

**FARKLI AZOT KAYNAKLARININ TOPRAKTAKİ
BİYOSTİMÜLASYON ETKİLERİNİN
DEĞERLENDİRİLMESİ**

Seda UZUN



T.C.
ULUDAĞ ÜNİVERSİTESİ
FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ

**FARKLI AZOT KAYNAKLARININ TOPRAKTAKİ BİYOSTİMÜLASYON
ETKİLERİNİN DEĞERLENDİRİLMESİ**

Seda UZUN

ORCID:0000-0002-5155-2708

Prof. Dr. Fatma Olcay TOPAÇ
(Danışman)

YÜKSEK LİSANS TEZİ
ÇEVRE MÜHENDİSLİĞİ ANABİLİM DALI

BURSA – 2020

TEZ ONAYI

Seda UZUN tarafından hazırlanan “FARKLI AZOT KAYNAKLARININ TOPRAKTAKİ BİYOSTİMÜLASYON ETKİLERİNİN DEĞERLENDİRİLMESİ” adlı tez çalışması aşağıdaki jüri tarafından oy birliği ile Bursa Uludağ Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı’nda **YÜKSEK LİSANS TEZİ** olarak kabul edilmiştir.

Danışman: Prof. Dr. Fatma Olcay TOPAÇ
Orcid No: 0000-0002-6364-4087

Başkan :Prof. Dr. Fatma Olcay TOPAÇ
Bursa Uludağ Üniversitesi, Mühendislik Fakültesi,
Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı
Orcid No: 0000-0002-6364-4087



İmza

Üye :Doç. Dr. Selnur UÇAROĞLU
Bursa Uludağ Üniversitesi, Mühendislik Fakültesi,
Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı
Orcid No: 0000-0003-4888-7934



İmza

Üye :Dr.Öğr. Üyesi Aşkın BİRGÜL
Bursa Teknik Üniversitesi, Mühendislik ve Doğa
Bilimleri Fakültesi, Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı
Orcid No: 0000-0002-7718-0340



İmza

Yukarıdaki sonucu onaylarım



Prof. Dr. Hüseyin Aksel EREN
Enstitü Müdürü
.././2020

U.Ü. Fen Bilimleri Enstitüsü, tez yazım kurallarına uygun olarak hazırladığım bu tez çalışmada;

- tez içindeki bütün bilgi ve belgeleri akademik kurallar çerçevesinde elde ettiğimi,
- görsel, işitsel ve yazılı tüm bilgi ve sonuçları bilimsel ahlak kurallarına uygun olarak sunduğumu,
- başkalarının eserlerinden yararlanılması durumunda ilgili eserlere bilimsel normlara uygun olarak atıfta bulunduğumu,
- atıfta bulunduğum eserlerin tümünü kaynak olarak gösterdiğimi,
- kullanılan verilerde herhangi bir tahrifat yapmadığımı,
- ve bu tezin herhangi bir bölümünü bu üniversite veya başka bir üniversitede başka bir tez çalışması olarak sunmadığımı

beyan ederim.

21/12/2020

Seda UZUN

ÖZET

Yüksek Lisans

FARKLI AZOT KAYNAKLARININ TOPRAKTAKİ BİYOSTİMÜLASYON ETKİLERİNİN DEĞERLENDİRİLMESİ

Seda UZUN

Uludağ Üniversitesi
Fen Bilimleri Enstitüsü
Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı

Danışman: Prof. Dr. Fatma Olcay TOPAÇ

Azot, bitki gelişmesinde önemli bir yere sahip makro besin elementidir. Organik materyaller bitkilerin ihtiyaç duyduğu bitki besin elementlerini ihtiva etmektedir. Çalışmada biyostimülasyon amacıyla gıda endüstrisi arıtma çamuru, biyokömür, leonardit ve vermikompost uygulamalarının topraktaki azot prosesleri üzerindeki etkilerinin laboratuvarda yürütülen bir inkübasyon çalışmasıyla ortaya konulması amaçlanmıştır. Bu doğrultuda 100 kgN/da ve 200 kgN /da dozlarında organik materyal uygulanan toprak örnekleri 90 gün boyunca 28°C’de karanlıkta inkübe edilmiştir. Belirli periyotlarla alınan toprak örneklerinde pH, elektriksel iletkenlik, toplam azot, amonyum ve nitrat azotu konsantrasyonu değerleri takip edilmiştir. Üreaz aktivitesi, arginin amonifikasyon hızı ve nitrifikasyon potansiyeli değerleri ise toprak kalitesini belirlemek için ölçülmüştür. Elde edilen veriler sonucunda organik materyal ilavesinin inkübasyon periyodu boyunca toprak örneklerinin iletkenlik değeri, amonyum ve nitrat azotu konsantrasyonları ile üreaz aktivitesi, nitrifikasyon potansiyeli ve arginin amonifikasyon hızı değerlerini arttırdığı gözlenmiştir. pH ise inkübasyon süresi boyunca hafif salınımlar göstermiştir. Topraktaki azot proseslerinin uygulanan organik materyallerden %8-90 seviyelerinde olumlu yönde etkilendiği görülmüştür. Topraktaki azot prosesleri üzerindeki olumlu etkisi en yüksek olan uygulama arıtma çamuru uygulaması olarak bulunurken, en düşük stimülasyon etkisi biyokömür uygulamalarında tespit edilmiştir. Topraktaki azotla ilgili prosesleri stimüle etmesi açısından vermikompost ve leonardit uygulamalarının yarattığı etkinin, arıtma çamurunun yarattığı etkiye yakın olduğu, dolayısıyla vermikompost ve leonarditin arıtma çamuruna alternatif olarak toprak ıslah çalışmalarında değerlendirilebileceği sonucuna varılmıştır.

Anahtar Kelimeler: Amonifikasyon, arıtma çamuru, nitrifikasyon, toprak, üreaz aktivitesi, leonardit, vermikompost, biyokömür

2020, vii + 142 sayfa.

ABSTRACT

MSc Thesis

EVALUATION OF BIOSTIMULATION EFFECTS OF DIFFERENT NITROGEN SOURCES IN SOIL

Seda UZUN

Uludağ University
Graduate School of Natural and Applied Sciences
Department Of Environmental Engineering

Supervisor : Prof. Dr. Fatma Olcay TOPAÇ

Nitrogen is a macronutrient element that has an important place in plant development. Organic materials contain plant nutrients that plants need. The aim of this study is to reveal the effects of food industry sewage sludge, biochar, leonardite and vermicompost applications on nitrogen processes in the soil with an incubation study carried out in the laboratory for biostimulation purposes. Accordingly, at 100 kgN / and 200 kgN / of organic material applied soil samples were incubated in the dark at 28 ° C for 90 days. Soil samples taken at specific intervals, pH, electrical conductivity, total nitrogen, ammonium nitrogen, nitrate nitrogen concentrations were followed. Urease activity, arginine ammonification rate and nitrification potential values were measured to determine soil quality. As a result of the data obtained, it was observed that the addition of organic material increased the conductivity value, ammonium and nitrate nitrogen concentrations, urease activity, nitrification potential and arginine ammonification rate values during the incubation period. pH showed slight fluctuations during the incubation period. It has been observed that nitrogen processes in the soil are positively affected by the applied organic materials at 8-90% levels. While the application with the highest positive effect on nitrogen processes in the soil was found as sewage sludge, the lowest stimulation effect was found in biochar applications. It was concluded that the effect of vermicompost and leonardite applications in terms of stimulating nitrogen-related processes in the soil is close to the effect of treatment sludge, so that vermicompost and leonardite can be used in soil improvement studies as an alternative to treatment sludge.

Key words: Ammonification, sewage sludge, nitrification, soil, urease activity, leonardite, vermicompost, biochar

2020, vii + 142 pages.

TEŞEKKÜR

Yüksek lisans dönemimde bana her konuda bilgi birikimi sağlayan, her türlü bilgiyi, güveni azmi, benden esirgemeyen, akademik bilgi alanında benim ilerlememe yardımcı olan, tezimin her aşamasında mesleki teknik tecrübelerini benimle paylaşan ve hiçbir zaman hoşgörü ve anlayışını benden eksik etmeyen saygı değer hocam Sayın Prof. Dr. Fatma Olcay TOPAÇ'a teşekkürlerimi sunarım.

Laboratuvar çalışmaları esnasında desteğini esirgemeyen lisans öğrencilerimiz Ezgi KAYIR, Nida TEKİNALP, Edanur UZLAŞ ve Sema KARA'ya teşekkürlerimi sunarım.

Eğitim hayatım boyunca maddi manevi bana her konuda destek olan, iyi ve kötü anlarımda hep yanımda olan, bu zorlu süreç boyunca bana sabır gösteren ve sonsuz güvenlerini hissettiğim sevgili aileme teşekkürlerimi sunarım.

Seda UZUN
21/12/2020

İÇİNDEKİLER

	Sayfa
ÖZET.....	I
ABSTRACT.....	II
TEŞEKKÜR.....	III
SİMGELER ve KISALTMALAR DİZİNİ	VI
ŞEKİLLER DİZİNİ.....	VII
ÇİZELGELER DİZİNİ	VIII
1.GİRİŞ	1
2. KURAMSAL TEMELLER VE KAYNAK ARAŞTIRMASI.....	4
2.1.Toprak Yapısı ve Kalitesi	4
2.2.Türkiye Tarım Toprakları İçeriği	6
2.3.Türkiye Tarım Topraklarında Organik Madde İçeriği Dağılımı.....	6
2.4. Toprak Kirliliği	8
2.5.Toprakların Organik Madde İçeriğini Arttıran ve Toprak İyileştiricisi Etkisi Olan Uygulamalar.....	9
2.5.1. Anız	9
2.5.2. Hayvan gübresi.....	9
2.5.3. Vermikompost.....	10
2.5.4. Bitkisel, gıda endüstrisi ve kentsel organik atıklar	10
2.5.5. Atık su arıtma çamurları	11
2.5.6. Yeşil gübreleme	11
2.5.7. Leonardit	12
2.5.8. Biyokömür	12
2.6. Leonarditin Özellikleri ve Topraktaki Etkileri.....	12
2.6.1. Leonarditin tarihçesi	14
2.6.2. Leonarditin kullanım alanları ve yararları.....	15
2.6.3. Leonarditin tarımda kullanımı	16
2.6.4. Türkiye’de leonardit.....	18
2.6.5. Leonarditin toprak düzenleyici ve organik materyal özelliği	19
2.6.6. Leonardit ile ilgili yapılan çalışmalar	19
2.7. Biyokömürün Özellikleri ve Topraktaki Etkileri	22
2.7.1. Biyokömürün tarihçesi	23
2.7.2. Biyokömürün kullanım alanları ve yararları	24
2.7.3. Biyokömürün tarımda kullanımı	27
2.7.4. Türkiye’de biyokömür	28
2.7.5. Biyokömürün toprak düzenleyici ve organik materyal özelliği	28
2.7.6. Biyokömür ile ilgili yapılan çalışmalar	28
2.8.Vermikompostun Özellikleri ve Topraktaki Etkileri	30
2.8.1. Vermikompostun tarihçesi	32
2.8.2. Vermikompostun kullanım alanları ve yararları	33
2.8.3. Vermikompostun tarımda kullanımı	34
2.8.4. Türkiye’de vermikompost.....	35
2.8.5. Vermikompost ile ilgili yapılan çalışmalar	35
2.9. Arıtma Çamurunun Özellikleri ve Topraktaki Etkileri	38
2.9.1. Arıtma çamuru içeriği	39

2.9.2. Arıtma çamuru kaynakları	40
2.9.3. Arıtma çamuru karakterizasyonunda önemli parametreler	42
2.9.4. Ülkemizde arıtma çamurları.....	44
2.9.5. Dünyada ve türkiye’de arıtma çamuru sorunu ve giderim yöntemleri	45
2.9.6. Arıtma çamurlarına ilişkin yasal mevzuat ve yükümlülükler	47
2.9.7. Arıtma çamurlarının tarım topraklarında kullanımı	49
2.9.8. Arıtma çamurunun toprakta organik materyal olarak kullanımı.....	52
2.9.9. Arıtma çamuru ile ilgili yapılan çalışmalar.....	53
2.10. Toprakta Azot Prosesleri ve Toprak Enzim Aktiviteleri.....	55
2.10.1. Azot bağlanması (Azot fiksasyonu)	56
2.10.2. Asimilasyon	57
2.10.3. Azot mineralizasyonu (Amonifikasyon)	57
2.10.4. Nitrifikasyon	58
2.10.5. Denitrifikasyon.....	61
2.10.6. Toprak enzim aktiviteleri	63
2.10.7. Topraktaki azot proseslerinin değerlendirilmesinde kullanılan enzim aktiviteleri	65
2.10.8. Toprakta gerçekleşen azot prosesleri ile ilgili yapılan çalışmalar	68
3. MATERYAL VE YÖNTEM	73
3.1 Toprak materyalleri.....	73
3.2 Organik materyaller	73
3.3 Toprak inkübasyon çalışması.....	74
3.4 Analitik metotlar	76
3.5 İstatistiksel analiz	79
4. BULGULAR VE TARTIŞMA	80
4.1. pH.....	84
4.2. İletkenlik	85
4.3. Amonyum ve Nitrat Azotu Konsantrasyonları	87
4.4. Nitrifikasyon Potansiyeli.....	93
4.5. Arginin Amonifikasyon Hızı.....	97
4.6. Üreaz Enzim Aktivitesi	101
5. SONUÇ	107
KAYNAKLAR	110
ÖZGEÇMİŞ	130

SİMGELER ve KISALTMALAR DİZİNİ

Simgeler	Açıklama
rpm	Dönme Hızı
mV	Milivolt
M	Molar
Nm	Nanometre
°C	Santigrat derece
θ	Sıcaklık Katsayısı
%	Yüzde

Kısaltmalar	Açıklama
AB	Avrupa Birliği
PGPR	Bitki Büyümesini Teşvik Eden Faydalı Bakteriler
BOİ	Biyolojik Oksijen İhtiyacı
SVI	Çamur Hacim İndeksi
EC	Elektriksel İletkenlik
PSB	Fosfatı Çözebilen Bakteriler
pH	Hidrojen iyonu konsantrasyonunun eksi logaritması
KAKY	Katı Atıkların Kontrolü Yönetmeliği
KM	Katı Madde
KDK	Katyon Değişim Kapasitesi
OM	Organik Madde
KOH	Potasyum Hidroksit
KCl	Potasyum Klorür
TN	Toplam Azot
THAM	Tompon Çözelti
TKN	Toplam Kjeldahl Azotu
TKKY	Toprak Kirliliği Kontrolü Yönetmeliği
TOC	Toplam Organik Karbon
TOM	Toplam Organik Madde
TÜİK	Türkiye İstatistik Kurumu
IUB	Uluslararası Biyokimya Birliği

ŞEKİLLER DİZİNİ

Sayfa

Şekil 2.1. Tarım toprağının yapısı	4
Şekil 2.2. Türkiye tarım alanlarının durumu.....	6
Şekil 2.3. Türkiye topraklarının organik madde (%) haritası	8
Şekil 2.4. Türkiye topraklarının organik madde (%) grafiği	8
Şekil 2.5. Biyokömür (çay atığından 400 °C’de türetilmiştir) ve aktif kömürün (carbomix) FTIR spektrumları	23
Şekil 2.6. Biyokömür yapısının sıcaklıkla değişimi	24
Şekil 2.7. Klasik atık su arıtma sistemindeki çamur kaynakları.....	41
Şekil 2.8. AB ülkelerinde atıksu arıtma tesisi hizmeti alan nüfus oranları.....	45
Şekil 2.9. AB ülkelerinde arıtma çamurlarının bertarafı.....	47
Şekil 2.10. Avrupa ülkelerinde atık çamur değerlendirme alanları	50
Şekil 2.11. Arıtma çamurlarının araziye uygulanmasında izlenecek aşamaları	52
Şekil 2.12. Toprakta azot bilançosu.....	56
Şekil 2.13. Atıksu içerisinde bulunan amonyak ve amonyum iyonunun farklı pH aralığında bulunma yüzdesi.....	60
Şekil 2.14. Üreazın kataliz reaksiyonu	66
Şekil 2.15. Sentezlerinde arginin yer aldığı maddeler	67
Şekil 3.1. Denemede kullanılan toprağın temin edildiği arazi uydu görüntüsü.....	73
Şekil 3.2. İnkübasyon denemesine ait bir fotoğraf.	75
Şekil 3.3. İnkübasyon topraklarının nemlendirilmesine ait bir görüntü.	75
Şekil 3.4. Açık havada kurutulan toprak örnekleri.	75
Şekil 3.5. (a) Toprak örneklerinin çalkalanmasına ait görüntü, (b) Çalkalamadan çıkan toprak örneklerine ait görüntü.	77
Şekil 3.6. Çözeltiler eklendikten sonra renk oluşumuna ait görüntü.	77
Şekil 3.7. (a) toprak örneklerinin çalkalanmasına ait görüntü, (b) santrifüj yapılacak karışımlara ait görüntü.	78
Şekil 3.8. Üreaz aktivitesinin belirlenmesine ait bir görüntü.....	78
Şekil 4.1. Farklı materyal uygulamalarına göre inkübasyon süresince meydana gelen pH değişimi (a) 100 kg N/da’lık uygulama, (b) 200 kg N/da’lık uygulama.....	84
Şekil 4.2. Farklı materyal uygulamalarına göre inkübasyon süresince meydana gelen iletkenlik değişimi (a) 100 kg N/da’lık uygulama, (b) 200 kg N/da’lık uygulama.....	86
Şekil 4.3. Farklı materyal uygulamalarına göre inkübasyon süresince meydana gelen amonyum azotu değişimi (a) 100 kg N/da’lık uygulama, (b) 200 kg N/da’lık uygulama	88
Şekil 4.4. Farklı materyal uygulamalarına göre inkübasyon süresince meydana gelen nitrat azotu değişimi (a) 100 kg N/da’lık uygulama, (b) 200 kg N/da’lık uygulama.....	90
Şekil 4.5. Farklı materyal uygulamalarına göre inkübasyon süresince meydana gelen nitrifikasyon potansiyeli değişimi (a) 100 kg N/da’lık uygulama, (b) 200 kgN/da’lık uygulama	94
Şekil 4.6. Farklı materyal uygulamalarına göre inkübasyon süresince meydana gelen arginin amonifikasyon potansiyeli değişimi (a) 100 kg N/da’lık uygulama, (b) 200 kgN/da’lık uygulama.....	98
Şekil 4.7. Farklı materyal uygulamalarına göre inkübasyon süresince meydana gelen üreaz enzim aktivitesi değişimi (a) 100 kg N/da’lık uygulama, (b) 200 kgN/da’lık uygulama	102

ÇİZELGELER DİZİNİ

	Sayfa
Çizelge 2.1. Leonarditin fiziksel özellikleri.....	14
Çizelge 2.2. Yüksek kalite bir leonarditin örnek kimyasal analiz değerleri	14
Çizelge 2.3. Katı haldeki leonarditin üretilmesi ve satışı için yerine getirilmesi gerekenler.....	17
Çizelge 2.4. Sıvı haldeki leonarditin üretilmesi ve satışı için yerine getirilmesi gerekenler.....	17
Çizelge 2.5. Biyokömürün kullanım yerleri	27
Çizelge 2.6. Vermikompostun kimyasal özellikleri.....	32
Çizelge 2.7. Bazı AB ülkelerinde üretilen arıtma çamuru miktarları	46
Çizelge 2.8. Topraktaki ağır metal sınır değerleri	48
Çizelge 2.9. Toprakta kullanılacak stabilize arıtma çamurunda müsaade edilecek maksimum ağır metal muhtevaları	48
Çizelge 2.10. Tarım alanlarında kullanılacak arıtma çamurları için U.S.EPA ve AB standartlardaki patojen sınır değerlerinin karşılaştırılması	49
Çizelge 2.11. Arıtma çamuru çeşitlerinin arazide uygulanma oranları	51
Çizelge 2.12. Toprak enzimleri.....	65
Çizelge 3.1. Araştırmada kullanılan toprak ve organik materyal örneklerinin genel özellikleri.....	74
Çizelge 4.1. Toprağa yapılan uygulamaların, uygulama dozunun ve inkübasyon zamanının belirlenen parametreler üzerine etkilerine ilişkin faktoriyal ANOVA sonuçları.....	81
Çizelge 4.2. Farklı inkübasyon sürelerinde (100 kgN/da dozda) deneme topraklarına yapılan uygulamaların belirlenen parametreler üzerine etkilerine ilişkin 2 yönlü ANOVA sonuçları.....	82
Çizelge 4.3. Farklı inkübasyon sürelerinde (200 kgN/da dozda) deneme topraklarına yapılan uygulamaların belirlenen parametreler üzerine etkilerine ilişkin 2 yönlü ANOVA sonuçları.....	83

1.GİRİŞ

Çevresel sorunların ortaya çıkmasının en önemli etkenlerinden biri dünya nüfusunun hızla artmasıdır. Nüfusun hızlı bir şekilde artmasıyla kentleşme ve sanayileşmede meydana gelen gelişmeler, gün geçtikçe yeryüzünün eskiye oranla daha fazla kirlenmesine ve dünyanın yaşanmayacak duruma gelmesine sebep olmaktadır. Ülkemizde tarım ilaçlarının ve kimyasal materyallerin uzun yıllardır kullanılmasıyla tarım toprakları kirlenmektedir. Tarım topraklarının kirlenmesiyle çevre ve insan sağlığı büyük bir tehlikeye düşmektedir. Bu nedenle çevre ve insan sağlığının daha olumlu yönde ilerlemesi için organik materyaller çok daha fazla önem kazanmıştır. Tarım topraklarında organik materyallerin kullanılmasıyla birlikte toprakların iyileştirilmesi ve verimin büyük oranda artırılması sağlanmaktadır (Göçmez 2006).

Son yıllarda tarımsal üretimde kimyasal materyallerin daha fazla kullanılmasının yanında organik materyaller ile de katkı sağlanması gerekmektedir. Organik materyaller, bitkilerin gereksinim duyduğu bitki besin elementlerini kapsamaktadır. Bunun yanı sıra toprak yapısını iyileştirip su ve ısı tutma kapasitesini de arttırmaktadırlar. Organik materyallerin bitki bünyelerinde kalıntı bırakmamalarından dolayı başta Amerika olmak üzere AB (Avrupa Birliği) ülkelerinde de kullanımları son zamanlarda artmıştır. Ülkemizde de bu yönde çalışmalar yapılmaktadır (Taban ve ark. 2005).

Toprağa yapılan organik madde uygulamaları, toprağa verilen besin maddelerinin tutulmasını sağlamakta, böylece bitkiler için besin maddesi kaynağı oluşturmakta, mikro elementlerin bitkiler tarafından kullanılabilir formda dönüşmesini sağlamakta ve toprağın katyon değiştirme kapasitesini arttırmaktadır (Taban ve ark. 2005). Organik materyaller bünyelerinde çok fazla mineral besin maddesi bulundurmazlar. Bu yüzden toprağın kimyasal, fiziksel ve biyolojik özelliklerine doğrudan etki etmektedirler (Keskin 2007).

Tarım topraklarına uygulanacak başlıca organik materyal kaynakları; arıtma çamuru, vermikompost, leonardit ve biyokömürdür. Atık su arıtımı ile açığa çıkan arıtma çamuru, katı ve sıvı halde bulunabilen, %0,25-12 katı madde içeriği olan, kokulu

atıklardır (Durak 2005). Arıtma çamuru bünyesinde organik bileşikler, asitler, alkaliler, metal tuzları, fenoller, oksitleyiciler, boyalar, sülfatlar, hidrokarbonlar, yağlar, Fe, Cu, Al, Cd, As, Co, Pb, Cr, organik fosfor ve azot gibi maddeler bulundurmaktadır (Taşatar 1997). Organik madde içeriği fazla olan arıtma çamurlarının toprakta kullanımı ile çevre kirliliği büyük bir ölçüde giderilmektedir (Bilgin ve ark. 2002). Arıtma çamurlarının içerisinde bulunan besin elementleri ile organik madde içeriği, arıtma çamurunun toprak iyileştiricisi olarak kullanılmasını gündeme getirmektedir. Arıtma çamurundaki zengin azot ve fosfor içeriği ise arıtma çamurunun tarım alanlarında kullanılması açısından önem taşımaktadır. Arıtma çamurunun tarımda kullanılması ile çamur içeriğindeki azot ve fosfor topraktaki doğal döngüye katılarak geri kazanılmış olmaktadır.

Leonardit, linyit yatakları etrafında bulunan linyitin hava atmosferinin etkisiyle değişime uğrayarak oluşturduğu bir organik bir gübredir. Oksijen yüzdesinin fazla olması ve yakıt olarak kullanılamaması leonarditi linyitten ayıran en önemli farklardır. Leonardit hammaddesinden elde edilen fulvik asit, humik asit ve ulmik asidin (humik asitin alkolde çözünebilir fakat suda çözünmeyen kısmı) tarımda kullanılmasının yanında kozmetikte, sondaj sektöründe, ilaç sanayinde ve filtre sistemlerinde de kullanım alanları mevcuttur.

Vermikompost solucanlar tarafından organik atıkların kompostlaştırılması işlemi sonucu elde edilen ürüne verilen isimdir. Çoğunlukla vermikest şeklinde isimlendirilmektedir (Edwards ve Bohlen 1996). Solucanlar tarafından elde edilen vermikompost hiçbir işlem uygulanmadan doğrudan toprağa verilebilmektedir. Vermikompost toprak düzenleyici olarak kullanılabilme, bitkiyi daha verimli hale getirme, besin elementi zenginliği gibi çok fazla faydalı özelliğe sahiptir. Bugün tarımda sürdürülebilirlik yönünden en iyi ekonomik yarar sağlayan yöntemlerden biride toprağa vermikompost uygulamasıdır. Nüfus artışı ve endüstriyel gelişmeyle beraber organik atık ve artıkların işlenmesinde çok yoğun şekilde uygulanmaktadır.

Biyokömür, organik maddelerin piroliz ya da gazlaştırma işlemiyle elde edilen büyük oranda karbon ve mineral madde içeren organik maddedir (Lehmann 2007). Organik maddenin türü açısından biyokömür toprak iyileştirmede büyük ölçüde etkilidir. Son yıllarda biyokömürün toprak içine ilave edilmesi en yaygın kullanım alanlarından biridir. Yapılan birçok çalışmada biyokömürün toprağa karışmasıyla bitki gelişiminde

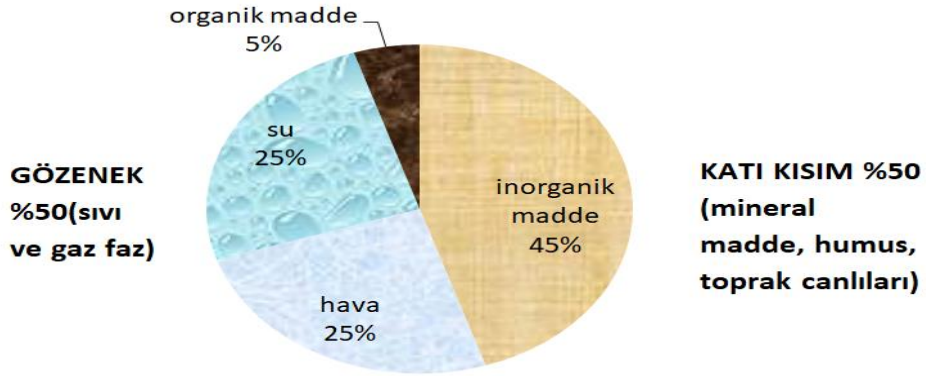
etkili olduğu gözlenmiştir (Cheng ve ark. 2006). Biyokömürün tarım topraklarına uygulanması sonucunda organik materyal ihtiyacı yaklaşık olarak %10 azalmakta, toprağın biyolojik yapısında düzelmeler meydana gelmekte ve azot fiksasyonu dengelenmektedir.

Bu çalışmada toprağa yapılan atıksu arıtma çamuru, biyokömür, solucan gübresi ve leonardit uygulamalarının toprak kalitesinin biyoindikatörleri olarak değerlendirilebilen ve topraktaki azot dönüşüm prosesleriyle ilgili fikir verebilen nitrifikasyon potansiyeli, arginin amonifikasyon oranı ve üreaz aktivitesi parametreleri üzerinde yarattığı etkilerin araştırılması hedeflenmiştir. Bu amaç doğrultusunda organik materyal örnekleri 100 kgN/da ve 200 kgN/da dozlarında toprak örneklerine uygulanarak 90 günlük bir inkübasyon çalışması gerçekleştirilmiştir. Gıda endüstrisi arıtma çamuru, leonardit, vermikompost ve biyokömür uygulamalarının toprakta gerçekleşen azot proseslerine olan etkisini belirlemek üzere belli inkübasyon periyotlarında alınan toprak örneklerinde toplam azot, nitrat azotu, amonyum azotu konsantrasyonları belirlenmiştir. Ayrıca toprak kalitesini tanımlamada yaygın olarak kullanılan nitrifikasyon potansiyeli, üreaz aktivitesi ve arginin amonifikasyon hızı değerleri de takip edilerek yapılan organik uygulamaların etkisi değerlendirilmiştir.

2. KURAMSAL TEMELLER VE KAYNAK ARAŞTIRMASI

2.1. Toprak Yapısı ve Kalitesi

Toprak; kayaçların ve organik maddelerin parçalanma ve ayrışma ürünlerinden oluşan ve bitkilere besin kaynağı sağlayan maddedir (Oğuz 2008). Yaşamsal, tarımsal, endüstriyel ve çevresel birçok işleve sahip olmasının yanında insanların ve bütün canlıların beslenme, barınma ve su ihtiyaçlarını karşılamada görev almaktadır. Toprak bünyesi genel olarak yaklaşık %50 boşluklardan ve %50 katı maddeden oluşmaktadır. Şekil 2.1’de tarım toprağının yapısı gösterilmektedir. Organik ve inorganik olarak katı maddeler 2’ye ayrılır. İnorganik maddeler toprağın %45’ini oluştururken, organik maddeler toprağın %5’ini oluşturmaktadır. Toprağın kalan kısmı ise hava ve sudan meydana gelmektedir.



Şekil 2.1. Tarım toprağının yapısı (Kıvrak 2015)

Toprak kalitesinin birçok görevi vardır. Toprak kalitesi biyolojik aktiviteyi artırarak çevre kalitesini korur. Ayrıca bitkisel üretime katkı sağlayan özellikleri de bünyesinde barındırmaktadır. Toprağın işlenmesi ve kullanılması sonucunda toprak kalitesi değişebilmektedir. Toprak kalitesini doğru şekilde açıklayabilmek için toprağın sahip olduğu fonksiyonları bilmek gerekir. Bunun yanında toprak kalitesi ile tarımsal aktivite arasındaki ilişkiyi de tanımlamak gerekir. Kapasite; toprak oluşumunu belirleyen iklim ve topografya gibi özelliklere bağlı olarak açığa çıkan özelliklerden biridir. Toprak etütleri ile ölçülen bu özellikler renk, tekstür ve eğim gibi ifadelerle belirtilir. Toprak kalitesi direk olarak ölçülemeyeceğinden indikatörleri bilmek gereklidir. Belirtilen indikatörler kolay ölçülebilir olmalıdır. Ayrıca toprak fonksiyonlarının iyileştirilmesi

konusunda da yardımcı olmalıdır. İndikatörler kimyasal, fiziksel ve biyolojik karakteristiklerde olmalıdır. Kullanılacak indikatörlerin bazı özellikleri aşağıda verilmiştir.

- Kolayca ölçülebilir olmalıdır,
- Toprağın özelliğine göre değişim göstermelidir,
- Tüm koşullar için kabul edilebilir olmalıdır,
- Olumsuz arazi koşullarında rahatça uygulanabilir olmalıdır,
- İklim değişimlerine bağlı olarak değişim göstermelidir.

Toprak kalitesinin en önemli özelliklerinden biri olan toprak organik maddesi, hayvansal ve bitkisel kalıntıların temel kaynağını oluşturmaktadır. Organik madde; karbon, oksijen, azot, kükürt ve hidrojen döngülerinde yer almaktadır. Toprak organik maddesinin en önemli kısmını humus oluştururken, geriye kalan az bir kısmını ise canlı organizmalar oluşturmaktadır (Özulu 2006). Toplam organik madde (TOM), aşağıda verilen bazı özelliklerden dolayı toprak için önemli sayılmaktadır.

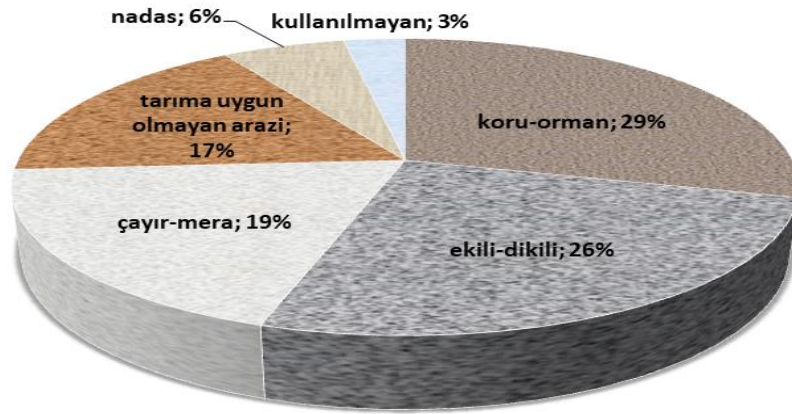
- Toprak yapısının dengesi,
- Bitki besin elementlerinin sağlanması,
- Su tutma kapasitesinin korunması,
- İklim düzenleme etkisi için kritiktir.

Yukarıda belirtilen özelliklerden dolayı bir tek tarımsal üretim için değil aynı zamanda çevresel durumlar içinde önemli sayılmaktadır. Sonuç olarak, toprağın olmazsa olmazlarından biri toprak organik maddesidir. Yüksek oranda enerji ve besin kaynağı olan organik madde topraktaki mikroorganizmaların aktivitelerini arttırarak bitkiler için gerekli besin elementlerinin alımını arttırmaktadır. En önemli özelliklerinden biri de kükürt, azot ve fosfor elementleri için önemli bir depo görevi görmesidir. Topraktaki kil, kum ve silt taneciklerinin birbirine bağlanmasını sağlamaktadır. Bunun sonucu olarak da toprağın erozyona olan direncini arttırmakta ve yağmur sularının toprağa daha çok sızmasına olanak sağlamaktadır. Suyun ve havanın toprak içindeki hareketini düzenlemekte ve topraktaki sıkışma oranını azaltmaktadır. Tamponlama kapasitesini arttırarak bitkilerin daha fazla besin elementinden faydalanmasını sağlamaktadır.

Bitkilerin hastalıklara ve zararlı organizmalara olan direncini de arttırmaktadır (Katkat ve ark. 2018).

2.2. Türkiye Tarım Toprakları İçeriği

Türkiye'de toplam arazinin %26,4' ü ekili-dikili arazi, %5,5' i nadas alanı, %18,6' sı çayır-mera arazisi, %29' u koruluk ve orman alanı, %3,3' ü tarım yapılabildiği halde kullanılmayan arazi, %17,2' si ise tarıma uygun olmayan arazidir. Şekil 2.2' de görüldüğü gibi Türkiye'nin tarıma uygun toprak yapıları çok geniş bir aralıkta değildir



Şekil 2.2. Türkiye tarım alanlarının durumu (Yiğitbaşıoğlu 2000)

Türkiye'de değişik derinliklere sahip topraklar bulunmaktadır. Bunlar iklim koşullarından, toprağın jeolojik özelliklerinden ve tektonik hareketlerden oluşmaktadır. Türkiye genelinde 29 milyon hektar alanda 0-20 cm, 9 milyon hektar alan 50-90 cm, 24 milyon hektarlık alanda 20-50 cm, 11 milyon hektar alan da ise 90 cm'den daha fazla toprak derinliğine sahiptir (Doğan 1995).

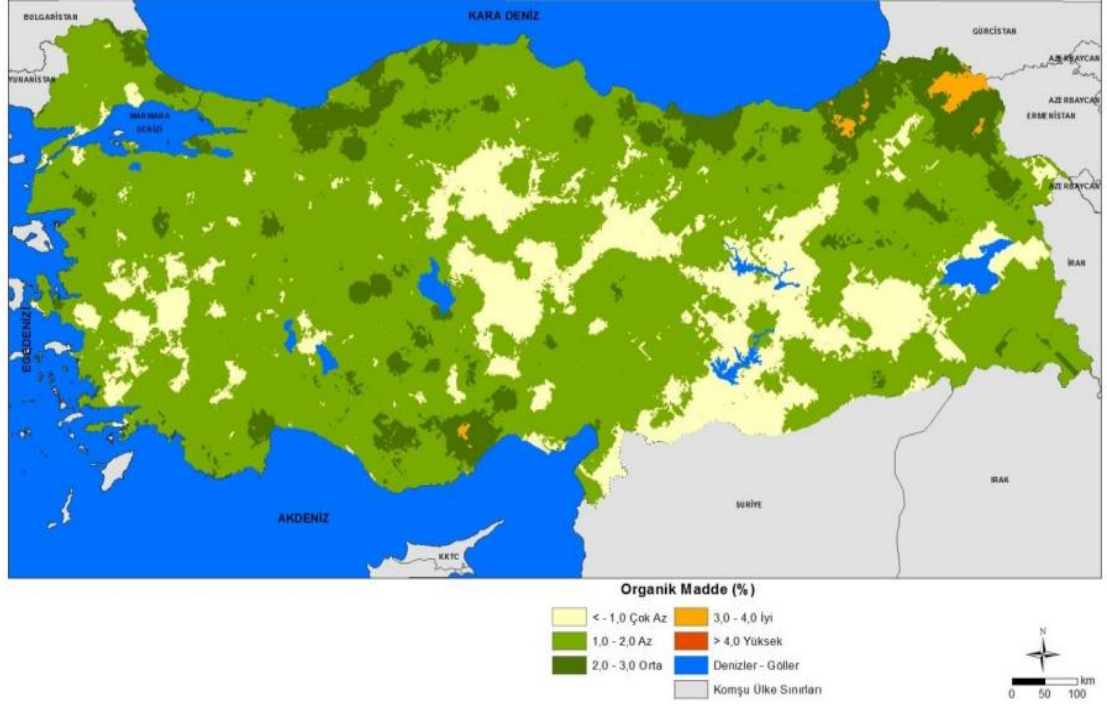
2.3. Türkiye Tarım Topraklarında Organik Madde İçeriği Dağılımı

Toprakların fiziksel ve kimyasal özelliklerini oluşturan organik madde toprakların önemli bir yapı malzemesidir. Toprak organik maddesi genel olarak bitkisel ve hayvansal atıklardan oluşmaktadır. Organik madde bitki besin maddelerini kapsayan ve depolayan çok iyi bir toprak düzenleyicisidir. Toprağın organik maddesi denilince akla 2 kavram gelmektedir; bunlardan biri organik gübre diğeri ise humus' tur. Humus; bitkisel ve hayvansal atıkların toprağa düşmesi sonucunda mikroorganizmalar tarafından ayrışarak oluşan stabil ve homojen bir maddedir. Bu atıkların parçalanması sonucunda humus meydana gelmekte ve oluşan humus toprağın kimyasal, fiziksel ve

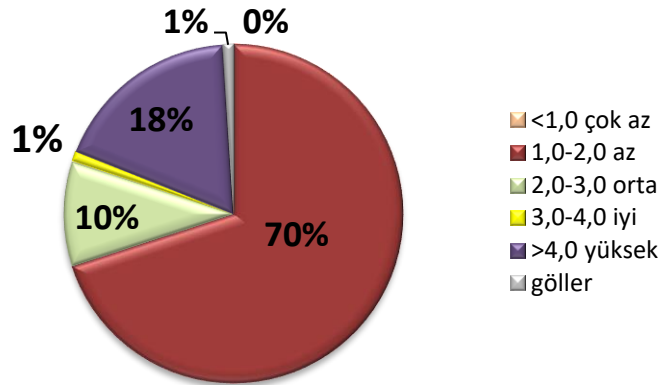
biyolojik özelliklerini düzenlemektedir. Organik madde tüm bitki besin maddelerinin özellikle de azotun kaynağını oluşturmaktadır. Topraktaki azotun en iyi göstergesi organik maddedir. Bitki topraktaki organik maddede bulunan azottan direk olarak faydalanamamaktadır. Organik maddenin mikrobiyal parçalanması sonucunda azotun amonyum ve nitrata dönüşmesiyle bitki organik maddenin kapsadığı azottan yararlanabilmektedir.

Organik madde tarıma uygun dengenin oluşmasında en önemli rolü oynamaktadır. Organik madde toprağın havalanma, ısınma ve su tutma gibi fiziksel özelliklerini iyileştirmenin yanında bitki besin maddelerinin çözünürlüğünü artırarak toprağın kimyasal özelliklerine de olumlu etki etmektedir. Ülkemizde topraklardaki organik maddenin kaynağını tarımsal işletmelerden sağlanan ahır gübresi oluşturmaktadır. Ahır gübresinin tezek olarak kullanılması bu kaynaktan tarımsal anlamda yeterince yararlanmayı belirli bir ölçüde azaltmaktadır. Türkiye topraklarının organik madde dağılımı Şekil 2.3’ te gösterilmiştir. Organik madde kapsamı çok az olan toprakların miktar ve oransal olarak bulunduğu tarım bölgesi en fazla Ege bölgesidir (%38,13 ve 1 245 020 ha). Organik madde kapsamı az olan toprakların oransal ve miktar olarak en fazla bulunduğu bölge ise Ortadoğu’ dur (%52,35 ve 1 584 208 ha). Organik madde kapsamı iyi olan toprakların oransal ve miktar olarak en fazla bulunduğu bölge Karadeniz’ dir (%16,48 ve 439 847 ha). Organik madde kapsamı yüksek olan toprakların oransal ve miktar olarak en fazla bulunduğu bölge yine Karadeniz Bölgesidir (%16,17 ve 431 511ha).

Türkiye genelinde topraklardaki organik madde miktarı düşüktür. Topraklardaki organik madde miktarı az ise daha fazla alan kaplamaktadır (55 572 605 ha). Bunu sırası ile organik madde kapsamı orta olan topraklar, (770 353 9206 ha) çok az olan topraklar, (14 216 623 ha) iyi olan topraklar (437678 ha) ve yüksek olan topraklar izlemektedir (5788 ha). Oransal dağılım ise aynı sıraya göre %70,519 %9,775 %18,040 ve %0,555 şeklindedir (Sönmez 2018). Şekil 2.4’te Türkiye topraklarının organik madde (%) grafiği gösterilmektedir.



Şekil 2.3. Türkiye topraklarının organik madde (%) haritası (Sönmez 2018)



Şekil 2.4. Türkiye topraklarının organik madde (%) grafiği (Sönmez 2018)

2.4. Toprak Kirliliği

Toprak organik madde ve kayaların ayrışmasıyla oluşmaktadır ve içerisinde su, hava ve pek çok canlıları bulunduran bir maddedir (Ergene 1993). Teknolojinin gelişmesiyle besin ihtiyacımızı karşıladığımız topraklar büyük ölçüde kirlenmektedir. Kirliliğin artmasıyla sebze, meyve ve tarımsal ürünlerin yetiştirildiği alanlar azalmaktadır (Syed 2005). Kirlilik kaynakları 4 sınıf altında toplanabilmektedir;

- Tarımsal kirleticiler,
- Endüstriyel kirleticiler,

- Belediyeye ait kirleticiler,
- Nükleer kirleticiler (Alloway 1995).

Toprak kirliliği ise, toprağa ilave edilen kirletici solüsyonların yol açtığı bir olgudur. Kimyasal, fiziksel ve biyolojik süreçlerden meydana gelen çevresel kirleticiler toprağın flora ve faunasını etkilemektedir. Bu kirlilik kaynakları başta toprak kirliliğine ve buna bağlı olarak yer altı suyu kirliliğine, nehir göl kirliliğine, ağır metal kirliliğine ve deniz kirliliğine neden olmaktadır (Jack 2001).

Toprağın kirlenmesi toprakta bulunan canlı yaşamını da büyük ölçüde etkilemektedir. Toprakta bulunan bakteriler sayesinde verimlilik yükseltilmektedir. Toprakta pestisitlerin ve kimyasal gübrelerin yoğun şekilde kullanılması besin elementlerinin üretilmemesine ve bakteri yeteneklerinin kaybolmasına sebep olmaktadır (Fiedler 1990).

2.5.Toprakların Organik Madde İçeriğini Arttıran ve Toprak İyileştiricisi Etkisi Olan Uygulamalar

Organik gübreler hayvan, bitki ve insan kaynaklı kalıntılardan meydana gelmektedir. Organik madde kaynağına göre değişik miktarlarda elementler içermektedir. Yapılarında azot (N), fosfor (P), potasyum (K) gibi besin elementleri bulunmaktadır.

2.5.1. Anız

Toprakların en önemli organik madde kaynaklarından biride anızdır. Anız yakılmalarının yasaklanmasına rağmen her yıl yaklaşık olarak 12 milyon hektar tahıl ekim alanımızın en az %25'inde (3 milyon ha) anız yakılmaktadır. Yapılan birçok çalışmada hektar başına anız miktarının ortalama 3.29 ton olduğu belirtilmektedir. Bu durumda her yıl yaklaşık 10 milyon ton anız yakılmaktadır (Katkat ve ark. 2018).

2.5.2. Hayvan gübresi

Hayvan gübresi denince akla küçükbaş, büyükbaş ve kümes hayvan atıkları gelmektedir. Ülkemizdeki hayvan oranlarına bakıldığında 87 milyon ton organik gübre üretilmektedir. 3 milyon hektarlık bir alanda kullanılan bu gübreler bitkilerin kalite ve verim oranlarının artmasına katkı sağlamaktadırlar. Hayvansal atıklar kontrolsüz yığınlar haline getirildikten sonra anaerobik ayrışma işlemleri sonucunda organik gübre

şeklinde kullanılmaktadırlar. KontROLSÜZ anaerobik birikimlerden metan gazı açığa çıkmakta ve uzun süren ayrışmalar sonucunda bitki besin elementleri kaybolmaktadır. Bunun neticesinde mikrobiyolojik dezenfeksiyon sağlanamamaktadır. Oluşan bu atıkların araziye gelişigüzel olarak uygulanması sonucunda buharlaşma olayı ile büyük oranda besin elementi kaybolmaktadır. Sonuç olarak tarımsal üretim açısından beklenen yarar tam anlamıyla sağlanamamaktadır. Çevresel zararların minimize edilmesi için hayvansal atıkların havasız ortamda çürütülerek biyogaz üretiminde ve bunun neticesinde enerji elde edilmesinde kullanılması yaygın olarak tercih edilen bir uygulamadır. Biyogaz tesislerindeki arta kalan maddeler ise organomineral gübre olarak kullanılmakta ve tarımsal üretime katkı sağlanmaktadır.

2.5.3. Vermikompost

Organik yapıya sahip olan solucan organik gübresi, toprağın doğal dengesini koruyarak bitkilerin daha sağlıklı ve verimli olmasını sağlamaktadır. Kırmızı Kaliforniya solucanının dışkısından elde edilen organik gübre ile yapılan denemeler sonucunda; bitki kök yapılarının daha hızlı ve sağlıklı geliştiği, ürünlerin doğal içeriklerini zenginleştirdiği ve ürünlerde kalite artışına neden olduğu sonucuna varılmıştır. Denemeler neticesinde verim üzerinde %30 ile %70 oranlarında artış olduğu ve bitkisel hastalıklarda önemli oranlarda azalmaların meydana geldiği tespit edilmiştir (Namlı ve ark. 2014).

2.5.4. Bitkisel, gıda endüstrisi ve kentsel organik atıklar

Bitkisel atıklar genellikle kompost şeklinde topraklara uygulanmaktadır. Bu atıklara örnek olarak; ağaç yaprakları, çim ve budama atıkları, sera üretim atıkları, bozulmuş yem, meyve, saman artıkları gösterilebilir. Bitkisel üretim ile yaklaşık olarak 12,8 milyon ton organik atık açığa çıkmaktadır. Diğer taraftan, ülkemizde günde kişi başına 1,5 kg çöp oluşmaktadır (Yaman 2012). Bu çöpün %50'si organik yapıdadır. Yılda yaklaşık olarak 22 milyon ton organik atıktan 11 milyon ton kompost üretilmektedir. Atıklardan üretilen kompostun topraklara uygulanmasıyla topraktaki toplam organik madde miktarı artmaktadır.

2.5.5. Atık su arıtma çamurları

Günümüzde çevre bilincinin yükselmesiyle arıtma tesislerinin oluşturulması zorunlu bir hale gelmiştir. Bu nedenle atık suların arıtılması sonucunda açığa çıkan arıtma çamuru miktarları da artış göstermektedir. Günümüzde arıtma çamurlarının bertarafında, bertarafın çevreyle uyumlu olmasına dikkat edilmektedir. Organik kaynakların yetersiz olduğu durumlarda uygun özellikler gösteren atık su arıtma çamurları alternatif bir kaynak olarak kullanılabilir. Toprakta organik maddenin istenilen orandan eksik olması arıtma çamurunun toprakta kullanımına olan ilgiyi arttırmaktadır. Arıtma çamurları N ve P gibi en önemli besin elementlerini içermeleri ile bitki gelişimine ve toprak verimliliğine fayda sağlamaktadır. Arıtma çamurları bünyesinde toksik elementleri ve patojen mikroorganizmaları da içerebildiğinden, yapılan uygulamalar çevre açısından zararlı da olabilmektedir. Arıtma çamurunun karakteristiği atık suyun özelliklerine ve uygulanan işlemlere göre değişmektedir. Arıtma çamurunun toprağa uygulanmasını değerlendirmeden önce kimyasal içeriğini belirlemek çok önemlidir. Kimyasal özellikleri bakımından toprağa zarar vermeyecek nitelikteki arıtma çamurlarının toplam N ve P miktarının bilinmesi uygulama yapılacak alana ne kadar çamur verilmesi gerektiği konusunda fayda sağlamaktadır. Arıtma çamurlarının çevre ve insan sağlığına olan zararlarının önlenmesi için topraklarda kullanımına ilişkin denemeler yürütülmelidir.

2.5.6. Yeşil gübreleme

Bitkilerin ihtiyaç duydukları azot iki şekilde karşılanabilmektedir. Bunlardan birincisi mineral kaynaklı gübrelerin toprağa verilmesi iken ikincisi atmosfer azotunun bakteriler yardımıyla toprağa bağlanmasıdır. Atmosferde azot gazı %78 oranında bulunmaktadır. Bitkiler ve mikroorganizmalar bu azottan doğrudan yararlanamazlar. Bazı mikroorganizma grupları atmosferde bulunan serbest azotu bitkilerin yararlanabileceği amonyum formuna dönüştürürler ve bu olaya azot fiksasyonu denilmektedir. Azot bağlanmasında etkili olan mikroorganizmalar topraktaki mineral azot miktarını azaltmakta ve daha kolay bir şekilde toprağa azot kazandırarak mineral azottan kaynaklanan sorunları en aza düşürmektedir. Baklagiller tarafından toprağa kazandırılan azot miktarı yılda yaklaşık olarak 70-300 kg/ha' dır. Yeşil gübrelemede öne çıkan en önemli bitkiler üçgül, fiğ, yonca gibi yem bitkileridir (Karakurt 2009).

2.5.7. Leonardit

Tarih öncesi zamanlarda oluşmuş bitki ve hayvan kalıntılarının bataklıklarda ve sucul ortamlarda çökelerek sıcaklık ve basınç gibi koşullarda volkanik etkiler neticesinde milyonlarca yılda parçalanması ve oksidasyonu sonucunda oluşmuş organik killi bir topraktır. Yüksek hümit asit içeriğine sahip olmasının yanında linyit yatakları içinde önemli bir kayacıdır. Türkiye’ deki leonardit kaynağının yaklaşık 5 milyon ton olduğu bilinmektedir. Leonardit organik tarımda, toprak iyileştiricisi ve organik gübre şeklinde kullanılmaktadır (Aydın ve ark. 2018).

2.5.8. Biyokömür

Kaynakları odunsu ve hayvansal artıklar, ürün kalıntıları, kentsel belediye katı artıkları ile işlenmiş kâğıt artıkları olan yeniden üretilebilen organik gübrelerin, karbonizasyon yöntemi ile çok düşük veya tamamiyle oksijensiz koşullar altında piroliz işleminden geçirildikten sonra elde edilen gübreler biyokömür olarak adlandırılmaktadır. Biyokömür kararlı yapıdaki karbon içeriği fazladır. Asitli topraklarda kireç etkisi yaparak pH’ı arttırmaktadır. Biyokömürün katyon değişim kapasitesi yüksektir ve yapısından kaynaklı toprağın su tutma kapasitesini arttırmaktadır. Biyokömürün birçok önemli özelliği bulunmaktadır. Bunlardan en önemlisi topraktan N₂O (azot oksit) ve CH₄ (metan) salınımını azaltmasıdır. Bu azalma mikrobiyal faaliyeti ve verimi yükseltmektedir. Biyokömürün kompost ile karıştırılması sonucunda karbon depolama kapasitesi yükselmektedir. Tarım topraklarında biyokömürün kullanılabilmesi için toprak yapısının, üretilen gübre tiplerinin ve ürün verimliliğinin bilinmesi gerekmektedir (Katkat ve ark. 2018).

2.6. Leonarditin Özellikleri ve Topraktaki Etkileri

Kimyasal ilaçların tarım faaliyetlerinde kullanılması sonucu doğanın düzeni bozulmaktadır. Kimyasal ilaçlar toplum sağlığında olumsuz etkilemektedir. Son zamanlarda organik gübre kullanımına ağırlık verildiğinden azot ve fosforlu ticari gübre kullanımı azalmaktadır. Gün geçtikçe organik tarıma talep artmaktadır. Organik tarım nüfusa zarar vermeyen, toprakların sürdürülebilir olmasını sağlayan, çevre kirliliğini azaltan doğal bir yöntemdir ve organik gübrelerin toprakta kullanımını önceliklemektedir. Ülkemizde bulunan organik kaynaklar yeterli miktardadır. Bunlardan en önemlisi ise leonardit gübresidir (Engin ve Cöcen 2012). Linyitin

kömürleşmesi sırasında yüksek oranda oksidasyona uğraması sonucu leonardit oluşmaktadır. Leonardit %35-85 arasında hümik asit içermektedir. Hümik asit dışında karbon ile makro ve mikro besin elementlerini de içermektedir. Bir başka ifade ile leonardit, kömür düzeyine ulaşmamış tamamen doğal olan organik madde şeklinde de ifade edilmektedir (İstanbuluoğlu 2012). Leonardit ile toprak arasındaki en önemli fark bitki besin elementi seviyeleridir. Leonardit yüksek fosfor içeriğine sahiptir. Ayrıca potasyum yönünden fakir, karbon içeriği yüksek ve pH yönünden nötr bir maddedir. Bitkiler tarafından alınabilecek Fe, Mn, Cu, Zn gibi mikro besin elementlerince de zengindir (Engin ve ark. 2012). Toksik element içeriğinin düşük olması, bitki besin elementleri içermesi ve hümik asit içeriğinin yüksek olması sebebiyle hem dünyada hem de Türkiye’de yapılan çalışmaların büyük bir bölümünde leonarditin gübre olarak kullanımı üzerinde durulmuştur. Leonarditin tarımsal topraklarda gübre olarak kullanılması ve hümik madde içeriği ile ilgili birçok araştırma yapılmıştır (Özel 2011). Leonarditin organik madde içeriği %75 değerine ulaşmaktadır. Başka bir ifade ile de leonardit oksijen ve besin içeriği az olan göller veya bataklıklarda meydana gelen çökelmelerle oluşmaktadır. Tortul kayaçlar ise havasız ortamda oluşmaktadır. Genellikle yeşil renkte olan leonardit, bazı durumlarda kahverengi de olabilmektedir. Kuruduğunda ise gri rengine bürünmektedir. Leonardit yaş iken esnek ve kauçuk bir yapıdadır. Kuruduğunda düşük yoğunluğa sahipken daha sert büzülerek sert toprakları oluşturmakta ve bu yüzden kolayca kırılmaktadır. Leonarditin pH değeri, organik madde miktarı, C/N oranı, hümik asit içeriği, organik madde miktarı ve özgül ağırlığı en önemli parametrelerdir. Çizelge 2.1’ de leonarditin bazı özellikleri verilmiştir. Leonardit alg kapsayan tabakalarda bitkilerin ayrışması sonucu oluşan rengi griden siyaha kadar değişen ve suda yaşayan organizmalar tarafınca zengin çeşitli yapıda organik madde içeren, çamurumsu yapıda olan bir çeşit topraktır. Leonardit bitki besin elementleri yönünden kıyaslandığında fosfor, kalsiyum ve karbonat içerikleri yüksek, potasyum yönünden fakir ve pH nötr civarındadır. Bitki tarafından alınabilir mikro elementleri (Fe, Mn, Cu, Zn) yeterli düzeydedir. Leonarditin bazı kimyasal analiz değerleri Çizelge 2.2’ de gösterilmiştir. Yüksek miktarda besin elementleri içermesi ve toksik element içeriğinin az olması nedeniyle ülkemizde pek çok çalışma yapılmıştır (Anonim 2009).

Çizelge 2.1. Leonarditin fiziksel özellikleri (Pekcan 2018)

Fiziksel özellik	Düşük	Orta	Yüksek
Hüyük asit değeri (%)	30-50	50-65	65-85
OM (%)	35	50	65
pH değeri	6,5 ±1	5,5 ±1	4 ±1
C/N	21 ±1	19 ±1	17 ±1
Özgöl ağırlık (gr/cm ³)	1,4 ±0,1	1,2 ±0,1	0,8 ±0,1

Çizelge 2.2. Yüksek kalite bir leonarditin örnek kimyasal analiz değeri (Engin ve Cöcen 2012)

Parametre	Değer, % olarak
Karbon	30,7
Hidrojen(H)	2,4
Azot(N)	1,7
Kükürt(S)	1,5
Oksijen(O)	34
TOM	86
Nem	15-20
Hüyük asitler	65-85

2.6.1. Leonarditin tarihçesi

Leonardit toprakların kimyasal, fiziksel ve biyolojik özellikleri üzerinde olumlu etkiye sahip olup yüzlerce yıl boyunca nem, basınç ve ısı altında oluşan doğal bir gübredir (Kacar 1977). Leonardit ismini ABD Kuzey Dakota Eyaletinde bulunan Dr. Leonard'tan almıştır. 1940 ve 1950 yıllarında bilim insanları bitki ve topraktan meydana gelen linyitin hüyük asitçe zengin olduğunu ortaya çıkartmışlardır. Leonardit yakıt şeklinde kullanılmadığından kömür madenciliğinin atık ürünü şeklinde kullanılmaktadır. Birçok araştırmacı leonarditi tarımsal topraklarda kullanarak %20 kazanç sağlamışlardır. Bu kazançla beraber, leonarditin toprak iyileştirici ve organik gübre şeklinde kullanımı üzerine pek çok çalışma yapılmıştır (Engin ve ark. 2012). Leonarditin tam kömürleşme süreci bitmeden yüksek oranda oksidasyona uğramasıyla hüyük asit içeriği artmaktadır Leonardit ve linyit birbirlerinden farklı birçok özelliğe sahiptir. Aralarındaki en büyük farklar leonarditin yapısındaki yüksek oksijen içeriği ve birden fazla yakıt olarak kullanılma imkânının linyitte bulunmamasıdır (Olivella ve ark. 2002).

2.6.2. Leonarditin kullanım alanları ve yararları

Leonardit, humik asit üretiminde kullanılan en önemli ana hammaddelerden biridir. Bunun yanında tarımda ise toprak şartlandırıcı şeklinde kullanılmaktadır. Leonarditin kullanım alanları aşağıda belirtirdiği gibidir;

- Sondaj çamuru katkı maddesi olarak,
- Bataklıkların temizlenmesi ve iyileştirilmesinde,
- Hayvan yemi katkı maddesi olarak,
- Hava filtre sistemlerinde,
- Su filtre sistemlerinde,
- Deniz petrol kirlenmelerinin temizlenmesinde,
- Denizlerdeki radyoaktif kirlenmelerin temizlenmesinde,
- Vitamin hapları ile ilaçlarda,
- Kozmetik sektöründe,
- Tarımda, organik toprak şartlandırıcı olarak,
- Hüyük asit konsantresi (humat) üretiminde ana hammadde olarak,
- Toprağın iyileştirilmesinde.

Organik tarımda leonardit gübresi son zamanlarda büyük önem kazanmaktadır. Tarımda leonardit kullanımının yararları aşağıda belirtilmiştir (Engin ve Cöcen 2012);

- Verimde yüksek oranda artış sağlanmaktadır.
- Daha kaliteli ve besleyici ürünler elde edilmektedir.
- Büyük ölçüde erkencilik sağlanmaktadır.
- Kullanılan gübre miktarı çok azalmaktadır.
- Toprağı ıslah etmektedir.
- Toprakta oluşan her türlü kirliliği gidermektedir.
- İyi havalandırma sağlamaktadır.

- Toprağın su geçirgenliğini arttırmaktadır.
- Kumlu topraklarda oluşan organik madde miktarını arttırmaktadır.
- Toprağın su tutma kapasitesini arttırmaktadır.
- Su kayıplarını azaltarak toprak nemini korumaktadır.
- Güneş enerjisinden daha iyi yararlanmayı sağlamaktadır.
- Topraklarda meydana gelen mikroorganizma faaliyetlerinin artmasını sağlamaktadır.
- Toprağın pH yapısını düzenlemektedir.
- Küçük toprak parçalarını birleştirerek çatlamasını önlemekte, dolayısıyla su kaybını azaltmaktadır.
- Besinlerin ve suyun kökler tarafından alınmasını teşvik etmektedir.
- Bitkiler için organik madde ve mineral sağlamaktadır.
- Katyon değişim kapasitesine sahiptirler.
- Bitkilerdeki klorozun giderilmesine yardım etmektedir.

2.6.3. Leonarditin tarımda kullanımı

Leonardit tarımda katı (granül) veya sıvı olarak 2 şekilde kullanılmaktadır. Leonarditin tarımda katı halde kullanılması için madenden çıkartılan leonarditin; öğütülmesi, elenmesi, kırılması, kurutulup suyunun alınması ve içerisindeki yabancı maddelerin temizlenmesi gibi bir takım fiziksel işlemlerden geçirilmesi gerekmektedir. Daha sonra torbalanıp tarlaya iletilen leonardit toprakla karıştırılmaktadır. Leonarditin tarımda sıvı halde kullanılması için, leonardit reaktör adı verilen kazanlarda potasyum hidroksit ile kimyasal işleme sokulmaktadır. Bu şekilde elde edilen hümik asit homojenizasyon ve filtrasyon işlemlerinden geçirildikten sonra şişelenip satılmaktadır. Katı ve sıvı haldeki leonarditin üretilmesi ve satılması sırasında gerekenler sırasıyla Çizelge 2.3 ve 2.4 'te verilmiştir. Tarlada sulama suyuna sıvı leonartinin karıştırılmasıyla büyük oranda verim sağlanmaktadır (Turgay ve ark. 2009).

Çizelge 2.3. Katı haldeki leonarditin üretilmesi ve satışı için yerine getirilmesi gerekenler (Anonim 2004)

Katı haldeki leonardit	- TOM en az %25 - Toplam humik + fulvik asit en az %5 - Humik asit en az %3 - Nem en çok %30 - 10 mm'lik elekten ürünün %90'ı geçecektir - Üründe kullanılan hammaddeler belirtilecektir - Etiket bilgilerinde pH belirtilecektir - Toplam azot (eğer %1'i geçerse) belirtilecektir
------------------------	---

Çizelge 2.4. Sıvı haldeki leonarditin üretilmesi ve satışı için yerine getirilmesi gerekenler (Anonim 2004)

Sıvı haldeki leonardit	- Toplam humik + fulvik asit en az %5 - Humik asit en az %7 - Etiket bilgilerinde pH belirtilecektir
------------------------	--

Leonardit toprak iyileştirmede kullanılan önemli bir organik madde kaynağıdır. %50 oranında organik madde içermektedir. Bunun yanı sıra %40 oranında da humik asit bünyesinde bulundurmaktadır. Leonardit'in tuzsuz ve pH düzeyinin yaklaşık olarak 6,5 olması tarımsal faaliyetlerde kullanılmasında önemli bir yarar sağlamaktadır. Yüzbinlerce yıl süre içerisinde oluşan leonardit tamamen organik kökenli olup, toprağa uygulanmasıyla humik ve fulvik asit sağlamaktadır. Toprakları kireççe zengin olan Türkiye topraklarında leonardit, bünyesinde bulundurduğu organik asitlerle bitki besin maddelerinin alımını sağlamaktadır. Leonardit yüksek su tutma kapasitesine sahiptir. Bu özelliği ile sulama suyunun topraktan uzaklaşmasını engelleyerek su tüketiminin azalmasına neden olmaktadır. Leonarditler genç kömürler olduğundan, bünyelerinde karbonil, karboksil ve eter grupları halinde fazla miktarda oksijen bulundurdukları için diğer kömürlere kıyasla organik gübre üretimi daha kolay olmaktadır. Tarımda kullanılan leonardit toprakta fiziksel, kimyasal ve biyolojik iyileştirme sağlamaktadır. Humik asitlerin toprakta kullanılmasının birçok yararı bulunmaktadır. En önemli yararlarından bazıları toprağın su tutma kapasitesinin artmasını, hızlı ısınmasını ve bitki besin elementlerinin alınmasını sağlamaktadır. Leonardit çeşitli birçok işlemden geçmektedir. Bu işlemler sırasıyla leonarditin kırılması, öğütülmesi, elenmesi, yabancı maddelerin temizlenmesi ve kurutulup suyunun alınmasıdır. Leonardit homojenizasyon işleminden geçirildikten sonra torbalanıp toprağa verilmektedir. Diğer bir alternatif olarak leonardit KOH gibi bir alkali madde ile reaktörde kimyasal işleme tabi

tutulmaktadır. Bu işlemler neticesinde sıvı hümik asit oluşmaktadır. Birçok işleme tabi tutulan sıvı hümik asit paketlenip satılmaktadır. Toz ve sıvı halde bulunabilen leonarditler sulama suyuna ilave edilerek kullanılabileceği gibi, bitkinin yaprağından da uygulanabilmektedir. Katı halde bulunan leonardit tarımsal alanlarda tek başına kullanılabilmemesinin yanında yapay kimyevi veya doğal gübreler ile karıştırılarak da toprakta kullanılabilmektedir. Yapılan bir çalışmada leonarditin toprağa uygulanması sonucunda, bitki boyunda, bitki gövde çapında ve azot miktarı üzerinde sırasıyla %57, %30 ve %64 oranlarında artış meydana geldiği tespit edilmiştir (Özel 2011). Leonarditin içerdiği bitki besin elementleri ile bitkinin ihtiyaç duyduğu tüm makro elementleri sağlamak güçtür. Leonarditin tek başına kullanılmasındansa başka organik gübre uygulamaları ile beraber kullanılmasıyla daha fazla yarar sağladığı yapılan tüm çalışmalarda araştırmacılar tarafından belirtilmiştir (Ergönül 2011). Mevcut bulgular ışığında leonarditin bitkinin mikro element ihtiyacını karşılayabilir potansiyelde olduğu söylenebilmektedir.

2.6.4. Türkiye’de leonardit

Türkiye’de bulunan tarım topraklarında son zamanlarda organik madde seviyesi %1’in altına düşmektedir (Eyüpoğlu 1999). Ülkemizde çok önemli linyit yatakları bulunmaktadır. Linyitin üst tabakalarında oksitlenme ile oluşan leonardit, aynı zamanda potansiyel bir leonardit kaynağıdır (Engin ve Cöcen 2012). Leonardit bitki besin elementleri içermesi, humik asit içeriğinin yüksek olması ve toksik element içeriğinin düşük olması gibi birçok özelliğe sahiptir. Bitki büyüme verimine olan etkisi ve humik madde içeriğinin değerlendirilmesi gibi konularda da çeşitli çalışmalar yapılmıştır. Son yıllarda ise leonarditin tarım alanlarında organik bir gübre olarak değerlendirilmesinin ön planda olduğu görülmektedir. Ülkemizde 1990’lı yıllardan beri tarım topraklarında kullanılan organik gübrelere ek olarak leonardit kullanımı da yaygınlaşmaya başlamıştır. Ülkemizde bulunan büyük bir kısmı organik maddece fakir olan tarım topraklarında leonardit çok önemli bir yere sahiptir. Bu zamana kadar leonarditin ülkemizde yapılan çalışmalar sonucunda temin edilerek ülkemiz yataklarından kullanılması daha akılcı bir yöntemdir (Özel 2011).

2.6.5. Leonarditin toprak düzenleyici ve organik materyal özelliği

Toprağa ahır ve işletme gübreleri ilave edilerek topraktaki organik madde yetersizliği büyük ölçüde giderilebilmektedir. Ancak ahır gübreleri bazı bölgelerde tezek şeklinde ısınma amaçlı kullanılmaktadır. Bu nedenle her zaman bulunması olanaksızdır. İşletme gübresi kullanımı da oldukça pahalı bir alternatif olmaktadır. Bu nedenle, bu sorunu giderecek çeşitli organik kökenli gübrelerin tarım alanlarında kullanılmasına ihtiyaç vardır. Leonardit gübresi toprağın nem tutma kapasitesini düzenlemekte ve hızlı gerçekleşen pH değişimlerini önlemektedir. En önemli özelliği ise toprağı besleyerek, daha fazla azotun bitkiye geçmesini sağlamasıdır (Özkan 2007). Düşük ısı değere sahip linyitler kullanılarak hazırlanan azotlu organik gübrelerle yapılan sera denemelerinde, özel gübreler, kömür türevli gübreler ve bu gübrelerin karışımlarının uygulanmasıyla buğday bitkisinin gösterdiği gelişme izlenmiştir. Gerekli kıyaslamalar yapıldığında kömür kökenli gübrelerin daha çok kullanıldığı ortaya konmuştur (Peker 1980). Leonarditin organik gübre olarak kullanılmasının yanında toprak düzenleyicisi olarak kullanımının daha yaygın olduğu görülmektedir. Birden fazla organik gübrelerle kıyaslandığında leonarditin bitki gelişimini hızlandırma özelliğinin ön plana çıktığı görülmektedir. Bu özelliği ile leonardit toprağın üretkenliğini de arttırmaktadır. Leonarditin diğer bir avantajı ise hayvan gübresi, kompost ya da torf gibi gübrelere nazaran daha geç parçalanması ve toprakta yarattığı etkinin daha uzun süreli olmasıdır. En yalın ifade ile leonarditin kullanılması bitkiler için çok önemlidir ve büyük fayda sağlamaktadır. Tek sakıncası bitki yüzeyini sert bir tabaka olarak örtmüş olmasıdır. Ekim alanlarına uygulanması ile boş bir alana uygulanması arasındaki fark yok denilebilecek kadar azdır. Tek fark uygulama şartlarının değişmesidir. Leonarditin en yaygın kullanıldığı zaman sonbahar ile ilkbahardır. Leonardit bitki gelişim düzenleyicisi olarak kullanılmaktadır ve genellikle diğer başka gübrelerle birlikte kullanılması gerekmektedir (Savaşürk 2005).

2.6.6. Leonardit ile ilgili yapılan çalışmalar

Turgay ve ark.(2004), tarımsal alanlarda leonardit ve linyiti kullanarak topraklardaki biyolojik özelliklerde meydana gelebilecek faaliyetleri incelemek istemişlerdir. Bu yolla birden fazla leonardit gübresinin topraktaki mikrobiyal biyokütle ve toprak solunumu üzerine etkileri incelenmiştir. Organik gübreyi laboratuvar koşullarında 90 gün süre ile

inkübe etmişlerdir. İnkübasyonun 7, 30, 60 ve 90. günlerinde alınan numuneler ile yapılan ölçümler sonucunda, inkübasyonun ilk yarısında yüksek dozlu leonardit uygulamalarının düşük dozlu uygulamalara göre daha yüksek biyokütle oranı sağlamıştır. İnkübasyonun ikinci yarısında toprağa yapılan her leonardit uygulamasıyla mikrobiyal biyokütlenin düşme eğilimi gösterdiği belirlenmiştir.

Delfine ve ark. (2005), hümik asidi yapraktan uygulayarak toprağa olan etkisi üzerine inceleme yapmışlardır. Bu doğrultuda hümik asitin bitki gelişimi ve fotosentetik metabolizma üzerine etkisi araştırılmıştır. Hümik asidin yaprağa uygulanması ile bitki kuru madde miktarında artış sağlanmıştır. Denemenin devam ettiği her iki yılda da bu etkinin dane verimi ve dane protein içeriğine olan etkisi incelenmiştir. Hümik asitin buğdayın dane verimine, bitki gelişimine ve fotosentetik metabolizmaları üzerine etkili olduğu tespit edilmiştir.

Karaca ve ark.(2005) iki dozda NP içeren kimyasal gübreleri topraklara uygulamışlardır. Gübreleri toprağa uygulayarak toprakta meydana gelen biyolojik değişiklikler ve ağır metal oranlarını incelemişlerdir. %6 NP ve leonarditin birlikte uygulanmasıyla en iyi sonuçlar gözlenmiştir. 6 aylık inkübasyon süreci boyunca NP içeren kimyasal gübrenin tek başına toprağa uygulanmasıyla Cd, Pb, Zn ve Ni oranları büyük ölçüde artış gösterirken, leonardit ile birlikte uygulandığında azalma göstermiştir. Bu sonuçlar doğrultusunda, leonarditin topraklara bulaşan ağır metalleri tutma özelliği de gösterdiği vurgulanmıştır.

Ferrini ve ark. (2005), tarımsal alanlarda leonarditi kullanarak toprakta meydana gelen fiziksel değişimleri gözlemlemek istemişlerdir. Toprak iyileştiricisi olarak kullanılan leonarditin toprağın fiziksel özelliklerini olumlu etkilediği gözlenmiştir. Leonardit uygulaması ile toprakta penetrasyon direnci kontrol ve gübrelemeye göre düşmüş, strüktür daha iyi gelişmiştir.

Arancon ve ark. (2006) vermikompostlardan elde edilen hümik asiti ticari hümik asitler ile karşılaştırarak bir araştırma yapmışlardır. Bitkinin gelişeceği ortam için Metro-Mix360 kullanılmıştır. Çuha çiçeği, biber ve çilek bitkisi için serada çalışmalar yapılmıştır. Yapılan çalışmada hümik asitin 250 ila 1000 mg/kg oranında ilave edilmesi ile biber ve çuha çiçeğinin gelişim gösterdiği gözlenmiştir.

Güneş (2007), kimyasal ve mikrobiyal gübre ile desteklediği leonarditin mısır bitkisinin besin içerikleri üzerine olan etkisini incelemiştir. Bu doğrultuda topraklara farklı oranlarda azot (N) 0, 100, 200, 300, 400 kg/ha, farklı oranlarda leonardit (L) 0, 500, 1000, 1500, 2000 kg/ha eklemiştir. Ayrıca farklı miktarlarda *Bacillus lentimorbus* (BA-142) topraklara ilave edilmiştir. 1000 kg/ha leonardit ve bakteri uygulamasıyla en yüksek bitki ağırlığı, bitki boyu ve kuru madde miktarı elde edilmiştir. Toprağa 1500 kg/ha leonardit uygulamasıyla da en yüksek azot ve fosfor oranlarını gözlemlemiştir.

Demir ve ark.(2012), tarımda leonardit kullanımının patates verim ve toprak özellikleri üzerine etkilerini inceledikleri çalışmada; 200 kg/da leonardit uygulamasının ürün verimliliği açısından en uygun doz olduğunu tespit etmişlerdir.

Kolay ve ark.(2016), organik madde yoğunluğu fazla olan leonardit gübresini farklı dozlarda toprağa uygulamışlardır. Uygulama sonucunda leonarditin toprak özelliklerine olan etkisini incelemiştir. Leonarditin toprak nemi, toprağın hacim ağırlığı ve topraktaki organik madde üzerine olumlu ya da olumsuz etki göstermediği gözlenmiştir. Fakat penetrasyon direnci üzerinde oldukça etkili olduğu belirlenmiştir.

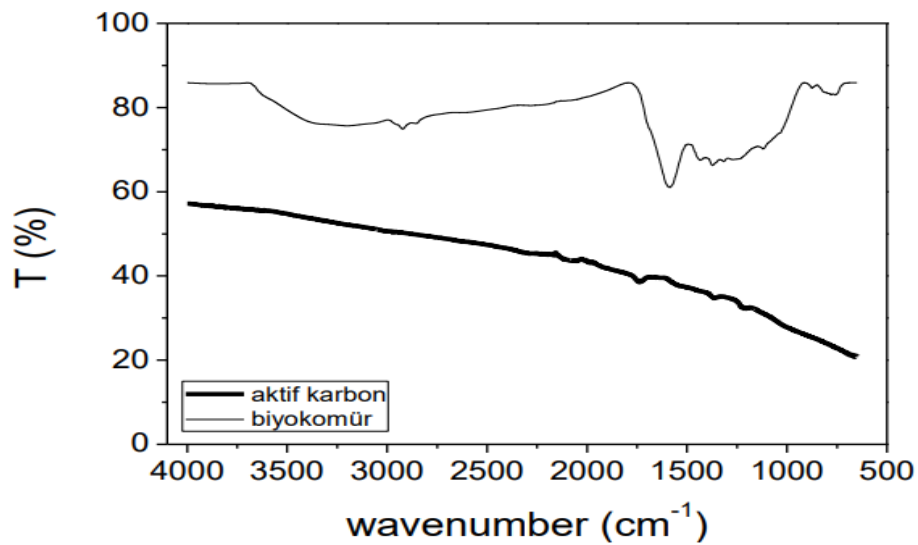
Aydın ve ark. (2018)'ın yapmış olduğu bir çalışmada, leonardit uygulamasının bir fonksiyonu olarak nitrifikasyon veya nitrat amonifikasyonu hızını belirlemek için topraklara 300 mg N kg⁻¹ dozunda KNO₃ veya (NH₄)₂SO₄, leonarditin 0, 1, 2 ve 4 ton da⁻¹ dozu ile birlikte uygulanmıştır. Sonuçlar, leonarditin azot döngüsü üzerindeki etkinliğinin oldukça küçük olduğunu, bu nedenle, azot kayıplarını önleyemediği sonucuna varılmıştır.

Pekcan ve ark.(2018), tarafından yapılan çalışmada ülkemizde kullanılan yerli ve yabancı kaynaklı 28 adet leonardite ait bazı fiziksel ve kimyasal analizler yapılmış ve değerlendirilmiştir. Analizler sonucunda leonarditlerin farklı fiziksel ve kimyasal özelliklere (pH, EC, organik madde, toplam humik+fulvik asit, C/N, KDK, makro ve mikro bitki besin elementleri ve ağır metal) sahip olduğu belirlenmiştir. Ayrıca leonardit örneklerinin % 71,42'si (20 adet) ülkemizde kullanılan ilgili yönetmeliğin tolerans sınırları dışında bulunmuştur.

2.7. Biyokömürün Özellikleri ve Topraktaki Etkileri

Biyokömür organik maddenin az oksijen ile gazlaştırma işlemi ve oksijensiz ortamdaki pirolizi sonucunda oluşan ürüne verilen isimdir. Biyokömür yüksek oranda mineral madde ve karbon içermektedir (Lehmann 2007). Tarımsal alanlarda kullanılan biyokömür toprağın kimyasal, biyolojik ve fiziksel özelliklerini iyileştirerek ve bitkisel üretimi arttırarak ek bir katkı ürünü olarak kullanılmaktadır. Bunların yanında biyokömürün, yüksek özellikli yüzey alana sahip olması, bozulmaya karşı dirençli bir yapı göstermesi ve negatif yüzey yüküne sahip olması gibi pek çok özelliği de bulunmaktadır (Madari ve ark. 2017). Organik maddenin çürüme işlemleri sonucunda CO₂ ve CH₄ gibi sera gazları atmosfere yayılmaktadır. Çürüme işlemleri sonucunda karbon daha kararlı bir duruma gelmektedir. Bu sayede oluşan biyokömür ise topraklara verildiğinde, topraklar için stabil bir karbon kaynağı olmaktadır (Liang ve ark. 2008). Biyokömürün kömüre benzeyen özellikleri ince taneli ve çok gözenekli bir yapıya sahip olmasıdır. Diğer kömür türlerinden ayırt edilen özelliği ise toprak düzenleyicisi olarak kullanılma potansiyelinin yüksek olmasıdır. Biyokömür geniş yüzey alanına sahip olması ve az biyolojik çürüme göstermesi sebebiyle topraklarda uzun süre kalmakta ve kalıcı bir özellik göstermektedir (Lehmann ve Rondon 2006). Kullanım amacı dikkate alındığında biyokömür odun kömüründen tamamen farklılık göstermektedir. Biyokömür yakıt olarak kullanılmaktan ziyade, atmosferik karbonu yakalama ve depolama amacıyla toprakta kullanılmaktadır. Biyokömürün en önemli özelliklerinden biri yüksek katyon değişim kapasitesine (KDK) sahip olmasıdır (Glaser ve ark. 2002). Biyokömürün çok az azot içermesi ve mikroorganizmalarca ayrıştırılmasının uzun bir süreçte gerçekleşmesi gibi özelliklerinden dolayı uygulanan alanlarda uzun süre kalabilmektedir (Ortaç 2018). Biyokömürün yüzey alanı (~500 m²/g), büyüktür ve gözenekli yapıdadır. Ayrıca su tutma kapasitesi ve KDK değeri fazladır. Ayrıca biyokömür topraktaki katyonik olayları da arttırmaktadır. Biyokömürün aromatik ve humik madde içeriği oldukça yüksektir (Lorenz ve Lal 2014). Biyokütleye göre enerji yoğunluğu da fazladır (Alhashimi ve Aktas 2017). Biyokömürün birçok faydası bulunmaktadır. Bunlardan bazıları toprakta bitki gübresi şeklinde ve toprakta karbon depolanmasında kullanılmasıdır (Lorenz ve Lal 2014). Pek çok araştırmacı tarafından yapılan çalışmalarda topraktan organik ve inorganik kirliliklerin giderilmesi için biyokömür kullanılmaktadır (Tan ve ark. 2015).

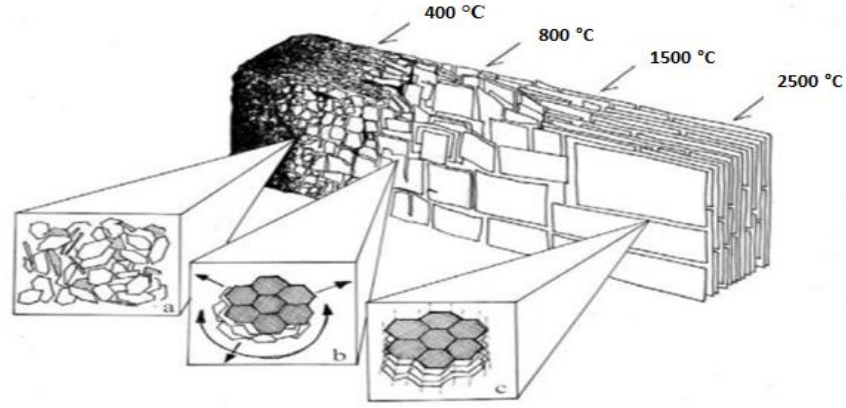
Tüm bu faktörlerin etkisiyle son yıllarda modern biyokömür endüstrisi büyük gelişme göstermiştir. Biyokömürü aktif karbondan ayıran bir takım farklı özellikler bulunmaktadır. Biyokömür üretirirken uygulanan sıcaklık aktif karbona göre daha düşük sıcaklıklardır. Aktif karbon üretiminde biyokütle yüksek oranda karbonlaşmaktadır. Aktif karbonun kimyasal maddelerle karıştırılmasıyla karbonlaşan yüzeyin aktivasyonu sağlanmış olmaktadır. Biyokömür üretiminde ise biyokütle daha düşük sıcaklıklarda karbonlaştırılmaktadır (Akgül 2017). Şekil 2.5'te biyokömür ve aktif kömürün FTIR spektrumları gösterilmektedir.



Şekil 2.5. Biyokömür (çay atığından 400 °C’de türetilmiştir) ve aktif kömürün (carbomix) FTIR spektrumları (Akgül 2017)

2.7.1. Biyokömürün tarihçesi

Biyokömür yüzyıllardır doğada kendiliğinden oluşmaktadır. Ancak modern biyokömür endüstrisi kısmen yeni bir uygulamadır. Toprak altında kalan bitkisel atıklar kendiliğinden oluşmuş olan ot yangınları ile karbonize olmakta ve bu sayede doğal yollarla biyokömür oluşmaktadır. Biyokömür saf karbon dışında hidrojen ve oksijen gibi yan grupları da içermektedir. Amazon bölgesinde rastlanan siyah çernezyum toprakların biyokömür içeriklerinin yüksek olduğu bilinmektedir. Yüksek karbon içeriğine sahip olan biyokömür topraklarda uzun bir süre kalmaktadır (Lehmann and Joseph 2009). Biyokömür piroliz ve gazlaştırma işlemlerine tabi tutulmaktadır. Yüksek sıcaklıklarda (>200°C) kimyasal bağlar kırılarak büyük hidrokarbon molekülleri düşük hidrokarbon moleküllerine parçalanmaktadır. Şekil 2.6’da biyokömürün sıcaklık değişimi ile yapısında meydana gelen değişimler gösterilmektedir.



Şekil 2.6. Biyokömür yapısının sıcaklıkla değişimi (Lehmann and Joseph 2009)

Pek çok araştırmacı yaptıkları çalışmalarında piroliz prosesi ile elde edilen biyokömürün üretim verimliliği üzerinde çalışmış, aynı zamanda biyokömürün kimyasal ve fiziksel özellikleri de detaylıca incelenmiştir (Sümer ve ark. 2016).

2.7.2. Biyokömürün kullanım alanları ve yararları

Biyokömürün kullanım alanları aşağıda belirtilmiştir;

Büyükbaş hayvan çiftliklerinde kullanımı: Çiftliklerde hayvan yemi ve silaj ek maddesi olarak biyokömür kullanılmaktadır. Büyükbaş hayvanların midelerindeki mikroflora süt verimini büyük oranda etkilemektedir. Oluşan toksik içeriklerin biyokömür tarafından engellendiği ve süt veriminin büyük ölçüde arttırıldığı araştırmalar sonucu ortaya çıkmıştır (Sümer ve ark. 2016).

Gazların tutulumu: Birçok araştırmada biyokömürün özellikle hidrojen sülfür gazlarını tutma yeteneklerinin var olduğu vurgulanmıştır (Shang ve ark. 2013). Anaerobik faaliyetler sonucunda hidrojen sülfür meydana gelmektedir. Çoğunlukla çöp toplama merkezlerinde, atık sularda ve biyogaz oluşumu esnasında ortaya çıkmaktadır. Doğal gaz gazlaştırma proseslerinde yan ürün olarak hidrojen sülfür oluşmaktadır. Hidrojen sülfürün özelliklerinden bazıları uçucu, renksiz, zehirli ve oldukça yanıcı bir madde olmasıdır. Tesislerdeki proses ekipmanları için de aşındırıcı bir etkiye sahiptir. Asit yağmurlarınada sebep olduğundan dolayı proseslerden güvenli bir şekilde uzaklaştırılması gerekmektedir. Aktif karbon da hidrojen sülfür gazının procesten uzaklaştırılmasında yaygın olarak kullanılmaktadır (Balsamo ve ark. 2016). Temel olay, gazın, yüksek yüzey alanına sahip olan aktif karbonun mikro boyuttaki gözeneklerine

hapsedilebilmesidir. Aktif karbonun alkalinitesi arttırılarak asidik H₂S gazının aktif karbona tutulması da arttırılabilmektedir. Biyokömür son zamanlarda aktif karbon yerine kullanılabilecek alternatif bir malzeme olarak kullanılmaktadır. Bazı biyokömür örneklerinin yüzey alanı ve gözeneklilik değerleri aktifkarbona benzer değerlerdedir. Hidrojen sülfürün biyokömür maddesi tarafından asdoprsiyonu hakkında yapılan birçok çalışma bulunmaktadır (Nowicki ve ark. 2014). Bambu atıkları, pirinç kabuğu ve kahve endüstri atıkları etkili bir şekilde biyokömüre dönüşebilmektedir. Biyokömür aktif karbona göre daha fazla oksijen içermekte ve yüksek pH değerleri göstermektedir. Ancak yüzey alanları aktif karbona göre daha küçüktür. Hidrojen sülfürü daha etkili bir şekilde uzaklaştırmaktadır (Xu ve ark. 2014).

Enerji depolamada kullanımı: Enejinin doğru şekilde kullanılması ve depolanması enerji kaynaklarının artmasına yol açmaktadır. Kimyasal ve ağır metal pilleri enerjiyi depolamak için büyük ölçüde kullanılmaktadır. Depolama olarak tercih edilebilecek diğer bir materyal biyokömür karbonudur (Kalyani ve Anitha 2013). Süperkapasitörler biyokömür enerji depolama teknolojileri arasında en çok kullanılan enerji depolama türüdür (Jin ve ark. 2013). Süperkapasitörlerin en önemli özellikleri hızlı şarj edilebilmesi ve yüksek güç yoğunluğuna sahip olmasıdır.

Katalizör olarak kullanımı: Bir takım reaksiyonlarda biyokömür katalizör görevi görmektedir. Organik kirleticilerin Fenton tipi oksidasyonlarında biyokömür katalizör olarak kullanılabilmektedir. Örneğin yapılan bir çalışmada zehirli bir fenantren bileşiğinin bozunmasında biyokömürün etkili bir katalizör şeklinde işlev gördüğü belirtilmiştir (Gu ve ark. 2013). Biyodizel üretiminde de biyokömür katalizör olarak kullanılabilmektedir (Konwar ve ark. 2014).

Yapılarda kullanımı: Biyokömür binaların yapı malzemesinde ve elektromanyetik radyasyonun emiliminde sıklıkla kullanılmaktadır (Naeem ve ark. 2017). Biyokömür düşük ısı iletkenliğine sahiptir. pH değerinin yüksek olması ve yüksek su tutma özelliğine sahip olmasından dolayı biyokömür bina yalıtımında oldukça etkili bir özellik göstermektedir. Malzemenin gaz tutulumu oldukça yüksektir ve bu yüzden kötü koku ve duman olabilecek yerlerde kullanımı avantaj sağlamaktadır. Biyokömürün yapı malzemesinde kullanımı ile elektronik cihazlardan yayılan elektromanyetik ışınlamaların zararları da azaltılabilmektedir.

Adsorbent olarak kullanılması: Organik kirleticiler ve ağır metaller çevreye ve insan sağlığına büyük ölçüde zarar vermektedir. Büyük çoğunlukla insan faaliyetleri sonucu ile oluşan bu kirleticiler biyokömürün kullanılması ile büyük ölçüde giderilmektedir (Han ve ark. 2016). Biyokömürün gözenekli yapıda olması ve yüzey fonksiyonel grupları içermesi, malzemenin toprakta ve suda bulunan ağır metallerin uzaklaştırılmasında uygun bir adsorbent olarak görev yapabileceğine işaret etmektedir. Aktif kömürün öncüsü olan biyokömür aktif karbonun kullanıldığı alanlarda da kullanılabilir. Biyokömürün düşük maliyetlerde üretilmesi büyük fayda sağlamaktadır.

Toprak iyileştirme: Biyokömür gözenekli ve labirentimsi bir yapıya sahiptir. Bu özelliğinden dolayı birçok mikroorganizmaya, bakteriye ve çeşitli toprak canlılarına ev sahipliği yapmaktadır. Bu canlıların sayısı arttıkça toprak daha fazla gübrenmekte ve toprağa büyük ölçüde organik madde sağlamaktadır. Ayrıca besin maddeleri toprak tarafından daha kolay bir şekilde tutulabilmektedir.

Karbon gömme: Karbon gömme toprağı güçlendirmenin yanı sıra, mevcut bulunan bitki döküntüleri ve hayvan dışkılarının çürümesi ile oluşan karbon ve metan salınımlarını engellemenin bir yolunu sunmaktadır. Ülkemizde ve dünyanın pek çok yerinde anız yakımı çiftçilerin yaygın bir uygulamasıdır. Bu uygulama, ciddi bir kirlilik yaratmakta ve karbon salınımına yol açmaktadır. Karbon gömme uygulaması, anız, çürümekte olan bitki döküntüleri ile hayvan dışkılarının biyokömüre dönüştürülerek toprağa gömülmesini ve böylece karbonun toprakta tutulmasını sağlamaktadır. Bu gömme işlemi aynı zamanda toprağı da iyileştirmektedir. Bu doğrultuda daha fazla bitkinin yetişmesi ile bu bitkilerin fotosentez sürecinde havadan daha fazla karbonu emmesi anlamına gelmektedir. Pişirme veya ısınma amacıyla biyokömür sobaların kullanılması fosil yakıt kullanımını da azaltmaktadır. Biyokömür kullanımı metan ve nitröz oksit salınımlarında da ciddi düşüşler sağlamaktadır.

Diğer kullanım alanları: Tekstil sanayinde giysilerin üretiminde, ilaç endüstrisinde, karbonize gübreden grafen oksit üretiminde, aktif karbon üretiminde kullanımı gibi birçok farklı alanlarda kullanılmaktadır (Norgate ve ark. 2012). Biyokömürün kullanım yerleri Çizelge 2.5’ de verilmiştir.

Çizelge 2.5. Biyokömürün kullanım yerleri (Akgül 2017)

Toprak iyileştirilmesi ve tarım	-üretim artışı -toprak ısısı ayarı -nemin tutulması -suyun korunması -azot ve fosfor tutulması -çimlenme ve kök büyümesi -toprak bakteri artışı -CO₂ ve CH₄ emisyon azalması -toprakta solucan artışı -karbon azalması
---------------------------------	--

2.7.3. Biyokömürün tarımda kullanımı

Organik gübrenin toprağa verilerek bitkilerin ihtiyaç duyduğu besin elementlerinin alınmasıyla yüksek miktarda ürün elde edilmektedir. Organik gübrenin toprağa uygulanması ile yaklaşık %50 oranında verim artmaktadır. Tek başına kimyasal gübrelerin kullanılmasıyla çevre kirliliği sorunları ortaya çıkmaktadır (Chaudhary ve ark. 2017). Biyokömürün toprağa uygulandıktan sonra birçok faktörün etkisi (ürün çeşidi, uygulama dozu vb...) toprağın verimliliğini ve bitki gelişimini etkilemektedir (Jeffery ve ark. 2011). Topraktaki besin elementlerinin düzeyi (Lehmann ve ark. 2003) ve toprağın biyokimyasal özellikleri (Luo ve Gu 2016) biyokömürün topraktaki verimliliği ile ilişkilendirilmiştir. Toprakta meydana gelen mikrobiyal faaliyetlerde de biyokömürün büyük ölçüde etkili olduğu düşünülmektedir (Atkinson ve ark. 2010). Biyokömürün özelliklerinden bazıları yüksek yüzey alanına sahip olması, karbon içeriğinin yüksek olması, gözenekli bir yapıda bulunması ve alkali karakter göstermesidir. Tarım topraklarına biyokömürün uygulanması ile toprağın organik madde miktarı artmaktadır. Ayrıca pH'n bazı özellik göstermesine ve mikroorganizma miktarının artmasına sebep olmaktadır (Gul ve ark. 2015). Bunun yanında toprağa biyokömür ilavesi toprağın fiziksel özelliklerinin değişmesine sebep olmaktadır. Yapılan uygulamayla hacim ağırlığı düşmekte (Asai ve ark. 2009), toprak sıkışması azalmakta, toprağın yüzey alanı ve gözenekliliği (Githinji 2014) ile su tutma kapasitesi de artış göstermektedir (Akhtar ve ark. 2015). Tarımsal faaliyetlerden kaynaklı olarak gerçekleşen, atmosfere karbondioksit salınımı, toprağa biyokömür uygulaması ile önemli bir ölçüde azalmaktadır (Sohi ve ark. 2010).

2.7.4. Türkiye’de biyokömür

Ülkemiz yüzölçümünün yarısından fazlası (%58) tarım ve orman alanlarıyla kaplıdır. Ülkemizde açığa çıkan bitkisel ve hayvansal atıkların toplamının 109,4 milyon ton olduğu bilinmektedir. Bu sayısal bilgiler ülkemizde biyokömüre dönüştürülebilecek önemli miktarda organik karbon kaynağının bulunduğunu ifade etmektedir (Sümer ve ark. 2016).

2.7.5. Biyokömürün toprak düzenleyici ve organik maeryal özelliği

Tarım topraklarına biyokömür uygulanmasıyla kendi ağırlığının yaklaşık 6 katı kadar su tutulmaktadır. Biyokömür aynı zamanda toprakta bulunan azot ve fosfor gibi elementlerin bitkiler tarafından kolayca alınabilmesini sağlayarak, topraktaki yararlı besin maddesi miktarını arttırmaktadır (Glaser ve ark. 2014). Biyokömür yüzeyinde bulunan fonksiyonel gruplar topraktaki katyonik faaliyetlerin artmasını da sağlamaktadırlar. Ayrıca toprak bünyesinde magnezyum, potasyum ve kalsiyum gibi besinleri tutmaktadırlar. Biyokömürlerin büyük bir kısmı bazik özellik gösterdikleri için toprağa eklendiklerinde asitli toprakların pH değerini arttırmakta ve pH’ı düzenlemektedirler (Ippolito ve ark. 2016).

2.7.6. Biyokömür ile ilgili yapılan çalışmalar

Mikorizanın biyokömür ile kullanıldığı bir çalışmada (Glaser ve ark. 2002), düşük dozda azot uygulamasının yüksek dozda azot uygulamasına oranla, mikoriza kolonizasyonunu azalttığı bildirilmiştir. Bu doğrultuda, biyokömürün bazı etkilerinin tek başına yapılan uygulamalarda gözlenmediği, bazı durumlarda bu etkinin başka diğer uygulamalarla interaksiyon sonucu ortaya çıkabileceği hususuna vurgu yapılmıştır.

Lehmann ve ark. (2003) biyokömür uygulamalarının verimlilik üzerine etkisini inceledikleri çalışmalarında, biyokömürün yüksek miktarda besin ve su elementi tutma özelliği sayesinde gübre ile verilen besin elementlerinin topraktan yıkanmasını azalttığını ve organik gübre kullanım etkinliğini arttırdığını tespit etmişlerdir.

Gaskin ve ark. (2010) farklı dozlardaki biyokömürü toprağa uygulayarak meydana gelen değişimleri incelemişlerdir. 3 farklı dozda biyokömürü N’lu organik gübre ile ve N’lu gübre olmadan toprağa uygulamışlardır. Sonuç olarak biyokömür dozunun

artmasına baėlı olarak topraėın pH'ının dūştūėu ve Ca'un yarayıřlılıėının yūkseldiėi sonucuna varılmıřtır. Çalıřmanın ilk yarısında dozun artmayla mısır veriminin dūřtūėu gōzlenmiřtir.

Ippolito ve ark. (2016) tarafından yapılan çalıřmada da biyokōmūrūn sahip olduėu alkali karakter sebebiyle, asit rekasiyonlu toprakların pH'ının yūkseldiėi ve bōylece uygulamanın toprak verimliliėine olumlu etki yaptėı belirtilmiřtir.

Yūrūtūlen diėer bir çalıřmada, biyokōmūrūn toprak iyileřtiricisi olarak őzellikle tropik iklimdeki topraklarda yaklařık %25'lik verim artıřı saėladıėı belirtilmiřtir. Bu durumdaki toprakların pH'sının dūřuk olmasının őnemli bir sınırlayıcı etkiye sahip olduėu ifade edilerek, biyokōmūrūn yūkselk pH'ya sahip olması ile toprak pH'sındaki iyileřtirmenin verim artıřını saėladıėı bildirilmiřtir (Jeffery ve ark. 2017).

Diėer taraftan, Jeffery ve ark. (2017), yūkselk pH'a sahip biyokōmūrūn kireçleme őzelliėi nedeni ile topraklarda pH'nın gereėinden fazla yūkselebileceėine ve bunun da topraktaki Mn, Fe, B ve P gibi besin elementlerinin bitki tarafından alımını engelleyebileceėine dikkat çekmiřlerdir.

Yılmaz ve Kurt (2018) 'un yapmıř oldukları çalıřmada toprak enzimleri ūzerine biyokōmūr ve vermikompostun etkisinin ne ūlūde olduėunun bilinmesi amaçlanmıřtır. İnkūbasyon 3 farklı zamanda gerçekleřtirilmiřtir. İnkūbasyon sonucunda vermikompost ve biyokōmūr uygulamalarının topraktaki CO₂ oluřumunu, ūreaz enzim aktivitesini, arilsūlfataz enzim aktivitelerini, mikrobiyal biyokūtleyi ne dūzeyde etkilediėi incelenmiřtir. Mikrobiyal biyokūtle ve CO₂ oluřumu vermikompost ve biyokōmūrūn topraėa uygulanmasıyla olumlu yōnde artıř gōstermiřtir. İnkūbasyon sūresi ve uygulama ortamı ūzerine toprak organik maddesi, ūreaz ve arilsūlfataz enzim aktivitelerinin etkisi istatistiksel olarak őnemli bulunmuřtur.

Tarakçıoėlu ve ark. (2019) findıkkabuėundan elde edilen biyokōmūrū, findık cūrufunu ve ahır gūbresini belirli kořullarda topraėa ilave ederek inkūbasyona bırakmıřlardır. Topraėa ilave edilen bu organik gūbrelerin toprak pH'ına, topraktaki organik madde miktarına ve makro-mikro besin elementlerine etkileri incelenmiřtir. 4 farklı inkūbasyon sūrelerinden alınan toprak ūrneklerinde organik gūbrelerin dozu artıkça toplam azot,

ekstrakte edilebilir potasyum miktarı, toprağın organik madde miktarı ve toprağın pH'ı istatistiksel olarak önemli bulunmuştur.

2.8.Vermikompostun Özellikleri ve Topraktaki Etkileri

Günümüzde dünya nüfusu hızla artış göstermektedir. Bu doğrultuda tarım alanlarındaki baskılar da artmakta ve bitkisel üretimde yeni yaklaşımlar oldukça önem kazanmaktadır. Fazlaca kullanılan kimyasallar çevre sorunlarına neden olmaktadır. Son yıllarda tarımsal faaliyetlerde kimyasal gübrelerin yerine organik gübrelerin kullanılması daha önem kazanmaktadır. Tarımsal ve endüstriyel atıklardan elde edilen kompostların tarımda organik gübre ve toprak düzenleyicisi olarak kullanılabilmesi atıkların kompostlaştırılmasını ve kullanımını bu doğrultuda arttırmıştır (İlay ve ark. 2013). Solucan gübresi ve organik gübrelerin bir arada kullanılmasıyla vermikompost elde edilmektedir (Garg ve ark. 2010). Solucanlar vermikompost ile en yüksek verimlilik seviyesine ulaşmaktadır (Şimşek-Erşahin 2007). Vermikompostun içerisinde bulunan N, P ve K gibi bitki besin elementlerinin %97'si yarıyışlı yani doğrudan alınabilir formdadır (Barley 1961). Vermikompostlama, mikroorganizmalar ve solucanlar arasındaki interaksiyon vasıtasıyla organik gübrelerin termofilik olmayan biyodegradasyonu ve stabilizasyonu ile gerçekleşmektedir (Arancon ve ark. 2002). Sonuç olarak yüksek gözenekli yapıda, ince dokulu, su tutma kapasitesi yüksek ve mikrobiyal aktiviteye sahip bir gübre oluşmaktadır (Garg ve ark. 2010). Araştırmacılar tarafından yapılan pek çok çalışmada vermikompost'un toprağa uygulanmasının bitkinin gereksinim duyduğu bitki besin maddelerini elverişli bir biçimde sağladığını göstermektedir. Bu doğrultuda bitki tarafından besin maddelerinin alımı artmaktadır (Peyvast ve ark. 2007). Yapılan çalışmalarda solucanlar tarafından vermikompostlaştırılan ortamların başta organik karbon olmak üzere toplam N değerlerini de önemli bir miktarda arttırdığı gözlenmiştir (Kızılkaya ve Hepşen 2007). Vermikompostun mikrobiyal çeşitlilik ve biyokütle açısından çok zengin olması onu diğer organik gübrelerden ayırmaktadır. Toplam mikroorganizma miktarının ve çeşitliliğinin fazla olması vermikompost ürünlerinin mikroorganizmalarca üretilen enzim ve hormon benzeri kimyasallar bakımından zengin olmasını sağlamaktadır.

Fiziksel özellikler: Vermikompost taneli yapıda, kokusuz, koyu kahverengi/siyah renkli, yumuşak dokulu, humusa benzer bir gübredir. Vermikompost tarımsal alanlarda havalandırmayı büyük ölçüde arttırmaktadır. Özellikle killi toprakların drenajını iyileştirmektedir. Ayrıca mükemmel bir su tutulumu sağlamaktadır. Vermikompostun paketlenmesi sırasında belirlenen nem oranı %20-35'tir. Yapılan birçok bilimsel araştırma sonucu vermikompostun toprağın yapısını, nem oranını ve havalandırma özelliğini büyük ölçüde düzelttiğini göstermektedir. Vermikompost toprağın su tutma kapasitesini belirli oranda arttırmaktadır. Vermikompostun toprağa uygulanmasıyla toprağın havalanması artmaktadır ve içerdiği zengin enzimler topraktaki mikroorganizma sayılarında da artışa sebep olmaktadır. Vermikompost uygulaması aynı zamanda bitki çimlenmesi ve büyümesi üzerinde de olumlu etkilerde bulunmaktadır.

Biyolojik Özellikler: İdeal bir vermikompost içinde bulunan toplam bakteri sayısı $2,5 \times 10^6$ düzeyinde olmalıdır. PGPR (bitki büyümesini teşvik eden faydalı bakteriler), Azotobacter, PSB (fosfatı çözebilen bakteriler) ve Actinomiset vermikompost bünyesinde bulunan bakterilerdir. Toprağa vermikompost ilave edilmesiyle daha fazla büyüme enzimi sağlanmaktadır. Ayrıca zararlı ot oluşumu da azalmaktadır. Sonuç olarak bitki daha sağlıklı ve dirençli büyümektedir.

Kimyasal Özellikler: Vermikompost bünyesinde giberalin, oksin ve sitokinin'e benzer büyüme hormonları içermektedir. Vermikompostun pH aralığı 6,5-7,5 arasında olmalıdır. Çizelge 2.6' da vermikompostun bazı kimyasal özellikleri belirtilmiştir.

Çizelge 2.6. Vermikompostun kimyasal özellikleri (İlay ve ark. 2013)

Parametre	Değer, % olarak
Organik karbon	20,43 – 30,31
Azot (N)	1,50 – 2,50
Fosfor (P)	1,25 – 2,25
Potasyum (K)	1,0 – 2,0
Kalsiyum (Ca)	3,0 – 4,5
Magnezyum (Mg)	0,4 – 0,7
Sodyum (Na)	0,02 – 0,30
Kükürt (S)	0,4
Demir (Fe)	0,3 – 0,7
Çinko (Zn)	0,028 – 0,036
Mangan (Mn)	0,4
Bakır (Cu)	0,0027 – 0,0123
Bor (B)	0,0034 – 0,0075
Alüminyum (Al)	0,071

2.8.1. Vermikompostun tarihçesi

Vermikompost bitki besleme elementleri ve mikroorganizma içeriği yüksek bir gübre olup, organik madde, çeşitli enzimler, fulvik ve humik asitçe zengin bir bitki besleme gübresi ve toprak düzenleyici olarak tanımlanmaktadır. 1970’li yıllardan sonra bazı toprak solucanlarının organik maddeyi ayrıştırarak kompostladıkları gözlenmiştir. Vermikompost üretimi özellikle Japonya, Küba, İngiltere, Almanya ve Fransa’da önemli bir iş alanı olarak ifade edilmektedir. Amerika’daki vermikültür tesisi sayısı 90000 civarına ulaşmıştır. Sadece California’da yılda 20000 ton vermikompost üretimi gerçekleştirilmektedir. Günümüzde vermikompost en yaygın olarak Küba’da tüketilmektedir (Tutar 2013). Toprak solucanları 20 milyon yıldan beri doğada bulunmaktadır ve bunların temel işlevleri diğer canlı organizmalara ölü atıklardan organik madde sağlamaktır. Doğada gerçekleşen birçok element döngüsüne büyük oranda katkıda bulunmaktadır. Birçok araştırmacı toprak solucanlarının doğadaki bu yarayışlılığını kanıtlayan çalışmalar yapmışlardır (Bellitürk 2016).

2.8.2. Vermikompostun kullanım alanları ve yararları

Vermikompost diğer kimyasal gübrelerin aksine bitkilere zarar vermemekte ve istenildiği kadar kullanılabilir. Vermikompost bitkiler tarafından anında topraktan emilmektedir. Vermikompostun toprağa uzun süreli salınımı sonucunda, besin maddesi ihtiyacı uzun süreler boyunca karşılanabilmektedir. Vermikompost doğa dostu bir gübre olup, organik atıklardaki ağır metalleri yapısına hapsetmektedir. Vermikompostun bitkilerde, sebze ve çiçeklerde azda olsa kullanılması önerilmektedir. Çünkü humik asidin bitki büyümesinde etkili olduğu bilinmektedir. Vermikompostun en hassas bitkilere bile doğrudan uygulanma özelliği vardır. Organik gübre doğru şekilde hazırlanırsa bitkilerde yanmaya neden olmaz. Kullanılabilecek en iyi toprak gübresi olarak anılan vermikompost tamamen kokusuz ve organik bir gübredir (Edwards ve Arancon 2004). Vermikompost kullanımının faydaları;

- Ürün kalitesi ve miktarı kimyasal gübre yerine düzenli vermikompost kullanıldığında daha fazla artmaktadır.
- Vermikompost “çevreci” bir ürün olarak nitelendirilmektedir. Çevreyi kirletmemekte ve çevresel ortamlara herhangi bir zarar vermemektedir. Bitkisel üretimde vermikompost kullanan çiftçiler, daha az kimyasal gübre kullanmış olmaktadır. Vermikompost en çevre dostu gübre olarak kabul edilmektedir. Solucanlar, normalde çöp yığınlarına dâhil olacak atıkları vermikompost gübresine dönüştürmekte ve bu atıkların “organik madde” olarak toprağa geri kazandırılmasını sağlamaktadırlar.
- Vermikompost diğer gübreler gibi bitkileri yakmamakta ve zarar vermemektedir. Mukus yapısındaki paket gübresi ile, vermikomposta bulunan besinlerin tamamı, toprak ortamına verilmemektedir. Sulama zamanlarında bazı besinlerin toprak ortamına geçişi söz konusu olmaktadır. Böylece, bitki farklı vejetasyon dönemlerinde de besin ihtiyacını yeterince karşılayabilmektedir.
- Vermikompost bitkilerin hastalıklara karşı daha dirençli olmalarına olanak sağlamaktadır. Topraklara vermikompost uygulanmasıyla bitkiler daha güçlü ve büyük olmaktadır. Vermikompost kullanılan çiçekli bitkilerde, daha fazla çiçek oluştuğu gözlenmiştir.
- Vermikompost kokusuz bir üründür.

- Vermikompost yüksek oranda humus içermektedir. Humusun en önemli özelliği suyu, havayı ve nem tutmasıdır. Bitkilerin büyümesi esnasında ihtiyaç duyacağı besin, hava ve suyun bitkilerce alınmasını kolaylaştırmaktadır. Vermikompost uygulanan arazilerde su kullanımı en az yarı yarıya azalmaktadır.

2.8.3. Vermikompostun tarımda kullanımı

Modern tarımsal uygulamalar toprakta organik maddenin azalmasına ve tuzluluk sorunlarına sebep olmaktadır. Bu uygulamalar, çevre kirliliğine de büyük oranlarda katkıda bulunmaktadır. Kimyasal gübrelemenin bu olumsuz durumlara yol açması sonucunda, organik gübre kullanımı yoluna gidilmiş, ancak yapılan bu uygulamalarda, özellikle de hayvansal atıkların kompostlaştırılmadan topraklara verildiği durumlarda, kötü koku ve bazı kirlilik problemlerinin meydana geldiği tespit edilmiştir (Garg ve ark. 2005). Ülkemizdeki tarım topraklarının çoğu yarı kuraktır ve organik madde içeriği çok düşüktür. Ticari kimyasal gübrelerin gereğinde fazla ve bilinçsizce kullanımı devam ettiği sürece yeraltı ve yerüstü su kaynaklarının kirlenmeye devam edeceği öngörülmektedir (Bellitürk 2005, Bellitürk 2008). Toprak solucanlarının doğal ve tarımsal ekosistemlere önemli faydaları bulunmaktadır. Solucanlar toprak verimliliğine önemli ölçüde katkı sağlamaktadır. Solucanların verimlilik üzerindeki etkileri direkt ve indirekt şekilde gerçekleşmektedir. Direkt etkileri, bitki artıklarının parçalanma ve mineralizasyonunun geliştirilmesini sağlaması iken indirekt etkileri toprak gözenekliliğinin, toprak organik maddesinin ve suya dayanıklı agregat stabilitesinin artması yoluyla toprak-su ilişkilerinin geliştirilmesine olan katkılarıdır (Açıkbaş 2016). Toprak organik maddesi solucanlar tarafından sindirilmekte ve böylece topraktaki organik gübresinin bitkiler için yüksek değer taşıyan, yararlanılabilir nitelikte bir besin kaynağına dönüşümü gerçekleşmiş olmaktadır. Vermikompost kullanımı ile bitkilerin ihtiyaç duyduğu humus, solucan gübresi ve çeşitli besin maddeleri kullanıma sunulmaktadır. Solucanlar, yaşam alanlarındaki toprağın su tutma kapasitesi, toprak strüktürü, porozite, organik madde içeriği, infiltrasyon oranı ve toprak yoğunluğu gibi özelliklerini, toprağın lehine değiştirebilme özelliğine sahiptirler. Özellikle Uzakdoğu ülkelerinde toprak solucanlarının tarih boyunca geleneksel ilaç yapımında kullanıldığı bilinmektedir (Aydilek 2005).

2.8.4. Türkiye’de vermikompost

Organik atıklar açısından ülkemiz geniş bir potansiyele sahiptir. Atıkları vermikompost şeklinde değerlendirdiğimizde tarımda kullanılan kimyasal gübre miktarı azalacak ve ekonomik anlamda büyük yarar sağlanacaktır. Toprak ıslahı konuları, tarım topraklarımızdaki organik madde oranının yaklaşık olarak %1’in altına düşmesi ile büyük önem kazanmıştır. Bu nedenle %40 civarında organik madde içeren vermikompostun tarımda kullanılması ile topraklardaki verim düşüşünün önüne geçilebileceği düşünülmektedir. Hayvansal ve bitkisel kökenli atıkların değerlendirilerek çevre kirliliğini önlemenin alternatif bir yolu da, bu atıkları vermikomposta dönüştürmektir. Bu bakış açısına paralel olarak özellikle son zamanlarda vermikompost üretiminin artış gösterdiği dikkati çekmektedir. Vermikompost daha ziyade organik tarım yapan çiftçiler tarafından tercih edilmektedir. Tarımsal üretimde sağladığı yüksek verim artışı ve bitki direncinin artırılması konusunda yaptığı katkılar, vermikompostun çiftçiler tarafından tercih edilen gübreler arasında yerini almasını sağlamıştır (Demir 2010).

2.8.5. Vermikompost ile ilgili yapılan çalışmalar

Arancon ve ark. (2005), vermikompostun peyzaj alanlarında ve meyve-sebze yetiştiriciliğinde büyük ölçüde kullanıldığını belirlemişlerdir. Vermikompost toprağa sağladığı besin elementleri sayesinde o toprakta yetişen bitkilerin sağlıklı, kaliteli ve verimli olmalarını sağlamaktadır. Aynı zamanda içerdiği hümitik asit ve büyüme hormonlarıyla bitki gelişmelerini düzenlemektedir. Mikrobiyal biyokütle seviyelerinin artmasıyla toprak kalite ve veriminde büyük oranda yükselme meydana gelmektedir.

Azarmi ve ark. (2008), 1,5 ton vermikompostu domates yetiştirilen topraklara uygulayıp toprağın yapısında meydana gelen değişimleri ve besin elementleri üzerindeki etkilerini incelemişlerdir. Toprağın fiziksel yapısındaki değişim istatistiksel olarak önemli bulunmuştur. N, P, K, Ca, Zn, Mn gibi besin elementlerinde yükselme meydana geldiğini ifade etmişlerdir.

Hernandez ve ark. (2010) tarafından, yaprak genişliklerindeki gelişimin beslenme ile ilişkili olup olmadığının değerlendirilmesi amacı ile bir çalışma yürütülmüştür.

Denemeler sonucunda; yaprak yapılarında en yüksek N ve K elementlerini içeren uygulamanın üre uygulaması olduğu ortaya çıkmıştır. Uygulamalar neticesinde yapraklardaki Cu, Zn, Fe ve Mg en yüksek değerlerde tespit edilmiş olup, Na ise en düşük değerde tespit edilmiştir.

Kızılkaya ve ark. (2010), arıtma çamuru, fındık zurufu ve ahır gübresini içeren vermikompostların ideal karışım oranı ile ideal vermikompostlanma süresinin belirlenmesi amacıyla bir çalışma yürütmüşlerdir. Eisenia fetida türü solucanlarla arıtma çamuru, fındık zurufu ve ahır gübresi farklı oranlarda karıştırılarak çeşitli denemeler yapılmış ve ideal karışım oranının %30 arıtma çamuru + %35 fındık zurufu +%35 ahır gübresi şeklinde olduğu tespit edilmiştir. Yürütülen çalışmada ideal vermikompostlanma süresinin ise 90 gün olduğu sonucuna ulaşılmıştır.

Sönmez ve ark. (2011), kış döneminde farklı iki dozda vermikompost ve ahır gübresinin ıspanak bitkisinin gelişimi ve toprak verimliliği üzerine etkilerini araştırmışlardır. 100 kg/da ve 200 kg/da dozlarında vermikompost ve 1500 kg/da ve 3000 kg/da dozlarında ahır gübresi çalışmada kullanılmıştır. Verim, bitki gelişimi ve mineral madde miktarının toprağa yüksek doz ahır gübresi uygulaması ile en fazla artış sağladığı tespit edilmiştir. Vermikompostlu uygulamaların da kontrole oranla önemli artışlar gösterdiği tespit edilmiştir. Özellikle bitkinin Fe içeriği ile toprağın Ca içeriği açısından en iyi sonuç 200 kg/da dozundaki vermikompost uygulaması ile elde edilmiştir.

Tavalı (2011) tarafından yapılan çalışmada farklı dozlarda uygulanan vermikompostun toprağın enzim aktivitesi ve bakteriyel varlığı üzerine etkileri incelenmiştir. İnkübasyon süresi boyunca organik gübre uygulanan toprakların enzim aktivitelerinde ve toplam aerobik mezofilik bakteri varlığında artış ve azalma şeklinde genel bir dalgalanma durumu gözlenmiş ve belirlenen parametreler genel olarak kontrol değerlerinin üzerinde seyretmiştir. 16 haftalık toplam inkübasyon süresi sonunda da uygulama yapılan toprakların enzim aktiviteleri kontrol seviyelerinin üzerinde kalmıştır. Ayrıca, inkübasyon süresince organik gübre dozlarındaki artışa bağlı olarak toplam aerobik mezofilik bakteri sayılarındaki değişimler gübre tipine göre istatistiksel olarak önemli bulunmuştur.

Çıtak ve ark.(2011), 100 ve 200 kg da⁻¹ dozlarındaki vermikompost uygulamaları ile 1.500 ve 3000 kg da⁻¹ dozlarında ahır gübresi uygulamalarının toprak verimliliği üzerine olan etkilerini araştırmışlardır. Bitki büyümesi mineral madde içeriği ve verim üzerine 3000 kg da⁻¹ oranında uygulanan ahır gübresi daha fazla etkide bulunurken, vermikompostlu çalışmalarda da kontrole kıyasla artışlar saptanmıştır. Özellikle bitkinin Fe içeriği ve toprağın Ca içeriği üzerine 200 kg da⁻¹ oranındaki vermikompost uygulaması en iyi sonucu vermiştir. Toprağın EC, pH ve organik madde sonuçları tüm uygulamalarda kontrole kıyasla farklı derecelerde yükselişler göstermiş, toprağın fosfor, potasyum, azot ve magnezyum içerikleri üzerine ise ahır gübresi uygulamalarının daha fazla etkin olduğu belirlenmiştir. Sonuç olarak 3000 kg da⁻¹ ahır gübresi uygulamasının diğer uygulamalara oranla bitki beslenmesi ve toprak verimliliği açısından çok daha iyi sonuçlar verdiği saptanmıştır.

Özüm (2014) tarafından yürütülen tez çalışmasında arıtma çamurlarının vermikompost yöntemi ile gübreye dönüştürülmesi amaçlanmıştır. En iyi çamur konsantrasyonu %20 ile %100 arasındaki çamur miktarlarında belirlenmiştir. 15 günde bir pH, toplam organik karbon ve toplam azot (TN) değerleri izlenmiştir. C/N'deki en önemli azalma, en çok azot zenginleşmesinin de gerçekleştiği yüzde 20 çamur içeriğinde elde edilmiştir. Karbon azot oranındaki düşüş, azot zenginleşmesinde olduğu gibi % 20> % 30 > % 40 şeklinde olmuştur.

Küçükyumuk ve ark. (2014)'ın yaptıkları bir çalışmada toprakta yetiştirilen biber bitkisi üzerine vermikompost ve mikorizanın uygulanmasıyla mineral beslenme etkileri incelenmişlerdir. Vermikompost ve mikoriza uygulamalarının biber bitkisi yaş, kuru ağırlığı ve besin elementi içerikleri üzerine olumlu etkisi olduğu tespit edilmiştir.

Özden (2015) tarafından yapılan çalışmada, tütün atığı, at gübresi ve bunların karışımlarından vermikompostun elde edilmesi üzerine çalışma yapılmıştır. Oluşum sırasındaki biyokimyasal özellikler incelenmiştir. 3 aylık işlem sonrasında belirli günlerdeki örnekler analiz edilmiştir. Kompostlama işlemi sırasında biyokimyasal parametrelerde düşüş gözlenmiştir. Araştırma sonuçlarına göre, her iki organik gübrenin vermikompost yapımı için uygun gübreler olmadığı tespit edilmiştir. Organik atıkların kararlı hale gelmesi için kompostlamanın yeterli olduğu tespit belirtilmiştir.

Boran'a (2015) göre solunanlar tarafından işleme tabi tutulan vermikompostun diğer kompostlarla karşılaştırılmasıyla besin içerikleri bakımından daha yararlı olduğu tespit edilmiştir. Vermikompostun yüksek oranda makro besin elementleri içerdiği belirtilmiştir. Yapılan tüm analizler neticesinde vermikompostun elektriksel iletkenlik, pH, organik karbon ve besin element içeriklerinin daha düşük olduğu tespit edilmiştir.

Eryüksel (2016) tarafından saksı denemesi şeklinde yapılan çalışmada, 6 dozda vermikompost sarımsak, maydanoz, soğan ve semizotu bitkilerine uygulanmıştır. Uygulama neticesinde besin elementleri üzerine etkileri incelenmiştir. Vermikompost dozu arttıkça bitki türlerindeki Mn oranı düşüş göstermiştir. Dozun artmasıyla Zn içeriğinde aynı doğrultuda artış göstermiştir. Diğer besin elementlerinde istatistiksel olarak değişim önemli bulunmamıştır.

2.9. Arıtma Çamurunun Özellikleri ve Topraktaki Etkileri

Tüm dünyada olduğu gibi ülkemizde de nüfusun artması ve teknolojinin gelişmesi ile insan faaliyetlerinin çevre üzerindeki etkisi artmaktadır. İnsanların yaşamlarını devam ettirebilmek için kullandıkları doğal kaynakları bilinçsizce tüketmeleri sonucu, büyük miktarlarda atık maddeler oluşmaktadır. Gün geçtikçe atık miktarının artması insan ve çevre sağlığını büyük ölçüde tehdit etmektedir. Üretilen bu atık maddeler arasında arıtma çamurları da yer almaktadır. Ham atık su fiziksel, kimyasal ve biyolojik süreçler yardımıyla arıtılmakta ve yan ürün olarak atıksu çamurları oluşmaktadır (Filibeli ve Büyükkamacı 2001). Atık su arıtma tesislerinden açığa çıkan çamurlar arıtmanın çeşitli bölümlerinde işlem gördükten sonra bertaraf edilmelidir. Oluşan çamurun bertaraf edilmesi yüksek maliyet gerektirmektedir (Uzun ve Bilgili 2011). Uzun yıllardır birçok araştırmacı çamur bertarafı konusunda çeşitli yöntemler denemiştir. En çok tercih edilen bertaraf yöntemi çamurun toprağa verilerek atılmasıdır (Anonim 2001). Arıtma çamurlarının özellikleri atık suyun niteliğine ve uygulanan arıtma işlemlerine göre değişiklik göstermektedir. Kokulu ve %0,25 ile %12 arasında katı madde içeren atıklardır. Stabilizasyon işlemlerinden önce bir arıtma tesisinden oluşan atık su çamuru %50-70 C, %6,5-7,3 H, %21-24 O, %15-18 N, %1-1,5 P ve %0-2,4 S içermektedir (Yıldız ve ark. 2009). Arıtma çamurlarının yüksek oranda su içermesi sebebiyle hacim oranları yüksektir. Arıtma çamurlarının organik madde içerikleri oldukça yüksektir. Çamurlar kokuşma ve bozunmaya karşı daha çok meyillidirler. Birçok özelliğinden

dolayı mühendisler için arıtma çamurlarının işlenmesi ve bertaraf edilmesi konusu büyük önem taşımaktadır. Arıtma tesislerinden çıkan çamurların yapısı fiziksel, kimyasal, biyolojik ve ileri arıtım prosesler'ine göre farklı olmaktadır. Arıtma çamurunu farklı oranlarda potasyum, azot, fosfor, kükürt ve metal bileşikleri içermektedir. Arıtma çamurlarının, fiziksel özellikleri, suyunu vermesindeki kolaylık, besin maddeleri içeriği, ağır metal içeriği ve mikrobiyolojik karakterine göre değerlendirilmesi gerekmektedir. Evsel nitelikli arıtma tesislerinde oluşan çamurların birbirine benzeyen pek çok özellikleri bulunmaktadır. Endüstriyel kaynaklı arıtma çamurlarında ise bir takım farklılıklar bulunmaktadır. Bu yüzden her endüstriden açığa çıkan çamurun özellikleri ayrı bir şekilde bilinmelidir. Son yıllarda miktarı oldukça artan arıtma çamurlarının, çevre kirliliği yaratmadan içerdiği besin maddelerinden yararlanmak için arazide değerlendirilmesi faydalı bir alternatif olarak ele alınmaktadır. Fakat araziye yapılan uygulama esnasında arıtma çamurunun toprağa ve yer altı sularına verebileceği etkilerin mutlaka gözönüne alınarak irdelenmesi gerekmektedir. Bunu sağlamak amacıyla da bölgenin özellikleri, iklimi, çevresel etkileri değerlendirilmelidir. Özellikle sanayileşmenin yoğun olduğu bölgelerde arıtma çamurlarının tarım arazilerinde değerlendirilmesi titizlikle ele alınması gereken bir konudur. (Uzun ve Bilgili 2011).

2.9.1. Arıtma çamuru içeriği

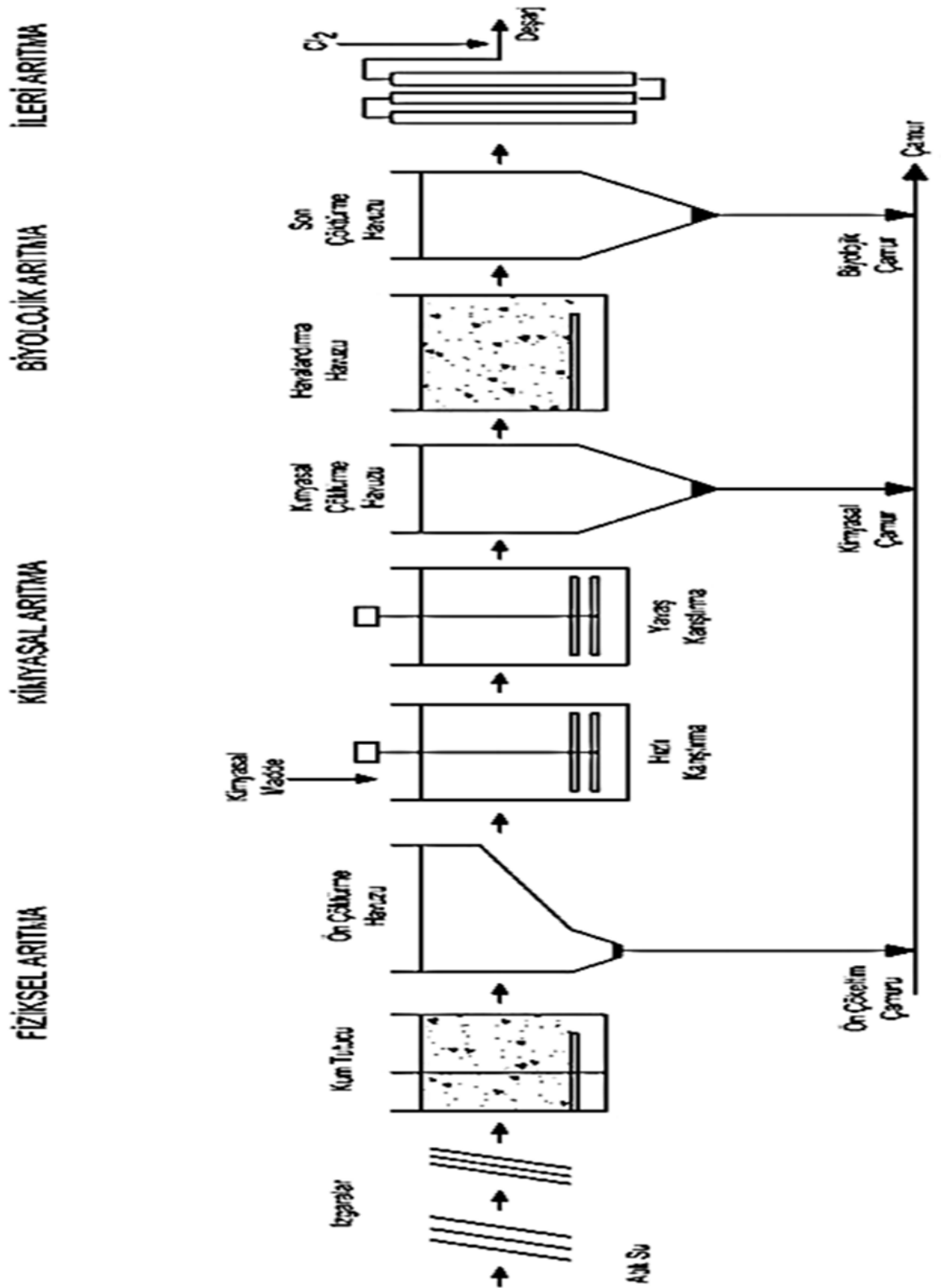
Endüstriyel kuruluşa göre arıtma çamurunun içinde; fenoller, alkaliler, organik bileşikler, oksitleyiciler, asitler, sülfatlar, boyalar, yağlar, hidrokarbonlar, Fe, Cu, Al, Hg, Cd, As, Co, Pb, Cr, organik fosfor ve azot gibi maddeler bulunabilmektedir (Taşatar 1997). Çamurların birçok procesten geçirilmesi ve yeni kirliliklere yol açmaması çok önemlidir. Çamurun uygulanacağı bölgenin iklim özellikleri ve toprak yapısına da dikkat edilmelidir. Uygulamanın yapıldığı alanlarda yeraltı su seviyesinin çok yüksek olmaması da uygulama öncesi dikkat edilmesi gereken önemli hususlardan biridir (Uzun ve Bilgili 2011).

2.9.2. Arıtma çamuru kaynakları

Arıtma çamurları evsel veya endüstriyel nitelikli atıksuların arıtılması sürecinde açığa çıkan yan ürünlerdir:

- Evsel Nitelikli Atık Sular: En belirgin olanları; hayvanlar, fungi, bitkiler, virüsler, algler, protozoa ve bakterilerdir. Atık suda bulunan mikroorganizmaların çoğu hastalık yapıcı özelliğe sahiptir. İnsan atıklarından kaynaklanan kirlenmenin bir nedeni koliform bakterileridir (Dağ 2010).
- Endüstriyel Nitelikli Atık Sular: Endüstriyel nitelikli atıksular Cam sanayi, maden sanayi, tekstil sanayi, kimya sanayi, petrol sanayi, deri sanayi, gıda sanayi, metal sanayi gibi çok sayıda farklı endüstrilerdeki su kullanımı neticesinde açığa çıkmaktadır (İleri 2007).

Evsel ve endüstriyel atık su arıtma tesislerinden kaynaklanan arıtma çamurları temel olarak üç farklı kaynaktan açığa çıkmaktadır. Bunlardan ilki ızgaralardan, kum tutuculardan, ön çökeltim havuzundan açığa çıkan ön arıtım çamurları iken ikincisi aktif çamur, damlatmalı filtrelerden gelen ikincil arıtım çamurları ve son olarak da fiziksel kimyasal arıtmadan açığa çıkan arıtma çamurlarıdır (Durak 2005). Klasik bir atık su arıtma sistemindeki çamur kaynakları Şekil 2.7’de gösterilmiştir.



Şekil 2.7. Klasik atık su arıtma sistemindeki çamur kaynakları (Metcalf ve Eddy 1991)

Ön arıtma sürecinden sonra çökelen katı maddeler ilk olarak atık sudan uzaklaştırılmaktadır. Ön çökeltim havuzu sayesinde çökebilan katı maddeler tabanda toplanırken, yüzebilan maddeler ise yüzeyde toplanmaktadır. Yüzen maddeler köpük olarak adlandırılmakta ve arıtma işlemine alınmayarak direkt bertaraf edilmektedir. Çökeltim havuzunun dibine biriken ön çökeltim çamurun su içeriği yüksek olduğundan genellikle çürütme işlemi uygulanmakta ve çürük çamur olarak değerlendirilmektedir (Filibeli 1998). İkincil arıtma işlemi ise BOİ giderimi için uygulanmaktadır. Bu aşamada çözünabilen organik maddelerin biyokimyasal oksidasyonu sağlanmaktadır. Aktif çamur yöntemi ikincil arıtım tesislerinde en fazla tercih edilen yöntemdir. Difüzörlerle karışık sıvı içerisine hava verilmektedir. Havalandırma tankında bulunan biyokütle son çökeltim tankında çökeltilmektedir. Fazlalık olan bir bölüm yeniden kullanılmak üzere başlangıç bölümüne geri döndürülmektedir. Aktif çamurda olması gerekenden çok daha fazla mikroorganizma bulunursa fazlasının atılması gerekmektedir. Atılan bu kısım, atık çamur olarak ifade edilmektedir (Filibeli 1996). Arıtma çamurlarının içerdikleri su yeraltı suyu kirliliğine sebep olmaktadır. Arıtma çamurlarının içerdiği ağır metal konsantrasyonları'nın sınır değerleri kontrol altında tutulmalıdır. Arıtma çamurları arazide bertaraf edilmeden önce ön işlemlerden geçirilmelidir. Ayrıca yeraltı suyu kalite değişimi denetim altında tutulmalıdır (Filibeli ve ark. 1999).

2.9.3. Arıtma çamuru karakterizasyonunda önemli parametreler

Çamur işleme ve bertaraf edilme proseslerinin tasarımı için çamur karakterizasyonu kullanılmaktadır. Bu karakterizasyonlar çamurun ısı değeri, organik madde içeriği, su verme özelliği gibi konularda bilgi vermektedir.

Fiziksel özellikler: Arıtma çamurun fiziksel özelliklerinin tanımlanmasında kullanılan başlıca parametreler aşağıda açıklanmıştır:

Özgül ağırlık: Bir maddenin birim hacminin ağırlığına özgül ağırlık denmektedir. Atık su çamuru için özgül ağırlık genellikle 1,0' dir. Diğer bir şekilde ifade etmek gerekirse çamurun ağırlığı hemen hemen suyunkine yakındır (Filibeli 1996).

Çamur katı madde içeriği: Çamurun katı madde içeriği "mg/L" veya "% Katı Madde (%KM)" olarak ifade edilmektedir. Çamurdaki toplam katı madde standart metotlarda

verilen prosedüre göre belirlenir ve mg/L olarak ifade edilir (APHA, AWWA, WEF 1992).

Çamur hacim indeksi: Atık su çamurunun çökelebilmeye özelliğinin açıklanmasında kullanılmaktadır. Bir gram katı maddenin 30 dk çökmesiyle kapladığı hacimdir. SVI ml/g birimi ile açıklanmaktadır. Çamur hacim indeksi 100'den fazla olduğu durumda çamurun çökmesi zor olmaktadır (Filibeli 1998).

Çamurdaki suyun dağılımı: Arıtma çamurunda bulunan suyun hangi formda olduğunu belirledikten sonra su verme işlemlerinden hangisinin daha fazla etkili olduğuna karar verilmelidir. Çamur içi su; serbest, flok, kapılar ve kimyasal bağlı su olarak adlandırılmaktadır (Filibeli 1996).

Çamur partikül boyut dağılımı: Atık su çamurlarının su verme ve şartlandırma özellikleri hakkında bilgi vermektedir. Çamur içinde bulunan partiküller yoğunluk ve şekil olarak değişken özelliklere sahiptir. Zamana göre de farklılık göstermektedir.

Kimyasal özellikler: Çamur ağır metal içeriği, organik madde içeriği, elektriksel yük gibi birçok kimyasal özelliğe sahiptir.

Ağır metal içeriği: Endüstriyel ve kentsel atıksu arıtma tesislerindeki arıtma çamurları farklı oranlarda ağır metal içermektedir. Göreceli olarak yüksek düzeylerde ağır metal içeren arıtma çamurlarının büyük miktarda üretimi, bu materyalin yeni ekolojik problemlere yol açmaksızın güvenli bertarafı için çözüm gereksinimini artırmaktadır. Özellikle arıtma çamurlarının araziye uygulanması ve tarımsal amaçlı kullanımında ağır metal içerikleri büyük önem taşımaktadır. Çamurların bünyesinde bulunan metal içeriği arıtma tesisinde arıtılacak atıksuyun bileşimine bağlıdır. Arıtma çamurlarının yapısında bulunan ağır metaller topraktan sızarak yeraltı suyuna karışmaktadır (Marchioretto ve ark. 2002). Arıtma çamurlarındaki toplam ağır metal içeriği kuru ağırlığının yaklaşık %0,5-2'si civarındadır (Jain ve Tyagi 1992).

Çamurun organik madde içeriği: Atık su çamurunun içi su çamurunun içinde genellikle aminoasitler, yağlar ve hidrokarbon gibi maddeler bulunmaktadır. Çamurların organik madde içerikleri arıtma yöntemlerine ve uygulama şartlarına göre değişiklik göstermektedir (SanchezMonedero ve ark. 2004).

Çamur partiküllerinin elektriksel yükleri: Çamurun elektriksel yükü zeta potansiyeli ile ölçülmektedir. Zeta potansiyeli elektrokinetik bir parametredir. Zeta potansiyeli mV şeklinde ifade edilmektedir. Çamurların zeta potansiyelleri -10 ila 20 mV arasında bir

değere sahiptir. Endüstriyel faaliyetler sonucunda oluşan çamurların zeta potansiyeli ise -80 mV değerine sahiptir (Filibeli 1996).

Çamurun ısı değeri: Uçucu katı madde miktarına ve çamur tipine bağlı olarak değişmektedir. Yüksek oranda yağ ve gres içeren arıtılmamış ön çökeltim çamurunun ısı değeri çok yüksektir. Çürümüş halde bulunan çamurun ısı değeri ham çamurun ısı değerinden daha düşüktür. Genel olarak ham çamurun ısı değeri 6100 cal/g, anaerobik çürümüş çamurun 2750 cal/g ve aktif çamurun 5000 cal/g kadardır (Filibeli 1996).

Organik gübre değeri: Atık su çamurun içerdikleri N, P ve K miktarları çamura organik gübre değeri kazandırmaktadır. Kimyasal gübrelerde bulunan N, P ve K miktarları arıtma çamurunda bulunan miktarlardan daha fazladır. Evsel arıtma çamurlarında yüksek oranda patojen mikroorganizma bulunabilmektedir ve doğrudan araziye verilmemelidir (Filibeli 1996).

Çamurun biyolojik özellikleri: Çamur yapısında organizmaların gelişimi için gerekli birçok besin maddesi içermektedir. Çamurların yapısında insan ve çevreye zararlı hastalık yapan mikroorganizmalarda bulunmaktadır. Çamur tarımda kullanılacak ise çamurun sahip olduğu patojen mikroorganizmalar ve organik madde değeri önem kazanmaktadır. Bundan dolayı stabilizasyon işlemi ile arıtma çamurundaki organik madde ve patojenler giderilmelidir. (Filibeli 1998).

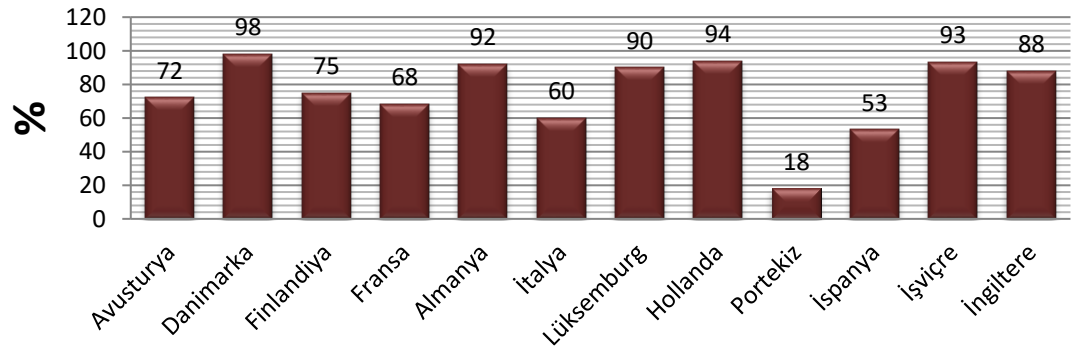
2.9.4. Ülkemizde arıtma çamurları

Türkiye İstatistik Kurumunun (TÜİK) 2014 yılında yayınlanan istatistik verilerine göre, kanalizasyon şebekesinden deşarj edilen 4,1 milyar m³ atıksuyun 3,3 milyar m³'ü atıksu arıtma tesislerinde arıtılmıştır. Arıtılan atıksuyun %38,3'üne gelişmiş, %32,9'una biyolojik, %28,5'ine fiziksel ve %0,3'üne doğal arıtma uygulanmıştır. 2012 yılı itibari ile toplamda 2950 belediyeden 536'sında bulunan toplam 460 tesisin 57'si fiziksel, 244'ü biyolojik, 70'i gelişmiş ve 89'u doğal arıtma sisteminden oluşmuştur. Bu tesislerde arıtılan atıksuyun %52,7'si denize, %39,2'si akarsuya, %1,9'u baraja, %1,1'i göl-gölete, %0,3'ü araziye ve %4,8'i diğer alıcı ortamlara deşarj edilmiştir. Özellikle 2010 yılı ile karşılaştırıldığı zaman atıksu arıtma tesislerinin sayısında önemli bir artış meydana gelmiştir. Dolayısı ile bu, oluşan arıtma çamurunun miktarının da artmasına sebep olmuştur (TÜİK 2014). Genellikle büyük şehirlerde yapılanmış olan tesislerin çamur üretim kapasiteleri değişiklik göstermektedir. Özellikle belediye bünyesinde

toplam 41 tane arıtma tesisi bulunduran 13 milyonun üzerinde insanın yaşadığı bir metropoliten olan İstanbul, arıtma çamuru üretiminde önde gelen şehirlerdendir. İstanbul Su ve Kanalizasyon İdaresinin (İSKİ) 2012 yılına ait faaliyet raporuna göre, 2012 yılında arıtma tesislerinden toplamda yaklaşık 41,000 ton kuru çamur elde edilmiştir (İSKİ 2012). İstanbul dışındaki bazı illerimizde de önemli atıksu arıtma tesisleri bulunmaktadır. Bunlardan Kocaeli, Bursa, Gaziantep, Eskişehir, Ankara, Antalya ve Kayseri gibi illerde günlük yaş arıtma çamuru üretim miktarları 100 tonun üzerindedir (Özdemir 2011). Yıllık evsel arıtma çamuru miktarının 1,38 milyon ton/yıl olduğu tahmin edilmektedir. Açığa çıkan arıtma çamurlarının büyük bir çoğunluğu katı atık depolama sahasında ya da arazide depolama yöntemleriyle bertaraf edilmektedir (Uzun ve Bilgili 2011). Türkiye’de arıtma çamuruyla ilgili düzenlemeler Evsel ve Kentsel Arıtma Çamurlarının Toprakta Kullanılmasına Dair Yönetmelik’te yer almaktadır. Organik madde içeriği %5’ten fazla ve %40’tan az olan topraklara stabilize arıtma çamuru uygulanmamaktadır.

2.9.5. Dünyada ve türkiye’de arıtma çamuru sorunu ve giderim yöntemleri

1870 yılında ABD’de atık su arıtımı ile ilgili ilk kez çalışmalar yapılmıştır. Zaman içerisinde atık su arıtımı tüm dünyada gelişme göstermiştir. Yeraltı ve yüzeysel su kaynaklarının iyileştirilmesinde atık su arıtma prosesleri etkin bir şekilde kullanılmaktadır. Tüm dünyadaki ülkelerin ekonomik ve sanayileşme yönündeki gelişimleri atık su oluşumunu doğrudan etkilemektedir. Şekil 2.8’de AB ülkelerindeki arıtma tesisi hizmeti alan nüfus miktarları gösterilmektedir. Ayrıca Kirlilik ve prosese bağlı olarak arıtma çamuru oluşmaktadır (Göçmez 2006).



Şekil 2.8. AB ülkelerinde atıksu arıtma tesisi hizmeti alan nüfus oranları (Göçmez 2006)

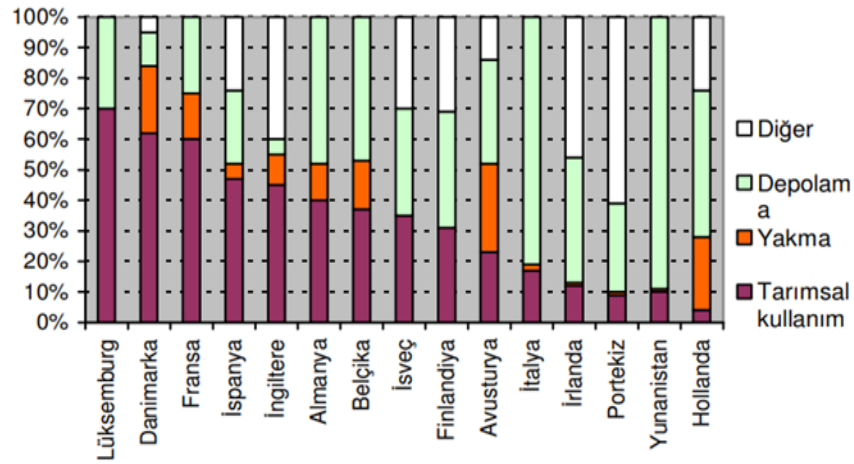
Kirlilik konsantrasyonuna, uygulanan çamur susuzlaştırma yöntemine ve prosese göre arıtma çamuru miktarı farklılık göstermektedir. AB ülkelerinde açığa çıkan çamur oranı 7 milyon tonun çok üzerindedir. Avrupa birliği ülkelerinde üretilen çamur oranları Çizelge 2.7’ de gösterilmektedir. Arıtma çamurunun %37’si tarım alanlarında kullanılmaktadır (Steffen 1995).

Çizelge 2.7. Bazı AB ülkelerinde üretilen arıtma çamuru miktarları (İşgenç ve Kınay 2005)

Ülke	Oluşan Arıtma Çamuru (TKM/yıl/ton)
Almanya	3 800 000
Fransa	750 000
İtalya	750 000
İngiltere	1 100 000
Aday 10 ülke	4 000 000

Literatürde belirtildiği gibi arıtma çamurları; araziye uygulama, denize bırakma, yakma, düzenli depolama, tarımsal alanlarda kullanma gibi çeşitli şekillerde atılmaktadır (Liptak ve Bouis 2000). Günümüzde arıtma çamurlarının nasıl değerlendirileceği pek çok ülkenin üzerinde önemle durduğu çevresel konulardan biridir. Kullanım esnasında yeni bir kirliliğin ortaya çıkmaması gerekmektedir. Açığa çıkan çamurun uzaklaştırılmasında daha dikkatli davranılmalıdır. Çamurun bertarafı yerine, “geri kazanım”, “geri kullanım” ve “geri dönüşüm” kavramlarının ön plana çıkartılması ve çamur içeriğindeki gübrelerin tekrar yaşam döngüsü içine dâhil edilmesi büyük önem taşımaktadır (Vesilind ve Spinoso 2001). 1993 yılı itibariyle Amerika’da oluşan 5,4 milyon ton çamurun %33’ü tarım arazilerinde kullanılmaktadır. Arıtma çamurlarının %9’u yeşil alanlarda, %3’ü orman alanlarında, %67’si tarım alanlarında, %9’u ıslah edilecek alanlarda kullanılmaktadır (U.S.EPA 1994). Avrupa Birliği’ne uyum sürecindeki katı atık yönetimi kapsamında, arıtma çamurlarının çevresel etkisi düşük proseslerle bertaraf edilmeleri gerekmektedir. Düzenli depolama yöntemi bertaraf teknikleri arasında en fazla tercih edilen yöntemlerden biridir. AB 1999/31/EC no’lu katı atık düzenli depolama direktifine göre 2013 yılından itibaren atıkların %50’den, 2020 yılından itibaren %35’ten fazlasını düzenli depolama şeklinde gömerek bertaraf etmeye ilişkin kısıtlamalar getirilmiştir. Şekil 2.9’da Avrupa Birliği ülkelerindeki çamur uzaklaştırma yöntemlerinde zaman içinde meydana gelen değişim verilmiştir. Yönetmeliklerde bulunan bazı kısıtlama ve şartlar aşağıda belirtilmiştir:

- Avusturya'da 2004 yılından sonra çamurdaki biyolojik aktivitenin azaltılması için arıtma işleminden geçirilmesi gerekmektedir.
- Hollanda'da ise organik madde içeriği %10'u geçmeyen çamurlara düzenli depolama uygulanmaktadır.
- İsveç'te 2005 yılından sonra bütün organik atıkların arazide depolanması yasaklanmıştır (Akça 2005).



Şekil 2.9. AB ülkelerinde arıtma çamurlarının bertarafı (Akça 2005)

Arıtma çamurlarının Avrupa Birliği uyum sürecinde çevresel etkisi en düşük yöntemlerle bertaraf edilmeleri gerekmektedir (Bresters ve ark. 1997). Arıtma çamurları katı atıkların önemli bir bölümünü oluşturmaktadır. Bu nedenle önemli bir çevre sorunlarından biri haline gelmiştir.

2.9.6. Arıtma çamurlarına ilişkin yasal mevzuat ve yükümlülükler

Evsel ve Kentsel Arıtma Çamurlarının Toprakta Kullanılmasına Dair Yönetmelik arıtma çamurlarının toprakta kontrollü kullanımına dâhil idari ve teknik esasları içermektedir. Ham çamurların tarla, mera, orman gibi tarım alanlarında kullanılmasıyla halk sağlığının korunması amaçlanmıştır. Arıtma çamurunu toprağa uygularken toprağın pH'ı, tane yapısı, organik madde içeriği, uygulama alanının yüzeysel ve yeraltı suyuyla yakınlığı, arazinin eğimi gibi parametreler dikkate alınmaktadır. Tarımsal faaliyetlerde arıtma çamurlarının kullanılabilmesi için çamurun pH değerlerinin 6,0-8,5 arasında

olması gerektiği yönetmelikte belirtilmiştir. Kentsel ve endüstriyel atık su arıtma tesislerinden açığa çıkan arıtma çamurları farklı konsantrasyonlarda ağır metal içermektedir. Özellikle arıtma çamurlarını araziye uygularken ve tarımsal amaçlı kullanırken içerdikleri ağır metal konsantrasyonları büyük önem taşımaktadır. Topraktaki ağır metal sınır değerleri ve toprakta kullanılacak stabilize arıtma çamurundaki maksimum ağır metal içeriği sırasıyla Çizelge 2.8 ve 2.9’ da gösterilmektedir.

Çizelge 2.8. Topraktaki ağır metal sınır değerleri (T.C. Resmi Gazete, 3 Ağustos 2010, sayı: 27661)

Ağır Metal (Toplam)	6≤pH<7 mg.kg⁻¹ Fırın Kuru Toprak	pH≥7 mg.kg⁻¹ Fırın Kuru Toprak
Kurşun	70	100
Kadmiyum	1	1,5
Krom	60	100
Bakır	50	100
Nikel	50	70
Çinko	150	200
Civa	0,5	1

Çizelge 2.9. Toprakta kullanılacak stabilize arıtma çamurunda müsaade edilecek maksimum ağır metal muhtevaları (T.C. Resmi Gazete, 3 Ağustos 2010, sayı: 27661)

Ağır Metal (Toplam)	Sınır Değerler (mg kg⁻¹ kuru madde)
Kurşun	750
Kadmiyum	10
Krom	1000
Bakır	1000
Nikel	300
Çinko	2500
Civa	10

Çamurlardaki ağır metal içeriği yönetmelikte bahsedilen değerlerden fazla olduğu durumlarda giderim için birden fazla yöntem bulunmaktadır. Ağır metal giderim yöntemleri fiziksel ayırma ve katı-sıvı ayırma yöntemleridir. Bahsedilen katı-sıvı ayırma işlemi çamurun katı fazdan ayrılıp sıvı faza geçmesi, ağır metallerin düşük pH koşullarında çözünebilmesi esasına dayanmaktadır (Filibeli 1998). Arıtma çamurlarında bulunan ağır metal kirleticiler ve patojen mikroorganizmalar yönetmelikte belirtilen değerlerden yüksek olmadığı durumlarda, tarımda ve peyzaj düzenlemede kullanılabilir. Amerika Birleşik Devletleri’nde arıtma çamurlarındaki patojen

mikroorganizmaların standartlara uygun hale gelmesi için Çevre Koruma Ajansı tarafından yönetmelik hazırlanmıştır. Tarım arazilerinde kullanılacak arıtma çamurlarının U.S.EPA ve AB standartlarına göre kabul edilebilir düzeydeki mikroorganizma değerleri Çizelge 2.10'de verilmiştir.

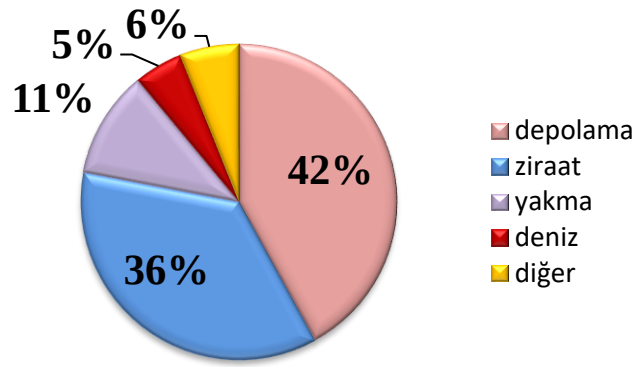
Çizelge 2.10. Tarım alanlarında kullanılacak arıtma çamurları için U.S.EPA ve AB standartlardaki patojen sınır değerlerinin karşılaştırılması (U.S.EPA 1994)

Patojen mikroorganizmalar	U.S.EPA Standartları	AB Standartları
<i>Salmonella sp.*</i> Fekal koliformlar* Enterik virüsler* Fekal koliform yoğunluğu** <i>Helmint ova*</i> <i>Escherichia coli</i> <i>Clostridium perfringens sporları</i>	< 3MPN/4 gr < 1000 MPN/ gr 1 PFU/ 4 GR <2,10 ⁶ MPN/ gr <1 adet /4 gr	<i>Salmonella sp.</i> Yok/ 50 gr < 1000 gr ⁻¹ < 3000 gr ⁻¹
*US EPA A sınıfı arıtma çamuru **US EPA B sınıfı arıtma çamuru MPN: En muhtemel sayı PFU: Virüs plak oluşturma sayısı		

AB mevzuatında ileriki yıllarda önümüzdeki yıllarda bertaraf tesislerine gönderilecek atık miktarlarına yüksek bir oranda kısıtlamalar getirilecektir. Bunun doğrultusunda geri kazanıma talep gün geçtikçe artmaktadır. Miktarının her geçen yıl artması beklenen çamurların yeni bir çevresel bir sorun oluşturmamasına yönelik politikaların oluşturulması gerekmektedir (Arslanoğlu ve Koçer 2005).

2.9.7. Arıtma çamurlarının tarım topraklarında kullanımı

Çamur evsel ve endüstriyel atık suların arıtılmasıyla oluşmaktadır. Atık su çamuru bünyesinde organik madde, azot ve fosfor bulundurmaktadır. Atık su arıtma çamurlarının tarımsal amaçlı kullanımı ile çamur bertarafını sağlamak tercih edilen yöntemlerden biridir. Bugün Avrupa ülkelerinde atık su arıtma çamurlarının 1/3'ü tarımsal faaliyetlerde organik gübre olarak kullanılmakta, diğer 2/3'lük kısmı ise yakılmakta veya atık olarak depolanmaktadır. Şekil 2.10'de Avrupa ülkelerindeki atık çamur değerlendirme alanları gösterilmektedir.



Şekil 2.10. Avrupa ülkelerinde atık çamur değerlendirme alanları (Ayyaz 2000)

Arıtma çamurlarının tarımda kullanılması dünyada son yıllarda giderek artmakta ve yaygın şekilde kullanılan giderim metodları arasında sayılmaktadır (Dalmau ve ark. 1990). Ancak arıtma çamurlarının birçok çevresel sorunlara da neden olduğu bilinmektedir (Müezzinoğlu ve Dinçer 2005). Diğer metotlarla karşılaştırıldığında en ucuz atık muamele yöntemidir. İçerisinde bulunan tüm besleyiciler sayesinde organik gübre ve toprak düzenleyici olarak kullanılan arıtma çamuru, toprağı bitkilerin kullanabilmesi için uygun hale getirmektedir. Düşük besleyici seviyesi nedeniyle tek başına yeterli olmasa da gerekli suni gübre miktarına katkıda bulunduğu için gübreleme masraflarını azaltmaktadır. Atık çamur aynı zamanda toprak iyileştiricisi olarak da kullanılabilir. Atık çamur %95 oranında su içeriğine sahiptir. Atık çamurun değişik mekanik uygulamalar ile içerdiği katı oranı %35'e kadar artırılabilir (Ayyaz 2000). Arıtma çamurları tarım alanları, ormanlık alanlar ve tarım iyileştirilmesi olarak 3 şekilde araziye uygulanmaktadır (Filibeli 1996).

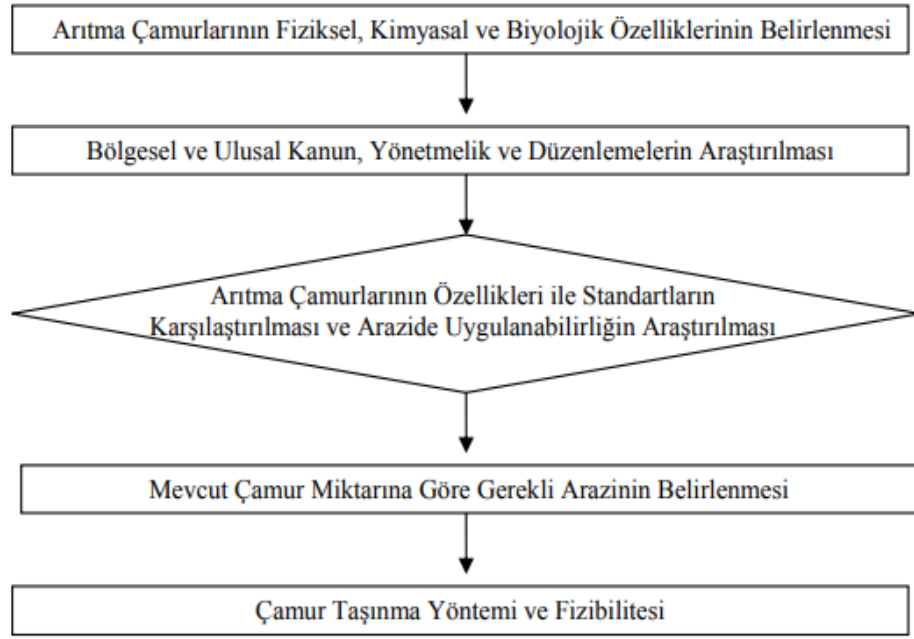
Arıtma çamurlarının içerdikleri toksik element ve patojen mikroorganizma değerleri standartlara uygun olduğunda birçok ülkede gübre olarak kullanılmaktadır. Ayrıca pek çok alanda toprak ıslahı amacıyla da kullanılmaktadır. Arıtma çamurunun uygulanabileceği yeşil alanlar, otoyol kenarları, golf sahaları, parklar, futbol sahaları, havaalanları ve mezarlıklar olarak sıralanabilmektedir (Aral 1990). Bazı arıtma çamuru çeşitlerinin arazide uygulanma oranları Çizelge 2.11' de verilmiştir. Arıtma çamurları farklı formlarda bitki besin elementleri içermektedir. Ancak ticari gübrelere göre içerdiği bitki besin elementlerinin çoğu bitkiler tarafından doğrudan kullanılamamaktadır. Atık su çamurunun içeriğinde bulunan organik azot, organik maddenin mikroorganizmalar tarafından parçalandıktan sonra bitkiler tarafından

alınabilir forma dönüşmektedir. İnorganik azot ise bitkiler tarafından doğrudan kullanılabilir niteliktedir. Yapılan birçok araştırmada çamur uygulamaları ile ilk yıllarda organik azotun %50'sinin, daha sonraki yılda %5-20'sinin mineralize olup yarayışlı formlara dönüştüğü belirtilmektedir (Anonymous 1996). Arıtma çamurunun toprağa verilmesi ile NH_4^+ 'un bir bölümü NO_3^- 'a dönüşmektedir. Çamur uygulanmış topraklarda nitrat reaksiyonun önemli bir bölümünü oluşturur. Denitrifikasyon ve sızma olayları ile NO_3^- ortamdan uzaklaşmaktadır (Kocaer ve Başkaya 2001).

Çizelge 2.11. Arıtma çamuru çeşitlerinin arazide uygulanma oranları (Kavaklı 2005)

Arıtma çamuru çeşidi	Uygulama oranı	Uygulanan alanı	Besin maddesi içeriği (mg kg ⁻¹) N	Besin maddesi içeriği (mg kg ⁻¹) P ₂ O ₅
Sulu işlem görmemiş çamur	80 m ³ /ha	Otlak, tahıl ürünleri, yağlı tohum ürünleri	48	64
Sulu işlenmiş çamur	60 m ³ /ha 80 m ³ /ha	Otlak, ilkbahar mevsimi ürünleri	72 96	48 64

Ham ve işlenmemiş çamurun araziye uygun olmayan şekilde atılması sonucu yer altı sularının kirlenmesi, koku ve patojen mikroorganizma sorunu gibi olumsuzluklar oluşmaktadır. Bu nedenle son yıllarda çamurlar hakkında yapılan çalışmalar yoğunlaşmış ve arıtma çamurlarının bertaraflarına yönelik yasal düzenlemeler getirilmiştir (Filibeli 1998). Şekil 2.11'de arıtma çamurlarının tarım arazisine uygulanmasında izlenmesi gereken adımlar verilmektedir.



Şekil 2.11. Arıtma çamurlarının araziye uygulanmasında izlenecek aşamalar (Aral 1990)

Atık su arıtma çamurlarında ticari gübrelere göre daha düşük oranda azot, fosfor ve potasyum bulunmaktadır. Çünkü arıtma çamurları arıtma prosesleri boyunca organik gübre değerlerini büyük oranda kaybetmektedir. Çamur kaynağına göre bitki besin elementleri miktar bakımından büyük farklılıklar gösterebilmektedir. Arıtma çamurunun çeşidine bağlı olarak azot yüzdesi %1,8 ile %5,9 değerleri arasındadır. Arıtma çamurundaki fosfor (P_2O_5) ve potasyum (K_2O) değerleri ise sırasıyla %1,1- %7 ve %0.14- %0.56 değerlerindedir. Arıtma çamuru bünyesinde bulunan azot, fosfor ve potasyum yüzdeleri arasındaki oran 3:2:0 değerindedir (Spellman 1997). Arıtma çamurlarının patojen mikroorganizma, ağır metal ve sentetik organik kimyasalları içermelerinden dolayı tarım alanlarında kullanıldıklarında hijyenik ve çevresel etkilerinin daima değerlendirilmesi gerekmektedir (Topaç ve Başkaya 2008).

2.9.8. Arıtma çamurunun toprakta organik materyal olarak kullanımı

Arıtma çamurlarının toprak düzenleyicisi ve organik gübre olarak değerlendirilmesindeki önemli maddelerden birileri toprakların doğal yapılarına zarar vermemeleri ve bitkisel üretime zararlarının olmamasıdır. Patojen mikroorganizma, ağır metal ve sentetik organik madde içerikleri çevresel bir risk oluşturmayan arıtma çamurlarının tarımda kullanılması ile çamur bertarafı gerçekleştirilmektedir (Towers ve

Horne 1997). TÜİK 2015' deki verilere göre Türkiye'de 2014 senesindeki toplam kimyasal gübre miktarı yaklaşık 11 milyon tondur. Bu sonuç bize gübrenin ülke ekonomisi açısından ne kadar önemli olduğunu göstermektedir. Arıtma çamurunun içerdiği organik maddeler ise çamura toprak düzenleyicisi olarak kullanılabilme potansiyeli kazandırmaktadır (Epstein 2003). Arıtma çamurlarının içeriğinde bulunan besin elementleri toprakta kullanılması gereken toplam ticari gübre ihtiyacını azaltmaktadır. Arıtma çamurlarının içinde her türlü patojen mikroorganizma bulunmaktadır. Bu yüzden doğrudan araziye verilmemesi gerekmektedir. İşlenmemiş haldeki ham çamurlar hijyenik açıdan sakıncalı olup, bu çamurların tarım alanlarında kullanılmaları çevre ve insan sağlığı için tehdit oluşturmaktadır. Patojen mikroorganizmalar çevrelerinde bulunan hayvanlara olumsuz etkilerinden dolayı otlaklarda da kullanılmamalıdır (Filibeli 1996).

2.9.9. Arıtma çamuru ile ilgili yapılan çalışmalar

Topcuoğlu ve ark. (2003) tarafından serada yetiştirilen domates bitkisine arıtma çamuru uygulanarak ağır metal içeriklerindeki değişim gözlenmek istenmiştir. Toprakta yetiştirilen domates bitkisine eklenen arıtma çamurunun miktarının artmasıyla N, P, K, Ca, Mg, Fe, Zn, Mn, Cu, Pb, Ni ve Cd değerleri önemli derecede artmıştır. Arıtma çamurunun domates bitkisine uygulanmasıyla Cd ve Pb değerlerinin zamanla insan sağlığı için kabul edilebilir sınır değerlerini aştığı belirlenmiştir.

Ünal ve Katkat (2003) tarafından yapılan çalışmada, toprağa gıda sanayi arıtma çamurunun uygulanmasıyla meydana gelen değişimler gözlenmiştir. Arıtma çamurunun tuz içeriğinin yüksek olmasından ötürü toprağın tuz oranını arttırdığı tespit edilmiştir. Arıtma çamurunun miktarının artmasıyla toprağın pH değerinde azalma gözlenmiştir. Aynı zamanda topraktaki organik madde ve bazı makro ve mikro bitki besin elementleri konsantrasyonlarının da arttığı tespit edilmiştir.

Swanepoel (2004) yürütmüş olduğu toprak inkübasyon çalışmasında toprak örneklerine 5, 10 ve 20 kgN/da dozunda arıtma çamuru uygulamış ve belirli inkübasyon dönemlerinde $\text{NH}_4^+\text{-N}$ ve $\text{NO}_3^-\text{-N}$ konsantrasyonlarını takip etmiştir. İnkübasyon periyodu boyunca $\text{NH}_4^+\text{-N}$ içeriğinin kademeli olarak azaldığını, $\text{NO}_3^-\text{-N}$

N içeriğinin ise toprak örneklerinde gerçekleşen nitrifikasyon prosesine bağlı olarak artış eğiliminde olduğunu bildirmiştir.

Göçmez (2006) yürütmüş olduğu çalışmada toprak örneklerine yapılan arıtma çamuru uygulaması ile arıtma çamurlarının yapısında bulunan organik azotun uygulamanın birinci yılında %50'sinin, daha sonraki yılında %5-20'sinin mineralize olup yarıyışlı içeriklere dönüştüğünü bildirmiştir. Daha sonraki yıllarda ise mineralizasyon oranı düşüş göstermiştir.

Samaras ve ark. (2008) yapmış oldukları çalışmada artan dozlarda uygulanan arıtma çamurunun toprak örneklerinin toplam azot konsantrasyonlarını arttırdığını bildirmişlerdir.

Küçükhemek ve ark. (2008) toprağa uygulanan arıtma çamuru ve ahır gübresinin çim bitkisinin besin elementleri ve verim üzerine yaptıkları çalışmada kontrole göre arıtma çamurunun bitkinin kurşun içeriğini arttırdığını, çim bitkisindeki kadmiyum miktarlarının ise ölçülemeyecek kadar az seviyede olması sebebiyle analizler sonucu tespit edilemediğini bildirmişlerdir.

Dindar ve ark.(2010) tarafından yapılan çalışmada, farklı yöntemlerle stabilize edilmiş evsel nitelikli arıtma çamurları 50 ton/ha ve 100 ton/ha dozlarında toprak örneklerine uygulanmıştır. Zamana bağlı olarak toplam azot parametresinin her iki doz için de düşme eğilimi gösterdiği bildirilmiştir.

Yalçın ve ark.(2010) Eskişehir atık su arıtma tesislerinden çıkan arıtma çamurlarının farklı münavebe sistemlerinde (buğday, şekerpancarı ve mısır) kullanılması üzerine yürüttükleri çalışmada topraktaki Pb ve Ni değerlerinin arttığını, Cd değerinin değişiklik göstermediğini bildirmişlerdir.

Demir ve Çimrin (2011) arıtma çamuru ve humik asit uyguladıkları mısır bitkisinin gelişimi, besin elementi ve ağır metal içerikleri ile bazı toprak özelliklerini araştırdıkları çalışmada, artan dozlarda uygulanan arıtma çamurunun etkisiyle mısır bitkisinin kök üstü aksamdaki Fe, Zn, Cu ve Mn ihtivalarında önemli artışların saptandığı ifade edilmiştir.

Özyazıcı ve Bayraklı (2012), toprağa arıtma çamuru uygulaması ile toprakta meydana gelen mikro elementleri incelemiştir. 0, 10, 20, 30, 40 ve 50 t ha⁻¹ dozlarında arıtma çamuru uygulanmıştır. Sonuç olarak, artan dozlardaki arıtma

çamuru uygulaması ile toprağın ekstrakte edilebilir demir, bakır ve çinko içeriklerinin arttığı, mangan kapsamında ise herhangi bir değişimin olmadığı tespit edilmiştir.

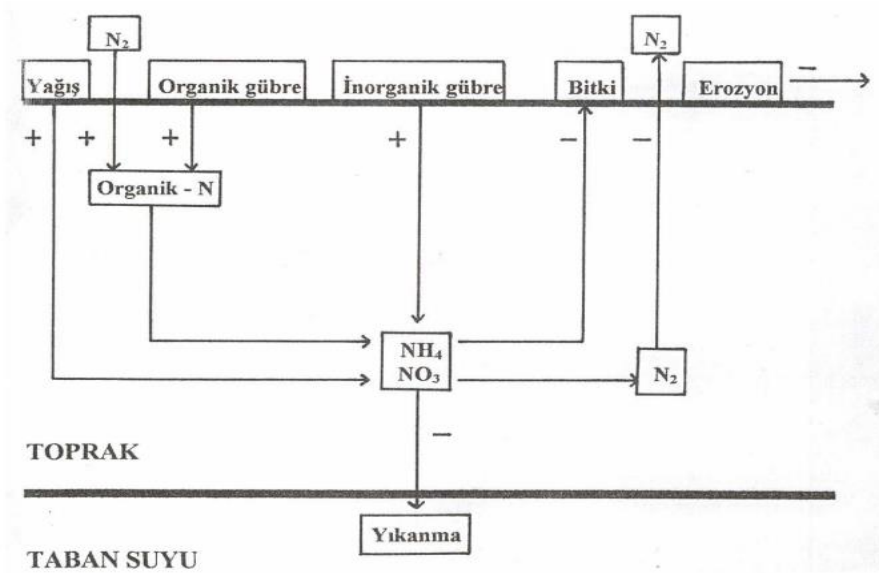
Demirkan ve Söğüt (2018) tarafından yapılan bir çalışmada atık su arıtma çamurunun bitki gelişimi üzerine etkilerinin belirlenmesi amaçlanmıştır. Bu amaçla bitki boyu, gövde çapı, yaprak rengi ve yapraklarda bazı bitki besin elementleri ve ağır metal analizleri yapılmış olup analizler sonucunda arıtma çamuru kullanımının *L. orientalis* türünde 20 kg/m²/yıl dozunu aşmayacak şekilde kullanımının uygun olduğu ve bu miktarda bitkilerde zararlı etkilerin ortaya çıkmadığı sonucuna ulaşılmıştır.

Çakır ve Çimrin (2020), yaptıkları çalışmada artan arıtma çamuru (% 0, % 2,5, % 5, % 7,5, % 10) uygulamaları sonrası mısır bitkisinin verim ve deneme toprağının bazı özellikleri üzerindeki değişimler ile mısır bitkisinin, kök ve kök üstü kısımları ile bitki boyu ve çapında meydana gelen değişimleri incelemişlerdir. Sonuç olarak artan dozda uygulanan arıtma çamurunun etkisiyle deneme toprağının pH ve kireç içeriklerinde istatistiki açıdan önemli azalmalar belirlenirken, toprağın tuz, organik madde içeriklerinde ise istatistiki açıdan önemli artışlar meydana gelmiştir.

2.10.Toprakta Azot Prosesleri ve Toprak Enzim Aktiviteleri

Azot bitki gelişimi ile insan ve hayvan yaşamında önemli bir yere sahip makro besin elementidir. Bitkiler tarafından topraktan en çok gereksinim duyulan besin azottur. Çünkü azot bitkide nükleik asit, aminoasit, protein, klorofil, amid gibi önemli fonksiyonları bulunan organik bileşiklerin yapısına girmektedir. Azot bitki bünyesinde meydana getirdiği fizyolojik reaksiyonlar ile ürünün miktarını ve kalitesini tayin etmektedir. Bu sebepten toprakta azot eksik olduğunda ürünün miktarında ve kalitesinde düşmeler meydana gelmektedir. Sahip oldukları kimyasal özellikler sebebiyle ticari azotlu gübrelerin toprakta tutulması ve ileriki yıllarda kullanılmak üzere depolanması mümkün değildir. Aydemir'in (1979) çalışmasına göre, gübrelerle toprağa uygulanan azotun yaklaşık %50'si bitkilerce ilk yıl alınmakta, %30'u mikroorganizmalarca fiksede edilmekte, %15'i denitrifikasyonla ve %5'i de yıkanma ile kaybolmaktadır. Topraklarda azot organik, inorganik ve elementel formlarda bulunmaktadır. Elementel formdaki azot toprakta gaz halde

bulunur ve ayrıca toprak suyunda çözülmüş halde de bulunmaktadır. Toprak havasında gaz halde bulunan elementel azot bazı mikroorganizma grupları tarafından kullanılabilir. İnorganik azot formları toprak çözeltisinde iyonik halde bulunmaktadır. Bitkiler inorganik azot formlarından amonyum ve nitrat iyonları halindeki azotu kullanmaktadırlar. Organik azot formları ise asitlerden türemiş pirimidin ve pürin bazları ile az miktarda glikozamin, serbest aminoasit ve galaktozamin gibi amino grup şekerler ve humus yapısına bağlı amino grup asitler şeklinde bulunmaktadır. Tüm bu azot formlarının birbirlerine dönüşümleri ise azot döngüsünü oluşturmaktadır (Demir ve Topaç 2019). Şekil 2.12’de topraktaki azot bilançosu gösterilmektedir.



Şekil 2.12. Toprakta azot bilançosu (Müftüoğlu ve Demirer 1998)

Atmosferin %78’ini oluşturan azot gazı atmosferde inert halde bulunmaktadır. Ayrıca bitkiler tarafından kullanılabilmesi için amonyum formuna dönüştürülmesi gerekmektedir. Biyolojik azot fiksasyonu atmosferde N₂ formunda bulunan azotu simbiyotik ve asimbiyotik yaşayan mikroorganizmalar tarafından indirgenip NH₃ formuna dönüşmesidir.

2.10.1. Azot bağlanması (Azot fiksasyonu)

Azot gazının çeşitli yollarla bağlanması sonucu kullanılabilir bileşikler haline dönüşmesi olayına fiksasyon denir. Simbiyotik olarak azotu fikse eden bakteriler, birçok grup altında toplanabilmektedir. Asimbiyotik azot fiksasyonu ise suda ve toprakta serbest halde yaşayan ve nitrogenaz enzimine sahip mikroorganizmaların

atmosferde N_2 formunda bulunan moleküler azotu indirgediği procestir (Kumari ve Sınha 2011). Dünyadaki azot fiksasyonu *Azotobacter*, *Rhizobium*, *Anabeana* gibi bazı canlılar tarafından biyolojik süreçler ile gerçekleştirileceği gibi; şimşek, yıldırım gibi etkenlere bağlı olarak azotun nitrata dönüşümü olarak adlandırılan fizikokimyasal ve endüstriyel süreçlerle de gerçekleşmektedir. Biyolojik fiksasyon yapan *Rhizobium* cinsi bakteriler, bazı baklagillerin kökünde simbiyotik olarak yaşamaktadır. Toprakta biyolojik fiksasyonu gerçekleştiren en önemli canlılar *Azotobacter* ve *Clostridium* cinsi bakterilerdir (Barut 2015). Fiksasyon sonucu oluşan inorganik form çoğunlukla amonyak ve nitrattır. Atmosferde meydana gelen yıldırım olayları sırasında N_2 formunda bulunan azotun bir bölümü oksidasyona uğrayarak nitrik asit formunda yağmurlarla yeryüzüne düşmektedir.

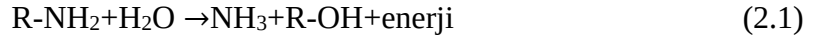
2.10.2. Asimilasyon

Heterotrofik ve ototrofik organizmalar bünyelerine NH_4^+ ve NO_3^- olarak asimilasyon için kullanılmaktadırlar. Mikroorganizmalar büyük çoğunlukla nitrata asimilasyon için kullansa da nitrat önce amonyuma dönüşür daha sonra hücre sentezi için kullanılır. Atık su arıtma tesislerinde azotun hücre sentezi için kullanılabilmesi için bir miktar azot giderimi gerçekleşmektedir. Bitki ve alg hücreleri azotu amonyum şeklinde yapılarına almaktadırlar. Bu nedenle NH_4^+ bazlı gübreler NO_3^- bazlı gübrelere kıyasla daha fazla tercih edilmektedir (Barut 2015).

2.10.3. Azot mineralizasyonu (Amonifikasyon)

Azotun büyük bir bölümü toprağın organik maddesinde bulunmaktadır. Nükleik asitler, aminoasitler ve proteinler gibi azot bakımından zengin olan bileşenleri içeren bitki artıkları toprak organik maddesini oluşturmaktadırlar. Toprağın organik maddesinde bulunan azot ise bitkilerin ve diğer toprak organizmalarının kullanabilecekleri inorganik amonyum ve nitrat formlarına dönüştürülmektedir. Azot bakımından yeterince zengin olan toprak organik maddesinin bozunması sonucunda amonyum ve nitrat formundaki azot oluşmaktadır. Bu olaya azot mineralizasyonu denmektedir (Demir ve Topaç 2019). Toprak ve sularda amonifikasyon olayı amonifikasyon bakterileri tarafından gerçekleştirilmektedir.

Azot mineralizasyonu organik azotun amonyağa dönüştürüldüğü amonifikasyon (1), amonyak ve suyun amonyuma dönüştürüldüğü hidroliz prosesi (2) olmak üzere iki basamakta gerçekleşmektedir.

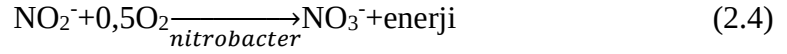
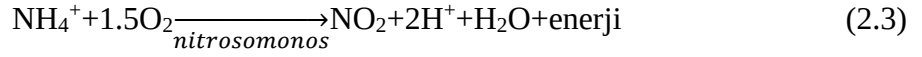


Hidroliz prosenin de NH_3 ve NH_4^+ arasındaki dengeli durumun oluşması ortamın pH'ı ile ilgilidir. pH'ın yüksek olduğu durumlarda azot NH_3 gazı formunda, pH'ın düşük olduğu durumlarda ise NH_4^+ iyonu formunda bulunmaktadır. Pozitif yüke sahip olan amonyum iyonları negatif yüklü toprak kolloidleri tarafından tutulmaktadır. Ancak yüksek pH durumlarında topraklarda amonyak, buharlaşma prosesi ile hızlı bir şekilde topraktan havaya geçebilmektedir (Demir ve Topaç 2019).

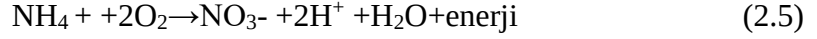
2.10.4. Nitrifikasyon

Mineralizasyon sürecinin ilk son ürünü olan amonyum iyonlarının, topraktaki özel mikroorganizma grupları tarafından kademeli olarak yükseltgenerek nitrat iyonlarına çevrilmesi nitrifikasyon süreci olarak tanımlanmaktadır. Nitrifikasyon mineralizasyon olayının daha sonraki aşamalarında meydana gelmektedir. Nitrifikasyon prosesinde amonyum iyonları ilk olarak NO_2^- 'e daha sonra NO_3^- 'a yükseltgenmektedir. Nitrifikasyon prosesi ototrof bakteriler aracılığıyla gerçekleşmektedir. NO_2^- ve NO_3^- 'ın oluşması farklı 2 mikrobial popülasyon aracılığıyla gerçekleştirilmektedir. Her iki reaksiyonda da nitrat birikimi meydana gelmemekte ve enerji açığa çıkmaktadır. Nitrifikasyon bakterileri kemotrof bir yapıya sahip olduklarından nitrifikasyon prosesinden açığa çıkan enerjiyi alıp CO_2 'i özümlemek için kullanırlar. Nitrifikasyonun ilk aşamasında moleküler oksijen NO_2^- 'e yükseltgenmektedir. Reaksiyon sonucunda hidrojen iyonları oluşmakta ve ortam pH'ı azalmaktadır. Nitrifikasyon prosesinin ikinci aşamasında su molekülünden oksijen alınarak NO_3^- iyonu oluşmaktadır. Her 2 reaksiyonda aerobik şartlar altında meydana gelmektedir (Plaster 1992).

Amonyakın, enerji elde etmek amacıyla bakteriler tarafından nitrata dönüştürülmesi sırasıyla aşağıda verilen reaksiyonlardaki gibi gerçekleşmektedir:

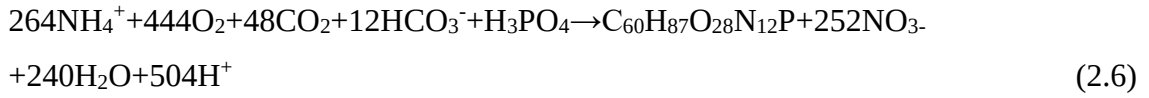


Genel reaksiyon ise aşağıda verildiği gibi yazılmaktadır:



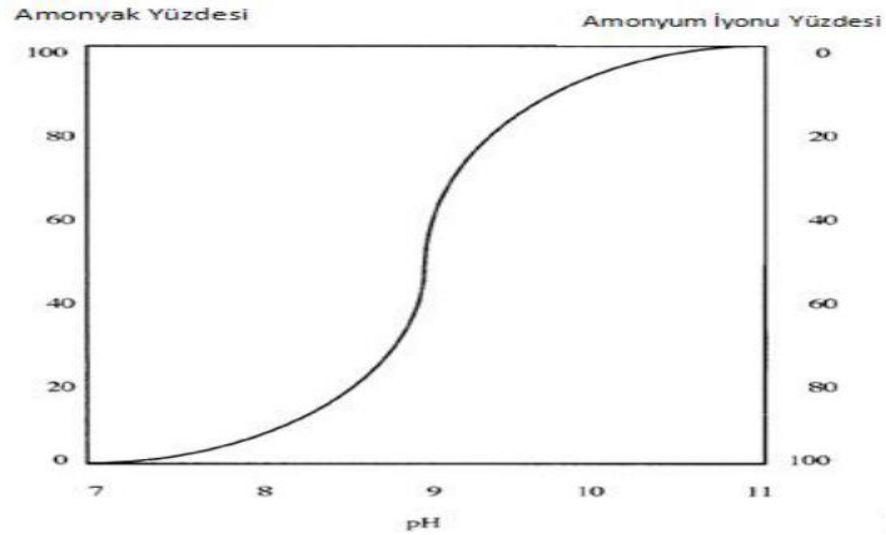
Bu oksidasyonda açığa çıkan enerji, CO₂'den elde edilen hücre materyalinin sentezinde kullanılmaktadır.

Bu tepkime aşağıda gösterildiği şekilde gerçekleşmektedir.



Nitrifikasyon prosesinde amonyanın NO₂⁻'e yükseltgenmesi *Nitrosomonas* bakterisi ile gerçekleşirken, NO₂⁻ iyonlarının NO₃⁻'e yükseltgenmesi *Nitrobacter* bakterisi ile gerçekleşmektedir (Watson ve ark. 1981). Bu iki grup birbirinden çok farklı yapıdadırlar. Bu iki süreç de, enerji açığa çıkaran süreçlerdir. Yüksek bitkiler topraktan azotu inorganik halde alabilmektedirler. Toprakta inorganik azot NO₃⁻ ve NH₄⁺ formlarında bulunmaktadır. Azot formlarının topraktaki miktarı organik azotun mineralleşmesi ile ilişkilidir (Atlas ve Bartha 1987). Bu sistemde her iki tür ototrofik mikroorganizma da pH, sıcaklık, besin maddeleri, substrat ve ürün derişimleri gibi uygulama koşullarına karşı çok hassastır. Oksidasyon reaksiyonundan görüldüğü gibi nitrifikasyon işlemi sonucunda hidrojen iyonu açığa çıkmakta ve bu durum ortamın pH değerini düşürmektedir. Bu durumda, sistemde pH düşüşünü tamponlamaya yetecek kadar alkalinite mevcut değilse, nitrifikasyon nedeniyle, atık suyun pH'ı düşecek ve bir süre sonra pH çok küçük değerlere ulaşacağından asit inhibisyonuna neden olacaktır. Bir nitrifikasyon sisteminde nitritin nitrata dönüşmesi, amonyanın nitrite dönüşmesinden daha hızlı gerçekleşmektedir. Bu nedenle nitrat birikimi olmamakta, oluşan nitritin hemen hepsi nitrata dönüştürülmektedir (Jianlong ve Ning 2004). Nitrifikasyon prosesinin verimliliğini arttırmak için birçok biyofilm esaslı proses geliştirilmiştir (Yan ve ark. 2004).

Nitrifikasyon prosesini gerçekleştiren bakteriler oldukça spesifik mikroorganizmalardır. Nitrifikasyon hızı birçok çevresel faktörden etkilenmektedir. Bu faktörlerden bazıları pH, C/N oranı, su tutma kapasitesi ve sıcaklıktır (Ortatepe 2013). Şekil 2.13’de amonyak ve amonyum iyonunun farklı pH aralığında bulunma yüzdesi grafiksel olarak gösterilmektedir.



Şekil 2.13. Atıksu içerisinde bulunan amonyak ve amonyum iyonunun farklı pH aralığında bulunma yüzdesi (Ortatepe 2013)

Nitrifikasyona etki eden faktörler aşağıda sıralanmıştır:

C/N oranı: Materyalin C/N oranı organik maddenin ayrışmasında etkili olan bir parametredir. Bu mikrobiyal süreç boyunca azot miktarı sabit kalmaktadır. Organik maddenin karbon miktarı ise azalmaktadır. Organik maddenin mineralleştirme miktarı ile C/N oranı arasında ters orantı bulunmaktadır (Fu ve ark. 2009).

pH ve Alkalinite: Toprak yapısının pH’ı azot mineralleşmesini etkilemektedir. Mineralleşmenin asidik ortamlarda pH’ı arttırdığı gözlenmiştir. Az asitli ve alkali topraklarda (pH 6,0-8,0) NO_3^- iyonu etkili olmaktadır. *Nitrosomonas* ve *Nitrobacter* için optimum pH değeri 7,5 ve 8,5 arasındadır (Bitton 1999). Amonyumun nitrite oksidasyonu sırasında her 1 mol için 2 mol bikarbonata gerek vardır. Bu nitrifikasyon için zaruridir. Çünkü alkalinite düşük olduğunda pH düşecek ve reaksiyonun tamamen durmasına sebep olabilecektir. Nitrifikasyon prosesi, pH’nın 6,5’ ten düşük olduğu şartlarda gerçekleşmemektedir (Paredes ve ark. 2007). Ruiz ve ark. (2003)’ün yaptıkları çalışmada geniş bir pH aralığında (6,45 ve 8,95 arasında) tam nitrifikasyon elde etmişlerdir. Çalışmada, 6,45’ten daha düşük pH’larda ve 8,95 üzerindeki pH’larda

nitrifikasyonun ani şekilde düştüğü tespit edilmiş, hem amonyum oksitleyen hem de nitrit oksitleyen bakterilerin tam inhibisyonu gözlemlenmiştir.

Sıcaklık: Toprakta gerçekleşen azot mineralizasyon sürecinde etkili olan en önemli faktörlerden biri sıcaklıktır. Bitki gelişimi için uygun olan sıcaklık koşulları mikrobiyal süreç için gerekli sıcaklıkla paraleldir. Nitrifikasyon organizmaları mezofilik bakterilerdir. 35- 40 °C'ye kadar artan büyüme hızına sahiptirler. Aktif çamur sisteminde sıcaklığın azalması ile nitrifikasyon hızı azalmaktadır. Optimum sıcaklık 25 ve 35 °C arasındadır. Düşük sıcaklıklarda nitrifikasyon azalmaktadır (Andreottola ve ark. 2000).

Çözünmüş oksijen: Nitrifikasyon bakterileri 100'den 400 µm'ye kadar değişen flok çaplarına sahiptir ve heterotrofik bakterileri de içeren bir flok içinde yer almaktadırlar. Oksijen sıvıdan flok partiküller içine dağılmaktadır. Bu sebeple flok içinde daha derinde yer alan bakteriler daha düşük çözünmüş oksijen konsantrasyonlarına maruz kalmaktadır. Çözünmüş oksijen değeri azalırsa nitrifikasyon hızı paralel olarak azalmaktadır. Çünkü oksidasyon reaksiyonlarında organizmalar tarafından oksijen kullanılmaktadır. Çözünmüş oksijen değeri 2mg/L 'in altına düştüğünde nitrifikasyon prosesi inhibe olmaktadır. Çözünmüş oksijen değeri 0,5mg/L olduğunda nitrifikasyon prosesinin gerçekleşmediği gözlenmiştir (Sarıgüllü 2007).

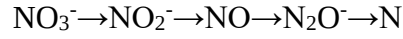
İnhibisyon ve Toksisite: Nitrifikasyon prosesinde serbest halde bulunan amonyak *Nitrosomonas* ve *Nitrobacter* aktivitelerini inhibe etmektedir. Önceki araştırmalar 10-150 mg/L serbest amonyak konsantrasyonunun hem *Nitrobacter* hem de *Nitrosomonas*'ı inhibe edeceğini göstermektedir (Yang ve ark. 2004). Nitrifikasyon bakterileri çok yavaş büyüme hızına sahip olduklarından inhibisyon olumsuz etkilenmektedir. Ayrıca inhibitör kirleticilere karşı nitrifikasyon bakterilerinin hızla büyüyen bakterilerden daha duyarlı olduğu bilinmektedir.

2.10.5. Denitrifikasyon

Denitrifikasyon, anoksik koşullar altında nitratın (NO_3) nitrite (NO_2), nitritin nitrik okside (NO) ve nitroz okside (N_2O) ve son olarakta azot gazına indirgenmesi olayıdır (Atlas ve Bartha 1987). Denitrifikasyon nitrat ve nitritin fototrofik, kemoorganototrofik ve litotrofik bakteriler tarafından moleküler azot gazına veya azot gazlarına indirgendiği

kademeli enzimatik bir anoksik indirgenme prosesidir (Manconi ve ark. 2007). Denitrifikasyona sebep olan bakteriler genellikle heteotrof bakterilerdir. Bu bakterilerin bazıları *Achromobacter*, *Acinetobacter*, *Aprobacterium*, , *Arthrobacter*, *Bacillus*, *Chromobacterium*, , *Flavobacterium*, , *Paracoccus*'dır. Denitrifikasyona sebep olan bakterilerin birçoğu oksijeni de kullanabilmektedir. Fakat birkaç denitrifikasyon bakterileri ototrof yapıdadırlar. Bu bakteri türleri karbondioksit ya da bikarbonatı enerji kaynağı olarak kullanmaktadırlar (Randall ve ark. 1992).

Denitrifikasyon prosesi ile azot bileşikleri arasındaki dönüşüm kısaca aşağıdaki şekilde ifade edilebilmektedir:



Bu basamakların her biri ayrı enzim sistemleri tarafından katalizlenmektedir. Enzimlerin sentezleri genellikle anaerobik şartlarda gerçekleşmektedir ancak bazı durumlarda az miktarda oksijenin gerekebileceği belirtilmiştir. Denitrifikasyon prosesi çoğunlukla pH'nın 5'in üzerinde olduğu durumlarda gerçekleşmektedir. Denitrifikasyon hızı pH, sıcaklık, organik madde, toprağın nem içeriği, nem, havalandırma, toprağın NO₃ kapsamı, C/N konsantrasyonu, çözünmüş oksijen konsantrasyonu gibi çevresel faktörlerden etkilenmektedir (Plaster 1992).

Denitrifikasyona etki eden faktörleri şu şekilde inceleyebiliriz.

Çözünmüş Oksijen: Ortamda nitrat ve oksijenin fazla olduğu durumda organizmalar aerobik solunumu tercih etmektedir. Bunun sonucu olarak denitrifikasyon için gerekli elektron verici miktarı azalmaktadır. Ortamda oksijenin bulunması assimilatif nitrat indirgemesini etkilemezken dissimilatif indirgeme inhibe olmaktadır. Çözünmüş oksijenin kritik değeri 0,2 mg/L'dir. Bu konsantrasyonun üzerinde denitrifikasyon prosesi gerçekleşmemektedir (Sözen 1995).

Sıcaklık: Denitrifikasyon hızı sıcaklığın bir fonksiyonudur. Sıcaklığın artmasıyla denitrifikasyon hızı artmakta, belli bir artıştan sonra maksimuma ulaşmakta ve daha sonra azalma eğilimi göstermektedir (Naidoa 1999). Denitrifikasyon için sıcaklık değerlerinin yaklaşık 4-60 °C arasında olduğu belirlenmiştir (Hiscock 1991).

pH: Literatürde denitrifikasyonun gerçekleşmesi için farklı pH aralıkları (7,0-7,4-7,5-7,6) optimum olarak ifade edilmektedir. pH değerinin optimumun üzerine çıktığı durumlarda nitrit redüktaz aktivitesinin daha çabuk azaldığı ifade edilmiştir. pH değeri 7,3 üzerinde olduğunda denitrifikasyonun son ürününün daha ziyade N₂ gazı olduğu olduğu belirtilmiştir. Bu yüzden denitrifikasyon çalışmalarında genellikle pH 7,5 seviyeleri tercih edilmektedir (Naidoa 1999).

C/N konsantrasyonu: Denitrifikasyon verimini yükseltmek için karbon kaynağını doğru seçmek gerekmektedir (Delange ve ark. 1994). Optimum C/N, maksimum nitrat giderimi minimum kalıntı organik karbon ve nitritin bulunduğu oran olarak belirtilmiştir.

Organik karbon substratları: Her bir elektron vericisinden elde edilen enerjinin farklı olması denitrifikasyon sürecini organik madde türüne bağlı kılmaktadır. Denitrifikasyon hızı karbon kaynağının türünün yanı sıra bileşiminden de etkilenmektedir. Karbon kaynağı içindeki kolay ve yavaş ayrışan maddelere bağlı olarak hız da önemli ölçüde değişmektedir. İlk olarak kolay ayrışabilen substrat türü organizmalar tarafından parçalanmaktadır. Daha sonra yavaş ayrışmanın gerçekleştiği substrat üzerinde çoğalma başlamaktadır (Naidoa 1999).

İnhibitör: Nitrit azotunun 30 mg/L'den yüksek konsantrasyonu inhibitör olarak gösterilmekte iken (Christensen ve Harremoes 1977), Abufayed ve Schroeder (1986) 150 mg/L nitrit konsantrasyonunun denitrifikasyon bakterilerini etkilemediğini belirtmişlerdir.

2.10.6. Toprak enzim aktiviteleri

Toprakta bulunan hayvan ve bitki artıklarının parçalanmasıyla bitkisel ve mikrobiyal gelişme için zorunlu olan azot, fosfor ve kükürt gibi hayati önem taşıyan besin maddeleri açığa çıkmaktadır. Birçok biyokimyasal proses bitki kökleri, mikroorganizmalar ve toprak canlılarından kaynaklanan toprak enzimleri aracılığıyla devam etmektedir (Tabatabai 1982). Uzun yıllardır enzim aktiviteleri ile ilgili çalışmalar yapılmaktadır (Skujins 1978). Enzimler protein yapısında olup biyokimyasal reaksiyonları katalize eden moleküllerdir. Hücre yapısında önemli metabolik görevlere sahip olan enzimler çeşitli amaçlarla kullanılmak üzere günlük hayata da girmişlerdir

(Wiseman 1987). Enzimler reaksiyonları hızlandıran biyolojik katalizörlerdir ve yalnız canlılar tarafından sentezlenmektedirler. Enzimler hücre içerisinde gerçekleşen tepkime hızını düzenlemekte ve hücre dışında da etkinliklerini korumaktadırlar. (Tekman ve Öner 1986). Tüm enzim türleri dört rakamlı kod numarası (E.C.) ile belirtilmektedir (Lehninger 1982, Bingöl 1983). Toprak enzimleri, toprağın biyolojik özellikleri ile ilgilidirler ve toprakta meydana gelen mineralizasyon prosesinde çok önemli rol oynamaktadırlar (Frankberger ve Dick 1983). Toprakta enzimlerin kaynakları mikroorganizmalar, bitkiler ve toprak hayvanlarıdır (Yang ve ark. 2006). Enzimler toprakta bulunan inorganik ve organik kolloidler tarafından adsorbe edilmektedirler. Toprakta bitkisel olan organik atıklar enzimlerin etkisiyle küçük molekülü basit bileşiklere parçalanmaktadırlar. Toprak enzimlerinin temel özelliklerinin yanında, enzim ölçümünden elde edilen bulgular da toprak verimliliği hakkında bilgi vermektedir (Kiss ve ark. 1978). Toprağın verimliliği sadece fiziksel koşullara ve besin madde düzeyine bağlı değildir. Ayrıca biyolojik olayların yoğunluğu ile de ilgilidir. Toprak, biyolojik olarak dengede bulunan bir sistemdir. Bu dengeli durum, çevresel özelliklerin ve koşulların değişmesi ile bozulabilmektedir (Haktanır ve ark. 1996). Toprakların toplam biyokimyasal aktivitesi enzimler tarafından katalizlenen bir dizi reaksiyonları kapsamaktadır (Rowell ve ark. 1973). Toprakların ekstraselüler enzimleri, toprak verimliliğinde ve toprak biyolojik aktivitesinde önemli bir rol oynamaktadır (Kiss ve ark. 1975). Topraklardaki enzimatik reaksiyonlar iyi uygulandığında mikrobiyolojik tekniklere oranla daha güvenilir sonuçlar vermektedir. Bu sayede hem ksenobiyotiklere karşı tepkilerin belirlenmesinde hem de toprak verimliliğinin değerlendirilmesinde yaygın olarak kullanılmaktadır (Haktanır ve ark. 1996). Enzimler toprak ekosisteminde kükürt, karbon, azot ve diğer besin elementlerinin döngüsünde önemli rol oynamaktadırlar. Topraklar organik maddeyi ayrıştıran geniş bir mikrobiyal flora içermektedir. Organik maddenin içerdiği değişik substratların ayrıştırılmasına pek çok farklı türden mikroorganizma ardışık olarak katılmaktadır. Bu sırada biyokimyasal ayrışma işlevinin gerçekleşebilmesi için substrat çeşidine göre farklı nitelikte ekstraselüler enzimler salgılanmaktadır. Bu sayede enzimler, toprakta gerçekleşen besin döngülerinde yaşamsal bir rol oynamaktadırlar (Arcak ve ark. 1994). Topraklarda çoğunlukla hidrolazlar, oksidoredüktazlar ve transferazlar şeklinde yaklaşık olarak 100 enzim faaliyeti tanımlanmıştır (Tabatabai ve Dick 2002). Substrat konsantrasyonunun

etkisi, sıcaklık etkisi, enzim konsantrasyonunun etkisi, zamanın etkisi, pH etkisi ve reaksiyon ürünlerinin etkisi enzim aktivitelerini etkileyen başlıca faktörlerdir (Seriner 2010). Bazı toprak enzimlerinin katalizlediği reaksiyonlar Çizelge 2.12’de gösterilmiştir

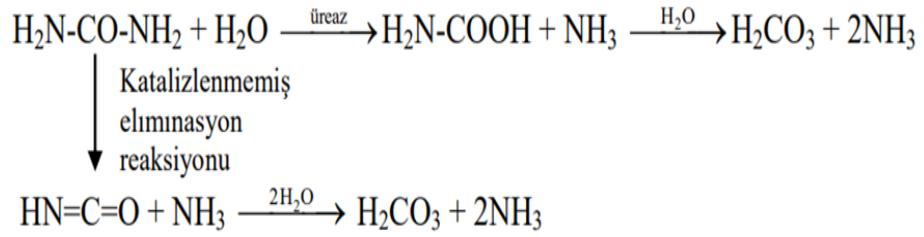
Çizelge 2.12. Toprak enzimleri (Thorton ve McLaren 1975)

Enzim Oksidoredüktazlar	Katalizlediği Reaksiyon
Katalaz	$2 \text{ H}_2\text{O} \text{ -----} > 2 \text{ H}_2\text{O} + \text{O}$
Katesol oksidaz	$\text{O-difenol} + 1/2 \text{ H}_2\text{O} \text{ -----} > \text{O-kinon} + \text{H}_2\text{O}$
Dehidrogenaz	$\text{XH}_2 + \text{A} \text{ -----} > \text{X} + \text{A} + \text{H}_2$
Difenol oksidaz	$\text{P-difenol} + 1/2 \text{ O}_2 \text{ -----} > \text{p-kinon} + \text{H}_2\text{O}$
Peroksidaz ve polifenol oksidaz	$\text{A} + \text{H}_2\text{O}_2 \text{ -----} > \text{A} + \text{H}_2\text{O}$
Ürat oksidaz	$\text{Ürik asit} + \text{O}_2 \text{ -----} > \text{allantoin} + \text{CO}_2$
Deamidaz	$\text{Karboksilik asit amid} + \text{H}_2\text{O} \text{ -----} > \text{Karboksilik asit} + \text{NH}_3$
a- ve b- galaktozidaz	$\text{Galaktozid} + \text{H}_2\text{O} \text{ -----} > \text{ROH} + \text{galaktoz}$
Fosfataz	$\text{Fosfat esterleri} + \text{H}_2\text{O} \text{ -----} > \text{ROH} + \text{fosfat}$
Lipaz	$\text{Trigliserid} + 3 \text{ H}_2\text{O} \text{ -----} > \text{gliserin} + \text{yağ asitleri}$
Üreaz	$\text{Üre} \text{ -----} > 2 \text{ NH}_3 + \text{CO}_2$

2.10.7. Topraktaki azot proseslerinin değerlendirilmesinde kullanılan enzim aktiviteleri

Üreaz enzim aktivitesi:

Üreaz enzimi üreyi amonyak ve karbondioksit hidroliz metalloenzimidir (Follmer ve ark. 2004). Üreaz hidrolaz sınıfı bir enzimdir. (Kara 2006). Üreaz enzimi, ürenin amonyak ve karbondioksit parçalanmasını katalizler (Şekil 2.14). Katalizör yokluğunda gerçekleşen tepkimelerde üre hidrolizi çok yavaş gerçekleşmektedir. Tepkime sonunda amonyak ve siyanürik asit ürünleri oluşmaktadır. Katalizör varlığında ise amonyak ve karbonik asit ürünleri oluşmaktadır. Karbonik asitte kendiliğinden parçalanarak karbondioksit ve amonyağa dönüşür (Krajewska ve ark. 2001).



Şekil 2.14. Üreazın kataliz reaksiyonu (Acar 2009)

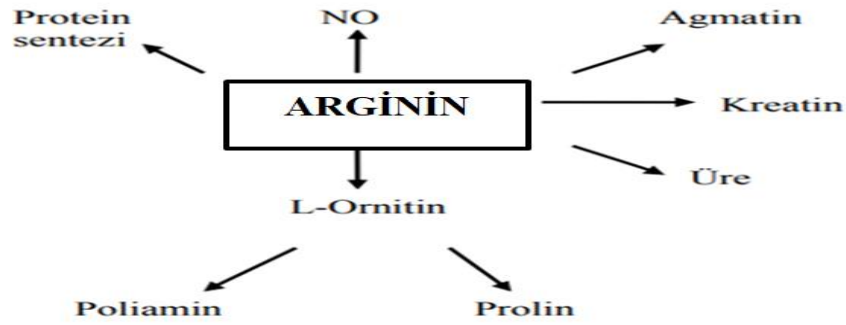
Ürenin amonyak ve karbondioksit parçalanmasını katalizleyen enzime üreaz denmektedir. Amonyak ve siyanürik asit katalizörün olmadığı ortamlarda gerçekleşen reaksiyonlardan oluşan ürünlerdir. Amonyak ve karbonik asit ise katalizörün olduğu ortamlarda gerçekleşen reaksiyonlardan oluşan ürünlerdir. Üreaz enzimi üreyi karbondioksit ve azota parçalayarak azot sirkülasyonunda önemli bir rol oynamaktadır (Acar 2009). Sıcaklığın artmasıyla üre hidrolizide buna paralel olarak artmaktadır. Donma noktasına yakın sıcaklıklarda bile üre ayrışmaktadır. Üreaz enzimi ortamın nemi, oksijen düzeyi ve pH faktörlerinden etkilenmektedir. Üreaz enziminde etkili olan başlıca bakteri türleri Bacillus, Micrococcus, Pseudomonas, Klebsiella, Corynebacterium, Clostridium' dır (Tavalı 2011). Bakteri, bitki ve funguslarda üreaz enzimi bulunmaktadır (Sirko ve Brodzik 2000). Bitkisel üreaz enzimleri azot metabolizmasında rol oynamaktadırlar (Becker ve ark. 2007). Üreazın kullanım alanları aşağıda belirtildiği gibidir (Acar 2009):

- Biyolojik sıvılarda ürenin miktarının hesaplanmasında
- Yapay böbrekte ürenin kandan uzaklaştırılmasında
- Atık sulardaki ürenin temizlenmesinde:
- Yiyecek endüstrisinde ürenin meyve suyu ve yiyeceklerden uzaklaştırılmasında

Arginin enzimi:

Toprak enzimleri, topraktaki mikrobiyal faaliyetlerin göstergesidir ve genellikle toprak sağlığı ve verimliliğinin bir göstergesi olarak kabul edilmektedir. Enzimler tarımsal uygulamalara, toprağın pH'ına, besin maddelerine, inhibitörlere ve hava şartlarına karşı çok hassastırlar. Arginin, bilinen temel bir amino asittir (Tong ve Barbul 2004). Vücutta çeşitli proteinlerin yapısında yer almasının yanı sıra, üre, nitrik oksit (NO), poliaminler ve kreatin fosfat gibi azotlu bileşiklerin sentezinde de görev almaktadır (Witte ve Barbul

2003). Arginin metabolizmasında çeşitli yollar eş zamanlı olarak çalışmaktadır. NO üretimi aracılığı ile hücre içi sinyal sisteminde, ornitin ve poliaminlere metabolize olarak hücre proliferasyonunda yer almaktadır. Arginin NOS (nitrik oksit sentaz) izoformlarına ek olarak iki arjinaz izoformu aracılığıyla birçok biyokimyasal reaksiyonda substrat olarak kullanılır. Arjinaz, üre siklusunun son enzimidir, esas olarak karaciğerde bulunur ve L-arjinini üreye ve ornitine çevirir (Satriano 2004). L-arginin (2-amino-5-guanidino-pentanoik asit) çok sayıda fizyolojik süreçte yer alan katyonik, yarı esansiyel bir amino asittir. Şekil 2.15'te sentezlerinde argininin yer aldığı maddeler belirtilmiştir.



Şekil 2.15. Sentezlerinde arginin yer aldığı maddeler (Durante ve ark. 2007)

Arginin, 20 temel amino asitten biridir. Bünyesinde 3 amino gurubu ($\text{HOOCH}_2\text{CHCH}_2\text{CH}_2\text{-CH}_2\text{NHC(NH}_2)_2$) bulunmaktadır (Appleton 2002). Mikroorganizmalar 4 ana yolla arginin enzimini katabolize etmektedir (Lin ve Brookes 1999):

- arginin-üreaz veya arginaz-üre amidoliaz yolu,
- arginin transmidinaz yolu,
- arginin deiminaz yolu,
- arginin dekarboksilaz yolu

Arginin transmidinaz yolu dışında, tüm argnin metabolizmalarında amonyum son üründür (Abdelal 1979). Açığa çıkan amonyum toprakta hızlı bir şekilde nitrifiye olmaktadır (Mishra ve Misra 1991). Alef ve Kleiner (1986) yaptıkları çalışmada 50'den

fazla bakteri türünün C ve N kaynağı olarak arginin enzimini kullandığını bildirmişlerdir. Ayrışma sırasında amonyuma mineralize edilen arginin, topraktan kolaylıkla çıkarılabilmektedir. Alef ve Kleiner (1987a) , belirli koşullar altında, arginin amonifikasyon oranının topraktaki mikrobiyal biyokütle miktarı ile orantılı olduğunu öne sürmüşlerdir. Hund ve ark.(1988) kirleticilerin mikroorganizmalar üzerindeki etkilerinin bir göstergesi olarak arginin amonifikasyon oranını kullanmışlardır. Ayrıca, substrat kaynaklı solunum yöntemine (SIR) (Anderson ve Domsch 1978) benzer şekilde, seçici inhibitörlerle birleştirilmiş arginin amonifikasyonu, topraktaki bakteri ve mantar biyokütlesinin oranlarının tahmin edilmesinde faydalı olabilmektedir. Arginin mineralizasyonu toprakta gerçekleşen amonifikasyonun mikrobiyal potansiyellerini tahmin etmek için kullanılmaktadır. Bu iki bulgu ile desteklenmektedir;

- Arginin mineralizasyonu biyosentetik konumu nedeniyle amino asitler arasında en büyük N mineralizasyonunu vermektedir.
- Arginin parçalayan enzimler (örneğin, arginaz, arginin deiminaz ve arginin dekarboksilaz) çoğu mikroorganizmada bulunmaktadır.

Bu nedenle arginin amonifikasyon deneyi, mikrobiyal amonyaklaşma potansiyellerini tahmin etmek için bir gösterge olarak gösterilmektedir. Arginin amonifikasyon oranları konsantrasyona bağlıdır ve bazı ekili topraklarda 28 ila 140 mg N/kg toprak aralığında maksimum oranı göstermektedir (Alef ve Kleiner 1986).

2.10.8. Toprakta gerçekleşen azot prosesleri ile ilgili yapılan çalışmalar

Karaca ve ark.(2000) toprak sıkışmasının üreaz enzim aktivitesini nasıl etkilediğini araştırılmışlar ve toprağa uygulanan basıncın üreaz enzim aktivitesi üzerindeki etkilerini incelemişlerdir. Çalışma sonucunda basınç ile sıkıştırma yapılan topraklardaki üreaz aktivitesinde azalma meydana geldiği tespit edilmiştir.

Kızıloğlu ve ark. (2001), Erzurum ve Rize yörelerinden aldıkları toprak örneklerinde 0, 5, 10, 15, 20, 25 ve 30 günlük inkübasyon sonunda, nitrifikasyon kapasitelerinin azotlu gübrelemeden etkilendiğini ve organik gübre ilavesine bağlı olarak nitrifikasyon kapasitelerinin artış gösterdiğini tespit etmişlerdir.

Lee ve ark.(2002) tarafından yapılan çalışmada ise arıtma çamuru uygulamasının kumlu tın özellik gösteren bir toprağın biyolojik özelliklerinde meydana getirdiği değişiklikler incelenmiştir. Çalışma sonucunda, kullanılan kentsel atıksu arıtma tesisi çamuru, endüstriyel arıtma çamuru, deri sanayi arıtma çamuru ve alkol fermantasyon çamuru uygulamalarının 5 yıllık uygulama periyodu süresince topraktaki enzim aktivitelerini belirgin şekilde düşürdüğü tespit edilmiştir. Topraktaki selüloz, dehidrogenaz, üreaz ve alkali fosfomonoesteraz enzimleri arıtma çamuru tipine ve miktarına bağlı olarak ciddi boyutlarda inhibe olmuşlardır.

Laic ve ark. (2002), organik ve kimyasal gübreleri kombine ederek besin döngülerinde görev alan toprak enzimlerindeki değişimleri gözlemlemişlerdir. Toprak örneklemeleri her bir parselden yapılmıştır. Alınan örneklerdeki β -glukosidaz, L-asparginaz, üreaz, amilaz, asit fosfataz, fosfodiesteraz, arilsülfataz ve dehidrogenaz enzim aktiviteleri ölçülmüştür. Tüm toprak enzim aktivitelerinin gübreleme yöntemleriyle en yüksek değerleri gösterdiği belirtilmiştir. Ayrıca kontrol uygulamalarına kıyasla çok daha yüksek değerler verdiği sonucuna varılmıştır.

Karaca ve ark.(2002) arıtma çamuru ve fosfat gübrelemesi ile Cd kontaminasyonunun topraklardaki enzim aktivitesi üzerine etkilerini incelemişler. Sonuçlar, Cd kontaminasyonunun besin döngüsü ve mikrobiyal aktivite üzerinde zararlı bir etkide bulunduğu ve Cd'nin etkilerinin P ve arıtma çamuru ilaveleri ile azaldığı görüşüne varılmıştır. Cd'nin varlığında arıtma çamurunun eklenmesi, sadece Cd'nin eklenmesiyle ilişkili olarak mantar popülasyonlarını arttırdığı gözlenmiştir.

Zeybek ve ark.(2005), Muğla yöresinde çalışmalarında, Ziyabey-98 ekmeklik buğday çeşidinde azot uygulamalarının kontrol çeşidine göre tane verimini, bin tane ağırlığını ve başakta tane sayısını artırdığını açıklamışlardır.

Bellitürk (2005), topraklardaki organik formda bulunan azotun mineralizasyonunu belirleyebilmek amacıyla bir çalışma yapmıştır. 14 gün inkübasyon sonunda topraklarda günlük olarak $(\text{NH}_4+\text{NO}_3+\text{NO}_2)\text{-N}$ analizi yapılmıştır. Sonuç olarak toprak örneklerinin %90'ı organik maddelerce eksik bulunmuştur. %45'i de fosfor açısından zengin bulunmuştur.

Melero ve ark. (2006) arazi kullanımının enzim aktiviteleri üzerindeki etkisini inceledikleri çalışmalarında geleneksel ve organik yöntemleri karşılaştırmışlar ve çalışma sonucunda; üreaz enzim aktivitesinin organik gübreleme yapılan topraklarda geleneksel gübreleme yöntemleriyle gübrelenen topraklardan daha yüksek olduğunu, en yüksek üreaz enzim aktivitesinin kış sonu, yaz başı dönemde gerçekleştiğini, enzim aktivitelerinin birbirleri ile ilişkili olduğunu, üreaz, alkalın fosfataz ve proteaz arasında pozitif korelasyon bulunduğunu tespit etmişlerdir.

Garau ve ark. (2007) farklı toprak tiplerinde meydana gelen enzim aktivitelerini inceledikleri çalışmalarına kırmızı topraklar, kireç ve zeoliti konu etmişler ve bu topraklardaki en yüksek biyolojik aktivitenin kırmızı topraklarda gözlemlendiğini belirtmişlerdir.

Udawatta ve ark. (2008) yaptıkları çalışmada kalıcı bitkisel tamponların suya dayanıklı agregaların (WSA) oranını arttırdığı ve toprak enzim aktivitesinin artmasına katkıda bulunduğu hipotezini test etmişlerdir. Çalışmanın sonuçlarına göre, ağaç ve otların bulunduğu tamponlar nedeniyle WSA, toprak karbonu ve enzim aktivitesinin fonksiyonel çeşitliliği artmıştır.

Sardans ve ark. (2008) Akdeniz bölgesinde çalılık alanlarda, enzim aktivitesi üzerine etkili olan faktörleri inceledikleri çalışmalarında, enzim aktiviteleri ile C ve N ilişkisini, bunun yanında uzun süreli kuraklığın etkisini araştırmışlardır. Çalışma sonucunda toprak üreaz aktivitesinin ısınmaya bağlı olarak arttığını belirtmişlerdir.

Leinweber ve ark. (2008) topraktaki organik madde, havalanma ve enzim aktivitelerine ilişkin yaptıkları çalışmalarında, uzun süreli olarak buğday ekilen topraklarda üreaz enzim aktivitesinin giderek azaldığını ortaya koymuşlardır.

Wang ve ark. (2008) çalışmalarında azot (N) ve fosfor (P) gübre uygulamasının toprak mikrobiyal özellikleri, çözünmüş organik madde ve enzim aktivitesi üzerindeki kısa vadeli etkilerini incelemişlerdir. Çalışmada N ve P ilavesinin subtropikal plantasyon orman ekosistemlerinde mikrobiyal aktiviteyi ve çözünmüş organik maddeyi nasıl etkilediğinin ortaya konması amaçlanmıştır. N ve P gübrelmesinin üreaz ve asit fosfataz enzim aktiviteleri üzerine etkilerini araştırmışlar ve çalışma sonucunda N

gübrelemesinin üreaz ve asit fosfataz enzim aktivitelerini artırdığını, P gübrelemesinin ise üreaz ve asit fosfataz enzim aktivitelerini azalttığını belirlemişlerdir.

Ekberli ve ark.(2009) killi balçık bünyeli toprağa tutun ve cay atığı, fındık curufu, buğday samanı gibi organik atık uygulamalarının, ureaz aktivitesi ve bu enzimin aktivitesine ait termodinamik parametreler üzerine olan etkisini araştırmışlar ve çalışma sonucunda, organik atık uygulamasının ureaz aktivitesini önemli düzeyde artırdığı ve atıkların etkinliklerinin tutun atığı > cay atığı > fındık curufu > buğday samanı şeklinde sıralandığını belirlemişlerdir.

Dindar ve ark.(2010) tarafından yapılan çalışmada, arıtma çamuru uygulanmış topraklardaki azot formlarında ve üreaz aktivitelerindeki değişimler belirtilmek istenmiştir. Arıtma çamurlarına 4 farklı stabilizasyon yöntemi uygulanmıştır. Bu stabilizasyon yöntemleri havada kurutma, pastörizasyon, kireç stabilizasyonu ve kireç+kül stabilizasyonu'dur. İnkübasyonun belirli zamanlarında alınan örneklerdeki toplam azot, amonyum azotu ve nitrat azotu konsantrasyonları ile üreaz aktivitesi seviyeleri belirlenmiştir. Uygulanan havada kurutma, pastörizasyon, kireç stabilizasyonu ve kireç+kül stabilizasyonu yöntemleri, çamurun fekal koliform içeriğini önemli derecede azaltmıştır.

Dindar ve ark.(2014) yaptıkları bir çalışmada ham petrol ve atık mineral motor yağı ile seçilen oranlarda (%0,5 ve %5) kirletilen topraklara organik kirleticinin parçalanmasını kolaylaştırmak amacıyla arıtma çamuru ilave etmişlerdir. Hazırlanan örneklerle 12 aylık bir inkübasyon çalışması yürütülmüş olup seçilen enzim aktiviteleri analizlenmiştir. Çalışma sonuçlarına göre, arıtma çamuru ilavesi ham petrol ve atık yağ ile kirlenmiş topraklarda enzim aktivitelerinin iyileşmesine katkıda bulunmuştur. Üreaz, alkali fosfataz ve dehidrogenaz aktivitelerinin ham petrol ve atık mineral yağ kirliliğinden olumsuz etkilendiği tespit edilmiş olup β -glukosidaz aktivitesinde ise olumsuz bir etki gözlenmemiştir.

Dindar ve ark.(2015) tarafından yapılan çalışmada farklı oranlarda belediye atıksu çamuru uygulanmış topraklardaki enzim aktivitelerinin (Alkalin fosfataz, dehidrogenaz, üreaz ve beta-glukosidaz aktiviteleri) değişiminin incelenmesi için çamur-toprak karışımları üç aylık bir süre boyunca 28 °C'de inkübe edilmiştir. Sonuç olarak

topraktaki üreaz, dehidrojenaz, alkalın fosfataz ve P-glukosidaz aktivitelerini sırasıyla sırasıyla %48-70, %14-47, %33-66 ve %9-14 oranında arttığı gözlenmiştir.

Dındar ve ark.(2017) toprağa arıtma çamuru uygulaması yaparak amonyum, nitrat ve toplam azot parametrelerinde meydana gelen değışimi belirtmek istemişlerdir. Arıtma çamuru uygulanmış topraklara farklı 2 dozda atık mineral yağ uygulanmıştır. 3 aylık inkübasyon süresi sonucunda atık mineral yağ içeren toprakta toplam azot konsantrasyonlarının azaldığı tespit edilmiştir. Yüksek doz atık mineral yağ uygulaması yapılan toprakta azot mineralizasyonunun ve nitrifikasyonun inhibe olduğu belirlenmiştir.

Çizelge 3.1. Araştırmada kullanılan toprak ve organik materyal örneklerinin genel özellikleri

Parametreler	Toprak	Arıtma çamuru	Biyokömür	Vermikompst	Leonardit
pH (1:5)	7,67	6,52	8,86	7,45	6,5
EC, $\mu\text{S/cm}$ 25°C (1:5)	210	420	586	365	380
Toplam N, %	0,22	4,66	1,70	1,72	1,20
Toplam P, %	0,08	0,65	0,02	0,68	0,09
$\text{NH}_4^+\text{-N}$, mg.kg^{-1}	8,74	286	44,6	154	24,9
$\text{NO}_3^-\text{-N}$, mg.kg^{-1}	24,6	45,6	28,4	84,2	32,5
Organik madde (%)	3,42	67	81,7	38,4	51,5

3.3 Toprak inkübasyon çalışması

İnkübasyon denemesi toplamda 120 plastik kap (3 tekerrür $\times$ 5 adet uygulama $\times$ 2 farklı doz $\times$ 4 zaman) ile yürütülmüştür. Denemede kullanılan toprak örneği araziden laboratuvara getirildikten sonra havada kurumaya bırakılmıştır. Kuruyan toprak örnekleri homojen bir şekilde karıştırıldıktan sonra 2mm'lik elekten geçirilmiş ve inkübasyon çalışmasında kullanılmaya hazır hale getirilmiştir. 200 g toprak konan her bir inkübasyon kabına gıda endüstrisi arıtma çamuru, biyokömür, leonardit veya vermikompost materyali uygun oranlarda tartılarak ilave edilmiştir. Herhangi bir organik madde ilavesi yapılmayan inübasyon kapları da kontrol olarak inkübasyona alınmıştır. Çalışma kapsamında kullanılan organik materyallerin topraklara 100 kgN/da ve 200 kgN/da oranlarını sağlayacak miktarlarda eklenmesine karar verilmiştir. Eklenecek materyallerin toplam azot içerikleri dikkate alınarak 100 kgN/da ve 200 kgN/da oranlarını sağlayacak organik materyal miktarları hesaplanmıştır. Gıda endüstrisi arıtma çamuru, leonardit, vermikompost ve biyokömür uygulanan toprak örnekleri 90 gün boyunca 28°C'de karanlıkta inkübe edilmiş, bu süre zarfında toprak neminin tarla kapasitesinin %70'i seviyelerinde tutulmasına özen gösterilmiştir. İnkübasyonun 15., 30., 60. ve 90. günlerinde alınan toprak örnekleri açık havada kurutulmuş, havanda dövülerek analize hazır hale getirilmiştir. Farklı organik

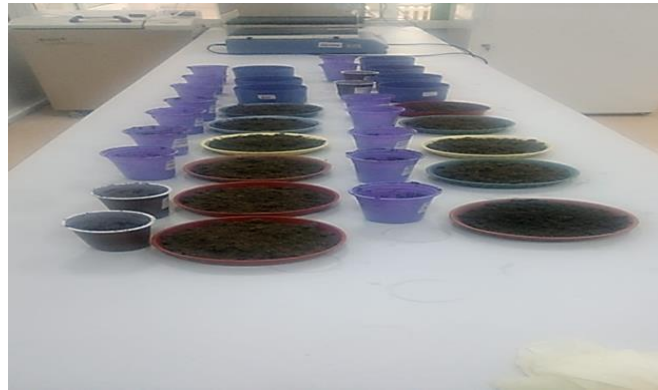
materyallerin farklı dozlarda uygulandığı inkübasyon çalışmasında, toprak örneklerindeki pH, elektriksel iletkenlik, toplam azot, amonyum azotu ve nitrat azotu konsantrasyonlarında meydana gelen değişiklikler takip edilmiştir. Ayrıca toprak kalitesinin biyoindikatörleri olarak değerlendirilebilecek ve topraktaki azotla ilgili prosesler hakkında önemli bilgiler sunabilecek üreaz aktivitesi, nitrifikasyon potansiyeli ve arginin amonifikasyon hızı değerlerinde meydana gelen değişimler de izlenerek değerlendirilmiştir. Şekil 3.2, 3.3 ve 3.4'te çalışmanın bazı aşamalarında kaydedilen görüntüler gösterilmektedir.



Şekil 3.2. İnkübasyon denemesine ait bir fotoğraf.



Şekil 3.3. İnkübasyon topraklarının nemlendirilmesine ait bir görüntü.



Şekil 3.4. Açık havada kurutulan toprak örnekleri.

3.4 Analitik metotlar

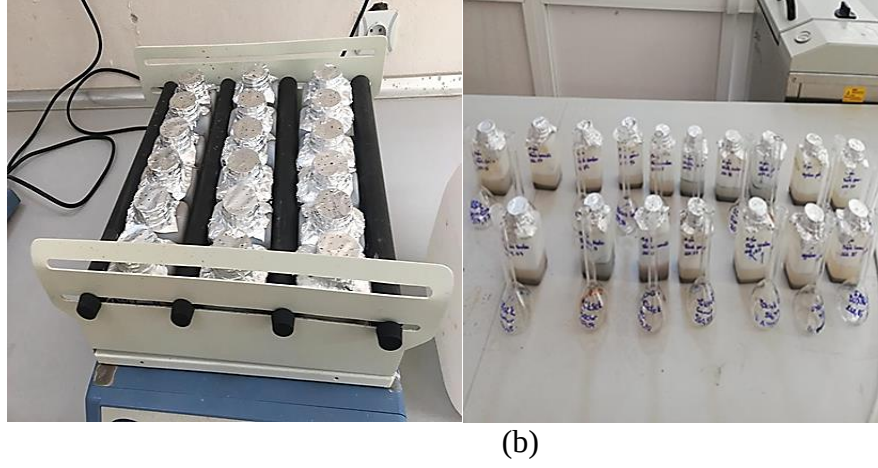
pH: Toprak ve organik materyal örneklerinin pH değerleri 1:5 (w/v) oranında saf su ile çalkalanarak elde edilen ekstraktlarda ölçülmüştür (Rhoades 1982, McLean 1982).

Elektriksel iletkenlik: Toprak ve organik materyal örneklerinin elektriksel iletkenlik değerleri ($\mu\text{S}/\text{cm}$) 1:5 (w/v) oranında saf su ile çalkalanarak elde edilen ekstraktlarda ölçülmüştür (Rhoades 1982, McLean 1982).

Amonyum ve nitrat azotu konsantrasyonu: Amonyum ve nitrat azotu konsantrasyonlarını belirlemek için örnekler 2 M KCl çözeltisi ile ekstrakte edilmiş, ekstraktlardaki konsantrasyonlar MgO ve devarda alaşımı kullanılarak su buharı destilasyonu yöntemiyle belirlenmiştir (Keeney ve Nelson 1982).

Toplam azot: Kjeldahl yöntemine göre yakma yapılan örneklerin toplam azot içeriğini belirlemek için su buharı destilasyonu yöntemi kullanılmıştır (Bremner ve Mulvaney 1982).

Nitrifikasyon potansiyeli tayini: Nitrifikasyon potansiyelini belirlemek için hazırlanan toprak örneklerinden 15 gr toprak tartılmıştır. Tartılan 15 gr toprak örneği NH_4^+ ve PO_4^- içeren 100 ml çözeltinin bulunduğu 250 ml'lik erlene alınmıştır. Örneklerin ağzı alüminyum folyo ile kapatılmış ve hava alması için delikler açılmıştır (Hart ve ark. 1994). Toprak örnekleri 24 saat boyunca orbital çalkalayıcıda 180 rpm ve 25°C 'de inkübe edilmiştir. İnkübasyonun 0. ve 24.saatlerinde alınan örneklerden 10'ar ml alınarak santrifüjleme işlemi yapılmıştır. Santrifüjlenen süpernatantlardaki nitrat Cataldo ve ark. (1975) tarafından bildirildiği gibi salisilik asit metodu kullanılarak belirlenmiştir. Gerekli çözeltiler eklendikten sonra 410 nm'de spektrofotometre de tek dalga boyunda okuma işlemi yapılmıştır. Nitrat oluşum hızı lineer regresyon analizi kullanılarak hesaplanmış ve nitrifikasyon potansiyeli mg $\text{NO}_3\text{-N}/\text{kg.s}$ a kuru toprak olarak ifade edilmiştir. Şekil 3.5 ve 3.6'da sırasıyla toprak örneklerinin çalkalanmasına ve renk oluşumuna ait görüntü gösterilmektedir.



Şekil 3.5. (a) Toprak örneklerinin çalkalanmasına ait görüntü, (b) Çalkalamadan çıkan toprak örneklerine ait görüntü.



Şekil 3.6. Çözeltiler eklendikten sonra renk oluşumuna ait görüntü.

Arginin amonifikasyon potansiyeli tayini: Arginin amonifikasyon hızını belirlemek için toprak örneklerinden 2 gr tartılarak üzerine 0,5 mL arginin çözeltisi (2 g/L) ilave edilmiş, bu şekilde hazırlanan örnekler 3 saat boyunca 30°C’de inkübe edilmiştir. Oluşan amonyum çözeltisini estrakte etmek için örnekler 20 ml 2 M KCl çözeltisi ilave edilmiş ve örnekler 1 saat boyunca çalkalanmıştır (Alef ve Kleiner 1986). Elde edilen toprak süspansiyonu santrifüjlenmiştir. Amonyum azotu miktarını belirlemek üzere gerekli çözeltiler konulduktan sonra çalkalanmıştır. Ölçü balonu 40 °C’ye ayarlı su banyosunda 30 dk bırakılmıştır. Ekstraktlardaki amonyum konsantrasyonları indofenol mavisi metoduna göre belirlenmiştir (Keeney ve Nelson 1982). Absorbans değerleri UV Spektrofotometresi kullanılarak 636 nm ‘de okunmuş ve mg NH₄⁺-N/kg.su kuru toprak olarak ifade edilmiştir. Şekil 3.7’de toprak örneklerinin çalkalanması ve santrifüj işleminden sonraki görüntü gösterilmektedir.



(a)

(b)

Şekil 3.7. (a) toprak örneklerinin çalkalanmasına ait görüntü, (b) santrifüj yapılacak karışımlara ait görüntü.

Üreaz aktivitesi tayini: Arıtma çamuru, leonardit, biyokömür ve vermikompost uygulanmış toprak örneklerinin üreaz enzim aktivitesi Tabatabai (1994) tarafından bildirildiği şekilde belirlenmiştir. Bu doğrultuda toprak örneklerinden 5 gr tartılarak üzerine 0,2 mL toluen, 9 mL THAM tampon çözeltisi (pH 9) ve 1 mL 0,2 M üre çözeltisi eklenmiştir. Bu şekilde hazırlanan örnekler 2 saat boyunca 37°C'de inkübe edilmiştir. İnkübasyonun ardından enzim aktivitesi 35 ml KCl (2,5 M)- Ag₂SO₄ (100 ppm) çözeltisi ilave edilerek durdurulmuştur. Elde edilen toprak süspansiyonları santrifüjlenmiş ve toprak süspansiyonlarındaki amonyum azotu konsantrasyonu gerekli çözeltiler konulduktan sonra belirlenmiştir. Oda sıcaklığına kadar soğuması beklendikten sonra oluşan renk intensitesinin ışık absorpsiyonu 636 nm dalga boyunda spektrofotometrik olarak belirlenmiştir. Sonuçlar mg NH₄⁺-N /kg.sa kuru toprak olarak ifade edilmiştir. Şekil 3.8'de amonyum azotunun belirlenmesine ait görüntü gösterilmektedir.



Şekil 3.8. Üreaz aktivitesinin belirlenmesine ait bir görüntü.

3.5 İstatistiksel analiz

Çalışmanın istatistik analizleri SPSS.16,0 (Statistical Package for the social sciences) istatistik paket programı ile yapılmıştır. Çalışma kapsamında uygulama, doz ve zamanın pH, iletkenlik, amonyum azotu, nitrat azotu, nitrifikasyon potansiyeli, arginin amonifikasyon hızı ve üreaz aktivitesi üzerine etkisi, 'UNİVARIATE' faktöriyel Anova testine göre yapılmıştır. Belirlenen parametreler üzerine, uygulama ve zamanın etkisi her bir doz için 2 yönlü ANOVA testi ile ayrıca belirlenmiştir.

4. BULGULAR VE TARTIŞMA

Toprağa yapılan organik materyal uygulamaları, uygulamanın dozu ve inkübasyon süresinin çalışma kapsamında belirlenen parametreler üzerindeki etkisini gösteren varyans analizi sonuçları Çizelge 4.1’de sunulmuştur. Uygulanan faktöriyel ANOVA sonuçlarına göre toprağa yapılan arıtma çamuru, leonardit, biyokömür ve vermikompost uygulamaları inkübasyon süresince izlenen pH, iletkenlik, amonyum azotu, nitrat azotu, arginin amonifikasyon potansiyeli, nitrifikasyon potansiyeli ve üreaz aktivitesi değerlerini istatistiksel olarak önemli düzeyde etkilemektedir ($p<0,05$). Ayrıca organik materyallerin uygulama oranları ile zamanın belirlenen parametreler üzerindeki etkisi de istatistiksel olarak önemli bulunmuştur ($p<0,05$). Çalışma kapsamında elde edilen verilere ayrıca her bir uygulama dozu için ayrı olmak üzere 2 yönlü ANOVA uygulanmış ve toprağa verilen organik materyallerin ve inkübasyon süresinin etkisi değerlendirilmiştir. 100 kgN/da ve 200 kgN/da oranlarında yapılan uygulamalara ait 2 yönlü ANOVA sonuçları sırasıyla Çizelge 4.2 ve Çizelge 4.3’te verilmiştir. 2 yönlü ANOVA sonuçları toprağa yapılan uygulamalar ile inkübasyon süresinin belirlenen tüm parametreler üzerindeki etkisinin önemli bulunduğunu göstermektedir. Diğer bir ifadeyle toprağa verilen organik materyaller ve zaman, çalışma kapsamındaki parametreleri önemli derecede etkilemiştir($p<0,05$).

Çizelge 4.1. Toprağa yapılan uygulamaların, uygulama dozunun ve inkübasyon zamanının belirlenen parametreler üzerine etkilerine ilişkin faktoriyal ANOVA sonuçları

Bağımlı değişken: pH					
Varyasyon kaynağı	kareler toplamı	df	MS	F	P
Uygulama	0,473	8	0,068	2,70E+02	1
Zaman	23,622	4	5,906	2,32E+00	0,062
Doz	2568	2	1514,3	1,25	1
Hata	254,6	100	2,54		
Bağımlı değişken: İletkenlik					
Uygulama	1689,25	8	2414,6	7,45E+00	0
Zaman	9920,59	4	2480,64	7,65E+00	0
Doz	2590	2	125,3	4,25	0
Hata	324,0	100	3,240		
Bağımlı değişken: Amonyum azotu konsantrasyonu					
Uygulama	2810,635	8	351,329	2,20E+03	0
Zaman	40467,297	4	10116,82	6,34E+04	0
Doz	3275	2	1637,5	5,706	0,04
Hata	15,96	100	0,16		
Bağımlı değişken: Nitrat azotu konsantrasyonu					
Uygulama	150450,158	8	18806,27	2,74E+05	0
Zaman	618612,981	4	154653,3	2,25E+06	0
Doz	139877,393	2	69938,7	14,598	0
Hata	6,86	100	0,069		
Bağımlı değişken: nitrifikasyon potansiyeli					
Uygulama	7006,384	8	875,798	272,979	0
Zaman	4130,42	4	1032,605	321,855	0
Doz	3062,553	2	1531,276	20,672	0
Hata	320,83	100	3,208		
Bağımlı değişken: arginin amonifikasyon potansiyeli					
Uygulama	2823,485	8	352,936	209,456	0
Zaman	13010,68	4	3252,671	1,93E+03	0
Doz	988,127	2	494,063	4,43	0,014
Hata	168,501	100	1,685		
Bağımlı değişken: üreaz enzim aktivitesi					
Uygulama	495,653	8	61,957	97,538	0
Zaman	1599,542	4	399,885	629,534	0
Doz	172,544	2	86,272	5,116	0,007
Hata	63,521	100	0,635		

Çizelge 4.2. Farklı inkübasyon sürelerinde (100 kgN/da dozda) deneme topraklarına yapılan uygulamaların belirlenen parametreler üzerine etkilerine ilişkin 2 yönlü ANOVA sonuçları

Bağımlı değişken: pH				
Varyasyon katsayısı	df	MS	F	P
Uygulama	4	0,376	,168	,954
Zaman	4	3,227	1,445	,233
Uygulama×zaman	16	,058	,026	1,000
Hata	50	2,233		
Bağımlı değişken: Elektiriksel iletkenlik				
Uygulama	4	363447,3	112200	0
Zaman	4	92472,6	28540	0
Uygulama×zaman	16	13821,53	4266	0
Hata	50	3,24		
Bağımlı değişken: Amonyum azotu konsantrasyonu				
Uygulama	4	200,978	1007	0
Zaman	4	3856,091	19320	0
Uygulama×zaman	16	24,582	123,154	0
Hata	50	0,2		
Bağımlı değişken: Nitrat azotu konsantrasyonu				
Uygulama	4	10369,33	167200	0
Zaman	4	54578,49	880300	0
Uygulama×zaman	16	1460,043	23550	0
Hata	50	0,062		
Bağımlı değişken: Nitrifikasyon potansiyeli				
Uygulama	4	711,782	254,706	0
Zaman	4	373,504	133,656	0
Uygulama×zaman	16	60,125	21,525	0
Hata	50	2,795		
Bağımlı değişken: Arginin nitrifikasyon potansiyeli				
Uygulama	4	230,52	118,018	0
Zaman	4	1362,129	697,36	0
Uygulama×zaman	16	40,384	20,675	0
Hata	50	1,953		
Bağımlı değişken: Üreaz enzim aktivitesi				
Uygulama	4	39,507	62,464	0
Zaman	4	154,859	244,845	0
Uygulama×zaman	16	11,566	18,287	0
Hata	50	0,632		

Alfa = 0,05 kullanılarak hesaplanır

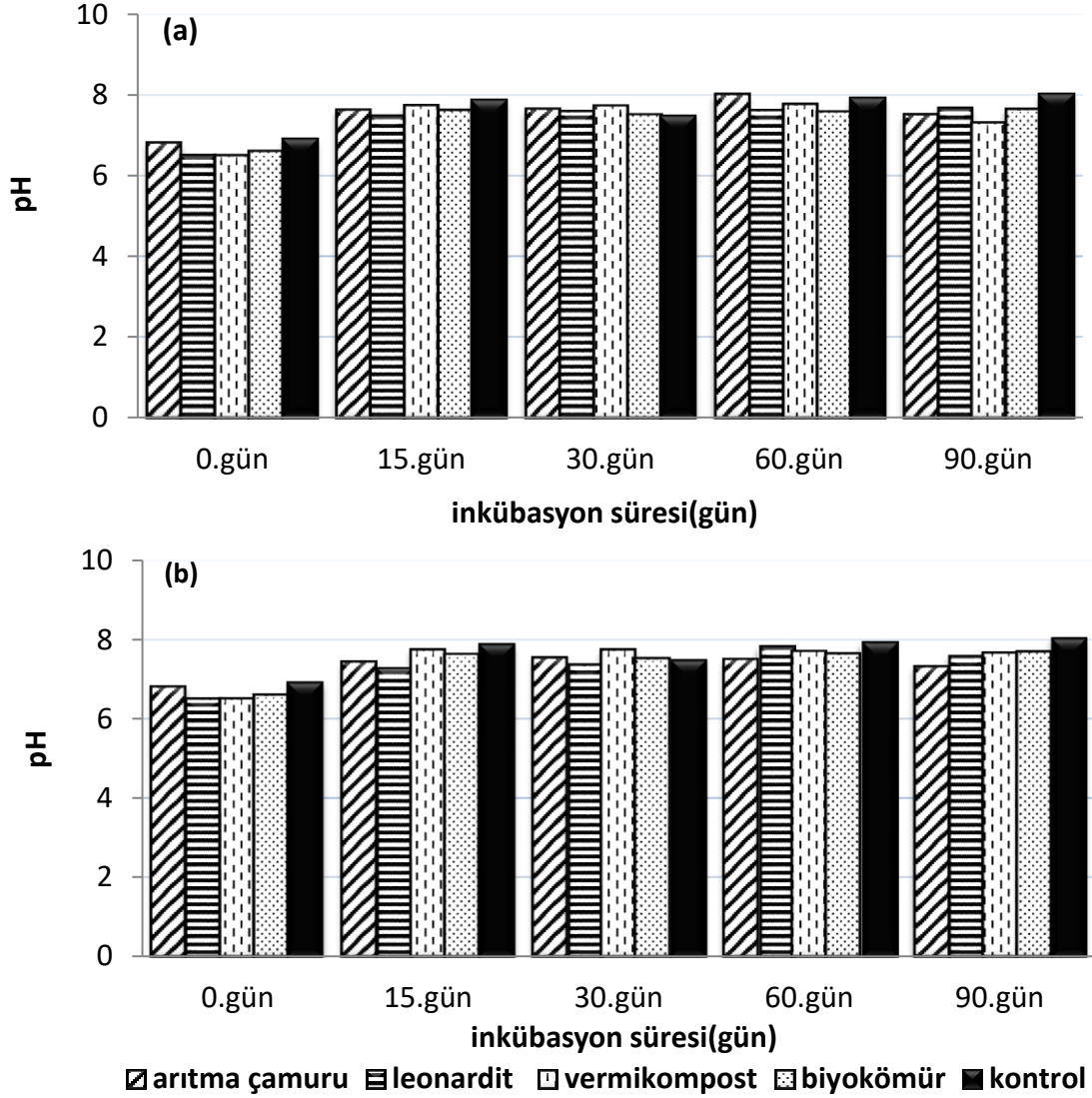
Çizelge 4.3. Farklı inkübasyon sürelerinde (200 kgN/da dozda) deneme topraklarına yapılan uygulamaların belirlenen parametreler üzerine etkilerine ilişkin 2 yönlü ANOVA sonuçları

Bağımlı değişken: pH				
Varyasyon katsayısı	df	MS	F	P
Uygulama	4	,493	,172	,952
Zaman	4	2,955	1,033	,399
Uygulama×zaman	16	,066	,023	1,000
Hata	50	2,861		
Bağımlı değişken: Elektiriksel iletkenlik				
Uygulama	4	653573,2	2,02E+05	0
Zaman	4	196597	6,07E+04	0
Uygulama×zaman	16	34513,7	1,07E+04	0
Hata	50	3,24		
Bağımlı değişken: Amonyum azotu konsantrasyonu				
Uygulama	4	501,681	4,20E+03	0
Zaman	4	6248,745	5,23E+04	0
Uygulama×zaman	16	62,113	5,19E+02	0
Hata	50	0,12		
Bağımlı değişken: Nitrat azotu konsantrasyonu				
Uygulama	4	27243,21	3,62E+05	0
Zaman	4	92356,56	1,23E+06	0
Uygulama×zaman	16	3785,163	5,03E+04	0
Hata	50	0,075		
Bağımlı değişken: Nitrifikasyon potansiyeli				
Uygulama	4	1039,815	2,87E+02	0
Zaman	4	607,404	1,68E+02	0
Uygulama×zaman	16	81,918	2,26E+01	0
Hata	50	3,622		
Bağımlı değişken: Arginin nitrifikasyon potansiyeli				
Uygulama	4	475,351	3,36E+02	0
Zaman	4	1778,423	1,26E+03	0
Uygulama×zaman	16	68,364	4,83E+01	0
Hata	50	1,417		
Bağımlı değişken: Üreaz enzim aktivitesi				
Uygulama	4	84,407	132,311	0
Zaman	4	231,396	362,725	0
Uygulama×zaman	16	21,4	33,545	0
Hata	50	0,638		

Alfa = 0,05 kullanılarak hesaplanır

4.1. pH

Toprakların en önemli kimyasal özelliklerinden biri olan toprak pH'ı; çeşitli mikroorganizmaların aktiviteleri ve çeşitli bileşiklerin topraktaki çözünürlükleri gibi hususlar hakkında bilgi vermesi açısından oldukça önemli bir parametredir. Toprağa arıtma çamuru, biyokömür, leonardit ve vermikompost uygulanması sonucu pH değerlerinde meydana gelen değişimler Şekil 4.1'de verilmiştir.



Şekil 4.1. Farklı materyal uygulamalarına göre inkübasyon süresince meydana gelen pH değişimi (a) 100 kg N/da'lık uygulama, (b) 200 kg N/da'lık uygulama

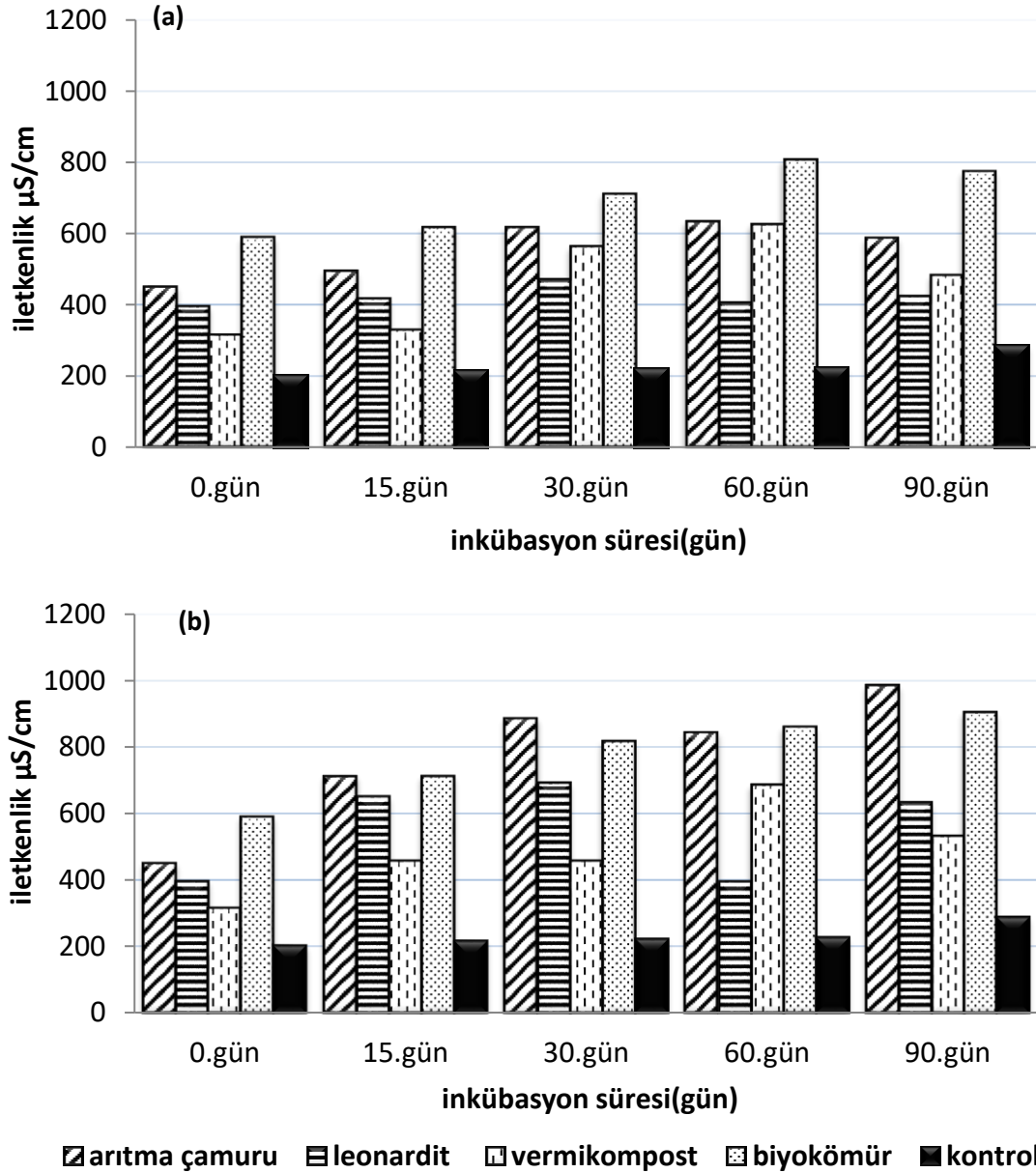
Çeşitli organik materyallerin uygulandığı toprak örneklerinin pH değerleri inkübasyon periyodu süresince 6,5 ile 8,0 arasında değişmiştir. Uygulama yapılmamış kontrol örneklerinde ise pH değerlerinin 6,90 ile 8,01 arasında değiştiği tespit edilmiştir. Organik materyal uygulanan toprak örneklerinin pH değerlerinin inkübasyon süresince

hafif salınımlar gösterdiği gözlenmiştir. Toprağa 100 kgN/da dozunda yapılan uygulamalar içerisinde en yüksek pH değeri (pH 8) inkübasyonun 60.gününde arıtma çamuru uygulaması ile elde edilmiştir. En düşük pH değeri (7,31) ise inkübasyonun 90.gününde vermikompost ilave edilen topraklarda gözlenmiştir. Toprağa 200 kgN/da dozunda yapılan uygulamalar içerisinde ise en yüksek pH değeri (pH 7,81) inkübasyonun 60.gününde leonardit uygulanmış topraklarda belirlenmiştir. En düşük pH değeri (7,26) yine leonardit uygulanan topraklarda inkübasyonun 15. gününde gözlenmiştir. 90 gün süren inkübasyon çalışması kapsamında belirlenen pH değerleri çok büyük değişimler göstermemekle birlikte, ilerleyen inkübasyon dönemlerinde özellikle arıtma çamuru uygulanmış toprakların pH değerlerinin mineralizasyona bağlı olarak düşme eğilimi gösterebileceği öngörülmektedir. Arıtma çamuru gibi organik materyaller topraklara ilave edildiğinde, bu materyallerin parçalanma ve ayrışması ile toprak pH'sını düşürecek çeşitli organik asitler açığa çıkmaktadır. Diğer taraftan, eklenen organik maddeler, içerdikleri besin elementlerinin de etkisiyle, toprak ortamındaki biyolojik aktiviteyi arttırmakta ve bunun sonucu olarak üretilen CO₂, sulu ortamda karbonik asit oluşturarak ortam pH'sını düşürebilmektedir. Toprak mikroflorası tarafından gerek organik ve gerekse inorganik asitlerin üretilmesi de toprak pH'ında önemli düşüşlere yol açabilmektedir. Benzer şekilde, Casa do Vela ve ark. (2007), Khan ve ark. (2007) ve Angın ve Yağanoğlu (2011) tarafından yapılan çalışmalarda da, topraklara arıtma çamurları uygulanması sonucu toprak pH'ında önemli düşmelerin olduğu vurgulanmıştır. İnkübasyon süresince belirlenen pH değerleri incelendiğinde, toprağa uygulanan biyokömürün toprağın pH değerini hafifçe arttırdığı görülmektedir. Qadeer ve ark. (2014) biyokömür bünyesinde inorganik karbonatlar ve organik iyonlar bulundurduğundan bazik bir yapıya sahip olduğunu ve toprak pH'ını yükselttiğini ifade etmişlerdir. Biyokömürün alkali bir özellik gösterdiğinden asidik yapılı topraklarda daha etkili olacağını belirtmişlerdir (Abbasi ve Anwer 2015).

4.2. İletkenlik

Toprağa yapılan arıtma çamuru, biyokömür, leonardit ve vermikompost uygulanması sonucu toprağın elektriksel iletkenlik değerlerinde meydana gelen değişimler Şekil 4.2' de verilmiştir. İnkübasyon denemesi boyunca en düşük EC değerleri uygulama yapılmamış kontrol örneklerinde tespit edilmiştir. Kontrol topraklarının elektriksel

iletkenlik değerleri 90 günlük inkübasyon süresince 200 ila 285 $\mu\text{S}/\text{cm}$ arasında değişim göstermiştir. şekil 4.2 yapılan organik materyal uygulamalarının toprağın elektriksel iletkenlik değerini belirgin şekilde arttırdığını göstermektedir ($p<0,05$). Farklı dozlarda organik materyal uygulanan toprak örneklerinin elektriksel iletkenlik değerleri 314 $\mu\text{S}/\text{cm}$ ile 984 $\mu\text{S}/\text{cm}$ değerleri arasında değişmektedir.



şekil 4.2. Farklı materyal uygulamalarına göre inkübasyon süresince meydana gelen iletkenlik değişimi (a) 100 kg N/da'lık uygulama, (b) 200 kg N/da'lık uygulama

Toprağa 100 kgN/da dozunda organik madde ilave edildiğinde, en yüksek elektriksel iletkenlik, 807 $\mu\text{S}/\text{cm}$ değeri ile biyokömür uygulanan topraklarda tespit edilmiştir. En düşük değer ise (406 $\mu\text{S}/\text{cm}$) leonardit ilave edilen topraklarda inkübasyonun

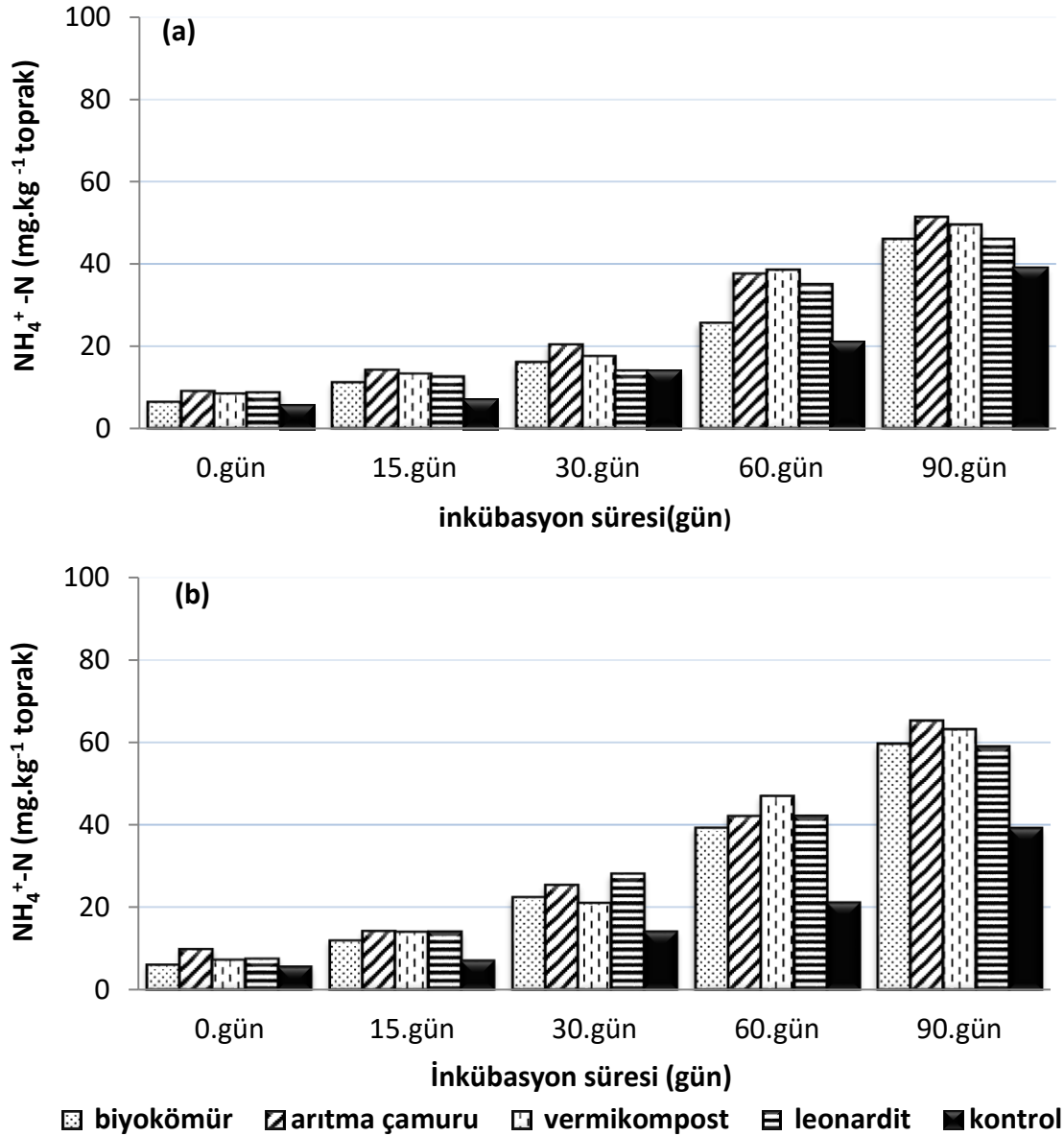
60.gününde gözlenmiştir. 200 kgN/da dozuyla yapılan uygulamalara ait sonuçlar incelendiğinde ise en yüksek elektriksel iletkenlik değeri 984 $\mu\text{S}/\text{cm}$ değeri ile arıtma çamuru uygulanan topraklarda inkübasyonun 90.gününde belirlendiği görülmektedir. Tespit edilen en düşük değer ise 394 $\mu\text{S}/\text{cm}$ olup, leonardit ilave edilen topraklarda 60.gününde gözlenmiştir. Çalışma kapsamında elde edilen sonuçlar, 100 kgN/da ve 200 kgN/da dozlarını sağlayacak miktarlarda organik materyal ilavelerinin toprağın EC değerini belirgin şekilde arttırdığını göstermiştir. Organik materyallerin uygulandığı topraklardaki EC değerleri zamana bağlı artış eğilimi göstermektedir ($p<0,05$). Elektriksel iletkenliğin yüksek oluşu, topraktaki tuz seviyelerinin yüksek olduğunu göstermekte olup organik maddenin mineralizasyonu ile açığa çıkan azot bileşikler de elektriksel iletkenliği arttırabilmektedir. Topraktaki organik maddelerin zaman içinde parçalanmasıyla açığa çıkan tuzluluğa paralel olarak elektriksel iletkenlik değeri artmaktadır. Yapılan birçok çalışmada organik materyal uygulamalarıyla birlikte organik azotun mineralizasyon sürecinde amonyağa dönüşmesiyle tuz konsantrasyonu artmaktadır. Artışa paralel olarak da elektriksel iletkenlik değerinin arttığı gözlenmiştir (Wong ve ark. 2000, Aşık ve Katkat 2004, Türkmen 2004).

4.3. Amonyum ve Nitrat Azotu Konsantrasyonları

Toprağa ilave edilen organik materyallerin çok büyük bir kısmını organik maddeler oluşturmaktadır. Organik maddenin mineralizasyonu, toprakta yaşayan çeşitli organizmaların aktiviteleri sonucunda basit inorganik bileşiklere dönüşmesi ile meydana gelmektedir. Diğer bir ifade ile organik malzemenin bünyesinde yer alan organik bileşikler mikrobial faaliyetler sonucu bitkilerce alınabilir inorganik formlara dönüşmektedir. Arıtma çamuru, leonardit, vermikompost ve biyokömür materyallerinin toplam azot içeriğinin büyük bir kısmını organik azot oluşturmaktadır. Toprakta bulunan azotun da büyük çoğunluğunu organik azot meydana getirirken, mineral azot çok az bir kısmını oluşturmaktadır.

Organik materyallerin toprağa uygulanması ile içerdikleri organik N formlarının bir bölümü toprakta gerçekleşen mineralizasyon prosesi ile NH_4^+ formuna dönüştürülmekte, NH_4^+ formunda bulunan azotun bir bölümü ise nitrifikasyon prosesi vasıtasıyla NO_3^- formuna dönüştürülmektedir. Özellikle iyi havalandırılmış olan topraklarda NH_4^+ formunda olan azotun büyük bir kısmının NO_3^- formuna

dönüşebileceği bilinmektedir. 100 kgN/da ve 200 kgN/da dozlarında vermikompost, biyokömür, leonardit ve arıtma çamuru uygulanmış topraklarda belirlenen amonyum ve nitrat azotunun inkübasyon süresince gösterdiği değişim Şekil 4.3 ve Şekil 4.4'te görülmektedir. Her iki doz için de toprağa yapılan organik uygulamaların ve inkübasyon zamanının amonyum azotu konsantrasyonu üzerindeki etkisi istatistiki olarak önemli bulunmuştur ($p<0,05$).

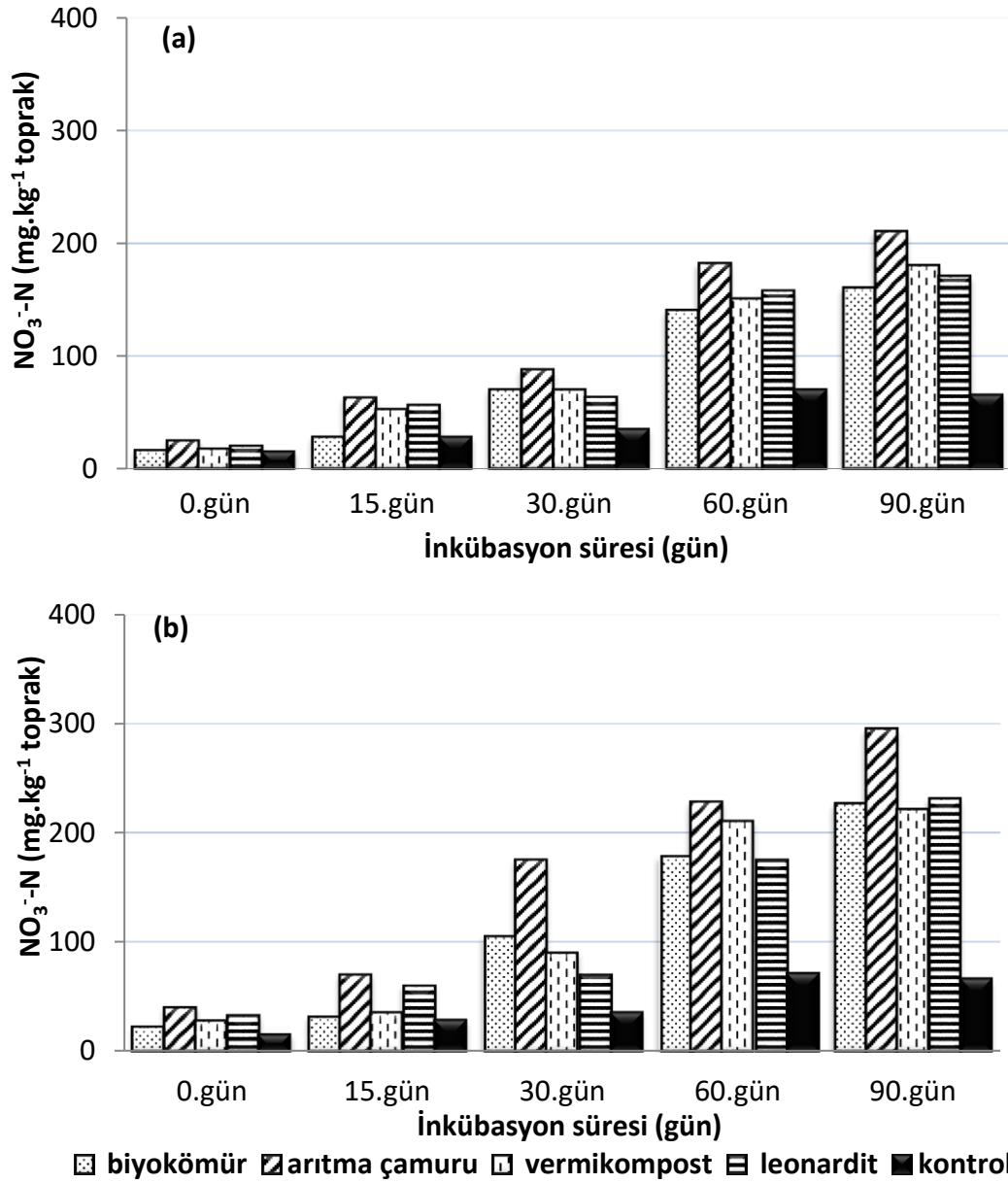


Şekil 4.3. Farklı materyal uygulamalarına göre inkübasyon süresince meydana gelen amonyum azotu değişimi (a) 100 kg N/da'lık uygulama, (b) 200 kg N/da'lık uygulama

Toprağı biyostimüle etmek amacıyla organik materyal uygulamalarının yapıldığı örneklerde amonyum azotu konsantrasyonlarının inkübasyon periyodu boyunca artış

gösterdiği tespit edilmiştir. 100 kgN/da uygulamalarına ilişkin değerler incelendiğinde (Şekil 4.3a), inkübasyonun 15. günündeki kontrol değerinin 7 mg/kg $\text{NH}_4^+\text{-N}$ olduğu, arıtma çamuru, biyokömür, vermikompost ve leonardit uygulanan topraklarda ise amonyum azotu değerlerinin sırasıyla 14,2 mg/kg, 11,2 mg/kg, 13,3 mg/kg ve 12,6 mg/kg olarak tespit edildiği görülmektedir. İnkübasyon başında belirlenen bu değerler inkübasyon süresince artış göstermiştir. İnkübasyonun 90. gününde kontrol toprağındaki amonyum azotu değeri 39 mg/kg olarak belirlenirken, arıtma çamuru, biyokömür, vermikompost ve leonardit uygulanan topraklarda belirlenen değerler sırasıyla 51,2 mg/kg, 46 mg/kg, 49,5 mg/kg ve 46 mg/kg olmuştur. 200 kgN/da uygulamalarına ilişkin değerler incelendiğinde ise (Şekil 4.3b), kontrol toprağı ile arıtma çamuru, biyokömür, vermikompost ve leonardit uygulanan topraklardaki amonyum azotu değerlerinin 7 ila 14,2 mg/kg arasında değiştiği görülmektedir. İnkübasyonun sonunda, kontrol toprağının 39 mg/kg olarak belirlenen $\text{NH}_4^+\text{-N}$ konsantrasyonu, arıtma çamuru uygulanan topraklarda 65,5 mg/kg, biyokömür uygulanan topraklarda 59,5 mg/kg, vermikompost uygulanan topraklarda 63 mg/kg ve leonardit uygulanan topraklarda 58,8 mg/kg değerine yükselmiştir.

Organik materyallerin toprağına uygulanması ile amonyum azotu konsantrasyonlarında meydana gelen artışın sebebi, organik materyallerin içerdikleri organik N formlarının bir kısmının toprakta gerçekleşen mineralizasyon prosesi ile NH_4^+ formuna dönüşmesidir. Karaca ve Arcak (1999), 45 günlük bir inkübasyon çalışmasında materyal uygulanmamış kontrol grubu örneklerinde $\text{NH}_4^+\text{-N}$, inkübasyonun 4.gününde en yüksek seviyesi olan $35,37 \text{ mg kg}^{-1}$ 'a ulaşmış ve inkübasyon zamanına bağlı azalma göstererek 45. gün sonunda $5,82 \text{ mg kg}^{-1}$ seviyesine düştüğünü bulmuşlardır.



Şekil 4.4. Farklı materyal uygulamalarına göre inkübasyon süresince meydana gelen nitrat azotu değişimi (a) 100 kg N/da'lık uygulama, (b) 200 kg N/da'lık uygulama

Şekil 4.4 incelendiğinde organik materyal uygulaması yapılan toprak örneklerindeki nitrat azotu konsantrasyonlarının kontrol değerinden belirgin şekilde yüksek olduğu görülmektedir ($p < 0,05$). Ayrıca denemede belirlenen nitrat azot değerleri inkübasyon süresine bağlı olarak artmaktadır ($p < 0,05$). 100 kgN/da uygulama dozuna ilişkin değerler incelendiğinde (Şekil 4.4a), inkübasyonun ilk 15.gününde kontrol toprağının nitrat azotu değerinin 28 mg/kg olduğu görülmektedir. Aynı inkübasyon dönemindeki organik materyal uygulanan topraklardaki değerler 29 ila 63 mg/kg arasında değişmektedir. İnkübasyonun 90.gününde ise kontrol toprağındaki nitrat azotu

konsantrasyonu 65,3 mg/kg olarak belirlenmiştir. İnkübasyon sonunda, arıtma çamuru, biyokömür, vermikompost ve leonardit uygulanan topraklarda belirlenen nitrat azotu konsantrasyonları sırasıyla 210 mg/kg, 160 mg/kg, 180 mg/kg ve 170 mg/kg olmuştur.

200 kgN/da dozundaki uygulamalarda ise (Şekil 4.4b), inkübasyonun başlangıcındaki (15.gün) nitrat azotu değerlerinin 28 ila 70 mg/kg arasında değiştiği görülmüştür. Organik materyal ilave edilen topraklardaki nitrat azotu değerleri inkübasyonun başlangıcında da kontrol değerlerinden belirgin şekilde yüksektir ($p<0,05$). İnkübasyonun 90.gününde kontrol toprağının nitrat azotu konsantrasyonu 65,3 mg/kg seviyelerine yükselirken, arıtma çamuru, biyokömür, vermikompost ve leonardit uygulanan topraklardaki nitrat azotu değerleri sırasıyla 295 mg/kg, 226 mg/kg, 221 mg/kg ve 231 mg/kg seviyelerine yükselmiştir.

İnkübasyon periyodu boyunca gerek 100 kgN/da, gerekse 200 kgN/da uygulama oranlarında organik materyallerin uygulandığı topraklardaki $\text{NH}_4^+\text{-N}$ ve $\text{NO}_3^-\text{-N}$ konsantrasyonları, herhangi bir uygulamanın yapılmadığı kontrol değerlerinden daha yüksek olarak belirlenmiştir ($p<0,05$). Nitrat azotu konsantrasyonlarının inkübasyon süresi boyunca daha yüksek oluşunun muhtemel nedeni, organik azotun mineralize olmasıyla açığa çıkan NH_4^+ azotunun büyük bir kısmının nitrifikasyon prosesi vasıtasıyla NO_3^- formuna dönüşmesidir.

Organik materyal uygulamaları yapılan toprak örneklerinin amonyum ve nitrat azotu konsantrasyonlarında zamana bağlı olarak meydana gelen değişimler incelendiğinde, amonyum azotu konsantrasyonlarında hafif bir artış meydana geldiği, nitrat azotu konsantrasyonlarında meydana gelen artışın ise çok daha belirgin olduğu görülmektedir. İnkübasyon süresi boyunca $\text{NH}_4^+\text{-N}$ ve $\text{NO}_3^-\text{-N}$ değerlerine bakıldığında nitrifikasyon proselinin amonifikasyon prosesine göre daha baskın olduğu anlaşılmaktadır. Bu durum inkübasyon süresince ortaya çıkan amonyum azotunun hızla nitrat azotuna dönüşmüş olacağını düşündürmektedir. Taşatar (1997) tarafından yürütülen kısa dönem inkübasyon çalışmasında inkübasyonun ilk birkaç haftasında hızlı bir amonifikasyon olduğu belirtilmiş, amonyum azotu konsantrasyonunun inkübasyon dönemi içinde kademeli bir azalma gösterdiği ve nitrat azotu konsantrasyonunun ise zamana bağlı olarak arttığı tespit edilmiştir. Benzer bir çalışmada inkübasyonun 14. gününden sonra nitrifikasyon proselinin amonifikasyona

göre daha hızlı yürüdüğü, topraktaki amonyum azotu hızla tükenirken, nitrat azotunda büyük bir artış meydana geldiği belirtilmiştir (Wong ve ark. 1998).

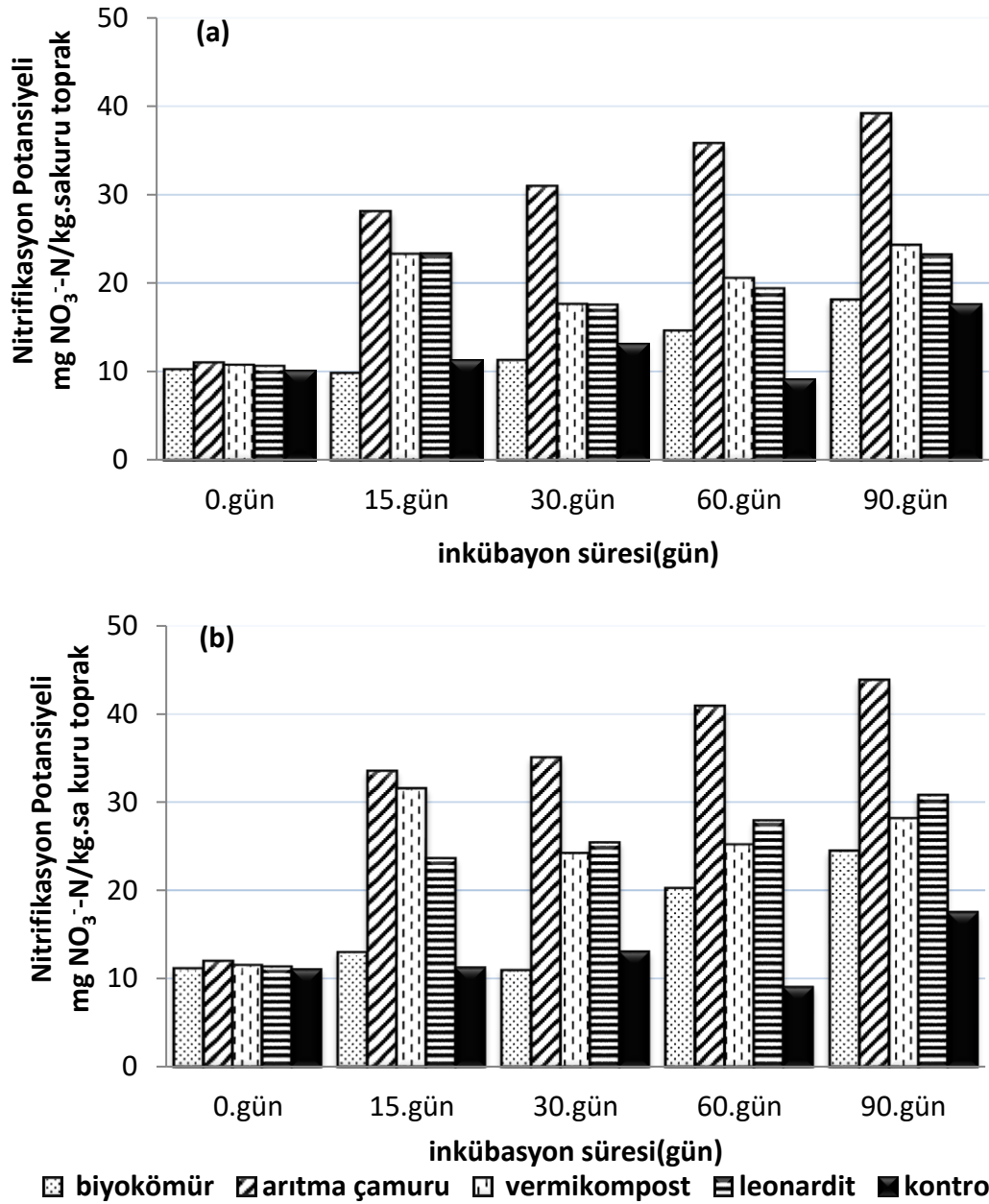
Yürütülen inkübasyon çalışmasında organik materyallerin uygulandığı topraklarda düşük seviyelerde amonyum azotu ve yüksek seviyelerde nitrat azotu belirlenmesi, mevcut çalışma şartlarında nitrifikasyon prosesini inhibe edici faktörlerin olmadığına işaret etmektedir. Çalışmanın havalandırılmalı bir inkübatörde gerçekleştirilmesiyle, toprak örneklerinin iyi havalandığı ve bu durumun amonyum azotunun büyük bir kısmının nitrat azotuna dönüşmesinde etkili olabileceği düşünülmektedir. İyi havalandırılan toprak örneklerinde oksijen girişi yüksek oranda olduğundan, nitrifikasyon bakterilerinin aktiviteleri muhtemelen artış göstermiştir. Smith ve ark. (1998) çürütülmüş ve çürütülmemiş çamurları toprağa uygulamışlardır. Uygulama sonucunda toprakta yüksek oranda nitrat birikimini gözlemlemişlerdir. Swanepoel (2004) yürütmüş olduğu toprak inkübasyon çalışmasında toprak örneklerine 5, 10 ve 20 ton/ha dozunda arıtma çamuru uygulamış ve belirli inkübasyon periyotlarında $\text{NH}_4^+\text{-N}$ ve $\text{NO}_3^-\text{-N}$ konsantrasyonlarını takip etmiştir. İnkübasyon periyodu boyunca $\text{NH}_4^+\text{-N}$ içeriğinin kademeli olarak azaldığını, $\text{NO}_3^-\text{-N}$ içeriğinin ise toprak örneklerinde gerçekleşen nitrifikasyon prosesine bağlı olarak artış eğiliminde olduğunu bildirmiştir. Benzer şekilde yapılan bir çalışmada da, Tekirdağ İlinden alınan farklı fiziksel ve kimyasal özelliklere sahip 20 adet toprağa uygulanan ürenin topraklardaki nitrat-N'u ve amonyum-N'u oluşumuna etkisini belirlemek amacıyla 28 gün inkübasyona bırakılarak bir çalışma yürütülmüştür. İnkübasyon denemesi sonunda, toprakların amonyum azotu miktarları inkübasyon süresine bağlı olarak 7. güne kadar artmış, 14. ve 28. günlerde ise azalmıştır. Toprakların nitrat azotu miktarları da 7. güne kadar artmış, daha sonraki günlerde çok fazla değişmemiştir (Bellitürk ve Danışman 2007).

Toprağa uygulanan organik materyaller arasında amonyum ve nitrat azotu açısından bir kıyaslama yapıldığında en yüksek değerlerin genel olarak arıtma çamuru uygulanan topraklarda, en düşük değerlerin ise genel olarak biyokömür uygulanan topraklarda belirlendiği dikkati çekmektedir. Leonardit ve vermikompost uygulamaları ise amonyum ve nitrat azotu konsantrasyonunu benzer oranlarda arttırmıştır. Yapılan organik uygulamalarla toprağa aynı miktarda toplam azot girişi olmuş ancak topraktaki

inorganik azot formları (amonyum ve nitrat azotu) önemli farklılıklar göstermiştir. Bu sonuçlar doğrultusunda toprağa verilen organik materyaller içerisinde en hızla mineralize olan materyalin arıtma çamuru olduğu tespiti yapılmıştır.

4.4. Nitrifikasyon Potansiyeli

Organik azot biyolojik olarak mineralizasyona uğrayarak önce amonyum azotuna, daha sonra nitrifikasyona uğrayarak nitrat azotuna dönüşmektedir (Güneş ve Aktaş 1992). Toprağın iyi havalanıyor olması, toprak pH'ı, toprak tekstürü, toprak nemi ve farklı materyallerin toprağa uygulanması gibi çeşitli faktörler toprakların nitrifikasyon potansiyellerini etkilemektedir (Demir ve Topaç 2019). Toprak örneklerinde nitrifikasyon potansiyeli parametresinin belirlenmesi, ortamda mevcut olan NH_4^+ formundaki azotun nitrifiye olma potansiyeli hakkında bilgi vermesi açısından önemlidir. Toprağa yapılan arıtma çamuru, biyokömür, leonardit ve vermikompost uygulamalarının etkisiyle nitrifikasyon potansiyeli değerlerinin inkübasyon süresince gösterdiği değişim Şekil 4.5'te verilmiştir. İlgili şekil incelendiğinde, toprağa yapılan organik uygulamaların, toprakların nitrifikasyon potansiyelini genel olarak pozitif yönde etkilediği görülmektedir. Ayrıca gerek 100 kgN/da ve 200 kgN/da uygulama dozu için nitrifikasyon potansiyelleri inkübasyon süresine bağlı olarak belirgin bir artış göstermektedir. Toprağa yapılan farklı organik materyal uygulamalarının ve zamanın topraklardaki nitrifikasyon potansiyeli üzerindeki etkisi istatistiksel olarak da önemli bulunmuştur ($p<0,05$).



Şekil 4.5. Farklı materyal uygulamalarına göre inkübasyon süresince meydana gelen nitrifikasyon potansiyeli değişimi (a) 100 kg N/da'lık uygulama, (b) 200 kgN/da'lık uygulama

100 kgN/da doz uygulamasına ilişkin sonuçları gösteren Şekil 4.5a incelendiğinde, kontrol topraklarının nitrifikasyon değerlerinin inkübasyon süresince hafif bir salınım gösterdiği görülmektedir. Herhangi bir uygulamanın yapılmadığı kontrol denemelerinde ortalama nitrifikasyon potansiyeli 12,152 mg NO₃⁻-N/kg.sa seviyesinde bulunmuştur. Şekil 4.5a'da görüldüğü gibi, en yüksek nitrifikasyon potansiyeli değeri (39,16 mg NO₃⁻-N/kg.sa) arıtma çamuru uygulanan topraklarda inkübasyonun 90.gününde tespit edilmiştir. Toprağa yapılan arıtma çamuru uygulamasıyla topraklardaki nitrifikasyon

potansiyeli değeri 90 günlük inkübasyon dönemi sonunda kontrole göre yaklaşık 2 kat artış göstermiştir. Arıtma çamurunun topraktaki nitrifikasyon potansiyeli üzerindeki etkilerini değerlendiren benzer bir çalışmada, (Abd Elsalam ve ark. 2016) toprak örneklerine farklı iki dozda arıtma çamuru uygulanmış ve 80 günlük bir toprak inkübasyon çalışması yürütülmüştür. Çalışma, tüm inkübasyon periyodu boyunca arıtma çamuru uygulanan toprak örneklerinin nitrifikasyon potansiyellerinin kontrol toprağından daha yüksek olduğu sonucuna ulaşılmıştır.

Toprağına yapılan düşük doz uygulamaları içerisinde (Şekil 4.5a) nitrifikasyon potansiyelini belirgin bir şekilde inhibe eden bir uygulama olmamıştır. Ancak uygulamalar içerisinde nitrifikasyon potansiyeli parametresi üzerindeki olumlu etkisi en düşük olan organik materyalin biyokömür olduğu gözlenmiştir. İnkübasyonun ilk yarısında biyokömür uygulanan topraklardaki nitrifikasyon potansiyeli değeri kontrol değerleriyle benzerlik göstermektedir. İnkübasyonun ikinci yarısında ise biyokömür eklenmiş topraklarda belirgin bir biyostimülasyon etkisi tespit edilmiştir. Toprağına biyokömür uygulaması ile 15.gün örneklerinde 9,79 mg NO_3^- -N/kg.sa değerinde bulunan nitrifikasyon potansiyeli 90.güne gelindiğinde 18,02 mg NO_3^- -N/kg.sa değerine yükselmiştir. Toprağına yapılan leonardit ve vermikompost uygulamaları ise topraklardaki nitrifikasyon potansiyelini benzer şekilde etkilemiştir. Leonardit ve vermikompost uygulanan topraklardaki nitrifikasyon potansiyeli değerleri, 90 günlük inkübasyon dönemi sonunda sırasıyla, 23,1 ve 24,3 mg NO_3^- -N/kg.sa değerinde olmuştur.

200 kgN/da uygulama dozuna ilişkin sonuçlar incelendiğinde (Şekil 4.5b), düşük doz uygulama sonuçlarına benzer şekilde en yüksek nitrifikasyon potansiyeli değerinin (43,82 mg NO_3^- -N/kg.sa) arıtma çamuru uygulanan topraklarda inkübasyonun 90.gününde belirlendiğı görülmektedir. Arıtma çamuru uygulaması toprakların nitrifikasyon potansiyeli değerini kontrole göre 2,5 kat arttırmıştır. Toprağına yapılan uygulamalar içerisinde nitrifikasyon potansiyeli parametresi üzerindeki olumlu etkisi en düşük olan organik materyal biyokömür olarak belirlenmiştir. Toprağına biyokömür uygulaması ile 15.gün örneklerinde 13 mg NO_3^- -N/kg.sa değerinde bulunan nitrifikasyon potansiyeli 90.güne gelindiğinde 24,43 mg NO_3^- -N/kg.sa değerine yükselmiştir. Leonardit ve vermikompost uygulanan topraklardaki nitrifikasyon

potansiyeli değerlerinin, 90 günlük inkübasyon dönemi sonunda sırasıyla, 30,7 ve 28,1 mg NO₃⁻-N/kg.sa olduğu tespit edilmiştir. Kızıloğlu ve ark. (2001) tarafından yürütülen bir çalışmada Erzurum ve Rize yörelerinden aldıkları toprak örneklerinde 0, 5, 10, 15, 20, 25 ve 30 günlük inkübasyon sonunda, nitrifikasyon kapasitelerinin azotlu gübrelemeden etkilendiğini ve organik materyal ilavesine bağlı olarak nitrifikasyon kapasitelerinin artış gösterdiğini tespit etmişlerdir. Toprağa organik materyal uygulaması yapılan benzer bir çalışmada, Güneş ve Aktaş (1992) kireçli bir toprağa amonyum sülfat formunda uyguladıkları amonyum azotunun 6 hafta süren inkbasyonuna bağlı olarak nitrifikasyon potansiyelinin arttığını ve bu artışın inkübasyonun son döneminde hızlandığını belirtmişlerdir.

Farklı materyal uygulamaları yapılan toprak örneklerinin nitrifikasyon potansiyellerinde zamana bağlı olarak meydana gelen bu artış, toprak örneklerinin ortamda mevcut olan NH₄⁺ formundaki azotu NO₃⁻ formundaki azota okside edebilme potansiyelinin zamana bağlı olarak arttığını göstermektedir. Özellikle inkübasyonun ilk yarısından sonra toprağa ilave edilen organik materyallerin mineralizasyonuna bağlı olarak açığa çıkan azot, fosfor gibi makro besin elementleri ile çeşitli mikrobeyn elementlerinin ve ortamdaki substrat artışının nitrifikasyon bakterilerini stimüle etmiş olabileceği düşünülmektedir.

Biyostimlasyon amacıyla organik materyal uygulaması yapılan toprak örneklerinin nitrifikasyon potansiyeli uygulama dozuna bağlı olarak artmıştır. Diğer bir ifadeyle yüksek dozda yapılan uygulamalar (200 kgN/da) ın etkisi daha belirgin olmuştur. İnkübasyonun ilk 15.gününde kontrol toprağının 11,2 mg NO₃⁻-N/kg.sa olarak belirlenen nitrifikasyon potansiyeli organik materyal ilavesi ile 100 kgN/da uygulama dozunda ortalama 21,11 mg NO₃⁻-N/kg.sa değerine, 200 kgN/da uygulama dozunda ortalama 25,4 mg NO₃⁻-N/kg.sa değerine yükselmiştir. İnkübasyonun 30.gününde kontrol toprağının 13,03 mg NO₃⁻-N/kg.sa olarak belirlenen nitrifikasyon potansiyeli organik materyal ilavesi ile 100 kgN/da uygulama dozunda ortalama 19,34 mg NO₃⁻-N/kg.sa değerine, 200 kgN/da uygulama dozunda ortalama 23,89 mg NO₃⁻-N/kg.sa değerine yükselmiştir. İnkübasyonun 60.gününde kontrol toprağının 9,02 mg NO₃⁻-N/kg.sa olarak belirlenen nitrifikasyon potansiyeli organik materyal ilavesi ile 100 kgN/da uygulama dozunda ortalama 22,55 mg NO₃⁻-N/kg.sa değerine, 200 kgN/da

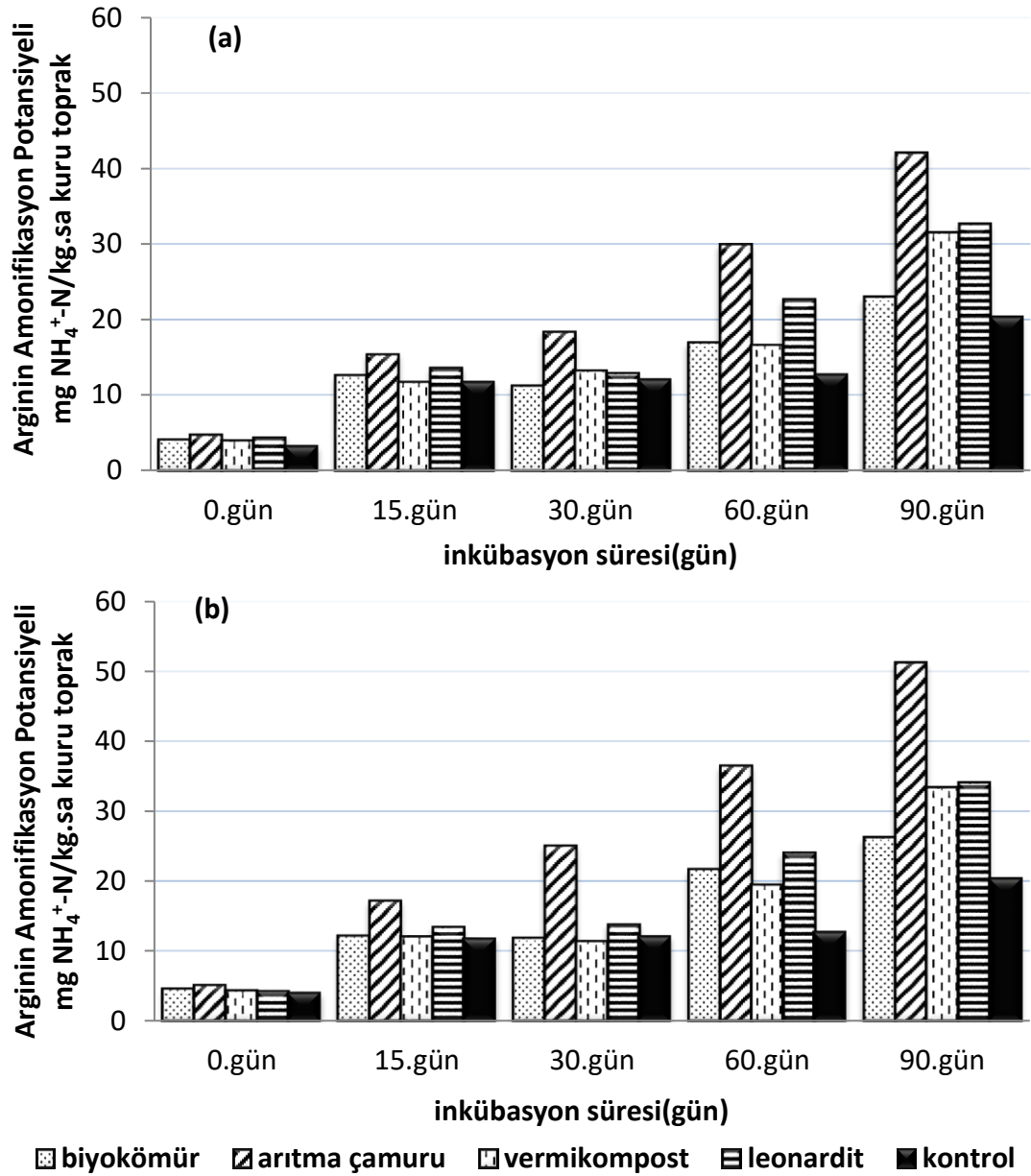
uygulama dozunda ortalama 28,51 mg NO_3^- -N/kg.sa değerine yükselmiştir. İnkübasyonun 90.gününde kontrol toprağının 17,49 mg NO_3^- -N/kg.sa olarak belirlenen nitrifikasyon potansiyeli organik materyal ilavesi ile 100 kgN/da uygulama dozunda ortalama 26,15 mg NO_3^- -N/kg.sa değerine, 200 kgN/da uygulama dozunda ortalama 31,76 mg NO_3^- -N/kg.sa değerine yükselmiştir. Doz artışına paralel olarak meydana gelen bu artış, materyal uygulamalarının nitrifikasyon potansiyelleri üzerindeki olumlu etkisine işaret etmektedir.

Sonuç olarak, yürütülen inkübasyon çalışması sonucunda elde edilen veriler, toprağa azot kaynağı olarak ilave edilen farklı organik materyallerin topraktaki nitrifikasyon potansiyellerini arttırdığını göstermiştir. Uygulanan organik materyaller içerisinde en olumlu etki arıtma çamuru uygulanan topraklarda gözlemlenmiştir. Arıtma çamurundan sonraki en olumlu etki ise vermikompost ve leonardit uygulanan topraklarda tespit edilmiştir. Toprak örneklerine uygulanan organik materyaller içerisinde nitrifikasyon potansiyeli üzerindeki etkisi en az olan materyal ise biyokömür olmuştur.

4.5. Arginin Amonifikasyon Hızı

Arginin toprakta yaşayan çok sayıda mikroorganizma için en önemli C ve N kaynaklarından biridir. Mikroorganizmalar tarafından çeşitli yollarla katabolize edilmekte olup son ürün genellikle NH_4^+ iyonudur (Abdelal 1979). Arginin amonifikasyon hızı parametresi, toprağın azot mineralizasyon kapasitesini yansıtmaları bakımından oldukça önemlidir (Demir ve Topaç 2019). Yürütülen inkübasyon çalışması kapsamında, arıtma çamuru, leonardit, vermikompost ve biyokömür uygulanan topraklardaki arginin amonifikasyon hızı değerlerinin inkübasyon süresince gösterdiği değişim Şekil 4.6’da verilmiştir.

Şekil 4.6’da sunulan veriler, toprağa yapılan organik madde uygulamalarının toprakta belirlenen arginin amonifikasyon hızı değerlerini özellikle inkübasyonun 30. gününden sonraki dönemde belirgin şekilde arttırdığını göstermektedir. Arginin amonifikasyon hızı değerlerinin inkübasyon periyodu boyunca gösterdiği değişim incelendiğinde ise, gerek 100 kgN/da ve gerekse 200 kgN/da dozundaki uygulamalarda zamana bağlı belirgin bir artışın meydana geldiği görülmektedir. Toprağa yapılan farklı organik materyal uygulamalarının ve zamanın topraklardaki arginin amonifikasyon hızı üzerindeki etkisi istatistiksel olarak da önemli bulunmuştur ($p<0,05$).



Şekil 4.6. Farklı materyal uygulamalarına göre inkübasyon süresince meydana gelen arginin amonifikasiyon potansiyeli değişimi (a) 100 kg N/da'lık uygulama, (b) 200 kgN/da'lık uygulama

Şeki 4.6a'da görüldüğü gibi, kontrol toprağında belirlenen arginin amonifikasiyon hızı, inkübasyon süresince 3,3 ila 20,3 mg $\text{NH}_4^+\text{-N/kg.sa}$ seviyeleri arasında değişmiştir. Kontrol değerlerinin inkübasyon süresince artış gösterdiği ve meydana gelen artışın özellikle inkübasyonun 60.gününden sonra daha belirgin olduğu gözlenmiştir. Düşük doz uygulamaları içerisinde en yüksek arginin amonifikasiyon hızı değeri 42,04 mg $\text{NH}_4^+\text{-N/kg.sa}$ değeriyle arıtma çamuru uygulanmış toprakta inkübasyonun 90. gününde tespit edilmiştir. Arıtma çamuru uygulaması ile ulaşılan değer, herhangi bir

uygulamanın yapılmadığı kontrol değerinin yaklaşık olarak 2 katıdır. Arıtma çamurunun topraktaki arginin amonifikasyon hızı üzerine etkisini değerlendiren benzer bir çalışmada (Abd Elsalam ve ark. 2016) biyoindikatör olarak kanalizasyon suyu eklenmiş toprak örneklerinde üreaz ve arginin amonifikasyon hızındaki değişimleri belirlemek amaçlanmıştır. İnkübasyonun 0, 20, 40, 60, 80. günlerinden 3 farklı dozda alınan toprak örneklerinden elde edilen sonuçlar, üreaz ve arginin amonifikasyon hızının kanalizasyon çamuru ile işlenmiş toprakta kontrol örneklerine göre yaklaşık 3 kat oranında artış göstermiştir. Aynı çalışmada çamur uygulanan toprak örneklerinin arginin amonifikasyon hızlarının inkübasyon periyodu boyunca belirgin bir artış gösterdiğide belirtilmiştir. 100 kgN/da dozundaki uygulamalar içerisinde en düşük arginin amonifikasyon hızı değeri ise 11,19 mg $\text{NH}_4^+\text{-N/kg.sa}$ değeri ile biyokömür ilave edilen topraklarda, inkübasyonun 30. gününde belirlenmiştir. Elde edilen sonuçlar, inkübasyon periyodunun ilk yarısında biyokömür uygulanan topraklarda belirlenen değerler ile kontrol değerlerinin benzerlik gösterdiğine işaret etmektedir. Biyokömürün arginin amonifikasyon hızı değerleri üzerindeki olumlu etkisi ancak inkübasyon periyodunun ikinci yarısında kendini göstermeye başlamıştır. Toprağa düşük dozda uygulanan leonardit ve vermikompostun arginin amonifikasyon hızı değerlerine olan etkisi benzer olmuştur. Leonardit uygulanan topraklarda 15.gün örneklerinde 13,58 mg $\text{NH}_4^+\text{-N/kg.sa}$ değerinde bulunan arginin amonifikasyon hızı 90.günde 32,65 mg $\text{NH}_4^+\text{-N/kg.sa}$ değerine yükselmiştir. Vermikompost uygulanan topraklarda ise 15.gün örneklerinde 11,76 mg $\text{NH}_4^+\text{-N/kg.sa}$ değerinde bulunan arginin amonifikasyon hızı değeri, 90.günde 31,46 mg $\text{NH}_4^+\text{-N/kg.sa}$ bulunmuştur.

Yüksek doz (200 kgN/da) uygulamalara ilişkin sonuçlar (Şekil 4.6b) incelendiğinde topraklarda belirlenen arginin amonifikasyon hızı değerlerinin düşük doz uygulamalarda belirlenen değerlerle benzer bir eğilim gösterdiği görülmektedir. Organik materyal uygulanan topraklarda ve kontrol toprağında inkübasyon süresine bağlı olarak belirgin bir artış meydana gelmiştir. Yüksek dozda yapılan uygulamalar içerisinde en yüksek değer (51,13 mg $\text{NH}_4^+\text{-N/kg.sa}$) inkübasyonun 90.gününde, arıtma çamuru ilave edilen topraklarda gözlenmiştir. Yüksek dozda yapılan arıtma çamurunun, topraktaki arginin amonifikasyon hızını stimüle edici etkisi düşük doz arıtma çamuru uygulamasına göre daha yüksek olmuştur. Yürütülen benzer bir çalışmada toprağa 50 ton/ha, 100 ton/ha ve 200 ton/ha dozlarında çürütülmüş çamur uygulanan toprak örnekleri 45 gün boyunca

inkübe edilmiş ve çürütülmüş çamur dozunun artması ile birlikte toprak örneklerinin arginin amonifikasyon hızı değerleri artış göstermiştir. Bu artışın inkübasyon periyodu boyunca kontrol toprağının arginin amonifikasyon hızına göre %74-87 aralığında olduğu belirlenmiştir (Demir ve Topaç 2019). Diğer organik materyallerin etkisi incelendiğinde (Şekil 4.6b), en düşük arginin amonifikasyon hızı değerinin (11,38 mg NH_4^+ -N/kg.sa) vermikompost ilave edilen topraklarda inkübasyonun 30.gününde belirlendiği görülmektedir. Leonardit uygulanan topraklarda inkübasyonun 15.gününde 13,45 mg NH_4^+ -N/kg.sa olarak bulunan arginin amonifikasyon hızı, 90.güne gelindiğinde 34,03 mg NH_4^+ -N/kg.sa değerine yükselmiştir. Vermikompost uygulamasının yarattığı etki leonardit uygulamasının etkisine benzer olmuştur. Toprağa vermikompost uygulaması ile 15.gün örneklerinde 12 mg NH_4^+ -N/kg.sa değerinde bulunan arginin amonifikasyon hızı değeri inkübasyonun sonunda 33,34 mg NH_4^+ -N/kg.sa değerine yükselmiştir. Biyokömür uygulanan topraklarda inkübasyon sonunda ulaşılan değerin ise 26,12 mg NH_4^+ -N/kg.sa olduğu tespit edilmiştir. Yüksek doz organik materyal uygulanmış topraklara ilişkin sonuçların genel bir değerlendirmesi yapıldığında arıtma çamuru ilavesinin arginin amonifikasyon hızı değerlerini inkübasyon dönemi sonunda yaklaşık 10 kat arttırdığı sonucuna ulaşılmaktadır. En az etkinin gözlemlendiği biyokömür uygulaması ise arginin amonifikasyon değerini yaklaşık 6,5 kat arttırabilmiştir. 100 kgN/da ve 200 kgN/da uygulama dozunda toprak örneklerinin arginin amonifikasyon hızlarının zamana bağlı olarak belirgin şekilde artış göstermesi, ortamda bulunan organik N miktarının artması ve böylelikle N mineralizasyon hızının artması ile ilişkilendirilebilir. Bu durum toprakta bulunan amonyum oksitleyici bakterilerin organik materyal ilavesinden doğrudan etkilendiğini göstermektedir. Bonde ve ark. (2001) yapmış oldukları çalışmada arginin amonifikasyon hızının N mineralizasyon hızı için önemli bir gösterge olduğunu bildirmişler, arginin amonifikasyon hızında meydana gelen artışın toprak örneklerindeki heterotrofik mikrobiyal aktivite ile doğrudan ilişkili olduğunu rapor etmişlerdir. Şekil 4.6a ve Şekil 4.6b’de sunulan verilerde de görüldüğü gibi, biyostimülasyon amacıyla organik materyal uygulaması yapılan toprak örneklerinin arginin amonifikasyon hızı, uygulama dozuna bağlı olarak hafif bir artış göstermiştir. Diğer bir ifadeyle yüksek dozda yapılan organik materyal uygulamalarının biyostimülasyon etkisi genel olarak daha yüksek olmuştur. İnkübasyonun 15. ve 30. gününde belirlenen değerler dikkate

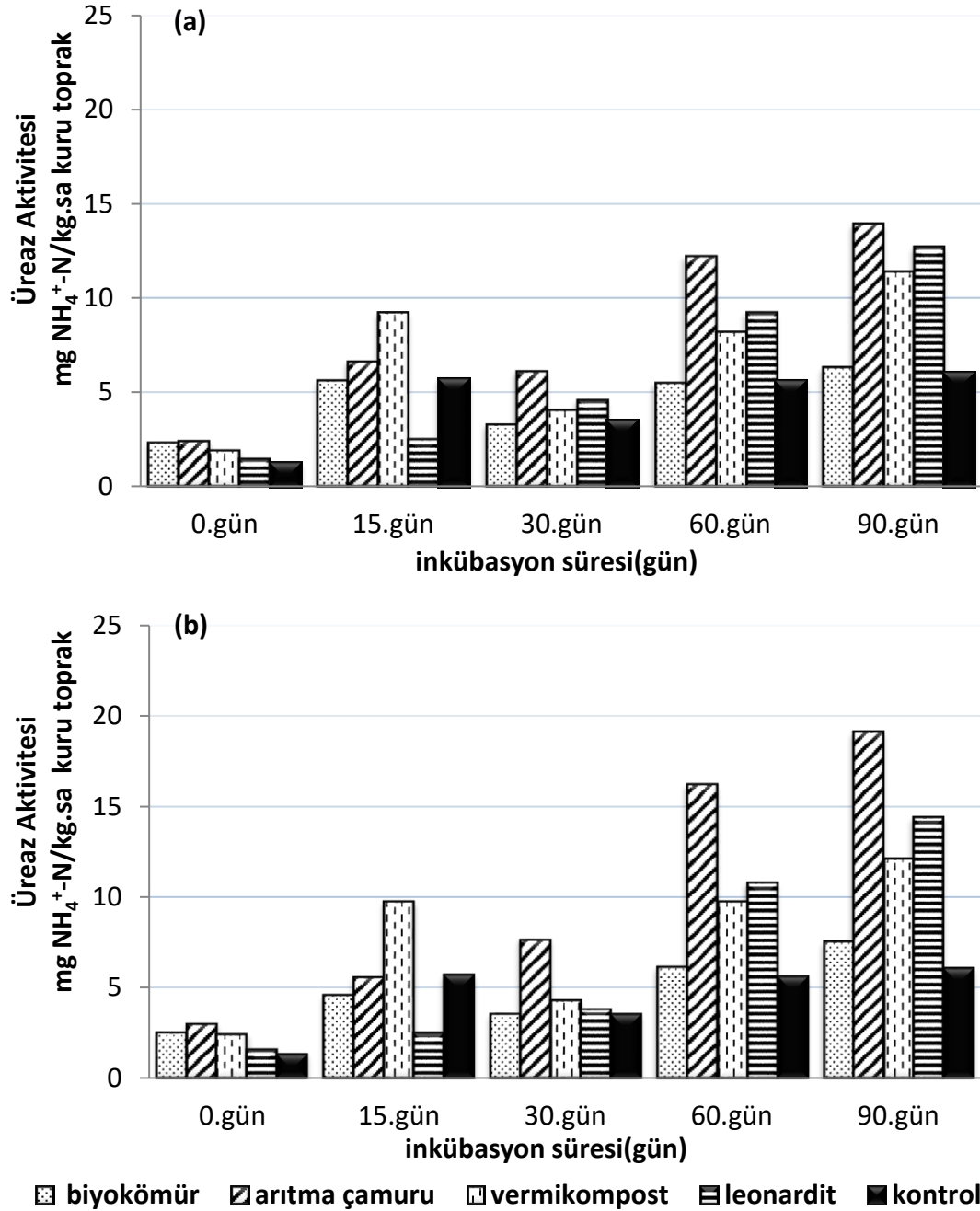
alındığında düşük doz ve yüksek doz uygulamalarında belirlenen değerlerin nispeten birbirine yakın olduğu ancak ilerleyen inkübasyon dönemlerinde daha belirgin bir farkın olduğu görülmektedir. İnkübasyonun 60.gününde kontrol toprağının 12,67 mg NH_4^+ -N/kg.sa olarak belirlenen arginin amonifikasyon hızı organik materyal ilavesi ile 100 kgN/da uygulama dozunda ortalama 21,53 mg NH_4^+ -N/kg.sa değerine, 200 kgN/da uygulama dozunda ortalama 25,35 mg NH_4^+ -N/kg.sa değerine yükselmiştir. İnkübasyonun 90.gününde kontrol toprağının 20,29 mg NH_4^+ -N/kg.sa olarak belirlenen arginin amonifikasyon hızı organik materyal ilavesi ile 100 kgN/da uygulama dozunda ortalama 32,24 mg NH_4^+ -N/kg.sa değerine, 200 kgN/da uygulama dozunda ortalama 36,14 mg NH_4^+ -N/kg.sa değerine yükselmiştir. Doz artışı ile arginin amonifikasyon hızlarında meydana gelen bu artışın sebebi, uygulanan dozun artmasına bağlı olarak ortamda bulunan organik madde miktarının artması ve buna bağlı olarak mikrobiyal faaliyetlerin stimüle olması şeklinde açıklanabilir.

Yüksek doz organik materyal uygulamalarıyla ilgili genel bir değerlendirme yapıldığında, arginin amonifikasyon hızı en yüksek olan uygulamanın, arıtma çamuru olduğu görülmektedir. Arginin amonifikasyon hızı üzerindeki en sınırlı etkiyi ise biyokömür uygulaması sağlamıştır.

4.6. Üreaz Enzim Aktivitesi

Toprakta hidroliz, yükseltgenme, indirgenme gibi birçok fiziksel, kimyasal ve biyolojik reaksiyon meydana gelmektedir. Toprak enzimleri de meydana gelen bu reaksiyonları katalizlemektedir (Caldwell 2005). Toprak enzimleri toprakta meydana gelen besin döngüsünde, enerji dönüşümlerinde ve organik N'un bitkiler tarafından alınabilecek inorganik formlara dönüştürülmesinde önemli bir rol oynamaktadır. Ayrıca toprak kalitesinin göstergelerinden biri olması açısından da büyük önem taşımaktadır. Üreaz enzimi, ürenin amonyak ve CO_2 'e hidrolizini sağlayan bir enzimdir (Okur 1997). Bu enzimler toprak mikroorganizmaları tarafından besin maddelerini parçalamak amacıyla üretildikten sonra, topraktaki kil ve organik madde gibi kolloitler tarafından tutulmakta ve bu enzimleri üreten mikroorganizma hücrelerine bağlı kalmadan faaliyetlerini devam ettirebilmektedirler (Aşkın ve ark. 2004). Azot elementinin mineralizasyon sürecinin anlaşılmasında üreaz aktivitesinin tayini oldukça önemlidir. Toprak örneklerine arıtma çamuru, leonardit, vermikompost ve biyokömür gibi organik materyallerin uygulanması

toprakta gerçekleşen birçok biyolojik ve enzimatik reaksiyonları etkilemektedir. Arıtma çamuru, biyokömür, leonardit ve vermikompost uygulanmış topraklardan inkübasyonun belirli dönemlerinde (0., 15., 30., 60. ve 90. gün) alınan örneklerde belirlenen üreaz aktivitesi değerleri Şekil 4.7’de verilmiştir.



Şekil 4.7. Farklı materyal uygulamalarına göre inkübasyon süresince meydana gelen üreaz enzim aktivitesi değişimi (a) 100 kg N/da'lık uygulama, (b) 200 kgN/da'lık uygulama

Çalışmada biyostimülasyon amacıyla organik materyal uygulaması yapılan toprak örneklerinin üreaz aktivitelerinde zamana bağlı olarak meydana gelen değişimler

incelendiğinde, 100 kgN/da ve 200 kgN/da uygulama dozunda zamana bağlı olarak genel bir artış meydana geldiği gözlenmiştir. Toprağa yapılan organik materyal uygulamaları ve inkübasyon zamanının etkisi her iki uygulama dozunda da istatistiksel olarak önemli bulunmuştur ($p<0,05$).

Organik materyallerin 100 kgN/da dozunda uygulandığı denemelerin sonuçları incelendiğinde (Şekil 4.7a), kontrol toprağında belirlenen üreaz aktivitesi değerinin ortalama 11,9 mg $\text{NH}_4^+\text{-N/kg.sa}$ olduğu görülmektedir. İnkübasyonun 15.gününde kontrol toprağı için 5,7 mg $\text{NH}_4^+\text{-N/kg.sa}$ olan üreaz aktivitesi, inkübasyonun 90.gününde 6,062 mg $\text{NH}_4^+\text{-N/kg.sa}$ olarak belirlenmiştir. Elde edilen sonuçlar, kontrol topraklarındaki üreaz aktivitesi değerlerinin inkübasyon boyunca hafifçe salındığını ancak önemli bir değişimin meydana gelmediğini göstermektedir. İnkübasyon boyunca gözlemlenen en yüksek üreaz aktivitesi değeri (13,9 mg $\text{NH}_4^+\text{-N/kg.sa}$) arıtma çamuru uygulanması ile inkübasyonun 90.gününde tespit edilmiştir. Üreaz aktivitesi değeri arıtma çamuru uygulaması ile kontrol toprağına nazaran 2 kat artış göstermiştir. En düşük değer ise inkübasyonun 15.gününde toprağa leonardit ilavesi ile elde edilmiş ve 2,4 mg $\text{NH}_4^+\text{-N/kg.sa}$ değeri tespit edilmiştir. Toprağa arıtma çamuru ilavesi ile inkübasyonun 15.gününde 6,632 mg $\text{NH}_4^+\text{-N/kg.sa}$ olan üreaz aktivitesi 90. güne gelindiğinde 13,913 mg $\text{NH}_4^+\text{-N/kg.sa}$ değerine yükselmiştir. Toprağa leonardit uygulaması ile 15.gün örneklerinde 2,4 mg $\text{NH}_4^+\text{-N/kg.sa}$ değerinde bulunan üreaz aktivitesinin, 90.güne gelindiğinde 12,7 mg $\text{NH}_4^+\text{-N/kg.sa}$ değerine yükseldiği gözlenmiştir. Toprağa vermikompost uygulaması ile 15.gün örneklerinde 9,2 mg $\text{NH}_4^+\text{-N/kg.sa}$ değerinde bulunan üreaz aktivitesi 90.güne gelindiğinde 11,3 mg $\text{NH}_4^+\text{-N/kg.sa}$ değerine yükselmiştir. Toprağa biyokömür uygulaması ile 15.gün örneklerinde 5,5 mg $\text{NH}_4^+\text{-N/kg.sa}$ değerinde bulunan üreaz aktivitesi 90.güne gelindiğinde 6,3 mg $\text{NH}_4^+\text{-N/kg.sa}$ değerine yükselmiştir. Diğer bir ifadeyle, toprağa yapılan tüm organik materyal uygulamalarının topraktaki üreaz aktivitesini artırıcı yönde etkisi olmuştur ve bu etki özellikle inkübasyonun 90. gününde daha belirgindir. Farklı organik atıkların uygulaması ile yapılan çalışmalarda; Pascual ve ark. (1998) tarafından yapılan çalışmada toprağa çeşitli miktarlarda organik atık uygulaması yapılarak toprak enzim aktivitelerinde meydana gelen değişim incelenmiştir. Organik materyallerin toprağa uygulanmasıyla üreaz aktivitesinin kontrol uygulamalarına nazaran önemli ölçüde arttığı belirlenmiştir. Üreaz aktivitesinin toprağa arıtma çamuru uygulamasıyla en

yüksek değeri verdiği belirtilmiştir. Özdemir ve ark.(2000) farklı organik atıkların üreaz enzim aktivitesi üzerine etkilerini araştırmışlar ve çalışma sonucunda; topraklara uygulanan tütün fabrikasyon atığı, çeltik sapı, fiğ ve tavuk materyalinin önemli düzeyde, şlempenin ise önemsiz düzeyde üreaz enzim aktivitesini artırdığını belirlemişlerdir.

Şekil 4.7b'deki veriler incelendiğinde, toprağa 200 kgN/da dozunda arıtma çamuru uygulanması ile en yüksek üreaz aktivitesi değerinin (19,1 mg $\text{NH}_4^+\text{-N/kg.sa}$) inkübasyonun 90.gününde tespit edildiği görülmektedir. En düşük değer ise 2,4 mg $\text{NH}_4^+\text{-N/kg.sa}$ olarak inkübasyonun 15.gününde toprağa leonardit ilave edildiğinde tespit edilmiştir. Benzer bir çalışmada; Sastre ve ark. (1996) arıtma çamurunun toprağa uygulanmasıyla üreaz aktivitesinin yüksek oranda arttığını bildirmişlerdir. Toprağa leonardit uygulaması ile 15.gün örneklerinde 2,4 mg $\text{NH}_4^+\text{-N/kg.sa}$ değerinde bulunan üreaz aktivitesi 90.güne gelindiğinde 14,396 mg $\text{NH}_4^+\text{-N/kg.sa}$ değerine yükselmiştir. Toprağa vermikompost uygulaması ile 15.gün örneklerinde 9,74 mg $\text{NH}_4^+\text{-N/kg.sa}$ değerinde bulunan üreaz aktivitesi 90.günde 12,1 mg $\text{NH}_4^+\text{-N/kg.sa}$ değerine yükselmiştir. Toprağa biyokömür uygulaması ile 15.gün örneklerinde 4,5 mg $\text{NH}_4^+\text{-N/kg.sa}$ değerinde bulunan üreaz aktivitesi inkübasyon sonunda 7,5 mg $\text{NH}_4^+\text{-N/kg.sa}$ değerine yükselmiştir. Toprağa uygulanan her materyal uygulaması için özellikle inkübasyonun 30.gününden sonra üreaz aktivitesinde belirgin bir artış meydana gelmiştir. İnkübasyonun herhangi bir döneminde üreaz aktiviteleri arasında belirlenen farklılıkların toprakların fiziksel özelliklerinin farklı olmasının yanında, organik madde ve toplam azot miktarlarının da farklı olmasından kaynaklanmaktadır (Alpaslan 2000).

Gerek 100 kgN/da ve 200 kgN/da dozunda organik materyal uygulamaları yapılan toprak örneklerinin üreaz aktivitelerindeki değişim trendi incelendiğinde, değerlerin inkübasyonun 30.gününde hafifçe düştüğü, 30. günden sonra ise enzim aktivitesi değerlerinin belirgin bir şekilde arttığı görülmektedir. Bu değişim toprağa ilave edilen organik materyallerin mineralizasyonunun özellikle inkübasyonun 30. günününden sonra hız kazandığını düşündürmektedir. Toprağın üreaz aktivitesinde meydana gelen düşüşler toprakta gerçekleşen mineralizasyon prosesi uyarınca organik N formlarının $\text{NH}_4^+\text{-N}$ formlarına dönüşmesi ve bunun sonucunda toprak pH'nın düşmesi ile açıklanabilir. Ayrıca üreaz aktivitesi süstrata bağımlı olduğu için, ortamda gerçekleşen

mikrobiyal ve biyolojik aktiviteler sonucunda substrat miktarının azalması ile toprak örneklerinin üreaz aktivitesinde de bir miktar düşüşün meydana gelmesi mümkündür. Yürütülen çalışmada da benzer şekilde inkübasyonun ilk yarısında topraktaki substrat konsantrasyonunun azalışına bağlı olarak üreaz aktivitesi değerlerinin azalmış olduğu ve akabinde mineralizasyonun hızlanmasıyla açığa çıkan substrat varlığına bağlı olarak aktivite değerlerinin yükselişe geçtiği düşünülmektedir. Çalışma kapsamında kullanılan materyal uygulamaları sonucu açığa çıkan yüksek seviyelerdeki substratın enzim sentezini aktive ettiği düşünülmektedir. Topraklarda belirlenen üreaz aktivitesi değerinin düşme eğilimi göstermesinin diğer bir sebebinin topraktaki aminositlerin amonyağa dönüştükten hemen sonra nitrifikasyon olayı ile nitrata dönüşmüş olma ihtimalidir. Benzer şekilde yapılan bir çalışmada da, 150 günlük bir kuluçka dönemi boyunca hidrokarbon kirliliğinin (ham petrol) toprak enzimi aktiviteleri üzerindeki etkilerini değerlendirmek ve toplam petrol hidrokarbonlarının (TPH) uzaklaştırılmasını sağlamak amaçlanmıştır. Ham petrol ile kirlenmiş topraklardaki üreaz aktivitesi (UA) seviyeleri, kuluçka dönemi boyunca topraktaki ilk UA seviyelerinden genellikle daha yüksek olduğu sonucuna varılmıştır (Dindar ve ark. 2017). Kakhki ve ark. (2008) yürüttükleri 90 günlük bir inkübasyon çalışmasının sonunda arıtma çamuru uygulanan toprak örneklerinin üreaz aktivitelerinde belirgin bir düşüşün meydana geldiğini bildirmişlerdir. Yapılan diğer bir çalışmada üreazın çamur floğu içine bağlanmasının topraktaki serbest üreaz miktarını azalttığı ve buna bağlı olarak üreaz aktivitesini düşürdüğü belirtilmiştir (Paul ve Clark 1989). Dindar ve ark.(2010) tarafından yapılan başka bir çalışmada da arıtma çamuru uygulanan toprak örneklerinin üreaz aktivitesinde zamana bağlı olarak hafif bir düşme eğilimi olduğu tespit edilmiştir.

Yapılan çalışma sonucunda, biyostimülasyon amacıyla organik materyal uygulaması yapılan toprak örneklerinin üreaz aktivitesi değerlerinin uygulama dozuna bağlı olarak da hafifçe arttığı görülmüştür. İnkübasyonun 30.gününde, kontrol toprağının 3,5 mg $\text{NH}_4^+\text{-N/kg}$.sa olarak belirlenen üreaz aktivitesi değeri, 100 kgN/da dozunda organik materyal ilavesiyle 4,4 mg $\text{NH}_4^+\text{-N/kg}$.sa değerine, 200 kgN/da dozunda organik materyal ilavesiyle ise ortalama 5,6 mg $\text{NH}_4^+\text{-N/kg}$.sa değerine yükselmiştir. İnkübasyonun 60.gününde kontrol toprağının 5,6 mg $\text{NH}_4^+\text{-N/kg}$.sa olarak belirlenen üreaz aktivitesi 100 kgN/da uygulama dozunda organik materyal ilavesi ile ortalama 8,7 mg $\text{NH}_4^+\text{-N/kg}$.sa değerine, 200 kgN/da uygulama dozunda organik materyal ilavesi ile

ise ortalama 10,6 mg $\text{NH}_4^+\text{-N/kg}$.sa değerine yükselmiştir. İnkübasyonun 90.gününde kontrol toprağının 6,1 mg $\text{NH}_4^+\text{-N/kg}$.sa olarak belirlenen üreaz aktivitesi 100 kgN/da uygulama dozunda organik materyal ilavesi ile ortalama 11 mg $\text{NH}_4^+\text{-N/kg}$.sa değerine, 200 kgN/da uygulama dozunda organik materyal ilavesi ile ortalama 13,2 mg $\text{NH}_4^+\text{-N/kg}$.sa değerine yükselmiştir. Toprak örneklerine uygulanan organik materyal uygulamaları ile birlikte üreaz aktivitelerinde meydana gelen artışın sebebi uygulanan doz artışına paralel olarak organik madde miktarının da artmasıdır. Bu organik madde mikroorganizmalar için önemli bir besin kaynağıdır ve organik madde miktarının artması mikroorganizmalar için besin maddesinin artması anlamına gelmektedir. Bu da mikrobiyal aktiviteyi arttırmaktadır. Dindar ve ark.(2015) tarafından yürütülen bir toprak inkübasyon çalışmasında da arıtma çamuru uygulamasının toprak örneklerinin üreaz aktivitelerini arttırdığı ve en yüksek üreaz aktivitesinin 200 ton/ha arıtma çamuru uygulanan toprak örneklerinde tespit edildiği bildirilmiştir. Pascual ve ark.(1998) tarafından gerçekleştirilen başka bir çalışmada da arıtma çamuru uygulanan toprak örneklerindeki üreaz aktivitesinin kontrol toprağına göre belirgin miktarlarda arttığı rapor edilmiştir.

Toprağı yapılan arıtma çamuru uygulaması diğer organik materyal uygulamalarına göre, topraktaki üreaz aktivitesini en fazla stimüle eden uygulama olmuştur. Toprağı biyokömür uygulaması ise, üreaz aktivitesine olan etki bakımından en düşük uygulama olarak belirlenmiştir. Toprağı vermikompost ve leonardit uygulamasının topraktaki üreaz aktivitesini benzer bir şekilde etki ettikleri gözlenmiştir. Çamurdaki mikrobiyal biyokütle içeriğinin ve substrat seviyesinin fazla oluşunun üreaz aktivitesini arttırmada etkili olduğu düşünülmektedir (Bandick ve Dick 1999). Biyokömür eklenen topraktaki üreaz enzim aktivitesi de genel olarak inkübasyonun son gününe kadar artış eğilimi göstermiş ancak leonardit ve vermikompost uygulamalarına göre inkübasyon sonunda daha düşük aktivite değerlerine ulaşılabilmiştir. Bu durum biyokömürün vermikomposta ve leonardite oranla daha yavaş mineralize olması ve dolayısıyla bu uygulamada yarıyışlı azot konsantrasyonunun nispeten daha düşük olmasıyla açıklanabilir.

5.SONUÇ

Topraklara biyostimölasyon amacıyla farklı dozlarda arıtma çamuru, leonardit, vermikompost ve biyokömürün uygulandığı ve yapılan uygulamaların topraktaki azot prosesleri üzerindeki etkilerinin çeşitli parametrelerle değerlendirildiği bu inkübasyon çalışmasından elde edilen sonuçlar aşağıda özetlenmiştir:

- 100 kgN/da ve 200 kgN/da oranında organik materyal eklenen toprakların pH değerleri inkübasyon süresince hafif salınımlar göstermekle beraber çok belirgin bir azalma veya artış gözlenmemiştir. Organik materyallerdeki mineralizasyona bağlı olarak açığa çıkan organik asitlerin daha ileriki inkübasyon dönemlerinde baskın olabileceği ve pH'ı düşürebileceği düşünülmektedir. Diğer yandan toprağa yapılan organik materyal uygulamaları toprağın elektriksel iletkenlik değerini belirgin şekilde arttırmıştır. Kontrol topraklarının elektriksel iletkenlik değerleri inkübasyon süresince 200 ila 285 $\mu\text{S}/\text{cm}$ arasında değişirken, uygulama yapılmış topraklardaki değerler eklenen organik maddenin tipine ve dozuna bağlı olarak, inkübasyon dönemi sonunda 424-984 $\mu\text{S}/\text{cm}$ seviyesine yükselmiştir.
- Yürütülen inkübasyon çalışması sonucu elde edilen veriler, farklı organik materyallerin ilave edildiği topraklardaki amonyum ve nitrat azotu değerlerinin kontrol değerlerine göre belirgin şekilde yüksek olduğunu göstermiştir. Uygulama yapılmış topraklardaki amonyum azotu değerleri kontrole göre % 10 ila 52 oranında artarken, nitrat azotu değerleri %30 ila 90 oranında artış göstermiştir. Inkübasyon süresince belirlenen amonyum ve nitrat azotu değerleri dikkate alındığında, yürütülen inkübasyon şartlarında nitrifikasyon prosesinin amonifikasyon prosesine göre daha baskın olduğu izlenimi edinilmiştir. Ayrıca, inkübasyon sonuçları topraktaki yarayışlı azot formlarını en fazla arttıran organik materyalin arıtma çamuru olduğunu göstermiştir. Biyokömür ise amonyum ve nitrat azotu konsantrasyonlarını en az arttıran organik materyal olmuştur.

- Çalışma kapsamında elde edilen veriler, topraklara yapılan organik materyal uygulamaları ile toprakların nitrifikasyon potansiyellerinin de geliştiğini ve kontrole göre %32 ila 64 oranında bir artışın meydana geldiğini göstermektedir. Topraklardaki nitrifikasyon potansiyelini en fazla geliştiren organik materyalin arıtma çamuru olduğu tespit edilmiştir. İnkübasyon süresince arıtma çamuru uygulanan topraklarda belirlenen nispeten yüksek nitrat azotu değerleri de bu sonuçla paralellik göstermektedir. Arıtma çamurundan sonraki en olumlu etki vermikompost ve leonardit uygulanan topraklarda gözlemlenirken, toprakların nitrifikasyon potansiyeli üzerindeki etkisi en az olan materyal biyokömür olmuştur.
- Toprağa ilave edilen arıtma çamuru, leonardit, vermikompost ve biyokömür toprakların azot mineralizasyon kapasitesiyle ilgili önemli bilgiler sunan arginin amonifikasyon hızı parametresini olumlu yönde etkilemiştir. Farklı organik materyallerin eklendiği topraklardaki arginin amonifikasyon hızı kontrol toprağında belirlenen değere göre %8 ila 30 oranında artış göstermiştir. Arginin amonifikasyon hızı parametresi üzerindeki en olumlu etki arıtma çamuru uygulanan topraklarda gerçekleşmiş olup, arıtma çamuru uygulamasının toprakların azot mineralizasyon kapasitesini belirgin şekilde geliştirdiği sonucuna varılmıştır. İnkübasyon süresince arıtma çamuru uygulanan topraklarda belirlenen nispeten yüksek amonyum ve nitrat azotu değerleri de bu sonucu doğrular niteliktedir. Diğer yandan, inkübasyon sonuçları, toprağa yapılan biyokömür uygulamasının arginin amonifikasyon hızı üzerindeki olumlu etkisinin daha sınırlı olduğunu göstermiştir.
- Çalışma kapsamında toprağa eklenen organik materyallerin, toprağın üreaz aktivitesi değerlerini stimüle ederek, %8 ila 36 oranında artışa neden olduğu sonucuna ulaşılmıştır. Üreaz aktivitesi üzerindeki en olumlu etki yine arıtma çamuru uygulamasıyla elde edilirken, en sınırlı etki biyokömür uygulanan topraklarda gözlemlenmiştir.

90 günlük inkübasyon çalışmasından elde edilen sonuçlara göre, uygulanan organik materyallerin tümü, topraktaki arginin aminifikasyon hızı, nitrifikasyon potansiyeli ve üreaz aktivitesini olumlu yönde etkilemiştir. İnkübasyon süresince herhangi bir inhibisyon etkisi gözlenmemiştir. Ayrıca, tüm parametrelerde zamana bağlı bir artış

eğilimi olmuş ve maksimum değerler inkübasyonun 90. gününde belirlenmiştir. Bu sonuçlara paralel olarak yapılan tüm organik materyal uygulamalarının çalışma kapsamında denenen oranlarda toprağa ilave edilmesinin topraktaki azot prosesleri açısından biyostimülasyon etkisi yaratacağı sonucuna varılmıştır. Toprağa aynı oranda toplam azot sağlayacak şekilde uygulanan organik materyaller içerisinde en olumlu etkide bulunan organik materyal gıda endüstrisi kökenli arıtma çamuru olmuştur. Çalışma kapsamında belirlenen parametreler dikkate alındığında, arıtma çamurundaki organik azotun diğer materyallere kıyasla daha kolay mineralize olduğu, buna bağlı olarak çamur uygulanmış topraklardaki mikrobiyal aktivitenin hızla arttığı ve böylece azotla ilgili prosesler üzerindeki stimülasyon etkisinin daha belirgin olduğu sonucuna varılmıştır.

KAYNAKLAR

- Abbasi, M.K., Anwar, A.A. 2015.** Ameliorating effects of biochar derived from poultry manure and white clover residues on soil nutrient status and plant growth promotion-greenhouse experiments.
- Abd Elsalam, H.E., Saleh, D.I., El Sharnouby, M.E., Mahmoud, S.F., Yasser, E.H. 2016.** Soil enzymes activities as bio-indicators for soil contamination by heavy metals from sewage sludge application, *Research Journal of Pharmaceutical, Biological and Chemical Sciences*, 7(5):3005.
- Abdelal, A.T. 1979.** Arginine catabolism by microorganisms, *Annual Review of Microbiology. Ann. Rew. Microbiol*, 33: 139-168.
- Abufayed, A.A., Schroeder, E. D. 1986.** Performance of sbr/denitrification with a primary sludge carbon source. *J. Wpcf*, 58: 389.
- Acar, D. 2009.** Üreaz enziminin Ca-alginat üzerine koşullarının incelenmesi. *Yüksek Lisans Tezi*, Adnan Menderes Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü Kimya Anabilim Dalı, Aydın.
- Açıkbaş, B. 2016.** Vermikompostun Trakya İlkeren/5BB Aşı Kombinasyonundaki Asma Fidanlarının Bitki Besin Elementi İçerikleri Üzerine Etkisi. *Tekirdağ Ziraat Fakültesi Dergisi*,13: 0-0.
- Akça, L. 2005.** Arıtma çamurlarının düzenli depolama tesislerinde bertarafı. İstanbul Büyükşehir Belediyesi Katı Atık Düzenli Depolama Sistemleri Eğitimi Notları, İstanbul.
- Akgül, G. 2017.** Biyokömür: Üretimi ve kullanım alanları. *Selçuk Üniversitesi Mühendislik, Bilim ve Teknoloji Dergisi*, 5: 485-499.
- Akhtar, S.S., Andersen, M.N., Naveed, M., Zahir, Z.A., Liu, F. 2015.** Interactive effect of biochar and plant growthpromoting bacterial endophytes on ameliorating salinity stress in maize. *Functional Plant Biology*, 42: 770-781.
- Alef, K., Kleiner, D. 1986.** Arginine ammonification, a simple method to estimate microbial activity potentials in soil. *Soil Biology and Biochemistry*, 18: 233-235.
- Alef, K., Kleiner, D. 1987.** Applicability of arginine ammonification as indicator of microbial activity in different soils. *Biology and Fertility of Soils* 5: 148-151.
- Alhashimi, H. A., Aktas, C.B. 2017.** Life cycle environmental and economic performance of biochar compared with activated carbon: A meta-analysis. *Resources, Conservation and Recycling*, 118: 13-26.
- Alloway, B.J. 1995.** Heavy metals in soils. Second edition. Chapman and Hall India, Australia.

Alpaslan, M. 2000. Üre uygulamasının topraklarda üreaz aktivitesi ve nitrat ve amonyum oluşumuna etkisi. *J. Agric. Sci*, 6 (4): 49-56.

Anderson, J.P.E., Domsch, K.H. 1978. A physiological method for the quantitative measurement of microbial biomass in soils. *Soil Biology & Biochemistry*, 10: 215-221.

Andreottola, G., Foladori, P., Ragazzi, M., Tatano, F. 2000. Experimental comparison between mbbr and activated sludge system for the treatment of municipal wastewater, *Water Science And Technology*, 41(4-5): 375-382.

Angin, İ., Yağanoğlu, A.V. 2011. Effects of sewage sludge application on some physical and chemical properties of a soil affected by wind erosion. *Journal of Agricultural Science and Technology*, 13: 757-768.

Anonymous, 1996. Use of reclaimed water and sludge in food crop production. National Academyrgo, Washington D.C.,178 pp.

Anonim, 2001. Toprak Kirliliği Kontrolü Yönetmeliği.10 Aralık 2001 tarih, 24609 sayılı Resmî Gazete.

Anonim, 2004. Tarımda kullanılan organik, organomineral, toprak düzenleyicileri ve mikrobiyal gübrelerin üretimi, ithalatı, ihracatı, piyasaya arzı ve denetimine dair yönetmelik. Resmî gazete, Sayı: 25452, Tarih: 04.05.2004.

APHA, AWWA, WEF 1992. Standard methods for the examination of water and wastewater, 18. Baskı.

Appleton, J. 2002. Arginine: Clinical potential of a semi-essential amino grup. *Alternative medicine review: a journal of clinical therapeutic*, 7(6):512-522.

Aral, N. 1990. Arıtma çamurları tasfiyesinde arazide kullanılma imkânları. 2. Endüstriyel Kirlenme Sempozyumu, 24 – 26 Eylül,1990, İstanbul.

Arancon, N.Q., Edwards, C.A., Bierman, P., Metzger, J.D., Lee, S. and Welch, C. 2002. Effects of vermicompost on growth and marketable fruits of field-grown tomatoes, peppers and strawberries. *Pedobiologia*, 47: 731-735.

Arancon, N., Edwards, C.A. 2005. Effects of vermicomposts on plant growth. Paper presented during the International Symposium Workshop on Vermi Technologies for Developing Countries, 16-18 November,2005, Los Banos, Philippines.

Arancon, Q.N., Clive A., Edwards, R.M., Lee, S., Byrne, R. 2006. Effects of humic acids from vermicomposts on plant growth. *European Journal of Soil Biology*, 42:65-69.

Arcak, S., Haktanır, K., Karaca, A., 1994. Soğuksu milli parkı topraklarında bazı ekolojik ve kimyasal özellikler ile enzim aktiviteleri arasında ilişkiler. *Tr. J. Of Agriculture And Forestry*, 21: 35–40.

Arslanoğlu, H., Koçer, N. 2005. Arıtma çamurlarının tarımsal amaçlı kullanılmasına ait yasal mevzuatlar. Ulusal Arıtma Çamurları Sempozyumu, İzmir.

Asai, H., Samson, B.K., Stephan, H.M., Songyikhangsuthor, K., Homma, K., Kiyono, Y., Horie, T. 2009. Biochar amendment techniques for upland rice production in Northern Laos: 1. Soil physical properties, leaf SPAD and grain yield. *Field Crops Res*, 111: 81-84.

Aşık, B.B., Katkat, A.V. 2004. Gıda sanayi arıtma tesisi atığının (arıtma çamuru) tarımsal alanlarda kullanım olanakları. *Uludağ Üniv.Zir.Fak.Dergisi*, 18(2): 59-71.

Aşkın, T., Kızılkaya, R., Gülser, C., Bayraklı, B. 2004. Ondokuzmayıs Üniversitesi Kampus Topraklarının Bazı Mikrobiyolojik Özellikleri, *O.M.Ü. Zir. Fak. Dergisi*, 19(1):31–36.

Atkinson, C., Fitzgerald, J., Hipps, N. 2010. Potential mechanisms for achieving agricultural benefits from biochar application to temperate soils: A review. *Plant Soil*, 337: 1-18.

Atlas, R.M., Bartha, R. 1987. Microbial ecology 2nd edition. Benjamin/Cummings Publ,1987, California.

Aydemir, O. 1979. Gübreler ve çevre kirlenmesi. Atatürk Üniversitesi, *Zir. Fak. Dergisi*, 10(3-4): 189-197.

Aydın, H., Kural, F., Arın, A., Yaylacı, C., Coşkan, A. 2018. Leonardit uygulamasının nitrifikasyon ve nitrat amonifikasyonu üzerindeki etkisi. *Süleyman Demirel Üniversitesi Ziraat Fakültesi Dergisi*, 429-434.

Aydilek, S. 2005. Toprak Solucanlarından Elde Edilen Sölom Sıvılarının Çeşitli Hücreler Üzerine Etkisi. *Yüksek Lisans Tezi*, İÜ Fen Bilimleri Enstitüsü, Biyoloji Anabilim Dalı, İstanbul.

Ayyaz, Z. 2000. Atıksu arıtma çamurlarının değerlendirilmesi. *Ekoloji Çevre Dergisi*, 9(35):3-12.

Azarmi, R., Giglou, M., T., Talesmikail, R.D. 2008. Influence of vermicompost on soil chemical and physical properties in tomato (*Lycopersicum esculentum*) field. *African Journal of Biotechnology*, 7(14): 2397-2401.

Bandick, A. K., Dick, R.P. 1999. Field management effect on soil enzyme activities. *Soil Biology and Biochemistry*, 31(11): 1471- 1479.

Balsamo, M., Cimino, S., de Falco, G., Erto, A., Lisi, L. 2016. ZnO-CuO supported on activated carbon for H₂S removal at room temperature. *Chemical Engineering Journal*, 304:399–407.

Barley, K. P. 1961. Plant nutrition levels of vermicast. *Advances in Agronomy*. 13: 251.

Barut, F. 2015. Pamuk ve polyester boyama-baskı yapan bir tekstil endüstrisi atıksuyunda azot giderimi. *Yüksek Lisans Tezi*, Namık Kemal Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü, Çevre Mühendisliği Anabilimdalı, Tekirdağ.

Bellitürk, K. 2005. Tekirdağ koşullarında buğday yetiştirilen toprakların mikro besin elementleri ve ağır metal içeriklerinin saptanması. Türkiye VI. Tarla Bitkileri Kongresi, 5-9 Eylül, Antalya.

Bellitürk, K., Danışman, F. 2007. Üre uygulamasının topraklarda amonyum ve nitrat oluşumuna etkisi. *OMÜ Zir. Fak. Dergisi*, 22(1):64-72.

Bellitürk, K. 2008. Trakya bölgesi topraklarının azot-fosfor-potasyum bakımından incelenmesi. *Hasad (Bitkisel Üretim) Aylık Tarım Dergisi*, ISSN 1302-1702, Yıl: 24 (277):102-106, İstanbul.

Bellitürk, K. 2016. Sürdürülebilir tarımsal üretimde katı atık yönetimi için vermikompost teknolojisi. *Çukurova Tarım ve Gıda Bilimleri Dergisi*, 31: 1-5.

Bilgin, N., Eyüpoğlu, H., Üstün, H. 2002. Biyokatıların arazide kullanımı, köy hizmetleri ankara araştırma enstitüsü müdürlüğü, Ankara.

Bingöl, G.1983. Biyokimya. Güven matbaası, 169-174, Ankara.

Bitton, G. 1999. Wastewater microbiology, Editör: Mitcehell, R., Gainesville, Florida, 578p.

Bonde, T.A., Nielsen, T.H., Sorenson, J. 2001. Arginine ammonification assay as a rapid index of gross N mineralization in agricultural soils. *Biology and Fertility of Soils*, 34: 179- 184.

Boran, D. 2015. Farklı Isıl Teknikleri Uygulanmış Solucan Gübresinin Kalite Parametrelerinin Belirlenmesi. *Yüksek Lisans Tezi*, Ankara Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü, Toprak Bilimi ve Bitki Besleme Anabilim Dalı, Ankara.

Bremner, J.M., Mulvaney, C.S. 1982. Nitrogen-total, In: Page, A.L., Miller, R.H. (Eds.), Methods of Soil Analysis, Part 2, Agronomy Monograph, ASA and SSSA, Madison, WI, 595-624.

Bresters, A. R., Coulomb, I., Deak B., Matter, B., Saabye, A., Spinosa, L., Utvik, A. Q., Uhre, L., Meozzi, P. 1997. Sludge treatment and disposal, Environmental Issues Series, 7.

Caldwell, B. 2005. Enzyme activities as a component of soil biodiversity: a review, *Pedobiologia*, 49(6): 637-644.

Casado-Vela, J., Selles, S., Diaz-Crespo, C., NavarroPedreno, J., Mataix-Beneyto, J., Gomez, I. 2007. Effect of composted sewage sludge application to soil on sweet

pepper crop (*Capsicum annuum* var. *annuum*) grown under two exploitation regimes. *Waste Management* 27: 1509–1518.

Cataldo, D.A., Haroon, M., Schrader, L.E., Young, V.L. 1975. Rapid colorimetric determination of nitrate in plant tissue by nitration of salicylic acid. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, 71-80.

Chaudhary, S., Dheri, G.S., Brar, B.S. 2017. Long-term effects of NPK fertilizers and organic manures on carbon stabilization and management index under rice-wheat cropping system. *Soil Tillage & Research*, 166: 59-66.

Cheng, C.H., Lehmann, J., Thies, J.E., Burton, S.D., Engelhard, M.H. 2006. Oxidation of black carbon by biotic and abiotic processes. *Journal of Open Soil Science*, 37: 1477–1488.

Christensen, M. H., Harremoes, P. 1977. Biological denitrification of sewage. A literature review, *Prog Wat. Tech.*, 8(4/5):509-555.

Çakır, H.N., Çimrin, K.M. 2020. The Effect of Sewage Sludge Applications on the Growth of Maize (*Zea mays* L.) and Some Soil Properties. *KSU J. Agric Nat*, 23 (2): 321-327.

Çıtak, S., Sönmez, S., Koçak, F., Yaşın, S. 2011. Vermikompost ve ahır gübresi uygulamalarının ıspanak (*Spinacia oleracea* var. L.) bitkisinin gelişimi ve toprak verimliliği üzerine etkileri. *Batı Akdeniz Tarımsal Araştırma Enstitüsü Derim Dergisi*, 28(1):56-69.

Dağ, M.C. 2010. Evsel Nitelikli Atıksular Arıtma Prosesleri

Dalmau, J.U., Garau, M.A., Folipo, M.T. 1990. Laboratory prediction of soluble compounds before soil recycling of wastes. *Intern. J. Environ. Anal. Chem.*, 39: 141-146.

Delange, B., Nakaruma, F., Myoga, H., Magarat, Y., Guibal, E. 1994. Drinking water denitrification in a membrane bioreaktor. *Water Science and Technology*, 30: 157-160.

Delfine, S., Tognetti, R., Desiderio, E., Alvino, A. 2005. Effect of foliar application of N and humic acids on growth and yield of durum wheat. *Springer Verlag/EDP Sciences/INRA*, 25 (2):183-191.

Demir, H., Polat, E., Sönmez, İ. 2010. Ülkemiz İçin Yeni Bir Organik Gübre: Solucan Gübresi. *Tarım Aktüel*, 14: 54-60.

Demir, E., Çimrin, M. 2011. Arıtma çamuru ve humik asit uygulamalarının mısırın gelişimi, besin elementi ve ağır metal içerikleri ile bazı toprak özelliklerine etkileri. *Tarım Bilimleri Dergisi*, 17: 204-216.

Demir, M., Noyan, Ö.F., Oğuz, İ. 2012. Leonardit kullanımı ile azaltılmış azotlu gübre uygulamalarının bitki verim ve toprak özellikleri üzerine etkileri. *SAÜ Fen Edebiyat Dergisi*, 1: 445- 455.

Demir, E., Topaç, F. 2019. Arıtma çamurlarının tarımsal amaçlı kullanımı: Topraktaki azot proseslerinde meydana gelen eğişimler. *Uludağ University Journal of The Faculty of Engineering*, 24: 337-354.

Demirkan, G., Söğüt, Z. 2018. Kentsel atık su arıtma çamuru uygulamalarının liquidambar orientalis türünde bitki gelişimi üzerine etkileri. *Tekirdağ Ziraat Fakültesi Dergisi*, 15: 57-66.

Dindar, E., Topaç Şağban, F.O., Başkaya, H.S. 2010. Stabilize arıtma çamurlarının topraktaki azot ve üreaz aktivitesine etkileri, *İTÜ dergisi*, 20(1): 29-38.

Dindar, E., Topaç, F., Başkaya, H., Kaya, T. 2014. Effect of wastewater sludge application on enzyme activities in soil contaminated with crude oil. *Journal of Soil Science and Plant Nutrition*, 17 (1):180-193.

Dindar, E., Topaç Şağban, F.O., Başkaya, H.S. 2015. Evaluation of soil enzyme activities as soil quality indicators in sludge-amended soils. *Journal of Environmental Biology*, 36(4):19-26.

Dindar, E., Şen cihan, N., Topaç şağban, F., Başkaya, H. 2017. Atık mineral yağ ile kirlenmiş topraklarda organik azot fraksiyonlarının belirlenmesi. *Gazi Üniversitesi Mühendislik Mimarlık Fakültesi Dergisi*, 32: 0-0.

Doğan, 1995. Türkiye'de toprak kaynakları, sorunlar ve çözümler. *TSE Standart Dergisi*, 34: 34-73.

Durak, Z. 2005. Adana sofulu düzensiz çöp depolama alanında oluşan çöp sızıntı sularının bitki yetiştirilmesinde kullanılması. *Yüksek Lisans Tezi*, Çukurova Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Adana.

Durante, N., Johnson, F., Johnson R. 2007. Arginase: A critical regulator of nitric oxide synthesis and vascular function, *Clinical and Experimental Pharmacology and Physiology*, 34: 906-911.

Edwards, C.A., Bohlen, P.J. 1996. Biology and Ecology of Earthworms. 3rd. Ed. Chapman and Hall, New York.

Edwards, C.A., Arancon, N.Q. 2004. Vermicomposts suppress plant pest and disease attacks. *BioCycle*, 45: 51-55.

Ekberli, İ., Kızılkaya, R., Kars, N. 2009. Organik atıkların toprakta üreaz enzim aktivitesine ait termodinamik parametrelere etkisi. *Anadolu Tarım Bilim Dergisi*, 24(1): 44-53.

Engin, V., Cöcen, E. 2012. Leonardit ve humik maddeler. *MT Bilimsel, Yer Altı Kaynakları Dergisi*, pp:13-20.

Engin, V.T. , Cöcen, E.İ., İnci, U. 2012. Türkiye’de Leonardit. *Sakarya Üniversitesi Fen Edebiyat Dergisi*, 1: 435-443.

Epstein, E. 2003. Land Application of Sewage Sludgeand Biosolids. Lewis Publishers, Boca Raton Florida.

Ergene, A. 1993. Toprak biliminin esasları. Atatürk Üniversitesi, Zir. Fak. Yay., Ders Kitapları Serisi No:42,216 s.

Ergönül, U. 2011. Ayçiçeği (*Helianthus annuus* L.) çeşitlerine uygulanan hümik asit ve leonardit’in verim, verim öğeleri üzerine etkileri. *Yüksek Lisans Tezi*, Ankara Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü, Tarla Bitkileri Anabilim Dalı, Ankara.

Eryüksel, S. 2016. Farklı oranlarda vermikompost uygulamasının bazı sebzelerin besin elementi içeriklerine olan etkileri. *Yüksek Lisans Tezi*, Namık Kemal Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü, Toprak Bilimi ve Bitki Besleme Ana Bilim Dalı, Tekirdağ.

Eyüpoğlu, F. 1999. Türkiye topraklarının verimlilik durumu. *Toprak ve Gübre Araştırma Enstitüsü Yayınları*, Genel Yayın No: 220, Ankara.

Ferrini, F., Giuntoli, A., Nicese, F., Pellegrini, S., Vignozzi, N. 2005. Effect of fertilization and backfill amendments on soil characteristics, growth, and leaf gas exchange of english oak (*Quercus robur* L.). *Journal of Arboriculture*, 31:182–190.

Fiedler, H. J. 1990. Bodennutzungund bodenschutz. Birkhauser Verlag. Basel-Boston-Berlin, 268 s.

Filibeli, A. 1996. Arıtma Çamurlarının İşlenmesi, Dokuz Eylül Üniversitesi, Mühendislik Fakültesi Yayınları, No:255, İzmir.

Filibeli, A.1998. Arıtma çamuru tanımı ve çamur kaynakları. Dokuz Eylül Üniversitesi Mühendislik Fakültesi Basım Ünitesi, 1 – 25.

Filibeli A., Büyükkamacı, N.1999. Arıtma çamurlarının bertarafında mevcut yasal mevzuat ve eksiklikleri. 3. Ulusal Çevre Mühendisliği Kongresi, İzmir.

Filibeli, A., Büyükkamacı, N. 2001. Arıtma çamurlarının kompostlanabilirliğinin değerlendirilmesi. Ulusal Katı Atık Kongresi, 18-21 Nisan 2001, İzmir.

Frankberger, W. T., Dick, W.A.1983.Relationships with enzyme activities and microbial growth and activity indices in soil. *Soil Sci. Soc. Of American J.* (47): 945-951.

- Fu, Z., Yang, F., An, Y., Xue, Y. 2009.** Simultaneous nitrification and denitrification coupled with phosphorus removal in an modified anoxic/oxic-membrane bioreactor (A/OMbr). *Biochemical Engineering Journal*, 43: 191-196.
- Garau, G., Castaldi, P., Santona, L., Deiana, P., Melis, P. 2007.** Influence of red mud, zeolite and lime on heavy metal immobilization, culturable heterotrophic microbial populations and enzyme activities in a contaminated soil. *Geoderma*, 142: 47-57.
- Garg, V.K., Chand, S., Chhillar, A., Yadav, A. 2005.** Growth and reproduction of *Eisenia foetida* in various animal wastes during vermicomposting. *Applied Ecology and Environmental Research*, 3(2): 51-59.
- Garg, V.K., Gupta, R., Yadav, A. 2010.** Vermicomposting Technology for Solid Waste Management. Deptt. Of Environmental Science and Engineering Guru Jambheshwar University of Science and Technology, Haryana, India.
- Gaskin, J.W., Speir, R.A., Harris, K., Das, K.C., Lee, R.D., Morris, L.A., Fisher, D.S. 2010.** Effect of peanut hull and pine chip biochar on soil nutrients, corn nutrient status, and yield. *Agronomy Journal*, 102(2): 623-633.
- Githinji, L. 2014.** Effect of biochar application rate on soil physical and hydraulic properties of a sandy loam. *Archives of Agronomy and Soil Science*, 60(4): 457-470.
- Glaser, B., Lehmann, J., Steiner, C., Nehls, T., Yousaf, M., Zech, W. 2002.** Potential of pyrolyzed organic matter in soil amelioration. In Proceedings of the 12th International Soil Conservation Conference, Beijing, China.
- Glaser, B., Wiedner, K., Seelig, S. 2014.** Biochar organic fertilizers from natural resources as substitute for mineral fertilizers. *Agron. Sustain. Dev.* Vol. 35: 667-678.
- Göçmez, S. 2006.** Menemen ovası topraklarında izsu kentsel arıtma çamuru uygulamalarının mikrobiyal aktivite ve biyomas ile bazı fiziksel ve kimyasal toprak özellikleri üzerine etkisi. *Doktora Tezi*, Ege Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü, Toprak Anabilim Dalı, İzmir.
- Gu, L., Wang, Y., Zhu, N., Zhang, D., Huang, S., Yuan, H., Wang, M. 2013.** Bioresource technology preparation of sewage sludge based activated carbon by using fenton's reagent and their use in 2-naphthol adsorption. *Bioresource Technology*, 146: 779-784.
- Gul, S., Whalen, J.K., Thomas, B.W., Sachdeva, V., Deng, H. 2015.** Physico-chemical properties and microbial responses in biochar-amended soils: mechanisms and future directions. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 206: 46-59.
- Güneş, A., Aktaş, M. 1992.** Kireçli bir toprakta n-servin nitrifikasyon oranı ve azot kaybı üzerine etkisi. *Doğa-Tr. J. of Agricultural and Forestry*, 16: 501- 506.

Güneş, A., Turan, M. 2007. Allüviyal materyaller üzerinde oluşan topraklarda yetiştirilen mısır bitkisinin (*Zea Mays* L) verim ve besin içeriği üzerine organik ve mineral gübre uygulamalarının etkisi. *Yüksek Lisans Tezi*, Atatürk Ün. Fen Bilimleri Enstitüsü, Toprak Anabilim Dalı, Erzurum.

Haktanır, K., Arcak, S. 1996. Enzimler, Özellikleri ve Topraktaki İşlevleri. A.Ü. Ziraat.

Han, S., Zhou, X., Tang, Y., He, M., Zhang, X., Shi, H., Xiang, Y. 2016. Practical, highly sensitive, and regenerable evanescent-wave biosensor for detection of Hg_2^+ and Pb_2^+ in Water. *Biosensors and Bioelectronics*, 80: 265–272.

Hart, S.C., Stark, J.M., Davidson, E.A., Firestone, M.K. 1994. Nitrogen mineralisation, immobilization, and nitrification, Editor(s): Weaver, R., Angle, S., Bottomley, P., 985-1018.

Hernandez, A., Castillo, H., Ojeda, D., Arras, A., Lopez, J., Sanchez, E. 2010. Chilean Journal Of Agricultural Research, 70(4):583-589.

Hiscock, K.M., Lloyd, J.W., Lerner, D.N., 1991. Review of natural and artificial denitrification of groundwater. *Water Research*, 25: 1099-1111.

Hund, K., Zelles, L., Scheunert, I., Forte, F. 1988. A critical estimation of methods for measuring side-effects of chemicals on microorganisms in soil. *Chemosphere*, 17: 1183-1188.

İlay, R., Kavdır, Y., Sümer, A. 2013. The effect of olive oil solid waste application on soil properties and growth of sunflower (*Helianthus annuus* L.) and bean (*Phaseolus vulgaris* L.). *International Biodeterioration & Biodegradation*, 85:254-259.

İleri, R. 2007. Sakarya Üniversitesi Çevre Mühendisliği Bölümü Ders Notları.

İSKİ 2012. İstanbul Büyükşehir Belediyesi Su ve Kanalizasyon İdaresi, Yıllık Rapor.

İşgenç, F., Kınay, H.E. 2005. Türkiye’de arıtma çamurları. Ulusal Arıtma Çamurları Sempozyumu, 23-25 Mart, İzmir.

Ippolito, J.A., Ducey, T.F., Cantrell, K.B., Novak, J.M., Lentz, R.D. 2016. Designer, acidic biochar influences calcareous soil characteristics. *Chemosphere*, 142: 184–191.

Jack, T., Trevors, 2001. Water, Air and Soil Pollution. An International Journal of Environmental Pollution. Volume 128, Issue 3/4.

Jam, K., Tyagi, D. 1992. Leaching of heavy metals from anaerobic sewage sludge by sulfur-oxidizing bacteria. *Enzyme Microb. Technol.*, 14: 376–383.

Jeffery, S., Verheijen, F.G., Van Der Velde, M., Bastos, A.C. 2011. A quantitative review of the effects of biochar application to soils on crop productivity using metaanalysis. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 144(1): 175-187.

- Jeffery, S., Abalos, D., Prodana, M., Bastos, A.C., Van Groenigen, J.W., Hungate, B.A., Verheijen, F. 2017.** Biochar Boosts Tropical But Not Temperate Crop Yields. *Environmental Research Letters*, 12(5):1-6.
- Jianlong, W., Ning, Y. 2004.** Partial Nitrification Under Limited Dissolved Oxygen Conditions, *Process Biochemistry*, 39:1223-1229.
- Jin, H., Wang, X., Gu, Z., Polin, J. 2013.** Carbon materials from high ash biochar for supercapacitor and improvement of capacitance with HNO₃ surface oxidation. *Journal of Power Sources*, 236: 285–292.
- Kacar, B. 1977.** Bitki Besleme. Ankara Üniversitesi Ziraat Fakültesi Yayınları, Yayın No: 367, Ankara.
- Kakhki, F.V., Haghnia, G., Lakzian, A. 2008.** Effect of enriched sewage sludge on soil urease activity. *Soil & Environment*, 27(2): 143-147.
- Kalyani, P, Anitha, A. 2013.** Biomass carbon & Its prospects in electrochemical energy systems. *International Journal of Hydrogen Energy*, 38(10):4034–4045.
- Karaca, A., Arcak, S. 1999.** Bazı tarımsal atıkların üreaz enzim aktivitesi, azot mineralizasyonu ve bazı toprak özellikleri üzerine etkileri. *S.Ü. Ziraat Fakültesi Dergisi*, 13(20): 94-107.
- Karaca, A., Turgay, O.C., Tamer, N. 2005.** Effects of Gytja on soil chemical and properties and availability of heavy metal in soil. *Soil Science Department, Faculty of Agriculture, Ankara University, Turkey*.
- Karakurt, E. 2009.** Toprak verimliliği yönünden yeşil gübreler ve gübreleme. *Tarla bitkileri merkez araştırma enstitüsü dergisi*, 18: 48-54.
- Katkat, A., Namlı, A., Akça, E., Erdal, İ., Ortaş, İ., Aydın, M., Yıldız, N. 2018.** Organomineral Gübre Çalıştayı. I. Basım Mayıs, İstanbul.
- Kavaklı, M. 2005.** Arıtma çamurlarının tarımsal amaçlı kullanılabilirliklerinin incelenmesi, I. Ulusal Arıtma Çamurları Sempozyumu, 23-25 Mart, İzmir.
- Keeney, D.R., Nelson, D.W. 1982.** Nitrogen inorganic forms. *Agronomy Monograph*, 2: 643-698.
- Keskin, A. 2007.** Kentsel arıtma çamurlarının tarımsal amaçlı kullanımı. http://www.tarimmerkezi.com/yazar_kose.php?hid=2331. Erişim Tarihi: 15.02.2008.
- Khan, M.A., Kazi, T.G., Ansari, R., Mujtaba, S.M., Khanzada, B., Khan, M.A., Shirazi, M.U., Mumtaz, S. 2007.** Effects of un-treated sewage sludge on wheat yield, metal uptake by grain and accumulation in the soil. *Pak. J. Bot.*, 39(7):2511-2517.

Kiss, S., Dragan- Bularda, M., Radulescu, D. 1975. Biological Significance of enzymes accumulated in soil. *Adv. Agron.* (27): 25-87.

Kiss, S., Dragan-Bularda, M., Redulescu, D. 1978. Soil Polysaccharides Activity and Agricultural Importance. In *Soil Enzims.* (R.G Burs, Ed.), Academic Press, London.

Kivrak, M. 2015. Zeytincilik ve zeytin işleme teknolojisi programı. Balıkesir Üniversitesi Edremit Meslek Yüksekokulu.

Kızılkaya, R., Hepşen, Ş. 2007. Microbiological properties in earthworm *Lumbricus terrestris* L. cast and surrounding soil amended with various organic wastes. *Communication in Soil Science and Plant Analyses*,38: 2861-2876.

Kızılkaya, R., Türkay, H., Aşkın, T., Akça, İ., Ceyhan, V., Bayraklı, B., Türkmen, C. 2010. Fındık zurufu ve arıtma çamurunun solucanlar (*Eisenia fetida*) ile kompostlanması, elde edilen vermikompostun sera ve tarla koşullarında buğday (*Triticum aestivum*) bitkisinin verim ve bazı toksik metal kapsamlarına etkisinin belirlenmesi (yayınlanmamış). TÜBİTAK Proje No: 1070128.

Kızıloğlu, F.T., Bilen S., Ataoğlu, N. 2001. Farklı topraklara uygulanan azotlu gübrelemenin nitrifikasyon üzerine etkisi. *Atatürk Üniv. Ziraat Fak. Dergisi*, 32 (2):137-142.

Kocaer, F.O., Başkaya, H.S. 2001. Arıtma çamurlarının araziye uygulanabilirliği kapsamında bitkiye yararışlı azot, fosfor ve potasyum seviyeleri. Ulusal Katı Atık Kongresi, 18-21 Nisan, İzmir.

Kolay, B., Gürsoy, S., Avşar, Ö., Bayram, N., Öztürkmen, A., Aydemir, S., Aktaş, H. 2016. Buğday bitkisine uygulanan farklı miktarlarda leonarditin bazı toprak özelliklerine etkisi. *Toprak Su Dergisi*, 5: 32-36.

Konwar, L. J., Boro, J., Deka, D. 2014. Review on latest developments in biodiesel production using carbon-based catalysts. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 29: 546–564.

Kumarı, S., Sinha, R.P. 2011. Symbiotic and asymbiotic N₂ fixation. *Advances in Life Sciences*, 133-148.

Küçükhemek, M., Gür, K., Uyanöz, R. 2008. Toprağa uygulanan arıtma çamuru, ahır gübresi ve karışımlarının, çim bitkisinin bazı makro-mikro besin elementleri ve verimi üzerine etkisi. *Selçuk Üniversitesi Ziraat Fakültesi Dergisi*, 22(45): 94-104.

Küçükyumuk, Z., Demirekin, H., Almaz, M., Erdal, İ. 2014. Leonardit ve mikorizanın biber bitkisinin gelişimi ve besin elementi konsantrasyonu üzerine etkisi. *Ziraat Fakültesi Dergisi*, 9: 42-48.

Lehmann J., Silva, J., Steiner, C., Nehls, T., Zech, W., Glaser, B. 2003. Nutrient availability and leaching in an archaeological Anthroisol and a Ferralsol of the Central

Amazon basin: fertilizer, manure and charcoal amendments. *Plant and Soil*, 249: 343–357.

Lehmann, J., Rondon, M. 2006. Biochar soil management on highly weathered soils in the humid tropics. In: N. Uphoff et al. (eds.), *Biological Approaches to Sustainable Soil Systems*. Florida: CRC Press, Taylor and Francis Group, 517-530.

Lehmann, J. 2007. Bio-energy in the black. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 5 (7): 381-387.

Lehmann, J., Joseph, S. 2009. *Biochar Environmental Management*. Earthscan Yayincılık, 2. Bölüm, sayfa 18.

Lehninger, A. L. 1982. *Principles of biochemistry*. Worth publisher, Academic press, 587-665.

Leinweber, P., Jandl, G., Baum, C., Eckhardt, K.U., Kandeler, E. 2008. Stability and composition of soil organic matter control respiration and soil enzyme activities. *Soil Biology & Biochemistry*, 40: 1496–1505.

Liang, B., Lehmann, J., Solomon, D., Sohi, S., Thies, J.E., Skjemstad, J.O., Luizao, F.J., Engelhard, M.H., Neves, E.G., Wirick, S. 2008. Stability of biomass-derived black carbon in soils. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 72: 6096-6078.

Lin, Q., Brookes, P.C. 1996. Comparison of methods to measure microbial biomass in unamended, ryegrass-amended and fumigated soils. *Soil Biology & Biochemistry*, 28: 933-939.

Liptak, B.G., Bouis, P.A. 2000. *Hazardous Waste and Solid Waste*. Lewis Publishers, CRC Press LLC.

Lorenz, K., Lal, R. 2014. Biochar application to soil for climate change mitigation by soil organic carbon sequestration, *J. Plant Nutr. Soil Sci.*, 177: 651–670.

Luo, L., Gu, J.D. 2016. Alteration of extracellular enzyme activity and microbial abundance by biochar addition: Implication for carbon sequestration in subtropical mangrove sediment. *Journal of Environmental Management*, 182: 29-36.

Madari, B.E., Silva, M.A., Carvalho, M.T., Maia, A.H., Petter, F.A., Santos, J.L., Zeviani, W.M. 2017. Properties of a sandy clay loam Haplic Ferralsol and soybean grain yield in a five-year field trial as affected by biochar amendment. *Geoderma*, 305: 100-112.

Manconi, I., Carucci, A., Lens, P. 2007. Combined removal of sulfur compound and nitrate by autotrophic denitrification in bioaugmented activated sludge system. *Biotechnology and Bioengineering*, 98 (3): 551-560.

Marchioretto, M.M., Bruning, H., Loan, N.T.P., Rulkens, W.H. 2002. Heavy metals extraction from anaerobically digested sludge. *Water Sci. Technol*, 46 (10): 1–8.

McLean, E.O.1982. Soil pH and lime requirement, In: Page, A.L., Miller, R.H., Keeney, D.R. (Eds.), *Methods of Soil Analysis, Part 2: Chemical and Microbiological Properties*, American Society of Agronomy, Madison, WI, 199-224.

Metcalf & Eddy, 1991. *Wastewater Engineering, Treatment, Disposal and Reuse*. McGraw-Hill international Editions.

Mishra, B.K., Misra, C.1991. Kinetics of nitrification and nitrate reduction during leaching of ammonium nitrate through a limed ultisol profile. *Journal of the Indian Society of Soil Science*, 39: 221-228.

Müezzinoğlu, A., Dinçer, F. 2005. Biyokatıların Çevresel Etkileri: Koku Sorunu. I. Ulusal Arıtma Çamurları Sempozyumu, 23-25 Mart, İzmir.

Müftüoğlu, N., Demirer, T. 1998. Toprakta azot bilançosu. *Atatürk Üniversitesi Ziraat Fakültesi Dergisi*, 29 (1): 175-185.

Naeem, S., Baheti, V., Tunakova, V., Militky, J. Karthik, D. 2017. Development of porous and electrically conductive activated carbon web for effective EMI shielding applications. *Carbon*, 111:439–447.

Naidoo, V. 1999. Municipal Wastewater Characterization Application Of Denitrification Batch Tests, Doctor Of Philosophy In The Department Of Chemical Engineering University Of Natal, Durban.

Namlı, A., Akça, O., Perçimli, C., Beşe, S., Gür, Ş., Arıkan, H., Eser, İ., İzci, E., Gümüştay, E., Tunca, G., Khálau, IJ., Mutaftçılar, Z., Demirtaş, Ö. 2014. Evsel ve endüstriyel arıtma çamurlarının solucanlar (*Eisenia fetida*) ile kompostlanması. *Toprak Bilimi ve Bitki Besleme Dergisi*, 2(2): 46-56.

Norgate, T., Haque, N., Somerville, M., Jahanshahi, S. 2012. Biomass as a source of renewable carbon for Iron and steelmaking. *ISIJ International*, 52(8):1472–1481.

Nowicki, P., Skibiszewska, P., Pietrzak, R. 2014. Hydrogen sulphide removal on carbonaceous adsorbents prepared from coffee industry waste materials. *Chemical Engineering Journal*, 248:208–215.

Oğuz, H. 2008. Toprak Bilgisi Ders Notu.

Okur, N. 1997. Toprak enzimleri ders notları. Ege Üniversitesi Ziraat Fakültesi Toprak Bölümü, Bornova, İzmir.

Olivella, M.A., C del Rio. J., Palacios, M.A. 2002. Vairavamurthy, de las Heras, Characterization of Humic Acid From Leonardite Coal: An Integrated Study of PY – GC – MS – XPS and XANES Techniques. *Journal of Analytical and Applied Prolyses*, 63: 59 – 68.

Ortaş, İ. 2018. Bioçar'ın Toprak Kalitesi ve Bitki Gelişimi Üzerine Etkileri. Organomineral Gübre Çalıştayı, 12 Mayıs 2018, İstanbul.

Ortatepe, O. 2013. Evsel nitelikli atıksuların aerobik ve anaerobik şartlar altında, azot ve fosfor giderim verimlerinin karşılaştırılması. *Yüksek Lisans Tezi*, Çukurova Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü, Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı, Adana.

Özdemir, N., Kızılkaya, R., Sürücü, A. 2000. Farklı organik atıkların toprakların üreaz enzim aktivitesi üzerine etkisi. Ondokuz Mayıs Üniversitesi Ziraat Fakültesi, Toprak Bölümü, Samsun.

Özdemir, Ö. 2011. Türkiye’de çamur yönetimi vekayseri atıksu arıtma tesisi arıtma çamuru uygulamaları, KASKİ Genel Müdürlüğü.

Özden, S. 2015. Tütün atığı ve at gübresinden vermikompost eldesi. *Yüksek Lisans Tezi*, Ege Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü, İzmir.

Özel, E.Z. 2011. İki farklı tekstüre sahip toprakta leonardit organik materyalinin mısır bitkisinin azot alınımına etkisi. *Yüksek lisans tezi*, Namık Kemal Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü, Toprak Anabilim Dalı, Tekirdağ.

Özkan, S. 2007. Türk Linyitlerinden Hümik Asit ve Gübre Üretimi. *Yüksek Lisans Tezi*, Ankara Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü, Kimya Mühendisliği Anabilim Dalı, Ankara.

Özulu, M., Özaytekin, H., Uyanöz, R. 2006. Toprak Kalitesinin Değerlendirilmesinde Farklı Yaklaşımlar. *Selçuk Üniversitesi Ziraat Fakültesi Dergisi* 20 (40): 1-8.

Özüm, A.2014. Vermikompost yöntemi ile arıtma çamurlarından kompost üretiminin araştırılması. *Yüksek Lisans Tezi*, Dokuz Eylül Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü, İzmir.

Özyazıcı, M., Özyazıcı, G., Bayraklı, B. 2012. Arıtma çamuru uygulamalarının toprağın ekstrakte edilebilir demir, bakır, çinko ve mangan kapsamı üzerine etkileri. *Toprak su dergisi*, 1 (2): 110-118.

Paredes, D., Kusch, P., Mbvette, T. S. A., Stange, F., Müller, R. A., Köser, H. 2007. New aspects of microbial nitrogen transformations in the context of wastewater treatment-A review. *Engineering Life Science*, 7(1): 13-25.

Pascual, J.A., Hernandez, T., Garcia, C., Ayuso, M. 1998. Enzymatic activities in an arid soil amended with urban organic wastes: Laboratory experiment. *Bioresource Technology*, 64: 131-138.

Paul, E.A., Clark, F.E. 1989. Soil microbiology and biochemistry. Academic Pres, C.A., California, USA, 340 pp.

Pekcan, T., Çolak, B., Turan, H., Aydoğdu, E. 2018. Leonardit kökenli organik materyallerin bazı fiziksel ve kimyasal özelliklerinin belirlenmesi. *Uludağ Üniversitesi Ziraat Fakültesi Dergisi*, 32: 31-41.

Peker, İ. 1980. Düşük değerli linyitlerden azotlu gübreler hazırlanması. TÜBİTAK VII. Bilim Kongresi, Mühendislik Araştırma Grubu (Kimya Seksiyonu), 557-568.

Peyvast, G.h., Olfati, J.A., Madeni, S., Forghani, A. 2007. Effect of Vermicompost on the Growth and Yield of Spinach (*Spinacia oleracea* L.). *J. of Food, Agric. & Environ.*, 6(1): 132-135.

Plaster, E.J. 1992. Soil science and management. 2nd Edition. Delmar Publishers Inc., New York, 146-171.

Qadeer, S., Batool, A., Rashid, A., Khalid, A., Samad, N., Ghufra, M.A. 2014. Effectiveness of biochar in soil conditioning under simulated ecological conditions. *Soil & Environment*, 33: 149-158.

Randall, C.W., Barnard, J. L., Stensel, H. D. 1992. Design and retrofit of wastewater treatment plants for biological nutrient removal. Water Quality Management Library, 5. Cilt. Technomic Publishing Company. Lancaster, Pennsylvania.

Rhoades, J.D. 1982. Cation exchange capacity, In: Page A.L., Miller, R.H., Keeney, D.R. (Eds.), *Methods of Soil Analysis, Part 2: Chemical and Microbiological Properties*, American Society of Agronomy, Madison, WI, 149-158.

Rowell, M.J., Ladd, J. N., Paul, E.A. 1973. Enzymatically active complexes of proteases and humic and analogues. *Soil Biol. Biochem*, 5: 699-703.

Ruiz, G., Jeison, D., Chamy, R. 2003. Nitrification with high nitrite accumulation for the treatment of wastewater with high ammonia concentration. *Water Research*, 37 (6): 1371-7.

Samaras, P., Papadimitriou, C.A., Haritou, I., Zouboulis, A.I. 2008. Investigation of sewage sludge stabilization potential by the addition of fly ash and lime. *Journal of Hazardous Material*, 154: 1052-1059.

Sanchez-monedero, M.A., Mondini, C., De nobili, M., Leita, L., Roig, A. 2004. Land application of biosolids. soil response to different stabilization degree of the treated Organic Matter. *Waste Management*, 24: 325-332.

Sardans, J., Pen˘ uelas, J., Estiarte, M. 2008. Changes in soil enzymes related to C and N cycle and in soil C and N content under prolonged warming and drought in a Mediterranean Shrubland. *Applied Soil Ecology*, 39: 223 – 235.

Sarıgüllü, F. 2007. Doğal ortamlardan denitrifikasyon yeteneği yüksek bakteri izolasyonu ve denitrifikasyonda kullanılabilirliklerinin araştırılması. *Yüksek Lisans Tezi*, Çukurova Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü. Biyoteknoloji Anabilim Dalı, Adana.

- Sastre, I., Vicente, M.A., Lobo, M.C. 1996.** Influence of the application of sewage sludges on soil microbial activity, *Bioresource Technology*, 57: 19-23.
- Satriano, J. 2004.** Arginine pathways and the inflammatory response: Interregulation of nitric oxide and polyamines, *Amino Acids*, 26: 321-329.
- Savaştürk, Ö. 2005.** Türkiye’de organik gübre üretimi ve tüketimi. *Lisans tezi*, Ankara Üniversitesi Ziraat Fakültesi, Ankara.
- Seriner, R.2010.** Katalaz enziminin hıyardan (*cucumis sativus*) saflaştırılması. *Yüksek Lisans Tezi*, Çukurova Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü, Kimya Anabilim Dalı, Adana.
- Shang, G., Shen, G., Liu, L., Chen, Q., Xu, Z. 2013.** Kinetics and mechanisms of hydrogen sulfide adsorption by biochars. *Bioresource Technology*, 13: 495–499.
- Skujins, J. 1978.** History of Abiotic Soil Enzyme Research. In *Soil Enzymes*. (R.G Burs, Ed.), Academic Press, 1-49.
- Smith, S.R., Woods, V., Evans, T.D. 1998.** Nitrate dynamics in biosolids-treated soils. I. Influence of biosolids type and soil type. *Bioresource Technology*, 66: 139-149.
- Sohi, SP., Krull, E., Lopez-Capel, E., Bol, R. 2010.** A review of biochar and its use and function in soil. *Adv Agron.*, 105: 47-82.
- Sönmez, S., Çıtak, S., Koçak, F., Yaşın, S. 2011.** Vermikompost ve ahır gübresi uygulamalarının ıspanak bitkisinin gelişimi ve toprak verimliliği üzerine etkileri. *Batı Akdeniz Tarımsal Araştırma Enstitüsü Derim Dergisi*, 28(1):56-69.
- Sönmez, B. 2018.** Türkiye topraklarının bazı verimlilik ve organik karbon (tok) içeren coğrafi veri tabanının oluşturulması. Toprak Gübre ve Su Kaynakları Merkez Araştırma Enstitüsü,2018
- Sözen, S. 1995.** Nitrifikasyon denitrifikasyon kinetiğinin deneysel karakterizasyonu. . *Doktora Tezi*, İstanbul Teknik Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü, İstanbul.
- Spellman, F.R. 1997.** Wastewater biosolids to compost, Techonomic Publishing Company, Inc., Lancaster, Pennsylvania, U. S. A., 243p.
- Steffen, H. 1995.** Evsel atıksu nitelikli arıtma tesisleri atıklarının işlenmesine ait Tasarılar. Su ve Atıksular Ekonomisi Sempozyumu, Ankara.
- Sümer, S., Kavdır, Y., Çiçek, G. 2016.** Türkiye’de tarımsal ve hayvansal atıklardan biyokömür üretim potansiyelinin belirlenmesi. *KSÜ Doğa Bilimleri Dergisi*, 19: 379-387.
- Syed, Ibrahim, B. 2005.** Pollution. Islamic Research Foundation International, Inc. 7102 W. Shefford Lane Louisville, KY 40242- 6462, USA Elektronik (Online) Erişim.

Swanepoel, C.M. 2004. Nitrogen dynamics in sewage sludge and commercial fertilizer enriched soils, Faculty of Biological and Agricultural Science University of Pretoria.

Şimşek-Erşahin, Y. 2007. Vermikompost ürünlerinin eldesi ve tarımsal üretimde kullanım alternatifleri. *GOÜ. Ziraat Fakültesi Dergisi*, 24 (2): 99-107.

Taban, S., İbrikçi, H., Ortaş, İ., Karaman, M.R., Orhan, Y. ve Güneri, A. 2005. Türkiye’de gübre üretimi ve kullanımı. Türkiye Ziraat Mühendisliği 6. Teknik Kongresi, 2. Cilt, Ankara.

Tabatabai, M.A. 1982. Soil Enzymes. In *Methods of Analysis*, Part 2, 2nd Ed. A. L. Page Et Al (Eds). *Agronomy J.*, 9: 903-947.

Tabatabai, M.A. 1994. Soil enzymes, *Methods of Soil Analysis*, Part 2: Chemical and Microbiological Properties, Agronomy Monograph, ASA and SSSA, Madison, Wisconsin, USA, 903-943.

Tabatabai, M, A., Dick, W. 2002. Enzymes in Soil: Research and Developments in Measuring Activities. *Enzymes in the environment*, Editors; Burns, R, G, Dick, R, P., 567-570, USA.

Tan, X., Liu, Y., Zeng, G., Wang, X., Hu, X., Gu, Y., Yang, Z. 2015. Application of Biochar for the Removal of Pollutants from Aqueous Solutions. *Chemosphere*, 125: 70–85.

Tarakçıoğlu, C., Özenç, D., Yılmaz, F., Kulaç, S., Aygün, S. 2019. Fındık kabuğundan üretilen biyokömürün toprağın besin maddesi kapsamı üzerine etkisi. *Anadolu Tarım Bilimleri Dergisi*, 34: 107-117.

Taşatar, B. 1997. Endüstriyel nitelikli arıtma çamurlarının bazı toprak özelliklerine etkileri. *Doktora tezi*, Ankara Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü, Toprak Anabilim Dalı, Ankara.

Tavalı, İ. 2011. Farklı dozlarda uygulanan vermikompostun toprağın enzim aktivitesi ve bakteriyel varlığı üzerine etkisi. *Yüksek Lisans Tezi*, AÜ Fen Bilimleri Enstitüsü, Toprak Bilimi Ve Bitki Besleme Anabilim Dalı. Antalya.

Tekman, S., Öner, N. 1986. Genel kimya, I. cilt, Fatih yayınevi matbaası; 335-367, İstanbul.

T.Ç.V., 2010. Evsel ve Kentsel Arıtma Çamurlarının Toprakta Kullanılmasına Dair Yönetmelik. 03.08.2010 Tarih ve 27661 Sayılı Resmî Gazete.

Thornton, J.I., McLaren A.D., 1975. Enzymatic Characterization of Soil Evidence. *J. Forensic Sci.*, 20 (4): 674-92.

Tong, B., Barbul, A. 2004. Cellular and physiological effects of arginine. *Mini reviews in medicinal chemistry*, 4(8): 823-832.

Topaç, F., Başkaya, H.2008. Evsel nitelikli arıtma amurlarının bitki besin düzeylerinin değerlendirilmesinde azot formlarının nemi. *Uludağ Üniversitesi Mühendislik-Mimarlık Fakültesi Dergisi*, 13: 1.

Topcuoğlu, B., nal, M., K., Arı, N. 2003. Toprağa uygulanan kentsel arıtma çamurunun domates bitkisine etkisi 1. bitki besinleri ve ağır metal içerikleri. *Akdeniz Üniversitesi Ziraat Fakültesi Dergisi*, 16(1):87-96.

Turgay, O.C., Tamer, N., Türkmen, C., Karaca, A. 2004. Gıdya ve ham linyit materyallerinin toprağın biyolojik özelliklerine etkisini değerlendirmede toprak mikrobiyal biyokütlesi. 3. Ulusal Gübre Kongresi Bildiri Kitabı, 1. Cilt, S827- 836, Tokat.

Turgay, O. C., Erdoğan, E. A., Karaca, A. 2009. Effect of humic deposit (leonardite) on degradation of semi-volatile and heavy hydrocarbons and soil quality in crudeoil-contaminated soil. *Environ.* 170 (1-4): 45-58.

Tutar, U. 2013. Toprak solucanlarından elde edilen vermikompostun bazı bitki patojenleri üzerindeki antimikrobiyal aktivitelerinin araştırılması. Cumhuriyet University Faculty of Science, 34: 2.

TÜİK, Haber Bülteni, Belediye Atıksu İstatistikleri, 2014.

Türkmen, C. 2004. Kireçli toprak sisteminde kentsel arıtma çamurunun arpa bitkisinin gelişimi bazı ağır metallerin alımı üzerine etkisi. *Doktora Tezi*, Ankara Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü, Toprak Anabilim Dalı, s. 207, Ankara.

Towers, W., Horne, P. 1997. Sewage sludge recycling to agricultural land: Environmental scientist's perspective. *Journal of the Institution of Water and Environment Management*, 11: 126-132.

Udawatta, R.P., Kremer, R.J., Garrett, H.E., Anderson, S.H. 2008. Soil enzyme activities and physical properties in a watershed managed under agroforestry and row-crop systems. *Agriculture, Ecosystems and Environment*,1-7.

U.S. EPA, 1994a. Land application of biosolids. Process Design Manual U.S. EPA Cincinnati, Ohio.

Uzun, P., Bilgili, U. 2011. Arıtma amurlarının tarımda kullanılma olanakları. *Uludağ Üniversitesi Ziraat Fakültesi Dergisi*, 25(2):135-146.

nal, M., Katkat, A.V. 2003. Biskvi ve şekerleme sanayi arıtma çamurunun toprak özelliklerine ve mısır bitkisinin kimi mineral madde ieriği zerine etkileri. *Uludağ Üniversitesi Ziraat Fakültesi Dergisi*, 17(1): 107-118.

Vesilind, P.A., Spinosa, L. 2001. Production and Regulations Ch 1 in Sludge into Biosolid. London: IWA.

- Wang, O.K., Wang, S.L., Liu Y.X. 2008.** Responses to N and P fertilization in a young *Eucalyptus dunnii* plantation: Microbial properties, enzyme activities and dissolved organic matter. *Applied Soil Ecology*, 4: 484- 489.
- Watson, S.W., Valois, F.W, Waterbury, J.B. 1981.** The family nitrobacteraceae, The Prokaryotes, Starr, M.P. ve diğ., New York city, Springer-Verlag.
- Wiseman, A. 1987.** Handbook of Enzymes Biotechnology. Second Edition. Chapter 3. *The Application of Enzymes in Industry*, 274-373.
- Witte, M.B., Barbul, AB., 2003.** Arginine physiology and its implication for wound healing, *Wound Repair and Generation*, 11: 419-423.
- Wong, J.W.C., Lai, K.M., Fang, M. ve Ma, K.K. 1998.** Effect of sewage sludge amendment on soil microbial activity and nutrient mineralization. *Environment International*, 24 (8): 935-943.
- Wong, J.W.C., Li, K., Kure, L.K., Su, D.C. 2000.** Toxicity evaluation of sewage sludges in Hong Kong. *Envir. Inter.*, 27: 373-376.
- Xu, X., Cao, X., Zhao, L., Sun, T. 2014.** Comparison of sewage sludge- and pig manure-derived biochars for hydrogen sulfide removal. *Chemosphere*, 111: 296–303.
- Yağmur, B., Eşiyok, D.2013.** Solucan gübresi: vermikompost - III(Vermikompostun Kullanım Alanları). E. Ü. Ziraat Fakültesi, Toprak Bilimi ve Bitki Besleme Bölümü.
- Yalçın, G., Yavuz, R., Taşpınar, K., Yılmaz, M., Ateş, Ö. 2010.** Eskişehir atık su arıtma tesislerinden çıkan çamurların farklı münavebe sistemlerinde kullanılması. Tarım ve Köy İşleri Bakanlığı Tarımsal Araştırmalar ve Politikalar Genel Müdürlüğü, 43 s.
- Yaman, K. 2012.** Bitkisel atıkların değerlendirilmesi ve ekonomik önemi. *Kastamonu Üni. Orman Fakültesi Dergisi*, 12(2): 339-348.
- Yang, S.F., Tay, J.H., Liu, Y. 2004.** Inhibition of free ammonia to the formation of aerobic granules. *Biochemical Engineering Journal*, 17: 41-48.
- Yang, Z.X., Liu, S.Q., Zheng, D.W., Feng, S.D. 2006.** Effects of cadmium, zinc and lead on soil enzyme activities. *Journal of Environmental Sciences*, 18 (6): 1135-1141.
- Yiğitbaşoğlu, H.2000.** Türkiye'de tarım topraklarının kullanımında yapılan başlıca yanlışlıklar ve bunlara bir örnek: Eskişehir. *Ankara Üniversitesi Dil ve Tarih-Coğrafya Fakültesi Dergisi*, 40: 3-4, 3-12.
- Yıldız, Ş., Yılmaz, E., Ölmez, E. 2009.** Evsel nitelikli arıtma çamurlarının stabilizasyonla bertaraf alternatifleri: istanbul örneği. Türkiye’de Katı Atık Yönetimi Sempozyumu, 15-17 Haziran 2009, İstanbul.

Yılmaz, F., Kurt, S. 2018. Biyokömür ve vermikompost uygulamalarının toprağın bazı biyolojik özellikleri üzerine etkisi. *Toprak Bilimi ve Bitki Besleme Dergisi* 6: 143-150.

Zeybek, A., Özkan, İ., Tan, E. 2005. Farklı ekim sıklığı ve azot dozlarının Ziyabey-98 ekmeklik buğday çeşidinde verim ve verim componentleri üzerine etkisi. Türkiye VI. Tarla Bitkileri Kongresi, (5-9 Eylül), Antalya.

ÖZGEÇMİŞ

Adı Soyadı : SEDA UZUN
Doğum Yeri ve Tarihi : BURSA 14.01.1994
Yabancı Dil : İNGİLİZCE (İLERİ) VE RUSÇA (BAŞLANGIÇ)

Eğitim Durumu
Lise : YALOVA LİSESİ
Lisans : KOCAELİ ÜNİVERSİTESİ
Yüksek Lisans : ULUDAĞ ÜNİVERSİTESİ

İletişim (e-posta) : ssedauzunn@gmail.com