



**T.C.
İSTANBUL ÜNİVERSİTESİ
FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ**



YÜKSEK LİSANS TEZİ

**TÜRKİYE'DEKİ ODUN BAZLI LEVHA ENDÜSTRİSİNDE
ATIKLARIN TANIMI, SINIFLANDIRILMASI VE ANALİZ
YÖNTEMLERİ**

Yusuf KÖSEOĞLU

**Orman Endüstri Mühendisliği
Orman Ürünleri Kimyası ve Teknolojisi**

Danışman

Prof. Dr. Nural YILGÖR

Kasım, 2015

İSTANBUL

Bu çalışma 03/11/2015 tarihinde aşağıdaki jüri tarafından Orman Endüstri Mühendisliği Anabilim Dalı Orman Ürünleri Kimyası ve Teknolojisi programında Yüksek Lisans Tezi olarak kabul edilmiştir.

Tez Jürisi:



İmza

Prof. Dr. Nural YILGÖR (Danışman)
İstanbul Üniversitesi
Orman Fakültesi



İmza

Prof. Dr. Bahattin GÜRBOY
İstanbul Üniversite
Orman Fakültesi



İmza

Prof. Dr. Turgay AKBULUT
İstanbul Üniversitesi
Orman Fakültesi



İmza

Yard. Doç. Dr. Nimet VELİOĞLU
İstanbul Üniversitesi
Orman Fakültesi



İmza

Yard. Doç. Dr. Günay ÖZBAY
Karabük Üniversitesi
Orman Fakültesi

Bu alışma İstanbul Üniversitesi Bilimsel Araştırma Projeleri Yürütücü Sekreterliğinin 52036 numaralı projesi ile desteklenmiştir.

ÖNSÖZ

Yüksek lisans tezimi konusunda beni bu çalışmaya yönlendiren, bana her konuda normalinden fazla yardımcı olan ve desteğini benden esirgemeyen değerli danışman öğretim üyesi Sayın Prof. Dr. Nural YILGÖR hocama teşekkürlerimi sunuyorum.

Yüksek lisans eğitimim sırasında kendileriyle çalışma mutluluğuna eriştiğim değerli akademisyenler Sayın Prof. Dr. Bahattin GÜRBOY, Prof. Dr. Turgay AKBULUT, Prof. Dr. Celil ATİK, Prof. Dr. Mualla BALABAN UÇAR, Doç. Dr. Gülnur ELMAS MERTOĞLU, Yrd. Doç. Dr. Öznur ÖZDEN, Yard. Doç. Dr. Nimet VELİOĞLU ve Araştırma Görevlisi Ahsen Ezel BİLDİK'e ve tavsiyeleriyle çalışmamı destek veren Yard. Doç. Dr. Günay ÖZBAY'a teşekkürlerimi sunuyorum. Çalışmam sırasında birçok kez kendilerinden yardım aldığım değerli akademisyen Araş. Gör. Dr. Serdar Akburak ve yüksek mühendis Serhat Dayanıklıoğlu'na da teşekkür etmeyi bir borç biliyorum.

En önemli teşekkürlerden bir tanesi de birçok firmanın destek vermek istemediği bir konuda dahi desteğini esirgemeyen ve bu çalışmaya materyal desteği sağlayan, bilimde var olan önemli bir boşluğu doldurmamıza yardım eden Kastamonu Entegre A.Ş. firmasıdır. Yardımlarından dolayı firmanın çalışanlarından Sayın Ferit Yıldırım'a da ayrıca teşekkür ederim.

Son olarak, yüksek lisans eğitimim sırasında her ne şartta olursa olsun desteklerini benden esirgemeyen, motivasyonumu kaybettiğim zamanlarda bile beni teşvik eden, bu süre zarfında benim her zaman yanımda olan annem Reyhan KÖSEOĞLU ve babam Mustafa KÖSEOĞLU'na sonsuz teşekkürler.

İÇİNDEKİLER

Sayfa No

ÖNSÖZ.....	i
İÇİNDEKİLER	ii
ŞEKİL LİSTESİ.....	vi
TABLO LİSTESİ	viii
SİMGE VE KISALTMA LİSTESİ	x
ÖZET.....	xi
SUMMARY	xiii
1. GİRİŞ.....	1
2. GENEL KISIMLAR	6
2.1. BİYOKÜTLE	6
2.1.1. Biyokütle Enerjisinin Avantajları ve Dezavantajları	7
2.1.2. Biyokütlenin Sınıflandırılması.....	9
2.1.3. Odun Biyokütlesinin Sınıflandırılması	13
2.2. ODUN BİYOKÜTLESİNİN KİMYASAL YAPISI	14
2.2.1. Odun Yapısını Oluşturan Asıl Bileşenler	15
2.2.1.1. <i>Selüloz</i>	15
2.2.1.2. <i>Polyozlar (Hemiselülozlar)</i>	16
2.2.1.3. <i>Lignin</i>	17
2.2.2. Odunun Yan Bileşenleri.....	18
2.2.3. Kabuk	18
2.3. ORMAN ENDÜSTRİSİ ATIKLARININ BİYOKÜTLE OLARAK.....	
DEĞERLENDİRİLMESİ	19
2.3.1. Türkiye’de Odun Esaslı Levha Endüstrisi	20
2.3.1.1. <i>Türkiye’de Yongalevha Endüstrisi</i>	21
2.3.1.2. <i>Türkiye’de MDF Endüstrisi</i>	22
2.3.2. Orman Endüstrisi Atıkları.....	22
2.3.2.1. <i>Yongalevha Endüstrisi Atıkları</i>	23
2.3.2.2. <i>MDF Endüstrisi Atıkları</i>	26
2.3.2.3. <i>Mobilya Endüstrisi Atıkları</i>	27
2.3.2.4. <i>Kâğıt Endüstrisi Atıkları</i>	29
2.3.3. Odun Esaslı Levha Endüstrisinde Oluşan Atıkların İçeriği	30

2.3.3.1. Kimyasal Maddelerle İşlem Görmemiş Üretim Atıkları	30
2.3.3.2. Kimyasal Maddelerle İşlem Görmüş Üretim Atıkları	31
2.4. ODUN ESASLI LEVHA ENDÜSTRİSİNDE KULLANILAN KİMYASALLAR	31
2.4.1. Tutkallar	32
2.4.1.1. Üre Formaldehit Tutkalı (ÜF)	32
2.4.1.2. Melamin Formaldehit Tutkalı (MF)	34
2.4.1.3. Fenol Formaldehit Tutkalı (FF)	35
2.4.2. Katkı Maddeleri	36
2.4.2.1. Sertleştirici Maddeler	37
2.3.2.2. Su İtici Maddeler	37
2.4.2.3. Koruyucu ve Yanmayı Geciktirici Maddeler	37
2.5. ATIK YÖNETİMİ VE MEVZUATI	38
2.5.1. Atık Yönetiminde AB Mevzuatı	39
2.5.1.1. Maastricht Anlaşması	41
2.5.1.2. AB Anlaşması	41
2.5.1.3. Atık Çerçeve Yönergesi	42
2.5.1.4. Tehlikeli Atık Direktifi	43
2.5.2. Atık Yönetiminde Türk Mevzuatı	43
2.5.2.1. Türkiye Cumhuriyeti Anayasası	44
2.5.2.2. Çevre Kanunu	44
2.5.2.3. Atık Yönetimi Yönetmeliği	46
2.5.3. Atıkların Sınıflandırılması	49
2.5.3.1. Katı Atıklar	50
2.5.3.2. Tehlikeli Atıklar	51
2.5.4. Atık Yönetimi ve Hiyerarşisi	53
2.5.4.1. Katı Atık Yönetimi	55
2.5.4.2. Tehlikeli Atık Yönetimi	55
2.5.5. Tehlikeli Atıkların Geri Kazanım İşlemleri	56
2.5.6. Tehlikeli Atıkların Bertaraf Yöntemleri	56
2.6. ATIKLARIN YÖNETİMİNDE KULLANILAN TEKNİKLER	57
2.6.1. Depolama	58
2.6.1.1. Düzensiz Depolama	58
2.6.1.2. Düzenli Depolama	58
2.6.2. Biyolojik Sistemler	59

2.6.2.1. Kompostlaştırma	60
2.6.2.2. Biyometanizasyon (Havasız Kompostlaştırma).....	60
2.6.2.3. Biyoetanol/Biyodizel.....	61
2.6.2.4. Biyodrying (Biyokurutma).....	61
2.6.3. Fiziksel – Kimyasal Sistemler	61
2.6.3.1. Atıktan Türetilmiş Yakıt (RDF)	61
2.6.3.2. Solidifikasyon/Stabilizasyon.....	62
2.6.4. Termal Bertaraf Teknikleri	63
2.6.4.1. Yakma	63
2.6.4.2. Gazifikasyon.....	65
2.6.4.3. Piroliz.....	65
2.6.4.4. Plazma Tekniği.....	66
3. MALZEME VE YÖNTEM	67
3.1. DENEYLERDE KULLANILAN ATIK ÖRNEKLERİ.....	67
3.1.1. Yongalevha Üretimi Sürecinde Oluşan Atıklar	67
3.1.2. MDF Üretimi Sürecinde Oluşan Atıklar	70
3.1.3. MEP Üretimi Sürecinde Oluşan Atıklar	74
3.2. TERMOGRAVİMETRİK ANALİZ	74
3.3. ICP-OES İLE ELEMENT TAYİNİ.....	74
3.3.1. Deney Örneklerinin Hazırlanması	75
3.3.2. Deney Süreci	76
3.4. FTIR-ATR ANALİZİ	77
3.5. HALOJENÜR ANALİZİ.....	77
3.6. KİMYASAL ANALİZ YÖNTEMLERİ	78
3.6.1. İnorganik Madde Tayini	78
3.6.2. Alkol-Sikloheksan Çözünürlüğü.....	79
3.6.3. %1’lik Alkali Çözünürlüğü.....	79
3.6.4. Lignin Tayini	79
4. BULGULAR	81
4.1. TERMOGRAVİMETRİK ANALİZ SONUÇLARI.....	81
4.1.1. Yongalevha Üretimi Atıklarının Termogravimetrik Analiz Sonuçları.....	81
4.1.2. MDF Üretimi Atıklarının Termogravimetrik Analiz Sonuçları.....	82
4.1.3. MEP Parke Tozu Atığının Termogravimetrik Analiz Sonucu.....	84
4.2. ICP-OES İLE ELEMENT TAYİNİ SONUÇLARI.....	85

4.2.1. Yongalevha Üretimi Atıklarının Element Değerleri.....	86
4.2.2. MDF Üretimi Atıklarının Element Değerleri	87
4.2.3. MEP Parke Tozu Atığının Element Değerleri	88
4.3. FTIR-ATR ANALİZİ SONUÇLARI	89
4.3.1. Yongalevha Üretimi Atıklarının FTIR-ATR Analizi	92
4.3.2. MDF Üretimi Atıklarının FTIR-ATR Analizi	94
4.3.3. MEP Parke Tozu Atığının FTIR-ATR Analizi.....	96
4.4. HALOJENÜR ANALİZİ SONUÇLARI.....	97
4.5. KİMYASAL ANALİZ SONUÇLARI	97
4.5.1. İnorganik Madde Tayini	97
4.5.2. Alkol-Sikloheksan Çözünürlüğü.....	99
4.5.3. %1'lik Alkali Çözünürlüğü.....	100
4.5.4. Lignin Tayini	101
5. TARTIŞMA VE SONUÇ	102
5.1. TGA SONUÇLARININ DEĞERLENDİRİLMESİ.....	102
5.2. ICP-OES İLE ELEMENT ANALİZİ SONUÇLARININ	
DEĞERLENDİRİLMESİ	109
5.3. FTIR-ATR SPEKTRUMLARININ DEĞERLENDİRİLMESİ	116
5.4. KİMYASAL ANALİZ SONUÇLARININ DEĞERLENDİRİLMESİ	117
5.5. SONUÇLAR VE ÖNERİLER.....	121
KAYNAKLAR	126
EKLER.....	139
EK-1	139
EK-2.....	141
ÖZGEÇMİŞ.....	142

ŞEKİL LİSTESİ

Sayfa No

Şekil 2.1: Biyokütlenin iki temel gurubu ve onların alt grupları (Basu, 2010).	12
Şekil 2.2: Odun analiz şeması (Fengel ve Wegener, 1984).	15
Şekil 2.3: Selüloz molekül zincirinden bir bölüm (Fengel ve Wegener, 1984).	16
Şekil 2.4: Polyozlarda bulunan şeker yapıtaşlarına örnekler (Fengel ve Wegener, 1984).	17
Şekil 2.5: Ligninin yapı taşları (Fengel ve Wegener, 1984).	17
Şekil 2.6: Şematik olarak yongalevha üretimi (Kollmann ve diğ., 1975).	23
Şekil 2.7: Kurutma fırınında atık olarak oluşan kül.	24
Şekil 2.8: Eleme aşamasında atık olarak oluşan ve takoz diye isimlendirilen odun parçaları.	25
Şekil 2.9: MDF üretimi iş akışı (Eroğlu ve Usta, 2000).	27
Şekil 2.10: Üre ile formaldehitin kondenzasyonu (Frihart, 2005).	33
Şekil 2.11: Melamin ile formaldehitin kondenzasyonu (Frihart, 2005).	35
Şekil 2.12: Fenol Formaldehit kondenzasyon reaksiyonu (Frihart, 2005).	36
Şekil 2.13: Katı atıkların kaynağına göre sınıflandırılması (Palabıyık ve Altunbaş, 2004). ...	51
Şekil 2.14: Atık yönetimi hiyerarşisi (Erol Fidan, 2009).	54
Şekil 3.1: Kastamonu Entegre A.Ş. firmasının Gebze yerleşkesindeki yongalevha üretim hattı ve atık oluşan bölümler.	68
Şekil 3.2: Kastamonu Entegre A.Ş. firmasının Gebze fabrikasında MDF üretim safhaları ve atık oluşan aşamalar.	71
Şekil 3.3: Kabuk atığı.	72
Şekil 3.4: Serme bölümünde oluşan MDF lifi atığı.	73
Şekil 4.1: Yongalevha üretim hattındaki hammadde ve atıkların termogravimetrik analiz grafiği, (a) kabuk, (b) elek altı, (c) zımpara tozu, (d) yonga, (e) zift.	81
Şekil 4.2: MDF üretim hattındaki hammadde ve atıkların termogravimetrik analiz grafiği, (a) kabuk, (b) zımpara tozu, (c) kenar kesme, (d) lif, (e) yonga.	83
Şekil 4.3: MEP üretim hattındaki hammadde parke tozu atığının termogravimetrik analiz grafiği.	84

Şekil 4.4: Yonga atıklarının referans örnek olarak alınan çam ve dişbudak örnekleri ile karşılaştırmalı spektrum bantları (a) atık yonga, (b) referans dişbudak (<i>Fraxinus excel.</i>) örneği, (c) referans çam (<i>Pinus sylvestris</i>) örneği.....	90
Şekil 4.5: Yongalevha üretim hattından alınan atıkların FTIR spektrum bantlarının karşılaştırmalı olarak gösterilmesi, (a) Yonga (hammadde), (b) Zımpara tozu, (c) Elek altı, (d) Kabuk.....	93
Şekil 4.6: MDF üretim hattından alınan atıkların FTIR spektrum bantlarının karşılaştırmalı olarak gösterilmesi, (a) yonga, (b) elek altı, (c) MDF lifi, (d) MDF kenar kesme, (e) MDF zımpara tozu.	94
Şekil 4.7: Yongalevha üretim hattından alınan zımpara tozu (a), elek altı (b), kabuk (d); MDF üretim hattından alınan yonga (c), zımpara tozu (f), kenar kesme (g), lif (h) ve MEP üretim hattından alınan parke tozu (e) atıklarının FTIR spektrumlarının karşılaştırması.....	96
Şekil 4.8: Yongalevha bölümündeki hammadde ve atıkların kül oranları.	98
Şekil 4.9: MDF bölümünde oluşan atıkların kül oranları.....	99
Şekil 4.10: Kabuk, elek altı tozları ve yongaların alkol-sikloheksan çözünürlükleri.	100
Şekil 4.11: Kabuk, elek altı tozları ve yongaların lignin oranları.....	101
Şekil 5.1: (a) Kabuk, (b) yongalevha elek altı, (c) yongalevha zımpara tozu, (d) MDF yongası, (e) MDF lifi ve (f) MEP parke tozu atıklarının termogravimetrik eğrileri.....	102
Şekil 5.2: Atık odun yongalarının DTG eğrisi (Gasparovic ve diğ., 2009).....	106
Şekil 5.3: Selüloz ve ligninin TGA eğrisi (Randriamanantena ve diğ., 2009).....	106
Şekil 5.4: Kavak odununun termogravimetrik eğrisi (Slopiecka ve diğ., 2012).	107
Şekil 5.5: Çam odununun TGA eğrisi (Lu ve diğ., 2007).	107
Şekil 5.6: Kestane, saplı meşe, Avrupa kayını, sarıçam ve mavi okaliptüs odunlarının TGA eğrileri (Francisco-Fernández ve diğ., 2012).....	108

TABLO LİSTESİ

Sayfa No

Tablo 2.1: Biyokütle çeşitlerinin genel sınıflandırması (Vassilev ve diğ., 2010).....	11
Tablo 2.2: Biyokütlenin kaynakları ve sınıflandırılması (Tumuluru ve diğ., 2011).	12
Tablo 2.3: Orman biyokütlesinin sınıflandırılması (Tumuluru ve diğ., 2011).....	13
Tablo 2.4: İğne yapraklı ve yapraklı ağaç odunlarında ana bileşenlerin % olarak miktarları (Christensen, 2013).....	15
Tablo 2.5: 2014 yılında Türkiye'nin levha sektöründe dünya sıralamasındaki yeri ve üretim miktarları (Dayanıklıoğlu, 2015).	20
Tablo 2.6: Türkiye'de levha sanayisinde faaliyet gösteren bazı firmalar ve üretim kapasiteleri (Dayanıklıoğlu, 2015).	21
Tablo 2.7: 2013 ve 2014 yıllarında Türkiye'nin OSB ithalat miktarları (Dayanıklıoğlu, 2015).....	21
Tablo 2.8: Türkiye'nin son yıllara ait MDF ithalat miktarları (Dayanıklıoğlu, 2015).....	22
Tablo 2.9: Atık Yönetimi Yönetmeliğinde verilen atık listesinde yer alan bazı orman endüstrisi atıkları (Atık Yönetimi Yönetmeliği, 2015).....	48
Tablo 2.10: Atık Yönetimi Yönetmeliğine göre atık sınıfları (Atık Yönetimi Yönetmeliği, 2015).....	49
Tablo 2.11: Tehlikeli kabul edilen atıkların özellikleri (Atık Yönetimi Yönetmeliği, 2015; Council Directive 91/689/EEC, 1991).....	52
Tablo 2.12: Atık Yönetimi Yönetmeliğine göre tehlikeli atıkların geri kazanım işlemleri (Atık Yönetimi Yönetmeliği, 2015).	56
Tablo 2.13: Tehlikeli atıkların bertaraf yöntemleri (Atık Yönetimi Yönetmeliği, 2015).	57
Tablo 2.14: Termal bertaraf yöntemlerinin tipik reaksiyon koşulları ve oluşan ürünler (Saltabaş ve diğ., 2011).	63
Tablo 3.1: Berghof Speedway 4 mikrodalga cihazında örnek yakma işleminin parametreleri.	76
Tablo 4.1: PerkinElmer Optima 7000 DV cihazında sertifikalı örneğin ölçüm değerleri.....	85
Tablo 4.2: Fabrikadan iki farklı dönemde alınan kabuk atıklarının element miktarları.....	86
Tablo 4.3: İki farklı dönemde alınan yongalevha üretim atıklarının element miktarları.	87
Tablo 4.4: Kastamonu Entegre firmasından iki farklı dönemde alınan MDF üretim atıklarının element miktarları.	88

Tablo 4.5: Kastamonu Entegre firmasının MEP bölümünden iki farklı dönemde parke tozu atığının element miktarları.....	89
Tablo 4.6: Örneklerin FTIR spektrumlarında belirlenen çeşitli dalga boylarındaki absorban değerlerinin tanımlanması (Pandey ve Pitman, 2003; Harrington ve diğ., 1964; Faix, 1991; Naumann ve diğ., 2005; Marchessault, 1962; Skoog ve West, 1981).....	90
Tablo 4.7: Yongalevha üretim hattından alınan atık numunelere ait FTIR spektrum bantlarının tanımlanması, (a) Yonga (hammadde), (b) Zımpara tozu, (c) Elek altı, (d) Kabuk (Pandey ve Pitman, 2003; Harrington ve diğ., 1964; Faix, 1991; Naumann ve diğ., 2005; Marchessault, 1962; Skoog ve West, 1981).....	93
Tablo 4.8: MDF üretim hattından alınan atık numunelere ait FTIR spektrum bantlarının tanımlanması; (a) yonga, (b) elek altı, (c) MDF lifi, (d) MDF kenar kesme, (e) MDF zımpara tozu (Pandey ve Pitman, 2003; Harrington ve diğ., 1964; Faix, 1991; Naumann ve diğ., 2005; Marchessault, 1962; Skoog ve West, 1981).....	95
Tablo 4.9: Yongalevha üretim hattında oluşan atıkların kül oranları ve tam kuru madde miktarları.	97
Tablo 4.10: MDF atıklarının tam kuru madde ve kül oranları.	98
Tablo 4.11: MEP üretimi atığı olan parke tozunun kül oranı ve tam kuru madde miktarı.	99
Tablo 4.12: Kabuk, elek altı ve yongaların alkol-sikloheksan çözünürlükleri.....	100
Tablo 4.13: Yongalevha yongası ve MDF yongasının %1'lik NaOH çözünürlükleri.	100
Tablo 4.14: Kabuk, elek altı tozları ve yongaların lignin oranları.	101
Tablo 5.1: Farklı sıcaklıklarda atıklarda gerçekleşen ağırlık kayıpları.	103
Tablo 5.2: Atık örneklerin element düzeyinde standartta yer alan değerler ile karşılaştırılması.....	113
Tablo 5.3: Vassilev ve diğ. (2010)'nin sınıflandırmasına göre atıkların bileşimindeki elementlerin buldukları sınıflar.....	116
Tablo 5.4: Atık Yönetimi Yönetmeliğinde verilen atık listesinde tanımlanan orman endüstrisi atıkları (Atık Yönetimi Yönetmeliği, 2015).....	122
Tablo 5.5: Yönetmelikte verilen bazı atık sınıfları (Atık Yönetimi Yönetmeliği, 2015).....	124

SİMGE VE KISALTMA LİSTESİ

Simgeler

Açıklama

NaOH	: Sodyum hidroksit
H₂SO₄	: Sülfürik asit
CO₂	: Karbondioksit
CH₄	: Metan
NH₄Cl	: Amonyum klorür
H₂O	: Su
N₂	: Azot
CH₃COOH	: Asetik asit
HBr	: Hidrojen bromür
Na₂CO₃	: Sodyum karbonat
NaHCO₃	: Sodyum bikarbonat
NHO₃	: Nitrik asit
H₂O₂	: Hidrojen peroksit

Kısaltmalar

Açıklama

MDF	: Medium Density Fiberboard (Orta Yoğunluklu Liflevha)
MEP	: Melamin Emprenye Pres
AB	: Avrupa Birliği
US EPA	: Birleşik Devletler Çevre Koruma Ajansı
TGA	: Termogravimetrik Analiz
ÜF	: Üre formaldehit
MF	: Melamin formaldehit
FF	: Fenol formaldehit
VOCs	: Volatile organic compounds

ÖZET

YÜKSEK LİSANS TEZİ

TÜRKİYE'DEKİ ODUN BAZLI LEVHA ENDÜSTRİSİNDE ATIKLARIN TANIMI, SINIFLANDIRILMASI VE ANALİZ YÖNTEMLERİ

Yusuf KÖSEOĞLU

İstanbul Üniversitesi

Fen Bilimleri Enstitüsü

Orman Endüstri Mühendisliği Anabilim Dalı

Danışman: Prof. Dr. Nural YILGÖR

Levha endüstrisi, özellikle yongalevha ve liflevha, Türkiye'de oldukça gelişmiş sektörlerdir. Türkiye dünya genelinde yongalevha üretiminde beşinci, MDF üretiminde ikinci, laminat parke üretiminde de üçüncü sıradadır.

Odun esaslı levha endüstrisinde hammadde olarak başta odun biyokütlesi olmakla birlikte çeşitli kimyasal maddeler kullanılmaktadır. Üretimde kimyasal maddeler kullanıldığından üretim sırasında oluşan atıkların çevre ve insan sağlığına uyumlu bir şekilde kontrol edilmeleri büyük önem arz etmektedir. Çünkü bu kimyasal maddelerin içerisinde çevreye zarar verme ihtimali olan kimyasal maddeler de vardır.

Üretimler sırasında oluşan atıkların çevreyi kirletme potansiyellerinin bulunması nedeniyle toplumlar, sivil toplum kuruluşları ve uluslararası kuruluşlar atık yönetimi konusunda daha duyarlı hale gelmişlerdir.

Atıkların çevre ve insan sağlığına uyumlu şekilde kontrol edilmesi atık yönetimi olarak tanımlanır. Atık yönetimi mevzuatlar çerçevesinde yapılmaktadır. Atıkların yönetimi konusunda genel esaslar, atıkların hangi koşullarda tehlikeli kabul edildiği, atıkların bertarafı ve geri kazanımında hangi yöntemlerin esas alındığı gibi hususlar ulusal ve uluslararası hukuk kaynakları ile belirlenir.

Bu çalışma ile odun esaslı levha endüstrisi atıklarının karakterizasyonunun ve sınıflandırmasının yapılması amaçlanmaktadır. Bu kapsamda çalışmada kullanılan atık örneklerde FTIR analizi, TGA analizi, kimyasal analizler, ICP-OES ile element analizi ve halojenür analizi yapılmıştır. Bu çalışmada Kastamonu Entegre A.Ş. firmasının Gebze yerleşkesindeki yongalevha üretiminde oluşan kabuk, yonga, elek altı ve zımpara tozu atıkları; MDF üretiminde oluşan yonga, lif, kenar kesme ve zımpara tozu atıkları ve parke üretiminde oluşan parke tozu atığı kullanılmıştır.

TGA analizi sonuçlarıyla, atık örneklerin termal davranışlarının, tamamen ham odunun termal davranış özelliklerini gösterdiği saptanmıştır. FTIR analizi sonucu elde edilen spektrumlardan atık örneklerin çok büyük oranda ham odun karakteristiği gösterdiği sonucuna varılmıştır. Bu da üretimde kullanılan kimyasal maddelerin odun biyokütlesinin karakteristiğini değiştirmediğini göstermektedir. ICP ile element analizi ve halojenür analizi incelemeleri sonucunda atıkların bileşiminde bulunan tehlikeli maddelerin konsantrasyonlarının, mevzuata verilen tehlikeli madde eşik konsantrasyonlarını ve TSE standartlarında verilen biyoyakıtların tipik element değerlerini aşmadığı görölmüştür. Bu da atıkların tehlikeli atık olarak nitelendirilemeyeceği, dolayısıyla tehlikesiz atık olarak sınıflandırılmaları anlamına gelmektedir.

Çalışma sonucunda odun esaslı levha endüstrisi atıklarının tamamen biyokütle özelliği gösterdiği ve biyoyakıt olarak kullanılabilen kanaatine varılmıştır. Odun esaslı levha endüstrisi atıklarının biyoyakıt olarak kullanılması sürdürülebilir çevre politikaları açasından son derece faydalı olacaktır.

Kasım 2015, 156 sayfa.

Anahtar kelimeler: Odun Esaslı Levha Endüstrisi Atıkları

SUMMARY

M.Sc. THESIS

THE CHARACTERIZATION, CLASSIFICATION AND ANALYSIS METHODS OF WASTE IN TURKISH WOOD BASED PANEL INDUSTRY

Yusuf KÖSEOĞLU

Istanbul University

Institute of Graduate Studies in Science and Engineering

Department of Forest Industry Engineering

Supervisor: Prof. Nural YILGÖR

Panel industry, especially particle board and fibreboard industries are considerably developed industries in Turkey. Turkey is the fifth in particle board manufacturing, the second in MDF manufacturing and the third in laminate parquet manufacturing.

In wood-based panel industry, the main raw material is wood biomass as well as various chemical substances are used. Wastes, which occurs during the manufacture because of using chemical substances in manufacturing, must be controlled and they should comply with the regulations about human and environmental health. Because these chemical substances have some chemicals that they may damage the environment.

Societies, non-governmental organizations and international organizations have become more sensible about waste management since production wastes have a potential to pollute the environment.

Controlling the wastes as in harmony with human and environment is described as waste management. Waste management is done within the frame of legislations. Matters such as general principles of waste management, in which conditions the waste is considered dangerous, methods which are taken as the basis about disposal and recycle of waste are determined according to national and international law sources.

The aim of this study is to do the characterization and classification of the wood-based panel industry's wastes. In this context, FTIR analysis, TGA analysis, chemical analysis, element analysis with ICP-OES and halogen analysis were done on the samples of waste used in the study. Wastes of bark, chip, sifting waste and emery dust which occur in particle panel production, chip, fibre, edge trimming dust and emery dust which occur in MDF production and parquet dust which occur in parquet production are used. They were taken from Kastamonu Entegre A.Ş. Gebze Mill.

With the results of TGA analysis, it was determined that, the thermal behaviours of the waste samples have completely shown raw wood's thermal behaviour properties. Spectrums from the FTIR analysis result show that, waste samples have substantially shown as a raw wood characteristic. This means chemical substances used in manufacture do not change the wood biomass characteristic. As a result of element analysis with ICP and halogen analysis, it was detected that the hazardous materials concentrations of waste composition do not exceed the concentrations according to legislation about the threshold values of hazardous materials. Besides, wastes do not exceed the typical element values of biofuels given in TSE standards. Thus, wastes cannot be qualified as hazardous materials, hence they should be categorised as safe materials.

The conclusion of this study, it was reached the conclusion that, wood-based panel industry's wastes have completely shown biomass property and can be used as biofuels. Usage of wood-based panel industry's wastes as a biomass will be extremely beneficial in terms of sustainable environment policies.

November, 2015, 156 pages.

Keywords: The Wastes of Wood-Based Panels Industry

1. GİRİŞ

İktisat ilminden de bilindiği üzere üretim tesisleri üretim yaparken dünya üzerinde var olan kaynakları kullanır. Bu kaynaklarla yapılan üretim sonucunda bu kaynakların kullanımından doğan atıklar oluşur. Bu atıklar çevreye ve doğal olarak da insan sağlığına zarar verebilir. Çevresel kirlenmelerin insanları tehdit etmesi ve insanların bu konuya ilgilerinin artmasına neden olan olaylar sayesinde insanların çevre kirliliğine merakları ve duyarlılıkları artmıştır. Dolayısıyla da atıkların çevre ve insan sağlığına göre sürdürülebilir bir şekilde yönetilmeleri son derece önem kazanmıştır.

Dünyadaki tüm ülkeler ve toplumlar hızlı bir sanayileşme eğilimine yönelmişlerdir. Bu da beraberinde tüketim toplumuna dönüşü getirmiştir. Tüketimin artması, tüketimi karşılamak için yapılan üretimin artmasına, üretimin artması da oluşan atık miktarının artmasına sebep olmuştur. Oluşan bu atıkların ne yapılacağı, nasıl değerlendirileceği gibi sorulara cevap bulunması gerekliliği doğmuştur. Atıkların, insanların yaşadığı yerleşim bölgelerinin yakınlarında oluşması ile ortaya çıkan tehlikelerin giderek belirginleşmesi, çevre kirliliği üzerinde daha çok durulmasına ve küresel ısınma kavramından daha çok söz edilmesine neden olmuştur. Bu gidişatın önüne geçebilmek amacıyla uluslararası alanda çalışmalar yapılmaya başlanmış, toplumlar bilinçlenmeye ve sanayiciler üzerinde baskı unsuru olmaya başlamışlardır (Erol Fidan, 2009).

Çevrenin korunması ve kalitesinin yüksek düzeyde tutulması için sivil toplum kuruluşları, devletler ve uluslararası kuruluşlar çeşitli görevler üstlenmişlerdir. Çevrenin kirlenmesinde rol oynayan işletmeler insanların bu konuya önem vermesiyle çevre konusuna özen göstermek zorunda kalmışlardır (Erol Fidan, 2009).

Çevre konusunda hassasiyet taşıyan kuruluşlardan bir tanesi Avrupa Birliği'dir. AB'ne üye ülkelerden özellikle denize kıyısı olan ülkelerin küresel ısınmadan en çok etkilenecek ülkeler olmaları bu hassasiyetin sebebidir. Bu durum, onların çevreye daha duyarlı olmalarını ve bu duyarlılığı kendi ulusal sınırlarının dışına taşıma çabalarını anlamak için yeterlidir (Kalyoncu, 2005).

Dünya’da da gerek Birleşmiş Milletler bünyesinde, gerekse Avrupa Birliği içinde çevre konusuna duyulan hassasiyet maksimum seviyelere taşınırken Türkiye’de de bu hassasiyet artmıştır. Avrupa Birliği’ne girme hedefi de bu hassasiyetin yükselmesinde etkili olmuştur. Çünkü Birliğe girmek isteyen ülkelerin uymak zorunda oldukları kriterler vardır (Kalyoncu, 2005).

Erol Fidan (2009) Avrupa Birliğine (AB) uyum açısından Türkiye’nin en sorunlu alanlarının başında çevrenin geldiğini ifade etmiştir. Müktesebata uyum için en yüksek maliyet gerektiren çevre konularının başında da atık yönetimi gelmektedir. Başar (2012)’ye göre AB’ye üyelik müzakerelerinde en zorlu alanların başında çevre yer almaktadır ve çevrenin korunması AB’nin temel öncelikleri arasında önemli bir yer tutmaktadır. Yaklaşık 300 kadar direktif ve tüzükle düzenlenen çevre, AB Müktesebatının en kapsamlı alanlarından birisini oluşturmaktadır. AB’ye aday ülkelerin üye olmadan önce ulusal mevzuatlarını Birliğin mevzuatı ile uyumlaştırmaları gerekmektedir.

Atık yönetimi, Türkiye’de 1930’lardan itibaren çok sayıda yasal düzenlemeye konu olmuştur. Bu yıllardan itibaren çevre alanında işlev üstlenen kurumların sayısı da sürekli artmıştır. Son yıllarda Türkiye, çevresel sorumluluklarda olması gereken yasal zorunlulukları uygulamaya koymuştur (Erol Fidan, 2009). Bu kapsamda çeşitli kanunlar ve yönetmelikler yayımlanmıştır.

Atık yönetiminin doğru yapılması sadece yasal bir zorunluluk olmasından değil, başka sebeplerden dolayı da önemlidir. Arıkan (2013) atıkların bertaraf edilmediği takdirde çevreye ve insana ciddi zararlar verebileceğini ve atıkların uygun bir şekilde değerlendirilmediğinde ve bertaraf edilmedikleri takdirde, ülkelerin karşısına büyük bir sorun olarak çıktıklarını ifade etmiştir.

Sanayi üretiminin olduğu hemen hemen tüm alanlarda atık oluşmaktadır. Orman endüstrisi içerisinde bulunan odun esaslı levha sektörü de doğal kaynaklar kullanılarak üretim yapılan bir sektördür ve dolayısıyla bu sektörde de atıklar oluşmaktadır. Türkiye son yıllarda başlıca liflevha ve yongalevha olmak üzere odun esaslı levha sektöründe çok önemli gelişmeler kaydetmiştir. Türkiye’nin liflevha ve yongalevha üretimi yıldan yıla artmaktadır (Dayanıklıoğlu, 2015). Üretimin artması demek oluşan atık miktarının da artması demektir.

Liflevha ve yongalevha sanayisinde sadece ham odun kullanılmamaktadır. Üretimlerde çeşitli kimyasal maddeler de kullanılmaktadır. Bu kimyasal maddelerin bazıları tehlikeli maddeler sınıfındadır. Tehlikeli kimyasal maddelerin kullanıldığı üretim süreçleri sırasında ve sonucunda insan ve çevre sağlığına zarar verebilen tehlikeli atıklar oluşabilmektedir (Kalaycıoğlu ve Özen, 2009; Eroğlu ve Usta, 2000). Bu tehlikeli atıkların içerisinde ağır metal elementleri bulunabilmektedir. Ağır metal elementleri eser miktarlarda bulunması durumunda tehlikeli olmamaktadırlar. Ancak fazla miktarda maruz kalınması durumunda ciddi sağlık problemlerine neden olabilmektedirler (Das ve diğ., 2011). Esasında ağır metal elementleri odunun yapısında doğal olarak bulunmaktadır. Ncube ve Phiri (2015) ağır metallerin çevrenin doğal bileşenleri olduğunu ancak havada, toprakta ve suda izin verilen seviyelerin üzerinde birikmeleri durumunda tehlikeli olabileceklerini ifade etmişlerdir. Nikel (Ni), kadmiyum (Cd), arsenik (As), krom (Cr), kurşun (Pb) gibi elementler ağır metal elementleridir ve bunlarla birlikte toplamda 53 adet ağır metal elementi mevcuttur. Bu ağır metallerin maruz kalma üst limitleri Dünya sağlık örgütü ve başka birçok kuruluş tarafından sınırlandırılmıştır. Örneğin İngiliz Standartları Enstitüsü'nün "Atık Odun Proseslerinde Test Metotları ve Gerekliliklerinin Belirlenmesi" isimli standardına göre maruz kalma üst limitleri 90 mg Pb/kg, 25 mg Cr/kg, 1,5 mg Cd/kg ve 50 mg Ni/kg'dir.

Orman ürünleriyle ilgili günümüze kadar çeşitli çalışmalar yapılmıştır. Krook ve diğ. (2005) binaların yenilenmesi sonucu ortaya çıkan yapı odunlarının ağır metal miktarlarını incelemişlerdir ve bu odunlarda ölçülen ağır metallerin odunları korumak amacıyla kullanılan kimyasal maddelerden kaynaklandığını tespit etmişlerdir. Nicewicz ve Szczepkowski (2008) yapmış oldukları çalışmada ölü ve canlı kayın odunlarının ağır metal miktarlarını araştırmışlardır ve söz konusu odunlarda ağır metal miktarlarının benzer seviyelerde olduğunu saptamışlardır. Österas (2004) yaptığı çalışmada İsveç'te yetişen iki yaşındaki sarıçam (*Pinus sylvestris*), Avrupa ladini (*Picea abies*) ve adi huş (*Betula pendula*) ağaç türlerinde kalsiyum elementinin ve kadmiyum, bakır ve çinko ağır metallerinin miktarlarını incelenmiştir. Opydo ve Zembruski (1993) yaptıkları çalışmada saplı meşe (*Quercus robur*) odunundaki bazı ağır metallerin miktarlarını tespit etmişlerdir ve ağır metallerin miktarlarını olması gereken sınırlar içerisinde bulmuşlardır. Ncube ve Phiri (2015) çalışmalarında Zambiya'da yetişen çam ve okaliptus türlerinin ağır metal konsantrasyonlarını araştırmışlardır ve krom ile kadmiyum miktarlarının her iki

odun türü için benzer olduğu, nikelin çam odununda daha yüksek olduğu sonucuna varmışlardır. Kord ve diğ. (2010) iklim değişikliklerinin, atmosferik depolanmaların, topraktaki ağır metal miktarının, ağacın yetiştiği toprağın doğal yapısının ve ağaçların olgunluğunun odun bünyesinde biriken ağır metal miktarı üzerinde etkili olup olmadığını araştırmış ve bu faktörlerin odun bünyesindeki ağır metal miktarını etkilediğini belirtmişlerdir. Çeşitli çalışmalar (He ve diğ., 2005; Tchounwou ve diğ., 2012) ağır metallerin; yerkabuğu boyunca doğal olarak da oluşabildikleri gibi metallere ve metal ihtiva eden bileşiklerden, tarımsal etkinlikler, endüstriyel üretimler, eritme işlemleri ve madencilik gibi insan faaliyetleri sonucunda da oluşabildiğini ortaya koymuştur.

Buah ve diğ. (2007) belediyesel katı atıklardan türetilmiş yakıt peletleri üzerinde piroliz çalışması yapmış ve bu atıkların termogravimetrik eğrisini ortaya koymuşlardır. Gasparovic ve diğ. (2009) odun yongalarının termogravimetrik analizini yapmışlardır. Orfao ve diğ. (1999) yaptıkları çalışmada çam odunu ksilan, selüloz ve lignininin termogravimetrik davranışını incelemişlerdir ve bu yapıların hangi sıcaklıklarda ağırlık olarak nasıl davranış sergilediklerini açıklamışlardır. Williams ve Besler (1996) selüloz ve polyoz içerikli biyokütle üzerinde yapmış oldukları çalışmada selüloz ve polyozun yıkılma karakteristiklerini ortaya koymuşlardır. Sorum ve diğ. (2001) kağıt, karton ve odundan elde edilen selülozik materyallerin termogravimetrik analizini araştırmışlardır ve bu ürünlerin termal davranış karakteristiklerini saptamışlardır. Garcia ve diğ. (1995) selülozik içerikli belediyesel katı atıkların pirolizlerinin termogravimetrik çalışmasını yapmışlardır. Randriamanantena ve diğ. (2009) *Diospyros*, *Dalbergia monticola rabevohitra*, *Ocotea sp.* türleri üzerinde yapmış oldukları çalışmada bu türlerin etkisiz atmosferde termal davranışlarını incelemişlerdir. Słowiecka ve diğ. (2012) kavak odununu piroliz ederek kavak odununun termogravimetrik ve kinetik çalışmasını ortaya koymuşlardır. Yang ve diğ. (2007) selüloz, lignin ve polyozların; Nowakowski ve diğ. (2007) söğüt ağacı polyozları, selülozu ve lignininin; Meszaros ve diğ. (2004) kabuğun; Lu ve diğ. (2007) çam odununun; Francisco-Fernández ve diğ. (2012) kestane, kayın, meşe, sarıçam, okaliptüs gibi temel ağaç odunlarının; Jiang ve diğ. (2010), Ahamad ve Alshehri (2014) üre formaldehit tükalinin termogravimetrik analizini incelemişlerdir.

Yılğor (2013) Anadolu sığıla ağacı (*Liquidambar orientalis*) ve toprak kazıları sırasında 8 metre derinlikteki bataklıktan çıkarılan dişbudak (*Fraxinus*) türleri üzerinde FTIR-ATR

incelemesi yapmıştır. Yilgor ve diğ. (2013) yapmış oldukları çalışmada mantar tahribatına uğratılmış Anadolu sığla ağacının FTIR spektrumlarını incelemiştir. Kartal ve diğ. (2013) bambo-polipropilen kompozitlerinin mantar ve termit direncini, su absorpsiyon derecesini ve FTIR spektrumlarını araştırmışlardır. Rector ve diğ. (2013) odun peletleri ve odun yongalarının kül oranlarını, kalorifik (ısı) değerlerini, kükürt ve klor içeriklerini ve ICP yöntemiyle element oranlarını incelemiştir.

Bu çalışma da benzer deney metotları kullanılarak odun esaslı levha endüstrisi atıklarının sınıflandırılması ve karakterizasyonunu yapmayı amaçlamaktadır. Bu kapsamda söz konusu endüstrideki atıkların bileşiminde bulunan elementlerin oranları tespit edilecek, termogravimetrik davranışları analiz edilecek, FTIR spektrumları ve halojen miktarları incelenecek ve kimyasal analizleri yapılacaktır. Bu çalışma ile atık yönetimi uygulamasının odun esaslı levha sektöründe uygulanması amaçlanmaktadır.

Bu tez giriş, genel kısımlar, materyal-metot, bulgular ve tartışma-sonuç bölümlerinden oluşmaktadır. Giriş bölümünde tezin amacı, detayları ve bu konuda daha önce yapılmış çalışmalar açıklanmaktadır. Genel kısımlar bölümünde tezin konusuyla ilgili bilgilere yer verilmiştir. Materyal ve metot kısmında tezde incelemesi yapılacak örnekler ve bu örneklerde yapılacak incelemelerin detayları anlatılmıştır. Bulgular kısmında elde edilen sonuçlar verilmiştir. Tartışma ve sonuç bölümünde de elde edilen bulgular daha önce bu konuda yapılmış çalışmalarla karşılaştırılarak yorum yapılmıştır.

2. GENEL KISIMLAR

2.1. BİYOKÜTLE

Biyokütle, organik madde kaynaklarıdır. Bitkilerin güneş enerjisini fotosentez yoluyla kimyasal enerjiye dönüştürmesi ve depolaması esasına dayanır. Enerjiyi depolayan bitkiler büyük miktarda organik kütle oluştururlar. Oluşan bu organik kütle biyokütle denir (Goyal ve diğ., 2008; Özbay, 2012).

McKendry (2002)'ye göre biyokütle terimi ile bitki kaynaklı tüm organik materyaller ifade edilmektedir. Buna göre biyokütle kaynaklarının organik madde olarak düşünülmesinin nedeni güneş enerjisinin kimyasal bağlar yoluyla depolanmasıdır. Bu bağlar bir şekilde kırıldığında kimyasal enerji açığa çıkacaktır.

Bir başka tanıma göre biyokütle terimi fosil olmayan ve biyolojik olarak bozunabilen bitkilerden, hayvanlardan ve mikroorganizmalardan türeyen organik materyaller olarak ifade edilmektedir (Demirbaş, 2009). Biyokütle; tarım ve orman ürünleri, yan ürünleri, atıkları ve bunların ilgili endüstrilerinden arda kalan fosil olmayan biyolojik olarak bozunabilen organik fraksiyonlar ile çoklu katı atıkları kapsar (Demirbaş, 2009).

Biyokütleden elde edilen enerjiye biyokütle enerjisi denir (Özbay, 2012). Biyokütle; elektrik ve ısı enerjisi üretiminde ve ulaşım sektöründe biyoyakıt olarak kullanılabilirdiği gibi çeşitli kimyasal maddelerin elde edilmesi amacıyla da kullanılmaktadır. Biyokütle doğrudan biyoyakıt olarak kullanılabilirdiği gibi çeşitli yöntemlerle yan ürünlere dönüştürülerek de kullanılabilir (Saxena ve diğ., 2009; Özbay, 2012).

Biyokütlenin kimyasal bileşimi fosil enerji kaynaklarına kıyasla oldukça farklıdır. Özellikle odun ve diğer biyokütle kaynakları, yüksek oranda oksijen içeren organik yapılardan meydana gelmiştir. Biyokütlenin yapısındaki temel bileşenler, yüksek molekül ağırlıklı karbonhidrat polimerler ve oligomerler (% 65-75) ve lignin (% 18-35)'dir. Bunların yanı sıra, düşük molekül ağırlıklı organik ekstraktif maddeler ve inorganikler maddeler de biyokütlerde ağırlıkça % 4-10 arasında değişen oranlarda bulunur. Selüloz, hemiselüloz ve lignin lignoselülozik biyokütle kaynaklarının temel bileşenleri olup, yapıdaki bileşim oranları biyokütle türüne göre değişiklik göstermektedir (Mohan ve diğ., 2006; Özbay, 2012).

2.1.1. Biyokütle Enerjisinin Avantajları ve Dezavantajları

Küresel çevre sorunları doğrudan doğruya tüketilen enerjiye, daha doğrusu kükürt ve diğer zararlı maddeleri içeren fosil yakıt kullanımına bağlıdır. Biyokütle artıkları fosil yakıtlara kıyasla çok daha düşük miktarda azot ve kükürt içerirler. Bu nedenle yakma tesislerine yakın bölgelerdeki alanlarda asit yağmurlarına sebep olmazlar. Ayrıca, NO₂ emisyonları ve kül içeriği fosil yakıtlara göre yanma sıcaklığının düşük olması sebebiyle çok düşüktür (Gonzalez ve diğ., 2004).

Biyokütlenin, alternatif enerji kaynağı olarak gösterilmesinde en önemli sebep yakılması ile atmosfere hiç yeni CO₂ salınımının olmamasıdır. Çünkü eğer hasat ettiğimiz biyokütleyi yeniden yetiştirmek istersek, CO₂ yeniden büyüme döngüsüne girer (Acma-Haykiri ve Yaman, 2010). Taşar (2011)'e asit yağmurlarının önlenmesi açısından, biyokütle enerjisinin kullanımı önem kazanmaktadır.

Biyokütlenin enerji elde edilmesi amacıyla kullanılmasının diğer çevresel üstünlükleri arasında toprak ve su kirliliğine daha az neden olması, mikro iklim denetimine yardımcı olması, toz soğurması ve erozyon kontrolü sağlaması da bulunmaktadır. Biyokütlenin üretimi geniş oranda tarım işçiliğine gerek duyduğundan biyokütle yeni iş olanakları yaratma açısından iyi bir seçenektir (Taşar, 2011).

Ancak biyokütlenin enerji kaynağı olarak kullanılmasında bazı dezavantajları da vardır. Bunlar, düşük çevrim verimine sahip olmaları ve tarım alanları için rekabet oluşturmalarıdır. Ayrıca su içeriklerinin fazla olmasından dolayı, biyokütle kaynaklarının ısı değerleri düşüktür (Al-Widyan ve diğ., 2006).

Biyokütle enerjisinin bazı avantajları genel olarak şu şekilde sıralanabilir (Vassilev ve diğ., 2015):

- Doğal biyokütle olduğu için yenilenebilir enerji kaynağı olması,
- İklim üzerinde olumlu etkileri olan doğal bir CO₂ dönüştürücü olması,
- Besin maddesi olmayan bir yenilenebilir kaynak olması,
- Fosil yakıtların korunması,
- Kül, C, S, N, Si ve çoğu iz elementi düşük konsantrasyonda içeriyor olması,

- Uçucu bileşikler, Ca, H, Mg, P, organik bileşenler, ekstraktifler, suda çözünen elementler açısından zengin olması,
- Biyobozunur kaynaklarla yüksek ölçüde tepkime verme kabiliyeti ve bu dönüşüm sırasında düşük tutuşma ve yanma sıcaklığına ihtiyaç duyması,
- Biyoyakıtların üretimi bakımından bol miktarda bulunması ve ucuz olması,
- Biyokütle atık ve artıklarının enerji elde etme yoluyla azaltılması,
- Tehlikeli emisyonların (CH₄, CO₂, NO_x, SO_x, toksik iz elementleri) azalmasının sağlanması,
- Kül içeriğiyle toksik bileşenlerin tutulması ve depolanması,
- Bozulmuş ve kirlenmiş arazilerin, tarım dışı ve düşük kaliteli toprakların, denizlerin ve okyanusların kullanılmasına imkân vermesi,
- Kirlenmiş ve bozulmuş alanların restore edilmesine olanak sağlaması,
- Enerji güvenliği ve yakıt tedarikinin çeşitlendirilmesi,
- Kırsal alanlarda yeni istihdam ve gelir yaratma imkânları sağlaması.

Biyokütlenin bir enerji kaynağı olarak kullanılmasının avantajları yanında bazı dezavantajları da bulunmaktadır. Bunlar şu şekildedir (Vassilev ve diğ., 2015):

- Biyomateryal üretiminin besin kaynağı olarak kullanılabilen biyokütle (yiyecek, beslenme) üretimi ile rekabet halinde olması,
- Doğal ekosistemin tahribatına yol açabilmesi,
- Biyokütle hammadde tedarikinin güvenilir olmaması,
- Biyoyakıt ve kimyasal maddeler için biyokütle üretim kriterlerinin sürdürülebilirlik kriterlerinin göz ardı edilmesi,
- Kökenlerin ve kaynakların sertifikasyonu ile biyoyakıt üretimlerinin kontrolü ve küresel takibinin eksik olması,
- Kabul edilen terminoloji, metodoloji, standartlar, sınıflandırma ve sertifikasyon sistemlerinin yetersiz olması,
- Değerlendirme ve doğrulama için bileşim, kalite ve özellik değişkenlerinin ve bilgilerin yetersiz olması,
- Nem, suda çözünür fraksiyonlar, Cl, K, Na, O ve bazı iz elementlerin (Ag, Br, Cd, Co, Cr, Cu, Hg, Mn, Ni, Pb, Se, Ti, Zn) yüksek içerikte olması,
- Düşük enerji yoğunluğu (kütle yoğunluğu ve ısı değer),

- Düşük pH'a ve kül erime (füzyon) sıcaklığına sahip olması,
- Prosesler sırasında teknolojik problemlerin ortaya çıkabilmesi (aglomerasyon, tortu oluşumu, cüruf oluşumu, korozyon),
- Uygulanan işlemler ve uzaklaştırma sırasında koku, emisyon ve zararlı bileşiklerin yıkanması probleminin olması,
- Yetiştirme, toplama, hasat, taşıma, depolama ve ön işlem maliyetlerinin giderek büyüyen değerlere ulaşması,
- Bölgesel ve mevsimlik kullanılabilirlik ve yerel enerji tedarikinde karşılaşılabilecek problemlerin olması,
- Biyoyakıt üretimindeki deneyimlerin sınırlı olması ve oluşan atıkların değerlendirilmesindeki belirsizlikler,
- Biyoyakıt pazarlarının yeterince gelişmemiş olması,
- Yüksek yatırım maliyetleri.

2.1.2. Biyokütlenin Sınıflandırılması

Biyokütle çeşitli kaynaklardan oluşur. Bu kaynaklar hayvan gübrelerini de içeren bitkisel kökenli materyaller ve tüm diğer bitkileri kapsar. Birincil ya da saf biyokütle hayvansal ya da bitkisel kaynaklardan direkt olarak oluşur. Atık ya da türetilmiş biyokütle, biyokütleden üretilmiş farklı ürünlerden kaynaklanır (Basu, 2010).

Katı yakıtlarla ilgili yapılan uzun dönemli birçok çalışmada biyokütleyle ilgili bilgi ve tecrübeler elde edilmiştir, ancak biyokütle alanında biyokütlenin ürünleriyle ilgili başarılı bir sınıflandırma yapılamamıştır. Uygun olmayan bilimsel yaklaşımlar, biyokütle ve biyokütle yakıtları hakkında yanlış anlaşılmalara ve yanlış yorumlardan kaynaklanan bazı tamamlanmamış veriler biyokütle sınıflandırmasında sorun oluşturmaktadır (Vassilev ve diğ., 2010). Bu sorunlar şu şekilde sıralanabilir:

- Biyokütlenin yenilenebilir enerji kaynağı olduğu yönünde genel bir görüş vardır. Ancak ekim, yetiştirme, hasat, taşıma ve biyokütle yakıtı olarak kullanımda halledilmemiş bazı çevresel problemlerin oluşması nedeniyle bu görüş hala tam olarak doğru değildir (Von Loo ve Koppejan, 2008).
- Biyoyakıtlar ve biyokütle hakkında dünya çapında standartlar, sınıflandırma sistemleri ve genel olarak kabul edilmiş terminolojinin eksikliği, çeşitli yanlış

anlaşılmalara neden olmaktadır. Biyokütle ile ilişkili analitik ve tipik örnekleme problemleri de meydana çıkmaktadır ve bunların bazıları tartışılmaktadır (Von Loo ve Koppejan, 2008).

- Bazı çalışmalar biyokütle kaynağı olarak bataklık kömürünü içermektedir, fakat bataklık kömürü fosil bir yakıttır. Bataklık kömürü, diğer biyokütle olmayan ürünler ile kontamine olmuş bir biyokütle parçası olarak düşünülmelidir (Vassilev ve diğ., 1999; Vassilev ve Braekman-Danheux, 1999).
- Biyokütle çeşitlerinin ve ürünlerinin mineral ve element analizleri eksik ve çok kıttır (Vassilev ve diğ., 2010).
- Ca, Cl, K, Na, P, S, Si gibi elementlerin ve ağır metallerin konsantrasyonları ve davranışlarının biyokütle prosesleri (toplanması, işlenmesi, depolanması vb.) esnasında teknolojik ve çevresel pek çok soruna neden olduğu yaygın olarak kabul edilmektedir (Vassilev ve diğ., 2010).
- Biyokütlenin yakılması sırasında inorganik ve organik maddelerin davranışı hakkındaki çoğu bulgular, sadece kimyasal verilerin stokiyometrik hesaplamalarına ve kuramsal dengeye dayalıdır. Bu dolaylı incelemeler, dengeli olmayan koşullar altında çok bileşenli bir aşamanın güncel tahminleri için yetersiz olabilir ve yanlış sonuçların çıkmasına neden olabilir (Vassilev ve diğ., 2010).
- Diğer katı yakıtlar ile karıştırılmaları sırasında biyokütle çeşitlerinin etkilerinin araştırılması hakkındaki veriler oldukça sınırlıdır (Vassilev ve diğ., 2010).
- Şaşırtıcı bir şekilde, biyokütlenin külünde kömür külündeki gibi toksik metaller bulunmadığı kabul edilmektedir. Ancak, biyokütle küllerinin bu konudaki kesin sonuçları çok rahatsız edicidir. Örneğin, As, Ba, Cd, Cr, Cu, Hg, Mn, Pb ve Zn gibi elementler, bazı biyokütle türlerinin küllerinde azami oranda tespit edildi. Bu konsantrasyonlar kömür külüne kıyasla daha büyük değerlerdir ve bu elementler eşsiz yenilenebilir potansiyeli olan kaynaklarda bile mevcuttur. Ek olarak, biyokütle külündeki iz elementler, kömür külündeki bileşiklerden daha hareketli ve tehlikeli olma eğilimindedir. Biyokütle ve biyokütle ürünlerindeki iz elementler hakkında sistematik çalışmalar da henüz başlangıç aşamasındadır (Vassilev ve diğ., 2010).
- Çeşitli ülkelerde, biyokütlerdeki Ca, Cl, K, S ve bazı iz elementlerin miktarlarını ve limitlerini belirleyen yönetmelikler vardır. Ancak bu elementlerin kütle

konsantrasyonları, bu elementlerin oluş tarzları hakkında daha az bilgi vericidir (Vassilev ve diğ., 2010).

Biyokütle sınıflandırılmasıyla ilgili literatürde çeşitli sınıflandırmalar vardır. Bu sınıflandırmalar temelde aynı olmasına karşın sınıflandırma başlıkları anlamında farklılıklar göstermektedir. Vassilev ve diğ. (2010) biyokütle sınıflandırmasını Tablo 2.1’de görüleceği üzere odunsu, otsu, hayvansal, endüstriyel ve su biyokütlesi şeklinde yapmıştır.

Tablo 2.1: Biyokütle çeşitlerinin genel sınıflandırması (Vassilev ve diğ., 2010).

BİYOKÜTLE GRUPLARI	BİYOKÜTLE ALT GRUPLARI, ÇEŞİTLERİ VE ÖRNEKLERİ
Odun ve Odunsu Biyokütle	İğne yapraklı ağaçlar, geniş yapraklı ağaçlar, kabuk, yapraklar, saplar, yongalar, peletler, biriketler, talaş, kereste fabrikası atıkları ve çeşitli odun türlerinden elde edilen diğer odunlar
Otsu ve Tarımsal Biyokütle	Çimenler, çiçekler, samanlar, meyveler, tohumlar, buğday, mısır, bambu, küspe vb.
Su Biyokütlesi	Deniz ve Tatlısu algleri, mikroalgler, makroalgler, esmer su yosunu, yosun, deniz sümbülü
Hayvan ve İnsan Biyokütle Atıkları	Kemikler, tavuk çöpleri, çeşitli gübreler, diğerleri
Kirlenmiş Biyokütle ve Endüstriyel Biyokütle Atıkları	Belediyesel katı atık, restorasyon atığı odunlar, atıktan türetilmiş yakıt, kanalizasyon suyu, hastane atıkları, kağıt-kağıt hamuru atıkları, atık kağıtlar, karton atıkları, mukavva, liflevha, kontrplak, odun peletleri ve kutular, demiryolu traversleri, tabakhane atıkları
Biyokütle Karışımları	Yukarıdaki çeşitli maddelerden gelen karışımlar

Biyokütleye dair bir başka sınıflandırma Şekil 2.1’de gösterilmiştir. Basu (2010) biyokütle sınıflandırmasını saf ve atık biyokütle olmak üzere iki ana başlık altında yapmıştır.

Saf	Karasal Biyokütle	Orman biyokütlesi Otlar Enerji bitkileri Kültür (ekili) bitkileri
	Su Biyokütlesi	Algler Su bitkileri
Atık	Belediyesel Atık	Belediyesel katı atık Biyokatılar, kanalizasyon Depolama gazları
	Tarımsal Katı Atık	Hayvancılık ve gübre Tarımsal bitki artıkları
	Orman Kaynakları	Kabuk, yapraklar ve zemin kalıntıları
	Endüstriyel Atıklar	Yıkılmış ahşap, talaş Atık yağ veya yağ

Şekil 2.1: Biyokütlenin iki temel gurubu ve onların alt grupları (Basu, 2010).

Biyokütleye ait daha detaylı bir sınıflandırma Tumuluru ve diğ. (2011) tarafından yapılmıştır ve Tablo 2.2’de gösterilmiştir.

Tablo 2.2: Biyokütlenin kaynakları ve sınıflandırılması (Tumuluru ve diğ., 2011).

BİYOKÜTLE KAYNAĞI	TÜRÜ	ÖRNEK
TARIMSAL ARTIKLAR	Kuru Lignoselülozik Tarımsal Artıklar	Çilek, şeker pancarı kalıntıları, soğan üretiminden kaynaklanan bitkilerin artıkları
	Hayvancılık Atıkları	Katı gübre, sıvı gübre
ÖZEL ENERJİ BİTKİLERİ	Kuru Lignoselülozik Odunsu Enerji Bitkileri	Söğüt, kavak, okaliptüs
	Kuru Lignoselülozik Otsu Enerji Bitkileri	Kamış, Hint çalısı
	Yağ Enerji Bitkileri	Şeker pancarı, bambu kamışı, şeker darısı
	Niştastalı Enerji Bitkileri	Buğday, patates, mısır, arpa
	Diğerleri	Keten, kenevir, tütün sapları
ORMANCILIK	Orman Yan Ürünleri	Kabuk, odun yongaları, kereste artıkları, odun artıkları, odun dalları,

ENDÜSTRİ	Orman Endüstrisi Artıkları	Kereste ve tomruk fabrikalarından kaynaklanan endüstriyel odun atıkları (kabuk, odun yongaları, talaş, levhalar)
		Kağıt hamuru ve kağıt üretiminden kaynaklanan siyah likörü de içeren lif yapılı bitkisel atıklar
	Yiyecek Endüstrisi Atıkları	Islak selülozik materyaller, yağlar, mum yağı, sarı yağ, proteinler
	Endüstriyel Ürünler	Talaş topakları (pellet), talaş biriketleri, biyoyağlar, etanol, biyodizel
PARK VE BAHÇELER	Otsu	Çimen
	Odunsu	Budama
ATIK	Kirlenmiş Atık	Yıkılanmış odun, biyodegrade olmuş odun, belediyesel atık, kanalizasyon çamuru, depolama gazları, kanalizasyon gazları
DİĞERLERİ	Yol Kenarı Otları	Çim, kabuk,
	Kabuklar	Badem, zeytin, ceviz, çam, kakao

2.1.3. Odun Biyokütlesinin Sınıflandırılması

Odun esaslı levha sektöründe odun biyokütlesi kullanılmaktadır. Levha sektöründe odun olarak ham odun kullanılabilirdiği gibi atık olarak oluşan odun türevleri de kullanılabilir. Odun biyokütlesinin sınıflandırılması, Tumulu ve diğ. (2011) tarafından saf odun, orman endüstri atıkları, kullanılmış odun ve karışım halindeki odun biyokütlesi şeklinde yapılmıştır (Tablo 2.3).

Tablo 2.3: Orman biyokütlesinin sınıflandırılması (Tumulu ve diğ., 2011).

EKİLİ ORMAN ALANLARI VE DİĞER SAF ODUNLAR	Bütün Köksüz Ağaçlar	
	Tüm Köklü Ağaçlar	
	Kök Odunu	
	Kereste Kalıntıları	
	Kökler Ve Kütükler	Geniş yapraklı ağaçlar
	Kabuk	İğne yapraklı ağaçlar
ORMAN ENDÜSTRİ PROSELERİNDEN KAYNAKLANAN ATIKLAR VE YAN ÜRÜNLER	Bahçelerden, Üzüm Bağlarından, Meyve Bahçelerinden, Yol Kenarı Onarımlarından Ve Parklardan Ayıklanmış Odunlar	Kısa yetiştirme süreli ağaçlar
	Kimyasal Olarak İşlem Görmemiş Odun Atıkları	Çalılık
	Kimyasal Olarak İşlem Görmüş Olan Odun Atıkları, Lifler Ve Odun Bileşenleri	Harman ve karışımları
	Harman Ve Karışımları	Kabuksuz ağaçlar
		Kabuklu ağaçlar

KULLANILMIŞ ODUN	Kimyasal Olarak İşlem Görmüş Odun
	Kimyasal Olarak İşlem Görmemiş Odun Atıkları
	Harman Ve Karışımları
HARMAN VE KARIŞIMLAR	

Orman ürünleri endüstrisinde üretimler esnasında oluşan atıklar bu sınıflandırmada “Orman Endüstri Proseslerinden Kaynaklanan Atıklar ve Yan Ürünler” ana başlığında, kimyasal olarak işlem görmüş odunlar ve kimyasal olarak işlem görmemiş odunlar alt başlıklar altında sınıflandırılırlar. MDF, yongalevha ve MEP üretim hatlarında oluşan atıklardan kabuk, yongalar ve yongalevha elek altı atıkları ilk kimyasal madde ilavesinin yapıldığı tutkallama bölümünden önce oluştuklarından kimyasal bir madde ile etkileşime girmemişlerdir. Bu nedenle bu atıklar biyokütle sınıflandırılmasında “kimyasal olarak işlem görmemiş odun atıkları” kategorisinde sınıflandırılmalıdırlar. Söz konusu üretim hatlarında oluşan diğer atıklar olan MDF lifi, MDF kenar kesme, MDF ve yongalevha zımpara tozları ve MEP parke tozu atıkları kimyasal madde ilavesi yapıldıktan sonra oluşan atıklardır. Dolayısıyla da kimyasal bir içeriğe sahiptirler. Bu nedenle bu atıklar biyokütle olarak sınıflandırılırken “kimyasal olarak işlem görmüş odun atıkları” kategorisinde sınıflandırılabilirler.

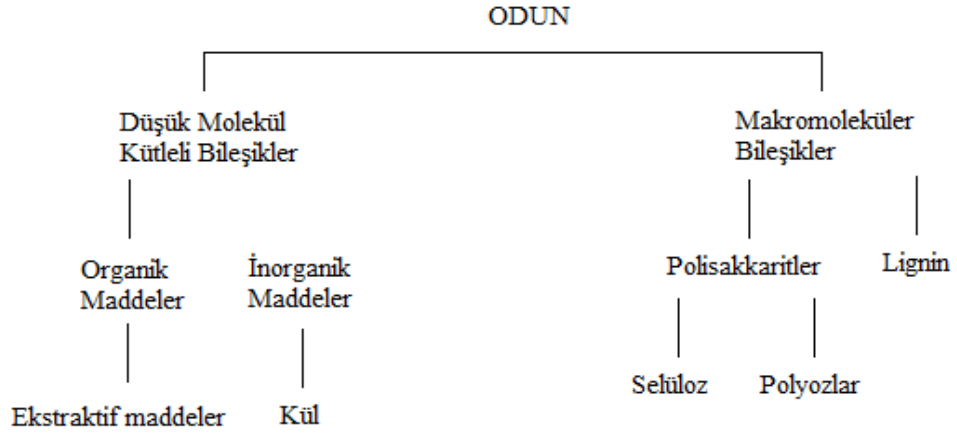
2.2. ODUN BİYOKÜTLESİNİN KİMYASAL YAPISI

Odun, birbirleriyle sıkı bir ilişki içerisinde bulunan bileşiklerden oluşan tipik bir organik maddedir. Bu bileşiklerin kimyasal bağlar ile birbirlerine bağlı oluşları tek tek izole edilmelerine önemli bir engel teşkil etmektedir. Odunun kimyasal bileşimi temelde asıl ve yan bileşenler olarak iki kısımdan oluşmaktadır. Asıl bileşenleri oluşturan maddeler selüloz, polyozlar (hemiselülozlar) ve lignindir. Selüloz ve polyozların toplamı holoselüloz olarak adlandırılır. Odun bünyesinde tam kuru ağırlığa oranla selüloz %40-50, polyozlar %15-35, lignin %18-32 oranlarında bulunur (Fengel ve Wegener, 1984; Pettersen, 1984). İğne yapraklı ve geniş yapraklı ağaç odunlarında bulunan temel bileşenlerin oranları Tablo 2.4’te görülmektedir

Tablo 2.4: İğne yapraklı ve yapraklı ağaç odunlarında ana bileşenlerin % olarak miktarları (Christensen, 2013).

Asıl Bileşenler	Geniş Yapraklı Ağaçlar	İğne Yapraklı Ağaçlar
Selüloz	%40-45	%45-50
Polyozlar (hemiselüloz)	%20-30	%15-20
Lignin	%20-25	%25-30

Şekil 2.2’de odun bileşenlerine ait genel bir şema verilmiştir.



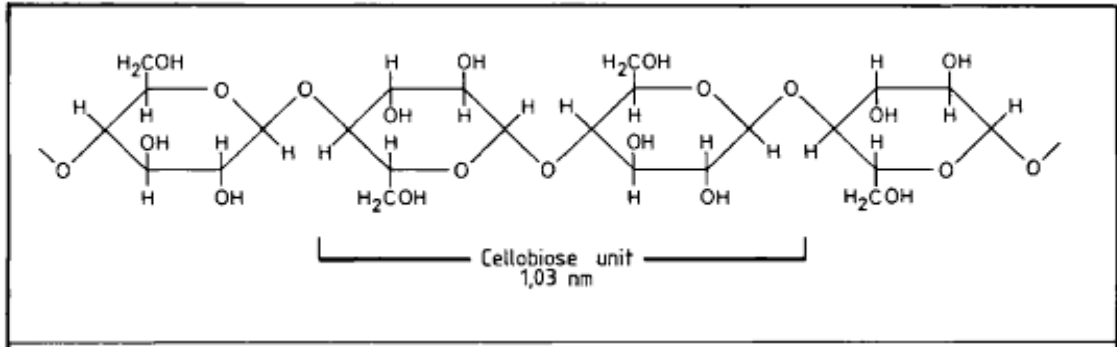
Şekil 2.2: Odun analiz şeması (Fengel ve Wegener, 1984).

2.2.1. Odun Yapısını Oluşturan Asıl Bileşenler

2.2.1.1. Selüloz

Selüloz odunda en yüksek oranda temsil edilen temel polimerdir ve odun yapısı içerisinde %40-50 oranında bulunur. Selüloz, molekül yapısı bakımından odun bileşenleri arasında en basit olanıdır ve birçok glikoz yapıtaşının bir araya gelerek kendi aralarında β -(1-4) glikozidik bağ ile bağlanmaları sonucu oluşur. β -(1-4) glikozidik bağı, bir glikoz birimindeki C-1 karbonunun bir sonraki glikozun C-4 karbonuna bağlanması şeklinde oluşur. Bu şekilde bir bağlanma, selüloz zincirinde bulunan glikoz birimlerinin birbirleriyle 180° açı yapacak şekilde birleşmeleriyle oluşmaktadır (Fengel ve Wegener, 1984).

Selüloz moleküllerinin dış yüzeylerinde OH^- (hidroksil) grupları vardır (Şekil 2.3). OH^- grupları glikoz birimi içindeki konumlarına bağlı olarak H köprü bağı olarak adlandırılan bağlar yaparlar. İntermoleküler ve intramoleküler H köprüleri olarak adlandırılan bu bağlar selüloz zincirine kesin bir sertlik vermektedir ve molekül üstü yapının oluşmasından sorumludurlar (Fengel ve Wegener, 1984). H köprü bağları yalnızca selülozdaki OH grupları arasında gerçekleşmemekte, su molekülündeki OH grupları ile de oluşmaktadır. Odunun suyu absorbe etmesi içeriğinde bulunan selüloz ve polyozlardaki serbest OH gruplarının sayısına bağlıdır.

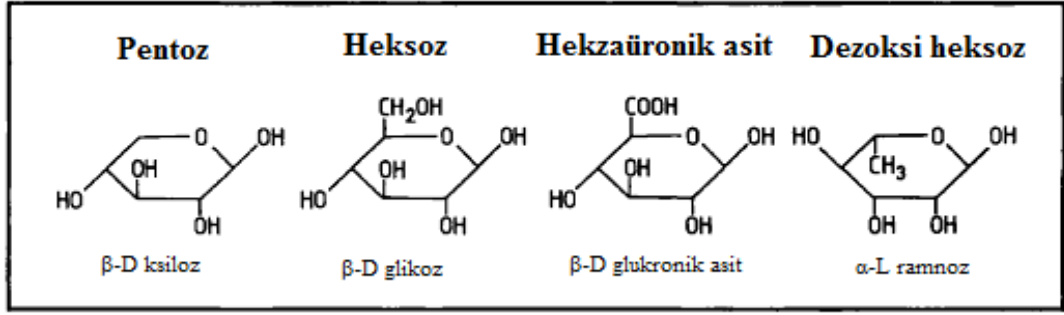


Şekil 2.3: Selüloz molekül zincirinden bir bölüm (Fengel ve Wegener, 1984).

Selüloz; lif, kâğıt, selüloz türevleri ve benzeri sentetik liflerin yapımında kullanılabilecek önemli bir başlangıç maddesidir (Uçar, 1982).

2.2.1.2. Polyozlar (Hemiselülozlar)

Polyozlar selüloza ek olarak odun yapısında bulunan ikincil temel polisakkarit yapısına sahip bileşiklerdir. Polyozlar molekül yapıları bakımından farklı şeker yapıtaşlarından oluşmaları, yan gruplar taşımaları, dallanmış olmaları ve zincirlerinin çok daha kısa oluşuyla selülozdan farklılık göstermektedirler (Fengel ve Wegener, 1984). Polyozlar genel olarak heksozlar, pentozlar, üronik asitler ve dezoksi heksozlardan oluşmaktadır ve Şekil 2.4'te bu gruplardan birer örnek görülmektedir (Fengel ve Wegener, 1984).

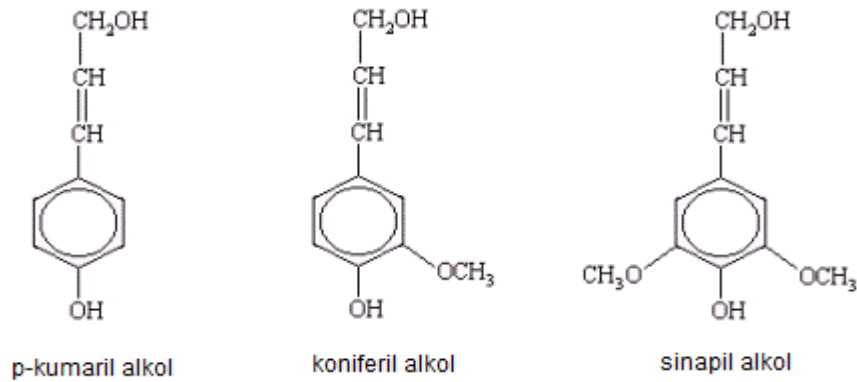


Şekil 2.4: Polyozlarda bulunan şeker yapıtaşlarına örnekler (Fengel ve Wegener, 1984).

2.2.1.3. Lignin

Odunun temel polimerlerinden bir diğeri olan lignin, oldukça dallanmış bir moleküler yapıya sahip olup fenilpropan birimlerinden oluşmaktadır. İğne yapraklı ve geniş yapraklı ağaç odunlarında %15'ten %36'ya varan geniş sınırlar içerisinde bulunmakta olup hücreleri birbirine kaynaştıran, odunun basınca karşı dayanıklılığında önemli bir rol üstlenen bir bileşendir (Fengel ve Wegener, 1984).

İğne yapraklı ağaç odunu lignini hemen hemen yalnızca koniferil alkol birimlerinden oluşurken geniş yapraklı ağaç odunu lignini önemli ölçüde sinapil alkol birimleri de içermektedir (Fengel ve Wegener, 1984). Ligninin yapı taşları olarak adlandırılan fenilpropan birimleri p-kumaril alkol, koniferil alkol, sinapil alkol birbirlerinden metoksil gruplarının sayılarının farklı oluşuyla ayrılmaktadır (Şekil 2.5).



Şekil 2.5: Ligninin yapı taşları (Fengel ve Wegener, 1984).

2.2.2. Odunun Yan Bileşenleri

Odunun yapısını oluşturan yan bileşenler temel olarak organik ve inorganik maddelerdir. Odundaki inorganik maddeler, organik maddeler yakıldıktan sonra geriye kalan kül olarak ifade edilir. Ilıman iklim bölgelerinde yetişen ağaçların odunlarındaki kül oranı %0,1-1 iken, tropikal ve subtropikal ilkim bölgelerinde yetişen ağaçlarda %5'e kadar ulaşabilir (Kırcı, 2009).

Ekstraktif maddeler veya yan bileşenler olarak bilinen bileşiklerin çoğu odunda miktar olarak çok az bulunurken çeşitlilik açısından oldukça geniş bir dağılım gösterirler (Yılgör, 1993). Ekstraktif maddeler hücre çeperinde ve hücre lümeninde bulunan fakat hücre yapısının esas kısmını teşkil etmeyen maddelerdir. Bunlar geniş çapta organik maddelerdir. Ekstraktif maddelerin yoğun olarak bulunduğu yerler dalların gövdeye birleştiği kısımlar, öz odunu, kökler, ağacın yaralandığı bölgeler ve kabuktur (Kırcı, 2009).

En önemlileri ve ekonomik açıdan değerli olanları polifenoller ve reçinelerdir. Reçineler iğne yapraklı ağaçlarda bulunurlar ve odunun su buharı ile destilasyonu sonucu terebentin yağı, tall oil ve kolofan elde edilmesinde kullanılırlar. Diğer organik maddeler ise sakızlar, troponlar, yağlar, yağ asitleri, mumlar ve uçucu hidrokarbonlardır (Hafızoğlu ve Deniz, 2011).

Ekstraktif maddeler odunun birçok özelliğine etki ederler. Odunun koku ve rengini ekstraktif maddeler oluşturmaktadır. Mantar ve böceklere karşı koruyucu etki yapan toksik organik maddeler yine ekstraktif maddelerdir (Parham, 1983).

2.2.3. Kabuk

Kabuk ağacın doğal bir parçasıdır. Odun işleyen endüstrilerde tomruk üretimi sırasında önemli bir atık olarak ortaya çıkar. Kabuk, atık olarak oluştuğundan genelde enerji sağlamak amacıyla yakılmaktadır. Ancak kabuk önemli bir biyokütle kaynağıdır ve bu biyokütle kaynağının ekonomiye kazandırılması mümkündür (Gönültaş, 2013).

Bir ağacın yaklaşık %10-20'si kabuktur. Bu oran ağacın türüne ve yetişme şartlarına göre değişiklik gösterebilmektedir. Ağacın tepe kısmında, dallarında, dip kısmında ve köklerindeki kabuk oranı gövdedeki kabuğa oranda daha yüksektir (Fengel ve Wegener, 1984).

Kabuğun kimyasal yapısı oduna benzer. Kabuk, oduna benzer şekilde selüloz, polyozlar, lignin, ekstraktif maddeler ve inorganik maddelerden oluşmaktadır (Sjöström, 1981). Odunda olduğu gibi kabuğun da ana bileşeni selülozdur ve selüloz kabukta %16-41 gibi değişik oranlarda bulunur. Kabuğun, oduna kıyasla karbonhidrat içeriği daha düşük, lignin ve ekstraktif madde oranları daha yüksektir (Fengel ve Wegener, 1984). Kabuğun kimyasal yapısının odundan en önemli farkı, kabuğun yapısında polifenoller ve suberin daha yüksek oranda bulunmasıdır. Suberin çözünür olmayan polimerik maddelerden oluşur (Fengel ve Wegener, 1984).

Ağaç bünyesinde kabuğun; yapraklardan besin taşınmasına yardım etmek, ağacın iç tabakasını korumak ve odunu mekanik ve biyolojik zararlılara karşı korumak olmak üzere üç temel işlevi vardır (Sakai, 2001). Kabuk geleneksel olarak tanen, lateks, sakız, reçine üretiminde, boyar maddelerin elde edilmesinde, gıda maddelerinde, aromatik maddelerin üretiminde ve antibiyotik özelliği olan maddelerin elde edilmesinde kullanılmaktadır. Bundan başka olarak çeşitli zeminlerde örtü malzemesi olarak, yakıt olarak, toprak ıslah edici olarak, peyzaj uygulamalarında, yakıt olarak, tutkal üretiminde, odun esaslı levha üretiminde kullanılmaktadır (Harkin ve Rowe, 1971).

2.3. ORMAN ENDÜSTRİSİ ATIKLARININ BİYOKÜTLE OLARAK DEĞERLENDİRİLMESİ

Orman endüstrisi başta levha, kereste, parke, mobilya ve kâğıt olmak üzere çok geniş bir alanı kapsamaktadır (Nemli, 2009). Her biri başlı başına çok farklı üretim süreçlerine ve girdilere gereksinim duyan bu sektörlerin en önemli kesişme noktası tümünün hammadde olarak odun kullanmalarıdır. Orman endüstri sektörünün en önemli kaynağı odun biyokütlesidir (Nemli, 2009).

Kâğıt sektörü Türkiye’de nispeten daha az gelişmiş bir sektördür. Türkiye’de kâğıt hamur üretimi yapılmamakta, kâğıt hamuru ya yurtdışından ithal edilmekte ya da atık kâğıt geri dönüştürülerek kâğıt üretilmektedir (Kırcı, 2009). Buna karşın levha, kereste, parke ve mobilya endüstrisi Türkiye’de gelişmiş sektörlerdir (Kalaycıoğlu ve Özen, 2009; Dayanıklıoğlu, 2015; Çolakoğlu, 2005; Nemli, 2009; Eroğlu ve Usta, 2000).

Türkiye günümüzde levha sektöründe dünya üzerinde önemli bir noktadadır. Levha sektöründe üretim son yıllarda artmıştır ve her geçen gün artış göstermektedir

(Dayanıklıoğlu, 2015). Üretim artması demek kullanılan hammaddenin ve üretim sırasında oluşan atık miktarının da artması demektir. Oluşan atıklar, odun biyokütlesi kullanımı sonucu oluştuğlarından kökenleri odun hammaddesine dayanır ve bu nedenle de orman endüstri sektöründe tekrar kullanılabilir potansiyelleri bulunmaktadır.

2.3.1. Türkiye’de Odun Esaslı Levha Endüstrisi

Türkiye, Tablo 2.5’te görüleceği üzere dünya genelinde yongalevha üretiminde yıllık 5,30 milyon m³ üretim ile 5. sırada, MDF üretiminde yıllık 5,54 milyon m³ üretim ile 2. sırada ve laminat parke üretiminde yıllık 110 milyon m² üretimle 3. sıradadır (Dayanıklıoğlu, 2015).

Kasım 2014 itibarıyla Türkiye’de yongalevha ve MDF endüstrisinde faaliyet gösteren 43 adet firma mevcuttur. Bu firmaların yongalevha üretiminde faaliyet gösterenlerin üretim kapasitesi günlük 17.331 m³, yıllık 5.545.920 m³; MDF üretiminde faaliyet gösterenlerin üretim kapasitesi günlük 18.660 m³, yıllık 5.971.200 m³’tür. (Dayanıklıoğlu, 2015).

Tablo 2.5: 2014 yılında Türkiye’nin levha sektöründe dünya sıralamasındaki yeri ve üretim miktarları (Dayanıklıoğlu, 2015).

MDF			Yongalevha			Laminat Parke		
Sıra	Ülke	Üretim (milyon m ³ /yıl)	Sıra	Ülke	Üretim (milyon m ³ /yıl)	Sıra	Ülke	Üretim (milyon m ² /yıl)
1	Çin	40,6	1	Çin	10,09	1	Almanya	272
2	Türkiye	5,54	2	ABD	7,43	2	Çin	222
3	Almanya	3,79	3	Rusya	6,64	3	Türkiye	110
4	ABD	3,66	4	Almanya	5,52	4	Rusya	75
			5	Türkiye	5,30			

Levha sektöründe faaliyet gösteren bazı büyük işletmeler ve kapasiteleri Tablo 2.6’da görülmektedir.

Tablo 2.6: Türkiye’de levha sanayisinde faaliyet gösteren bazı firmalar ve üretim kapasiteleri (Dayanıklıoğlu, 2015).

FİRMA İSMİ	ÜRETİM KAPASİTESİ (m ³ /gün)	
	YONGALEVHA	LİF LEVHA (MDF)
GENTAŞ	96	-
KASTAMONU ENTEGRE	4920	3875
YILDIZ ENTEGRE	2850	5100
YILDIZ SUNTA MDF	1700	1800
ORMA	2100	-
ÇAMSAN	-	1520
AGT	-	1325
STARWOOD	2850	600

2.3.1.1. Türkiye’de Yongalevha Endüstrisi

Türkiye’de yongalevha sanayisinde faaliyet gösteren 23 fabrika vardır. 2014 verilerine göre bu fabrikaların yıllık yongalevha üretim kapasiteleri 5.545.920 m³, yıllık üretimleri 5,30 milyon m³’tür ve Türkiye bu üretim ile dünya genelinde beşinci sıradadır. Türkiye 2014 yılında 491.371 m³ yongalevha ihraç etmiştir (Dayanıklıoğlu, 2015).

Türkiye yongalevha üretiminde dünya genelinde bu kadar önemli bir noktada olmasına rağmen dışarıdan yongalevha ithal etmektedir. 2010 yılında 202.591 m³, 2011 yılında 130.861 m³, 2012 yılında 285.183 m³, 2013 yılında 239.000 m³ ve 2014 yılında 210.693 m³ yongalevha ithal etmiştir. İthal edilen yongalevhaların büyük kısmını OSB (oriented strand board – yönlendirilmiş yongalevha) oluşturmaktadır (Dayanıklıoğlu, 2015). Son iki yıla ait OSB ithalat miktarları Tablo 2.7’de verilmiştir.

Tablo 2.7: 2013 ve 2014 yıllarında Türkiye’nin OSB ithalat miktarları (Dayanıklıoğlu, 2015).

YIL	İTHALAT MİKTARI (m ³)
2013	192.000
2014	210.693

2.3.1.2. Türkiye’de MDF Endüstrisi

Türkiye’de MDF üretimi yapan 22 fabrika vardır ve bu fabrikaların toplam üretim kapasitesi yıllık 5.971.200 m³’tür. Günümüzde Türkiye yılda yaptığı 5,54 milyon m³ üretim ile dünya genelinde üretim sıralamasında Çin’in ardından ikinci sırada gelmektedir. Bu üretimden başka olarak Türkiye yurtdışından MDF ithal de etmektedir (Dayanıklıoğlu, 2015). Türkiye’nin 2010 ile 2013 yılları arasındaki MDF ithalat miktarları Tablo 2.8’de gösterilmiştir.

Tablo 2.8: Türkiye’nin son yıllara ait MDF ithalat miktarları (Dayanıklıoğlu, 2015).

YIL	İTHALAT MİKTARI (m ³)
2010	190.131
2011	264.776
2012	382.935
2013	297.000

Ayrıca Türkiye 2014 yılında 436.747 m³ MDF ihraç etmiştir.

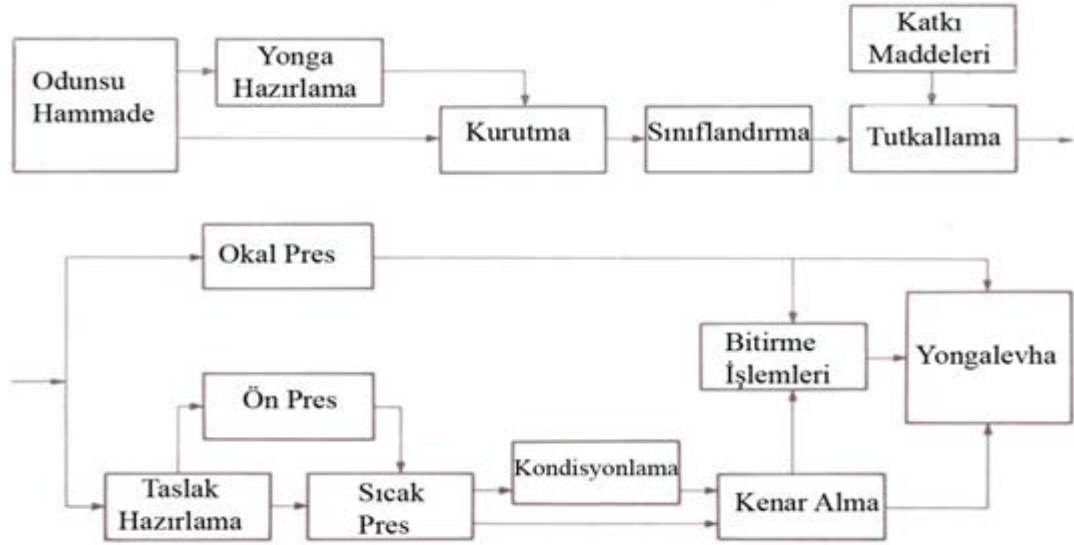
2.3.2. Orman Endüstrisi Atıkları

Orman endüstrisi tanımıyla başta levha, kereste, parke, mobilya ve kâğıt olmak üzere üretiminde hammadde olarak odunun kullanıldığı çeşitli sektörler ifade edilmektedir (Nemli, 2009). Orman ürünleri endüstrisinde hammadde olarak odun kullanılırken odun hammaddesine ilave olarak çeşitli kimyasal maddeler de kullanılmaktadır. Orman ürünleri endüstrisinde üretim proseslerinde bazı aşamalarda atıklar oluşur. Bu atıkların bir kısmı saf hammadde türevi iken bazı atıklar odunun tutkal gibi çeşitli kimyasal maddelerle işlem görmesinden sonraki aşamalarda oluşmaktadır (Kalaycıoğlu ve Özen, 2009; Eroğlu ve Usta, 2000). Bu nedenle bu atıklar odun hammaddesi türevi olan atıklardan farklı bir kimyasal bileşime sahip olabilmektedir.

Orman endüstrisi çok geniş bir alanı kapsadığından burada sadece bu çalışmanın konusunu oluşturan odun esaslı levha endüstrisi atıkları detaylı olarak irdelenmiştir.

2.3.2.1. Yongalevha Endüstrisi Atıkları

Yongalevha üretimi genel olarak; sırasıyla hammadde, kaba yongalama, kurutma, sınıflandırma, tutkallama, serme, ön pres, sıcak pres, klimatize etme, kenar alma, zımparalama aşamalarından oluşur (Akbulut, 1991). Yongalevha üretim akışı Şekil 2.6'da görülmektedir. Üretim sırasında bu aşamaların büyük bölümünde atıklar oluşmaktadır (Şekil 3.1).



Şekil 2.6: Şematik olarak yongalevha üretimi (Kollmann ve diğ., 1975).

Yongalevha fabrikalarında hammadde olarak başta çam, ladin, meşe, kayın ve kavak olmak üzere her tür iğne yapraklı ve geniş yapraklı ağaç odunu kullanılmaktadır. Kabuklar çoğunlukla soyulmamakla birlikte kabuk soyma işlemi yapılacaksa bu işlem kabuk soyma bölümünde ya da yongalama bölümünün girişinde yapılmaktadır. Kabuk soyma işlemi sırasında atık olarak kabuk ortaya çıkar. Kabuk genelde enerji sağlamak amacıyla yakılmaktadır. Kabuk soyma aşamasından sonraki aşama yongalamadır. Burada da atık olarak yonga oluşabilmektedir. Yongalama kaba ve ince yongalama olmak üzere iki aşamada gerçekleştirilir. İnce yongalamadan sonra depolama, sonra da kurutma aşamasına geçilir (Kalaycıoğlu ve Özen, 2009). Kurutma bölümünde, buhar kazanlarına ısı sağlamak amacıyla yakılan zımpara tozlarının ve elek altı odun tozlarının yanması sonucu oluşan külün (Şekil 2.7) yıkanması sonrası karbonlaşarak çöken ve çamur haline gelen ve sanayide zift diye adlandırılan atık çamur, atık olarak ortaya çıkmaktadır.



Şekil 2.7: Kurutma fırınında atık olarak oluşan kül.

Kurutmadan sonraki aşama eleme aşamasıdır. Eleme aşaması da atık oluşan bir aşamadır. Burada, yongalevha üretimine uygun olmayan odun tozları ve takoz olarak adlandırılan nispeten kalın hacimli odunlar atık olarak oluşmaktadır (Şekil 2.8). Odun tozları enerji üretmek amacıyla yanmaya gönderilirken takozlar tekrar yongalanması için değirmenlere gönderilirler. Daha sonra sınıflandırma aşamasına geçilir. Sınıflandırmada dış ve iç tabaka yongaları ayrı ayrı depolanırlar. Depolamadan sonra tutkallama işlemine geçilmektedir (Şekil 2.6). Tutkalamada başta üre formaldehit olmak üzere formaldehit içerikli tutkallar; amonyum klorür, amonyum sülfat gibi sertleştirici katkı maddeleri ve parafin, mum gibi su itici özellikli katkı maddeleri kullanılmaktadır (Kalaycıoğlu ve Özen, 2009).



Şekil 2.8: Eleme aşamasında atık olarak oluşan ve takoz diye isimlendirilen odun parçaları.

Tutkallamadan sonraki üretim aşamaları serme, ön pres, sıcak pres, ebatlama şeklinde devam etmektedir. Ebatlamada levha kenarlarının kesilmesi sonucu kenar kesme atıkları oluşmaktadır. Kenar kesme atıkları serme bandının yan tarafında bulunan parçalayıcılarda parçalanarak serme bandının baş tarafına gönderilmekte ve tekrardan levha üretim prosesine dahil edilmektedirler (Şekil 3.1). Ebatlamadan sonraki üretim süreci iklimlendirme (soğutma), yarı mamul ve zımparalama şeklinde devam etmektedir. Zımparalama bölümünde zımpara tozu atığı ortaya çıkmaktadır. Zımpara tozu atığı genelde enerji üretmek amacıyla buhar kazanlarında yakılmaktadır (Kalaycıoğlu ve Özen, 2009).

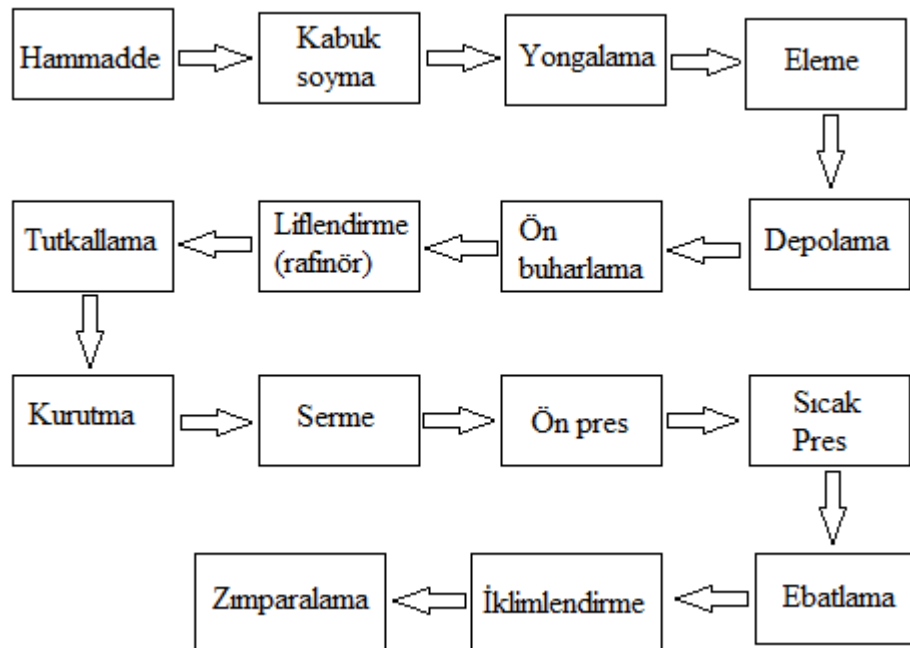
Tüm bunların yanında üretimin çeşitli süreçlerindeki makinelerin bakımı ve işletilmesi sırasında kullanılan sanayi yağları da tehlikeli atık oluşturmaktadır. Atık yağlar çevreye

zarar verir ve atık yağların 1 litresi 1 milyon litre içme suyunu kirletme potansiyeline sahiptir (Emanet, 2001).

2.3.2.2. MDF Endüstrisi Atıkları

MDF üretiminde iş akışı genel olarak hammadde, kabuk soyma, yongalama, eleme, depolama, ön buharlama, liflendirme, tutkallama, kurutma, serme, ön pres, sıcak pres, ebatlama, klimatize etme, zımparalama ve depolama aşamalarından oluşur (Eroğlu ve Usta, 2000). Şekil 2.9'da iş akış şeması gösterilen MDF üretim hattında yongalama, ön buharlama, liflendirme, serme, ebatlama ve zımparalama aşamalarında atıklar ortaya çıkmaktadır.

MDF üretiminde hammadde olarak başta geniş yapraklı ağaçlar olmak üzere her türlü ağaç türü kullanılmaktadır. Kabuklu odunların kabuklarının soyulması sırasında kabuk atığı ortaya çıkar. Ortaya çıkan kabuklar fabrikaya enerji sağlamak amacıyla yakılmaktadır. Kabukları soyulan odunlar yongalama işlemine tabi tutulur. Yongalandıktan sonra eleme ve ön buharlama işlemlerine geçilir. Ön buharlamada yongalar liflendirmeye hazırlanır. Burada odun içinde doğal halde bulunan suyun bir kısmı odundan uzaklaşmaktadır. Dolayısıyla burada Yongalevha üretiminden farklı olarak atık olarak atık su ortaya çıkmaktadır. Ön buharlama işlemine tabi tutulan yongalar liflendirmeye gönderilir (Eroğlu ve Usta, 2000).



Şekil 2.9: MDF üretimi iş akışı (Eroğlu ve Usta, 2000).

Liflendirmeden sonraki aşamalar kurutma ve eleme şeklinde devam etmektedir. Eleme işlemi sırasında liflerin bir kısmı elenir ve elenen bu lifler atık olarak ortaya çıkar. Bir sonraki aşama tutkallama aşamasıdır. Tutkallamada tutkal olarak genelde üre formaldehit kullanılır. Tutkalın yanında amonyum klorür, amonyum sülfat gibi sertleştirici katkı maddeleri de kullanılmaktadır. Buradan serme aşamasına geçilir. Serme aşamasında tutkallanmış lifler atık olarak oluşabilmektedir. Buradan sonraki işlemler ön pres, sonsuz pres, ebatlama, iklimlendirme şeklinde devam etmektedir. Ebatlama aşaması atık oluşan bir aşamadır. Burada levhaların kenarlarının kesilmesi sonucu oluşan kenar kesme atıkları oluşur. İklimlendirmeden sonra zımparalama işlemine geçilir. Zımparalamada atık olarak zımpara tozları ortaya çıkmaktadır (Eroğlu ve Usta, 2000). Zımpara tozları enerji sağlamak amacıyla buhar kazanlarına yanmaya gönderilmektedir.

2.3.2.3. Mobilya Endüstrisi Atıkları

Ahşap, mobilya sektöründe yapıştırıcı, boya, vernik, cila, pigment, biyosit, neme karşı koruyucu gibi kimyasal maddelerle işlem görmektedir. Bu kimyasal maddeler ısı ile işlem görmeleri durumunda ortamda açığa çıkabilmektedir. Mobilyaların işlenmesi sırasında solventler kullanılmaktadır. Vernik içinde de solvent olarak aseton, etil alkol, inceltici olarak ise tolüen, benzen ya da ksilen bulunmaktadır (Aksakal ve diğ., 2005). Sözü edilen kimyasallardan tolüen, ksilen ve metanol gibi bazıları ile ilgili AB mevzuatında maruz kalma limitleri belirlenmiştir. Buna göre tolüen ve ksilenin maruz kalma limiti 100 ppm, metanolünki 200 ppm'dir (Eurohorizons Danışmanlık, 2011).

Mobilya ündüstrisinde ahşabı biyolojik zararlılara karşı korumak ve biyolojik zararlılardan arındırmak amacıyla biyositler kullanılmaktadır. Ulusal mevzuatta Biyosidal Ürünler Yönetmeliği ile biyosidal ürünlerin kullanımıyla ilgili yükümlülükler getirilmiştir. Yönetmeliğe göre biyosidal ürünlerin piyasaya sürülebilmeleri için izin gerekmekte, mobilya üreticileri bu ürünlerin kullanımını asgari seviyede tutmak zorunda ve bu ürünler çevreye zarar vermeyecek şekilde kullanılmak zorundadır (Eurohorizons Danışmanlık, 2011).

Yongalevha, kontrplak ve MDF gibi kompozit odun ürünleri geniş ölçüde iç mekân ürünü olarak zeminlerde, kapı iskeletlerinde ve mobilyalarda kullanılmaktadır (Bodalal ve diğ., 2000). Odun esaslı levhalardan ve bunların geniş ölçüde kullanıldığı mobilyalardan (Özluoğlu ve İstek, 2015) son kullanım yerlerine uçucu organik bileşikler (VOC) yayılabilmektedir. Levha üretiminde kullanılan odun hammaddesinin türü, kesimden sonra bekleme süresi, tutkal türü ve miktarı, pres koşulları, ön işlemler, depolama şartları gibi birçok faktör bu ürünlerden ayrılan VOC miktar ve çeşidi üzerinde etkilidir (Kalaycıoğlu ve diğ., 2013). Odun ürünlerinde uçucu organik bileşiklerin (VOC) ayrışması kaygı verici bir durum haline gelmiştir (Baumann, 1996). VOC olarak tanımlanan maddelerin en yaygın olanları formaldehit, metanol, benzen, tolüen, aseton, kloroform, vinilklorür ve karbon tetraklorürdür (Aras ve diğ., 2013). Potansiyel olarak VOC ayrışması herhangi bir kompozit panelden kaynaklanabilir (Baumann ve diğ., 2000). Bu kimyasallar göz ve solunum yolu tahrişi, sinirlilik, odaklanma yetersizliği, uyku hali gibi şekillerde sağlığa etki ederler (Sandermann ve diğ., 1970).

VOC olarak tanımlanan bileşiklerden bir tanesi de formaldehittir (Kalaycıoğlu ve diğ., 2013; Aras ve diğ., 2013). Yongalevha ve MDF ürünleri çoğunlukla, başta üre formaldehit olmak üzere formaldehit esaslı yapıştırıcılar kullanılarak üretilmektedir. Formaldehit esaslı yapıştırıcılarla üretilen ürünlerin son kullanım yerlerinde zamanla formaldehit ayrışması durumu ortaya çıkabilmektedir. Formaldehit ürünün bünyesinden ayrılıp, ortamdaki havaya karışabilmektedir. Formaldehitin havada belirli seviyenin üzerinde bulunması insan sağlığı açısından önemli sonuçlar doğurabilmektedir (Şahin ve diğ., 2011).

Aksakal ve diğ. (2005) mobilyalardan yayılan ortam kirleticiler arasında en çok tartışılan ve araştırılanlardan birinin formaldehit olduğunu ifade etmiştir. Formaldehit renksiz, keskin kokulu, zayıf asidik ve zehirli bir maddedir (Sundin, 1986; Akbulut, 1998). Formaldehit insanlar için kanserojendir, düşük miktarlarda solunması kansere neden olabilir (Davis ve Dhingra, 2001). Formaldehit, Uluslararası Kanser Araştırma Kurumu tarafından kanserojen özellikte bir madde olarak sınıflandırılmıştır ve formaldehitin solunum yolu ve deri kanserlerinin gelişime katkıda bulunduğu yapılan çalışmalar sonucunda tespit edilmiştir (Emri ve diğ., 2004).

Mobilya üretiminde çalışmalara konu olan bir diğer ortam kirleticisi yangın geciktiricilerdir. Polibromodifenil esterleri (PBDE) ve organofosfat içeren yangın geciktiriciler ürünlerde yanmayı önlemek ya da geciktirmek amacıyla oldukça yaygın olarak kullanılmaktadır. Bu maddelerin sağlık üzerinde zararlı etkilerinin olduğu bilinmekte ancak tam olarak tespit edilememektedir. Kimyasal yapılarına göre bromlu, klorlu, fosforlu, azotlu (örn. melamin) ve inorganik bileşikler olmak üzere beş ana grupta toplanırlar. Halojenli bileşikler, özellikle polibromlu (örn. PBDE) yangın geciktiricilerdir kalıcı olmaları nedeniyle de önemli ve yaygın çevre kirleticiler arasında gösterilirler (Aksakal ve diğ., 2005).

Mobilya üretim tesisinde tehlike arz eden maddeler sadece kimyasal maddeler değildir. Kullanılan bu kimyasal maddelerin yanında üretim aşamalarında çeşitli bölümlerde tozlar oluşmaktadır (Turan, 2013) ve bu tozlar mobilya sektörü çalışanlarının sağlık ve güvenliğini tehdit eden en ciddi faktörlerden biridir (Eurohorizons Danışmanlık, 2011). Bu tozlar pah açma, delme, makine işlemleri, zımparalama, montaj gibi işlemler sonucunda oluşur ve tamamı organik değildir. İnorganik olan tozlar solunum yoluyla akciğere ulaşabilir ve pnömokonyoz olarak tanımlanan akciğer hastalıklarına neden olabilirler (Turan, 2013).

2.3.2.4. Kâğıt Endüstrisi Atıkları

Kâğıt üretimi karmaşık bir süreçtir. Kimi kâğıt fabrikaları üretimde kullandıkları kâğıt hamurunu kendileri üretirken kimileri hazır olarak temin eder. Kâğıt hamurları mekanik, kimyasal veya yarı kimyasal hamurlar olmak üzere üçe ayrılır. Kimyasal ve yarı kimyasal kâğıt hamuru üretimi kimyasal maddeler kullanılarak yapılır. Sülfite yöntemi ve sülfat (kraft) yöntemi kimyasal kâğıt hamuru üretim yöntemleridir (Kırcı, 2009).

Gürboy (1991) sülfite yönteminin çevre kirlenmesine diğer yöntemlerden daha fazla etki ettiğini ifade etmiştir.

Kâğıt üretiminin tüm aşamalarında su kullanılır. Kimyasal yöntemlerle kâğıt hamuru üretiminde odun hammaddesinin yarıya yakın bir kısmı çözünerek atık çözeltiliye geçmektedir. Çevre sağlığı açısından sülfite yönetimde oluşan atık çözeltilinin arıtılması gerekmektedir (Gürboy, 1991). Sülfite atık çözeltilisinde bulunan çözünmemiş maddeler

sularda çökerek dip çamuru şeklinde tabaka oluştururlar. Bu tabaka deniz canlılarının beslenme ve üreme olanaklarını azaltmaktadır (Gürboy, 1991).

Kağıt endüstrisinde çevre kirlenmesine en çok etki eden aşama selülozun elde edilmesi aşamasıdır. Selülozun ağartılması ve üretilmiş selülozun kağıt üretiminde kullanılması sırasında çok fazla çevre kirlenmesine neden olunmamaktadır (Gürboy, 1991).

2.3.3. Odun Esaslı Levha Endüstrisinde Oluşan Atıkların İçeriği

Yongalevha; talaş ve odun yongalarının sentetik reçine ya da üre formaldehit yapıştırıcısı kullanılarak yapıştırılması ve preslenmesi ile üretilen bir panel ürünüdür. MDF; odunun liflerine ayrılarak sentetik reçine ya da üre formaldehit ile yapıştırılması ve preslenmesi suretiyle üretilen, iyi mekanik özellikleri olan ve pürüzsüz yüzeyle bir levhadır (Davis ve Dhingra, 2001).

Her ne kadar kolay ve güvenilir üretilse de yongalevha ve MDF üretiminde reçine esaslı üre formaldehit kullanılır. Bu reçineler, fabrikalardan çalışma ortamlarına ve son kullanım yerlerine formaldehit salarlar. Formaldehit insanlar için kanserojendir, düşük miktarlarda bile sürekli solunması kansere neden olabilir (Davis ve Dhingra, 2001).

Odun esaslı levha sektöründe üretim sırasında çeşitli kimyasal maddeler kullanılmaktadır. Dolayısıyla üretim sırasında oluşan atıkların bir kısmı kimyasal bir içeriğe sahiptir. Levha sektöründe yapıştırıcı olarak formaldehit bileşenli tutkallar, tutkalların hızlı bir şekilde sertleştirilmesi amacıyla amonyum klorür, amonyum sülfat gibi katkı maddeleri kullanılmaktadır. Ayrıca tutkallamada tutkal sarfiyatını önlemek amacıyla da parafin kullanılmaktadır (Eroğlu ve Usta, 2000). Dolayısıyla bu endüstride oluşan atıkların içeriğinde yukarıda bahsedilen kimyasal maddeler bulunabilir.

Odun esaslı levha sektöründe oluşan atıkların bazıları kimyasal madde ilavesi yapılmadan önce meydana geldiği gibi bazıları kimyasal madde ilavesinin yapıldığı aşamadan sonra oluşmaktadır. Bu nedenle oluşan atıkların hepsi kimyasal madde ile kontamine olmuş değildir. Söz konusu atıkların içerikleri aşağıda irdelenmeye çalışılmıştır.

2.3.3.1. Kimyasal Maddelerle İşlem Görmemiş Üretim Atıkları

Odun esaslı levha üretiminde ilk kimyasal madde kullanımı tutkallama bölümünde olmaktadır. Dolayısıyla bu aşamadan önce oluşan atıkların kimyasal bir madde ile

muamele edilmesi durumu yoktur (Kalaycıoğlu ve Özen, 2009; Eroğlu ve Usta, 2000). Yongalevha üretiminde kabuk, yonga, elek altı tozları, takoz gibi atıklar kimyasal olarak işlem görmemiş atıklardır. Benzer şekilde MDF üretim süreci atıklarından tutkallama aşamasından önce oluşan kabuk, yonga, toz ve atık sıvı kimyasal bir madde ile etkileşime girmemiştir. Hammaddeye kimyasal madde ilavesi tutkallama bölümünde gerçekleşmektedir (Eroğlu ve Usta, 2000). Bu nedenle tutkallama aşamasına kadar olan süreçte oluşan atıklar hammaddeye ait atıklardır ve herhangi bir yabancı madde içermemektedirler (Şekil 3.2).

2.3.3.2. Kimyasal Maddelerle İşlem Görmüş Üretim Atıkları

Yongalevha üretim sürecinde ortaya çıkan kenar kesme ve zımpara tozu atıkları tutkallama aşamasından sonra ortaya çıkmaktadır (Kalaycıoğlu ve Özen, 2009). Kenar kesme işlemi sırasında oluşan atıklar, tekrar üretim sürecine dahil edilerek kullanılırlar (Şekil 3.1). Dolayısıyla yongalevha üretim sürecinde ortaya çıkan kenar kesme atıkları katı atık olarak bir sorun teşkil etmezler. Ancak zımpara tozu, üretimde tekrar kullanılamadığından atık olarak nitelendirilir.

MDF üretim sürecinde de yongalevha üretimi gibi ilk kimyasal madde ilavesi tutkallama bölümünde olmaktadır (Eroğlu ve Usta, 2000). Bu nedenle tutkallama aşamasında atık olarak ortaya çıkan lif ve tutkallama aşamasından sonra oluşan kenar kesme ve zımpara tozu atıkları (Şekil 3.2) kimyasal olarak işlem görmüş atıklardır (Eroğlu ve Usta, 2000).

2.4. ODUN ESASLI LEVHA ENDÜSTRİSİNDE KULLANILAN KİMYASALLAR

Odun esaslı levha endüstrisinde yapıştırıcı olarak formaldehit içerikli sentetik tutkallar; tutkalların sertleşmesini hızlandırmak amacıyla amonyum klorür ve amonyum sülfat gibi sertleştirici maddeler; levha ürünlerine su iticilik kazandırmak ve levhanın boyut değiştirmesini önlemek için parafin, kolofan gibi su itici maddeler; mantar ve böcek zararlılarına karşı levhayı korumak amacıyla pentaklorfenol, triklorfenol gibi fenoller, arsenik, krom ve bakır içeren kimyasal maddeler ve çeşitli cıva bileşikleri; levhanın yanmaya karşı direncini artırmak ve tutuşma süresini uzatmak amacıyla boraks ve borik asit karışımları, fosfor bileşikleri ve sodyum bikarbonat gibi kimyasallar kullanılmaktadır (Huş, 1969; Eroğlu ve Usta, 2000). Ancak krom bir ağır metaldir (Caldeira, 2010), toksiktir ve yer değiştirmeye çok yatkındır (Lund ve Fobian, 1991). Arsenik ve kromun çevre ve insan sağlığında olumsuz ve kaygı verici etkilere neden olmaları sebebiyle odun

koruma maddesi olarak kullanılmaları tartışılmaya başlanmıştır (Kartal ve Imamura, 2004; Gezer ve diğ., 2005). Kromun su bazlı sistemlerde kullanımını azaltma çabaları teşvik edilmektedir (Caldeira, 2010). Benzer şekilde arsenik içerikli ahşap koruma uygulamalarının çoğu Avrupa ve Kuzey Amerika'da yasaklanmıştır ve yeni formüller geliştirilmiştir. Arseniğin yerine borun kullanımı yaygınlaşmıştır. Bor bileşikleri günümüzde odun koruma sistemlerinde kullanılan en etkili maddelerdir (Caldeira, 2010).

2.4.1. Tutkallar

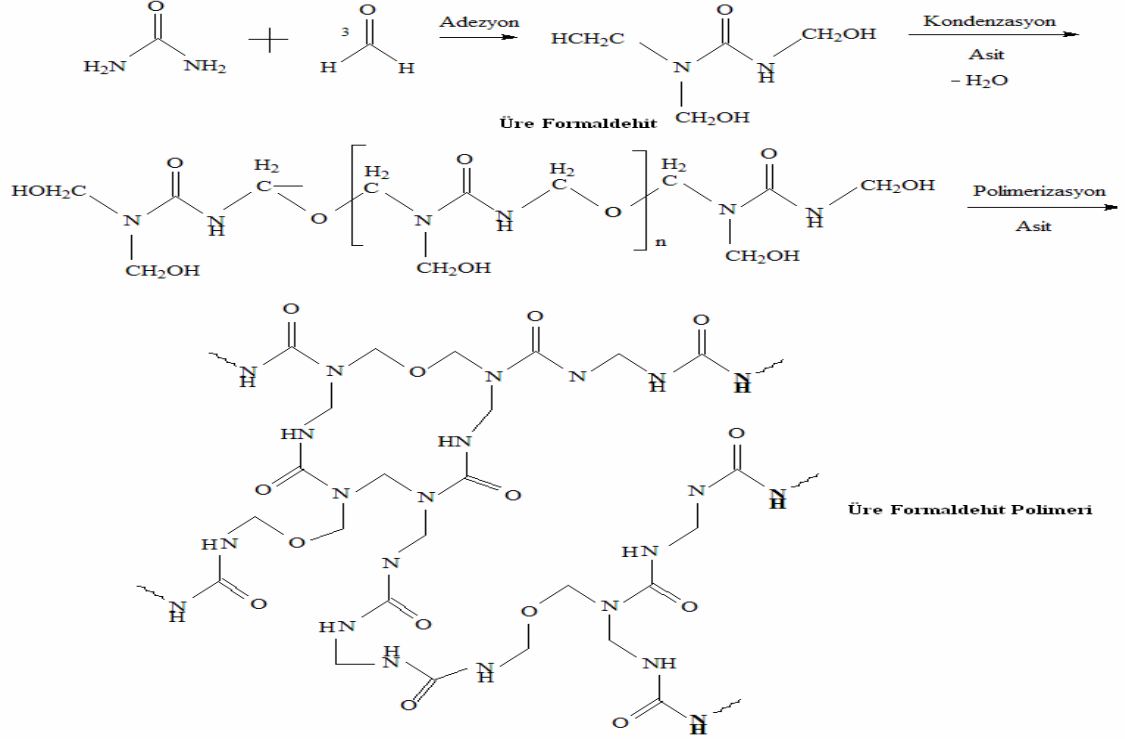
Odun esaslı levha endüstrisinde yapıştırıcı olarak sentetik tutkallar kullanılmaktadır. Sentetik tutkallar içerisinde üre formaldehit ucuz, renginin beyaz ve sertleşme süresinin kısa olmasından dolayı en çok kullanılanıdır (Akbulut, 1998). Üre formaldehit suya dayanıksız olması nedeniyle çoğunlukla iç mekân ürünlerinde kullanılırken melamin formaldehit suya daha dayanıklı olmasından dolayı daha çok dış mekân uygulamalarında kullanılmaktadır. Fenol formaldehit tutkalı, formaldehit içerikli tutkallar içerisinde en kanserojen tutkal olması nedeniyle kullanımını her geçen gün azalmaktadır (Kalaycıoğlu ve Özen, 2009).

2.4.1.1. Üre Formaldehit Tutkalı (ÜF)

Üre formaldehit reçinesi, odun esaslı levhaların üretiminde kullanılan yapıştırıcı reçine tipindeki en önemli tutkaldır (Pizzi, 1994; Dunky, 1998). Düşük fiyatı, üretimdeki iyi performansı ve yüksek tepkimeye girme kabiliyeti gibi avantajlarına karşın suya karşı dayanıklı olmayışı ve formaldehit ayrışması oluşması gibi dezavantajlara sahiptir (Dunky, 1998). Ayrıca mükemmel yapışma, mükemmel gerçek bağlanma, uygulama ve kullanmanın kolaylığı, son üründe renklenmeye neden olmama gibi özellikler de göstermektedir (Pizzi, 1994; Aydın ve diğ., 2006).

Üre formaldehit; üre ve formaldehit isimli iki bileşiğin çeşitli tepkimelerine dayalı olarak üretilir. Ancak çeşitli koşullardaki tepkimelerle ve çok sayıda yoğunlaştırılmış yapıların türevlerinin daha az ya da daha çok miktarda hazırlanması ile üretilmesi de mümkündür. Üre ile formaldehitin tepkimesi iki basit adımda gerçekleşir. Genel olarak bir alkali metilasyon bir asit kondenzasyonu tarafından takip edilir (Şekil 2.10). Metilasyon, metilol üre olarak adlandırılan, formaldehitin üç molekülünün (teoride dört) bir tane üre molekülüne bağlanması demektir. Bu tepkimenin ters yönde gerçekleştirilebilmesi, üre formaldehit reçinelerinin en önemli özelliklerinden bir tanesidir ve sonralarda ortaya

çıkabilecek formaldehit emisyonu ve nem alımının düşük seviyelerde tutulmasından sorumludur (Dunky, 1998; Eroğlu ve Usta, 2000).



Şekil 2.10: Üre ile formaldehitin kondenzasyonu (Frihart, 2005).

Üre formaldehit reçinesi, aminoplast reçine olarak adlandırılan tipteki tutkalların en önemlisidir. Tepkimede olmayan üre depolama sırasında daha iyi kararlılık sergilemek gibi çeşitli yararları vardır. Ancak serbest formaldehitin varlığı tam tersi bir durum oluşturur. Serbest formaldehit, bir taraftan sertleştirme tepkimesine gerek duyarken, diğer taraftan levhalardan dışarıya çıkarak ortamdaki havaya karışır. Buna formaldehit emisyonu adı verilir (Dunky, 1998).

Formaldehit renksiz, keskin kokulu, zayıf asidik ve zehirli bir maddedir (Sundin, 1986; Akbulut, 1998). Formaldehit insanlar için kanserojendir, düşük miktarlarda bile sürekli olarak solunması kansere neden olabilir (Davis ve Dhingra, 2001). Serbest formaldehit tutkalın çapraz bağ oluşturmaya yardımcı olur ve sıcak preste sertleşmeyi hızlandırır. Sıcak presleme sırasında serbest formaldehitin büyük bir kısmı kimyasal reaksiyona girer ve dağılır, reaksiyona girmeyen gaz halindeki bir miktar formaldehit ise levha içerisinde kalır ve yavaş yavaş dışarı çıkarak havaya karışır (Sellers ve diğ., 1990; Akbulut, 1998).

Formaldehitin günümüze kadar insan sağlığı üzerinde göz yaşarması, baş ağrısı, nefes alma zorluğu, boğazda kuruluk ve susuzluk gibi etkilerine rastlanmıştır (Sundin, 1986). Yongalevhalarından açığa çıkan formaldehit miktarı ağaç türü, tutkal tipi ve miktarı, presleme şartları, katkı maddelerinin miktarı, formaldehit/üre mol oranı ve levhaların üretim tarihi ile formaldehit emisyonunun tespit edildiği tarih arasındaki süre gibi faktörlere bağlı olarak değişmektedir (Akbulut, 1998).

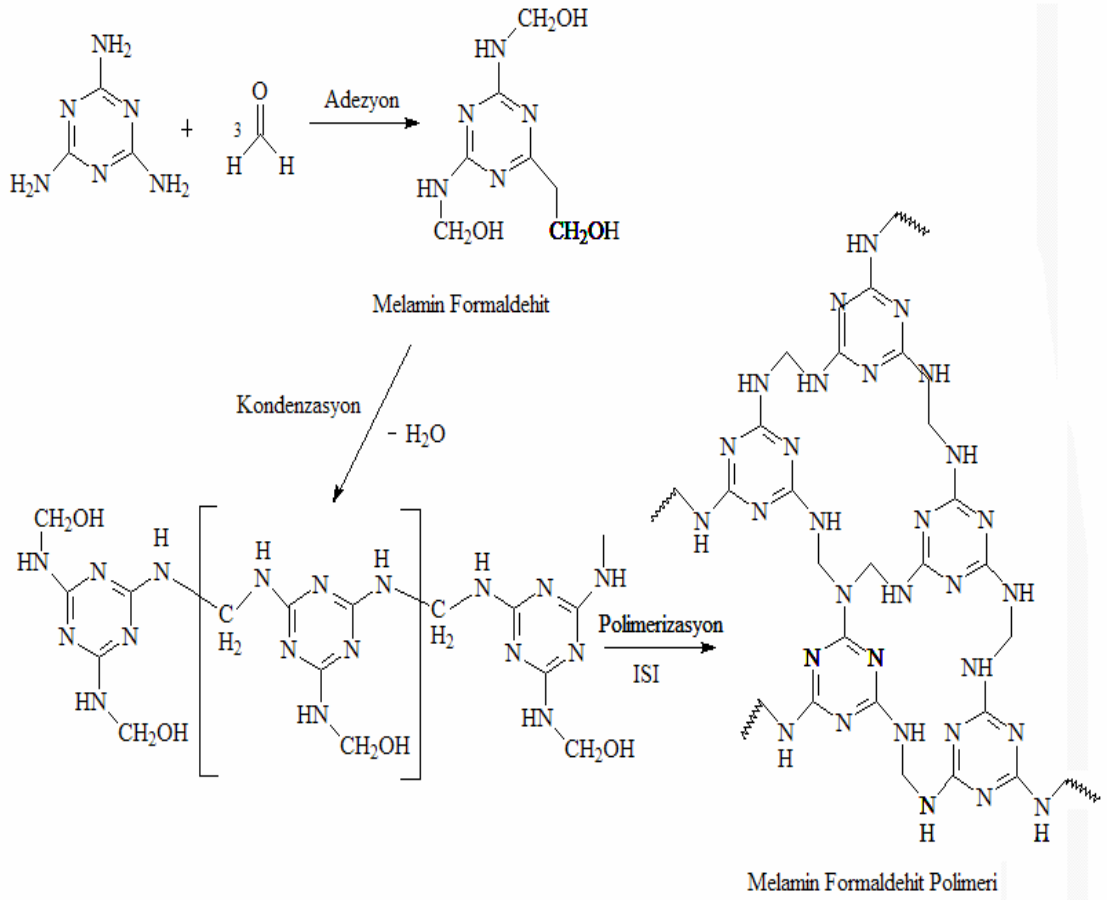
US EPA'ya göre formaldehit, solunduğunda insan için kanserojen olan bir maddedir. Nefes yoluyla formaldehitin düşük miktarlarda alınması bile akciğer ve burun kanserine yakalanma riskini artırabilir. Kadınlarda sürekli yüksek miktarda maruz kalma durumunda adet bozukluklarına ve gebelik problemlerine neden olabilir. Kısa süreli solunum durumunda gözlerde, burunda ve boğazda tahrişle ve solunum sıkıntılarıyla sonuçlanabilir (Davis ve Dhingra, 2001).

Odun ürünlerinde ayrışan formaldehit miktarı standartlarla sınır içine alınmıştır. Örneğin; Amerikan Ulusal Standartları Enstitüsü, üründen ayrışmasına izin verilen en yüksek formaldehit miktarını 0,2 ppm olarak belirlemiştir (Davis ve Dhingra, 2001).

2.4.1.2. Melamin Formaldehit Tutkalı (MF)

Levha endüstrisinde kullanılan bir diğer tutkal melamin formaldehit tutkalıdır. Pahalı bir tutkal olduğu için genellikle ÜF tutkalına ilave edilerek kullanılır. Sulu çözeltinin dayanma süresi çok kısa olduğu için toz halinde satılır. Genellikle tabakalı ağaç malzeme üretiminde ve yüzeylerin kaplanmasında ve film tutkallarının üretiminde kullanılır (Özen, 1981).

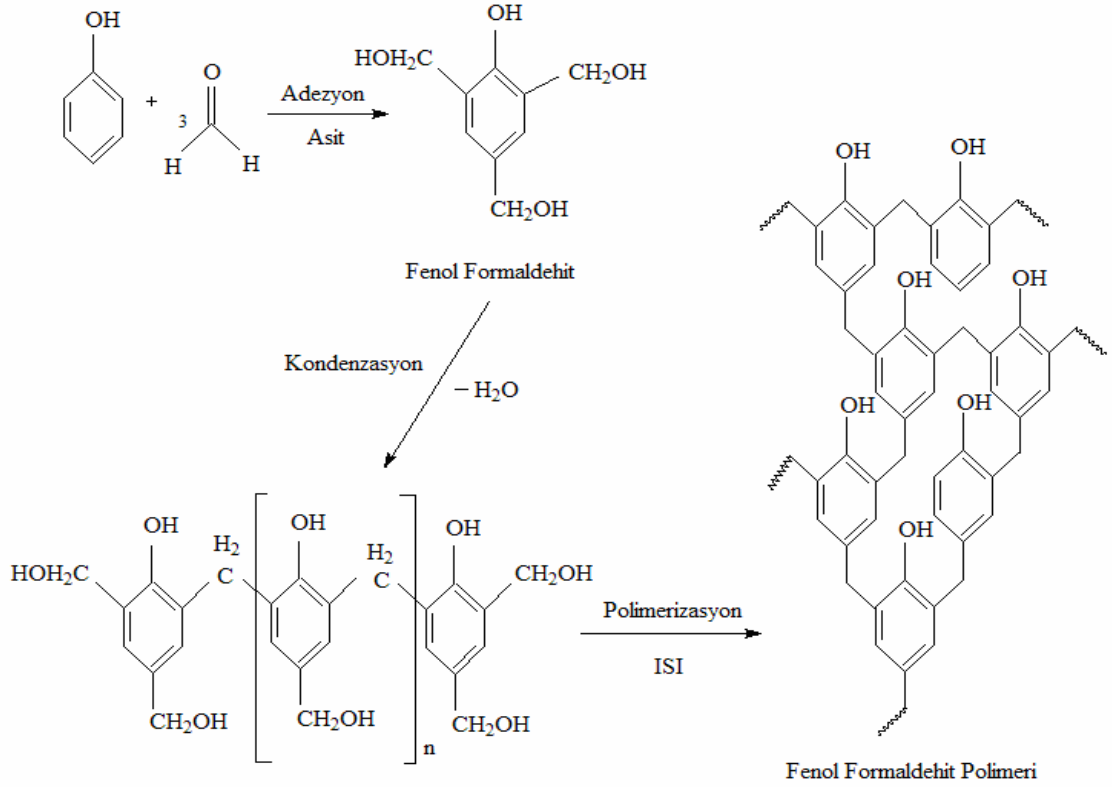
Melamin formaldehit tutkalının, ÜF tutkalına göre avantajları suya karşı daha dirençli olması, ısı stabilizesinin daha yüksek olması, düşük sıcaklıklarda ve sertleştirici katılmaksızın sertleşebilmesidir (Huş, 1977). Melamin ile formaldehitin bağlanma tepkimesi Şekil 2.11'de gösterilmiştir.



Şekil 2.11: Melamin ile formaldehitin kondenzasyonu (Frihart, 2005).

2.4.1.3. Fenol Formaldehit Tutkalı (FF)

Fenol formaldehitin temel bileşenleri, fenol ve formaldehittir. Fenol ve formaldehit bir karıştırıcı yardımıyla birleştirilir. Bu sıvı, kokusuz, koyu kahverengi ve kesinlikle yanmazdır. İşlem esnasında FF tutkalı, üre formaldehit tutkalı gibi bağlarını güçlendirmiş ve polimerize edilmiştir. Serbest formaldehit, üre formaldehitin pres esnasında bırakılması gibi aynı şekilde pres esnasında bırakılır (Uysal ve Kurt, 2005). Şekil 2.12’de fenol ile formaldehitin bağlanma tepkimesi görülmektedir.



Şekil 2.12: Fenol Formaldehit kondenzasyon reaksiyonu (Frihart, 2005).

2.4.2. Katkı Maddeleri

Levha üretimi sırasında tutkallardan başka kimyasal maddeler de kullanılmaktadır. Tutkal sertleştiricileri ve hidrofobik özellik kazandırıcı maddeleri kapsayan bu maddelere katkı maddeleri adı verilmektedir (Akbulut, 1991). Bunlara ek olarak levhayı biyolojik zararlılara karşı korumak amacıyla biyosit karakterli katkı maddeleri ve levhanın yanmasını geciktirmek ya da tutuşmaya karşı direncini artırmak için yangın geciktirici katkı maddeleri de kullanılabilir (Huş, 1969; Eroğlu ve Usta, 2000).

Uçucu organik bileşikler (VOC) de odun esaslı levhaların üretiminin bazı sorun teşkil eden doğal özelliklerini (böcek ve mantarlar tarafından parçalanabilme, yanıcı olabilme, vb.) azaltmak için kullanılmaktadır. Bor bileşikleri gerek biyolojik zararlılar karşısındaki koruyucu etkileri gerekse diğer yangın geciktirici kimyasallara kıyasla mekanik özelliklerde daha az olumsuz etkiye neden olmaları gibi yararlarından dolayı, yanmaya karşı koruyucu madde olarak büyük ölçüde tercih edilmektedirler (LeVan ve Tran, 1990).

2.4.2.1. Sertleştirici Maddeler

Sertleştirici katkı maddeleri tutkalın hızlı bir şekilde yapışmasını sağlamak amacıyla kullanılmaktadır. Bu amaçla en çok kullanılan sertleştirici madde amonyum klorürdür, nadir olarak amonyum sülfat da kullanılır (Eroğlu ve Usta, 2000).

Amonyum klorür beyaz, kokusuz, higroskopik ve suda kolaylıkla çözünen bir kimyasal maddedir (Eroğlu ve Usta, 2000). Yutulması halinde zararlıdır ve tahriş edici niteliği vardır. Gözlerde ve solunum yolunda tahrişe neden olur; çok miktarda maruz kalınması durumunda baş ağrısına, mide bulantısına ve bilinç kaybına yol açar (91/155/EEC Direktifi, 1991).

Amonyum sülfat levha endüstrisinde kullanılan bir diğer sertleştirici maddedir. Belli koşullarda metaller üzerinde korozyona neden olmaktadır (LeVan, 1984).

2.3.2.2. Su İtici Maddeler

Su itici (hidrofobik) maddeler levhanın su ile temas ettiğinde ya da nemli bir ortamdayken çalışmasını (boyut değiştirmesini) azaltmak amacıyla kullanılmaktadırlar (Eroğlu ve Usta, 2000).

Parafin, kapalı formülü C_nH_{2n+2} olan bir hidrokarbondur ve yongalara su iticilik ve doygunluk kazandırmak amacıyla kullanılan hidrofobik bir maddedir. Parafin polar olmadığından kimyasal yönden aktif değildir (Eroğlu ve Usta, 2000).

MDF üretiminde levhaya hidrofobik özellikler, yani su iticiliği kazandırmak amacıyla kolofan da kullanılabilir. Kolofan ağaçların canlı halde iken gövdelerinden, kütük kısımlarından veya sülfat kâğıt hamuru yönteminde yan ürün olarak oluşan tall yağının damıtılmasıyla elde edilmektedir. Suda çözünmez ve oda sıcaklığından katı halde ve sarı-kahverengi renktedir (Eroğlu ve Usta, 2000).

2.4.2.3. Koruyucu ve Yanmayı Geciktirici Maddeler

Odun, odunu tahrip edebilme özelliği olan organizmalar tarafından yapılan çürümeye duyarlı bir materyaldir (Temiz ve diğ., 2014). Odun ve odun kompozitleri; esmer ve beyaz çürüklük mantarları, termitler, böcekler ve bakterileri içeren birçok organizma tarafından tahrip edilebilmektedir (Schultz ve diğ., 2004). Odun esaslı kompozitlerin dış ortamlarda

kullanılmaları durumunda neme, odunu tahrip edici mantar ve böcek gibi organizmalara ve yangına karşı korunmaları gerekmektedir (Tascioglu ve diğ., 2014).

Ahşap koruyucular, odun materyali açık alanlarda ya da tehlikeli bir ortamda kullanıldığında odunun hizmet ömrünü uzatmak için kullanılmaktadırlar. Su esaslı koruyucular bu amaçla yaygın olarak kullanılmaktadır (Temiz ve diğ., 2014). Geleneksel odun koruma yöntemlerinde maliyet ve etkinliğin önemli hususlar olması yanında koruyucu maddelerin güvenli olması da önemlidir (Schultz ve diğ., 2004).

Odun esaslı levhaları mantar, bakteri, böcek ve termit gibi biyolojik zararlılara karşı korumak amacıyla pentaklorfenol gibi klorlu fenoller; fenil merkürük asetat, cıva fenil laktat gibi cıva bileşikleri kullanılmaktadır. Ancak bu maddeler toksiktir ve üretim sırasında atıklara karışarak çevre sağlığı açısından tehlikeli durum oluşturabilmektedirler (Huş, 1969). Bu nedenle son zamanlarda odun ve odun esaslı ürünleri korumak amacıyla bor bileşiklerinin kullanımı yaygınlaşmıştır (Laks ve Manning, 1994; Yalınkilic, 2000; Caldeira, 2010).

Bor bileşikleri düşük işlem maliyeti, işlenmiş odunun rengini değiştirmemesi, nispeten düşük toksisitesi (Tsunoda, 2001), mantar ve böceklere karşı hem etkili, hem ucuz, hem de renksiz, kokusuz ve çevresel açıdan kabul edilebilir olması nedeniyle odun koruma maddesi olarak kullanılmaktadır (Laks ve Manning, 1994; Yalınkilic, 2000; Caldeira, 2010). Bor ve borik asit en yaygın olarak kullanılan bor esaslı odun koruyuculardır (Temiz ve diğ., 2008). Çinko borat da düşük maliyeti, mantarlar ve böceklere karşı etkinliği, çevresel zararının az olması ve yangın geciktirici olarak yüksek etkinliği nedeniyle tercih edilmektedir (Tascioglu ve diğ., 2014). Tsunoda ve diğ. (2002) orta yoğunlukta lif levha halinde çinko borat işlemdeki birleşmesini incelenmiştir ve çinko boratın mekanik ve fiziksel özelliklerde herhangi olumsuz bir etkiye neden olmaksızın termit aktivitesini önemli ölçüde azalttığını ifade etmişlerdir.

2.5. ATIK YÖNETİMİ VE MEVZUATI

Atık yönetimi; atığın oluşumunun önlenmesi, kaynağında azaltılması, yeniden kullanılması, özelliğine ve türüne göre ayrılması, biriktirilmesi, toplanması, geçici depolanması, taşınması, ara depolanması, geri dönüşümü, enerji geri kazanımı dâhil geri

kazanılması, bertarafı, bertaraf işlemleri sonrası izlenmesi, kontrolü ve denetimi faaliyetlerini kapsayan bir yönetim biçimidir (Atık Yönetimi Yönetmeliği, 2015).

Atık yönetiminin en temel amacı atığın mümkünse oluşmasını önlemek, önlenemiyorsa kaynağında azaltmak, sonra geri kazanmak ve bunlar mümkün olmuyorsa bertaraf etmektir. Etkili bir atık yönetimi, çevre açısından gelecekte oluşabilecek tehlikelerin bertaraf edilmesini sağlayacaktır (Erol Fidan, 2009).

Atıkların çevreye uyumlu bir şekilde yönetimi mevzuat çerçevesinde yapılmaktadır. Atıkların nasıl sınıflandırıldığı, hangi atıkların tehlikeli olarak kabul edildiği, tehlikeli atıkların bertaraf yöntemleri gibi esaslar uluslararası ve ulusal hukuk kaynakları ile düzenlenir (Corporate and Public Strategy Advisory Group, 2012).

2.5.1. Atık Yönetiminde AB Mevzuatı

AB’de çevre mevzuatı Direktifler, Yönetmelikler, Kararlar ve Tavsiye Kararları da dâhil olmak üzere 300 civarında hukuki düzenlemeyi kapsar. Bu çevre hukukunun çoğunluk kısmını yönergeler oluşturmaktadır. AB çevre mevzuatı üye olan ve üye olmak üzere başvurmuş olan devletlere yükümlülükler getirmektedir (Kalyoncu, 2005).

AB çevresel risklerin önüne geçilmesi ve sürdürülebilir bir çevre yönetiminin sağlanması amacıyla çevre mevzuatını oluşturmuştur ve bunu 8 alt kategoride ele almıştır. Bunlar hava kalitesi, atık yönetimi, su kalitesi, endüstriyel kirlilik ve risk yönetimi, kimyasallar, gürültü kirliliği, yatay mevzuat ve doğa korumadır (Kemirtlek, 2010).

Bu alt başlıklardan biri olan atık yönetimi; evsel, tıbbi, tehlikeli ve tehlikesiz atıkların en az indirilmesi, kaynağında ayrı toplanması, ara depolanması, gerekli olduğu durumlarda atıklar için transfer istasyonlarının oluşturulması, atıkların taşınması, geri kazanılması, bertarafı, geri kazanım ve bertaraf tesislerinin işletilmesi ile kapatma, kapatma sonrası bakım, izleme - kontrol süreçlerini içeren bir yönetim biçimidir (Atık Yönetimi Yönetmeliği, 2015). Atıkların yönetimini en aza indirerek doğal kaynaklara aşırı yüklenmesinin önüne geçilmesi ve üretilen atıkların mümkün olan en yüksek düzeyde geri kazanımının sağlanarak atıkların ekonomiye bir girdi olarak dönüştürülmesi, yani sürdürülebilir atık yönetimi, tüm dünyada öncelikli bir politika hedefi olarak benimsenmektedir. Bu maksatla benimsenen politika ve hedefler ulusal ve uluslararası

mercilerce yayınlanan kanun, direktif ve yönetmeliklerle kontrol altına alınmaya çalışılmaktadır (Corporate and Public Strategy Advisory Group, 2012; Kalyoncu, 2005).

Avrupa Birliği çevre konusunda 1975 tarihli ve 75/442/EEC sayılı Atık Çerçeve Yönergesini; atık yağlar konusunda 1975 tarihli ve 75/439/EEC sayılı Konsey direktifini; akümülatör ve piller konusunda 1991 tarihli ve 91/157/EEC sayılı Konsey direktifini; tehlikeli atıklar konusunda 1991 tarihli ve 91/689/EEC sayılı Konsey direktifini; ambalaj atıkları konusunda 1994 tarihli ve 94/62/EEC sayılı Konsey direktifini; arıtma çamurları konusunda 1996 tarihli ve 96/278/EEC sayılı Konsey direktifini; düzenli depolama konusunda 1999 tarihli ve 99/31/EEC sayılı Konsey direktifini; hurda araçlar konusunda 2000 tarihli ve 2000/53/EEC sayılı Avrupa Parlamentosu ve Konsey direktifini; atık elektronik ve elektrikli ekipmanlar konusunda 2003 tarihli ve 2003/96/EEC sayılı Avrupa Parlamentosu ve Konsey direktifini ve 2000 tarihli ve 2000/76/EEC sayılı Avrupa Parlamentosu ve Konsey direktifi Atık Yakma Yönergesini yayımlamıştır (Corporate and Public Strategy Advisory Group, 2012).

AB topluluğunun atıkların yönetimine ilişkin politikasının beş ana hedefi bulunmaktadır (Corporate and Public Strategy Advisory Group, 2012):

- Çevre dostu olan ve daha az atık-yoğun teknoloji ve işlemlerin teşviki ve çevre dostu olup geri dönüşümü mümkün ürünler üretmek yoluyla atıkların önlenmesi,
- Özellikle hammadde olarak yeniden kullanım ve geri kazanım ile atıkların yeniden işleme tabi tutulmasının teşvik edilmesi,
- Avrupa düzeyinde bağlayıcı çevre standartlarının (özellikle de mevzuat bağlamında) ortaya konması suretiyle, atık bertarafının iyileştirilmesi,
- Tehlikeli maddelerin taşınmasına ilişkin hükümlerin sıkılaştırılması,
- Kirliliğe maruz kalmış arazilerin ıslah edilmesi.

AB, Maastricht Anlaşması ile kurulmuştur. Maastricht Anlaşması, AET'nin AB olması yolundaki son adım olan ekonomik ve parasal birliği de gerçekleştirme yoluna girdiği anlaşmadır (Vikipedi, 2014). Esasında AB'yi kuran ve Avrupa topluluklarına yeni boyutlar kazandırmayı amaçlayan anlaşmada çevreye dair düzenlemeler de bulunmaktadır (Kalyoncu, 2005).

2.5.1.1. Maastricht Anlaşması

Aralık 1991 yılında imzalanan ve Kasım 1993’de yürürlüğe giren Maastricht Anlaşması, Avrupa Toplulukları Antlaşması yapılmasına karar vermiştir. AB’ni kuran Maastricht Antlaşması’yla Avrupa Topluluklarına yeni boyutlar kazandırılmıştır (Anon., 2009). Maastricht Anlaşması, çevreye saygılı bir sürdürülebilir gelişmeyi amaç olarak belirlemiştir. Maastricht Antlaşması ile o zamana kadar geliştirilen çevre eylemlerine bir politika statüsü kazandırılmıştır. Ekonomik büyümenin çevreyle uyum içinde gerçekleşmesi gerektiği belirtilmiş, bu amaçla Birliğe bir çevre politikası geliştirilmesi görevi verilmiştir (Kalyoncu, 2005).

2.5.1.2. AB Anlaşması

Atık yönetimi alanını da kapsayan Avrupa Birliği (AB)’nin çevre politikası, AB Antlaşması’nın çeşitli maddelerine dayanmaktadır. Bunların arasında, özellikle Avrupa Birliği Antlaşması Madde 3 ve AB’nin İşleyişine ilişkin Antlaşma’nın Madde 191 ile Madde 193 önem taşımaktadır (Corporate and Public Strategy Advisory Group, 2012). Madde 191 birliğin çevre politikasının hedeflerini belirtmekte ve çevrenin yüksek düzeyde korunmasını talep etmektedir. Aynı madde, çevresel zararın kirliliğin kaynağında önlenmesi ve çevreyi kirletenin bunun bedelini ödemesi gerektiğini belirtmektedir. Söz konusu madde ayrıca AB’nin ve üye devletlerin, çevre alanında üçüncü ülkeler ve uluslararası örgütler ile işbirliğine ilişkin kuralları ortaya koymaktadır. Madde 192 çevre alanında Avrupa Parlamentosu ve Konsey’ini yetkilendirmekte ve AB eylemlerine ilişkin yetki alanını tanımlamaktadır. Madde 193 üye devletlerin daha sıkı koruyucu önlemleri, AB Antlaşması ile uyumlu olduğu sürece muhafaza etmesi ve yürürlüğe geçirmesine izin vermektedir (Corporate and Public Strategy Advisory Group, 2012).

AB’de çevreye yönelik eylemler çok sayıda “Eylem Programı” aracılığıyla gerçekleştirilmektedir (Corporate and Public Strategy Advisory Group, 2012).

AB’ye üye olmak isteyen ülkelerin yerine getirmek zorunda oldukları kriterler vardır ve bunlar “Kopenhag Kriterleri” olarak adlandırılırlar. Bu kriterler 1993 Kopenhag Zirvesi’nde belirlenmiş ve üç başlık altında toplanmıştır (Kalyoncu, 2005):

1. Siyasi kıstaslar,

2. Ekonomik kıstaslar,
3. AB müktesebatının benimsenebilmesi.

AB müktesebatının benimsenebilmesi maddesiyle aday ülkelerin AB mevzuatını uygulayabilme kapasiteleri ifade edilmektedir. AB mevzuatı 31 başlık olarak oluşturulmuştur. Bunlardan 22 numaralı olan “Çevre” adını taşımaktadır (Kalyoncu, 2005). Çevre başlığı altında ise:

- Yatay düzenlemeler (ÇED, Bilgiye erişim vb.),
- Hava Kalitesi,
- **Atık Yönetimi,**
- Su Kalitesi,
- Doğanın Korunması,
- Sanayiden Kaynaklanan Kirliliğin Kontrolü,
- Kimyasallar ve Genetik Olarak Değişime Uğramış Organizmalar,
- Araçlardan ve Makinelere Kaynaklanan Gürültü,
- Nükleer Güvenlik ve Radyasyondan Korunma

alt başlıkları yer almaktadır (Kalyoncu, 2005).

2.5.1.3. Atık Çerçeve Yönergesi

Avrupa Birliği, atık yönetiminin genel hatlarını 75/442/EEC sayılı ve 1975 tarihli Konsey direktifi yerine konulan 2006/12/EEC sayılı ve 5 Nisan 2006 tarihli Atık Çerçeve Direktifi ile tanımlamıştır. Atık Çerçeve Direktifi ilk olarak 1975 yılında yürürlüğe koyulmuş, daha sonra çeşitli direktiflerle desteklenerek en son 2006 yılında aynı isimle yayınlanmıştır (Anon., 2012). Türk mevzuatının atık yönetimiyle ilgili son yayınladığı yönetmeliklerden biri olan Atık Yönetimi Yönetmeliği, Atık Çerçeve Direktifi ile uyumlaştırılmıştır.

Atık Çerçeve Direktifi; atık yönetiminde uygulanan adımlar olan geri dönüşüm ve geri kazanım gibi temel kavram ve tanımlar ile atığın hangi koşullarda atık olmaktan çıkıp ikincil hammadde halini aldığını açıklamaktadır. Direktif; çevre ve insan sağlığının korunmasına yönelik tedbirleri düzenlemektedir (Corporate and Public Strategy Advisory Group, 2012). Atık yönetimi uygulamalarında sıkça kullanılan bir yöntem olan atık

yönetimi hiyerarşisi bu direktif tarafından tesis edilmiştir (Corporate and Public Strategy Advisory Group, 2012).

Direktif, ana parametreler çerçevesinde sorumluluk dağılımı, temel ilkeler, tehlikeli atıkların denetimi ve etiketlenmesi, tehlikeli atıkların karıştırılmasına dair yasa, biyolojik atıklar, atık yönetim planları vb. gibi atık yönetim sistemini belirlemektedir ve atık üreticileri sorumluluk almasını temin etmesi konusunda üye devletleri teşvik etmektedir (Corporate and Public Strategy Advisory Group, 2012).

Ayrıca Avrupa Birliği'nin çevre konusunda akümülatör ve piller, ambalaj atıkları, arıtma çamurları, atık yağ, düzenli depolama, hurda araçlar, atık elektronik ve elektrikli ekipmanlar, tehlikeli atıklar ve atık yakma hakkında yayınlamış olduğu başka yönergeler de mevcuttur.

2.5.1.4. Tehlikeli Atık Direktifi

Atık Çerçeve Direktifinde yer alan genel atık tanımının yanı sıra tehlikeli atık konusunda Avrupa Birliği Konseyi'nin 1991 tarihli ve 91/689/EEC sayılı direktifinde tehlikeli atık tanımı yapılmıştır. Tehlikeli atığın genel tanımı Atık Çerçeve Direktifinden alınmıştır, yani tehlikeli atıklar, atık çerçeve direktifindeki tanıma göre aynı zamanda atıktır (Anon., 2012).

Türk mevzuatında Atık Yönetimi Yönetmeliğinde tanımlanan tehlikeli atıkların kategorileri, Tehlikeli Atık Direktifinden uyumlaştırılmıştır. Ulusal mevzuatta verilen bu kategori ve bileşenlerin dayanağı Tehlikeli Atık Direktifidir (Anon., 2012).

Bu Direktife göre orman ürünleri endüstrisinde kullanılan ahşap koruyucular, pigmentler, mürekkepler, reçine, lateks ve tutkal gibi maddeler tehlikeli kategorisine girmektedir (Atık Yönetimi Yönetmeliği, 2015; Council Directive 91/689/EEC, 1991).

2.5.2. Atık Yönetiminde Türk Mevzuatı

Türkiye, AB uyum sürecinde AB direktiflerini uygulayacağını taahhüt etmiştir. Bu nedenle AB'nin çevre konusunda aldığı kararların Türkiye nezdinde bağlayıcılığı bulunmaktadır. Bu bağlamda Türkiye kendi mevzuatını AB mevzuatı ile uyumlaştırmıştır (Kalyoncu, 2005). Türkiye atıklar ile ilgili olarak çeşitli yasalar ve yönetmelikler

yayımlamıştır. Bunların en genel kapsamlıları 1983 tarihli Çevre Kanunu ve 2015 tarihli Atık Yönetimi Yönetmeliğidir.

Bunlardan başka olarak Belediye Kanunu, Büyükşehir Belediyesi Kanunu, Belediye Gelirleri Kanunu ve Türk Ceza Kanununda atıklarla ilgi hükümler mevcuttur.

2.5.2.1. Türkiye Cumhuriyeti Anayasası

Türk mevzuatında çevreyle ilgili ilk hüküm Anayasadadır. Türkiye Cumhuriyeti Anayasasının 56. Maddesi sağlık hizmetleri ve çevrenin korunmasına yönelik bir içeriğe sahiptir. Bu madde “Herkes sağlıklı ve dengeli bir çevrede yaşama hakkına sahiptir. Çevreyi geliştirmek, çevre sağlığını korumak ve çevre kirlenmesini önlemek Devletin ve vatandaşların ödevidir.” hükmünü içerir (T.C. Anayasası, 1982).

Anayasanın 56. maddesine dayanılarak 1983 yılında Çevre Kanunu hazırlanmıştır.

2.5.2.2. Çevre Kanunu

2872 sayılı Çevre Kanunu, bütün canlıların ortak varlığı olan çevrenin sürdürülebilir çevre ve sürdürülebilir kalkınma ilkeleri doğrultusunda korunmasını sağlamak amacıyla 1983 yılında yürürlüğe konulmuştur (Çevre Kanunu, 1983).

Çevre Kanunu atığı “Herhangi bir faaliyet sonucunda oluşan, çevreye atılan veya bırakılan her türlü madde” şeklinde, katı atığı “Üreticisi tarafından atılmak istenen ve toplumun huzuru ile özellikle çevrenin korunması bakımından, düzenli bir şekilde bertaraf edilmesi gereken katı atık maddeler” şeklinde ve tehlikeli atığı “Fiziksel, kimyasal ve/veya biyolojik yönden olumsuz etki yaparak ekolojik denge ile insan ve diğer canlıların doğal yapılarının bozulmasına neden olan atıklar ve bu atıklarla kirlenmiş maddeler” şeklinde tanımlamaktadır (Çevre Kanunu, 1983).

Çevre Kanununa göre başta idare, meslek odaları, birlikler ve sivil toplum kuruluşları olmak üzere herkes, çevrenin korunması ve kirliliğın önlenmesi ile görevli olup bu konuda alınacak tedbirlere ve belirlenen esaslara uymakla yükümlüdürler. Aynı kanuna göre, arazi ve kaynak kullanım kararlarını veren ve proje değerlendirmesi yapan yetkili kuruluşlar, karar alma süreçlerinde sürdürülebilir kalkınma ilkesini gözetmek zorundadırlar (Çevre Kanunu, 1983).

Çevre Kanununun 8. maddesi uyarınca her türlü atık ve artığı, çevreye zarar verecek şekilde, ilgili yönetmeliklerde belirlenen standartlara ve yöntemlere aykırı olarak doğrudan ve dolaylı biçimde alıcı ortama vermek, depolamak, taşımak, uzaklaştırmak ve benzeri faaliyetlerde bulunmak yasaktır. Söz konusu maddeye göre kirlenme ihtimalinin bulunduğu durumlarda ilgililer kirlenmeyi önlemekle; kirlenmenin meydana geldiği hallerde kirleten, kirlenmeyi durdurmak, kirlenmenin etkilerini gidermek veya azaltmak için gerekli tedbirleri almakla yükümlüdürler (Çevre Kanunu, 1983).

Çevre Kanunu Madde 11’de “Tehlikeli atık üreticileri, yönetmelikle belirlenecek esaslara göre atıklarını bertaraf etmek veya ettirmekle yükümlüdürler.” ve “Atık geri kazanım, geri dönüşüm ve bertaraf tesislerini kurmak ve işletmek isteyen gerçek ve/veya tüzel kişiler, yönetmelikle belirlenen esaslar doğrultusunda, ürün standardı, ürünlerinin satışa uygunluğu ve piyasadaki denetimi ile ilgili izni, ilgili kurumlardan almak kaydı ile Bakanlıktan lisans almakla yükümlüdür.” İfadeleri yer almaktadır (Çevre Kanunu, 1983).

Atık yönetimiyle ilgili Çevre Kanununa dayanılarak hazırlanan yönetmelikler mevcuttur.

Bunlar:

- Katı Atıkların Kontrolü Yönetmeliği,
- Tıbbi Atıkların Kontrolü Yönetmeliği,
- Maden Atıklarının Kontrolü Yönetmeliği,
- Tehlikeli Atıkların Kontrolü Yönetmeliği,
- Ambalaj Atıklarının Kontrolü Yönetmeliği,
- Atık Yağların Kontrolü Yönetmeliği,
- Hafriyat Toprağı, İnşaat ve Yıkıntı Atıklarının Kontrolü Yönetmeliği,
- Atık Pil ve Akümülatörlerin Kontrolü Yönetmeliği,
- Bitkisel Atık Yağların Kontrolü Yönetmeliği,
- Ömrünü Tamamlamış Lastiklerin Kontrolü Yönetmeliği,
- Poliklorlu Bifenil ve Poliklorlu Terfenillerin Kontrolü Hakkında Yönetmelik,
- Elektrikli ve Elektronik Eşyalarda Bazı Zararlı Maddelerin Kullanımının Sınırlandırılmasına Dair Yönetmelik,
- Toprak Kirliliğinin Kontrolü Yönetmeliği,
- Atık Yönetimi Genel Esaslarına İlişkin Yönetmelik

- Atık Yönetimi Yönetmeliğidir.

Atıkların işletme ve bertarafı hususunda ise Atıkların Düzenli Depolanmasına Dair Yönetmelik, Atıkların Yakılmasına İlişkin Yönetmelik ve Atıksu Altyapı ve Evsel Katı Atık Bertaraf Tesisleri Tarifelerinin Belirlenmesinde Uyulacak Usul ve Esaslara İlişkin Yönetmelik yürürlüktedir.

Atık yönetimi hususunda genel usul ve esasları Atık Yönetimi Yönetmeliği ortaya koymaktadır.

2.5.2.3. Atık Yönetimi Yönetmeliği

Atık Yönetimi Yönetmeliği 2015 yılında yürürlüğe konulmuştur. Atık Yönetimi Yönetmeliğinin amacı atıkların insan sağlığına zarar vermeden yönetiminin sağlanmasına; atık oluşumlarının azaltılması, atıkların yeniden kullanılması, geri dönüştürülmesi ya da geri kazanılmasının sağlanmasına; çevre ve insan sağlığı açısından belirli ölçütlere ve şartlara sahip ürünlerin denetimine ilişkin genel usul ve esasları belirlemektir (Atık Yönetimi Yönetmeliği, 2015).

Atık yönetimine ilişkin genel ilkeler şunlardır (Atık Yönetimi Yönetmeliği, 2015):

- Atık üretiminin ve atığın tehlikelilik özelliğinin doğal kaynakların olabildiğince az kullanıldığı temiz teknolojilerin geliştirilmesi ve kullanılması; üretim, kullanım, geri kazanım veya bertaraf aşamalarında çevre ve insan sağlığına en az zarar verecek şekilde ürünlerin tasarlanması, pazarlanması suretiyle önlenmesi ve azaltılması esastır.
- Atık üretiminin kaçınılmaz olduğu durumlarda atıkların; yeniden kullanımı, geri dönüşümü ve ikincil hammadde elde etme amaçlı diğer işlemler ile geri kazanılması, enerji kaynağı olarak kullanılması veya bertaraf edilmesi esastır.
- Doğal kaynak ve enerji kullanımının azaltılmasına yönelik olarak geri kazanılmış ürünlerin kullanımının özendirilmesi esastır.
- Atıkların kaynağında ayrı toplanması, geçici depolanması, taşınması ve işlenmesi sırasında su, hava, toprak, bitki, hayvan ve insanlar için risk yaratmayacak, gürültü, titreşim ve koku yoluyla rahatsızlığa neden olmayacak, doğal çevrenin

olumsuz etkilenmesini önleyecek ve böylece çevre ve insan sağlığına zarar vermeyecek yöntem ve işlemlerin kullanılması esastır.

- Farklı türdeki atıkların kaynağında/üretildikleri yerde diğer atıklarla karıştırılmaksızın, sınıflandırılarak ayrı toplanması esastır.
- Atıkların, Bakanlıkça belirlenen esaslar dışında farklı bir yöntemle toplanması ve ayrılması yasaktır.
- Mevzuatta lisans alma zorunluluğu getirilen atık türlerini taşıyacak araçlar için taşıma lisansı alınması zorunludur.
- Atıkların, Bakanlık ve/veya il müdürlüğünden izin ve/veya çevre lisansı almış tesisler, üretici/yetkilendirilmiş kuruluşlar, atık taşımaya yetkili/lisanslı taşıyıcılar dışında üçüncü kişiler tarafından ticari amaçlar ile toplanması, satışı, geri kazanılması ve/veya bertaraf edilmesi, diğer maddelerle ve yakıtlara karıştırılarak yakılması yasaktır.
- Atıkların üretildikleri/buldukları yere en yakın ve en uygun tesise en hızlı şekilde ulaştırılarak, uygun yöntem ve teknolojiler kullanılarak işlenmesi esastır.
- Atıklar fiziksel, kimyasal ve biyolojik ön işlemler haricinde kesinlikle doğrudan başka bir madde veya atıkla karıştırılamaz ve/veya seyreltilemez.
- Atıkların geçici depolanması atığın üretildiği tesis/kuruluş sınırları içinde yapılır.
- Atıkların toprağa, denizlere, göllere, akarsulara ve benzeri alıcı ortamlara dökülmesi, doğrudan dolgu yapılması ve depolanması suretiyle çevrenin kirletilmesi yasaktır.
- Biyo-bozunur atıklar, geri kazanılabilir atıklarla karıştırılmadan ikili toplama sistemiyle kaynağında ayrı toplanır ve ikili toplama sistemi kurulur.
- Tehlikeli atıkların neden olduğu çevresel kirlenme ve bozulmadan kaynaklanan zararlardan dolayı tehlikeli atığın toplanması, taşınması, geçici ve ara depolanması, geri kazanımı, yeniden kullanılması ve bertarafı faaliyetlerinde bulunanlar müteselsilen sorumludurlar. Sorumluların bu faaliyetler sonucu meydana gelen zararlardan dolayı genel hükümlere göre de tazminat sorumluluğu saklıdır.
- Atıklar doğrudan kanalizasyon sistemine boşaltılmaz, doğrudan havaya verilmez, düşük sıcaklıklarda yakılmaz, diğer atıklar ile karıştırılmaz.

Orman endüstrisi sektöründe hemen hemen her ürün dalında atık olarak oluşan kabuk; talaş, yonga, kıymık, ahşap, parçacık ve kaplamalar; halojenlenmemiş ahşap koruyucular ve organoklorlu ahşap koruyucular; kâğıt endüstrisinde atık olarak oluşan yeşil sıvı çamuru, mürekkep giderme çamurları, kâğıt hamuru üretimi artıkları; kâğıt hamuru üretiminde kullanılan sülfürik asit, hidroklorik asit, nitrik asit, sodyum hidroksit ile genel anlamda ağır metal içeren atıklar Atık Yönetimi Yönetmeliğinde verilen atık listesinde bulunmaktadır (Atık Yönetimi Yönetmeliği, 2015; Council Directive 91/689/EEC, 1991).

Bu çalışmanın konusunu ilgilendiren atıklardan bazıları Tablo 2.9'da gösterilmektedir. Tabloda A işareti ile gösterilen atıklar kesin bir şekilde tehlikeli atık olarak nitelendirilen, M ile gösterilen atıklar yönetmelikte belirtilen konsantrasyon değerlerini aşmaları durumunda tehlikeli atık olarak değerlendirilen atıkları ifade etmektedir.

Tablo 2.9: Atık Yönetimi Yönetmeliğinde verilen atık listesinde yer alan bazı orman endüstrisi atıkları (Atık Yönetimi Yönetmeliği, 2015).

03	AHŞAP İŞLEME VE KÂĞIT, KARTON, KÂĞIT HAMURU, PANEL(SUNTA) VE MOBİLYA ÜRETİMİNDEN KAYNAKLANAN ATIKLAR	
03 01	Ağaç İşlemeden ve Sunta ve Mobilya Üretiminden Kaynaklanan Atıklar	
03 01 01	Ağaç kabuğu ve mantar atıkları	
03 01 04	Tehlikeli maddeler içeren talaş, yonga, kıymık, ahşap, kontraplak ve kaplamalar	M
03 01 05	03 01 04 dışındaki talaş, yonga, kıymık, ahşap, kontraplak ve kaplamalar	
03 01 99	Başka bir şekilde tanımlanmamış atıklar	
03 02	Ahşap Koruma Atıkları	
03 02 01	Halojenlenmemiş organik ahşap koruyucu maddeler	A
03 02 02	Organoklorlu ahşap koruyucu maddeler	A
03 02 03	Organometal içeren ahşap koruyucu maddeler	A
03 02 04	Anorganik ahşap koruyucu maddeler	A
03 02 05	Tehlikeli maddeler içeren diğer ahşap koruyucuları	M
03 02 99	Başka bir şekilde tanımlanmamış ahşap koruyucuları	
03 03	Kâğıt hamuru, kâğıt ve kâğıt karton üretim ve işlenmesinden kaynaklanan atıklar	
03 03 01	Ağaç kabuğu ve odun atıkları (1)	
03 03 02	Yeşil sıvı çamuru (pişirme sıvısı geri kazanımından)	
03 03 05	Kâğıt geri kazanım işleminden kaynaklanan mürekkep giderme çamurları	

03 03 07	Atık kâğıt ve kartonun hamur haline getirilmesi sırasında mekanik olarak ayrılan ıskartalar	
03 03 08	Geri dönüşüme gitmek üzere sınıflandırılan kâğıt ve kartondan kaynaklanan atıklar	
03 03 09	Kireç çamuru atığı	
03 03 10	Mekanik ayırma sonucu oluşan elyaf ıskartaları, elyaf, dolgu ve yüzey kaplama maddesi çamuru	
03 03 99	Başka bir şekilde tanımlanmamış atıklar	

2.5.3. Atıkların Sınıflandırılması

Literatürde atıkların çeşitli sınıflandırmaları mevcuttur. Genel olarak hepsi katı atıklar şeklinde bir sınıflandırmaya gitmiştir. Palabıyık ve Altunbaş (2004) atıkları evsel, endüstriyel, kurumsal, belediyesel, özel ve tarımsal atıklar şeklinde sınıflandırmıştır. Bu sınıflandırmaya Bozkurt (2012) radyoaktif atıklar ve arıtma atıklarını da eklemiştir. Bir başka sınıflandırmada katı atıklar kentsel atıklar, özel atıklar ve endüstriyel atıklar olmak üzere üç ana başlık altında toplanmıştır (Arıkan, 2013).

Literatürde farklı sınıflandırmalara mevcut olmakla birlikte atıkların sınıflandırılması mevzuata göre yapılmaktadır. Atık Yönetimi Yönetmeliğinde tanımlanan atık sınıfları Tablo 2.10'da belirtilmiştir.

Tablo 2.10: Atık Yönetimi Yönetmeliğine göre atık sınıfları (Atık Yönetimi Yönetmeliği, 2015).

01	Madenlerin aranması, çıkarılması, işlenmesi, fiziki ve kimyasal işleme tabi tutulması sırasında ortaya çıkan atıklar
02	Tarım, bahçivancılık, su ürünleri, ormancılık, avcılık ve balıkçılık, gıda üretimi ve işlenmesi sonucu ortaya çıkan atıklar
03	Ahşap işleme ve kâğıt, karton, kâğıt hamuru, panel (sunta) ve mobilya üretiminden kaynaklanan atıklar
04	Deri, kürk ve tekstil endüstrilerinden kaynaklanan atıklar
05	Petrol rafinasyonu, doğal gaz saflaştırma ve kömürün pirolitik işlenmesinden kaynaklanan atıklar
06	Anorganik kimyasal işlemlerden kaynaklanan atıklar
07	Organik kimyasal işlemlerden kaynaklanan atıklar
08	Astarlar (boyalar, vernikler ve vitriyeye emayeler), yapışkanlar, yalıtıcılar ve baskı mürekkeplerinin imalat, formülasyon tedarik ve kullanımından (İFTK) kaynaklanan atıklar
09	Fotoğraf endüstrisinden kaynaklanan atıklar
10	Isıl işlemlerden kaynaklanan atıklar
11	Metal ve diğer malzemelerin kimyasal yüzey işlemi ve kaplanması işlemlerinden kaynaklanan atıklar; demir dışı hidrometalurji

12	Metallerin ve plastiklerin fiziki ve mekanik yüzey işlemlerinden ve şekillendirilmesinden kaynaklanan atıklar
13	Yağ atıkları ve sıvı yakıt atıkları
14	Atık organik çözücüler, soğutucular ve itici gazlar
15	Atık ambalajlar ile başka bir şekilde belirtilmemiş emiciler, silme bezleri, filtre malzemeleri ve koruyucu giysiler
16	Listede başka bir şekilde belirtilmemiş atıklar
17	İnşaat ve yıkım atıkları (kirlenmiş alanlardan çıkartılan hafriyat dahil)
18	İnsan ve hayvan sağlığı ve/veya bu konulardaki araştırmalardan kaynaklanan atıklar (doğrudan sağlığa ilişkin olmayan mutfak ve restoran atıkları hariç)
19	Atık yönetim tesislerinden, tesis dışı atıksu arıtma tesislerinden ve insan tüketimi ve endüstriyel kullanım için su hazırlama tesislerinden kaynaklanan atıklar
20	Ayrı toplanmış fraksiyonlar dahil belediye atıkları (evsel atıklar ve benzer ticari, endüstriyel ve kurumsal atıklar)

Orman endüstri atıkları mevzuatta Atık Yönetimi Yönetmeliğinde verilen atık listesinde 03 kodu ile tanımlanan “Ahşap işleme ve kağıt, karton, kağıt hamuru, panel (sunta) ve mobilya üretiminden kaynaklanan atıklar” başlığı altında sınıflandırılırlar. Burada, tehlikeli maddeler içeren talaş, yonga, kıymık, ahşap, kontrplak ve kaplamalar muhtemel tehlikeli atık olarak sınıflandırılmıştır. Bu tanım, atıkların içinde bulunan tehlikeli maddelerin miktarının, yönetmelikte verilen tehlikeli atık eşik konsantrasyonlarını aşması durumunda tehlikeli atık olarak nitelendirileceklerini ifade etmektedir (Atık Yönetimi Yönetmeliği, 2015).

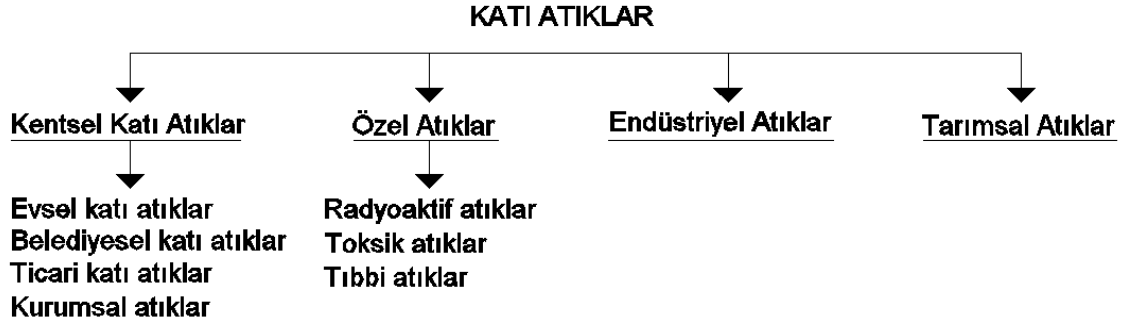
2.5.3.1. Katı Atıklar

2872 Sayılı Çevre Kanunu katı atığı “Üreticisi tarafından atılmak istenen ve toplumun huzuru ile özellikle çevrenin korunması bakımından, düzenli bir şekilde bertaraf edilmesi gereken katı atık maddeleri” şeklinde tanımlamaktadır.

Katı atıklar literatür sınıflandırmasında kentsel katı atıklar, endüstriyel katı atıklar, özel atıklar ve kırsal atıklar (tarımsal atıklar) olarak dörde ayrılır. Kentsel katı atıklar; evsel katı atıkları ve belediyesel katı atıkları kapsar. Özel atıklar ise radyoaktif atıklar, zehirli atıklar ve tıbbi atıklardan oluşur (Palabıyık ve Altunbaş, 2004).

Kentsel Katı Atık kavramı özellikle zararlı ve tehlikeli katı atık kavramına girmeyen atıklar için kullanılmaktadır. Evsel faaliyetlerden oluşan atık ve artıklardır. Genellikle çöp olarak bilinen ve çoğunlukla zararsız atık grubuna ait atıklar olmakla birlikte evsel atıklar pil, boya vb. zararlı ve tehlikeli atıkları da içerebilmektedir. Özel atıklar oluşumları

ve uzaklaştırılmaları nedeniyle özel önem arz eden atıklardır. Radyoaktif atıklar, tehlikeli ve zararlı endüstriyel atıklar, kentsel katı atıklar içerisindeki boya, inceltici, temizlik maddeleri, piller vb. lastik tekerlekler, atık su çamurları, inşaat ve yıkıntı atıkları ile hastane atıkları bu gruptandır (Palabıyık ve Altunbaş, 2004). Şekil 2.13’de katı atıkların sınıflandırılması gösterilmiştir.



Şekil 2.13: Katı atıkların kaynağına göre sınıflandırılması (Palabıyık ve Altunbaş, 2004).

2.5.3.2. Tehlikeli Atıklar

Çevre Kanunu tehlikeli atığı “Tehlikeli atık; fiziksel, kimyasal ve/veya biyolojik yönden olumsuz etki yaparak çevresel denge ile insan ve diğer canlıların doğal yapılarının bozulmasına neden olan atıklar ve bu atıklarla kirlenmiş maddelerdir.” şeklinde tanımlamıştır (Çevre Kanunu, 1983).

Bir atığın tehlikeli olup olmadığına karar vermede iki yöntem mevcuttur. Bunlardan ilki, yapılacak laboratuvar testleri ile atığın bir veya birden fazla tehlikeli özellik içerip içermediğinin belirlenmesidir. Bir atığın tehlikeli olarak nitelendirilebilmesi dört temel özelliğe dayanmaktadır. Bunlar; parlayıcılık (tutuşabilirlik), korozivite (aşındırıcılık), reaktivite (tepkimeye girme isteği) ve toksisitedir (Chaaban, 2001; Anon., 2008)

Tehlikeli atıkların sınıflandırılması ulusal mevzuatta Atık Yönetimi Yönetmeliğine göre yapılmaktadır. Bir maddenin tehlikeli madde olarak nitelendirilebilmesi için gerekli olan şartlar ve taşınması gereken özellikler bu yönetmelikte açıklanmıştır. Ayrıca bu yönetmelikte tehlikeli atıkların listesi verilmiştir, atık olarak nitelendirilen maddelerin kıstasları açıklanmıştır. Söz konusu yönetmeliğe göre tehlikeli kabul edilen atıkların özellikleri Tablo 2.11’de belirtilmiştir (Atık Yönetimi Yönetmeliği, 2015; Anon., 2012).

Tablo 2.11: Tehlikeli kabul edilen atıkların özellikleri (Atık Yönetimi Yönetmeliği, 2015; Council Directive 91/689/EEC, 1991).

H1 Patlayıcı	Alev etkisi altında patlayabilen ya da dinitrobenzenden daha fazla şekilde şoklara ve sürtünmeye hassas olan maddeler ve preparatlar, kendi başına kimyasal reaksiyon yolu ile belli bir sıcaklık ve basınçta hızla gaz oluşmasına neden olabilecek madde veya atıklar
H2 Oksitleyici	Diğer maddelerle, özellikle de yanıcı maddelerle temas halinde iken yüksek oranda egzotermik reaksiyonlar gösteren maddeler ve preparatlar
H3-A Yüksek Oranda Tutuşabilenler	<ul style="list-style-type: none"> - 21 0C'nin altında parlama noktasına sahip sıvı maddeler ve preparatlar (aşırı tutuşabilen sıvılar dahil) - Herhangi bir enerji kaynağı uygulaması olmaksızın ortam sıcaklığındaki hava ile temas ettiğinde ısınabilen ve sonuç olarak tutuşabilen maddeler ve preparatlar - Bir ateşleme kaynağı ile kısa süre temas ettiğinde kolayca tutuşabilen ve ateşleme kaynağı uzaklaştırıldıktan sonra yanmaya ve tükenmeye devam eden katı maddeler ve preparatlar - Normal basınçta, havada tutuşabilen gazlı maddeler ve preparatlar - Su veya nemli hava ile temas ettiğinde, tehlikeli miktarda yüksek oranda yanıcı gazlara dönüşen maddeler ve preparatlar
H3-B Tutuşabilen	21°C ye eşit veya daha yüksek ya da 55°C'ye eşit ya da daha düşük parlama noktasına sahip olan sıvı maddeler ve preparatlar
H4 Tahriş edici	Deri ile ya da balgam membranı ile ani, uzun süreli ya da tekrar eden temaslar halinde yanığa sebebiyet verebilen, korozif olmayan maddeler ve preparatlar.
H5 Zararlı	Solunduğu veya yenildiğinde ya da deriye nüfuz ettiğinde belirli bir sağlık riski içeren maddeler ve preparatlar
H6 Toksik	Solunduğunda veya yenildiğinde ya da deriye nüfuz ettiğinde, sağlık yönünden ciddi, akut veya kronik risk oluşturan ve hatta ölüme neden olan madde ve preparatlar
H7 Kanserojen	Solunduğunda veya yenildiğinde ya da deriye nüfuz ettiğinde, kansere yol açan veya etkisinin artmasına neden olan madde ve preparatlar
H8 Korozif	Temas halinde canlı dokuları tahrip eden madde ve preparatlar
H9 Enfeksiyon yapıcı	İnsan veya diğer canlı organizmalarda hastalığa neden olduğu bilinen veya geçerli nedenler dolayısıyla güvenli olarak inanılan varlığının sürdürebilen mikroorganizmaları veya toksinleri içeren maddeler
H10 Üreme yetisini azaltıcı	Solunduğunda, yenildiğinde veya deriye nüfuz ettiğinde, doğuştan gelen kalıtsal olmayan sakatlıklara yol açan veya yol açma riskini artıran madde ve preparatlar
H11 Mutajenik	Solunduğunda, yendiğinde veya deriye nüfuz ettiğinde, kalıtsal genetik bozukluklara yol açan veya yol açma riskini artıran madde ve preparatlar
H12	Havayla, suyla veya bir asitle temas etmesi sonucu zehirli veya çok zehirli gazları serbest bırakan madde veya preparatlar
H13	Yukarıda listelenen karakterlerden herhangi birine sahip olan atıkların bertarafı esnasında ortaya çıkan madde ve preparatlar
H14 Ekotoksik	Çevrenin bir veya daha fazla kesimi üzerinde ani veya gecikmeli zararlı etkiler gösteren veya gösterme riski taşıyan madde ve preparatlar
H15	Bertarafı sonrasında herhangi bir yolla, yukarıda listelenen karakterlerden herhangi birine sahip başka bir madde (sızıntı suyu gibi) ortaya çıkabilecek atık

2.5.4. Atık Yönetimi ve Hiyerarşisi

Mevzuatta atık yönetimi Atık Yönetimi Yönetmeliğinde tanımlanmıştır. Bu tanıma göre atık yönetimi; atığın kaynağında azaltılması, özelliğine göre ayrılması, toplanması, geçici depolanması, ara depolanması, geri kazanılması, taşınması, bertarafı ve bertaraf işlemleri sonrası kontrolü ve benzeri işlemleri içerir (Atık Yönetimi Yönetmeliği, 2015).

Atık yönetimine dair bir sınıflandırma Türkiye Cumhuriyeti mevzuatı irdelenerek yapılabilir. Ulusal mevzuat referans alındığında atıkların yönetimi aşağıdaki şekilde sınıflandırılabilir:

- Ambalaj atıklarının yönetimi,
- Katı atıkların yönetimi,
- Atık pillerin yönetimi,
- Atık yağların yönetimi,
- Tehlikeli atıkların yönetimi,
- Tıbbi atıkların yönetimi,
- Maden atıkları yönetimi,
- Kentsel atık su yönetimi,
- Evsel ve kentsel arıtma atıklarının yönetimi.

Orman endüstrisinde oluşan atıklar yönetmeliklerde katı atıklar ve tehlikeli atıklar olarak sınıflandırılmışlardır. Bu nedenle orman endüstri atıklarının yönetiminde kullanılacak en ideal sınıflandırma Erol Fidan (2009)'un yapmış olduğu sınıflandırmadır. Erol Fidan (2009)'a göre oluşan atıkların özelliklerine göre atık yönetimi konusu iki başlık altında ayrılabilir:

1. Katı atık yönetimi
2. Tehlikeli atık yönetimi

Atık yönetiminde takip edilmesi gereken adımların bütününe atık yönetimi hiyerarşisi denir (Şekil 2.14) ve aşağıdaki adımlardan oluşur (Güler, 2008):

- Atık önleme,
- Atığın kaynağında azaltılması,
- Atığın yeniden kullanım olanağı,

- Geri dönüşüm olanağı,
- Atıkların iyileştirilerek yeniden kullanıma yöneltilmesi,
- Bertaraf,
- Atıklarla kirlenmiş bölgelerin kurtarılması, iyileştirilmesi



Şekil 2.14: Atık yönetimi hiyerarşisi (Erol Fidan, 2009).

Bu öncelik sıralamasında ilk tercih edilecek seçenek atık üretimini kaynağında önleme; son tercih ise bertaraftır. Atık üretiminin engellenemediği durumlarda, atığın miktarı ve tehlike derecesi kaynağında minimize edilmelidir. Hali hazırda üretilmiş olan tehlikeli atıklar için tercih edilen yöntemler atıkların yeniden kullanımı, geri dönüşümü ve enerji geri kazanımının sağlanmasıdır. Üretimi zorunlu ve geri dönüşümü mümkün olmayan atıklar için ise tehlikenin giderilmesi (yakma, nötralizasyon, vb.), atık hacminin azaltılması ve sızma potansiyelinin yavaşlatılması (arıtma, solidifikasyon, vb.) gereklidir. Ancak tüm bu seçenekler incelendikten sonra, geri kalan atık maddelerin sağlıklı ve çevreye uyumlu yöntemlerle düzenli depolama tesislerinde bertarafı düşünülebilir (Kocasoy ve diğ., 2005).

2.5.4.1. Katı Atık Yönetimi

Katı atık yönetimi kavramı Palabıyık ve Altunbaş (2004) tarafından “Katı atıkların insan ve çevre sağlığı, ekonomi, mühendislik, kaynakların korunması, estetik ve diğer konularla ilgili biçimde toplumun üretim ve tüketim alışkanlıklarını da dikkate alarak atık miktarının kontrolü, toplama, biriktirme, taşıma-aktarma, işleme ve son uzaklaştırma aşamalarını kapsayan disiplin” şeklinde tanımlanmıştır. Katı atık yönetimi; halk sağlığı, ekonomik değişkenler, mühendislik yaklaşımları, kentsel ve bölgesel planlama esasları, koruma, estetik ve diğer çevresel faktörler ile uyumlu olmalıdır ve aynı zamanda halkın isteklerine de yanıt verebilmelidir (Dhindaw, 2004).

Özetle, katı atık yönetimi, kaynaktan atık azaltma ve oluşan atığın toplanması ile başlayıp sonrasında yeniden kullanım, geri dönüşüm ve nihai bertaraf uygulamaları içeren çok yönlü bir süreçtir.

En uygun atık yönetim sistemi tasarımı yapabilmek için katı atık yönetimi aşağıdaki hedefleri içermelidir (Schübeler ve diğ., 1996):

- Çevre sağlığını korumak,
- Kentsel çevre kalitesini yükseltmek,
- Ekonominin verimliliğini ve yeterliliğini desteklemek,
- İstihdam ve gelir elde etmek, bu hedeflere ulaşmak için ise sürdürülebilir katı atık yönetim sistemleri kurmak gerekmektedir.

2.5.4.2. Tehlikeli Atık Yönetimi

Tehlikeli atık yönetim sistemlerinin geliştirilmesine yönelik çalışmalar 1970'lerin başlarına dayanmaktadır. Tehlikeli atıkların kaynağında özelliğine göre ayrılması, toplanması, geçici depolanması, geri kazanılması, taşınması, bertarafı ve bertaraf sonrası kontrolü vb. işlemlerin tümü tehlikeli atık yönetimi olarak adlandırılmaktadır (Kocasoy ve diğ., 2005). Tehlikeli atık yönetiminde temel amaç; güvenli, etkin ve ekonomik yollarla atıkların toplanması, taşınması, arıtımı ve bertarafının sağlanmasıdır.

Tehlikeli atıkların çevreye uyumlu bir şekilde yönetimi mevzuat çerçevesinde yapılmalıdır. Tehlikeli atıkların yönetiminde genel esaslar Atık Yönetimi Yönetmeliğinde belirlenmiştir. Buna göre her türlü atığın ithali yasaktır, atıkların kaynağında en aza indirilmesi esastır, atığın oluşmasından sorumlu kişiler çevre ve insan

sağlığına zarar vermeyecek tedbirleri almakla yükümlüdürler ve atıkların yetkili olmayan kişi ve kurumlarca yakılması yasaktır (Atık Yönetimi Yönetmeliği, 2015).

Tehlikeli atıkların yönetimi atık yönetimi hiyerarşisi takip edilerek yapılır. Atık yönetimi hiyerarşisinde geri dönüşüm ve bertaraf adımları bulunmaktadır. Bu geri dönüşüm ve bertaraf işlemlerinin hangileri olduğu, hangilerine izin verildiği mevzuatta belirtilmiştir (Atık Yönetimi Yönetmeliği, 2015).

2.5.5. Tehlikeli Atıkların Geri Kazanım İşlemleri

Tehlikeli atıkların geri kazanım işlemlerinin hangileri olduğu, başka bir deyişle hangi işlemlere geri kazanımda izin verildiği Atık Yönetimi Yönetmeliğinde belirtilmiştir. Bu geri kazanım işlemleri Tablo 2.12’de belirtilmiştir.

Tablo 2.12: Atık Yönetimi Yönetmeliğine göre tehlikeli atıkların geri kazanım işlemleri (Atık Yönetimi Yönetmeliği, 2015).

R1	Enerji üretimi amacıyla başlıca yakıt olarak veya başka şekillerde kullanma
R2	Solvent (çözücü) ıslahı/yeniden üretimi
R3	Solvent olarak kullanılmayan organik maddelerin ıslahı/geri dönüşümü (kompost ve diğer biyolojik dönüşüm prosesleri dahil)
R4	Metallerin ve metal bileşiklerinin ıslahı/geri dönüşümü
R5	Diğer anorganik malzemelerin ıslahı/geri dönüşümü
R6	Asitlerin veya bazların yeniden üretimi
R7	Kirliliğin azaltılması için kullanılan parçaların (bileşenlerin) geri kazanımı
R8	Katalizör parçalarının (bileşenlerinin) geri kazanımı
R9	Yağların yeniden rafine edilmesi veya diğer tekrar kullanımları
R10	Ekolojik iyileştirme veya tarımcılık yararına sonuç verecek arazi ıslahı
R11	R1 ila R10 arasındaki işlemlerden elde edilecek atıkların kullanımı
R12	Atıkların R1 ila R11 arasındaki işlemlerden herhangi birine tabi tutulmak üzere değişimi
R13	R1 ila R12 arasında belirtilen işlemlerden herhangi birine tabi tutuluncaya kadar atıkların depolanması (atığın üretildiği alan içinde geçici depolama, toplama hariç)

2.5.6. Tehlikeli Atıkların Bertaraf Yöntemleri

Tehlikeli atıkların bertaraf yöntemleri, tehlikeli atık yönetiminde hangi yöntemlere izin verildiği, hangi yöntemlerin esas alındığı Atık Yönetimi Yönetmeliğinde 15 madde şeklinde özetlenmiştir. Bu maddeler Tablo 2.13’de sıralanmıştır.

Tablo 2.13: Tehlikeli atıkların bertaraf yöntemleri (Atık Yönetimi Yönetmeliği, 2015).

D1	Toprağın altında veya üstünde düzenli depolama (örneğin, düzenli depolama ve benzeri),
D2	Arazi ıslahı (örneğin, sıvı veya çamur atıkların toprakta biyolojik bozulmaya uğraması ve benzeri),
D3	Derine enjeksiyon (örneğin, pompalanabilir atıkların kuyulara, tuz kayalarına veya doğal olarak bulunan boşluklara enjeksiyonu ve benzeri),
D4	Yüzey doldurma (örneğin, sıvı ya da çamur atıkların kovuklara, havuzlara ve lagünlere doldurulması ve benzeri),
D5	Özel mühendislik gerektiren düzenli depolama (çevreden ve her biri ayrı olarak izole edilmiş ve örtülmüş hücresele depolama ve benzeri),
D6	Deniz/okyanus hariç bir su kütesine boşaltım,
D7	Deniz yatakları dahil deniz/okyanuslara boşaltım,
D8	D1 ile D7 ve D9 ile D12 arasında verilen işlemlerden herhangi biri yoluyla atılan nihai bileşiklerin veya karışımların oluşmasına neden olan ve bu ekin başka bir yerinde ifade edilmeyen biyolojik işlemler,
D9	D1 ile D8 ve D10 ile D12 arasında verilen işlemlerden herhangi biri yoluyla atılan nihai bileşiklerin veya karışımların oluşmasına neden olan fiziksel-kimyasal işlemler (örneğin, buharlaştırma, kurutma, kalsinasyon ve benzeri),
D10	Yakma (Karada)
D11	Yakma (Deniz üstünde)
D12	Sürekli depolama (bir madende konteynerlerin yerleştirilmesi ve benzeri),
D13	D1 ile D12 arasında belirtilen işlemlerden herhangi birine tabi tutulmadan önce harmanlama veya karıştırma,
D14	D1 ile D13 arasında belirtilen işlemlerden herhangi birine tabi tutulmadan önce yeniden ambalajlama,
D15	D1 ile D14 arasında belirtilen işlemlerden herhangi birine tabi tutuluncaya kadar depolama (atığın üretildiği alan içinde geçici depolama, toplama hariç)

2.6. ATIKLARIN YÖNETİMİNDE KULLANILAN TEKNİKLER

Biyokütlenin ve atıkların geri kazanımlarında, geri dönüşümlerinde ve bertaraflarında bazı yöntemler uygulanmaktadır (Basu, 2010; Saltabaş ve diğ., 2011; Arıkan, 2013; Bozkurt, 2012). Atık yönetiminde temel esas atıkların geri kazanımı ve tekrar kullanılmasıdır. Geri kazanım ve tekrar kullanımın mümkün olmadığı durumlarda atıklar bertaraf edilirler. Bertaraf yöntemleri, tehlikeli atıkların özelliklerine ve uygun teknolojilere göre seçilir (Atık Yönetimi Yönetmeliği, 2015). Seçim esnasında en önemli nokta atığın kendisi, özellikle de kimyasal bileşimi ve artılacak miktarıdır (Kocasoy ve diğ., 2005).

Atıkların bertarafında kullanılan yöntemler 4 başlık altında toplanır. Bunlar (Arıkan, 2013):

- Depolama,
- Biyolojik sistemler,
- Fiziksel – Kimyasal sistemler,
- Termal sistemlerdir.

2.6.1. Depolama

Depolama alanları fiziksel, bazı kimyasal ve biyolojik süreçlerin gerçekleştiği ve böylelikle atıkların yapılarının değiştiği sistemlerdir. Depolama alanlarında biyolojik işlem süresi, depolanan atığın cinsi, atığın sıkıştırılma oranı gibi çok sayıda faktör etkilidir (Bozkurt, 2012).

2.6.1.1. Düzensiz Depolama

Kentsel ya da sanayi atıklarının yerleşim alanı dışında açık alan, deniz ve ırmaklara gelişigüzel bir şekilde, herhangi bir yalıtım ve drenaj sistemi olmadan depolanmasıdır (Palabıyık ve Altunbaş, 2004). Özellikle çöp sızıntı sularının yeraltı suyuna karışarak suları kirletmesi, toprağın kirlenmesi, depolama yerlerinde zararlı böcek ve sineklerin üremesi, atmosfere salınan metan gazları, kötü kokuların oluşması ve rahatsızlık verici görüntüsü gibi sakıncaları vardır (Arıkan, 2013).

2.6.1.2. Düzenli Depolama

Atıkların sızdırmazlığı sağlanmış alanlara dökülmesi, sıkıştırılması ve üzerinin örtülmesidir. Atık bertarafında kullanılan en ekonomik yöntem olması, çevresel açıdan kabul edilebilir ve emniyetli bir yöntem olması, enerji ihtiyacının az olması ile metan gazından elektrik enerjisi elde edilmesinin mümkün olması önemli özellikleri ve avantajlarıdır (Yaman, 2011).

Chang ve diğ. (2008)'e göre düzenli depo alanlarının inşa edilmesindeki amaç; yeraltı ve yüzey sularının kalitesinin korunması, hava kalitesinin korunması ve gaz toplama amaçlı sistemler ile enerji kazanma, depo sahasının etkili ve uzun süreli kullanımı ve depolama sona erdiğinde sahanın değerlendirilebilmesidir.

Düzenli depolama yönteminde zaman zaman çevreyi kirletici sızıntı sularının ve atmosfere zarar veren metan gazı gibi gazların oluşması gibi olumsuz durumlar ortaya çıkabilmektedir. Bu durumda sızıntı sularının ve oluşan gazların sağlıklı bir şekilde kontrol edilmesi gerekmektedir (Bozkurt, 2012).

Bir düzenli depolama sahasının aşağıdaki özellikleri yapısında bulundurması gerekir (Bozkurt, 2012):

- Geçirimsiz depo tabanı (geçirimsiz mineral zemin, sentetik örtü, drenaj tabakası),
- Sızıntı suyu toplama ve tasfiyesi (toplama boruları ve kolektörleri, arıtma tesisi),
- Depolama gazı toplama, değerlendirme ve tasfiyesi (toplama boruları ve kolektörler, yakma meşalesi ve değerlendirme ünitesi),
- Yardımcı yapılar (kantar, ayırma tesisi, sosyal ve idarî binalar, laboratuvar, tamirathane, garaj, stok vb.),
- Araçlar,
- Depolama sahasının üst örtüsü.

Avrupa Birliği düzenli depolamaya gönderilen organik atıkların azaltılması için Düzenli Depolama Direktifini (1999/31/EC) yayınlamıştır. Söz konusu direktifte üye ve aday ülkeler için düzenli depo sahalarına göndermiş oldukları organik atıklar için sınırlamalar getirilmiştir. Direktifin, 1995 yılında oluşan kentsel katı atıkların %80'ini depolayan üye ülkeler için öngördüğü düzenli depolamaya kabul edilecek biyolojik olarak ayrışabilir atık kotaları, 2010 yılı için 1995 yılındaki biyolojik olarak ayrışabilir atık miktarının % 75'i, 2013 yılı için % 50'si ve 2020 yılı için % 35'i şeklindedir (Arıkan, 2013).

2.6.2. Biyolojik Sistemler

Biyolojik sistemler, atıktan farklı teknolojiler ile enerji elde etmek amacıyla uygulanan yöntemlerdir (Hannaneh ve El-Zein, 2010; Tezçakar ve Can, 2011). Biyolojik sistemler, biyolojik olarak ayrışabilir organik maddelerin kararlı bir ürüne dönüştürülmesi ve bu sayede atık hacminin azaltılması amacını gerçekleştirmeye yönelik olarak uygulanırlar (Sezer, 2011).

Biyolojik sistemler dört başlık altında açıklanır (Sezer, 2011; Arıkan, 2013):

- Kompostlaştırma (Havalı Kompostlaştırma)
- Biyometanizasyon (Havasız Kompostlaştırma)
- Biyoetanol/Biyodizel
- Biyodrying

2.6.2.1. Kompostlaştırma

Kompostlaştırma atıkların içindeki biyolojik olarak bozunabilen yapıların mikroorganizmalar tarafından ideal koşullarda (yeterli su, hava, sıcaklık, tane yapısı, pH) biyokimyasal olarak ayrıştırılması esasına dayanmaktadır. Süreç sonucunda ortaya çıkan maddeye kompost denir. Kompostlaştırma doğal olarak gerçekleşen bir işlemdir, yani yapay etkiler söz konusu değildir (Arıkan, 2013). Kompostlaştırma sonucu elde edilen kompostun toprağı ıslah edici özelliğı vardır; bu kompost organik değeri ve su tutma kabiliyeti yüksek bir maddedir. Oluşan kompost, toprağın boşluk hacmini arttırıp havalandırılmasını, besin maddelerinin daha iyi kullanılmasını sağlamakta, humus bakımından zengin olduğundan toprağın verimini arttırmaktadır (Özgür, 1996) ve toprağın işlenebilirliğini kolaylaştırmaktadır (Yıldız ve diğ., 2009).

Kompostlaştırma sistemleri yakma, piroliz, gazifikasyon gibi termal sistemlere nazaran daha çevre dostu bir teknolojidir. Düzenli depolamaya göre biraz daha pahalı, termal yöntemlerden ise çok daha ekonomik bir atık bertaraf metodudur. Düzenli depolamaya gidecek katı atık miktarının azalmasını sağlamasından dolayı ise çevre dostu bir sistemdir (Muşdal, 2007).

2.6.2.2. Biyometanizasyon (Havasız Kompostlaştırma)

Biyometanizasyon, kaynağında ayrılmış biyolojik olarak bozulabilen atıkların kontrollü şartlar altında biyogaza dönüştürülmesi işlemidir (Sezer, 2011). Bu yöntem, organik atıklardan, metan gazı (CH₄) üretme yöntemidir. Bu nedenle çeşitli proseslerden geçen atıktan en sonunda zenginleştirilmiş metan elde edilir (Erdoğan, 2010). Karagiannidis ve Perkoulidis (2009)' a göre atığın organik kısmının anaerobik biyolojik yöntemlerle arıtımı oldukça cazip bir arıtma alternatifidir.

Organik atıklardan anaerobik şartlarda biyogaz üretimi (biyometanizasyon) hem çevresel, hem de yenilenebilir enerji kazanımı açısından önem arz etmektedir. Biyometanizasyon

yoluyla enerji elde edilmesi yenilenebilir enerji kapsamında değerlendirilmektedir (Arıkan, 2013).

Biyogaz kullanım alanları ise şunlardır (Erdoğan, 2010; Sezer ve diğ., 2009):

- Isıtma amacıyla gaz yakıtlarla çalışan fırın ve ocaklar, termosifon ve şofbenlerde,
- Yanma ve elektrik enerjisine çevrilerek aydınlatmada enerji olarak,
- Binek taşıtlar ile ağır vasıta araçlarda yakıt olarak kullanılabilir.

2.6.2.3. Biyoetanol/Biyodizel

İlk oluştukları noktada biyolojik olarak bozulmuş olan atıkların belirli şartlar altında etanol ve dizel yakıtıya dönüştürülmesi işlemidir. Bu yöntemde biyobozunur madde, oksijensiz ortamda parçalanmaktadır. Biyodizel yakıtının, doğal biyokütle kaynağından üretildiği için yenilenebilir enerji olması, çevre dostu olması, herhangi bir değişime gerek kalmaksızın dizel motorlarda kullanılabilmesi avantajları vardır. Biyoetanol ulaşım sektöründen yaygın olarak kullanılan alternatif enerji kaynaklarından birisidir (Arıkan, 2013). Araçlarda benzinle biyoetanol karışımlarının kullanılması, petrol kullanımını ve sera gazı yayılımlarını önemli ölçüde azaltabilir (Yiğitoğlu ve diğ., 2011).

2.6.2.4. Biyodrying (Biyokurutma)

Biyokurutma organik içeriği yüksek atıkların, uygun çevresel koşullar altında ortam sıcaklığının (60°C) etkisiyle 2-3 haftalık biyolojik faaliyetler sonucunda içerisindeki nemin uzaklaştırılmasıyla ısı değeri yüksek yakıtlara dönüştürülmesi işlemidir. Bu sayede atıktan enerji elde edilerek atığın bertaraf maliyeti ortadan kalkmakta ve atık uygun koşullarda uzaklaştırılarak çevre korunmaktadır (Sezer, 2011).

2.6.3. Fiziksel – Kimyasal Sistemler

2.6.3.1. Atıktan Türetilmiş Yakıt (RDF)

Atıktan türetilmiş yakıtlar, atıkların içerisindeki metal, cam ve diğer inorganik maddelerin uzaklaştırılmasıyla elde edilen yakıt olarak tanımlanır (Sezer, 2011). Diğer bir tanıma göre ise, atıkların içinden ayrılmış yüksek ısı değere sahip olan kısımdan türetilen yakıtlardır (Arıkan, 2013).

Atıktan türetilmiş yakıtların avantajları şunlardır (Arıkan, 2013):

- Fazladan karbondioksit ve metan yayılımına yol açmaz,
- Sera gazlarının etkisinin azaltılmasına katkı sağlar,
- Depolama sahalarının daha uzun süre kullanımına imkân verir,
- Kaynak kullanımını azaltır,
- İlk yatırım ve işletme maliyetlerinde azalmaya imkân verir.

2.6.3.2. Solidifikasyon/Stabilizasyon

Solidifikasyon/stabilizasyon (S/S) prosesi, düzenli depolama öncesi ön işlem olarak kullanılan genel bir atık arıtma prosesidir (Conner, 1990). Bu proses atıkların bağlayıcı sistemlerle karıştırılması ve bu sayede çevre dostu atıklara dönüştürülerek düzenli depolama tesislerinde bertaraf edilmesini içermektedir (Shi ve Spence, 2004).

S/S prosesi, kirletici atıkların fiziksel ve/veya kimyasal yöntemler kullanılarak daha az toksik yapılara dönüştürülmesi amacıyla kullanılmaktadır. Uçaroğlu (2002)'ye bu uygulama ile atık bünyesindeki kirletici bileşenlerin sızması minimuma indirilerek atığın toksisitesi azaltılmakta ve doğa için tehlike potansiyeli giderilmektedir.

S/S yöntemiyle atık içerisindeki tehlikeli bileşenlerin sızma potansiyeli düşürüldüğünden işlem sonrası atık, tehlikesiz atık olarak bertaraf edilebilir (Bayar, 2005).

S/S teknolojisinin amaçları şunlardır (Uçaroğlu, 2002):

- Sıvı, katı, çamur formdaki zararlı atıktan katı bir ürün elde etmek ve zararlı atığın çevreye olan zararını önlemek,
- Atığın içindeki tehlikeli bileşenleri izin verilebilir değer sınırlarında tutmak,
- Atığın fiziksel karakteristiklerini değiştirerek kirliliklerin çözünürlüğünü sınırlandırmak,
- Toksik atıkları toksik olmayan türevlere dönüştürmek,
- Biyolojik/kimyasal bozunmaya karşı, katılaştırılmış maddeleri dayanıklı hale getirmek,
- Yapı malzemesi olarak tekrar kullanımını sağlamak,
- Akışkanlar ile temas ettiği zaman kirletici çözünürlüğünü azaltmaktır.

2.6.4. Termal Bertaraf Teknikleri

Atıklara uygulanan termal bertaraf yöntemleri, atıkların yüksek sıcaklık uygulanarak enerjiye dönüştürülmesi işlemidir. Burada temel amaç, atığın hacminin ve miktarının azaltılmasıdır. Yöntem sayesinde atıkların hacmi azaldığından depolanması için ihtiyaç duyulan alan küçülür, atıkların içinde bulunan ısı ortaya çıkarılarak enerji geri dönüşümü sağlanır (Saltabaş ve diğ., 2011).

Atıkların bertarafı amacıyla kullanılmakta olan termal yöntemleri yakma, gazifikasyon ve piroliz olmak üzere üç ana başlık altında gruplandırmak mümkündür. Bunlardan başka olarak plazma tekniği de uygulanabilmektedir (Saltabaş ve diğ., 2011). En yaygın olarak kullanılan yöntem, atığın stokiyometrik oksijen ihtiyacından fazla oksijen varlığında işlenmesi prensibine dayanan yakma yöntemidir. Bir diğer yöntem, atığın tamamen oksijensiz ortamda termal bozunması prensibine dayanan piroliz yöntemidir. Piroliz yöntemiyle atıkların bertarafı sonucunda kok, katran, uçucu yağlar, yoğunlaşabilir hidrokarbonlar, su ve piroliz gazları (H_2 , CO , hidrokarbonlar, H_2O , N_2) açığa çıkar. Temelde aynı prensibe dayanan gazifikasyon yönteminde ise ortama bir miktar hava verilmekte, ancak ortamdaki oksijen miktarının stokiyometrik oranın altında olması sağlanmaktadır. Yakma, piroliz ve gazifikasyon yöntemlerinin temel nitelikleri Tablo 2.14'te verilmiştir (Saltabaş ve diğ., 2011).

Tablo 2.14: Termal bertaraf yöntemlerinin tipik reaksiyon koşulları ve oluşan ürünler (Saltabaş ve diğ., 2011).

	Yakma	Piroliz	Gazifikasyon
Reaksiyon Sıcaklığı (°C)	800 – 1450	250 – 700	500 – 1600
Yanma Odası Basıncı (bar)	1	1	1 - 45
Ortam	Hava	İnert – Azot	O_2, H_2O
Stokiyometrik Hava Oranı	> 1	0	<1
Gaz Halindeki Ürünler	CO_2, H_2O, O_2, N_2	H_2, CO, H_2O, N_2	$H_2, CO, CO_2, CH_4, H_2O, N_2$
Katı Haldeki Ürünler	Kül, Cüruf	Kül, Kömür	Cüruf, Kül
Sıvı Haldeki Ürünler		Piroliz Yağı, Su	

2.6.4.1. Yakma

Yakma, basit olarak, atıkları stabil hale getiren ve hacimlerini % 70-80 azaltan bir yöntem olarak tanımlanabilir (Güler, 2008). Yakma, atıkların boşaltılması için yeterli arazinin

bulunmadığı bölgelerde uygulanan bir atık uzaklaştırma yöntemidir. Yakma, düzenli depolama gibi kesin bir bertaraf yöntemi değildir, ısıl değeri yüksek olan atıklardan enerji geri dönüşümü sağlama ve atıkların hacimlerini azaltma yöntemidir (Bozkurt, 2012). Yakma metodu her atık türü için uygun bir metot değildir. Yakma sonucunda arta kalan kısım etkisiz özellik taşıyorsa bunların düzenli depolama alanlarında bertaraf edilmeleri gerekir. Tam tersi şekilde yanma sonucu arta kalan kısımlar tehlikeli madde özelliği gösteriyorsa, arta kalan bu kısımlar tehlikeli atık olarak bertaraf edilmelidir (Bozkurt, 2012).

Atıkların yakılmasına ilişkin esaslar ulusal mevzuatta Atıkların Yakılmasına İlişkin Yönetmelik ile belirlenmiştir. Yönetmeliğe göre bir atık yakılmadan önce tehlikeli olup olmadığı belirlenmelidir. Yakma sonucu ortaya çıkacak ısının enerji üretmek amacıyla kullanılması esastır. Yine yönetmeliğe göre yanma sonucu ortaya çıkan cüruf ve baca gazı partüküllerinin kontrol edilmesi gereklidir (Atıkların Yakılmasına İlişkin Yönetmelik, 2010).

Katı atıkları yakarak bertaraf edilmesinin avantajları şunlardır (Sezer, 2011):

- Yakma işlemi sonucunda, giren katı atık ağırlığının % 20, hacminin ise % 10'una kadar azalma sağlanır,
- Diğer katı atık bertaraf metotlarına göre alan ihtiyacı en az olan yöntemdir,
- Yerleşim yerlerinin içine ya da yakınlarına kurulması halinde, atık nakliye (taşıma) maliyetlerinin azaltılmasını sağlar,
- Enerji üretimi sağlar. Elektrik ve ısı enerjisi (sıcak su gibi) elde edilir,
- Çevreye zararlı sera etkisi oluşturan fosil kaynaklı yakıtların kullanımını azaltır.

Yakma yönteminin dezavantajları şunlardır (Sezer, 2011):

- Yakma tesisinin ilk yatırım ve işletme maliyetleri çok yüksektir,
- Yetişkin, nitelikli ve kalifiye personel gerektirir,
- Yerleşim yerlerinin içine ya da yakınlarına kurulması halinde, yayılan gazlar insan sağlığını tehdit edebilmektedir.

2.6.4.2. Gazifikasyon

Gazifikasyon yanma için gerekli olan oksijen ihtiyacının altında bir oksijen miktarının sisteme verilerek atıkların bozunmasının sağlandığı bir yarı yakma metodudur. Gazifikasyon, atıkların hacminin azaltılarak bertarafı için gerekli enerjinin kullanımı ve üretimi açısından etkili bir metottur (Hanan ve diğ., 2012).

Atıklardan gazifikasyonla elde edilen gazın içerisinde karbonmonoksit, molekül halde hidrojen ve hidrokarbon bileşenleri bulunur. Üretilen gazlar genelde elektrik üretimi ve doğrudan ısıtma için yakıt olarak kullanılmaktadır (Arıkan, 2013).

Gazifikasyon, yakma ile kıyaslandığında atık bertarafı için çevre dostu ve modern bir seçenektir. Çünkü yakmaya kıyasla daha az oksijen kullanıldığından daha düşük hacimde baca gazına sahiptir. Ayrıca bu metotla oluşan gaz daha yüksek sıcaklıklarda yandığından daha çok enerji verimine sahiptir. Gazifikasyon sonucu oluşan yan ürünler genellikle tehlikesizdir (Basu, 2010).

2.6.4.3. Piroliz

Piroliz, organik maddelerin 300-700°C arasında değişen sıcaklıklarda oksijensiz ortamda termal bozunması işlemidir. Piroliz, bir dizi karmaşık kimyasal tepkimelerle gerçekleşir. Piroliz sonucu elde edilen ürünler piroliz gazı, katı ürün ve biyoyağdır (Chen ve diğ., 2008; Özbay, 2012). Biyokütlenin ve atıkların daha değerli ürünlere dönüştürülmesinde piroliz tercih edilebilecek bir seçenektir (Özbay, 2012).

Pirolizin bir ürünü olan biyoyağ (piroliz yağı) oksijenli bileşikler içeren hidrokarbonlar ve sudan oluşur. Biyoyağlar selüloz, lignin ve polyozları içerir ve endüstride çeşitli şekillerde kullanılmasına imkân verir (Goyal ve diğ., 2008). Pirolizin bir diğer ürünü olan katı ürün karbon içeriği yüksek bir üründür ve yüksek verimli yakıt olarak veya karbon üretiminde kullanılabilir. Bir diğer ürün olan piroliz gazından enerji santrallerinde ve ısıtma ihtiyacını karşılamada faydalanılabilir (Bridgwater, 2004).

Piroliz metodu, diğer termal ve biyolojik metotlara göre şu avantajlara sahiptir (Tezçakar ve Can, 2011):

- Yüksek ısı değerinde gaz üretir ve bu gaz motor veya türbinlerde kullanılarak elektrik üretilir,

- Piroliz gazı, makinelerde yakılmadan önce içerisindeki kirlerden arıtıldığı için havaya zararlı salınımlar çok daha azdır,
- Kirlilik kontrolü ve arıtma tesisi maliyetleri yakma ve hatta gazlaştırmaya oranla daha küçük ve haliyle daha ucuzdur. Yakma ile karşılaştırıldığında proses gazlarının hacmi daha azdır,
- Piroliz gazı; biyogazdan ve metan gazından elde edilen enerjiye kıyasla daha verimli bir biçimde enerji elde etmek üzere kullanılabilir
- Pirolizin yan ürünleri ve proses atığı genel olarak stabilizasyon materyali vb. olarak kullanılabilir,
- Piroliz tesislerinin kurulumu kolaydır.

2.6.4.4. Plazma Tekniği

Plazma teknolojisi 5000°C-100.000°C gibi çok yüksek sıcaklıklarda uygulanır. Böylesine yüksek sıcaklıklarda tüm toksik, tıbbi, tehlikeli, endüstriyel ve nükleer atıklar işlenebilir. Plazma tekniği ile atığın içeriğindeki inorganik bileşenler mimari kiremitlere ve inşaat tuğlalarına; organik bileşenler sentetik gazlara dönüştürülür. Bu gazlar, elektrik enerjisinin üretimi için gelişmiş gaz türbinlerinde kullanılır (Sezer, 2011).

3. MALZEME VE YÖNTEM

3.1. DENEYLERDE KULLANILAN ATIK ÖRNEKLERİ

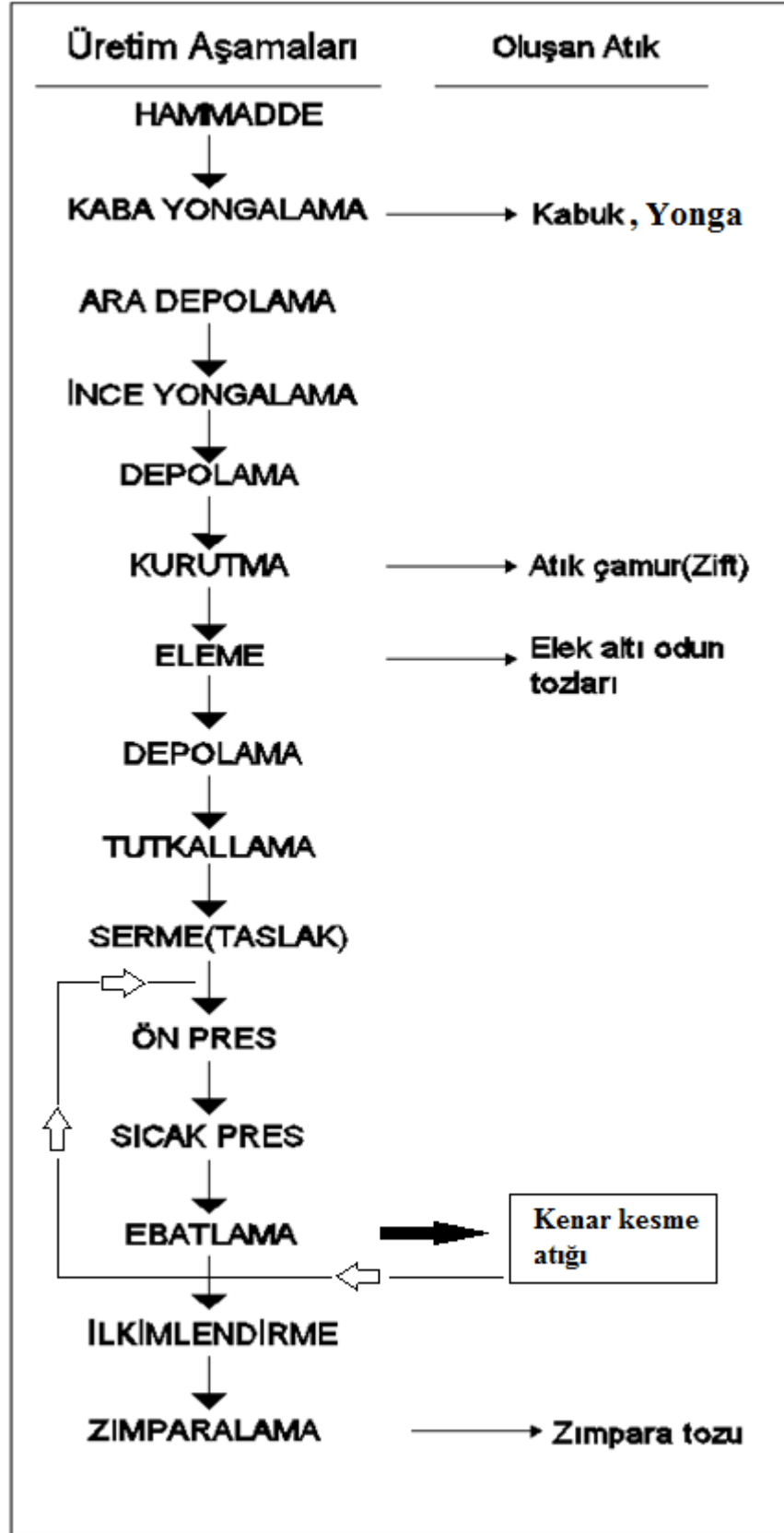
Bu çalışmada Kastamonu Entegre A.Ş. firmasının Gebze fabrikasının yongalevha üretim hattının kaba yongalama bölümünde oluşan yonga ve kabuk, eleme bölümünde oluşan elek altı tozları ve zımparalama bölümünde oluşan zımpara tozu atıkları ile MDF üretim hattının yongalama bölümünde oluşan yonga, serme bölümünde oluşan lif, ebatlama bölümünde oluşan kenar kesme ve zımparalama bölümünde oluşan zımpara tozu atıkları ve MEP (melamin emprenye pres) üretim hattında oluşan parke tozu atığı kullanılmıştır. Çalışmada kullanılan atıklar üçer ay arayla iki kez ve ilk oluştukları zamanda alınmıştır.

3.1.1. Yongalevha Üretimi Sürecinde Oluşan Atıklar

Çalışmada kullanılan yongalevha fabrikası atıkları Kastamonu Entegre A.Ş. firmasının Gebze fabrikasındaki, Şekil 3.1'de üretim aşamaları ve atık oluşan aşamalarının gösterildiği yongalevha üretim hattından alınmıştır.

Atık örneklerin alındığı Kastamonu Entegre A.Ş. firmasının Gebze yerleşkesinde yongalevha üretim kapasitesi 560.000 m³/yıl'dır ve üretim sırasıyla hammadde, kaba yongalama, ara depolama, ince yongalama, depolama, kurutma, eleme, depolama, tutkallama, serme, ön pres, sıcak pres, ebatlama, iklimlendirme, yarı mamul ve zımparalama aşamalarından oluşmaktadır.

Fabrikada hammadde olarak başta çam, ladin, meşe, kayın ve kavak olmak üzere her türdeki iğne yapraklı ve geniş yapraklı ağaç odunu kullanılmaktadır. Bu hammaddeler yurtdışından hazır yonga ve yurtiçinden kabuklu odun şeklinde temin edilmektedir. Kabuklu odunların kabukları; kaba yongalama bölümünde yongalayıcıda vibrasyon etkisiyle soyulmaktadır. Burada kabukların tamamı uzaklaştırılmamakta, bir kısmı üretime karışmaktadır. Böylece yongalevha fabrikasının kabuk soyma bölümünde atık olarak bir miktar kabuk ortaya çıkmaktadır. Atık olarak ortaya çıkan bu kabuklar, sıcak prese ısı sağlamak amacıyla yakılmaktadır.



Şekil 3.1: Kastamonu Entegre A.Ş. firmasının Gebze yerleşkesindeki yongalevha üretim hattı ve atık oluşan bölümler.

Kaba yongalamadan sonra yongalar beton silolarda ara depolamaya alınmaktadır. Daha sonra büyük hacimdeki yongalar değirmenlerde ince yongalama işlemine tabi tutulmaktadır. Değirmenden çıkan ince yongalar fabrikada bulunan 4 adet siloda depolanmakta, buradan da kurutma aşamasına geçilmektedir. Kurutma aşamasında yaklaşık % 70-85 arasındaki rutubet değerlerinde olan yongalar % 2 rutubet oranına kadar kurutulmaktadır. Zımparalamada atık olarak oluşan zımpara tozları ve elemelerde atık olarak oluşan elek altı tozları, kurutmada kullanılan buhar kazanlarına enerji sağlamak amacıyla yakılmaktadır. Atık olarak kurutma bölümünde, buhar kazanlarının külleri ve buhar kazanlarında yanmayıp karbonlaşarak çöken ve zift olarak adlandırılan atık çamur oluşmaktadır.

Kurutmadan sonraki aşama olan eleme aşamasında, yongalevha üretimi için uygun olmayan elek altı tozları ve takoz olarak adlandırılan nispeten kalın hacimli odunlar atık olarak oluşmaktadır. Elek altı tozları kurutmada buhar kazanlarına enerji sağlamak amacıyla yanmaya gönderilirken takozlar tekrardan yongalanması için değirmenlere gönderilmektedir. Elemelerden sonra yongalar tekrar depolamaya alınmaktadır. Burada yongalevha üretimi sürecinde yapılacak serme işleminde yongalar dış tabaka ve iç tabaka olarak ayrı ayrı depolanmaktadır. Depolamaya alınan yongaların rutubet oranları yaklaşık % 2'dir.

Depolamadan sonra tutkallama işlemine geçilmektedir. Yongalar tutkallanmadan önce, levha taslağının çalışmasını azaltmak ve tutkal sarfiyatını düşürmek amacıyla % 60'lık parafinle muamele edilmektedir. Daha sonra istenilen parametrelere göre hazırlanan tutkal çözeltisi yongalara karıştırılmaktadır. Dış tabaka ve iç tabaka yongaları ayrı ayrı ve farklı konsantrasyondaki tutkallarla muamele edilir. Dış tabaka için % 50'lik üre formaldehit, iç tabaka için % 65'lik üre formaldehit ve tutkal sertleştiricisi olarak da % 25'lik amonyum sülfat kullanılmaktadır. Parafin ve tutkal odun miktarına göre, sertleştirici, tutkal miktarına göre verilmektedir. 100 kg odun için 11 kg katı tutkal ve 11 kg katı tutkal için de 1 kg katı sertleştirici kullanılmaktadır.

Tutkallamadan sonraki üretim aşamaları serme, ön pres, sıcak pres, ebatlama şeklinde devam etmektedir. Ebatlamada levha kenarlarının kesilmesi sonucu kenar kesme atıkları oluşmaktadır. Kenar kesme atıkları serme bandının yan tarafında bulunan parçalayıcılarda parçalanarak serme bandının baş tarafına gönderilmekte ve tekrardan

levha üretim sürecine dahil edilmektedir. Ebatlamadan sonraki üretim süreci iklimlendirme (soğutma), yarı mamul ve zımparalama şeklinde devam etmektedir. Zımparalama bölümünde silisyum karbürden üretilmiş zımpara kâğıtları kullanılmakta ve bu aşamada atık olarak zımpara tozları oluşmaktadır. Oluşan zımpara tozları kurutmada enerji sağlamak amacıyla buhar kazanlarında yakılmaktadır.

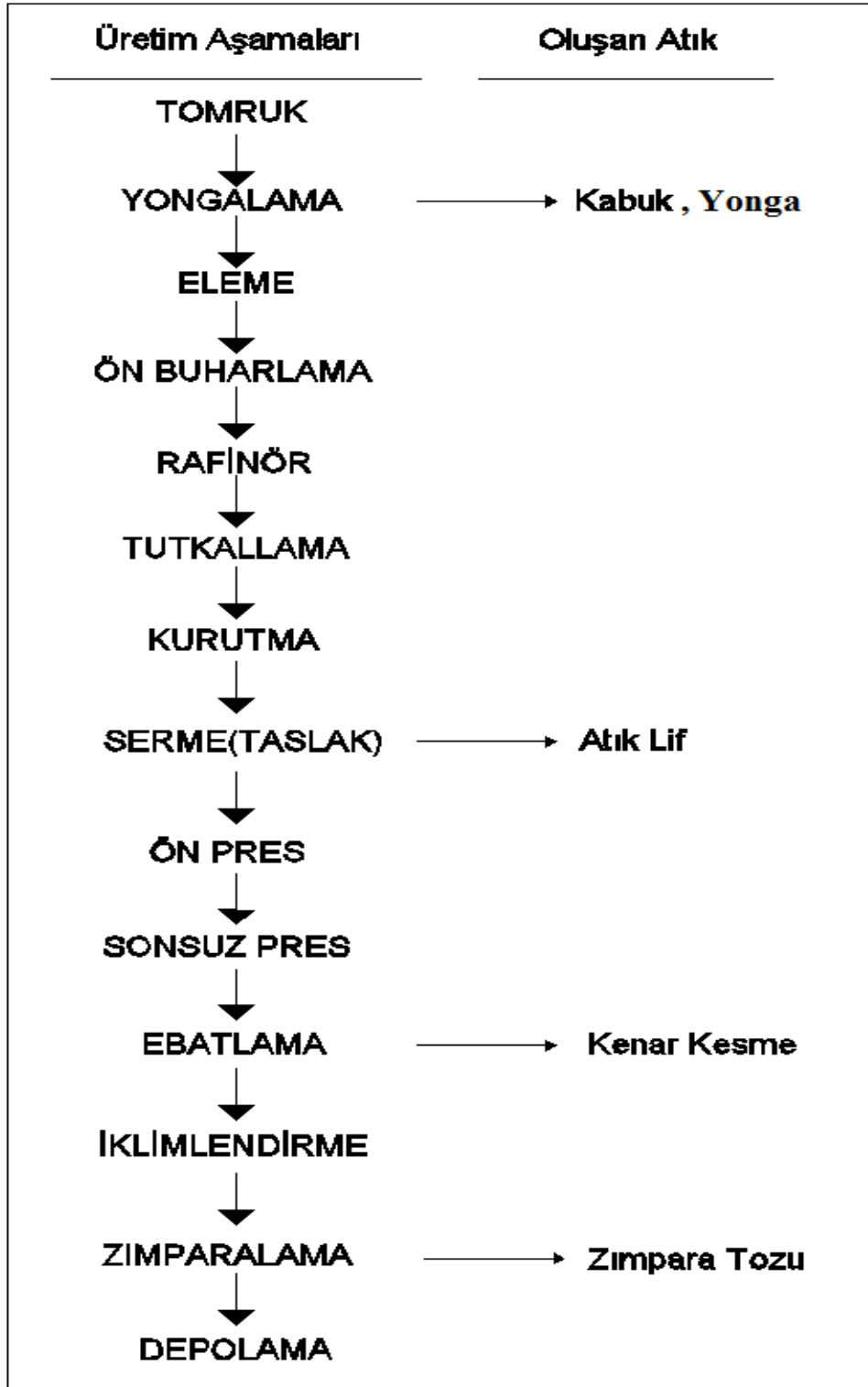
Kastamonu Entegre A.Ş. firmasının Gebze yerleşkesinde bir adet levhanın ağırlık olarak % 2-3'ü kadar atık oluşmaktadır. Bir adet levhanın 70 kg olduğu göz önünde bulundurulursa, bir levhanın üretimi sırasında yaklaşık olarak 2 kg atık oluşmaktadır. 1 m³ levha 620 kg ağırlığındadır. 1 m³ levhanın üretimi sırasında ise yaklaşık olarak 18 kg atık oluşmaktadır. 2014 yılında 5,30 milyon m³ yongalevha üretildiği dikkate alınırsa 98,6 milyon kg atık oluştuğu hesaplanabilir.

3.1.2. MDF Üretimi Sürecinde Oluşan Atıklar

Çalışmada kullanılan yongalevha fabrikası atıkları Kastamonu Entegre A.Ş. firmasının Gebze fabrikasındaki, Şekil 3.2'de üretim aşamaları ve atık oluşan aşamalarının gösterildiği MDF üretim hattından alınmıştır.

Atık örneklerin alındığı söz konusu fabrikada MDF üretilmektedir ve iş akışı sırasıyla yongalama, eleme, ön buharlama, rafinör, tutkallama, kurutma, serme, ön pres, sonsuz pres, ebatlama, iklimlendirme ve zımparalama aşamalarından oluşmaktadır.

Fabrikada MDF üretiminde hammadde olarak başta kayın, meşe gibi yapraklı ağaçlar olmak üzere birçok ağaç türü kullanılmaktadır. Hammaddeler yurtiçinden tomruk ve yurtdışından hazır yonga şeklinde temin edilmektedir.



Şekil 3.2: Kastamonu Entegre A.Ş. firmasının Gebze fabrikasında MDF üretim safhaları ve atık oluşan aşamalar.

Fabrikada kabuk soymak için özel bir bölüm bulunmamaktadır. Kabuk soyma işlemi, yongalama makinesinin giriş kısmında yapılmaktadır. Burada tam bir kabuk soyma işlemi yapılamamakta, dolayısıyla soyulamayan kabuklar üretime girmektedir. Bu safhada atık olarak kabuk oluşmaktadır (Şekil 3.3). Oluşan kabuklar fabrikaya enerji sağlamak amacıyla yakılmaktadır.



Şekil 3.3: Kabuk atığı.

Hammadde, kabukları soyulduktan sonra yongalama işlemine tabi tutulmaktadır. Yongalamadan sonra yongalar eleme bölümüne gelmektedir. Buradan bir sonraki aşama olan ön buharlama aşamasına geçilmektedir. Ön buharlamada yongaların içerisindeki su uzaklaşmakta ve burada atık olarak kahverengi bir sıvı oluşmaktadır. Ön buharlamadan sonraki aşama rafinör aşamasıdır ve lifler burada inceltilmektedir. Daha sonra tutkallama aşamasına geçilir.

Tutkallamada tutkal olarak üre formaldehit; sertleştirici olarak amonyum sülfat, bazı durumlarda da amonyum klorür kullanılmaktadır. Kullanılan odun hammaddesine oranla %12 oranında tutkal kullanılmaktadır. Tutkallamadan sonra üretim kurutma ve serme aşamalarıyla devam eder. Serme aşamasında daha önce tutkallanmış olan lifler atık olarak oluşmaktadır (Şekil 3.4). Buradan sonra üretim ön pres, sonsuz pres ve ebatlama şeklinde devam eder. Ebatlama aşamasında levha kenarlarının kesilmesi ile kenar kesme atıkları oluşur. Buradan iklimlendirme ve sonrasında da zımparalama aşamalarına geçilir. Zımparalama sırasında atık olarak zımpara tozları oluşur.



Şekil 3.4: Serme bölümünde oluşan MDF lifi atığı.

3.1.3. MEP Üretimi Sürecinde Oluşan Atıklar

Parke üretiminde kullanılan levhalar yüksek yoğunluklu liflevha (HDF) şeklinde üretilen ve üzerlerine melamin formaldehit tutkalı kullanılarak dekoratif kâğıt yapıştırılan levhalardır. Önceden melamin formaldehit ile üzerlerine dekoratif kâğıt yapıştırılan levhalar, çoklu dilme makinesinde enine ve boyuna yönde boyutlandırılmaktadırlar. Parke tozu atığı, levhaların çoklu dilme makinesinde boyutlandırılmaları sırasında levhanın kesilmesi esnasında oluşmaktadır. Ortaya çıkan parke tozu atığı, emprenye işlemine ısı sağlamak amacıyla kurutma fırını kazanında yakılmaktadır.

3.2. TERMOGRAVİMETRİK ANALİZ

Termogravimetrik analiz (TGA), bu çalışmada incelenen atıkların termal davranışlarının görülmesi amacıyla yapılmıştır. Hammadde olarak kullanılan odun örneği referans olarak esas alınmıştır. Buradan atık örneklerin karakteristikleri hakkında bir yorum yapılmaya çalışılmıştır.

Termogravimetrik analiz, sıcaklıktaki değişimlere bağlı olarak incelenen örnekteki madde kayıplarını gözlemlemeye yarayan bir test metodudur (Parthasarathy ve diğ., 2013; Seefeldt, 2012). TGA ağırlık, sıcaklık ve zaman gibi kritik ölçümlere dayanır (Parthasarathy ve diğ., 2013).

Termogravimetrik analiz incelemeleri Seiko SII EXSTAR 6000 TG/DTA 6300 deney cihazında yapılmıştır. Deney azot gazı atmosferinde ve 3 bar basınç altında gerçekleştirilmiştir. En fazla 2 mg örnek olacak şekilde, örnek krezeleri yarıya kadar doldurulmuştur. Deney sırasında 25°C sıcaklıktan başlanmış ve sıcaklık dakikada 10°C artırılarak son değer olan 1000°C'a çıkarılmıştır. Bu sırada azot gazı akışı da 100 ml/dk olacak şekilde ayarlanmıştır.

TGA analizleri, İ.Ü. Mühendislik Fakültesi Kimya Bölümü laboratuvarlarında hizmet alımı yoluyla yaptırılmıştır. Elde edilen sonuçlar tarafımızca yorumlanmıştır.

3.3. ICP-OES İLE ELEMENT TAYİNİ

Element tayini, atık örneklerin tehlikeli atık olup olmadığının belirlenmesi amacıyla yapılan önemli bir analiz metodudur.

ICP'nin açılımı endüktif eşleşmiş plazmadır ve bir yüksek sıcaklık plazma tekniğidir. ICP yönteminde argon akımına güçlü bir radyo frekansı uygulanır. Bu yöntem kaynak, hassasiyet ve girişimsizlik açısından en üstün tekniktir (Skoog ve West, 1981). ICP spektrometrelerinin iki türü bulunmaktadır; bunlar ICP-OES ve ICP-MS'tir. ICP-OES, "Endüktif Eşleşmiş Plazma - Optik Emisyon Spektrometresi" demektir ve iyonizasyon sonrası açığa çıkan ışımının dalga boyuna göre analiz yapar. ICP-MS, "Endüktif Eşleşmiş Plazma-Kütle Spektrometresi" demektir ve iyonizasyon sonrası açığa çıkan iyonları kütlelerine göre ayıran bir sistemdir (Skoog ve West, 1981).

ICP-OES yönteminin üstünlükleri şu şekilde sıralanabilir (Yıldız ve diğ., 1993):

- ICP-OES orta derecede hassas bir tekniktir.
- Eş zamanlı analiz yapılabilir.
- Geniş bir aralıktaki elementlerin çoklu analizlerini gerçekleştirir.
- Optimum şartlar altında, günde 100 örnek analiz edebilir.

ICP-OES yönteminin sakıncaları ise şöyle ifade edilebilir (Yıldız ve diğ., 1993):

- Farklı elementler arasında spektral girişimler olabilir. (Elementin ışık emisyonunun dalga boyu, bazen başka bir elementinkine problem çıkaracak derecede yakın olabilir.)
- Örnekteki bazı elementlerin yüksek konsantrasyonda olması, matriks etkisine sebep olur (Bunlar çoğunlukla kolay iyonlaşabilen Na, K, Mg ya da Ca elementleridir. Matriks etkisi, aleve gönderilen örneğin ya da plazmanın termal karakteristiklerini değiştirebilir ve örnek konsantrasyonunun yüksek ya da düşük tespit edilmesine sebep olur.).
- Farklı elementler için farklı optimum şartlar meydana gelir. Bundan dolayı, çoklu element analizi için hassasiyet tehlikeye girebilir

3.3.1. Deney Örneklerinin Hazırlanması

Yonga, kabuk gibi toz halinde olmayan atık örnekleri öncelikle değirmende öğütülmüştür. Element tayininde kullanılacak atık örnekleri 55-60°C sıcaklıkta 24 saat boyunca kurutulmuştur. Kuruyan bu örneklerden 0,5 g örnek tartılmış ve mikrodalga cihazında kullanmak üzere üretilmiş olan teflon tüplere konulmuştur. Tartılan örneklere 5 ml derişik

nitrik asit (HNO_3) eklenmiştir. 10 dakika bekletildikten sonra 1 ml hidrojen peroksit (H_2O_2) eklenmiştir. Bununla birlikte içerisinde örnek bulunmayan sadece nitrik asit ve hidrojen peroksidin bulunduğu iki adet referans örnek hazırlanmıştır. Bu referans örneklerin hazırlanmasının amacı nitrik asit ve hidrojen peroksitten gelebilecek safsızlıkların (elementlerin), analizi yapılan numunelerdeki elementlere olacak etkisini ortadan kaldırmaktır. Daha sonra bu örnekler Berghof Speedway 4 mikrodalga parçalayıcıda çözelti haline getirilmiştir. Çözeltiler mavi bant süzme kâğıdında süzölmüş ve ultra saf su eklenerek 50 ml'ye tamamlanmıştır.

Numunelerin mikrodalga cihazında yakılması sırasında cihaz 5 kademeli bir işlem uygulamaktadır. Bu yakma işlemi sırasında uygulanan parametreler Tablo 3.1'de görölmektedir.

Tablo 3.1: Berghof Speedway 4 mikrodalga cihazında örnek yakma işleminin parametreleri.

Sıcaklık ($^{\circ}\text{C}$)	Basınç (bar)	Range	Zaman (dk.)	Güç (W)
140	35	5	2	90
150	35	10	5	90
160	35	10	15	0
50	35	1	1	0
50	35	1	1	0

3.3.2. Deney Süreci

ICP-OES ile element tayini deneyi PerkinElmer Optima 7000 DV cihazında yapılmıştır. Cihaz, analize başlamadan önce 15-20 dakika çalıştırılmıştır. Analizi yapılacak elementlerin 5 farklı konsantrasyonlarının bulunduğu kalibrasyon çözeltileri hazırlanmış ve cihaz kalibre edilmiştir. Cihaz kalibre edildikten sonra analizi yapılacak örnek çözeltilerinden yaklaşık olarak 10-12 ml alınarak 15 ml'lik tüplere aktarılmış ve cihazda analiz işlemi gerçekleştirilmiştir. Bir örneğin analizi yaklaşık olarak 5-6 dakikalık bir süre zarfında gerçekleşmiş olup, örneklerde 18 farklı elementin ölçümü yapılmıştır. Bu elementler Pb (kurşun), Cd (kadmiyum), Ni (nikel), Al (alüminyum), Fe (demir), Ca (kalsiyum), Na (sodyum), K (potasyum), Zn (çinko), Cu (bakır), Mg (magnezyum), Mn (mangan), P (fosfor), Cr (krom), Si (silisyum), Ti (titanyum), As (arsenik) ve S (kükürt)'tür.

3.4. FTIR-ATR ANALİZİ

FTIR analizi atık örneklerin karakteristiği hakkında bilgi sahibi olunması amacıyla yapılmıştır. Burada da referans olarak üretimde kullanılan odun hammaddesi (yonga) esas alınmıştır.

FTIR (Fourier Transform Infrared Spectroscopy) katı, sıvı veya gaz numunelerden, kızılötesi spektrumu elde edilmesiyle uygulanan bir tekniktir (Url1, 2015). IR spektroskopisi; moleküllerdeki çeşitli bağların titreşim frekanslarını ölçer ve moleküldeki fonksiyonel gruplar hakkında bilgi verir (Url2, 2015). Bu yöntem ile moleküler bağ karakterizasyonu yapılarak katı, sıvı veya gaz halindeki organik bileşiklerin yapısındaki fonksiyonel gruplar, iki bileşiğin aynı olup olmadığı, yapıdaki bağların durumu ve bağlanma yerleri ve herhangi bir maddeye ait bileşiklerin yapısında bulunan fonksiyonel grupların dalga boyuna göre absorblama ve geçirgenlik değerleri tespit edilebilmektedir (Url1, 2015).

IR incelemeleri için ATR-birimi (Universal ATR Diamond Zn/Se) ile kombine edilmiş Perkin Elmer 100 FT-IR Spektrofotometre cihazı kullanılmıştır. Örneklerin incelenmesinde, 650 ile 4000 cm^{-1} dalga boyu aralığında 4cm^{-1} çözünürlüğünde 32 tarama yaptırılmıştır. Bu amaçla ölçüm öncesinde, kurutulan örnekler değirmende öğütülerek cihaza yerleştirilmiştir. Böylece daha homojen bir ölçüm yapılması sağlanmıştır.

3.5. HALOJENÜR ANALİZİ

Halojenür tayini ASTM E422-91 standardına göre yapılmıştır. 0,1-1 g hassas tartılmış örnekler 3 x 3 cm'lik halojen içermeyen süzgeç kâğıtlarına konulmuştur. İçerisinde 5,2 g/L Na_2CO_3 ve 5,2 g/L NaHCO_3 bulunan uzun boyunlu 500 mL'lik cam balonun plastik kapağının ortasına paslanmaz çelikten imal edilmiş, ucunda sepetçik oluşturulmuş (spiral olarak bükülmüş) tel yerleştirilmiştir. Numunelerin bulunduğu süzgeç kâğıtları zarf şeklinde katlanıp kapatılarak sepetçiklere yerleştirilmiştir. Sonra balona oksijen gazı gönderilmiştir. Süzgeç kâğıtları alkol ile ıslatılıp tutuşturularak balon içerisine daldırılmıştır. Yanma sonra erdiğinde balon iyice çalkalanarak örneklerin Na_2CO_3 ve NaHCO_3 ile reaksiyona girmesi sağlanmıştır. Sonrasında örnekler asetik asit ile hafif asidik olacak şekilde asitlendirilmiştir. Daha sonra karışım balon jojeye aktarılıp saf su ile 2-3 defa yıkanmıştır. Balon jojeye saf su eklenerek hacmine tamamlanmıştır.

Bu işlemlerden sonra potansiyometrik titrasyon yapılmıştır. Bunun için 100 ml'lik behere 5 mL örnek ilave edilip saf su ile 25 mL'ye seyreltilmiştir. Beher manyetik karıştırıcı üzerine alınıp magnet ilave edilmiştir. Sabit hızda karıştırılmıştır. İletkenlik elektrotu takılıp pH iletkenlik ölçere bağlanmıştır. Başlangıç iletkenliği ölçülüp kaydedilmiştir. 0,02 N AgNO₃ çözeltisinden 0,5 mL ilave edilmiştir. Her ilaveden sonra okunan iletkenlik değerleri kaydedilmiştir. Azalan doğru ekivalens noktasından sonra yükselmeye başlar. mS-mL AgNO₃ arasında çizilen grafikten mL AgNO₃ ile hesap yapılarak Cl bulunmuştur.

Halojenür analizi, İ.Ü. MERLAB biriminde hizmet alımı yoluyla yaptırılmıştır. Elde edilen sonuçlar tarafımızca yorumlanmıştır.

3.6. KİMYASAL ANALİZ YÖNTEMLERİ

MDF ve yongalevha endüstrisi atıklarının kimyasal karakterizasyonlarını ortaya koymak amacıyla atıklardan olabildiğince saf olduğu düşünülen MDF ve yongalevha üretim hattında kullanılan hammadde atıkları (MDF yongası, yongalevha yongası ve kabuk) ile yonga ve kabuk karışımı olduğu düşünülen elek altı atığına inorganik madde tayini, alkol-sikloheksan çözünürlüğü, %1'lik NaOH çözünürlüğü ve lignin tayini yapılmıştır.

3.6.1. İnorganik Madde Tayini

Odununda bulunan inorganik bileşiklerin miktarı, odunun 600-850°C sıcaklıklarda yakılması sonucunda kül olarak tayin edilmektedir. Ilıman ilkim kuşağında yetişen ağaçlarda kül miktarı odunun %0,2-0,5'i arasında değişirken, tropikal bölgelerde yetişen ağaçlarda bu oran yükselmektedir. Kül içeriğinin oldukça düşük olmasına karşın, kül bileşenleri çeşitlilik göstermektedir. Bu bileşenlerin başında Ca, K, Mg gelmektedir. Ağacın yetiştiği toprağın mineral içeriğine bağlı olarak Na, P, Al, Fe, Zn gibi elementler de kül bileşenleri arasında bulunmaktadır (Fengel ve Wegener, 1984; Yılğör, 1993)

İnorganik madde tayini TAPPI T 211 om-85 standardına göre yapılmıştır. Bu doğrultuda 600°C sıcaklıkta sabit ağırlığa gelinceye kadar bekletilen porselen krozelere tartımları alınmış, krozelere 4-5 g hava kurusu örnek koyulmuştur. Kütle kaybı olmayacak şekilde gaz çıkışı bitene kadar çeker ocak altında elektrikli ısıtıcıda hafif ateşte yakılmıştır. Ardından 600°C sıcaklıktaki kül fırınına yerleştirilerek sabit ağırlık elde edilene kadar

bekletilmiştir. Değişmez ağırlık bulununca örnekteki kül miktarı başlangıçta tartılan tam kuru odun ağırlığına oranlanarak hesaplanmıştır.

3.6.2. Alkol-Sikloheksan Çözünürlüğü

Alkol-Sikloheksan çözünürlüğü ile odunda bulunan terpen ve türevleri, yağlar, vakslar, yağ asitleri, alkoller, steroller ve reçine asitleri belirlenir (Fengel ve Wegener, 1984).

Alkol-Sikloheksan çözünürlüğü deneyi TAPPI T 204 om-88 standardına göre yapılmıştır. Sokslet cihazındaki kartuşa 2 g tam kuru örnek konulmuştur. Kartuşun alt kısmına yerleştirilen 250 mL'lik balona 100 ml sikloheksan ve 50 mL etanol konulmuştur. Soğutucu açılıp su banyosunun sıcaklığı 100°C'a ayarlandıktan sonra, ilk sifonlamadan itibaren yaklaşık 5-6 saat süre ile ekstraksiyon işlemi gerçekleştirilmiştir.

3.6.3. %1'lik Alkali Çözünürlüğü

% 1'lik alkali çözünürlüğü ile odunda bulunan, çoğunlukla polyozlar ve degrade olmuş selülozdan oluşan düşük molekül ağırlıklı karbonhidrat miktarı belirlenir. Odunun çözünürlüğü, mantar çürümesi veya ısı, ışık, oksidasyon vb. faktörlerin etkisiyle oluşan degradasyonun derecesini gösterir (Fengel ve Wegener, 1984).

Atık örneklerde % 1 alkali çözünürlüğü TAPPI T 212 om-88 standardına göre yapılmıştır. Bu amaçla hazırlanan %1'lik NaOH çözeltisinden 100 mL alınarak 2 g tam kuru odun örneği üzerine eklenmiş ve 1 saat süre ile 100°C sıcaklıktaki su banyosunda tutulmuştur. Süre sonunda karışım 2 numaralı süzme krozesinden süzülüş ve 103±2°C sıcaklıktaki etüvde kurutulmuştur. Daha sonra tam kuru madde üzerinden verim hesabı yapılmıştır.

3.6.4. Lignin Tayini

Lignin tayini deneyi Runkel metoduna göre yapılmıştır. Bunun için %72'lik H₂SO₄ ve %40'lık HBr çözeltileri hazırlanmıştır. 1 g ekstrakte edilmiş tam kuru odun örneği 400 ml'lik behere konulmuştur. Behere 50 ml %72'lik H₂SO₄ ve 5 ml %40'lık HBr eklenmiştir. Beherin üzerine saat camı kapatılarak oda sıcaklığında 2 saat beklenmiştir. Beherin içindeki odun örneği belirli aralıklarla cam çubuk ile karıştırılmıştır. 2 saatin sonunda behere 200 mL saf su ilave edilmiştir. Saf su ilave edilen beher ısıtıcı üzerinde 5 dakika boyunca kaynatılmıştır. Daha sonra önceden ağırlığı hesaplanmış olan siyah bant süzgeç kâğıdından süzülerek asit tamamen uzaklaşmaya kadar 1000 mL sıcak su ile yıkanmıştır. Yıkama işleminden sonra süzgeç kâğıdı etüve konulmuş ve kurutulmuştur.

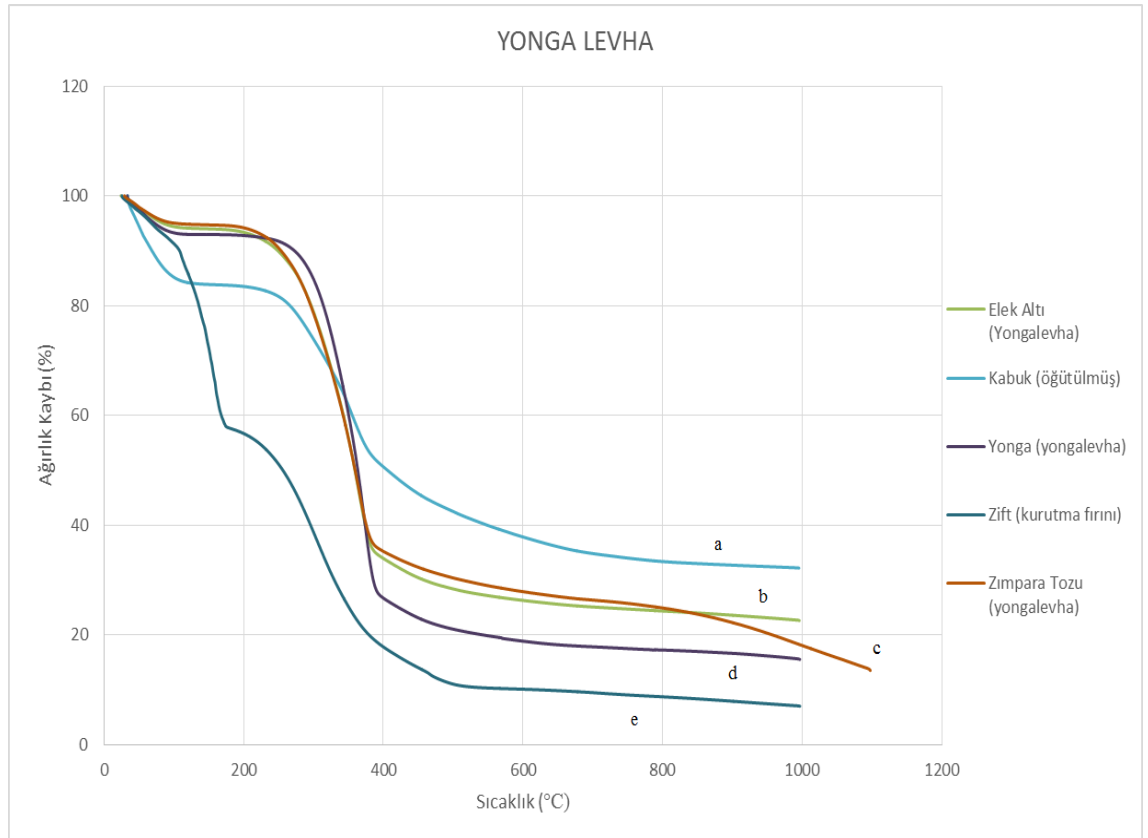
Daha sonra ağırlığı hesaplanmıştır. Süzgeç kâğıdıyla birlikte tartılan odun örneğinden süzgecin fırın kurusu ağırlığı çıkartılmıştır. Elde edilen değer, başta tartılan tam kuru örneğe oranlanmıştır. Çıkan sonuç örnekteki ligninin oranı olarak hesaplanmıştır.

4. BULGULAR

4.1. TERMOGRAVİMETRİK ANALİZ SONUÇLARI

4.1.1. Yongalevha Üretimi Atıklarının Termogravimetrik Analiz Sonuçları

Kastamonu Entegre A.Ş. firmasının yongalevha üretim hattında oluşan atıkların sıcaklığa bağlı olarak ağırlıklarında meydana gelen değişimler Şekil 4.1’de görülmektedir. Yongalevha atıklarındaki ağırlık kayıplarının karakteristiği birbirlerine benzerdir. 100°C sıcaklığa kadar olan yaklaşık %7-9 oranlarındaki ağırlık kayıpları atık örneklerdeki rutubetin uzaklaşmasından kaynaklanmaktadır.



Şekil 4.1: Yongalevha üretim hattındaki hammadde ve atıkların termogravimetrik analiz grafiği, (a) kabuk, (b) elek altı, (c) zımpara tozu, (d) yonga, (e) zift.

Kabuk atığı 100°C sıcaklığa kadar ağırlığının %15'ini kaybetmiştir. Sonrasında 250°C sıcaklığa kadar %3 gibi çok az bir ağırlık kaybı yaşanmıştır. 400°C sıcaklığa kadar ağırlık kaybı hızlı bir şekilde gerçekleşmiş ve bu sıcaklığa gelindiğinde ağırlığın % 49'u

kaybedilmiştir. 1000°C sıcaklığa ulaşıldığında ilk durumdaki ağırlığın %32'si kalmıştır (Şekil 4.1, Tablo 5.1).

Yongalevha elek altı atığında 100°C sıcaklıkta %6, 250°C sıcaklıkta %10 ağırlık kaybı gözlenmiştir. Daha sonra 400°C sıcaklığa kadar ağırlık kaybı hızlı bir şekilde gerçekleşmiş ve toplam ağırlık kaybı %66'ya ulaşmıştır. Sonraki süreçte 1000°C sıcaklığa kadar ağırlık kaybı yavaş bir şekilde gerçekleşmiş ve nihai olarak %77'de kalmıştır (Şekil 4.1, Tablo 5.1).

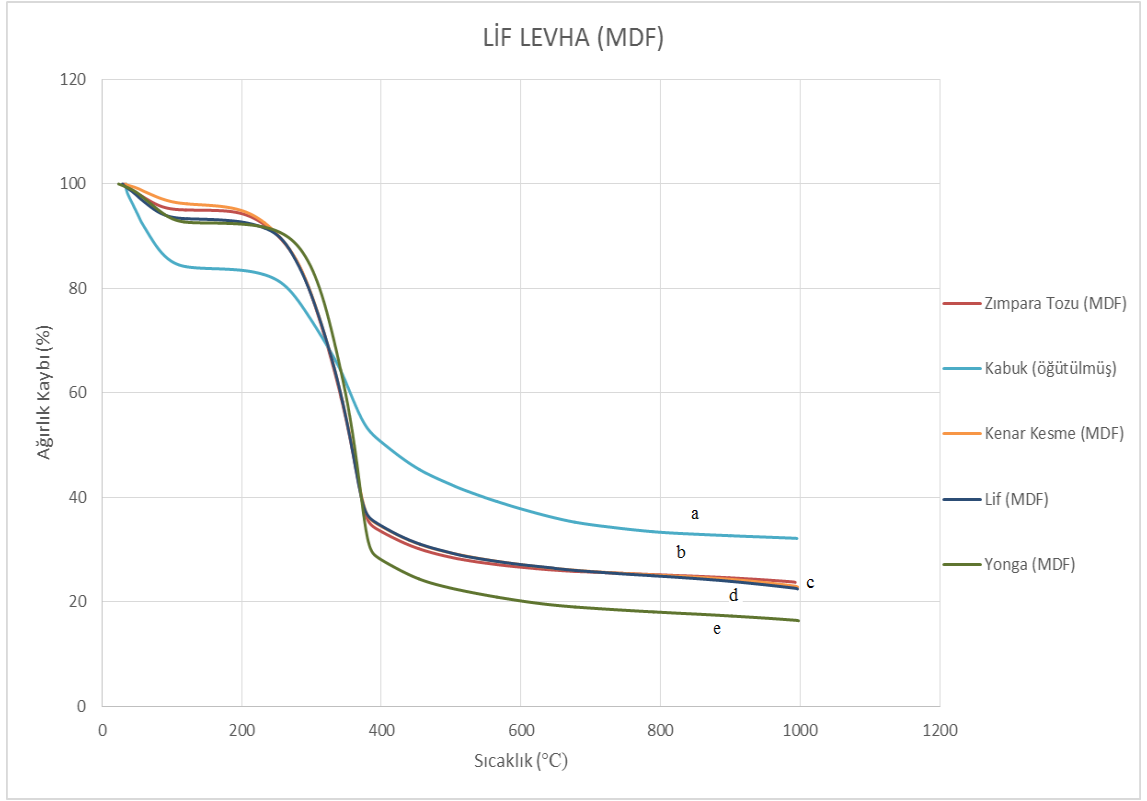
Yongalevha üretiminde hammadde olarak kullanılan yongalarda 100°C sıcaklıkta yaklaşık %7, 250°C sıcaklıkta %8 ağırlık kaybı yaşanmıştır. Bundan sonra ağırlık kaybı hızlı bir şekilde gerçekleşmiş ve 400°C sıcaklıkta %64'e ulaşmıştır. Bu sıcaklığın üzerine çıkıldıkça ağırlık kaybındaki düşüş yavaşlamış ve 1000°C nihai sıcaklıkta %85 olmuştur (Şekil 4.1, Tablo 5.1).

Kurutma fırınında zımpara tozunun yanmasıyla karbonlaşıp çökerek oluşan zift atığı 100°C sıcaklığa kadar ağırlığının %9'unu kaybetmiştir. Daha sonra 250°C sıcaklığa ulaşılanaya kadar hızlı bir ağırlık kaybı olmuş ve ilk ağırlığın %51'si kalmıştır. Bu sıcaklıktan 400°C'a çıkılana kadar benzer şekilde hızlı bir ağırlık kaybı olmuştur. Bu sıcaklıktaki ağırlık kaybı %82'dir. Sonrasında 100°C nihai sıcaklığa kadar yavaş bir ağırlık kaybı gerçekleşmiş ve bu sıcaklıkta ilk ağırlığın yaklaşık %7'si kalmıştır (Şekil 4.1, Tablo 5.1).

Zımpara tozunda 100°C sıcaklıkta %5, 250°C sıcaklıkta %10, 400°C sıcaklıkta %65, 500°C sıcaklıkta %70 ve son olarak 1000°C sıcaklıkta %82 ağırlık kaybı yaşanmıştır (Şekil 4.1, Tablo 5.1). Yongalevha üretim hattındaki tüm atıklarda 200-400°C sıcaklıklar arasında hızlı bir ağırlık kaybı yaşandığı tespit edilmiştir (Şekil 4.1).

4.1.2. MDF Üretimi Atıklarının Termogravimetrik Analiz Sonuçları

Şekil 4.2'de MDF üretim hattında oluşan atıkların sıcaklığa bağlı olarak ağırlık kayıplarındaki değişimler gösterilmiştir. Burada da yongalevha üretimi atıklarına benzer şekilde 100°C sıcaklığa kadar olan ağırlık kayıpları atık örneklerdeki rutubet miktarıyla ilişkilidir.



Şekil 4.2: MDF üretim hattındaki hammadde ve atıkların termogravimetrik analiz grafiği, (a) kabuk, (b) zımpara tozu, (c) kenar kesme, (d) lif, (e) yonga.

MDF yongasında 100°C'a kadar ağırlığın %7'si, 250°C sıcaklığa kadar %9'u kaybedilmiştir. Sonrasında ağırlık kaybı hızlı bir şekilde gerçekleşmiş ve 400°C sıcaklığa kadar %72'ye ulaşmıştır. Buradan sonra ağırlık kaybı yavaşlamış ve 1000°C sıcaklığa kadar %84 olmuştur (Tablo 5.1).

MDF üretiminde kullanılan lif hammaddesinde 100°C sıcaklıkta %6, 250°C sıcaklıkta %10, 400°C sıcaklıkta %6 ve son olarak 1000°C sıcaklıkta %78 ağırlık kaybına ulaşılmıştır (Tablo 5.1).

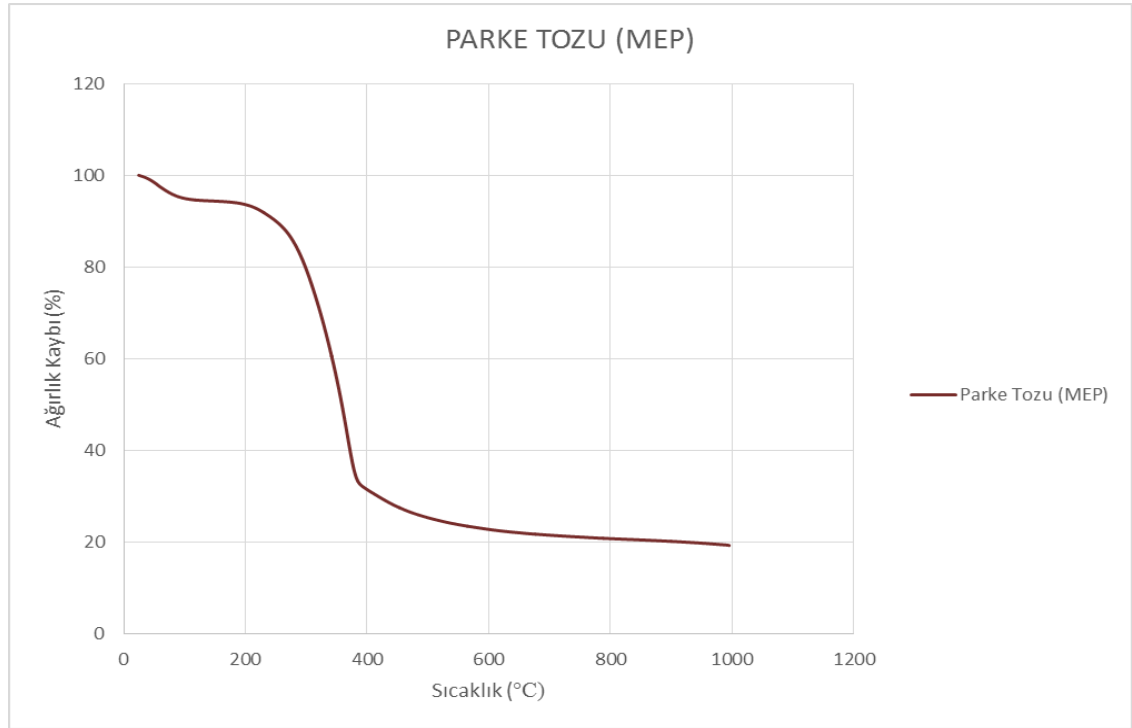
MDF kenar kesme atığında 100°C sıcaklığa kadar ağırlığın %96'sı, 250°C sıcaklığa kadar %90'ı, 400°C sıcaklığa kadar %44'ü, 500°C sıcaklığa kadar %39'u ve 1000°C sıcaklığa kadar %23'ü korunmuştur (Tablo 5.1).

Zımpara tozu atığında 100°C sıcaklığa kadar ağırlığın %5'i, 250°C sıcaklığa kadar %10'u, 400°C sıcaklığa kadar %67'si, 500°C sıcaklığa kadar %72'si ve 1000°C sıcaklığa kadar %76'sı kaybedilmiştir (Tablo 5.1).

MDF atıklarında yaklaşık 100°C sıcaklığa kadar rutubetten dolayı az bir ağırlık kaybı oluşmakta, ağırlık kaybındaki azalış 200°C civarındaki sıcaklıklara kadar yavaşlamakta, bundan sonra ise 500°C'a kadar hızlı bir şekilde ağırlık kaybı yaşanmaktadır.

4.1.3. MEP Parke Tozu Atığının Termogravimetrik Analiz Sonucu

Şekil 4.3'de Kastamonu Entegre firmasının MEP bölümünde oluşan parke tozu atığının termal analiz grafiği verilmiştir. Parke tozu 100°C sıcaklığa kadar ağırlığının yaklaşık %5'ini kaybetmiştir. 250°C sıcaklığa kadar ağırlık kaybı yavaş bir şekilde seyretmiş ve bu sıcaklığa kadar ağırlığın %10'u kaybedilmiştir. Bu noktadan sonra ağırlık kaybı hızlanmış ve 400°C sıcaklıkta %68'e ulaşmıştır. 500°C sıcaklığa kadar ağırlık kaybı yine yavaşlamış ve bu sıcaklık değerinde %75'e varmıştır. Nihai sıcaklık olan 1000°C sıcaklığa gelindiğinde ise ilk ağırlığın %19'u kalmıştır. Yani bu sıcaklığa kadar toplam ağırlığın %81'i kaybedilmiştir (Tablo 5.1).



Şekil 4.3: MEP üretim hattındaki hammadde parke tozu atığının termogravimetrik analiz grafiği.

4.2. ICP-OES İLE ELEMENT TAYİNİ SONUÇLARI

Bu çalışmada Pb (kurşun), Cd (kadmiyum), Ni (nikel), Al (alüminyum), Fe (demir), Ca (kalsiyum), Na (sodyum), K (potasyum), Zn (çinko), Cu (bakır), Mg (magnezyum), Mn (mangan), P (fosfor), Cr (krom), S (kükürt), Si (silisyum), Ti (titanyum) ve As (arsenik) elementlerinin ölçümü yapılmıştır. Analizi yapılan elementlerden Pb, Cd, Ni, Al, Fe, Zn, Cu, Mn, Cr ve As ağır metaldir (Das ve diğ., 2011).

Yongalevha ve MDF üretim hatlarından alınan atıkların ICP-OES deneyleri sırasında kullanılan atık örneklerinin dışında bir adet sertifikalı örnek de (NIST 1575a Pine needle) analiz edilmiştir. Sertifikalı örneğin sertifika değerleri ile cihazın okuduğu değerler kıyaslanarak cihazın ölçüm hassasiyeti ortaya konmuştur. ICP-OES ile element tayininin yapıldığı PerkinElmer Optima 7000 DV cihazının okuduğu değerler ve sertifika değerleri Tablo 4.1’de görülmektedir.

Tablo 4.1: PerkinElmer Optima 7000 DV cihazında sertifikalı örneğin ölçüm değerleri.

	Cihaz Değerleri		Sertifika Değerleri	
	Ortalama(mg/kg)	Standart Sapma	Ortalama(mg/kg)	Standart Sapma
Pb	0,183	± 0,033	0,167	± 0,015
Cd	0,237	± 0,009	0,233	± 0,004
Ni	1,543	± 0,05	1,47	± 0,1
Al	624,5	± 11,59	580	± 30
Fe	46,87	± 0,43	46	± 2
Ca	2723	± 31,8	2500	± 100
Na	65,02	± 5,75	63	± 1
K	4471	± 80	4170	± 80
Zn	31,92	± 0,023	38	± 2
Cu	2,945	± 0,05	2,8	± 0,2
Mg	1049	± 29,6	1060	± 170
Mn	501,3	± 4,33	488	± 12
P	1126	± 45,1	1070	± 80
Cr	0,505	± 0,016	0,3-0,5	-
S	821,5	± 18,28	-	-

4.2.1. Yongalevha Üretimi Atıklarının Element Değerleri

Yongalevha üretim hattında oluşan kabuk atığının bileşiminde bulunan elementlerin miktarları Tablo 4.2’de; elek altı, yonga ve zımpara tozu atıklarının element miktarları Tablo 4.3’de gösterilmiştir. Tablo 4.2 incelendiğinde iki farklı dönemde alınan kabuk örneklerinde ölçülen elementlerin miktarları ve aralarındaki farklar görülmektedir. Tabloya göre iki farklı döneme ait kabuk atıklarındaki Ni, Al, Zn, Cu, P ve S elementlerinin miktarlarının birbirlerine yakın olduğu; buna karşılık Pb, Cd, Fe, Ca, Na, K, Mg, Mn ve Cr elementlerinin miktarları arasında en az 2 katı kadar fark olduğu görülmektedir. Örneğin; 1. dönemde alınan kabuk örneğindeki Fe miktarı 2. dönemde alınan kabuk örneğinin yaklaşık iki katıdır. Benzer şekilde 1. dönemde alınan kabuk örneğindeki Na miktarı 2. dönemde alınan kabuk örneğinin yarısı kadardır.

Tablo 4.2: Fabrikadan iki farklı dönemde alınan kabuk atıklarının element miktarları.

ÖRNEK ADI	Kabuk (1. dönem)	Kabuk (2. Dönem)	
ELEMENTLER VE MİKTARLARI(mg/kg)	Pb	1,096	0,521
	Cd	0,067	0,255
	Ni	7,719	4,542
	Al	563,4	491
	Fe	645,3	239,9
	Ca	8260	2864
	Na	51,53	114,4
	K	888,1	422,9
	Zn	3,945	5,358
	Cu	2,696	2,394
	Mg	865,1	319,5
	Mn	26,35	69,15
	P	80,41	55,73
	Cr	2,682	8,648
S*	0,036	0,029	

*S değeri, kuru ağırlığın %'si olarak verilmiştir

Tablo 4.3’de yongalevha üretim bölümünden iki farklı dönemde alınan yonga, elek altı ve zımpara tozu atıklarının element miktarları görülmektedir. Yongaların element miktarları incelendiğinde Cd, Zn, Cu, Mg, Cr, P ve S miktarlarının birbirine yakın olduğu; buna karşılık diğer elementlerde en az iki katı kadar fark olduğu görülmektedir. Elek altı

atıklarında Cd ve Ni ağır metallerinin miktarlarının ihmal edilebilecek kadar az olduğu tespit edilmiştir. Yongalevha üretiminde oluşan zımpara tozu atıklarındaki elementlerden Cd, Al, Na, K, Cu, Mg, P, Cr'un miktarları birbirine yakinken diğer elementlerin miktarları arasında en az iki kata kadar fark olduğu saptanmıştır.

Tablo 4.3: İki farklı dönemde alınan yongalevha üretim atıklarının element miktarları.

ÖRNEK ADI	Yongalevha yongası (1. dönem)	Yongalevha yongası (2. dönem)	Yongalevha elek altı (1. dönem)	Yongalevha elek altı (2. dönem)	Yongalevha zımpara tozu (1. dönem)	Yongalevha zımpara tozu (2. dönem)	
ELEMENTLER VE MİKTARLARI(mg/kg)	Pb	0,189	0,043	0,527	1,598	2,371	0,511
	Cd	0,055	0,011	0,092	0,024	0,114	0,101
	Ni	1,036	0,48	0,398	3,368	1,818	0,491
	Al	41,83	19,06	322,2	255,5	404,3	306,3
	Fe	76,03	32,54	437,8	23,1	391,5	419,6
	Ca	2052	481,5	2688	-	5264	2587
	Na	23,04	69,95	140,1	-	109,5	170,8
	K	588,5	276,2	806,4	278	940,3	775,4
	Zn	1,789	1,309	5,129	1,742	8,483	4,42
	Cu	1,136	0,715	2,788	-	2,693	2,211
	Mg	270,9	186	394,2	-	521,4	336,5
	Mn	76,25	26,4	63,07	-	146,1	58,65
	P	20,32	21,66	121,2	-	135,3	121,9
	Cr	2,724	2,103	1,599	1,825	2,419	1,427
Si	98,80	112	482,7	612,9	236,8	-	
Ti	17,10	9,070	12,30	-	9,060	9,09	
As	0,089	-	1,160	-	0,088	0,171	
S*	0,017	0,012	0,104	-	0,035	0,116	

**S değeri, kuru ağırlığın %'si olarak verilmiştir

4.2.2. MDF Üretimi Atıklarının Element Değerleri

Fabrikanın MDF üretim hattında oluşan atıkların element miktarlarına ait veriler Tablo 4.4'de görülmektedir. MDF liflerinde iki farklı dönem için element değerleri büyük oranda birbirine yakın değerler olarak saptanmıştır. Sadece Fe, Ca, Zn elementlerinin miktarlarında gözle görülür farklılıklar vardır. Benzer şekilde MDF üretiminin zımpara tozu atıklarında da element miktarları birbirine benzerdir. Zımpara tozu elementlerinin

miktarları içinde sadece Pb, Na, Zn elementlerinin miktarları arasında kayda değer farklar vardır.

Tablo 4.4: Kastamonu Entegre firmasından iki farklı dönemde alınan MDF üretim atıklarının element miktarları.

ÖRNEK ADI	MDF yongası (1. dönem)	MDF yongası (2. dönem)	MDF lifi (1. dönem)	MDF lifi (2. dönem)	MDF kenar kesme (1. dönem)	MDF kenar kesme (2. dönem)	MDF zımpara tozu (1.dönem)	MDF zımpara tozu (2.dönem)	
ELEMENTLER VE MİKTARLARI(mg/kg)	Pb	0,082	1,109	0,343	0,360	0,111	1,314	0,218	0,819
	Cd	0,007	0,050	0,047	0,142	0,250	0,259	0,041	0,065
	Ni	0,981	0,426	0,011	ND	ND	0,642	ND	0,046
	Al	10,74	22,63	57,27	26,09	23,27	34,84	21,97	31,97
	Fe	25,99	25,41	108,9	25,86	16,15	54,17	47,39	32,53
	Ca	604,9	-	2077	1155	550,7	-	1182	1344
	Na	85,8	-	134	96,64	82,36	-	173,7	47,48
	K	205,1	397,3	671,9	552,8	273	564,2	512,8	459,7
	Zn	ND	6,449	0,866	7,092	1,569	1,119	0,72	6,266
	Cu	0,678	-	1,334	1,043	0,621	-	1,272	0,766
	Mg	206,9	-	286,1	172,6	165,3	-	219,6	169,1
	Mn	17,81	-	74,48	85,86	30,69	-	48,42	35,06
	P	ND	-	92,63	85,45	29,70	-	61,19	43,39
	Cr	2,124	0,874	0,948	0,333	0,155	1,202	0,264	0,384
Si	-	-	296,1	-	189	-	192,4	-	
Ti	-	-	7,110	-	10,03	-	13,69	-	
As	-	-	0,195	-	0,069	-	0,116	-	
S*	0,009	-	0,019	0,019	0,015	-	0,018	0,021	

Not: ND ile gösterilen veriler deney cihazı tarafından algılanamayan değerleri ifade etmektedir
*S değeri, kuru ağırlığın %'si olarak verilmiştir

4.2.3. MEP Parke Tozu Atığının Element Değerleri

Fabrikanın parke bölümünde atık olarak oluşan parke tozu atığının bileşiminde bulunan elementlerin miktarları Tablo 4.5'te görülmektedir. İki dönemde alınan parke tozları birbirleriyle kıyaslandığında Pb, Cd, Ca, Na, Cu, Mg ve S miktarlarının birbirine yakın; diğer elementlerin miktarlarının nispeten farklı olduğu tespit edilmiştir.

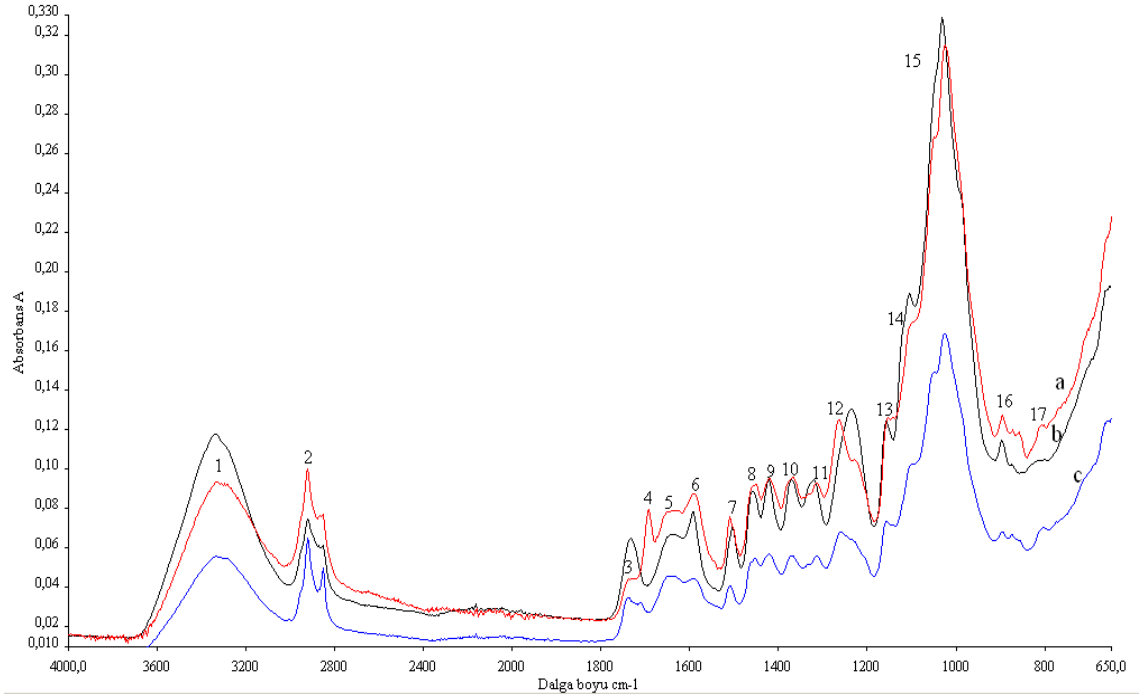
Tablo 4.5: Kastamonu Entegre firmasının MEP bölümünden iki farklı dönemde parke tozu atığının element miktarları.

ÖRNEK ADI	MEP parke tozu (1. dönem)	MEP parke tozu (2. Dönem)	
ELEMENTLER VE MİKTARLARI(mg/kg)	Pb	0,011	0,070
	Cd	0,024	0,031
	Ni	ND	ND
	Al	123,1	313,8
	Fe	157,4	23,69
	Ca	641	925,6
	Na	122,1	158,4
	K	183	347,9
	Zn	ND	ND
	Cu	0,591	0,836
	Mg	167,6	142,5
	Mn	ND	ND
	P	92,08	90,21
	Cr	0,513	0,243
	Si	271,7	-
	Ti	10,78	-
	As	0,091	-
S*	0,036	0,022	

Not: ND ile gösterilen veriler deney cihazı tarafından algılanamayan değerleri ifade etmektedir
*S değeri, kuru ağırlığın %'si olarak verilmiştir

4.3. FTIR-ATR ANALİZİ SONUÇLARI

Fabrikada kullanılan hammaddeye ait yongalardan oluşan atıklar (yongalevha ve MDF hattında kullanılan yongalara ait atıklar), kimyasal açıdan karakterize edilmek amacıyla geniş yapraklı dişbudak (*Fraxinus excel.*) ve iğne yapraklı sarıçam (*Pinus sylvestris*) örneklerinin spektrumları ile karşılaştırılmıştır. Bu karşılaştırmadan yararlanılarak yonga atıklarının kimyasal bileşimi hakkında yorum yapılmaya çalışılmıştır. Şekil 4.4 ve Tablo 4.6 karşılaştırmayı göstermektedir.



Şekil 4.4: Yonga atıklarının referans örnek olarak alınan çam ve dişbudak örnekleri ile karşılaştırmalı spektrum bantları (a) atık yonga, (b) referans dişbudak (*Fraxinus excel.*) örneği, (c) referans çam (*Pinus sylvestris*) örneği.

Tablo 4.6: Örneklerin FTIR spektrumlarında belirlenen çeşitli dalga boylarındaki absorbans değerlerinin tanımlanması (Pandey ve Pitman, 2003; Harrington ve diğ., 1964; Faix, 1991; Naumann ve diğ., 2005; Marchessault, 1962; Skoog ve West, 1981).

PİK NUMARASI	DALGA BOYU (cm ⁻¹)	AÇIKLAMA
1	3332	Bağlı O-H gruplarının gerilimi (Pandey ve Pitman, 2003; Harrington ve diğ., 1964)
2	2916	C-H titreşiminden kaynaklanan gerilim (Harrington ve diğ., 1964)
3	1736	Ksilanlardaki C=O gerilimi (Harrington ve diğ., 1964; Faix, 1991)
4	1691	C=O gerilimi, alhedit, keton karboksilik asit, ester kaynaklı (Skoog ve West, 1981)
5	1650	Absorbanmış suyun H-O-H deformasyonu ile oluşan titreşimi ve konjuge olmuş C-O (Pandey ve Pitman, 2003; Harrington ve diğ., 1964)
6	1590	Aromatik yapıdan kaynaklı titreşim + C=O gerilimi S ₂ G (Faix, 1991)
7	1506	Lignindeki aromatik yapı kaynaklı titreşim (Faix, 1991; Naumann ve diğ., 2005)
8	1453	Lignin ve ksilanlardaki CH ₂ deformasyonu sonucu oluşan titreşim (Harrington ve diğ., 1964; Faix, 1991)
9	1421	Düzlemdeki C-H deformasyonu ile birleşen aromatik yapıdan kaynaklı titreşim + Lignin ve karbonhidratlardaki C-H deformasyonu (Faix, 1991; Naumann ve diğ., 2005)

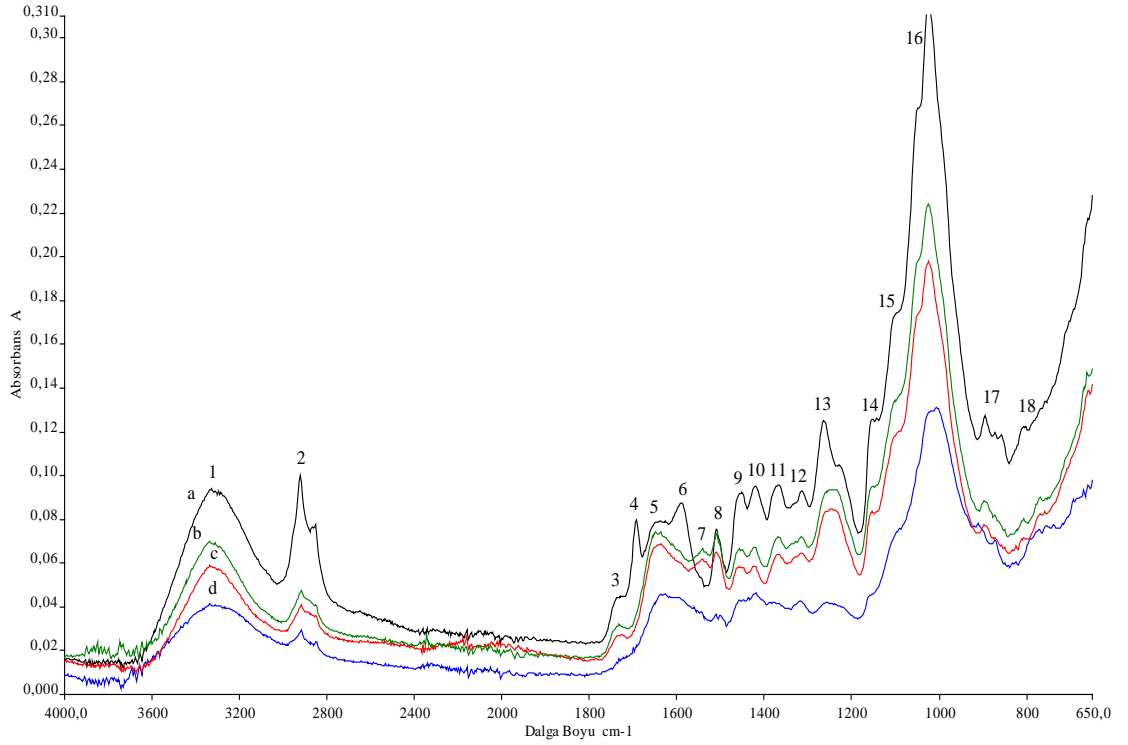
10	1367	Selüloz ve hemiselülozlardaki C-H deformasyonu (Pandey ve Pitman, 2003; Naumann ve diğ., 2005)
11	1312	Selülozda C-H titreşimi + Siringil türevlerinde C ₁ -O titreşimi (Pandey ve Pitman, 2003)
12	1261	Ksilanlarda asetil ve karbonil titreşimi ve ligninde C=O gerilim titrasyonu (Harrington ve diğ., 1964; Faix, 1991)
13	1150	Selüloz ve hemiselülozlarda C-O-C titreşimi (Pandey ve Pitman, 2003; Harrington ve diğ., 1964)
14	1100	Selüloz ve hemiselülozlarda O-H bandı (Harrington ve diğ., 1964; Faix, 1991)
15	1026	Selüloz, hemiselüloz ve ligninde C=O gerilim titreşimi (Harrington ve diğ., 1964; Faix, 1991)
16	895	Selülozda C-H deformasyonu (Pandey ve Pitman, 2003; Naumann ve diğ., 2005)
17	805	Glukomannan kaynaklı β-D glukoz (Marchessault, 1962)

Şekil 4.4’de görüleceği gibi, odun polisakkaritlerinden kaynaklanan bağlanmamış ketonların, karbonil ve ester guruplarının C=O fonksiyonel grubundaki gerilmeye bağlı olarak oluşan ve lignoselülozik maddeler için karakteristik bir pik olan 1736 cm⁻¹ dalga boyunda oluşan pik (3), yonga atık örneği için çok güçlü bir absorbans ile oldukça ciddi bir kayma göstererek 1691 cm⁻¹ dalga boyunda gözlenmiştir. Dişbudak ve çam referans örneklerinde aynı pik 1736 cm⁻¹’de yer almaktadır. Burada özellikle ksilanlardan gelen bu pikin yapraklı ağaç olan ve ksilanlarca daha zengin olan dişbudakta güçlü bir absorbans verdiğini gözlemlemek mümkün olmaktadır. Aynı durum ciddi bir kayma olmakla beraber yonga atık örneği için de geçerlidir. Öte yandan, atık örneğin 1590 cm⁻¹ dalga boyunda oluşan pik (6), absorbans değeri bakımından hemen hemen aynı dalga boyunda oluşan dişbudak örneğinin aynı dalga boyundaki pikinin absorbans değeri açısından uyumlu görülmektedir. Çam örneğinin aynı dalga boyunda çok daha düşük absorbans verdiği Şekil 4.4’de görülmektedir. Atık örnekte 1506 cm⁻¹ dalga boyunda oluşan ve lignindeki aromatik yapıdan kaynaklanan titreşimin (7) her üç örnekte de güçlü şekilde oluştuğu görülmektedir. Ancak çam örneğinde diğer iki örnekten farklı olarak 1510 cm⁻¹’de absorbans gerçekleşmiştir. 1261 cm⁻¹ dalga boyunda gerçekleşen absorbansın kaynağı olarak önemli ölçüde ksilanlardaki karbonil titreşimi gösterilmektedir (Harrington ve diğ. 1964; Faix, 1991). Bu dalga boyunda atık örneği, dişbudak odun örneği kadar güçlü bir absorbans verirken, ksilanlar bakımından yapraklı ağaçlara göre daha zayıf olan çam örneği çok daha zayıf absorbans vermektedir ve 1275 cm⁻¹ dalga boyuna kaymaktadır. Diğer referans numaralarındaki dalga boylarının madde karakterizasyonu açısından çok belirgin farklar yaratmadığı görülmektedir.

Atık numunelere ait FTIR-ATR analizlerinin değerlendirilebilmesinde Naumann ve diğ. (2005); Pandey ve Pitman (2003); Faix (1991); Marchessault, (1962), Harrington ve diğ. (1964), Skoog ve West (1981)'e ait literatürden yararlanılmıştır.

4.3.1. Yongalevha Üretimi Atıklarının FTIR-ATR Analizi

Şekil 4.5'de ve Tablo 4.7'de gösterilen spektrum bantlarına ait dalga boyları ve onlara karşılık gelen absorbans değerleri incelendiğinde yongalevha üretim hattında oluşan atıkların tamamen biyokütleyle ait karakteristik pikleri içerdiği görülmektedir. Sadece zımpara tozu ve elek altı atıklarında odun ve kabuk biyokütlesinden farklı olarak 1542 cm^{-1} dalga boyunda bir absorbans pikinin olduğu görülmektedir. Bu pikin yapılan literatür araştırmasından C=O peptid bağlarına (NH-CO-NH-) ait bir pik olduğu anlaşılmıştır (Skoog ve West, 1981; Smith, 1998) ve formaldehit tutkallarının sertleşmesi sırasında oluşan bir yapıya aittir. 1736 cm^{-1} 'de oluşan ve odundaki karbonhidratlardan, özellikle de ksilanlardaki C=O geriliminden kaynaklanan pikin, kabuk örneğinde belli belirsiz denecek kadar küçük olduğu Şekil 4.5'de görülmektedir. 1367 cm^{-1} de bulunan ve selüloz ve polyozlardan kaynaklanan C-H deformasyonunu gösteren pikin de kabuk IR spektrumunda yer almadığı görülmektedir.



Şekil 4.5: Yongalevha üretim hattından alınan atıkların FTIR spektrum bantlarının karşılaştırmalı olarak gösterilmesi, (a) Yonga (hammadde), (b) Zımpara tozu, (c) Elek altı, (d) Kabuk.

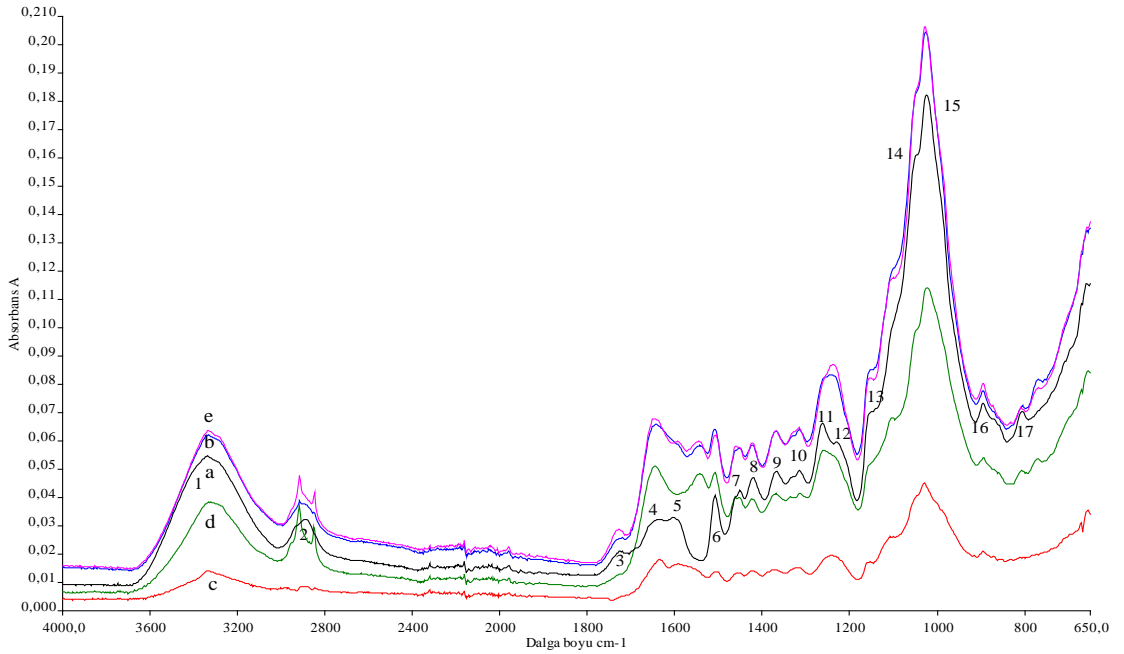
Tablo 4.7: Yongalevha üretim hattından alınan atık numunelere ait FTIR spektrum bantlarının tanımlanması, (a) Yonga (hammadde), (b) Zımpara tozu, (c) Elek altı, (d) Kabuk (Pandey ve Pitman, 2003; Harrington ve diğ., 1964; Faix, 1991; Naumann ve diğ., 2005; Marchessault, 1962; Skoog ve West, 1981).

PİK NUMARASI	DALGA BOYU (cm ⁻¹)	BULUNDUĞU ÖRNEK*	REFERANS FONKSİYONEL GRUPLAR
1	3336	a, b, c, d	OH gruplarından kaynaklanan O-H gerilimi
2	2921	a, b, c, d	C-H gerilim vibrasyonu
3	1732	a, b, c, d	C=O gerilimi ksilanlardan kaynaklanan
4	1691	a	C=O gerilimi kuvvetli
5	1648	a, b, c, d	H-O-H vibrasyonu (bağlı sudan kaynaklanan) Lignin kaynaklı C=O gerilimi
6	1587	a	Aromatik halka yapısından kaynaklanan vibrasyon (lignin yapısından kaynaklanan)
7	1542	b, c	C=O peptid bağları (NH-CO-NH-)
8	1509	a, b, c, d	Lignindeki aromatik iskeletin vibrasyonu C=C gerilimi
9	1453	a, b, c, d	Lignin ve ksilanlardan kaynaklı CH ₂ deformasyonu

10	1416	a, b, c, d	Lignin ve karbonhidratlardan kaynaklanan C-H deformasyonu
11	1367	a, b, c	Selüloz ve hemiselülozlardan kaynaklanan C-H deformasyonu
12	1314	a, b, c, d	Selülozda C-H vibrasyonu+ Syringil kalıntılarından gelen C ₁ -O vibrasyonu
13	1264	a, b, c, d	Ksilanlardaki asetil ve karboksil vibrasyonu + Lignindeki C=O geriliminden kaynaklanan vibrasyon
14	1150	a, b, c, d	C-O-C selüloz ve hemiselülozlardan kaynaklanan vibrasyon
15	1097	a, b, c, d	O-H kaynaklı spektrum bandı selüloz ve hemiselülozlardan kaynaklanan
16	1026	a, b, c, d	C=O gerilimi vibrasyonu selüloz, hemiselüloz ve lignin kaynaklı
17	895	a, b, c, d	Selülozdaki C-H deformasyonu
18	806	a, b, c, d	Aromatik yapıdan kaynaklanan C-H

4.3.2. MDF Üretimi Atıklarının FTIR-ATR Analizi

MDF üretim hattında ortaya çıkan atıkların FTIR spektrumlarının karşılaştırması Şekil 4.6'da ve Tablo 4.8'de gösterilmiştir.



Şekil 4.6: MDF üretim hattından alınan atıkların FTIR spektrum bantlarının karşılaştırmalı olarak gösterilmesi, (a) yonga, (b) elek altı, (c) MDF lifi, (d) MDF kenar kesme, (e) MDF zımpara tozu.

MDF üretim hattından alınan atıkların spektrumları karşılaştırıldığında yonga atıklarının dışındaki diğer tüm atıklarda (elek altı, MDF lifi, MDF kenar kesme, MDF zımpara tozu) 1542 cm^{-1} dalga boyunda pik olduğu görülmektedir. Diğer piklere bakıldığında, yine burada referans olarak alınan yonga atıkları ile karşılaştırıldığında piklerde daha fazla sağa ve sola kaymalar olduğu görülmektedir (Şekil 4.6). Bu durum özellikle 11 numaralı pikte kendini belirgin şekilde göstermektedir. Yonga atığında 1261 cm^{-1} dalga boyunda oluşan ve karbonhidratlardaki asetil ve karboksil titreşiminden ve lignin kaynaklı C=O geriliminden ortaya çıkan pikin, elek altı, zımpara tozu ve MDF lifi için 1239 cm^{-1} 'e (sağa) kaydığı görülmektedir. Yine yonga atığı için 1595 cm^{-1} 'de oluşan ligninin karakteristik piklerinden biri olan pikin, elek altı, MDF lifi ve kenar kesme atıkları için sola, 1600 cm^{-1} dalga boyuna kaydığı Şekil 4.6'da görülmektedir. Yonga atıkları için 1456 cm^{-1} de oluşan ve lignin ve ksilanlardan kaynaklı CH_2 deformasyonundan oluşan pikin, bu üretim hattında oluşan diğer tüm atıklar için sağa doğru $-1450-1451\text{ cm}^{-1}$ -bandına kaydığı da Şekil 4.6'da görülmektedir.

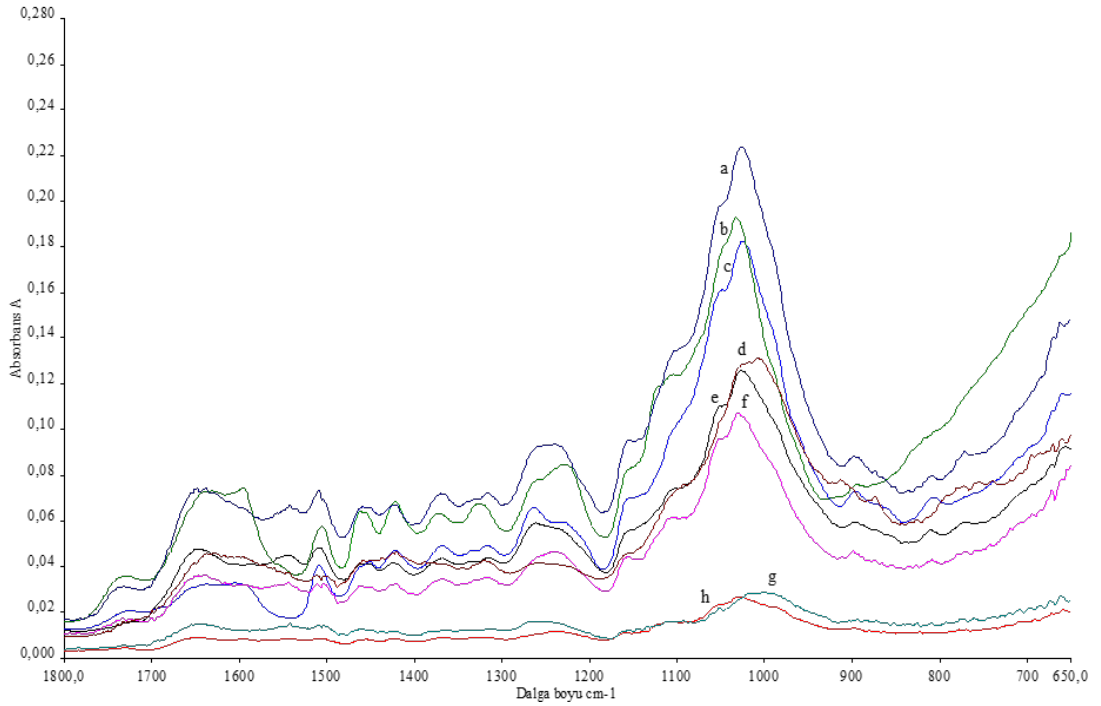
Tablo 4.8: MDF üretim hattından alınan atık numunelere ait FTIR spektrum bantlarının tanımlanması; (a) yonga, (b) elek altı, (c) MDF lifi, (d) MDF kenar kesme, (e) MDF zımpara tozu (Pandey ve Pitman, 2003; Harrington ve diğ., 1964; Faix, 1991; Naumann ve diğ., 2005; Marchessault, 1962; Skoog ve West, 1981).

PİK NUMARASI	DALGA BOYU (cm^{-1})	BULUNDUĞU ÖRNEK*	REFERANS FONKSİYONEL GURUPLAR
1	3336 3331	a, b, c, d, e	OH gruplarından kaynaklanan O-H gerilimi
2	2916 2881	b, d, e a, c	C-H gerilim vibrasyonu
3	1729 1726	e a, b	C=O gerilimi ksilanlardan kaynaklanan
4	1641	a, b, c, d, e	C=O gerilimi kuvvetli
5	1600 1598	b, c, d a	H-O-H vibrasyonu (bağlı sudan kaynaklanan) Lignin kaynaklı C=O gerilimi
6	1507 1509	a, b c, d, e	Aromatik halka yapısından kaynaklanan vibrasyon (lignin yapısından kaynaklanan)
7	1456 1451	a b, c, d, e	Lignin ve ksilanlardan kaynaklı CH_2 deformasyonu
8	1421	a, b, c, d, e	Lignin ve karbonhidratlardan kaynaklanan C-H deformasyonu
9	1365	a, b, c, d, e	Lignin ve ksilanlardan kaynaklı CH_2 deformasyonu
10	1314	a, b, c, d, e	Selülozda C-H vibrasyonu+ Syringil kalıntılarında gelen $\text{C}_1\text{-O}$ vibrasyonu
11	1261 1239	a, d b, c, e	Ksilanlardaki asetil ve karboksil vibrasyonu + Lignindeki C=O geriliminden kaynaklanan vibrasyon

12	1228	a	Selülozda C-H vibrasyonu+ Syringil kalıntılarında gelen C ₁ -O vibrasyonu
13	1153	a, b, c, d,e	C-O-C selüloz ve hemiselülozlardan kaynaklanan vibrasyon
14	1046	a, b, c, d,e	O-H kaynaklı spektrum bandı selüloz ve hemiselülozlardan kaynaklanan (C-O-C selüloz ve hemiselülozlardan kaynaklanan vibrasyon?)
15	1024	a, b, c, d, e	C=O gerilimi vibrasyonu selüloz, hemiselüloz ve lignin kaynaklı
16	895 892	a, b, c, d, e	Selülozdaki C-H deformasyonu
17	804 801	a, b, d, e	Aromatik yapıdan kaynaklanan C-H

4.3.3. MEP Parke Tozu Atığının FTIR-ATR Analizi

Şekil 4.7’de yongalevha hattından alınan kabuk, elek altı, zımpara tozu; MDF hattından alınan yonga, kenar kesme, lif, zımpara tozu atıkları ve MEP parke tozu numunelerinin parmak izi olarak bilinen ve odun ve odunsu materyal için karakteristik piklerin oluştuğu 1800-650 cm⁻¹ bölgesinde yapılan karşılaştırması görülmektedir.



Şekil 4.7: Yongalevha üretim hattından alınan zımpara tozu (a), elek altı (b), kabuk (d); MDF üretim hattından alınan yonga (c), zımpara tozu (f), kenar kesme (g), lif (h) ve MEP üretim hattından alınan parke tozu (e) atıklarının FTIR spektrumlarının karşılaştırması.

Yonga atığı, kabuk atığı ve elek altı atığı dışında diğer tüm atıklarda 1542 cm^{-1} dalga boyunda farklı absorbanlarda pik oluştuğu görülmektedir. Onun haricinde kabuk piklerinin odun yongası piklerinden daha farklı dalga boylarında oluştuğu, $1732\text{-}1736\text{ cm}^{-1}$ aralığında oluşan ve karbonhidratlardaki -özellikle ksilanlardan kaynaklanan- $\text{C}=\text{O}$ geriliminin kabukta en düşük absorbanı verecek şekilde oluştuğu Şekil 4.7'teki çoklu karşılaştırmadan fark edilebilmektedir. Lignoselülozik maddelerin karakteristik piki olan $1024\text{-}1026\text{ cm}^{-1}$ pikinin de incelenen tüm örneklerde gözlemlendiği görülmektedir. Parke tozunun diğer atık örneklerle yapılan karşılaştırmasında da yonga, kabuk ve elek altı atıklarında olmayan ama diğer tüm atıklarda bulunan 1542 cm^{-1} dalga boyunda absorban verdiği görülmektedir.

4.4. HALOJENÜR ANALİZİ SONUÇLARI

Halojenür olarak tanımlanan elementler F (flor), I (iyot), Br (brom), At (astatin) ve Cl (klor)'dur (Vikipedi, 2014). Halojenür tayininde, TSE'nin TS EN ISO 17225-1 standardında sadece klorlu ve florlu halojenür yapısında bileşiklere yönelik değerler verilmektedir. Bu çalışmada da bu iki element içeriğine sahip (Cl ve F) bileşik analizi yapılmıştır ve incelenen hiçbir atık örneğinde bu içeriğe sahip bileşik tespit edilmemiştir.

4.5. KİMYASAL ANALİZ SONUÇLARI

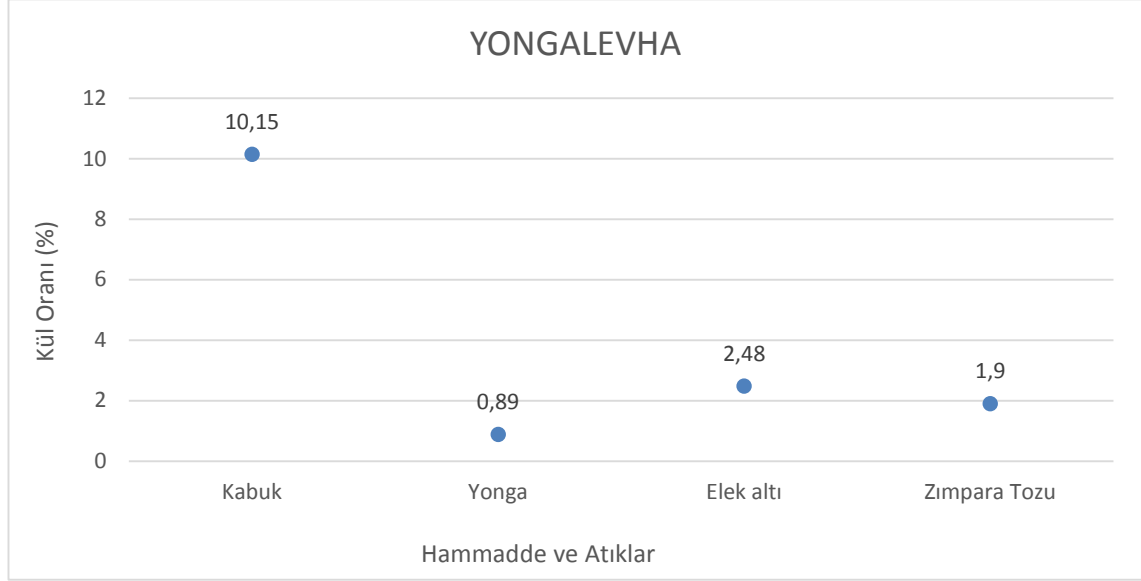
4.5.1. İnorganik Madde Tayini

Odun içerisindeki inorganik maddeler kül şeklinde tayin edilir. Yongalevha üretim hattında oluşan atıkların tam kuru madde miktarları ve kül oranları Tablo 4.9'da verilmiştir.

Tablo 4.9: Yongalevha üretim hattında oluşan atıkların kül oranları ve tam kuru madde miktarları.

Örnek Adı	Tam Kuru Madde (%)	Kül Oranı (%)
Kabuk	85,36	10,15
Yonga (yongalevha)	91,65	0,89
Elek altı (yongalevha)	93,37	2,48
Zımpara tozu (yongalevha)	93,61	1,90

Şekil 4.8’de yongalevha üretim hattından alınan atıkların kül oranları görülmektedir. Grafikten de anlaşılacağı üzere üretimin başlangıcından bitişine kadar geçen süreçte oluşan atıkların kül oranları kabukta %10,15 ile en yüksek düzeye ulaşmakta, yongalarda %0,89’a düşmekte, elek altı atığında tekrardan %2,48’e yükselmekte ve en son oluşan atık olan zımpara tozunda %1,9 seviyesine gelmektedir.



Şekil 4.8: Yongalevha bölümündeki hammadde ve atıkların kül oranları.

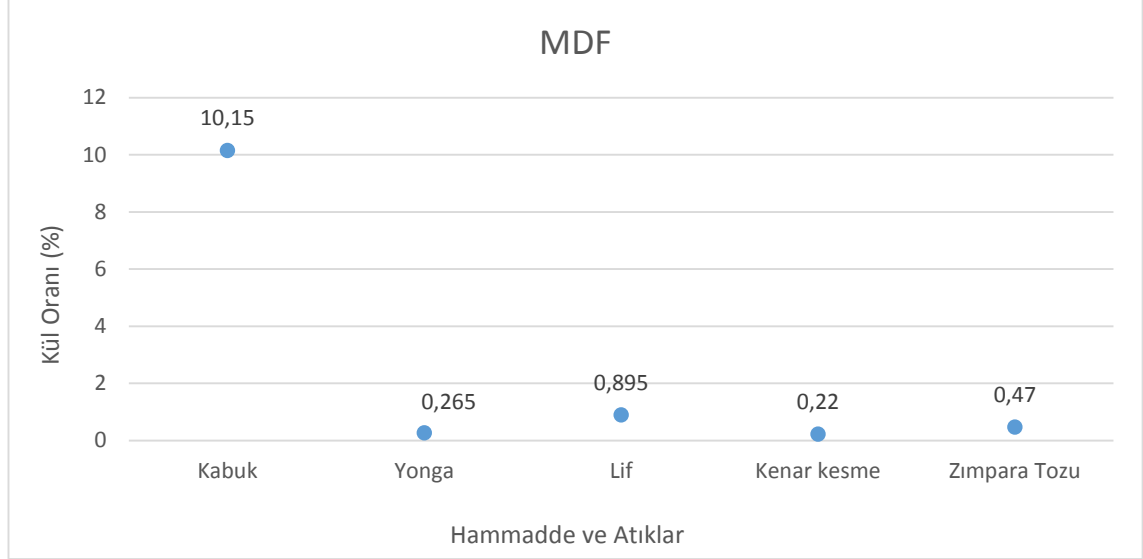
Tablo 4.10’da MDF üretim hattında oluşan atıkların kül oranları ve tam kuru madde oranları gösterilmiştir.

Tablo 4.10: MDF atıklarının tam kuru madde ve kül oranları.

Örnek Adı	Tam Kuru Madde (%)	Kül Oranı (%)
Yonga (MDF)	91	0,265
Lif (MDF)	91,80	0,895
Kenar kesme (MDF)	94,01	0,22
Zımpara tozu (MDF)	92,61	0,47

MDF bölümünde oluşan atıkların kül oranları Şekil 4.9’deki grafikte görülmektedir. MDF üretiminde oluşan atıklardaki en düşük kül oranı %0,22 ile kenar kesme atığında oluşmaktadır. Üretimin başlangıcından bitişine kadar sırasıyla oluşan atıklarda kül

oranları yongalarda %0,265, liflerde %0,895, kenar kesme atıklarında %0,22 ve zımpara tozunda %0,47'dir.



Şekil 4.9: MDF bölümünde oluşan atıkların kül oranları.

MEP üretimindeki parke tozu atığının tam kuru madde miktarı ve kül oranı Tablo 4.11'de verilmiştir. Parke tozunun nem oranı %6,35, kül oranı da %0,75 olarak tespit edilmiştir.

Tablo 4.11: MEP üretimi atığı olan parke tozunun kül oranı ve tam kuru madde miktarı.

Örnek Adı	Tam Kuru Madde (%)	Kül Oranı (%)
Parke tozu (MEP)	93,65	0,75

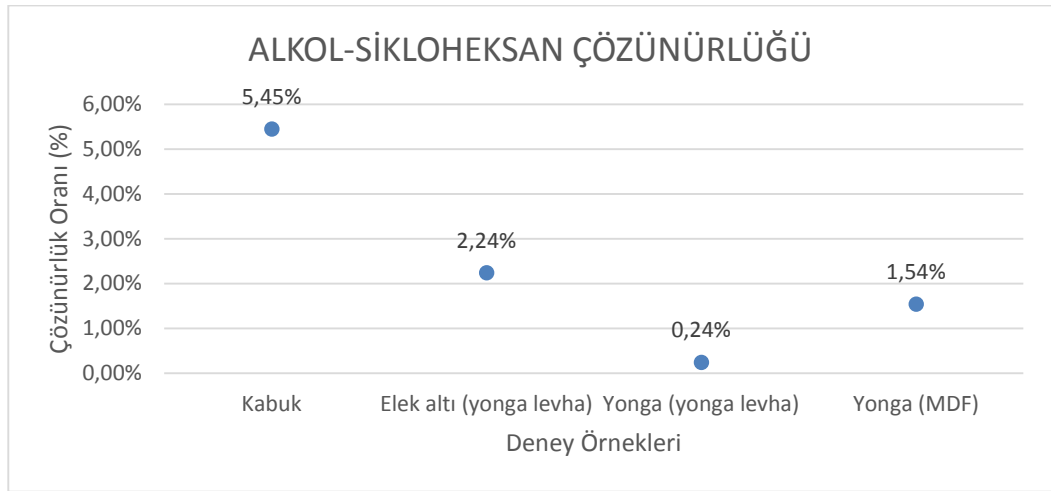
4.5.2. Alkol-Sikloheksan Çözünürlüğü

Alkol-Sikloheksan çözünürlüğü deneyi yongalevha yongasında, MDF üretiminde kullanılan yongalarda, kabukta ve yongalevhada eleme sonucunda oluşan elek altı tozlarında yapılmıştır. Deney sonuçları Tablo 4.12'de verilmiştir. Buna göre kabukta alkol-sikloheksan çözünürlüğü %5,45, elek altında %2,24, yongalevha yongasında %0,24 ve MDF yongasında %1,54'tür.

Tablo 4.12: Kabuk, elek altı ve yongaların alkol-sikloheksan çözünlükleri.

ÖRNEK	ALKOL-SİKLOHEKSAN ÇÖZÜNÜRLÜĞÜ
Kabuk	% 5,45
Elek altı (yongalevha)	% 2,24
Yonga (yongalevha)	% 0,24
Yonga (MDF)	% 1,54

Şekil 4.10'da kabuk, yongalevha elek altı, MDF yongası ve yongalevha yongasının alkol-sikloheksan çözünlük oranlarının karşılaştırılması gösterilmiştir.

**Şekil 4.10:** Kabuk, elek altı tozları ve yongaların alkol-sikloheksan çözünlükleri.

4.5.3. %1'lik Alkali Çözünlüğü

%1'lik NaOH çözünlüğü yongalevha yongası ve MDF yongasında yapılmıştır. Deney sonuçları Tablo 4.13'te verilmiştir. Tabloda görüleceği üzere yongalevha yongasının alkali çözünlüğü %21,02, MDF yongasının alkali çözünlüğü %11,19'dur.

Tablo 4.13: Yongalevha yongası ve MDF yongasının %1'lik NaOH çözünlükleri.

ÖRNEK	%1'LİK NaOH ÇÖZÜNÜRLÜĞÜ
Yonga (yongalevha)	% 21,02
Yonga (MDF)	% 11,19

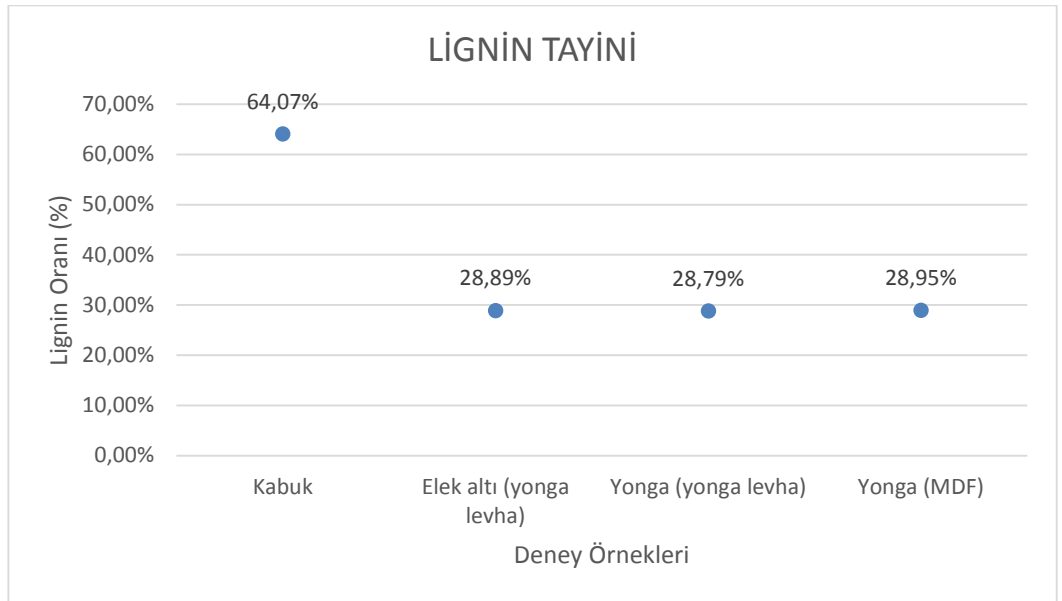
4.5.4. Lignin Tayini

Lignin tayini kabuk, yongalevha elek altı, yongalevha yongaları ve MDF yongalarında yapılmıştır. Lignin tayini sonuçları Tablo 4.14'te verilmiştir. Tablodan da görüleceği üzere kabuk atığının lignin oranı %64,07, elek altı atığının %28,89, yongalevha yongasının %28,79 ve MDF yongasının %28,95'tir. Sonuçlar yonga ve elek altı atıklarının lignin oranlarının birbirlerine oldukça yakın olduğunu göstermektedir. Kabuk, lignin içeriği bakımından oduna göre daha zengindir. Bu çalışmadan elde edilen sonuçlardan da bu görülmektedir.

Tablo 4.14: Kabuk, elek altı tozları ve yongaların lignin oranları.

ÖRNEK	LİGNİN ORANLARI
Kabuk	% 64,07
Elek altı (yongalevha)	% 28,89
Yonga (yongalevha)	% 28,79
Yonga (MDF)	% 28,95

Kabuk, yongalevha elek altı, yongalevha yongası ve MDF yongasının lignin oranlarının karşılaştırması Şekil 4.11'de gösterilmiştir.

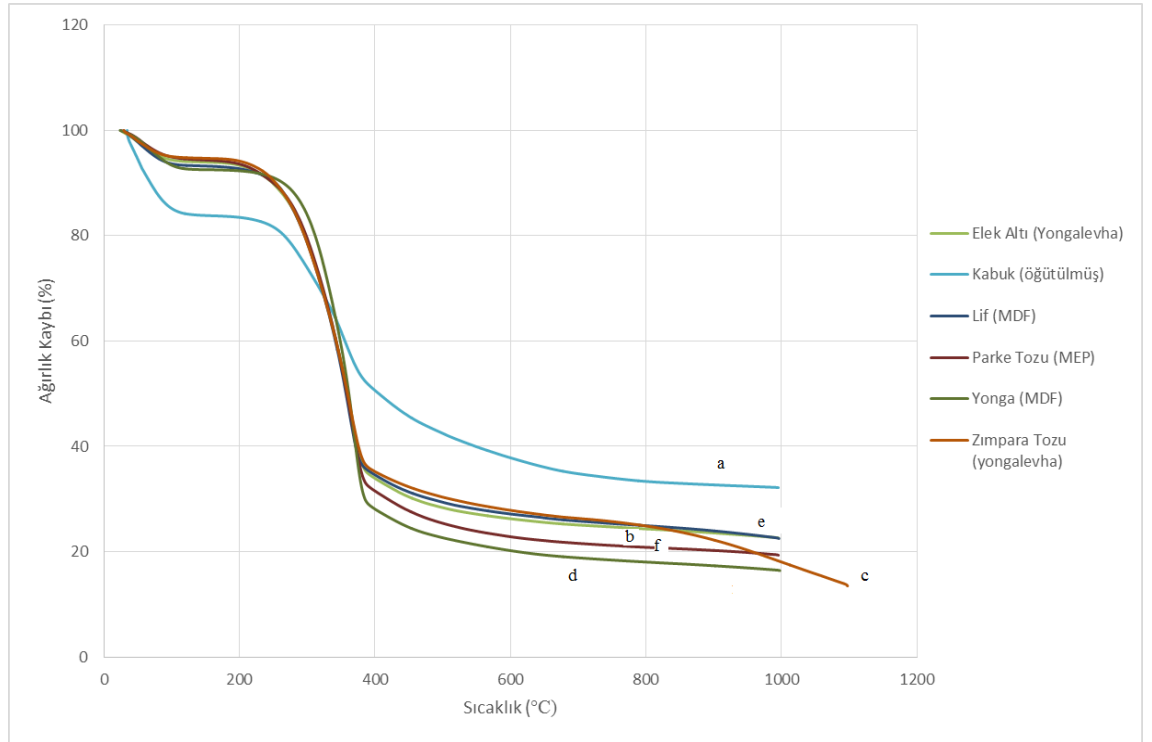


Şekil 4.11: Kabuk, elek altı tozları ve yongaların lignin oranları.

5. TARTIŞMA VE SONUÇ

5.1. TGA SONUÇLARININ DEĞERLENDİRİLMESİ

Bu çalışmada 9 adet atık örneğinin termogravimetrik analizi incelenmiştir. Birbirine çok benzer eğriler veren atık örneklerden sadece bir tanesi değerlendirmeye alınmıştır. Örneğin MDF yongası ve yongalevha yongası birbirine çok benzer sonuçlar vermiştir (Şekil 4.1, Şekil 4.2). Bu nedenle sadece bir tanesi, MDF yongası değerlendirmeye alınmıştır. Benzer şekilde zımpara tozu atıklarında da MDF ve yongalevha çok benzer sonuçlar vermiştir (Şekil 4.1, Şekil 4.2) ve bunlardan da sadece yongalevhanın zımpara tozu atığı değerlendirilmiştir. Değerlendirmeye alınan atık örneklere ait TGA eğrileri Şekil 5.1’de gösterilmiştir.



Şekil 5.1: (a) Kabuk, (b) yongalevha elek altı, (c) yongalevha zımpara tozu, (d) MDF yongası, (e) MDF lifi ve (f) MEP parke tozu atıklarının termogravimetrik eğrileri.

Atıklarda belirli sıcaklıklarda toplam ne kadar ağırlık kaybı oluştuğunu gösteren veriler Tablo 5.1’de gösterilmiştir. Tabloda, incelenen 9 adet örneğin tamamına ait veriler bulunmaktadır.

Tablo 5.1: Farklı sıcaklıklarda atıklarda gerçekleşen ağırlık kayıpları.

SICAKLIK		100°C	250°C	400°C	500°C	1000°C
AĞIRLIK KAYBI	Kabuk	% 15	% 18	% 49	% 58	% 68
	Yonga (YL*)	% 7	% 8	% 64	% 79	% 85
	Elek altı (YL*)	% 6	% 10	% 66	% 72	% 77
	Zımpara tozu (YL*)	% 5	% 10	% 65	% 70	% 82
	Yonga (MDF)	% 7	% 9	% 72	% 77	% 84
	Lif (MDF)	% 6	% 10	% 64	% 71	% 78
	Kenar kesme (MDF)	% 4	% 10	% 66	% 71	% 77
	Zımpara tozu (MDF)	% 5	% 10	% 67	% 72	% 76
	Parke tozu (MEP)	% 5	% 10	% 68	% 75	% 81
*YL: Yongalevha Not: Değerler yaklaşık değerlerdir						

Kabuk dışındaki tüm örneklerde 100°C sıcaklığa kadar olan ve nem kaybından kaynaklanan ağırlık kaybı %4-7 oranlarında, kabukta 100°C sıcaklıkta ağırlık kaybı %15 olarak gerçekleşmiştir. Tablo 4.9, Tablo 4.10, Tablo 4.11 incelendiğinde bu ağırlık kayıplarının örneklerdeki rutubet oranlarıyla tutarlı olduğu görülmektedir. 100°C’a kadar olan ağırlık kayıpları örneklerdeki rutubetin uzaklaşması sonucunda oluşmaktadır.

250°C sıcaklıklara çıkıldıktan sonra meydana gelen yüksek ağırlık kayıpları odun materyalinin yapısını oluşturan temel bileşenlerin yıkımlanmasından kaynaklanmaktadır. Williams ve Besler (1996) selüloz ve polyozları içeren biyokütle üzerinde yaptıkları çalışmada polyozların 250°C sıcaklıkta bozunmaya başladığını ve bozunmasının 250-350°C’ta gerçekleştiğini; selülozun ise 325-400°C sıcaklıklarda yıkımlandığını belirtmişlerdir.

Sorum ve diğ. (2001) selülozik maddelerin ağırlık kayıplarının 250-400°C sıcaklık aralığında meydana geldiğini ve en yüksek ağırlık kaybının 355-371°C sıcaklık aralığında oluştuğunu saptamışlardır.

Yang ve diğ. (2007) polyozların 220-315°C, selülozun 315-400°C sıcaklıklarda bozunduğunu; en fazla ağırlık kayıplarının polyozlarda 268°C'ta, selülozda 355°C'ta gerçekleştiğini; ligninin belirli bir sıcaklıkta yüksek oranda ağırlık kaybı olmamakla birlikte yıkımlanmasının 180°C'tan 900°C'a kadar devam ettiğini tespit etmişlerdir.

Gasparovic ve diğ. (2009) yapmış oldukları çalışmada odun yongalarının termal davranışını incelemişlerdir. 160°C'tan 430°C'a kadar olan ağırlık kayıplarının odunun temel bileşenlerinden, 900°C'a kadar olan ağırlık kayıplarının ise ligninin ağırlık kaybının devam etmesinden ileri geldiğini ifade etmişlerdir.

Orfao ve diğ. (1999) selüloz, lignin ve polyozları temsilen ksilanın oksijen ve azot gazı ortamlarındaki termal davranışlarını incelemişlerdir ve selülozun her iki hava ortamında da 225°C sıcaklığında yıkımlanmaya başladığını, en fazla yıkımlanmasının hava ortamında 340°C sıcaklıkta, azot ortamında ise 370°C sıcaklıkta gerçekleştiğini gözlemlemişlerdir. Ksilanların bozunmaya selülozdan daha düşük sıcaklıklarda (160°C) başladığını, ksilanın bozunmasında 251°C ve 401°C olmak üzere iki zirve noktası tespit etmişlerdir. Ana bileşenlerden diğeri olan ligninin 110°C gibi daha da düşük sıcaklıklarda bozunmaya başladığını ve bozunmasının 900°C'a kadar devam ettiğini saptamışlardır.

Nowakowski ve diğ. (2007) polyozlar, selüloz ve ligninin 150-350°C, 275-350°C ve 250-500°C olmak üzere birbirini takip eden sıcaklık değerlerinde ayrıştığını; termal bozunmanın ilk basamağının polyozların ve selülozun ilk yıkımlaması olduğunu, ikinci basamağın ligninin yıkımlanmasına atfedildiğini ve son basamağın da selülozun 350-430°C sıcaklıklarında nihai bozunması olduğunu ifade etmişlerdir.

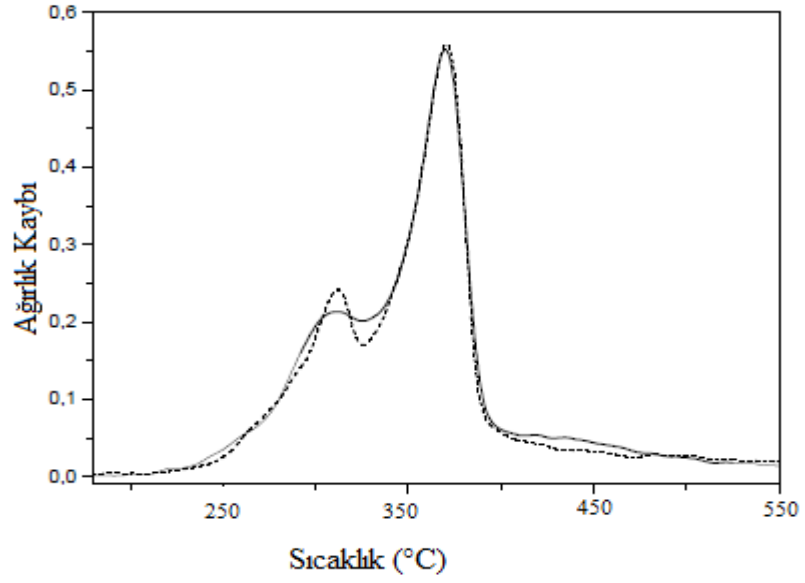
Bu çalışmada kullanılan atık örneklerin olduğu üretim tesisinde tutkal olarak üre formaldehit tutkalı kullanılmaktadır. Bu nedenle üre formaldehitin termal özelliğini incelemek faydalı olacaktır. Jiang ve diğ. (2010) üre formaldehitin piroliz sıradaki termal davranışını araştırmış ve üre formaldehitin kuruma, hızlı termal bozunma ve ileri ayrıştırma olmak üzere üç aşamada bozunduğunu saptamışlardır. Buna göre kuruma aşaması 195°C sıcaklığa kadar olan kısımdır. İkinci aşama termal bozunmanın en hızlı gerçekleştiği 195°C ve 430°C sıcaklıkları arasındaki aşamadır. En yüksek ağırlık kaybı %74 ile bu aşamada görülmektedir. Son aşama ise 430°C'tan 950°C'a kadar olan bölümdür ve burada da yaklaşık olarak %10'luk bir ağırlık kaybı gerçekleşmiştir.

Ahamad ve Alshehri (2014) çalışmalarında üre formaldehitin termal bozunmasında birinci aşamada 25-225°C sıcaklıkları arasında %12; yıkımlanmanın en hızlı gerçekleştiği 200-400°C sıcaklıkları arasındaki ikinci aşamada %50; 775°C sıcaklığa kadar olan son aşamada da %28 oranında ağırlık kaybı oluştuğunu tespit etmişlerdir.

Kabuğa ait TGA eğrisi incelendiğinde diğer tüm atık örneklerinden daha farklı bir eğri gözlenmektedir. Örneğin ağırlık kaybı 400°C sıcaklıkta kabukta %49, MDF yongasında %72, yongalevha elek altı atığında %66 dolaylarında gerçekleşmiştir (Tablo 5.1). 400°C'a gelindiğinde kabuktaki ağırlık kaybının yonga örneğine göre %15 düzeyinde düşük olmasının nedeni olarak kabuğun lignin açısından daha zengin olması ile açıklanabilir. Meszaros ve diğ. (2004) çalışmalarında Macaristan'da plantasyonda yetişen kavak, söğüt ve akasya ağaç odunlarının ve kabuklarının termogravimetrik davranışlarını incelemiş ve kabuğun oduna kıyasla daha az selüloz içermesinden dolayı 400°C sıcaklıkta daha az ağırlık kaybı yaşadığını ifade etmişlerdir.

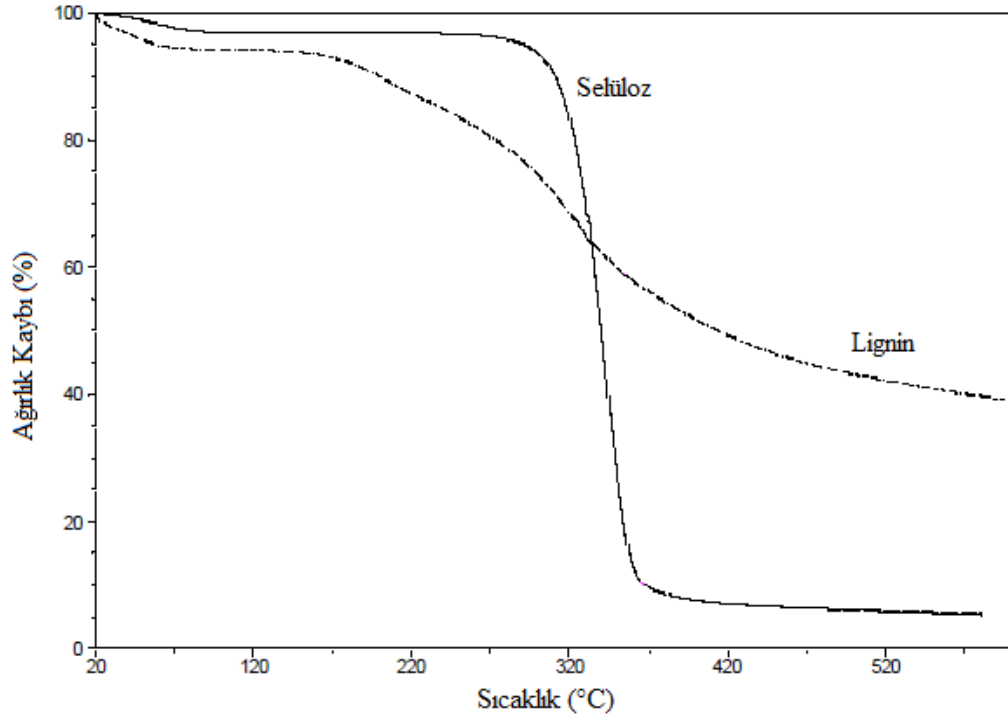
Atık örneklerin TGA eğrileri incelendiğinde ağırlık kayıplarının en yüksek olduğu bölgenin 250-400°C aralığı olduğu görülecektir. Bu sıcaklık aralığı selüloz ve polyozların yıkımlandığı sıcaklıktır (Sorum ve diğ., 2001; Williams ve Besler, 1996). Kabuk atığında bu bölgedeki ağırlık kaybı diğer atıklardan daha az gerçekleşmiştir. Bunun nedeni olarak kabukta selüloz ve polyoz miktarının ham odundan daha az olması gösterilebilir (Meszaros ve diğ., 2004).

Gasparovic ve diğ. (2009) odun yongaları üzerine yapmış oldukları çalışmada odun yongalarının DTG eğrisini Şekil 5.2'deki gibi ortaya koymuşlardır.



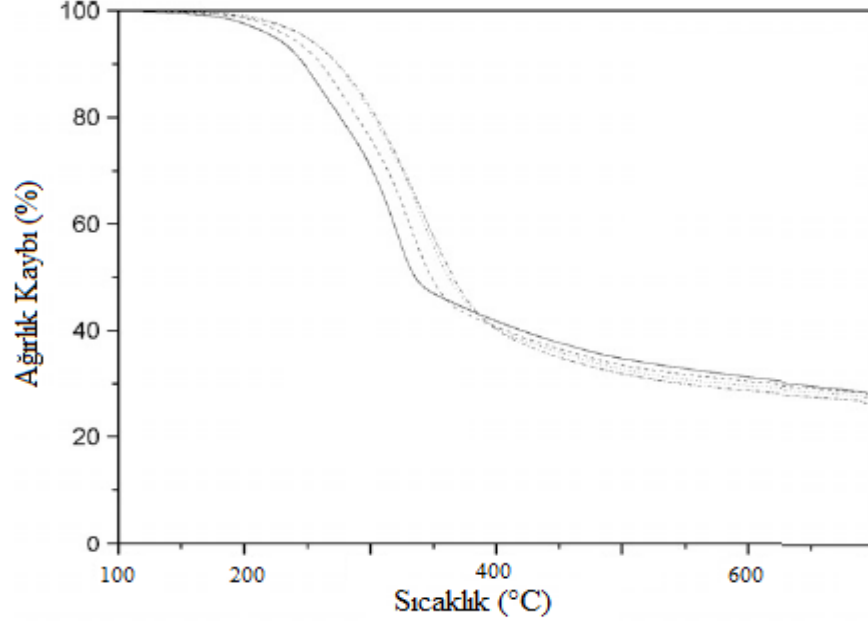
Şekil 5.2: Atık odun yongalarının DTG eğrisi (Gasparovic ve diğ., 2009).

Randriamanantena ve diğ. (2009) selüloz ve ligninin TGA grafiğini Şekil 5.3'teki gibi oluşturmuşlardır.



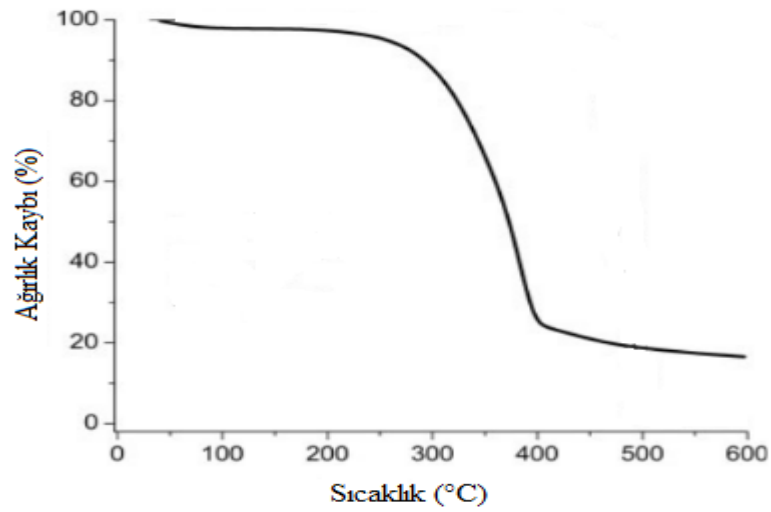
Şekil 5.3: Selüloz ve ligninin TGA eğrisi (Randriamanantena ve diğ., 2009).

Slopiecka ve diğ. (2012) yapmış oldukları çalışmada kavak odununun termogravimetrik analizini yapmışlardır. Elde ettikleri TGA eğrisi Şekil 5.4'te görülmektedir.



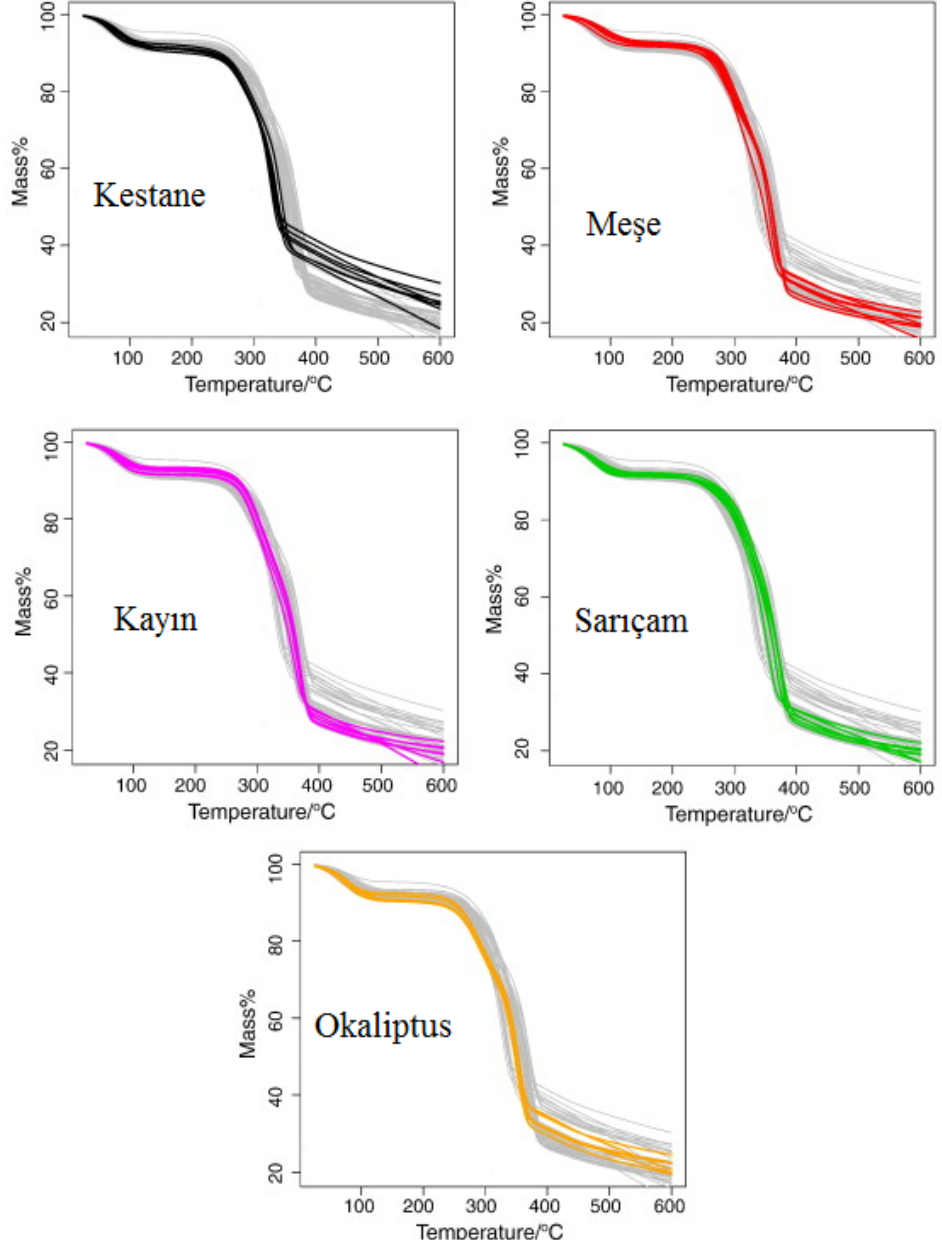
Şekil 5.4: Kavak odununun termogravimetrik eğrisi (Slopiecka ve diğ., 2012).

Lu ve diğ. (2007) çalışmalarında çam odununun termal davranışlarını incelemişler ve Şekil 5.5'teki TGA eğrisini elde etmişlerdir.



Şekil 5.5: Çam odununun TGA eğrisi (Lu ve diğ., 2007).

Francisco-Fernández ve diğ. (2012) yapmış oldukları çalışmada çok geniş kullanım alanına sahip bazı odunların karakteristik termogravimetrik eğrilerini Şekil 5.6'daki gibi ortaya koymuşlardır.



Şekil 5.6: Kestane, saplı meşe, Avrupa kayını, sarıçam ve mavi okaliptüs odunlarının TGA eğrileri (Francisco-Fernández ve diğ., 2012).

Bu çalışmada kullanılan atık örneklerinin termal davranışları çoğunlukla ham odunun termal davranış özellikleriyle kıyaslanmıştır. Bunun nedeni, atık örneklerin ne oranda

ham oduna benzer olduğu hakkında yorum yapılmak istenmesidir. Yapılan bu çalışmanın sonucunda elde edilen TGA eğrileri literatürden elde edilen bazı TGA verileri ile karşılaştırıldığında, bu çalışmada analizi yapılan atık örneklerin termogravimetrik eğrileri ile lignoselülozik materyallere ait termogravimetrik eğrilerin büyük benzerlikler gösterdiği görülmektedir. Buradan hareketle levha sektörü atıklarının karakteristik olarak değişmediği, dolayısıyla da odun esaslı levha üretim girdilerinin odun biyokütlesinin karakteristiğini değiştirecek nitelikte olmadığı yorumu yapılabilir.

5.2. ICP-OES İLE ELEMENT ANALİZİ SONUÇLARININ DEĞERLENDİRİLMESİ

Ağır metal elementleri biyokütle metabolizması için önemli mikro besinlerdir, biyokütle için belirli seviyelerde faydalı ya da gerekli olabilirken eşik değerleri aştıklarında toksik etki gösterebilirler (Das ve diğ., 2011). Ağır metaller kalıcıdır, biyolojik olarak bozunur değildir ve biyolojik zincirler sayesinde birikmiş olabilirler. Bu nedenle bu maddelerin konsantrasyonlarını doğru bir şekilde izlemek çevre ve insan sağlığı açısından önemli bir rol oynar (Das ve diğ., 2011).

Aksoy ve diğ. (2010) ağır metallerin çevrenin doğal bileşenleri olduğunu, ancak toprakta, suda ya da havada olması gerekenden fazla birikmeleri durumunda tehlike arz ettiklerini ifade etmişlerdir.

Vassilev ve diğ. (2010) biyokütlenin ve özellikle kül bileşenlerinin kimyasal yapısının kül miktarı, nem oranı, farklı genetik tipler ve biyokütlerdeki inorganik maddelerin varlığı nedeniyle yüksek oranda değişkenlik gösterebildiğini ve biyokütlerdeki elementlerin çoğunlukla C, O, H, N, Ca, K, Si, Mg, Al, S, Fe, P, Cl, Na, Mn, and Ti olduğunu ifade etmişlerdir. Aynı incelemede; insan etkili biyokütle grupları, alt grupları ve doğal biyokütle grupları arasında kimyasal olarak önemli ölçüde ayrımlar olduğu tespit edilmiş; bu ayrımların üretim materyalleri, hayvansal etkiler ve bitki çeşitliliğinden ya da hayvansal ürünler ve bitkisel kökenli farklı biyokütle kaynaklarıyla ilgili olduğu ifade edilmiştir.

Biyokütlenin yapısında bulunan ağır metaller biyokütlenin yapısında doğal olarak bulunabileceği gibi çeşitli kaynaklardan da gelebilir.

Ağır metaller; yerkabuğu boyunca doğal olarak da oluşabildikleri gibi metallerden ve metal ihtiva eden bileşiklerden, tarımsal etkinlikler, endüstriyel üretimler, eritme işlemleri ve madencilik gibi insan faaliyetleri sonucunda da oluşabilirler (He ve diğ., 2005; Tchounwou ve diğ., 2012).

Krook ve diğ. (2006) İsveç'teki geri dönüştürülmüş atık odunlardaki ağır metallerin kaynaklarını araştırmışlardır ve bu odunlardaki ağır metallerin miktarına plastiklerin, çinko kaplama sistemlerinin, endüstriyel koruyucu-önleyici odun koruma maddelerinin ve yüzey koruma maddelerinin katkı yaptığını saptamışlardır. Söz konusu çalışmada kullanılan atık odun örneklerine ağır metallerin çoğunlukla odun koruma maddeleri ve yüzey işlem maddelerinden bulaştığını, buna ek olarak topraktan, plastiklerden, betondan, demir ve çelik malzemelerden de kaynaklanabildiğini kaydetmişlerdir. İncelenen odun örneklerindeki cıva, nikel ve kadmiyumun varlığının birçok noktadan kaynaklanabildiği ve bu elementlerin varlığına neden olan kaynakların tam olarak tespit edilemediği; kadmiyumun büyük oranda plastik malzemelerden, nikelin paslanmaz çelikten ve cıvanın kablo, düğme gibi elektrik aksamlarından kaynaklanabileceği yorumu yapılmıştır; çinko ve kurşunun kaynağının yüzey koruma maddeleri olduğu tespit edilmiştir (Krook ve diğ., 2006).

Ncube ve Phiri (2015) çalışmalarında Zambiya'da maden sanayisinin gelişmiş olduğu Kitwe'den ve temiz ağaç plantasyonlarının bulunduğu Ndola'dan temin ettikleri çam ve okaliptüs odunlarının talaşlarının ve dumanlarının ağır metal miktarlarını incelemiş ve madencilik faaliyetlerinin yoğun olduğu bölgeden alınan odun örneklerinde ağır metal miktarlarının daha yüksek çıktığını saptamışlardır. Buradan yola çıkarak maden sanayisi faaliyetlerinin Kitwe'den temin edilen ağaçların bünyesindeki ağır metal miktarının yüksek çıkmasında etkili olduğu yorumunu yapmışlardır. Aynı çalışmada kurşun, kadmiyum, bakır ve çinko gibi metallerin madencilik faaliyetlerinin olduğu bölgelerde toprakta birikebileceği ve otomobillerin egzoz dumanlarından çevreye ağır metal yayılabileceği ifade edilmiştir.

Duruibe ve diğ. (2007) kadmiyum ve kurşun sülfürlerinin bakır ve demir sülfürleri ile birlikte meydana gelerek doğal halde bulunabileceğini ve bu iz ağır metallerin pirometalurjik proseslerde egzoz dumanından parçacık olarak salınabileceklerini ifade etmişlerdir.

Kord ve diğ (2010) iklim değişikliklerinin, atmosferik depolanmaların, topraktaki ağır metal miktarının, ağacın yetiştiği toprağın doğal yapısının ve ağaçların olgunluğunun odun bünyesinde biriken ağır metal miktarı üzerinde etkili olduğunu belirtmişlerdir.

Çeşitli çalışmalar, odunun bünyesindeki ağır metallerin miktarının çevredeki metal konsantrasyonu ile doğru orantılı olduğunu ve odundaki ağır metallerin odunun yetiştiği bölgedeki biyolojik, jeolojik ya da antropolojik kaynaklardan etkilenebileceğini göstermiştir (Baltreinaite ve diğ., 2010; Daly ve Zanetti, 2007; Ncube ve Phiri, 2015).

Nicewicz ve Szczepkowski (2008) yapmış oldukları çalışmada ölü ve canlı kayın ağaçlarının ağır metal miktarlarını incelemiş ve ağacın coğrafi kökeni ile odundaki ağır metallerin içerikleri arasında bir ilişki olduğu kanısına varmışlardır.

Wu ve Zhang (2010) ağır metallerin toprakta çeşitli doğal ya da insani faktörlere bağlı olarak bulunabileceğini ve bu metallerin o toprakta yetişen bitki ve ağaçların bünyesine geçebileceğini ifade etmişlerdir. Das ve diğ. (2011) topraktaki ağır metallerin, değişen çevresel şartların bir sonucu olarak yer değiştirebildiğini ifade etmiştir.

Ağır metal kirliliğinde iklim değişikliğinin etkisi deniz ekosistemi için niteliksel olarak tartışılmaktadır (Schiedek ve diğ., 2007). Visser ve diğ. (2012) su altında kirlenmiş topraktan salınan arseniğin, iklim değişikliğine bağlı olarak ortaya çıkan su taşkınlarında toprağa kontamine olması nedeniyle bir ağır metal kirliliği oluşturduğu yorumunda bulunmuşlardır.

Rajan ve diğ. (2012) yapmış oldukları çalışmada Malezya'nın Pahang ilinde nehir suyundaki ağır metallerin muson yağmurlarından önce ve sonraki miktarlarını incelemişler ve Cr, Cu, Fe, Pb, Ni ve Zn konsantrasyonlarının muson yağmurları sonrasına kıyasla muson yağmurlarından önce önemli ölçüde yüksek değerlerde çıktığını belirtmişlerdir. Buradan hareketle doğal kaynakların, metallerin yüksek konsantrasyonlarda bulunmasına katkı sağladığı; çökelti ve su kanallarındaki ağır metal konsantrasyonlarının uzun dönemli ve sezonluk değişimlerinin, nehir yataklarında biriken ağır metallerin miktarında değişimlere neden olabildiği; ayrıca bu yüksek ağır metal konsantrasyonlarının yaz sezonundan kış sezonuna kadar olan süre zarfında suda bulunmaya devam ettiği yorumunu yapmışlardır (Rajan ve diğ., 2012).

Leteinturier ve diğ. (2001) ağır metallerin 20 km'lik bir alanda yağmur suları tarafından taşınabildiğini saptamıştır.

Çeşitli yayınlarda volkanik patlama ve ayrışmalar gibi doğal olguların ağır metal kirliliğine önemli ölçüde katkıda bulunduğu ifade edilmektedir (Fergusson, 1990; Bradl, 2002; Tchounwou ve diğ., 2012).

Yapılan çalışmalardan da görüleceği üzere odun bünyesinde bulunan ağır metallerin miktarı jeolojik, antropolojik ve biyolojik kaynaklı olabilmektedir. Madencilik faaliyetleri, sanayi, toprak özellikleri, volkanik ve diğer jeolojik faaliyetler, iklimsel değişiklikler ve olaylar, tarımsal aktiviteler, endüstrilerde kullanılan metaller, yüzey koruma maddeleri ve odun koruma kimyasalları gibi faktörlerin ağır metal miktarını etkilemekte olduğu yapılan çalışmalarda net bir şekilde görülebilmektedir. Dolayısıyla bu faktörlerin bulunduğu ve etkilediği bölgelerde yetişen ağaçlardaki ağır metallerin miktarının yüksek olması beklenen bir durum olacaktır.

Ağır metaller doğal halde odunun yapısında bulunmaktadır (Vassilev ve diğ., 2010). Ancak bunların bulunması gereken sınırlar vardır ve bu sınırlar Türk Standardları Enstitüsü tarafından hazırlanan TS EN ISO 17225-1 standardında verilmiştir (EK-1, EK-2). Söz konusu standartlar “Katı Biyoyakıtların Tipik Değerleri”ni ifade etmektedir.

Kabukta ve odunda bulunan elementlerin miktarlar arasında farklılıklar vardır. Kabuk, elementlerin içeriği ve miktarı bakımından oduna kıyasla daha zengindir (Fengel ve Wegener, 1984). Amerikan geniş yapraklı ağaç odunları ve kabuklarının elementleri üzerine yapılan analizlerde kabuğun element miktarının odundan 10 kat daha fazla olabileceği belirtilmiştir (Choong ve diğ., 1976; Fengel ve Wegener, 1984). Kabuğun yapısında bulunan elementlerin miktar olarak odundan fazla olduğu TSE EN ISO 17225-1 standardından da görülebilir (EK-1, EK-2). Söz konusu standartta element değerleri kabuk ve odun için ayrı ayrı tanımlanmıştır.

Tablo 5.2’de atıklarda bulunan elementlerin en düşük ve en yüksek bulunduğu değerler ve hangi atıklarda bulunduğu gösterilmiştir. Bu çalışmada kullanılan atık örneklerden bazılarında ağır metal miktarlarının ham odun sınır değerlerini aştığı görülmüştür. Sınır değerlerin aşılmasında yukarıda bahsedilen antropolojik, jeolojik ve biyolojik faktörler etkili olmuş olabileceği gibi atıklara kabuk karışmasının da etkili olduğu düşünülebilir.

Kabukta bulunan ağır metallerin miktarı TS EN ISO 17225-1 standardında da belirtildiği gibi ham oduna göre daha yüksektir (EK-1, EK-2). Bu da diğer atıklarda bulunan elementlerin miktarlarının ortalamasını yukarıya çekmektedir.

Tablo 5.2: Atık örneklerin element düzeyinde standartta yer alan değerler ile karşılaştırılması.

Element	En Düşük Bulunduğu Değer (Mg/Kg)	En Düşük Bulunduğu Örnek	En Yüksek Bulunduğu Değer (Mg/Kg)	En Yüksek Bulunduğu Örnek	Sınır Değerleri (mg/kg)	Kabuk Üst Sınırı (mg/kg)
Pb	0,082	Yonga MDF(1.dönem)	2,371	Zımpara tozu YL (1.dönem)	< 0,5 to 10,0	30
Cd	0,007	Yonga MDF (1.dönem)	0,255	Kabuk (2.dönem)	< 0,05 to 0,50	1,2
Ni	0,046	Zımpara tozu MDF (2.dönem)	7,719	Kabuk (1.dönem)	< 0,1 to 10,0	20
Al	10,74	Yonga MDF (1.dönem)	563,4	Kabuk (1.dönem)	30 to 400	1200
Fe	16,15	Kenar kesme MDF (1.dönem)	645,3	Kabuk (1.dönem)	10 to 100	800
Ca	481,5	Yonga YL (2.dönem)	8260	Kabuk (1.dönem)	500 to 20000	20000
Na	23,04	Yonga YL (1.dönem)	173,7	Zımpara tozu MDF (1.dönem)	10 to 200	200
K	205,1	Yonga MDF (1.dönem)	940,3	Zımpara tozu YL (1.dönem)	200 to 1500	3200
Zn	0,72	Zımpara tozu MDF (1.dönem)	8,483	Zımpara tozu YL (2.dönem)	5 to 100	200
Cu	0,591	Parke tozu (1.dönem)	2,696	Kabuk (1.dönem)	0,5 to 10,0	30
Mg	142,5	Parke tozu (2.dönem)	865,1	Kabuk (1.dönem)	100 to 400	1500
Mn	9,973	Parke tozu (2.dönem)	146,1	Zımpara tozu YL (1.dönem)	40 to 200	840
P	9,208	Parke tozu (1.dönem)	135,3	Zımpara tozu YL (1.dönem)	50 to 200	700
Cr	0,155	Kenar kesme MDF (1.dönem)	8,648	Kabuk (2.dönem)	0,2 to 10,0	30
Si	98,8	Yonga YL (1.dönem)	612,9	Elek altı YL (2.dönem)	500 to 5 000	20000
Ti	7,11	Lif MDF (1.dönem)	17,1	Yonga YL (1.dönem)		
As	0,069	Kenar kesme MDF (1.dönem)	1,16	Elek altı YL (1.dönem)	0,1 to 4	4

S	0,009	Yonga MDF (1.dönem)	<u>0,116</u>	Zımpara tozu YL (2.dönem)	< 0,01 to 0,05	0,2
Not: Tabloda altı çizili ve kalın olarak yazılmış değerler ham odun üst limitini aşan değerlerdir						

Tablodan da görüleceği üzere elementlerin tamamına yakınının değerleri, standartta verilen ham odun materyali üst limit değerlerini aşmayan değerlerdir. Ancak kabuğun 1.dönemindeki Al, Fe, Mg ve yongalevha zımpara tozunun 2.dönemindeki S değerinin ham odun materyali üst sınır değerlerini aştığı görülmektedir. S değerinin yüksek çıkma nedeni, tutkal sertleştiricisi olarak amonyum sülfat kullanılması ve üretime bir miktar kabuk karışmış olması olarak düşünülebilir. Dolayısıyla bu atıkların yorumu yapılırken standartta EK-2'de belirtilen kabuk element değerleri dikkate alınmalıdır. Söz konusu elementler olan Al, Fe, Mg ve S elementleri, kabuk için verilen üst sınırı aşmamaktadır.

Yongalevha üretim hattında hammadde olarak kullanılan yongalarda değerleri ölçülen elementlerden Al, Fe, Ca, Na, K, Mg ve Cr elementlerinin miktarları iğne yapraklı ya da geniş yapraklı ağaç türü için verilen değerlerin ortalamasından yüksek çıkmıştır. Ancak yine de bu değerler üst sınırların altında, yani standart tarafından izin verilen sınırlar içerisindedir. Diğer elementlerin miktarları ortalama değerlerin altındadır. Söz konusu bu elementlerin ortalama değerlerin üzerinde çıkmasının nedeni yongaların belirli miktarlarda kabuk içeriyor olması ihtimalini düşündürmektedir. Bu durum elek altı atığı olarak adlandırılan atıkta daha belirgin şekilde görülmektedir. Yongalevhanın elek altı atığında bulunan elementlerden Cd, Ni, Al, Fe, Ca, Na, P ve Cr elementlerinin miktarları ortalama değerlerin üzerinde ancak yine de standartta belirtilen limitler içerisindedir.

Zımpara tozunda tespit edilen elementlerin tamamına yakınının miktarları ortalama değerlerin üzerinde ama yine standartta verilen limitler aralığında yer almaktadır. Al, Fe ve Mg elementlerinin miktarları iki farklı dönem için üst sınırın biraz üzerinde bulunmakla beraber iki farklı dönemde alınan atıklarda element miktarının ortalaması Al için 355 mg/kg, Fe için 405 mg/kg ve Mg için de 428,9 mg/kg olarak hesaplanmıştır. Bu değerler Al için standartta belirtilen odun limitleri aralığında bulunurken Fe ve Mg için ise standartta belirtilen kabuk değeri limitleri aralığında bulunmaktadır. Diğer elementlerin miktarları sınırların içinde tespit edilmiştir.

Yongalevha atıklarının hiçbirinde Pb ve Zn elementlerinin miktarları, iğne yapraklı ve geniş yapraklı ağaç odunları için ortalama değerlerin üzerinde çıkmamıştır. Buna karşın Ni, Al, Ca, Fe, Na ve Cr elementlerinin değerleri ortalama değerlerin bir miktar üzerinde olmakla beraber üst sınır değerlerinin altında bulunmaktadır.

MDF üretiminde hammadde olarak kullanılan yongalarda incelenen elementlerden Cd, Ni, Na, Mg ve Cr'un miktarları ortalama değerlerin üzerinde; lif atığında incelenen elementlerden Cd, Fe, Ca, Na ve Mg miktarları ortalama değerlerin üzerinde; kenar kesme atığından incelenen elementlerden Cd, Ni, Na ve Cr elementleri ortalama değerlerin üzerinde; zımpara tozu atığında Fe, Ca, Na ve Mg elementlerinin miktarları ortalama değerlerin üzerinde bulunmuştur. Ancak tüm bu elementlerin miktarları olması gereken sınır değerlerinin içinde tespit edilmiştir. MDF üretimi atıklarının hiçbirinde Pb, Al, Zn, Cu, K, Mn ve P elementlerinin miktarları iğne yapraklı ve geniş yapraklı ağaç türleri için standartta verilen ortalama değerlerin üzerinde bulunmamıştır (EK-1).

MEP üretim hattında atık olarak oluşan parke tozunda incelenen elementlerden Al, Fe ve Na elementlerinin miktarları iğne yapraklı ve geniş yapraklı ağaçlar için verilen standartların ortalama değerlerinin üzerinde çıkmıştır(EK-1). Al ve Na elementlerinin miktarları ortalama değerlerin üzerinde çıkmasına rağmen sınırların içerisinde yer almaktadır. Fakat Fe elementinin miktarı geniş yapraklı ve iğne yapraklı ham odununda belirlenen üst limiti aşmaktadır. Bunun nedeni üretime belirli miktarlarda kabuğun karışmış olması ya da yukarıda literatürde bahsedildiği şekilde antropolojik, biyolojik ya da jeolojik etkilerin devreye girmesi olabilir. Parke tozu atığında Fe elementi için elde edilen 157,4 mg/kg değeri, EK-1'de verilen standarttaki Fe değerinin üst sınırı olan 100 mg/kg değerinin üzerindedir. Ancak kabuk için durum farklıdır. Standartta iğne yapraklı ağaç kabuğunda üst sınır olarak 800 mg/kg, geniş yapraklı ağaç kabuğunda üst sınır olarak 200 mg/kg yer almaktadır. Dolayısıyla ölçülen 157,4 mg/kg'lık değer kabuk için verilen üst sınırları aşmamaktadır.

Bu çalışma kapsamında, analizleri yapılan atıkların tümünde S, Si, Ti, As elementlerinin değeri standartta belirtilen sınırlar içerisinde çıkmıştır. Benzer şekilde insan sağlığı açısından son derece tehlikeli olan Cu, Cd, Pb, Ni ağır metallerinin miktarları ortalama değerlerin de altında çıkarak son derece önemsiz denebilecek düzeylerde bulunmuştur.

Burada iki farklı dönemde alınarak incelenen MDF, yongalevha ve MEP üretim hattı atıklarının element miktarları TSE standartlarıyla karşılaştırıldığında, söz konusu atıkların element miktarlarının standartta belirtilen üst limitlerin altında kaldığı görülmektedir.

Vassilev ve diğ. (2010) biyokütledeki ağır metaller birincil, ikincil ve iz elementler olarak üç şekilde sınıflandırmıştır. Buna göre birincil elementler konsantrasyonu %1'den fazla olan, ikincil elementler %0,1-1 arasında olan ve iz elementler de %0,1'den az olan elementleri ifade etmektedir. Söz konusu sınıflandırmaya göre atıklarda bulunan ağır metallerin kategorileri Tablo 5.3'te gösterilmektedir.

Tablo 5.3: Vassilev ve diğ. (2010)'nin sınıflandırmasına göre atıkların bileşimindeki elementlerin buldukları sınıflar.

ATIK	BİRİNCİL ELEMENT	İKİNCİL ELEMENT	İZ ELEMENT
Kabuk	Pb, Cd, Ni, Al, Fe, Ca, Na, K, Zn, Cu, Mg, Mn, P, Cr, S, Si, Ti, As		Cd
Yonga (yongalevha)	Ni, Al, Fe, Ca, Na, K, Zn, Cu, Mg, Mn, P, Cr, S, Si, Ti, As	Pb	Cd, As
Elek altı (yongalevha)	Al, Fe, Ca, Na, K, Zn, Cu, Mg, Mn, P, Cr, S, Si, Ti, As	Pb, Ni	Cd
Zımpara tozu (yongalevha)	Pb, Ni, Al, Fe, Ca, Na, K, Zn, Cu, Mg, Mn, P, Cr, S, Si, Ti	Cd, As	
Yonga (MDF)	Al, Fe, Ca, Na, K, Zn, Mg, Mn, P, Cr, S, Si, Ti, As		Cd, Ni, Cu, Pb
Lif (MDF)	Al, Fe, Ca, Na, K, Zn, Cu, Mg, Mn, P, Cr, S, Si, Ti	Pb, As	Cd, Ni
Kenar kesme (MDF)	Ni, Al, Fe, Ca, Na, K, Zn, Mg, Mn, P, S, Si, Ti	Cd, Cu, Cr, Pb	As
Zımpara tozu (MDF)	Ni, Al, Fe, Ca, Na, K, Zn, Mg, Mn, P, Cr, S, Si, Ti	Pb, Cu, Cr, As	Cd
Parke tozu (MEP)	Ni, Al, Fe, Ca, Na, K, Zn, Mg, Mn, P, S, Si, Ti	Cu, Cr	Pb, As, Cd

5.3. FTIR-ATR SPEKTRUMLARININ DEĞERLENDİRİLMESİ

Atık örneklerin IR spektrumları incelendiğinde kabuğa ait spektrumların diğer bütün örneklerle göre önemli ölçüde farklılıklar gösterdiği görülmektedir (Şekil 4.5, Şekil 4.7).

Her iki üretim hattından alınan yonga atıklarının birbirlerine çok yakın spektrumlar verdiği görülmekle birlikte (Tablo 4.7, Tablo 4.8) yongalevha üretim hattından alınan yonga atığı örneğinin spektrumlarına bakıldığında referans örnek olarak kullanılan dişbudak (*Fraxinus excelsior*) ile çok fazla benzerlik gösterdiği görülmektedir (Şekil 4.4). MDF üretim hattından elde edilen yonga atığına ait spektrum ise daha çok referans örnek olarak kullanılan çam (*Pinus sylvestris*) ile benzerlik göstermektedir (Şekil 4.4). Bununla birlikte her iki atık örneğinin de belirli ölçülerde iğne yapraklı ve geniş yapraklı türlere özgü karakteristik spektrumlar içerdiği belirlenmiştir.

Yongalevha hattından alınan yonga örneğinin spektrumu incelendiğinde (Şekil 4.5, Tablo 4.7) 1691 cm^{-1} dalga boyunda normalde odun ve kabukta bulunmayan bir pikin oluştuğu ve oldukça güçlü bir absorbans verdiği görülmektedir. Literatür araştırmasında söz konusu dalga boyunda C=O gerilimi kaynaklı bir pik oluşabileceği bilgisi elde edilmiştir (Skoog ve West, 1981). Söz konusu örnekte bu dalga boyunun hemen öncesinde 1732 cm^{-1} dalga boyunda oluşan pikin olması gerekenden çok daha küçük bir absorbans verdiği görülmektedir (Şekil 4.4, Şekil 4.5). Bu durum söz konusu örnekte 1732 cm^{-1} dalga boyunda güçlü bir absorbans vermesi beklenen pikin 1691 cm^{-1} dalga boyuna kaydığını düşündürmektedir.

Kabuk ve yonga atıkları dışında diğer tüm üretim hatlarından alınan atıklarda 1542 cm^{-1} dalga boyunda bir pik oluştuğu görülmektedir (Şekil 4.5, Şekil 4.6, Şekil 4.7). Yapılan literatür araştırması sonucunda bu pikin üre ya da melamin formaldehit tutkallarından kaynaklandığı belirlenmiştir (Skoog ve West, 1981; Smith, 1998). Söz konusu pikin yongalevha hattından alınan elek altı atığında da gözlenmesi bu atığın bir şekilde diğer tutkallı atıklarla karışmış olma ihtimalini akla getirmektedir.

FTIR-ATR incelemelerinin atıkların karakterizasyonunda önemli katkıları olduğu bu çalışma ile net bir şekilde ortaya konmuştur. Özellikle tutkal ya da farklı kimyasal içeriğine sahip atıkların belirlenmesinde IR spektrumlarının belirleyici olacakları görülmektedir.

5.4. KİMYASAL ANALİZ SONUÇLARININ DEĞERLENDİRİLMESİ

McGinnis ve Parikh (1975) *Pinus taeda* kabuğu üzerinde yapmış olduğu çalışmada bu türün kabuğunun kül oranını %0,7 olarak tespit etmiştir. Gönültaş ve Balaban Uçar (2012)

incelemelerinde iki farklı bölgeden temin ettikleri *Pinus pinea* kabuğunun kül oranını ortalama olarak %2,19 olarak hesaplamışlardır. Yine *Pinus pinea* kabuğu üzerine Hafizoğlu ve Usta (2005) kül incelemesi yapmış ve sonucu %2,4 olarak bulmuşlardır. Yapılan diğer araştırmalarda kül oranları söğüt ağacının kabuğunda %11,5; *Quercus rubra* (kırmızı meşe) kabuğunda %8,9; *Liquidambar styraciflua* (Amerikan sığla ağacı) %10,4; dişbudak kabuğunda %12,3 olarak bulunmuştur (Choong ve diğ., 1976; Fengel ve Wegener, 1984).

Gürboy (2000) yapmış olduğu çalışmada sahil çamı odununu incelemiş ve kül oranını %0,33 olarak tespit etmiştir. Yapılan çeşitli çalışmalarda kül oranları *Abies alba* odununda %0,8, *Larix laricina*'da %0,2, *Picea abies* odununda %0,3, *Pinus nigra*'da %0,2, *Pseudotsuga menziesii* odununda %0,2, *Sequoia sempervirens*'te %0,2, *Acer rubrum*'da %0,7, *Alnus glutinosa*'da %0,5, *Carpinus betulus* odununda %0,4, *Fagus sylvatica* odununda %0,3, *Populus alba*'da %0,2, *Quercus robur* odununda %0,3, *Ulmus carpinifolia*'da %0,8, ve *Balsa*'da %1,6, *Iroko*'da %3,4, *Teak* odununda %0,7 ve *Wenge* odununda %0,2 bulunmuştur (Fengel ve Wegener, 1984). Göksel (1983) de *Pinus maritima* ve *Pinus radiata* odunlarının kül oranlarını araştırmış ve sonuçları sırasıyla %0,17-0,37 ve %0,22-0,33 olarak açıklamıştır.

Bu çalışmada kabuk atığında kül oranı %10,15, yongalevha yongasında %0,89, yongalevha elek altı atığında %2,48, yongalevha zımpara tozunda %1,90, MDF yongasında %0,26, MDF lifinde %0,89, MDF kenar kesme atığında %0,22, MDF zımpara tozunda %0,47 ve MEP parke tozu atığında %0,75 olarak hesaplanmıştır. Bu sonuçlar yukarıda verilen literatür değerleri ile kıyaslandığında inorganik madde açısından hammadde olan kabuk ve yonga örneklerinin literatürde verilen değerler ile uyumlu oldukları görülmektedir. Fakat elek altı atığı ve yongalevha zımpara tozu atıklarında değerlerin beklenenden daha yüksek olduğu görülmektedir. Bunun nedeni olarak da bu atıkların içeriğinde belli miktarda kabuk olması gösterilebilir.

Alkol-sikloheksan çözünürlüğü, %1'lik alkali çözünürlüğü ve lignin tayini üretim hattında herhangi bir kimyasal madde ilavesi yapılmadan önce ortaya çıkan atıklar olan MDF yongası, yongalevha yongası, kabuk ve yongalevha elek altı atıklarında yapılmıştır. Bu çalışma kapsamında yapılan alkol-sikloheksan çözünürlüğü deneyinde kabuk atığının

çözünürlük oranı %5,45, elek altı(yongalevha) atığının %2,24, yongalevha yongasının %0,24 ve MDF yongasının %1,54 olarak hesaplanmıştır.

Yapılan çeşitli çalışmalarda alkol-sikloheksan çözünürlüğü oranları *Abies alba*'da %2,3; *Picea abies* odununda %2, *Pseudotsuga menziesii* odununda %4,4, *Sequoia sempervirens*'te %13,5, *Acer rubrum*'da %2,5, *Alnus glutinosa*'da %3,8, *Fagus sylvatica* odununda %0,8, *Quercus robur* odununda %0,4, *Ulmus carpinifolia*'da %1,6 ve *Balsa*'da %2,6, *Iroko* odununda %13,8, *Teak*'te odununda %13 ve *Wenge* odununda %6,7 bulunmuştur (Fengel ve Wegener, 1984). Kabukta yapılan çalışmalarda alkol-sikloheksan çözünürlüğü *Pinus pinea* kabuğunda ortalama olarak 18,32 (Gönültaş ve Balaban Uçar, 2012), yine *Pinus pinea* kabuğunda %14,2 (Hafizoğlu ve Usta, 2005) olarak bulunmuştur.

Bu çalışmada elde edilen sonuçlar incelendiğinde, kabuğun alkol-sikloheksan çözünürlüğü diğer çalışmalara kıyasla daha düşük çıkmıştır. MDF yongasının çözünürlük oranının, literatürden elde edilen ve yukarıda verilen iğne yapraklı ağaçların çözünürlük değerlerine, yongalevhaya ait atıkların çözünürlük oranlarının ise geniş yapraklı ağaçların çözünürlük değerlerine benzediği fark edilmiştir. Buradan elde edilen sonuçların FTIR-ATR sonuçları ile de uyumlu olduğu görülmüştür. Bu durumda yongalevha yongasının geniş yapraklı ağaç türüne, MDF yongasının iğne yapraklı ağaç türüne benzediği gözlemlenmiştir.

%1'lik alkali çözünürlüğü ile odundaki düşük molekül ağırlığı olan karbonhidratlar, degrade olmuş selüloz ve polyozlar belirlenir. Bu çözünürlük ile odundaki ısı, ışık oksidasyon yoluyla meydana gelen degradasyonun ve mantar çürüklüğünün derecesi saptanır. Belirtilen türde bir bozunma söz konusu ise alkali çözünürlüğü artış gösterir (Yılgör, 1993; Fengel ve Wegener, 1984).

Yılgör (1993) Uludağ köknarı (*Abies bornmülleriana*) odununun %1'lik NaOH çözünürlüğünü %10,57 olarak saptamıştır. Yine Yılgör (1999) yaptığı çalışmada karaçam (*Pinus nigra*) odununun alkali çözünürlüğünü ortalama olarak %16,06 olarak açıklamıştır. Gürboy (2000) yapmış olduğu çalışmada çeşitli bölgelerden temin ettiği sahil çamı (*Pinus pinaster*) odununun %1'lik alkali çözünürlüğünü %10,49-12,15 aralığında hesaplamıştır. Balaban Uçar (2000) çalışmasında *Fagus orientalis* (doğu

kayını) odununun %1'lik NaOH çözünürlüğünü %17,32, *Carpinus betulus* (adi gürgen)'un alkali çözünürlüğünü %20,30, *Quercus rubra* (kızıl meşe)'nin %20,81, *Picea orientalis* (doğu ladini)'in %10,45, *Pinus brutia* (kızılçam)'nın %11,45 ve *Pinus sylvestris* (sarıçam)'in alkali çözünürlüğünü %20,37 olarak ifade etmiştir. (Göksel, 1983) ise *Pinus radiata* odununun %1'lik alkali çözünürlüğünü %7,89-9,89 aralığında bulmuştur. Kabukta yapılan alkali çözünürlüğü incelemelerinde Hafizoğlu ve Usta (2005) *Pinus pinea* kabuğunun %1'lik NaOH çözünürlüğünü %42,3, Gönültaş ve Balaban Uçar (2012) *Pinus pinea* kabuğunun %1'lik alkali çözünürlüğünü ortalama olarak %50,82 bulmuşlardır. Yapılan diğer incelemelerde *Pinus sylvestris* kabuğunun %1'lik NaOH çözünürlüğü %39,1, *Pinus brutia* kabuğunun %19,7 ve *Pinus echinata* kabuğunun %17,2 olarak tespit edilmiştir (Fengel ve Wegener, 1984).

Bu çalışmada %1'lik NaOH çözünürlüğü yapılan atık örneklerden yongalevha yongasının çözünürlük oranı %21,02, MDF yongasının çözünürlük oranı %11,19 olarak hesaplanmıştır. Güneş ışığına maruz kalınan açık alanlarda yapılan depolamalarda odunun %1'lik NaOH çözünürlüğünün artması beklenir (Fengel ve Wegener, 1984; Yılğör, 1993). Çalışmada kullanılan atık örneklerden hammadde olarak kullanılan yongalar, fabrikada açık alanlarda güneş ışığına maruz kalır halde depolanmaktadırlar. Yongalevha yongasında %1'lik NaOH çözünürlüğünün yüksek çıkmasının nedeni bu yongaların açık alanda daha uzun süre depolanmış olması nedeniyle biyolojik bir bozunmadan kaynaklanmış olabileceği ihtimalini akla getirmektedir. Burada kabuk atığının alkali çözünürlüğü değeri daha önce yapılmış çalışmaların sonuçlarına benzerdir. Öte yandan yongalevha yongasının çözünürlük oranının geniş yapraklı ağaçlarınkine, MDF yongasının çözünürlük oranının ise iğne yapraklı ağaçlarınkine yakın olduğu fark edilmektedir. Yine bu sonuçların da FTIR-ATR ve alkol-sikloheksan çözünürlük değerleri ile uyumlu olduğu görülmektedir.

Ligninin odunsu bitkilerdeki bulunuş yüzdesi oldukça geniş bir aralıkta yer almaktadır. Odunda lignin %20-40 arasında değişen oranlarda bulunurken dallar ve kabuk oduna kıyasla lignin açısından daha zengindir.

Kabukta yapılan çeşitli çalışmalarda lignin oranları *Pinus virginiana* kabuğunda %57,7; *Pinus sylvestris* kabuğunda %44,7; *Fagus sylvatica* kabuğunda %39; *Quercus robur*

kabuğunda %38,1; *Pinus taeda* kabuğunda %52,2 olarak tespit edilmiştir (Fengel ve Wegener, 1984).

Gürboy (2000) yapmış olduğu çalışmada iki farklı bölgeden elde ettiği sahil çamı odununun lignin oranının ortalama %27,12 bulmuştur. Göksel (1983) yapmış olduğu incelemede *Pinus maritima* odununun lignin oranını %28,57, *Pinus radiata* odununun lignin oranını ise %28,94 olarak tespit etmiştir. Yine Göksel (1987) yapmış olduğu çalışmada *Pinus maritima* odununun lignin oranını %28,85 olarak bulmuştur. Balaban Uçar (2000) da *Fagus orientalis*, *Quercus robur*, *Carpinus betulus*, *Picea orientalis*, *Pinus sylvestris* ve *Pinus brutia* odunlarının lignin oranlarını incelemiş ve sonuçları kayında %23,04, meşede %23,3, gürgende %18,35, ladinde %26,08, kızılçamda %27,3 ve sarıçamda %28 olarak bulmuştur. Yılgör (1993) çalışmasında Uludağ köknarı odununda lignin oranını %28,51 olarak bulmuştur.

Bu çalışmada yapılan lignin tayini değerleri kabuk atığında %64,07, elek altı (yongalevha) atığında %28,89, yongalevha yongasında %28,79 ve MDF yongasında %28,95 olarak bulunmuştur. Lignin tayini sonuçlarının, yonga örnekleri için herhangi ayırt edici bir farklılığı olmadığı görülmüştür. Elde edilen sonuçlar diğer çalışmalarla karşılaştırıldığında lignin miktarlarının kabuk için yapılan diğer çalışmalardan yüksek olduğu, diğer atık örnekler için diğer ham odunlarıki ile uyumlu olduğu görülmektedir.

5.5. SONUÇLAR VE ÖNERİLER

Bu çalışmada Kastamonu Entegre A.Ş. firmasının Gebze fabrikasından yongalevha, MDF ve MEP üretim hatlarından üçer ay arayla iki farklı dönemde alınan atıklar kimyasal analizler, FTIR-ATR analizleri ve termogravimetrik analizler ile karakteriz edilmeye çalışılmıştır. ICP-OES analizi ile de özellikle atıkların, tehlikeli atık kapsamına alınıp alınmaması konusundan bir sonuca varılmaya çalışılmıştır. Yapılan bu incelemelerin sonucunda birbirleri ile uyumlu, birbirlerini destekleyen sonuçlar elde edilmiştir. Buradan yonga, kabuk ve elek altı atıklarının tamamen odun ve kabuk biyokütlesi özelliklerine sahip olduğu ve biyokütlenin sahip olduğu kimyasal yapı dışında herhangi bir kimyasal içeriğe sahip olmadığı açıkça görülmektedir. Zımpara tozu, MDF lif ve kenar kesme atıkları ve MEP parke tozu atıklarının büyük ölçüde odun ve kabuk biyokütle özelliklerini taşımakla birlikte üretimin doğası gereği eklenen tutkal ve benzeri kimyasal maddeler

nedeniyle kimyasal içeriklerinin hammaddeye göre belli ölçüde farklılıklar gösterdiği belirlenmiştir.

Tüm atıklarda ICP-OES ile yapılan element analizi sonucunda element içeriklerinin ve değerlerinin TS EN ISO 17225-1 standardında odun ve kabuk için verilen sınır değerler içerisinde olduğu belirlenmiştir. Benzer şekilde halojenür tayini sonucunda da örneklerde halojenür yapısında bir bileşik tespit edilmemiştir. Tüm bu veriler göstermektedir ki bu atıkların hiçbirisi tehlikeli atık olarak nitelendirilemezler. Sonuç olarak kabuk, yongalar ve elek altı atıklarının biyokütle ve biyoyakıt olarak değerlendirilebileceği; diğer atıklar olan zımpara tozları, MDF lifi ve kenar kesme atıkları ve parke tozu atığının ise biyoyakıt olarak değerlendirilebileceği kanaatine varılmıştır.

Odun esaslı levha endüstrisi atıkları mevzuatta Atık Yönetimi Yönetmeliğinde “03 Ahşap İşleme ve Kâğıt, Karton, Kâğıt Hamuru, Panel (Sunta) ve Mobilya Üretiminden Kaynaklanan Atıklar” kategorisinde sınıflandırılırlar. Ormancılık atıklarının sınıflandırılması Tablo 5.4’te gösterilmiştir.

Tablo 5.4: Atık Yönetimi Yönetmeliğinde verilen atık listesinde tanımlanan orman endüstrisi atıkları (Atık Yönetimi Yönetmeliği, 2015).

03	AHŞAP İŞLEME VE KÂĞIT, KARTON, KÂĞIT HAMURU, PANEL(SUNTA) VE MOBİLYA ÜRETİMİNDEN KAYNAKLANAN ATIKLAR	
03 01	Ağaç İşlemeden ve Sunta ve Mobilya Üretiminden Kaynaklanan Atıklar	
03 01 01	Ağaç kabuğu ve mantar atıkları	
03 01 04*	Tehlikeli maddeler içeren talaş, yonga, kıymık, ahşap, kontraplak ve kaplamalar	M
03 01 05	03 01 04 dışındaki talaş, yonga, kıymık, ahşap, kontraplak ve kaplamalar	
03 01 99	Başka bir şekilde tanımlanmamış atıklar	
03 02	Ahşap Koruma Atıkları	
03 02 01*	Halojenlenmemiş organik ahşap koruyucu maddeler	A
03 02 02*	Organoklorlu ahşap koruyucu maddeler	A
03 02 03*	Organometal içeren ahşap koruyucu maddeler	A
03 02 04*	Anorganik ahşap koruyucu maddeler	A

03 03	Kâğıt Hamuru, Kâğıt ve Kâğıt Karton Üretim ve İşlenmesinden Kaynaklanan Atıklar	
03 03 01	Ağaç kabuğu ve odun atıkları (1)	
03 03 02	Yeşil sıvı çamuru (pişirme sıvısı geri kazanımından)	
03 03 05	Kâğıt geri kazanım işleminden kaynaklanan mürekkep giderme çamurları	
03 03 07	Atık kâğıt ve kartonun hamur haline getirilmesi sırasında mekanik olarak ayrılan ıskartalar	
03 03 08	Geri dönüşüme gitmek üzere sınıflandırılan kâğıt ve kartondan kaynaklanan atıklar	
03 03 09	Kireç çamuru atığı	
03 03 10	Mekanik ayırma sonucu oluşan elyaf ıskartaları, elyaf, dolgu ve yüzey kaplama maddesi çamuru	
<p>Not: * işareti ile gösterilen atıklar tehlikeli atıklardır. A ile kodlanmış atıklar analizlerine bakılmaksızın tehlikeli olarak tanımlanmış atıklardır. M ile gösterilen atıklar muhtemel tehlikeli atıklardır. Tehlikeli atık eşik konsantrasyonları aşıyorsa bu atıklar tehlikeli kabul edilir.</p>		

Tablodan görüleceği üzere odun esaslı levha endüstrisinde ortaya çıkan kabuk atığı tehlikeli atık değildir. Talaş formundaki zımpara tozu, elek altı ve parke tozu atıkları, bileşimlerinde bulunan tehlikeli maddelerin eşik değerleri aşması durumunda tehlikeli atık olarak nitelendirilebilirler. Aksi durumda tehlikesiz olarak sınıflandırılırlar. Atık Yönetimi Yönetmeliğinde belirttiği üzere; (a) yüksek seviyede zehirli (toksik) olarak sınıflandırılan bir ya da birden fazla maddedeki toplam konsantrasyonun \geq %0,1 olması; (b) zehirli (toksik) olarak sınıflandırılan bir ya da birden fazla maddedeki toplam konsantrasyonun \geq %3 olması ve (c) zararlı olarak sınıflandırılan bir ya da birden fazla maddedeki toplam konsantrasyonun \geq %25 olması durumunda söz konusu atık tehlikeli atık olarak nitelendirilecektir.

Bu çalışmada elde edilen sonuçlar, atık örneklerin hiçbirinde tehlikeli maddelerin eşik konsantrasyonlarının aşılmadığını göstermiştir (Tablo 4.2, Tablo 4.3, Tablo 4.4, Tablo 4.5, Tablo 5.2).

Atık Yönetimi Yönetmeliğinde verilen atık listesinde bu çalışmanın konusunu oluşturan atıkları ilgilendirebilecek başka sınıflandırmalar da vardır ve Tablo 5.5'te gösterilmiştir.

Tablo 5.5: Yönetmelikte verilen bazı atık sınıfları (Atık Yönetimi Yönetmeliği, 2015).

06 04 03*	Arsenik içeren atıklar	M
06 04 04*	Cıva içeren atıklar	M
06 04 05*	Başka ağır metaller içeren atıklar	M
16 03 03*	Tehlikeli maddeler içeren anorganik atıklar	M
16 03 05*	Tehlikeli maddeler içeren organik atıklar	M

Burada odun esaslı levha sektörü atıkları “16 03 05 Tehlikeli Maddeler İçeren Organik Atıklar” kategorisinde de sınıflandırılabilirler. Bu tür atıklar muhtemel tehlikeli atıklardır. Yani içerisindeki tehlikeli maddelerin miktarı, eşik konsantrasyon değerlerini aşarsa tehlikeli olarak kabul edilirler. Böyle bir durum söz konusu değil ise tehlikesiz atık olarak nitelendirilirler. Bu çalışmada incelenen atık örneklerin hiçbirisinde tehlikeli madde eşik konsantrasyonlarının aşılmadığından daha önce bahsedilmişti. Dolayısıyla bu çalışmanın konusunu oluşturan atıklar, 16 03 05 kategorisine göre sınıflandırılacak olurlarsa tehlikesiz atık olarak sınıflandırılabilirler.

Odun esaslı levha endüstrisinde faaliyet gösteren işletmeler ortaya çıkan atıkları enerji sağlamak amacıyla yakmaktadırlar. Bu sayede hem enerjiyi geri kazanmakta hem de atıkları bertaraf etmiş olmaktadır. Atıkların yakılması yerine gazifikasyon işlemi ile değerlendirilmeleri daha ideal bir yöntem olabilir. Gazifikasyon ve yanma birbirleriyle yakından ilişkili olan iki termokimyasal prosestir, fakat ikisi arasında önemli farklılıklar vardır. Yanma enerji üretmek için kimyasal bağları parçalarken gazifikasyon kimyasal bağlara enerji yükler. Yanma hidrojen ve karbonu sırasıyla su ve karbondioksite çevirirken gazifikasyon hammaddeden üretim gazlarına daha yüksek bir hidrojen-karbon oranı ile hidrojen ve karbon ekler (Basu, 2010). Gazifikasyon yakmaya kıyasla çevreye daha uyumlu bir yöntemdir. Çünkü yakmaya kıyasla daha az oksijen kullanıldığından daha düşük hacimde baca gazına sahiptir. Ayrıca bu metotla oluşan gaz daha yüksek sıcaklıklarda yandığından daha çok enerji verimine sahiptir (Tezçakar ve Can, 2011).

Atıkların değerlendirilmesinde bir başka seçenek kompostlaştırma olabilir. Kompostlaştırma sonucu oluşan kompostun organik değeri yüksek bir maddedir ve toprağın daha kolay havalandırılmasını ve daha kolay işlenmesini sağlar (Yıldız ve diğ.,

2009). Humus bakımından zengin olduğundan toprağın verimini artırmaktadır (Özgür, 1996). Atıkların kompostlaştırılması sonucu elde edilecek madde tarım bölgelerinde ekonomik girdiye dönüştürülebilir. Tabii bu seçenek, kompost ürününün satışından elde edilecek gelirin, atık ürünlerin yakılmasından vazgeçilmesi durumunda oluşacak enerji ihtiyacını karşılamak için tercih edilecek enerji kaynağının maliyetinden yüksek olması durumunda ideal olacaktır. Aksi durumda enerji maliyetlerinin yükselmesi söz konusu olacaktır. Bu da işletmeler açısından tercih edilecek bir durum değildir.

Odun esaslı levha endüstrisi Türkiye’de çok gelişmiş bir endüstridir. Türkiye çok yüksek miktarda odun esaslı levha üretmektedir. Üretime bağlı olarak oluşan atık miktarı da yüksek seviyelerdedir. Odun esaslı levha endüstrisi atıkları odun biyokütlesi kökenli olduklarından endüstride biyoyakıt olarak kullanılabilir potansiyelleri bulunmaktadır. Bu çalışma ile levha endüstrisi atıklarının biyoyakıt olarak değerlendirilebileceği sonucuna varılmıştır. Bu denli yüksek miktardaki atığın endüstride tekrardan değerlendirilebilecek potansiyelde olması endüstri açısından çok önemli bir avantajdır ve bu potansiyelin kullanılması son derece faydalı olacaktır.

Bu çalışmada incelenen atıkların tehlikeli atık olmadığı yapılan analizler ile tespit edilmişti. Ancak odun esaslı levha sektöründe kullanılan hammaddenin temin edildiği kaynaklar değişkenlik gösterebildiğinden atıkların bileşiminde bulunan elementlerin içeriği ve miktarı da değişkenlik gösterebilecektir. Odun hammaddesinin yetiştiği bölgedeki jeolojik, biyolojik ve antropolojik etkilerin odun bünyesindeki elementlerin miktarını değiştirebileceği literatürde verilen çalışmalar ile ifade edilmişti. Ayrıca üretimde kullanılan kimyasal maddeler ve miktarları ile üretim prosesinde yapılacak değişimler de atık bünyesinde bulunan elementlerin miktarını değiştirebilecektir. Bu nedenle odun esaslı levha endüstrisi atıklarının belirli periyotlarla analize tabi tutulmasının uygun olacağı düşünülmektedir.

KAYNAKLAR

- 91/155/EEC Direktifi, 1991. *Güvenlik Bilgi Formları Yönetmeliği*. Brüksel: Avrupa Birliği Konseyi.
- Acma-Haykiri, H., Yaman, S., 2010. Interaction between biomass and different rank coals during co-pyrolysis. *Renewable Energy*, 35(1), s.288-292.
- Ahamad, T., Alshehri, S. M., 2014. Thermal degradation and evolved gas analysis: A polymeric blend of urea formaldehyde (UF) and epoxy (DGEBA) resin. *Arabian Journal of Chemistry*, Cilt 7, s.1140–1147.
- Akbulut, T., 1991. *Oriüs-Vezirköprü fabrikasında üretilen yongalevhaların teknolojik özellikleri*. Yüksek Lisans Tezi. İstanbul: İstanbul Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü.
- Akbulut, T., 1998. Taslak rutubeti ve F/Ü mol oranının formaldehit emisyonu ve yongalevhaların bazı teknolojik özellikleri üzerine etkisi. *İstanbul Üniversitesi Orman Fakültesi Dergisi*, 48(2), pp. 23-39.
- Aksakal, F. N., Acar Vaizoğlu, S., Güler, Ç., 2005. Mobilyadaki kimyasallar ve sağlık etkileri. *TBB Sürekli Tıp Eğitim Dergisi*.
- Aksoy, A., Sahin, U., Duman, F., 2000. Robinia pseudoacacia L. as a possible biomonitor of heavy metal pollution in Kayseri. *Turkish Journal of Botany*, 25(5), s.279-284.
- Al-Widyan, Tashtoush, G., Hamasha, M., 2006. Combustion and emissions of pulverized olive cake in tube furnace. *Energy Conversion and Management*, 11-12(47), s.1588-1596.
- Anon., 2008. *Hazardous waste identification guidance document*, USA: Colorado Department of Public Health and Environment.
- Anon., 2009. *Türkiye Büyük Millet Meclisi Kütüphanesi*. [Çevrimiçi] Available at: https://www.tbmm.gov.tr/kutuphane/AB/Maastricht_Anla%C5%9Fmasi.pdf [Erişildi: Ekim 2015].
- Anon., 2012. *Tehlikeli atıkların sınıflandırılması kılavuzu: Türkiye'de sanayiden kaynaklanan tehlikeli atıkların yönetiminin iyileştirilmesi*, Ankara: T.C. Çevre ve Şehircilik Bakanlığı Çevre Yönetimi Genel Müdürlüğü.
- Aras, U., Kalaycıoğlu, H., Yel, H., 2013. *Odun esaslı ürünlerde uçucu organik bileşiklerin belirlenmesi*. Denizli, II. Ulusal Mobilya Kongresi.
- Arıkan, E., 2013. *Çok kriterli karar verme teknikleri ile katı atık bertaraf etme teknolojisi seçimi ve bir uygulama*. Yüksek Lisans Tezi. İstanbul: Hava Harp Okulu Havacılık ve Uzay Teknolojileri Enstitüsü.

- Atık Yönetimi Yönetmeliği, 2015. Ankara: T.C. Çevre ve Şehircilik Bakanlığı.
- Atıkların Yakılmasına İlişkin Yönetmelik, 2010. Ankara: T.C. Çevre ve Şehircilik Bakanlığı.
- Aydın, I., Colakoglu, G., Colak, S., Demirkir, C., 2006. Effects of moisture content on formaldehyde emission and mechanical properties of plywood. *Building and Environment*, Cilt 41, s.1311-1316.
- Balaban Uçar, M., 2000. Türkiye'de yaygın olarak bulunan yapraklı ve iğne yapraklı ağaç odunları asıl bileşenlerinin bilanço analizi. *İstanbul Üniversitesi Orman Fakültesi Dergisi*, 50(2), s.157-165.
- Baltrenaite, E., Butkus, D., Booth, C., 2010. Comparative of three tree-ring sampling methods for trace metal analysis. *Journal of Environmental Engineering and Landscape Management*, 18(3), s.170-178.
- Basu, P., 2010. *Biomass gasification and pyrolysis*. Kidlington: Elsevier.
- Başar, H. M., 2012. *Dökümhanelerden kaynaklanan atıkların uygun geri kazanım/tekrar kullanım ve bertaraf yöntemlerinin incelenmesi*. Yüksek Lisans Tezi. İstanbul: İstanbul Teknik Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü.
- Baumann, M. G., 1996. *Volatile organic chemical emissions from composite wood products: a review*. Madison: USDA Forest Service, Forest Products Laboratory.
- Baumann, M. G., Lorenz, L. F., Batterman, S. A., Zhang, G. Z., 2000. Aldehyde emissions from particleboard and medium density fiberboard products. *Forest Product Journal*, 50(9), s.75-82.
- Bayar, S., 2005. *Zararlı atıkların solidifikasyon/stabilizasyon teknolojisi ile yönerimi*. Doktora Tezi. İstanbul: İstanbul Teknik Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü.
- Bodalal, A., Zhang, J. S., Plett, E. G., 2000. A method for measuring internal diffusion and equilibrium partition coefficients of volatile organic compounds for building materials. *Building and Environment*, Cilt 35, s.101-110.
- Bozkurt, S., 2012. *Evsel nitelikli katı atıkların geri dönüşüm olasılıkları ve bertaraf yöntemlerinin araştırılması*. Yüksek Lisans Tezi. Adana: Çukurova Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü.
- Bradl, H., 2002. *Heavy Metals in the Environment: Origin, Interaction and Remediation Volume 6*. London: Academic Press.
- Bridgwater, A. V., 2004. Biomass fast pyrolysis. *Thermal Science*, 8(2), s.21-49.
- Buah, W. K., Cunliffe, A. M., Williams, P. T., 2007. Characterization of products from the pyrolysis of municipal solid waste. *Process Safety and Environmental Protection*, Issue 85, s.50-457.

- Caldeira, F., 2010. Boron in wood preservation: A review in its physico-chemical aspects. *Silva Lusitana*, 18(2), s.179 - 196.
- Chaaban, M. A., 2001. Hazardous waste source reduction in materials and processing technologies. %1 içinde *Journal of Materials Processing Technology*. basım yeri bilinmiyor:yazarı bilinmiyor, s.336-343.
- Chang, N., Parvathinathan, G., Breeden, J. B., 2008. Combining GIS with fuzzy multicriteria decision-making for landfill siting in a fast-growing urban region. *Journal of Environmental Management*, Issue 87, s.139-153.
- Chen, M., Wang, J., Zhang, M., Chen, M., Zhu, X., Min, F., Tan, Z., 2008. Catalytic effects of eight inorganic additives on pyrolysis of pine wood sawdust by microwave heating. *Journal of Analytical and Applied Pyrolysis*, 82(1), s.145-150.
- Choong, E. T., Abdullah, G., Kowalczyk, J., 1976. *Mineral content in bark and wood of selected delta hardwood*. Louisiana: Louisiana State University.
- Christensen, M., 2013. *Developing new consolidants for archaeological wood dissertation for the degree of philosophiae doktor*. ISSN 1501-7710 dü. Oslo: Department of Chemistry Faculty of Mathematics and Natural Sciences and Museum of Cultural History Universty of Oslo.
- Conner, J. R., 1990. *Chemical fixation and solidification of hazardous wastes*. New York: Van Nostrand Reinhold.
- Corporate and Public Strategy Advisory Group, 2012. *Atık yönetimi hakkında AB müktesebat rehberi*, İstanbul ve Brüksel: Türkiye Metal Sanayicileri Sendikası.
- Council Directive 91/689/EEC, 1991. *Council Directive 91/689/EEC of 12 December 1991 on hazardous waste*. Brussels: European Economic Community.
- Çevre Kanunu, 1983. Ankara: T.C. Çevre ve Şehircilik Bakanlığı.
- Çolakoğlu, G., 2005. *Kereste endüstrisi ders notları*. Trabzon: Karadeniz Teknik Üniversitesi Orman Fakültesi.
- Daly, A., Zanetti, P., 2007. An introduction to air pollution – definitions, classifications, and history. %1 içinde P. Zanetti, D. Al-Ajmi & S. Al-Rashied, düz. *In Ambient air pollution*. Alexandria: The Arab School for Science and Technology and The EnviroComp Institute, pp. 1-14.
- Das, S. k., Grewal, A. s., Banerjee, M., 2011. A brief review: Heavy metal and their analysis. *International Journal of Pharmaceutical Sciences Review and Research*, 1(11), s.13-18.
- Davis, G., Dhingra, R., 2001. *Choose green report*, Tennessee: Green Seal.
- Dayanıklıoğlu, S., 2015. *Dış Ticaret Verileri*, İstanbul: Yongalevha Sanayicileri Derneği.

- Demirbaş, A., 2009. Biomass resource facilities and biomass conversion processing for fuels and chemicals. *Energy Convers Manage*, Issue 42, s.1357-1378.
- Dhindaw, J., 2004. *Developing a framework of best practices for sustainable solid waste management in small tourist islands*. Cincinnati: University of Cincinnati.
- Dunky, M., 1998. Urea-formaldehyde (UF) adhesive resins for wood. *International Journal of Adhesion & Adhesives*, Cilt 18, s.95-107.
- Duruibe, J. O., Ogwuegbu, M. O. C., Egwurugwu, J. N., 2007. Heavy metal pollution and human biotoxic effects. *International Journal of Physical Sciences*, 2(5), s.112-118.
- Emanet, S., 2001. *Hidrolik sistemlerde filtrasyon ve filtre elemanının özellikleri*. İzmir, II. Ulusal Hidrolik Pnömatik Kongresi ve Sergisi.
- Emri, G., Schaefer, D., Held, B., Herbst, C., Zieger, W., Horkay, I., Bayerl, C., 2004. Low concentrations of formaldehyde induce DNA damage and delay DNA repair after UV irradiation in human skin cells. *Experimental Dermatology*, 13(5), s.305-315.
- Erdoğan, D., 2010. *Belediye atıkları yönetiminde biyometanizasyon teknolojisi*. İstanbul, Çevre ve Orman Bakanlığı Atık Yönetimi Dairesi Başkanlığı.
- Eroğlu, H., Usta, M., 2000. *Liflevha üretim teknolojisi*. Trabzon: Karadeniz Teknik Üniversitesi Orman Fakültesi.
- Erol Fidan, M., 2009. *Atık yönetimi ve muhasebesi: Sakarya ilindeki işletmeler üzerinde bir araştırma*. Doktora Tezi. Sakarya: Sakarya Üniversitesi Sosyal Bilimler Enstitüsü.
- Eurohorizons Danışmanlık, 2011. *Avrupa Birliği'ne uyum sürecinde sektör rehberleri: Mobilya sanayii*, İstanbul: İstanbul Sanayi Odası.
- Faix, O., 1991. Classification of lignins from different botanical origins by FTIR spectroscopy. *Holzforschung*, Cilt 45, s.21-27.
- Fengel, D., Wegener, G., 1984. *Wood, chemistry, ultrastructure, reactions*. Berlin, New York: Walter de Gruyter.
- Fergusson, J. E., 1990. *The heavy elements: Chemistry, environmental impact and health effects*. Oxford: Pergamon Press.
- Francisco-Fernández, M., Tarrío-Saavedra, J., Mallik, A., Naya, S., 2012. A comprehensive classification of wood from thermogravimetric curves. *Chemometrics and Intelligent Laboratory Systems*, Cilt 118, s.159-172.
- Frihart, C. R., 2005. Wood adhesion and adhesives. %1 içinde *Handbook of Wood Chemistry and Wood Composites*. Boca Raton: Taylor & Francis, s.215-278.

- Garcia, A. N., Marcilla, A., Font, R., 1995. Thermogravimetric kinetic study of the pyrolysis of municipal solid waste. *Thermochimica Acta*, Issue 254, s.277-304.
- Gasparovic, L., Korenova, Z., Jelemensky, L., 2009. *Kinetic study of wood chips decomposition by TGA*. Bratislava, 36th International Conference of SSCHE, s.178-192.
- Gezer, E. D., Yıldız, U.C., Yıldız, S., Dizman, E., Temiz, A., 2005. Removal copper, chromium and arsenic from CCA-treated yellow pine by oleic acid. *Building and Environment*, 41(3), s.380-385.
- Gonzalez, J. F., Gonzalez-Garcia, J., Ramiro, A., Gonzalez, J., Sabio, E., Ganan, J., Rodriguez, M., 2004. Combustion optimisation of biomass residue pellets for domestic heating with a mural boiler. *Biomass & Bioenergy*, 2(27), s.145-154.
- Goyal, H. B., Seal, D., Saxena, R. C., 2008. Bio-fuels from thermochemical conversion of renewable resources a review. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 12(2), s.504-517.
- Göksel, E., 1983. Hızlı gelişen bazı çam odunlarından sülfat selülozu elde etme denemeleri. *İstanbul Üniversitesi Orman Fakültesi Dergisi*, 33(2).
- Göksel, E., 1987. Pinus maritima'da tüm ağaç değerlendirmesi. *İstanbul Üniversitesi Orman Fakültesi Dergisi*, 37(4), s.68-78.
- Gönültaş, O., 2013. *Doğu ladini (Picea orientalis) ve meşe (Quercus spp.) kabukları tanenin biotutkal üretiminde kullanılması*. Doktora Tezi. İstanbul: İstanbul Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü.
- Gönültaş, O., Balaban Uçar, M., 2012. Fıstıkçamı (Pinus pinea) kabuğunun tanen bileşimi. *KSÜ Doğa Bilimleri Dergisi*, Issue Özel Sayı, s.80-84.
- Güler, N., 2008. *Kentleşme sürecinde katı atık yönetimi ve kocaeli örneği*. Yüksek Lisans Tezi. Kocaeli: Kocaeli Üniversitesi Sosyal Bilimler Enstitüsü.
- Gürboy, B., 1991. *Selüloz ve kağıt endüstrisi atık suları üzerine araştırmalar*. Yüksek Lisans Tezi. İstanbul: İstanbul Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü.
- Gürboy, B., 2000. Sahil çamı (Pinus pinaster ait.)'nın kimyasal bileşenleri. *İstanbul Üniversitesi Orman Fakültesi Dergisi*, 50(2), s.105-111.
- Hafizoğlu, H., Deniz, İ., 2011. *Odun kimyası ders notları*. Trabzon: Karadeniz Teknik Üniversitesi Orman Fakültesi.
- Hafizoğlu, H., Usta, M., 2005. Chemical composition of coniferous wood species occurring in Turkey. *Holz als Roh- und Werkstoff*, Cilt 63, s.83-85.
- Hanan, D., Burnley, S., Cooke, D., 2012. A multi-criteria decision analysis assessment of waste paper management options. %1 içindeR. Cossu, dü. *Waste Management*. Elsevier, s.566-573.

- Hannaneh, A. E., El-Zein, A., 2010. The development and application of multi-criteria decision-making tool with consideration of uncertainty: The selection of a management strategy for the bio-degradable fraction in the municipal solid waste. *Bioresource Technology*, Cilt 101, s.555–561.
- Harkin, J. M., Rowe, J. W., 1971. *Bark and its possible uses*. Madison: USDA Forest Products Laboratory.
- Harrington, K. J., Higgins, H. G., Mitchell, A. J., 1964. Infrared spectra of *Eucalyptus regnans* F. Muell. and *Pinus radiata* D.. *Holzforschung*, Cilt 18, s.108-113.
- He, Z. L., Yang, X. E., Stoffella, P. J., 2005. Trace elements in agroecosystems and impacts on the environment. *Journal of Trace Elements in Medicine and Biology*, 19(2-3), s.125-140.
- Huş, S., 1969. *Orman mahsulleri kimyası*. İstanbul: İstanbul Üniversitesi Orman Fakültesi.
- Huş, S., 1977. *Ağaç malzeme tutkalları*. İstanbul: İstanbul Üniversitesi Orman Fakültesi.
- Jiang, X., Li, C., Chi, Y., Yan, J., 2010. TG-FTIR study on urea-formaldehyde resin residue during pyrolysis and combustion. *Journal of Hazardous Materials*, Cilt 173, s.205–210.
- Kalaycıoğlu, H., Özen, R., 2009. *Yongalevha endüstrisi ders notları*. Trabzon: Karadeniz Teknik Üniversitesi Orman Fakültesi.
- Kalaycıoğlu, H., Yel, H., Aras, U., Kumaş, İ., 2013. *Mobilya sektöründe uçucu organik bileşik konsantrasyonu ve kontrolü*. Denizli, II. Ulusal Mobilya Kongresi.
- Kalyoncu, H. S., 2005. *Avrupa Birliği uyum sürecinde Türkiye'nin karşılaştırmalı atık yönetimi stratejileri*. Yüksek Lisans Tezi. Eskişehir: Anadolu Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü.
- Karagiannidis, A., Perkoulidis, G., 2009. A multi-criteria ranking of different technologies for the anaerobic digestion for energy recovery of the organic fraction of municipal solid wastes. %1 içinde S. C. Ricke, A. Pandey & C. Larroche, düz. *Bioresource Technology*. basım yeri bilinmiyor:Elsevier, s.2355-2360.
- Kartal, S. N., Aysal, S., Terzi, E., Yılgör, N., Yoshimura, T., Tsunoda, K., 2013. Wood and bamboo-pp composites: Fungal and termite resistance, water absorbtion, and FT-IR analyses. *Bioresoruca*, Issue 8, s.1222-1244.
- Kartal, S. N., Imamura, Y., 2004. Effects of N'-N-(1,8-Naphthalyl) hydroxylamine (NHA-Na) and hydroxynaphthalimide (NHA-H) on boron leachability and biological degradation of wood. *Holz als Roh und Werkstoff*, 62(5), s.378–385.
- Kemirtlek, A., 2010. *Entegre katı atık yönetimi*. İstanbul, İSTAÇ A.Ş..

- Kırcı, H., 2009. *Kağıt hamuru endüstrisi*. Trabzon: Karadeniz Teknik Üniversitesi Orman Fakültesi.
- Kocasoy, G., Aydın, G., Zeren, A. B., 2005. *Gelişmekte olan ülkelerde tehlikeli atıkların ve deprem atıklarının yönetimi*. İstanbul: Boğaziçi Üniversitesi.
- Kollmann, F., Kuenzi, E. W., Stamm, A. J., 1975. *Principles of wood science and technology*. Berlin, Heidelberg, Newyork: Springer Ferlag.
- Kord, B., Mataji, A., Babaie, S., 2010. Pine (*Pinus eldarica* Medw.) needles as indicator for heavy metals pollution. *International Journal of Environmental Science and Technology*, 7(1), s.79-84.
- Krook, J., Martensson, A., Eklund, M., 2006. Sources of heavy metal contamination in Swedish wood waste used for combustion. *Waste Management*, Cilt 26, s.158-166.
- Laks, P. E., Manning, M. J., 1994. *Inorganic borates as preservative systems for wood composites*. Vancouver: Proc. Second Pacific Rim bio-based Symp..
- Leteinturier, B., Laroche, J., Masslisse, F., 2001. Reclamation of lead/zinc processing wastes at Kabwe, Zambia A Phytogeo-chemical approach. *South African Journal of Science*, Cilt 97, s.624-627.
- LeVan, S. L., 1984. *Chemistry of fire retardancy, The chemistry of solid wood Advances in chemistry series 207*. Washington DC: American Chemical Society.
- LeVan, S. L., Tran, H. C., 1990. *The role of boron in flame-retardant treatments*. Madison, Forest Products Research Society, s.39-41.
- Lu, J. Z., Doyle, T. W. & Li, K., 2007. Preparation and characterization of wood-(nylon 12) composites. *Journal of Applied Polimer Science*, 103(1), s.270-276.
- Lund, U., Fobian, A., 1991. Pollution of 2 soils by arsenic, chromium and copper. *Geoderma*, Cilt 49, s.83-103.
- Marchessault, R. H., 1962. Application of infrared spectroscopy to cellulose and wood polysaccharides. *Pure and Applied Chemistry*, Cilt 5, s.107-129.
- McGinnis, G. D., Parikh, S., 1975. The chemical constituents of loblolly pine. *Wood Science*, 7(4), s.295-297.
- McKendry, P., 2002. Energy production from biomass part 1: Overview of biomass. *Bioresource Technology*, 1(83), s.37-46.
- Meszaros. E., Jakab, E., Varhegyi, G., Szepesvary, P., Marosvölgyi, B., 2004. Comparative study of the thermal behavior of wood and bark of young shoots obtained from an energy plantation. *Journal of Analytical and Applied Pyrolysis*, 72(2), s.317-328.
- Mohan, D., Pittman, C. U., Steele, P. H., 2006. Pyrolysis of wood/biomass for bio-oil: A critical review. *Energy and Fuels*, 1(20), s.848-889.

- Muşdal, H., 2007. *Tıbbi atıkları işleme ve bertaraf etme teknolojisi seçme problemine bulanık analitik hiyerarşi prosesi ve bulanık analitik ağ prosesi yaklaşımı*. Yüksek Lisans Tezi. İstanbul: Yıldız Teknik Üniversitesi.
- Naumann, A., Gonzales, M.N., Peddireddi, S., Kues, U., Polle, A., 2005. Fourier transform infrared microscopy and imaging: Detection of fungi in wood. *Fungal Genetics and Biology*, Cilt 42, s.829-835.
- Ncube, E., Phiri, B., 2015. *Concentrations of heavy metals in eucalyptus and pinus wood sawdust and smoke, Copperbelt province, Zambia*. *Ciencia y Tecnologia*, Cilt 17(3), s.585-596
- Nemli, G., 2009. *Orman ürünleri endüstrisine giriş ders notları*. Trabzon: Karadeniz Teknik Üniversitesi Orman Fakültesi.
- Nicewicz, D., Szczepkowski, A., 2008. The content of heavy metals in the wood of healthy and dying beech trees. *Silvarum Colendarum Ratio et Industria Lignaria*, 4(7), s.35-44.
- Nowakowski, D. J., Jones, J. M., Brydson, R. M., Ross, A. B., 2007. Potassium catalysis in the pyrolysis behaviour of short rotation willow coppice. *Fuel*, Cilt 86, s.2389-2402.
- Opydo, J., Zembrzuski, W., 1993. *Determination of Cd, Pb, Cu and Zn in wood by differential pulse anodic stripping voltametry*. 38 dü. Poznan: Technical University of Poznan Institute of Chemistry.
- Orfao, J. M., Antunes, F. A., Figueiredo, J. L., 1999. Pyrolysis kinetics of lignocellulosic materials - three independent reactions model. *Fuel*, Cilt 78, s.349-358.
- Österas, A. H., 2004. *Interactions between calcium and heavy metals in Norway spruce*. Stockholm: Stockholm University Department of Botany.
- Özbay, G., 2012. *Odun ve odun esaslı kompozit malzeme talaşlarının termal ve katalitik piroliz yöntemi ile sıvılaştırılması*. Doktora Tezi. Karabük: Karabük Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü.
- Özen, R., 1981. *Kimyasal kağıt hamuru atık sularının yonga levha üretiminde yapıştırıcı madde olarak değerlendirilmesi olanakları*. Trabzon: KTÜ Basımevi.
- Özgür, H., 1996. *Kentsel katı atıkların kompostlamanın ve geri kazanımının ekonomisi ve yönetimi*. İzmir, 3. Ulusal Çevre Mühendisleri Kongresi Bildiriler Kitabı.
- Özlüsoylu, İ., İstek, A., 2015. Mobilya üretiminde kullanılan panellerden salınan formaldehit emisyonu ve insan sağlığı üzerine etkileri. *Selçuk Teknik Online Dergisi*, Özel Sayı(1), s.213-227.
- Palabıyık, H., Altunbaş, D., 2004. *Kentsel katı atıklar ve yönetimi*. İstanbul, Beta Basım Yayım Dağıtım A.Ş..

- Pandey, K. K., Pitman, A. J., 2003. FTIR studies of the changes in wood hemistry following decay by brown-rot and white-rot fungi. *International Biodeterioration & Biodegradation*, Cilt 52, s.151-160.
- Parham, R. A., 1983. In properties of fibrous raw materials and their preparation for pulping. M. C. Kocurek, dü. *Structure, Chemistry and Physical Properties of Woody Raw Materials*. Atlanta: TAPPI-CPPA.
- Parthasarathy, P., Narayanan, K. S., Arockiam, L., 2013. Study on kinetic parameters of different biomass samples using thermo-gravimetric analysis. *Bimass and Bioenergy*, Cilt 58, s.58-66.
- Pettersen, R., 1984. *Chemical composition of wood*. Washington D.C.: American Chemical Society.
- Pizzi, A., 1994. *Advanced wood adhesive technology*. New York and Basel: Marcel Dekker.
- Rajan, S., Firdaus, N. N. M., Appukutty, M., Ramasamy, K., 2012. Effects of climate changes on dissolved heavy metal concentrations among recreational park tributaries in Pahang, Malaysia. *Biomedical Research*, 23(1), s.23-30.
- Randriamanantena, T., Lahatra Razafindramisa, F., Ramanantsizehena, G., Bernes, A., Lacabane, C., 2009. *Thermal behaviour of three woods of Madagascar by thermogravimetric analysis in inert atmosphere*. Toulouse: Université Paul Sabatier Toulouse Institut Carnot CIRIMAT.
- Rector, L. R., Allen, G., Hopke, P.K., Chandrasekaran, S.P., Lin,L., 2013. *Elemental analysis of wood fuels*, Albany: New York State Energy Research and Development Authority.
- Runkel, R. O. H., Wilke, K. D., 1951. Zur kenntnis des thermoplastischen verhaltens von Holz. II. Mittl.. *Holz Roh-Werks*, Cilt 9, s.260-270.
- Sakai, K., 2001. Chemistry of bark. in *Wood and cellulosic chemistry*. by D. N. S. Hon & N. Shiraishi, New York, Basel: Marcel Dekker, s.914.
- Saltabaş, F., Soysal, Y., Yıldız, Ş., Balahorli, V., 2011. Municipal solid waste thermal disposal methods and its applicability in Istanbul. *Journal of Engineering and Natural Sciences*, 1(3), s.109-116.
- Sandermann, W., Gerhardt, U., Weismann, G., 1970. Untersuchungen über flüchtige organische sauren in einigen hozarten. *Holz als Roh-und Werkstoff*, 28(2), s.59-67.
- Saxena, R. C., Adhikari, D. K., Goyal, H. B., 2009. Biomass-based energy fuel through biochemical routes: A review. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 13(1), s.167-178.

- Schiedek, D., Sundelin, B., Readman, J. V., Macdonald, R. W., 2007. Interactions between climate change and contaminants. *Marine Pollution Bulletin*, 54(12), s.1845-1856.
- Schultz, T. P., Nicholas, D. D., Dalton, T. J., Keefe, D., 2004. Biocide retention variation of southern yellow pine products treated with waterborne preservation in commercial, pilot plant, or laboratory cylinders. *Forest Products Journal*, Cilt 54, s.85.
- Schübeler, P., Wehrle, K., Christen, J., 1996. *Conceptual framework for municipal solid waste management in low-income countries*. Switzerland: UNDP/UNCHS/WORLD BANK-UMP, Swiss Agency for Development and Cooperation, Swiss Centre for Development Cooperation in Technology and Management.
- Seefeldt, H., 2012. *Flame retardancy of wood-plastic composites*. Berlin: BAM Bundesanstalt für Materialforschung und -prüfung.
- Sellers, T., Millers, G. D., Nieh, S., 1990. Evaluation of post added ester and/or urea as a formaldehyde scavenger in UF resins used to bond suthem pine particleboard. *Forest Products Journal*, 41(1), s.53-56.
- Sezer, K., 2011. *Entegre katı atık yönetimi ve son teknolojiler*. Giresun, İSTAÇ A.Ş. Giresun Katı Atık Yönetimi Semineri.
- Sezer, K., Yıldız, Ş., Saltabaş, F., Balahorli, V., Yağmur, K., 2009. *Organik atıklardan biyogaz üretimi (biyometanizasyon) projesi – İstanbul örneği*. İstanbul, Yıldız Teknik Üniversitesi Türkiye’de Katı Atık Yönetimi Sempozyumu.
- Shi, C., Spence, R., 2004. Designing of cement-based formula for solidification/stabilization of hazardous, radioactive, and mixed wastes. *Critical Reviews Environmental Science and Technology*. Cilt 34(4), s.391-417.
- Sjöström, E., 1981. *Wood chemistry: Fundamentals and applications*. 2. ed. Espoo: Helsinki University of Technology Forest Products Department.
- Skoog, D. A., West, D. M., 1981. *Principles of instrumental analysis*. II. ed. Tokyo: Holt-Saunders International.
- Slopiecka, K., Bartocci, P., Fantozzi, F., 2012. Thermogravimetric analysis and kinetic study of poplar wood pyrolysis. *Applied Energy*, Cilt 97, s.491-497.
- Smith, B., 1998. *Infrared spectral interpretation: A systematic approach*. London, New York, Washington D.C.: CRC Press.
- Sorum, L., Gronli, M. G., Hustad, J. E., 2001. Pyrolysis characteristics and kinetics of municipal solid waste. *Fuel*, Issue 80, s.1217-1227.
- Sundin, E. B., 1986. *Formaldehyde concerns in composite products*. Yugoslavya, 18th IUFRO World Congress.

- Şahin, H. T., Kaya, A.İ., Sütçü, A., Usta, P., Çiçekler, M., Bozkurt, C., 2011. Ahşap esaslı malzemelerden formaldehit emisyonu ve etkileri. *Laminart*, 73(Nisan-Mayıs), s.116-119.
- T.C. Anayasası, 1982. Ankara: Türkiye Büyük Millet Meclisi.
- TAPPI, 1992, T 204 om-88, Solvent extractives of wood and pulp, TAPPI Test Methods, Tappi Press, Atlanta Georgia, Vol 1.
- TAPPI, 1992, T 211 om-85, Ash in wood and pulp, TAPPI Test Methods, Tappi Press, Atlanta Georgia, Vol 1.
- TAPPI, 1992, T 212 om-88, One percent sodium hydroxide solubility of wood and pulp, TAPPI Test Methods, Tappi Press, Atlanta Georgia, Vol 1.
- Tascioglu, C., Umemura, K., Yoshimura, T., Tsunoda, K., 2014. Biological performance of zinc borate-incorporated particleboard: Effects of leaching on efficacy. *Composites: Part B*, Cilt 57, s.31-34.
- Taşar, Ş., 2011. *Mobilya fabrikası atık tozunun pirolizi*. Yüksek Lisans Tezi. Fırat Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü.
- Tchounwou, P. B., Yedjou, C. G., Patlolla, A. K., Sutton, D. J., 2012. Heavy metal toxicity and the environment. *Experientia Supplementum*, Cilt 101, s.133-164.
- Temiz, A., Alfredsen, G., Eikenes, M., Terziev, N., 2008. Decay resistance of wood treated with boric acid and tall oil derivatives. *Bioresource Technology*, Cilt 99, s.2102–2106.
- Temiz, A., Alfredsen, G., Yildiz, U.C., Gezer, E.D., Kose, G., Akbas, S., Yildiz, S., 2014. Leaching and decay resistance of alder and pine wood treated with copper based wood preservatives. *Ciencia y Tecnologia*, 16(1), s.63-76.
- Tezçakar, M., Can, O., 2011. *Atıktan enerji eldesinde termal bertaraf teknolojileri*. basım yeri bilinmiyor:Recydia A.Ş.
- TS EN ISO 17225-1, 2014. *Typical Values of Solid Biomass Fuels*. Ankara: Türk Standardları Enstitüsü.
- Tsunoda, K., 2001. Preservative properties of vapor-boron-treated wood and wood-based composites. *Journal of Wood Science*, Cilt 47, s.149-153.
- Tsunoda, K., Watanabe, H., Fukuda, K., Hagio, K., 2002. Effect of zinc borate on the properties of medium density fiberboard. *Forest Products Journal*, 52(11/12), s.62-65.

- Tumuluru, J. S., Sokhansanj, S., Wright, C.T., Boardman, R.D., Yancey, N.A., 2011. *A review on biomass classification and composition, co-firing issues and pretreatment methods*. Louisville, Kentucky, ASABE Annual International Meeting.
- Turan, G., 2013. *Mobilya üretimi sürecinde karşılaşılan başlıca önemli çevresel etkilerin çalışan sağlığı açısından değerlendirilmesi*. Yüksek Lisans Tezi. Tekirdağ: Namık Kemal Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü.
- Uçar, H., 1982. *Kimyasal yararlanma açısından odun hidrolizi üzerine araştırmalar*. Trabzon: Karadeniz Teknik Üniversitesi Orman Fakültesi.
- Uçaroğlu, S., 2002. *Otomotiv endüstrisi zararlı atıklarının solidifikasyonu ve geri kazanımı*. İstanbul: İstanbul Teknik Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü.
- Url1, 2015. *Maden Tetkik Arama Genel Müdürlüğü*. [Çevrimiçi] Available at: <http://www.mta.gov.tr/v2.0/birimler/laboratuvarlar/index.php?id=FTIR> [Erişildi: 3 Ekim 2015].
- Url2, 2015. *Dokuz Eylül Üniversitesi*. [Çevrimiçi] Available at: <http://web.deu.edu.tr/metalurjimalzeme/pdf/MMZ3015MalzemekarakterizasyonuI/ftir.pdf> [Erişildi: 3 Ekim 2015].
- Uysal, B., Kurt, Ş., 2005. Dimensional stability of laminated veneer lumbers manufactured by using different adhesives after the steam test. *Gazi Üniversitesi Fen Bilimleri Dergisi*, Issue 18, s.681-691.
- Vassilev, S. V., Baxter, D., Andersen, L. K., Vassileva, C. G., 2010. An overview of the chemical composition of biomass. *Fuel*, cilt 89, s.913-933.
- Vassilev, S. V. & Braekman-Danheux, C., 1999. Characterization of refuse-derived char from municipal solid waste: 2. occurrence, abundance and source of trace elements. *Fuel Processing Technology*, Cilt 59, s.135-161.
- Vassilev, S. V., Vassileva, C. G. & Vassilev, V. S., 2015. Advantages and disadvantages of composition and properties of biomass in comparison with coal: An overview. *Fuel*, Cilt 1(158), s.330-350.
- Wikipedi, 2014. *Wikipedi*. [Çevrimiçi] Available at: http://tr.wikipedia.org/wiki/Maastricht_Anla%C5%9Fmas%C4%B1 [Erişildi: Çarşamba Şubat 2015].
- Visser, A., Kroes, J., van Vliet, M.T.H., Blenkinsop, S., Fowler, H.J., Broers, H.P., 2012. Climate change impacts on the leaching of a heavy metal contamination in a small lowland catchment. *Journal of Contaminant Hydrology*, Cilt 127, s.47-64.

- Von Loo, S., Koppejan, J., 2008. *The handbook of biomass combustion and cofiring*. London: Earthscan.
- Williams, P. T., Besler, S., 1996. Thermogravimetric analysis of the components of biomass. *Renewable Energy*, Cilt 3(7), s.233.
- Yalinkilic, M. K., 2000. *Improvement of boron immobility in the borate treated wood and composite materials*. Kyoto: Kyoto University.
- Yaman, C., 2011. *İstanbul'da atık yönetimi*. İstanbul, İstanbul Büyükşehir Belediyesi Çevre Koruma ve Kontrol Daire Başkanlığı.
- Yang, H., Yan, R., Chen, H., Lee, D.H., Zheng, C., 2007. Characteristics of hemicellulose, cellulose and lignin pyrolysis. *Fuel*, Cilt 86(12-13), s.1781–1788.
- Yiğitoğlu, M., İnal, M., Gökgöz, M., 2011. *Alternatif bir enerji kaynağı olarak biyoetanol*, Kırıkkale: Kırıkkale Üniversitesi Fen Edebiyat Fakültesi.
- Yıldız, A., Genç, Ö., Bektaş, S., 1993. *Enstürümental analiz yöntemleri*. Ankara: Hacettepe Üniversitesi.
- Yıldız, Ş., Ölmez, E., Kiriş, A., 2009. *Kompost teknolojileri ve İstanbul'daki uygulamaları*. İstanbul, İSTAÇ A.Ş. Kompostlaştırma Sistemleri ve Kompostun Kullanım Alanları Çalıştayı.
- Yılğör, N., 1993. *Üçyüz yıl su altında kalmış odunun kimyasal ve teknolojik özelliklerinde değişimler*. Yüksek Lisans Tezi. İstanbul: T.C. İstanbul Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü.
- Yılğör, N., 1999. *Türkiye'de karaçam (Pinus nigra L.) varyetelerinin kimyasal açıdan karakterizasyonu*. Doktora Tezi. İstanbul: İstanbul Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü.
- Yılğör, N., 2013. *Ahşabın yapısını incelemeye spektroskopik yöntemlerin (FTIR-ATR) kullanılması*. İstanbul, TMMOB İnşaat Mühendisleri Odası İstanbul Şubesi, s.141-151.

EKLER**EK-1**

Annex B

(informative)

Typical values of solid biomass fuels

Table B.1: Typical values for virgin wood materials, without or with insignificant amounts of bark, leaves and needles.

Parameter	Unit	Coniferous wood (1.1.3.2 and 1.2.1.2)		Broad-leaf wood (1.1.3.1 and 1.2.1.1)	
		Typical value	Typical variation	Typical value	Typical variation
Ash	w-% d	0,3	0,1 to 1,0	0,3	0,2 to 1,0
Gross calorific value	MJ/kg d	20,5	20,0 to 20,8	20,1	19,4 to 20,4
Net calorific value	MJ/kg d	19,1	18,5 to 19,8	18,9	18,4 to 19,2
Carbon, C	w-% d	51	47 to 54	49	48 to 52
Hydrogen, H	w-% d	6,3	5,6 to 7,0	6,2	5,9 to 6,5
Oxygen, O	w-% d	42	40 to 44	44	41 to 45
Nitrogen, N	w-% d	0,1	< 0,1 to 0,5	0,1	< 0,1 to 0,5
Sulfur, S	w-% d	< 0,02	< 0,01 to 0,02	0,02	< 0,01 to 0,05
Chlorine, Cl	w-% d	0,01	< 0,01 to 0,03	0,01	< 0,01 to 0,03
Fluorine, F	w-% d	< 0,000 5	< 0,000 5	< 0,000 5	< 0,000 5
Aluminium, Al	mg/kg d	100	30 to 400	20	< 10 to 50
Calcium, Ca	mg/kg d	900	500 to 1 000	1 200	800 to 20 000
Iron, Fe	mg/kg d	25	10 to 100	25	10 to 100
Potassium, K	mg/kg d	400	200 to 500	800	500 to 1 500
Magnesium, Mg	mg/kg d	150	100 to 200	200	100 to 400
Manganese, Mn	mg/kg d	100	40 to 200	83	not specified
Sodium, Na	mg/kg d	20	10 to 50	50	10 to 200
Phosphorus, P	mg/kg d	60	50 to 100	100	50 to 200
Silicon, Si	mg/kg d	150	100 to 200	150	100 to 200
Titanium, Ti	mg/kg d	< 20	< 20	< 20	< 20
Arsenic, As	mg/kg d	< 0,1	< 0,1 to 1,0	< 0,1	< 0,1 to 1,0
Cadmium, Cd	mg/kg d	0,10	< 0,05 to 0,50	0,10	< 0,05 to 0,50
Chromium, Cr	mg/kg d	1,0	0,2 to 10,0	1,0	0,2 to 10,0
Copper, Cu	mg/kg d	2,0	0,5 to 10,0	2,0	0,5 to 10,0

Mercury, Hg	mg/kg d	0,02	< 0,02 to 0,05	0,02	< 0,02 to 0,05
Nickel, Ni	mg/kg d	0,5	< 0,1 to 10,0	0,5	< 0,1 to 10,0
Lead, Pb	mg/kg d	2,0	< 0,5 to 10,0	2,0	< 0,5 to 10,0
Vanadium, V	mg/kg d	< 2	< 2	< 2	< 2
Zinc, Zn	mg/kg d	10	5 to 50	10	5 to 100
a Data are obtained from a combination of mainly Swedish, Finnish, Danish, Dutch and German research. Formulas how to					

EK-2

ISO 17225-1:2014(E)

Table B.2: Typical values for virgin bark materials.

Parameter	Unit	Bark from coniferous wood (1.1.6 and 1.2.1.5)		Bark from broad-leaf wood (1.1.6 and 1.2.1.5)	
		Typical value	Typical variation	Typical value	Typical variation
Ash	w-% d	1,5	< 1 to 5	1,5	0,8 to 3,0
Gross calorific value	MJ/kg d	20,4	18,0 to 21,4	20	18,0 to 22,7
Net calorific value	MJ/kg d	19,2	17,5 to 20,5	19	17,1 to 21,3
Carbon, C	w-% d	52	48 to 55	52	47 to 55
Hydrogen, H	w-% d	5,9	5,5 to 6,4	5,8	5,3 to 6,4
Oxygen, O	w-% d	38	34 to 42	38	32 to 42
Nitrogen, N	w-% d	0,5	0,3 to 0,9	0,3	0,1 to 0,8
Sulfur, S	w-% d	0,03	< 0,02 to 0,05	0,03	< 0,02 to 0,20
Chlorine, Cl	w-% d	0,02	< 0,01 to 0,05	0,02	< 0,01 to 0,05
Fluorine, F	w-% d	0,001	< 0,000 5 to 0,002	not specified	not specified
Aluminium, Al	mg/kg d	800	400 to 1 200	50	30 to 100
Calcium, Ca	mg/kg d	5 000	1 000 to 15 000	15 000	10 000 to 20 000
Iron, Fe	mg/kg d	500	100 to 800	100	50 to 200
Potassium, K	mg/kg d	2 000	1 000 to 3 000	2 000	1 000 to 3 200
Magnesium, Mg	mg/kg d	1 000	400 to 1 500	500	400 to 1 000
Manganese, Mn	mg/kg d	500	9 to 840	190	not specified
Sodium, Na	mg/kg d	300	70 to 2 000	100	20 to 1 000
Phosphorus, P	mg/kg d	400	20 to 600	400	300 to 700
Silicon, Si	mg/kg d	2 000	500 to 5 000	2 500	2 000 to 20 000
Arsenic, As	mg/kg d	1,0	0,1 to 4,0	0,4	0,1 to 4
Cadmium, Cd	mg/kg d	0,5	0,2 to 1,0	0,5	0,2 to 1,2
Chromium, Cr	mg/kg d	5	1 to 10	5	1 to 30
Copper, Cu	mg/kg d	5	3 to 30	5	2 to 20
Mercury, Hg	mg/kg d	0,05	0,01 to 0,1	< 0,05	not specified
Nickel, Ni	mg/kg d	10	2 to 20	10	2 to 10
Lead, Pb	mg/kg d	4	1 to 30	15	2 to 30
Vanadium, V	mg/kg d	1,0	0,7 to 2,0	2	1 to 4
Zinc, Zn	mg/kg d	100	70 to 200	50	7 to 200

^a Data are obtained from a combination of mainly Swedish, Finnish, Danish, Dutch and German research. Formulas how to calculate different bases are given in ISO 16993.

ÖZGEÇMİŞ

Kişisel Bilgiler



Adı Soyadı	Yusuf KÖSEOĞLU
Uyruğu	T.C.
Doğum tarihi, Yeri	İstanbul, 1988
Telefon	0538 212 7476
E-mail	ysfkoseoglu@hotmail.com

Eğitim

Derece	Kurum/Anabilim Dalı/Programı	Yılı
Yüksek Lisans	İ.Ü. Fen Bilimleri Enstitüsü/ Orman Fakültesi / Orman Endüstri Mühendisliği Anabilim Dalı	2015
Lisans	Karadeniz Teknik Üniversitesi	2011
Lise	Ahmet Buhan Lisesi	2006