

EGE ÜNİVERSİTESİ FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ
(DOKTORA TEZİ)

**MENEMEN OVASI TOPRAKLARINDA İZSU KENTSEL
ARITMA ÇAMURU UYGULAMALARININ MİKROBİYAL
AKTİVİTE VE BİYOMAS İLE BAZI FİZİKSEL VE
KİMYASAL TOPRAK ÖZELLİKLERİ ÜZERİNE ETKİSİ**

Selçuk GÖÇMEZ

**Toprak Anabilim Dalı
Bilim Dalı Kodu: 501.13.01**

Sunuş Tarihi: 17.10.2006

Tez Danışmanı: Prof. Dr. Nur OKUR

Bornova-İZMİR

Selçuk GÖÇMEZ tarafından DOKTORA TEZİ olarak sunulan “Menemen Ovası Topraklarında İZSU Kentsel Arıtma Çamuru Uygulamalarının Mikrobiyal Aktivite ve Biyomas ile Bazı Fiziksel ve Kimyasal Toprak Özellikleri Üzerine Etkisi” adlı bu çalışma, E.Ü. Lisansüstü Eğitim ve Öğretim Yönetmeliği ile E.Ü. Fen Bilimleri Eğitim ve Öğretim Yönergesi'nin ilgili hükümleri uyarınca tarafımızdan değerlendirilerek savunmaya değer bulunmuş ve **17 Ekim 2006** tarihinde yapılan tez savunma sınavında aday oy birliği/oy çokluğu ile başarılı bulunmuştur.

Jüri Üyeleri

Jüri Başkanı	;	Prof. Dr. Nur OKUR
Raportör Üye	;	Yrd. Doç. Dr. Sezai DELİBACAK
Üye	;	Prof. Dr. Muzaffer ÇENGEL
Üye	;	Prof. Dr. Sevinç ARCAK
Üye	;	Prof. Dr. Delya SPONZA

İmza

ÖZET**MENEMEN OVASI TOPRAKLARINDA
İZSU KENTSEL ARITMA ÇAMURU UYGULAMALARININ
MİKROBİYAL AKTİVİTE VE BİYOMAS İLE BAZI FİZİKSEL
VE KİMYASAL TOPRAK ÖZELLİKLERİ ÜZERİNE ETKİSİ**

GÖÇMEZ, Selçuk

Doktora Tezi, Toprak Bölümü
Tez Yöneticisi: Prof. Dr. Nur OKUR
Ekim 2006, 224 sayfa

Bu çalışmada, İZSU Atıksu Arıtma Tesisinden elde edilen kireçle stabilize edilmiş arıtma çamuru 5 farklı dozda (1, 2, 3, 4 ve 5 t da⁻¹) alüvyial bir toprağa uygulanmış ve buğday-pamuk münavebesinin yapıldığı bu tarım arazisinden 2 yıl boyunca belirli aralıklarla alınan toprak örneklerinde; arıtma çamuru uygulamalarının, toprağın bazı fiziksel ve kimyasal özellikleri ile alınabilir ve toplam element içeriği, mikrobiyal biyomas, CO₂-oluşumu, dehidrogenaz, alkalın fosfotaz, üreaz, β-glukozidaz enzim aktiviteleri ve N-mineralizasyonu ile buğday ve pamukta verim ile toplam element içerikleri üzerine etkileri araştırılmıştır.

Arıtma çamuru uygulamaları; topraktaki mikrobiyal biyomas-C'u, CO₂-oluşumu, N-mineralizasyonu, dehidrogenaz, alkalın fosfotaz ve β-glukozidaz aktivitelerini istatistiksel anlamda artırmıştır. Uygulamaların üreaz aktivitesi üzerinde önemli bir etkisi ortaya çıkmamıştır. Bunun dışında, toprak pH' sı, EC, kireç, organik madde,

KDK, toplam N, Fe, Cu, Zn, Mn, Pb ile alınabilir P, K, Fe, Cu, Mn ve Zn miktarları da arıtma çamuru uygulamalarıyla istatistiksel önemde artmıştır. Arıtma çamuru uygulamalarının topraktaki mikrobiyal biyomas ve enzim aktivitesi üzerindeki olumlu etkisi, büyük olasılıkla toprağa giren yüksek organik maddeden kaynaklanmıştır. Bu artışta kullanılan arıtma çamurunun ağır metal içeriğinin izin verilen maksimum konsantrasyonların altında olması ve tek uygulamanın yapılması büyük rol oynamıştır. Buğday ve pamuk veriminde Ç_3 (3 t da^{-1}) dozundan sonra önemli artışlar meydana gelmemiştir. Arıtma çamuru uygulamaları sadece buğday danesinin Mg, N ve B içeriğinin istatistiksel önemde artmasına neden olmuştur.

Anahtar Sözcükler: Arıtma Çamuru, Mikrobiyal Biyomas, Toprak Enzimleri, N-Mineralizasyonu, Ağır Metaller.

ABSTRACT**EFFECTS OF İZSU MUNICIPAL WASTE TREATMENT
SLUDGE ON MICROBIAL BIOMASS AND ACTIVITY, SOME
PHYSICAL AND CHEMICAL PROPERTIES OF SOILS IN
MENEMEN PLAIN**

GÖÇMEZ, Selçuk

Ph.D. in Dept. of Soil Science
Supervisor: Prof. Dr. Nur OKUR

October 2006, 224 pages

This research was carried out to determine the effects of municipal waste treatment sludge applied at five different levels (1, 2, 3, 4 and 5 t da⁻¹) on soil microbial biomass, CO₂-production, N-mineralization and some enzyme activities (dehydrogenase, alkaline phosphatase, β -glucosidase and urease) in wheat-cotton sequences. In addition, the changes of total and available element content of soils depend on sludge applications were also studied. Waste treatment sludge was obtained from İZSU (İzmir Waste Water Treatment Plant). Soil samples were taken at time intervals of 1, 3, 6, 9, 12, 18 and 24 months.

Waste treatment sludge applications significantly increased soil microbial biomass-C, CO₂-production, N-mineralization, the activities of dehydrogenase, alkaline-phosphatase and β -glucosidase. In addition, a significant increase in soil pH, electricity conductivity (EC), CaCO₃, organic matter, cation exchange capacity (CEC), total N, Fe, Cu, Zn, Mn, Pb and available P, K, Fe, Cu, Mn and Zn was also observed in this

study. The application of waste treatment sludge favored an increase in microbial biomass and enzyme activity, because of the increase in the amount of organic matter entering the soil. This increase in microbial activity probably resulted from the low heavy metal concentrations and single application of sludge. The yields of wheat and cotton increased up to C₃ dose (3 t da⁻¹) of sludge. There was a significant increase of grain Mg, N and B concentrations depending on sludge applications.

Keywords: Waste Treatment Sludge, Microbial Biomass, Soil Enzymes, N-Mineralization, Heavy Metals

TEŞEKKÜR

Yapmış olduğum Doktora eğitimim ve Araştırma Görevliliğim süresi boyunca, tezimin hazırlanmasında, gerek laboratuvar ve gerekse kaynak sağlanması ile yazım aşamalarında, her zaman bana destek olan çok değerli insan Sayın Hocam Prof. Dr. Nur OKUR'a ve Sayın Prof. Dr. Muzaffer ÇENGEL'e, tezimin son halini almasında yardımcı olan 9 Eylül Üniversitesi Öğretim Üyesi Prof. Dr. Delya SPONZA'ya, Ankara Üniversitesi Öğretim Üyesi Prof. Dr. Sevinç ARCAK'a ve Ege Üniversitesi Öğretim Üyesi Yrd. Doç. Dr. Sezai DELİBACAK'a, bana çalışmalarım süresince her türlü imkânı sağlayan Toprak ve Su Kaynakları Menemen Araştırma Enstitüsü Emekli Müdürü Sayın Dr. Cevdet KÖSE'ye ve şimdiki Müdürümüz Sayın Dr. Müslüm BEYAZGÜL'e, arıtma çamuru temininde yardımcı olan İZSU Çiğli Atıksu Arıtma Tesisi Müdürü (2002 yılında) Çevre Müh. Figen GÖRDÜREN'e, denemenin kurulması ve yürütülmesi aşamasında yardımcı olan Ziraat Yük. Müh. Kürşat ÜNER'e, Ziraat Yük. Müh. Ömer SÖKMEN'e, Ziraat Yük. Müh. Ülfet ERDAL'a ve Engin GÜLER'e, laboratuvar çalışmalarım süresince çok büyük yardımlarını gördüğüm Kimya Müh. Z.Lamia BİLİR'e, Araş. Gör. H.Hüsnu KAYIKÇIOĞLU'na ve Dr. H.Sevim TURAN'a, Laborantlar Latif ÇAMCI'ya, Şinasi

TUNCA'ya, Adnan ÇAMLIK'a, Serdal OKAY'a, zcan YILMAZ'a, profil tanımlamalarımnda yardımını esirgemeyen Ziraat Yük. Müh. Nejat ÖZDEN'e ve isimlerini sayamadığım Toprak ve Su Kaynakları Menemen Araştırma Enstitüsü çalışanlarına ve Toprak Bölümünün bütün değerli hocalarına burada teşekkürü borç bilirim.

Ayrıca, tezimin yazımında yardımcı olan ve her zaman yanımda olup, maddi ve manevi desteğini hiçbir zaman esirgemeyen, beni daima sevgi ve hoşgörü ile karşılayan değerli eşim Ziraat Yük. Müh. Arzu GÖÇMEZ'e, biricik kızım Merve GÖÇMEZ'e ve sevgili kayınvalidem Hatice AYAR'a, beni bugünlere getiren ve her zaman onlara layık bir evlat olmaya çalıştığım sevgili annem Saniye GÖÇMEZ'e ve rahmetli babam Selahattin GÖÇMEZ'e teşekkür ve şükranlarımı sunarım.

İÇİNDEKİLER	<u>Sayfa</u>
ÖZET.....	V
ABSTRACT.....	VI
TEŞEKKÜR.....	IX
ŞEKİLLER DİZİNİ.....	XV
ÇİZELGELER DİZİNİ.....	XVIII
1. GİRİŞ.....	1
2. ÖNCEKİ ÇALIŞMALAR.....	6
2.1 Arıtma Çamurunun Tanımı ve Stabilizasyonu.....	6
2.1.1. Kimyasal stabilizasyon.....	8
2.1.2 Termal kurutma.....	10
2.1.3 Anaerobik çürütme.....	10
2.1.4. Aerobik çürütme.....	11
2.1.5. Ototermal termofilik aerobik çürütme (ATAD).....	12
2.2. Dünyada ve Türkiye’de Arıtma Çamuru Sorunu ve Giderim Yöntemleri.....	12
2.3. Arıtma Çamurlarının Tarım Topraklarında Kullanım Olanakları ve Organik Gübre Olarak Değeri.....	20
2.4. Arıtma Çamuru Kullanımını Sınırlayan Etmenler.....	31
2.5. Dünyada ve Türkiye’de Yasal Mevzuat.....	38
2.6. Arıtma Çamuru Uygulamalarının Topraktaki Mikrobiyal Biyomas ve Aktivite Üzerine Etkileri.....	46
3. MATERYAL VE YÖNTEM.....	60
3.1 Materyal.....	60
3.1.1. Araştırma yerinin tanımı.....	60
3.1.2. Araştırma Yerinin Arazi ve Toprak Özellikleri.....	60
3.1.3. Araştırma yerinin iklim özellikleri.....	63

3.1.4. Arıtma çamuru.....	64
3.1.5. Araştırma yerinin tarımsal yapısı ve üretimi.....	67
3.1.6. Araştırmada kullanılan bitki çeşitleri.....	68
3.2. Yöntem.....	69
3.2.1. Tarla denemesinin kurulması ve yürütülmesi.....	69
3.2.2. Toprak ve arıtma çamuru örneklerinin alınması ve analizlere hazırlanması.....	75
3.2.3. Toprak ve arıtma çamuru örneklerinde kullanılan analiz yöntemleri.....	76
3.2.3.1 Fiziksel ve Kimyasal Analiz Yöntemleri.....	76
3.2.3.2. Mikrobiyolojik analiz yöntemleri.....	79
3.2.4. Bitki örneklerinde kullanılan analiz yöntemleri.....	80
3.2.5. Sonuçların değerlendirilmesi ve istatistiksel yöntemler....	81
4. ARAŞTIRMA SONUÇLARI VE TARTIŞMA.....	83
4.1 Deneme Toprağı ve Arıtma Çamurunun Bazı Fiziksel ve Kimyasal Özellikleri.....	83
4.2. Arıtma Çamurunun Toprağın Fiziksel, Kimyasal ve Mikrobiyolojik Özellikleri Üzerine Etkileri.....	85
4.2.1. Arıtma çamurunun toprağın bazı fiziksel ve kimyasal özellikleri üzerine etkisi.....	85
4.2.2. Arıtma çamurunun toprağın alınabilir ve toplam element miktarları üzerine etkisi.....	96
4.2.3 Arıtma çamurunun toprağın mikrobiyal biyomas ve aktivite üzerine etkisi.....	119
4.2.3.1 Arıtma çamurunun mikrobiyal biyomas-C'u üzerine etkisi.....	119
4.2.3.2. Arıtma çamurunun CO ₂ -oluşumu üzerine etkisi.....	128
4.2.3.3 Arıtma çamurunun N-mineralizasyonu üzerine etkisi	133
4.2.4. Arıtma çamurunun topraktaki enzim aktivitesi üzerine etkisi.....	138
4.2.4.1. Arıtma çamurunun dehidrogenaz (DHG) enzim aktivitesi üzerine etkisi.....	139

4.2.4.2. Arıtma çamurunun β -Glukozidaz enzim aktivitesi üzerine etkisi.....	145
4.2.4.3. Arıtma çamurunun alkalın fosfotaz enzim aktivitesi üzerine etkisi.....	150
4.2.4.4. Arıtma çamurunun üreaz enzim aktivitesi üzerine etkisi.....	155
4.2.5. Arıtma çamurunun buğday ve pamuk bitkilerinin verimi ile toplam element kapsamaları üzerine etkisi.....	158
5. SONUÇ VE ÖNERİLER.....	164
KAYNAKLAR DİZİNİ.....	168
EKLER.....	203
EK 1. Çalışma alanı toprak profili fiziksel ve kimyasal özellikleri.	205
EK 2. Menemen'e ait çok yıllık (1954–2003) ve denemelerin yürütüldüğü yıllara ait iklim verileri.....	207
EK 3. Deneme planı	208
EK 4. Proje takvimi.....	209
EK 5. Toprağın mikrobiyolojik ve bazı fiziksel, kimyasal özellikleri arasındaki korelasyonlar.....	211
EK 6. Toplam element ve mikrobiyolojik özellikler arasındaki korelasyonlar.....	212
EK 7. Araştırma Bulguları Varyans Analiz Çizelgeleri.....	214
EK 7.1. pH varyans analiz tablosu.....	214
EK 7.2. EC varyans analiz tablosu.....	214
EK 7.3. Kireç varyans analiz tablosu.....	214
EK 7.4. Organik madde varyans analiz tablosu	215
EK 7.5. KDK (Kasyon Değişim Kapasitesi) varyans analiz tablosu.....	215
EK 7.6. Toplam azot varyans analiz tablosu.....	215
EK 7.7. Alınabilir fosfor varyans analiz tablosu.....	216

EK 7.8. Alınabilir potasyum varyans analiz tablosu.....	216
EK 7.9. Alınabilir demir varyans analiz tablosu.....	216
EK 7.10. Alınabilir bakır varyans analiz tablosu.....	217
EK 7.11. Alınabilir mangan varyans analiz tablosu.....	217
EK 7.12. Alınabilir çinko varyans analiz tablosu.....	217
EK 7.13. Suda eriyebilir Bor varyans analiz tablosu.....	218
EK 7.14. Toplam Fe varyans analiz tablosu.....	218
EK 7.15. Toplam Cu varyans analiz tablosu.....	218
EK 7.16. Toplam Zn varyans analiz tablosu.....	219
EK 7.17. Toplam Mn varyans analiz tablosu.....	219
EK 7.18. Toplam Pb varyans analiz tablosu.....	219
EK 7.19. Toplam Cd varyans analiz tablosu.....	220
EK 7.20. Toplam Cr varyans analiz tablosu.....	220
EK 7.21. Toplam Ni varyans analiz tablosu.....	220
EK 7.22. CO ₂ -oluşumu varyans analiz tablosu.....	221
EK 7.23. Mikrobiyal biyomas varyans analiz tablosu.....	221
EK 7.24. N-Mineralizasyonu varyans analiz tablosu.....	221
EK 7.25. Dehidrogenaz enzim aktivitesi varyans analiz tablosu	222
EK 7.26. β-Glukozidaz enzim aktivitesi varyans analiz tablosu	222
EK 7.27. Fosfotaz enzim aktivitesi varyans analiz tablosu.....	222
EK 7.28. Üreaz enzim aktivitesi varyans analiz tablosu.....	223
EK 7.29. Toprak nemi varyans analiz tablosu.....	223
EK 7.30. Buğday verimi varyans analiz tablosu.....	223
EK 7.31. Pamuk verimi varyans analiz tablosu.....	223
ÖZGEÇMİŞ.....	224

ŞEKİLLER DİZİNİ

Şekil	<u>SAYFA</u>
2.1 AB Ülkelerinde atıksu arıtma tesisi hizmeti alan nüfus oranları.....	13
2.2 Türkiye’de alıcı ortama deşarj edilen atıksu miktarı.....	17
2.3 Arıtma çamurlarının araziye uygulanmasında izlenecek aşamalar..	25
3.1 Deneme arazisi profil tanımlaması.....	62
3.2 Çamur susuzlaştırma ünitesinin basitleştirilmiş akış şeması.....	64
3.3 Susuzlaştırma işleminin yapıldığı belt filtreler.....	65
3.4 Kireç siloları ve kireçle stabilize olmuş çamurun depolama sahasına nakli.....	66
3.5 Deneme parsellerinin oluşturulması.....	70
3.6 Deneme parsellerine arıtma çamuru uygulanması.....	71
3.7 Deneme parsellerine arıtma çamurunun rotavatörle karıştırılması..	72
3.8 Deneme parsellerine mibzerle buğday ve pamuk ekimi yapılması..	72
3.9 Buğday denemesine ait bazı görüntüler.....	73
3.10 Pamuk denemesine ait bazı görüntüler.....	74
4.1 Zamanın toprağın kireç içeriği üzerine etkisi.....	89
4.2 Çamur uygulamasının toprağın kireç içeriği üzerine etkisi.....	90
4.3 Zamanın toprağın organik madde içeriği üzerine etkisi.....	91
4.4 Çamur uygulamasının toprağın organik madde içeriği üzerine etkisi.....	92

ŞEKİLLER DİZİNİ (DEVAM)

Şekil	<u>SAYFA</u>
4.5 Zamanın toprağın katyon değişim kapasitesi üzerine etkisi.....	94
4.6 Çamur uygulamasının toprağın katyon değişim kapasitesi üzerine etkisi.....	95
4.7 Zamanın toprağın toplam azot içeriği üzerine etkisi.....	97
4.8 Çamur uygulamasının toprağın toplam azot içeriği üzerine etkisi...	98
4.9 Zamanın toprağın alınabilir fosfor içeriği üzerine etkisi.....	99
4.10 Çamur uygulamasının toprağın alınabilir fosfor içeriği üzerine etkisi.....	100
4.11 Zamanın toprağın alınabilir potasyum içeriği üzerine etkisi.....	101
4.12 Çamur uygulamasının toprağın alınabilir potasyum içeriği üzerine etkisi.....	102
4.13 Zamanın toprağın alınabilir Mn içeriği üzerine etkisi.....	106
4.14 Çamur uygulamasının toprağın alınabilir Mn içeriği üzerine etkisi.	107
4.15 Zamanın toprağın suda eriyebilir bor içeriği üzerine etkisi.....	108
4.16 Zamanın toprağın toplam Cu içeriği üzerine etkisi.....	111
4.17 Çamur uygulamasının toprağın toplam Cu içeriği üzerine etkisi....	112
4.18 Zamanın toprağın toplam Zn içeriği üzerine etkisi.....	113
4.19 Çamur uygulamasının toprağın toplam Zn içeriği üzerine etkisi....	114
4.20 Çamur uygulamasının toprağın toplam Mn içeriği üzerine etkisi...	115

ŞEKİLLER DİZİNİ (DEVAM)

Şekil	<u>SAYFA</u>
4.21 Zamanın toprağın toplam Cd içeriği üzerine etkisi.....	116
4.22 Zamanın toprağın toplam Cr içeriği üzerine etkisi.....	117
4.23 Zamanın toprağın toplam Ni içeriği üzerine etkisi.....	118
4.24 Ortalama mikrobiyal biyomas-C'u miktarları ve kontrole kıyasla % artış oranları.....	124
4.25 Ortalama CO ₂ -oluşum miktarları ve kontrole kıyasla % artış oranları.....	131
4.26 Ortalama N-Mineralizasyonu miktarları ve kontrole kıyasla % artış oranları.....	136
4.27 Ortalama dehidrogenaz enzim aktivitesi miktarları ve kontrole kıyasla % artış oranları.....	142
4.28 Ortalama β-glukozidaz enzim aktivitesi miktarları ve kontrole kıyasla % artış oranları.....	147
4.29 Ortalama alkalın fosfotaz enzim aktivitesi miktarları ve kontrole kıyasla % artış oranları.....	152
4.30 Buğday bitkisinin verimi ve kontrole kıyasla % artış oranları.....	162
4.31 Pamuk bitkisinin verimi ve kontrole kıyasla % artış oranları.....	163

ÇİZELGELER DİZİNİ

Çizelge	<u>SAYFA</u>
2.1 Bazı çamur arıtım teknolojileri.....	7
2.2 Bazı AB Ülkelerinde üretilen arıtma çamuru miktarları.....	14
2.3 Bazı ülkelerde arıtma çamurlarının giderim oranları.....	16
2.4 Arıtma çamuru çeşitlerinin arazide uygulanma oranları.....	24
2.5 Atıksu arıtma tesislerinden çıkan arıtma çamurlarının ağır metal değerlerinin karşılaştırılması.....	37
2.6 Tarım alanlarında kullanılacak arıtma çamurları için USEPA ve AB standartlardaki patojen sınır değerlerinin karşılaştırılması...	39
2.7 Tarım alanlarında kullanılacak arıtma çamurları için ABD, Avrupa Birliği ve Birliğe bağlı bazı Avrupa ülkeleri ile Türkiye’de izin verilen ağır metal sınır değerleri.....	40
2.8 EPA halk sağlığı risk unsurları.....	42
2.9 Toprak Kirliliği Kontrol Yönetmeliğine göre toprakta izin verilen ağır metal sınır değerleri.....	45
3.1 Deneme toprağının özellikleri.....	61
3.2 Çalışma alanı profilinin bazı morfolojik özellikleri çizelgesi....	62
3.3 Çiğli Arıtma Tesisinden çıkan arıtma çamuru miktarları.....	67
4.1 Deneme toprağı ve arıtma çamurunun bazı özellikleri ile ağır metal kapsamları.....	83
4.2 Arıtma çamuru uygulamalarının toprağın bazı fiziksel ve kimyasal özellikleri üzerine etkisi.....	85

ÇİZELGELER DİZİNİ (DEVAM)

Çizelge	<u>SAYFA</u>
4.3 Arıtma çamuru uygulamalarının toprağın pH ve EC (Elektriki İletkenlik) değerleri üzerine etkisi.....	88
4.4 Arıtma çamuru uygulamalarının toprağın alınabilir ve toplam element miktarları üzerine etkisi.....	96
4.5 Arıtma çamuru uygulamalarının toprağın alınabilir Fe, Cu ve Zn miktarları üzerine etkisi.....	104
4.6 Arıtma çamuru uygulamalarının toplam Fe ve Pb miktarları üzerine etkisi.....	109
4.7 Arıtma çamuru uygulamalarının toprağın mikrobiyolojik özellikleri üzerine etkisi.....	119
4.8 Örnek alım zamanının ve arıtma çamuru uygulamalarının mikrobiyal biyomas-C'u üzerine etkileri.....	122
4.9 Araştırma topraklarında iki dönem için belirlenen C_{mic} / C_{org} oranları üzerine arıtma çamuru uygulamalarının etkisi.....	126
4.10 Örnek alım zamanının ve arıtma çamuru uygulamalarının CO ₂ -oluşumu üzerine etkileri.....	130
4.11 Örnek alım zamanının ve arıtma çamuru uygulamalarının N-mineralizasyonu üzerine etkileri.....	135
4.12 Örnek alım zamanının ve arıtma çamuru uygulamalarının dehidrogenaz enzim aktivitesi üzerine etkileri.....	141
4.13 Örnek alım zamanının ve arıtma çamuru uygulamalarının β-glukozidaz enzim aktivitesi üzerine etkileri.....	146
4.14 β-glukozidaz aktivitesi ile önemli korelasyonlar gösteren toprak özellikleri.....	149

ÇİZELGELER DİZİNİ (DEVAM)

Çizelge	<u>SAYFA</u>
4.15 Örnek alım zamanının ve arıtma çamuru uygulamalarının alkalın fosfotaz enzim aktivitesi üzerine etkileri.....	151
4.16 Alkalın fosfotaz aktivitesi ile önemli korelasyonlar gösteren toprak özellikleri.....	154
4.17 Örnek alım zamanının ve arıtma çamuru uygulamalarının üreaz enzim aktivitesi üzerine etkileri.....	157
4.18 Arıtma çamuru uygulamalarının buğday ve pamuk verimi ile buğday danesi ve pamuk lifinde toplam element içerikleri üzerine etkisi.....	158
4.19 Buğday bitkisine (dane) ait analiz sonuçları.....	160
4.20 Pamuk bitkisine (lif) ait analiz sonuçları.....	161

1.GİRİŞ

Hızla artan dünya nüfusu çevresel sorunların temelinde yatan en önemli etkenlerden birisidir. Yüzyılımızda hızlı nüfus artışıyla birlikte sanayileşme ve kentleşmede meydana gelen çok hızlı gelişmeler, yeryüzünün her geçen gün çok daha fazla kirlenmesine ve dünyamızın yaşanamayacak bir hale gelmesine neden olmaktadır. Hızlı nüfus artışına paralel olarak kent hizmetlerinin büyük bir hızla büyümesi sonucu meydana gelen evsel ve endüstriyel kökenli atık su miktarı da aynı hızla artmış ve bu suların çevreye herhangi bir arıtmadan geçirilmeden bırakılması çok önemli çevre ve sağlık sorunlarına da yol açmaya başlamıştır.

Doğadaki çevresel unsurlar ile canlılar arasında yıllarca süren karşılıklı etkileşimler sonucunda oluşan ekolojik dengelerin sürekliliği, biyolojik çeşitliliğin yaşamlarını sağlıklı bir şekilde sürdürmelerine imkân verir. Doğal dengenin herhangi bir nedenle bozulması ile canlılar arasındaki yaşam zinciri kırılmakta ve sonuçta çevre kirliliği ortaya çıkmaktadır. Yetmişli yıllarda insanoğlu; gelişen teknoloji ile birlikte ihtiyaçlarının arttığını, bunun sonucu olarak doğal kaynakları hızla tüketmeye başladığını ve çevreyi kirlettiğini fark etmiştir.

Günümüzde sanayileşme ve teknolojik gelişmelerin hızlı değişimi bir yandan yaşam kalitesinin artmasında büyük rol oynarken diğer taraftan oluşan kirlilik sonucu yaşam kaynaklarımızın kirletilmesine neden olmaktadır. Bu nedenle sürdürülebilir kalkınma kavramı büyük önem kazanmıştır. Son yıllarda sürdürülebilir kalkınma anlayışı ve çevre

koruma bilincinin artışıyla birlikte, işletmelerin çevreye bakış açılarında önemli bir değişim yaşanmaktadır. Bu çerçevede, kaynakların verimli kullanımı, atıkların en aza indirilmesi, geri dönüştürülmesi ve çevre dostu tasarım gibi unsurlar ön plana çıkmaktadır.

Bir çok yabancı ülkede olduğu gibi yurdumuzda da kanalizasyon sularının çevreye arıtılmaksızın gelişigüzel bırakılması, yasa ve yönetmelikler gereği yasaktır. Ülkemizde son yıllarda çevre politikalarına paralel olarak kanalizasyon altyapıları ile ilgili büyük yatırımlara başlanmıştır. Bu kapsamda arıtma tesislerinin sayılarının giderek artması ve buna paralel olarak miktarı hızla artacak olan arıtma çamurlarının bertarafı, bütün dünyada olduğu gibi ülkemizde de son yılların acilen çözümlenmesi gereken çevre sorunlarının ilk sıralarını işgal etmeye başlamıştır.

Ülkemizde evsel ve endüstriyel atık suların biyolojik ve kimyasal yöntemlerle arıtımı henüz %10'lar düzeyinde olmakla birlikte, yıllık arıtma çamuru oluşumu 2.38 milyon ton düzeyine ulaşmış bulunmaktadır. Ulusal mevzuatımızı AB standartlarına uyumlaştırma çalışmaları yaptığımız şu günlerde, gerek uluslararası gelişme ve zorlamalar gerekse çevre bilincindeki artışa bağlı olarak önümüzdeki 10 yılda arıtılan atıksu oranının % 50 düzeyine yükseleceği ve bunun sonucunda yıllık toplam arıtma çamuru miktarının 12 milyon ton civarında olacağı beklenmektedir.

Ülkemizde evsel ve endüstriyel atık suların arıtılması sonucu oluşan arıtma çamurlarının tam olarak bertarafı henüz istenilen biçimde yapılamamaktadır. Söz konusu bu arıtma çamurlarının genellikle

yoğunlaştırma ve susuzlaştırma işlemlerinden sonra belediyelerin gösterdikleri döküm sahalarında depolandığı veya yerleşim bölgelerinin dışında boş arazilere kaçak olarak döküldükleri belirtilmektedir.

Toprakta bitkilerin ihtiyaç duyduğu gübreyi çok ucuza karşılayabilmesi, arıtma çamurlarının tarımda uygulanmasını cazip kılmaktadır. Arıtma çamurlarının yüksek organik madde içeriği (%20-40) ve yapısındaki N, P, K, Fe, Cu, Mn, Zn gibi makro ve mikro besin maddelerinin zenginliği, bu çamurun kullanımının tarıma yönelmesini düşündüren temel etkidir. Avrupa ülkelerinde arıtma çamurlarının tarımda kullanılma oranının %10–80 arasında olması bu materyalin önemli oranda tarım alanlarında değerlendirildiğini göstermektedir.

Yararlı özelliklerin yanı sıra arıtma çamurları çevreye zararlı olabilecek potansiyel toksik elementleri, patojen mikroorganizmaları ve parazitik organizmaların yumurtalarını içerebilirler. Potansiyel toksik element içerebilen arıtma çamurlarının gübre olarak tarım arazilerinde kullanımı kısıtlanmaktadır. Ayrıca patojenleri giderilmemiş arıtma çamurlarının kullanımı, halk sağlığı açısından olası riskleri kontrol altında tutmak için sıkı önlemlerin alınmasını gerektirmektedir. Ancak iyi çalışan arıtma tesislerinden çıkan arıtma çamurlarının mikrobiyolojik ve fiziko-kimyasal olarak belli normları sağladıkları takdirde tarımsal kullanımlarda değerlendirilmeleri hem ekonomik hem de ekolojik açıdan anlamlı görülmektedir. Bu uygulama ile hem çamur giderim masraflarından kurtulmak mümkün olmakta, hem de toprakların iyi fiziksel ve kimyasal özelliklere sahip olması sağlanmaktadır.

Atıksu arıtma tesislerinin değişik arıtma birimlerinde fiziko-kimyasal ve biyolojik reaksiyonlar sonucu oluşan çamur çeşitlerinin doğrudan alıcı ortama boşaltımları ve tarım arazilerinde kullanımları, kanun ve yönetmelikler ile sınırlandırılmıştır. Bu konuda ülkemizde Türk Çevre Mevzuatında belirtilen Katı Atıkların Kontrolü Yönetmeliği (14 Mart 1991 tarih ve 20814 sayılı resmi gazetede yayınlanmıştır) ve Toprak Kirliliğinin Kontrolü Yönetmeliği (31.05.2005 tarih ve 25831 sayılı resmi gazetede yayınlanmıştır) gereği olarak arıtma çamurlarının tarımda kullanılması konusunda bazı özel kriterler konmuştur. Bu kriterlerden de anlaşılacağı gibi, arıtma çamurlarının bazı bilimsel veriler olmadan bilinçsiz bir şekilde tarlalara verilmemesi gerekmektedir.

Türkiye'nin en büyük doğal körfezi olan İzmir Körfezi'nin yapısı göçler sebebiyle aşırı şehirleşmenin, kontrolsüz endüstriyel gelişmenin neden olduğu evsel, endüstriyel, tarımsal ve deniz ulaşım faaliyetleri vb. kaynaklanan kirlilik yükleri ile bozulmuştur. Körfezin kirliliğinin kontrol altına alınması ve doğal haline kavuşabilmesi için İzmir Büyük Kanal Projesi hazırlanmış ve proje kapsamında 2000 yılında Çiğli'de azot ve fosforun da giderildiği ileri biyolojik arıtma tesisi inşa edilmiştir. İzmir İZSU Atıksu Arıtma Tesislerinde tam kapasite ile çalışıldığında yaklaşık 1024m³ /gün arıtma çamuru (yaklaşık %70 nem içeren kek halinde) üretilmektedir. Bu çok miktarda meydana gelen arıtma çamurlarının tarım alanlarında kullanılabilirliği toprakların fiziksel, kimyasal ve mikrobiyolojik özelliklerinde yapacağı etkilerin ortaya konması ile mümkün olabilecektir.

Bu tez kapsamında; Toprak ve Su Kaynakları Menemen Araştırma Enstitüsü deneme arazisinde kurulmuş olan buğday-pamuk

münavebesinin uygulandığı topraklara, İZSU atıksu arıtma tesislerinden elde edilen arıtma çamurunun farklı dozlarda uygulanması sonucunda toprak verimliliğinin önemli bir unsuru olan mikrobiyal biyomas ve aktivite ile bazı fiziksel ve kimyasal toprak özellikleri 24 ay boyunca araştırılmış, sonuçlar istatistikî olarak incelenmiş ve tartışılmıştır. Bu çalışma ile elde edilecek bulgular; arıtma çamuru uygulamalarının özellikle topraktaki canlı yaşamı etkileme şeklini ortaya koyması, arıtma çamuru uygulayacak üretici ve kuruluşlara bir ön bilgi sağlaması ve konu ile ilgili inceleme yapacak araştırmacılara bir literatür desteği vermesi açısından önem arz etmektedir.

2. ÖNCEKİ ÇALIŞMALAR

2.1 Arıtma Çamurunun Tanımı ve Stabilizasyonu

Atıksu arıtımında, fiziksel ve kimyasal arıtma süreçlerinde atıksu içinden yüzdürülerek ya da çökeltilerek uzaklaştırılan maddeler ile biyolojik arıtma sonunda çözünmüş haldeki maddelerin mikroorganizma bünyesine geçirilmesiyle, mikroorganizmaların sistemden yüzdürülerek veya çökeltilerek alınması sonucu ortaya çıkan % 0.25–12 oranında katı madde içeren akışkan özellikteki atıklar “ham arıtma çamuru” olarak adlandırılırlar (Filibeli ve Büyükkamacı, 2001; Tchobanoglous at al., 2003).

Ham çamurlar stabilize edilerek ekolojik yönden kullanıma uygun hale getirildikten sonra “işlenmiş arıtma çamuru” veya kısaca “arıtma çamuru” olarak tanımlanmaktadır. Başta A.B.D. olmak üzere İngiltere ve bazı Avrupa Birliği ülkelerinde “biyokatı”, arıtma çamuru ile eş anlamlı olarak kullanılmaktadır (Filibeli, 1998; Üstün vd., 2002).

Biyolojik bir arıtma tesisinde oluşan ham çamurun % 30’u mineral maddelerden, %70’i de organik maddelerden oluşur. Arıtma çamurunu oluşturan organik maddeler çeşitli stabilizasyon yöntemleri ile azaltılabilen, mineraller ise azaltılamayan maddelerdir (Jatzkowski, 2000).

Çevre bilincinin gelişmesine paralel olarak meydana gelen atıkların kapsamlı ve kalıcı bir şekilde çevreye uygun hale getirilmeleri büyük önem taşımaktadır. Arıtma çamurlarının bertarafında; düzenli depolama, arazide bertaraf, kimyasal sabitleme/katılaştırma ve yakma

yaygın olarak uygulanmaktadır. Arıtma çamurlarının miktar ve özellikleri birçok faktöre bağlı olarak değişmektedir. Bundan dolayı en uygun bertaraf yöntemlerinin seçilmesi çok önemlidir. Arıtma çamurlarının bertarafından ve arazide kullanımlarına izin verilmeden önce stabilizasyon ve dezenfeksiyon işlemleri uygulanmalıdır. Stabilizasyon için birçok tanımlama olmasına rağmen kısaca, çamurun organik aktif kısmının biyolojik veya kimyasal yolla pasif hale getirilmesi, böylece çevreye herhangi bir zarar vermeksizin ve kötü koku yaratmaksızın bertaraf edilebilen stabil çamur haline döndürülmesi şeklinde tanımlanabilir. Bunlarla ilgili başlıca yöntemler detaylı bir şekilde aşağıdaki bölümlerde anlatılmış ve bu teknolojilerin performansları ile ilgili bilgiler Çizelge 2.1’de özetlenmiştir.

Çizelge 2.1. Bazı çamur arıtım teknolojileri (Oorschot et al., 2000)

Proses	Stabilizasyon	Patojen Giderimi	Su içeriğinin Azaltılması
Kimyasal Stabilizasyon			
—Kireçle	◆◆	◆◆	◆
—N-Viro	◆◆◆	◆◆◆	◆
—RDP ¹	◆◆◆	◆◆	◆
Termal Kurutma	◆◆◆	◆◆◆	◆◆◆
Anaerobik Çürütme	◆◆	◆◆	◆
Aerobik Çürütme	◆◆	◆	◆
ATAD ²	◆◆◆	◆◆◆	◆

◆◆◆=iyi, ◆◆=orta, ◆=zayıf

1 En-vessel Pastörizasyonu

2 Ototermal termofilik aerobik çürütme

Atıksuların arıtım işleminden sonraki çözünmeyen kalıntı kısmı olan ham çamurların alıcı ortamlara verilebilmeleri için, halk sağlığı ve

yeniden kullanım açısından uygun hale gelmesi amacıyla çeşitli stabilizasyon yöntemleri uygulanmaktadır. Bu yöntemlerde temel amaçlar; arıtma çamurları içinde bulunan patojenleri azaltmak veya gidermek; istenmeyen kokuları gidermek, potansiyel organik bozunmayı azaltmak, engellemek veya bu riskten kurtulmak, çamur üzerindeki böceklerin üremesini engellemektir (Ramalho, 1983; Uğurlu ve Ürekli, 1989). Başlıca stabilizasyon yöntemleri; anaerobik çürütme, aerobik çürütme, kompostlama, termal kurutma ve bir kimyasal stabilizasyon yöntemi olan kireçlemedir (Filibeli, 1998). Stabilize çamur, sağlık riski ve koku oluşturmamalıdır (Vesilind, 2001).

2.1.1. Kimyasal stabilizasyon

Klor ve kireç, başlıca kullanılan kimyasallardır. Klor stabilizasyonu nadiren kullanılmakla beraber kireç ile stabilizasyon düşük maliyetinden dolayı en yaygın kullanılan stabilizasyon şeklidir.

Kireç ile stabilizasyon: Kireç, çamurun suyunu verme özelliklerini artırmasının yanı sıra çamur stabilizasyonu amacıyla da kullanılmaktadır. Bu yöntemde çamura, pH değerini 12 veya daha yukarı çıkaracak miktarda kireç ilave edilir. Yüksek pH değeri, mikroorganizmalar için uygun olmayan bir ortam oluşturur. Bunun sonucu olarak da çamur ayrışmaz, koku kaybolur ve sağlık riskleri oluşmaz (Filibeli, 2002). Bu bağlamda, kireç ile ileri arıtma, arıtma çamurlarının, güvenli ve çevreyle dost değerli bir gübre ve toprak düzenleyici olmasını sağlamaktadır (Akyarlı ve Şahin, 2005). İşlemden önceki kireç kullanılabileceği gibi, sönmemiş kireç de kullanılabilir ve bu durumda açığa çıkacak ısıdan yararlanılarak kısmi bir kurutma ve

etkili bir pastörizasyon işlemi de gerçekleştirilebilir. Kireç ile stabilizasyon sürecinin, birçok bakteri, virüs ve hatta dirençli parazitleri (askarit yumurtaları gibi) ihmal edilebilir seviyelerin altına düşürdüğü kanıtlanmıştır (Akyarlı ve Şahin, 2005).

Kireç ile stabilizasyonun bazı dezavantajları vardır. Bunlar; **1)** Yüksek pH'lı topraklarda kullanıma uygun olmaması, **2)** Diğer stabilizasyon yöntemlerine kıyasla arıtma çamurunun hacminin %15 ile %50 arasında artması. **3)** Hem proses sırasında hem de arazide uygulanması sırasında koku oluşumu, **4)** Kullanımdan önce saklanması ve pH değerinin 9.5'in altına düşmesi durumunda patojen oluşturma riski, **5)** Proses sırasında N'un amonyağa dönüşerek atmosfere salınması nedeni ile N içeriğinin diğer yöntemlere oranla daha düşük olmasıdır (Metcalf and Eddy, 2003).

N-Viro: Çamur ve çimento fırını tozunun (cement kiln dust: CKD) harmanlanması ile A sınıfı arıtma çamuru elde etmek için geliştirilmiş patentli bir prosestir. Çimento fırını tozu, çimento sanayinin bir yan ürünüdür ve içerdiği kalsiyum, çamur içerisindeki su ile tepkimeye girerek karışımın pH ve sıcaklığını yükseltir. Çamur ve CKD yaklaşık 1:2 oranında karıştırılır. Bu oran bertaraf edilmesi gereken arıtma çamuru miktarını iki katına çıkarır.

En-vessel Pastörizasyonu (RDP) : Bu proseste kireç ilavesinin yanı sıra ısıtma işlemi de yapılarak çamurun A sınıfı arıtma çamuru kriterlerine ulaşmasını sağlayan pH ve sıcaklık değerlerine ulaşılması esastır. Bu amaçla: susuzlaştırılmış çamur keki kireç ile termal bir

karıştırıcıda harmanlanarak ısıtılır. Daha sonra ise, sıcaklık 70°C' ye çıkarılarak pastörizasyon işlemi gerçekleştirilir.

Biofix: Çamurun pH değerini kireç ilave ederek, sıcaklığını ise sulfamik asit ekleyerek yükselten patentli bir stabilizasyon prosesidir. İstenilen sonuçlar en az 2-3 bar basınç altında karışımın hazırlanması ile elde edilir. Yüzde 50 kireç ile az miktarda sulfamik asit, çamur ile karıştırılır ve daha sonra bekleme tankına pompalanır. Burada stabilizasyon için gerekli bekleme zamanı sağlanır (Miller, 2003).

2.1.2 Termal kurutma

Arıtma çamuru içerisindeki suyun buharlaştırılması ve nem içeriğinin azaltılması dışında patojen gideriminin sağlanması avantajı ile termal kurutma yöntemi son yıllarda önem kazanmıştır. Termal kurutma; çamurun nem içeriğini % 10 ya da daha altına indirmek için doğrudan ya da dolaylı olarak sıcak gazlar ile teması olarak tanımlanır. Hem çamur taneciklerinin hem de kurutucudan çıkan gazın sıcaklığı 80°C'yi aşmaktadır (EPA, 1994).

2.1.3 Anaerobik çürütme

Atıksu arıtma tesislerinin en eski uygulanan proseslerinden biridir. Bu işlem; moleküler oksijen yokluğunda organik ve inorganik maddelerin parçalanması işlemi olarak tanımlanabilir (Filibeli, 1996). Anaerobik koşullar altında faaliyet gösteren organizmalar tarafından atıksu ve/veya çamur içindeki organik maddelerin son ürünlere (CH₄, CO₂, H₂S vb.) dönüştürülmesidir. Bu biyolojik sürecin en önemli özelliği çamur içindeki organik madde miktarı azaltılırken sistemden biyogaz

çıkışının sağlanmasıdır. Oluşan biyogaz, tesisin işletilmesi için gerekli ısı ve elektrik enerjisini sağlamada kullanılmaktadır (Eipstein, 2003).

2.1.4 Aerobik çürütme

Aerobik çürütme işlemi, çamurun biyolojik olarak parçalanabilir organik bileşiklerinin aerobik biyolojik reaksiyonlar ile parçalandığı bir çamur stabilizasyon işlemidir. Organik çamur aerobik mikroorganizmalar tarafından CO₂ ve H₂O gibi son ürünlere dönüştürülür (Eckenfelder et al., 1981; Genç ve Aslan, 2001). Aerobik proseslerin işletilmesinde; sıcaklık, bekleme süresi, oksijen gereksinimi, karıştırma ve ortam pH'ı gibi faktörler denetim altında tutulmalıdır.

Aerobik çürütmenin anaerobik çürütmeye göre avantajları; stabilize olmuş çamurun kokusuz oluşu, çamurun gübre olarak kullanıma daha uygun oluşu, işletmenin kolay ve yatırım maliyetlerinin düşük olmasıdır. Bunun yanında, gerekli oksijenin saptanmasına bağlı olarak daha fazla enerji gideri, çamur susuzlaştırma sistemindeki verimin düşüklüğü ve biyogaz gibi bir yan ürünün olmaması gibi dezavantajları da vardır.

Kompostlama: Kompostlama emniyet ve estetik açısından kullanıma uygun son ürün elde edilebilen bir aerobik biyolojik çamur stabilizasyonu yöntemidir (Filibeli ve Büyükkamacı, 2001). İyi işletilen bir sistemde organik maddenin bozunması sırasında sıcaklık 70 °C' ye çıkartılarak, patojen bakterilerin yok olması sağlanabilir. Kompostlama sonunda organik madde, ayrışma sonucu humusa dönüşmektedir. Bu madde toprağın fiziksel, kimyasal ve biyolojik özelliklerini iyileştirme

potansiyeline sahiptir. Kompostlaştırma işlemi, sadece evsel atıksuların arıtıldığı arıtma tesislerinden elde edilen çamurlara değil birçok endüstriyel tesislerden elde edilen çamurlara da uygulanabilmektedir (Şirin, 2002).

2.1.5 Ototermal termofilik aerobik çürütme (ATAD)

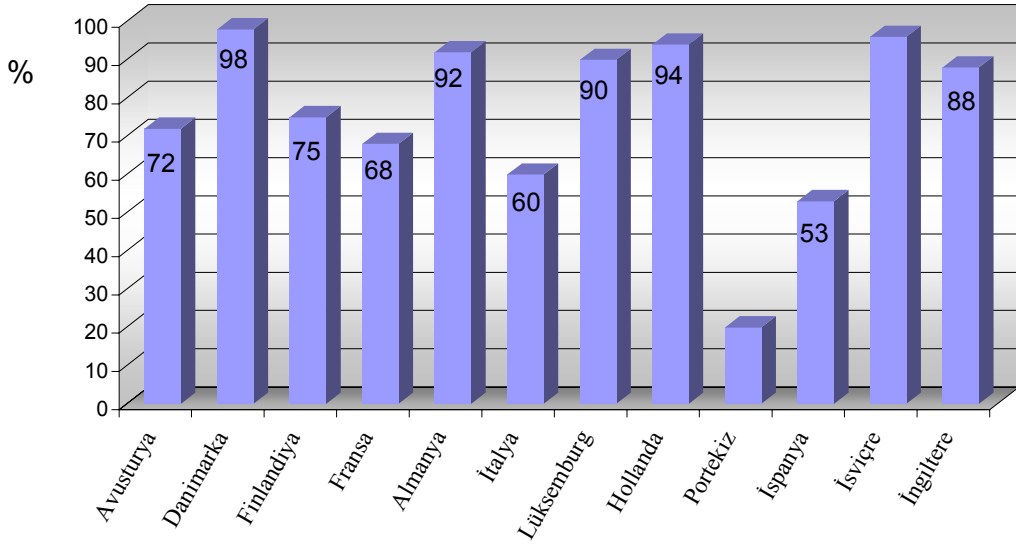
ATAD prosesinde, çamur önce yoğunlaştırıldıktan sonra reaktörlere beslenir ve reaktörler, çürütme sırasında uçucu katıların okside olmasından dolayı oluşan ısıyı kaybetmeyecek şekilde izole edilirler. Termofilik sıcaklık koşulları (genellikle 55–70°C), ekzotermik mikrobiyal oksidasyon prosesinde açığa çıkan ısının kullanılmasıyla, başka bir ısı kaynağına gerek duyulmaksızın sağlanabilir.

Avantajları; geleneksel aerobik çürütmeye göre bekleme süresi oldukça düşüktür (5–6 gün), işletim kolaylığı sağlar, mezofilik aerobik çürütmeye göre daha fazla bakteri ve virüs azaltımı sağlar.

2.2. Dünyada ve Türkiye’de Arıtma Çamuru Sorunu ve Giderim Yöntemleri

Dünyada ilk kez 1870 yılında ABD’de başlayan atıksu arıtımı süreci içerisinde tüm dünyada yaygınlaşarak, yüzeysel ve yeraltı su kaynaklarının korunmasında önemli bir rol oynamıştır. Ülkelerin kentleşme, sanayileşme ve ekonomik gelişimi atıksu oluşumunu doğrudan etkilerken, atıksu arıtımının da ekonomik gelişime bağlı olarak yaygınlaştığı görülmektedir. Çeşitli AB ülkelerinde 1990 yılı itibari ile atıksu arıtma tesisi hizmeti alan nüfus oranları Şekil 2.1’de verilmiştir.

Atıksu arıtma işlemleri sonucunda % 95 derecesine ulaşan arıtma oranları sağlanırken, uygulanan prosese ve kirlilik konsantrasyonuna bağlı olarak belirli bir miktar arıtma çamuru oluşmaktadır.



Şekil 2.1. AB Ülkelerinde atıksu arıtma tesisi hizmeti alan nüfus oranları (Anonim, 1996)

Evsel ya da kentsel atıksu arıtma tesisi olarak tanımlanan tesislerde oluşan arıtma çamuru miktarı, uygulanan prosese, kirlilik konsantrasyonlarına ve uygulanan çamur susuzlaştırma yöntemine bağlı olarak değişmektedir. Avrupa Birliği ülkelerinde üretilen toplam arıtma çamuru miktarı 7 milyon tonun üzerindedir ve bunun yaklaşık % 37'si tarım alanlarında değerlendirilmektedir. Bu oran Danimarka, Fransa, İngiltere, Norveç, İsveç ve İspanya'da % 50 civarındadır (Steffen,1995).

Çizelge 2.2’de Bazı AB Ülkelerinde oluşan arıtma çamuru miktarları verilmiştir.

Çizelge 2.2. 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

Gerek evsel gerekse endüstriyel atıksu arıtma sistemlerinden kaynaklanan arıtma çamurları önemli çevresel sorunlara neden olmaktadır. Literatüre göre, dünyada üretilen arıtma çamurları; düzenli depolama, yakma, denize boşaltma, araziye uygulama, tarım alanlarında kullanım gibi birçok şekilde bertaraf edilmektedir. Sadece yakma şeklinde 3×10^9 t çamur bertaraf edilmekte ve 3 – 36 t Cd, 240 – 300 t Pb, 150 – 400 t Zn’nun atmosfere yıllık olarak katıldığı tahmin edilmektedir (Nriagu and Pacyna 1988). Dünyadaki arıtma çamurlarının özellikleri arıtma şekline göre, ülkelere göre değiştiği gibi şehirlere göre, mevsimlere ve beslenme alışkanlıklarına göre de değişmektedir. Atık suların arıtılma tipi, atık suyun kaynağı, arıtma verimi gibi konular da arıtma çamurlarının bertarafını etkileyen konulardandır (Liptak and Bouis, 2000).

Kentsel atıksu arıtma miktarının artışıyla beraber atıksu çamuru üretimi hızlı bir şekilde artmakta, atıksu çamurunu bertaraf etme sorunu daha ciddi ve kaçınılmaz olmaktadır. Stabilize olmuş atıksu çamurunun uygun arazide kullanımı tarıma, ormancılığa, bahçeciliğe, çiçekçiliğe ve şehir gelişimine pozitif bir katkı sağlayabilir. Çamur, enerji üretimi, ısıtma ve kimyasal endüstri için gaz üretmede, yapı endüstrisinde tuğla ve diğer yapı malzemelerini yapmak için kullanılmaktadır (Wang, 1997).

Günümüzde pek çok ülkenin gündeminde arıtma çamurlarının nasıl değerlendirileceği konusu önemli bir yer tutmaktadır. Çevrenin korunması açısından atıkların kapsamlı ve kalıcı şekilde çevreyle uyumlu hale getirilmeleri büyük önem taşır. Bunların kullanılması sırasında yeni kirliliklere yol açmaması gereklidir. Bu nedenle arıtma tesislerinden çıkan arıtma çamurunun uzaklaştırılmasında bilinçli olunmalıdır (Bilgin,2003). Arıtma çamurlarının bir daha kullanılmamak üzere bertarafı yerine, “geri kazanım”, “geri kullanım”, “geri dönüşüm” felsefesiyle uyumlu teknolojiler geliştirerek çamurun tekrar yaşam döngüsü içine dahil edilmesi sağlanmaya başlamıştır. Arıtma çamurunun yeniden kullanım olanakları arasında; tarım alanlarında, toprak ıslahında, yeşil alanlarda, ağaçlandırma ve orman alanlarında kullanımı sayılabilir (Vesilind and Spinosa, 2001).

Amerika’da 1993 yılı itibariyle ortaya çıkan 5.4 milyon ton (kuru ağırlık) arıtma çamurunun % 33’ü arazide kullanılmaktadır. Araziye uygulanan arıtma çamurlarının % 67’si tarım alanlarında, % 3’ü orman alanlarında, % 9’u ıslah edilecek alanlarda, % 9’u yeşil alanlarda (park-bahçe-golf sahaları) değerlendirilmekte ve % 12’si ise torbalanarak satılmaktadır (U.S.EPA, 1994a). Japonya’da ise ülkedeki nüfus

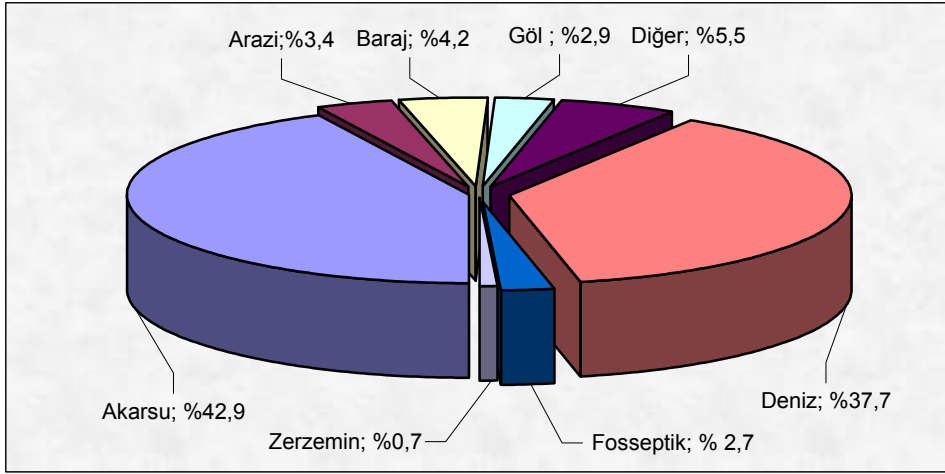
yoğunluğu ve alanların azlığı nedeni ile arıtma çamurlarının %60'lık bir bölümü yakılarak bertaraf edilmektedir.

Arıtma çamuru bertaraf yöntemlerinden en uygun olanı; arıtma çamurlarının yapısı, bölgenin jeolojik, hidrojeolojik ve iklim özellikleri, eldeki ekonomik ve teknik imkânlar göz önüne alınarak seçilmiş olanıdır (Kavaklı, 1996). Gelişmiş AB ülkelerinde arıtma çamurları değişik şekillerde bertaraf edilmektedir. AB ülkelerinde kullanılan en yaygın bertaraf etme yöntemlerinin başında düzenli depolama gelmektedir (Çizelge 2.3). Arıtılmış çamurun arazide kullanılması da oldukça yaygındır.

Çizelge 2.3. Bazı ülkelerde arıtma çamurlarının giderim oranları (Chang at al., 2002).

Ülke	%			
	Tarım	Düzenli Depolama	Yakma	Diğer
Avusturya	13	56	31	0
Belçika	31	56	9	4
Danimarka	37	33	28	2
Fransa	50	50	0	0
Almanya	25	63	12	0
Yunanistan	3	97	0	0
İrlanda	28	18	0	54
İtalya	34	55	11	0
Lüksemburg	81	18	0	1
Hollanda	44	53	3	0
Portekiz	80	13	0	7
İspanya	10	50	10	30
İsviçre	30	20	0	50
İngiltere	51	16	5	28
ABD	36	38	16	10
Toplam	38	43	10	9

Katı atık sorununun büyük bir bölümünü oluşturan arıtma çamurlarının bertarafları, bütün dünyada olduğu gibi ülkemizde de son yıllarda önemli çevre sorunlarından birini oluşturmaktadır. Ülkemizde kanalizasyon şebekesi ile hizmet verilen nüfus oranı 2002 yılı DİE verilerine göre, ancak % 61 oranına ulaşılabilmiştir. 2002 yılı Belediye Kanalizasyon İstatistikleri Anketi sonuçlarına göre, 3227 belediyeden 2060'ına kanalizasyon hizmeti verilebilmektedir. Bu belediyeler tarafından kanalizasyon şebekesi ile 2002 yılı itibariyle yıllık 2.91 milyar m³ toplanan atık suyun çeşitli alıcı ortamlara verilmiş oranları Şekil 2.2'de gösterilmiştir.



Şekil 2.2. Türkiye’de alıcı ortama deşarj edilen atıksu miktarı (DİE, 2004)

Kanalizasyon şebekesinden deşarj edilen 2.91 milyar m³ atıksuyun; 1.38 milyar m³’ü atıksu arıtma tesislerinde arıtılmıştır. Arıtılan atık suyun % 56.3’üne biyolojik, % 30.2’sine fiziksel ve % 13.5’ine gelişmiş arıtma uygulanmıştır. Ülkemizde atıksu arıtma tesisi

sayısı 140'a henüz ulaşırken, biyolojik arıtma işlemi uygulanan atıksu arıtma tesisi oranı %10'dur. Önümüzdeki on yılda atıksu arıtma tesisi sayısının artmasına paralel olarak arıtma çamuru miktarında da büyük bir artış olması beklenmektedir (DİE, 2004).

Atıksu arıtma tesislerinin değişik arıtma birimlerinde fiziko-kimyasal ve biyolojik reaksiyonlar sonucu oluşan çamur çeşitlerinin doğrudan alıcı ortama boşaltımları kanun ve yönetmelikler ile yasaklanmıştır. Ülkemizdeki arıtma çamurlarının % 42'sini (1 milyon ton/yıl) oluşturan endüstriyel arıtma çamurlarının büyük bir bölümü tehlikeli atık niteliğinde olmasına rağmen, ancak küçük bir bölümü Tehlikeli Atıkların Kontrolü Yönetmeliği'nde belirtilen koşullarda bertaraf edilmektedir. İçerikleri nedeni ile değerlendirilmeleri (bugünkü koşullarda) mümkün görünmeyen bu çamurların da kurutularak hacimlerinin azaltılması, böylece daha kolay bertaraf edilmeleri teknik ve ekonomik olarak uygun bir çözüm olarak görünmektedir (İşgenç ve Kınay, 2005).

Evsel arıtma çamurlarının % 70'e kadar ulaşan yüksek organik madde içeriği, büyük atıksu arıtma tesislerinde oluşan çamurun anaerobik koşullarda çürütülmesi halinde tesis enerji ihtiyacını karşılayacak kadar elektrik üretiminin mümkün olduğunu göstermektedir. Ülkemizde özellikle turistik yöreler olarak adlandırılan kıyı yerleşimlerinde çok sayıda site veya turistik tesise ait küçük ölçekli atıksu arıtma tesisi bulunmaktadır. Kapasiteleri 10 m³/gün ile 1000 m³/gün arasında değişebilen bu tesislerin çok büyük bir bölümünde çamur susuzlaştırma ünitesi bulunmamaktadır. Bu tesislerde oluşan %1 civarında kuru madde içeren arıtma çamurları vidanjörlerle çekilerek genellikle kuru dere

yataklarına boşaltılmaktadır. Bu tesisler için bölgesel merkezi çamur susuzlaştırma ve kurutma tesisi kurulması, hem çevre sorunlarının önlenmesi hem de bu çamurlardan yararlanılabilmesi açısından gerekli görünmektedir (İşgenç ve Kınay, 2005).

Ülkemizde 1980’li yılların ikinci yarısından itibaren yapımı gerçekleştirilen ve büyük bir bölümü 10.000 – 50.000 m³/gün kapasiteli olan atık su arıtma tesislerinde arıtma çamurları genellikle çamur kurutma yataklarında % 80–90 oranında kuru madde içerecek şekilde kurutulduktan sonra yöre çiftçileri tarafından gübre olarak yaygın bir şekilde kullanılmaktadır. Ege Bölgesindeki İzmir, Manisa, Akhisar ve Alaşehir, İç Anadolu’da Ankara, Eskişehir, Konya, Kayseri, Doğu Anadolu’da Erzurum, Karadeniz’de Samsun atık su arıtma tesisleri bu duruma örnek olarak gösterilebilmektedir (İşgenç ve Kınay, 2005).

Oluşan arıtma çamurlarının miktarı ve bertaraf yöntemi konusunda DİE tarafından yapılmış istatistiksel bir çalışma bulunmamaktadır. DİE (2004) verileri göz önünde tutulduğunda ülkemizde oluşan yıllık 1,38 milyon ton evsel arıtma çamuru miktarının tarım arazilerinde kullanımına yönelik çeşitli çalışmalar yapılsa da bu konu ile ilgili belirgin gelişmeler sağlanamamıştır. Arıtma çamurları ülkemizde düzenli depolama, tarım ve orman arazilerinde kullanım, yakma ve denize boşaltma gibi geleneksel yöntemlerle uzaklaştırılmaktadır. Ancak tüm bu metotlar çevresel şartlar, maliyet ve zorunlu standartlar nedeniyle kısıtlandırılmıştır (Aydın, 2005).

2.3. Arıtma Çamurlarının Tarım Topraklarında Kullanım Olanakları ve Organik Gübre Olarak Değeri

Evsel ve evsel nitelikli endüstriyel atık sularının arıtılması ile elde edilen çamur çeşitleri, önemli miktarlarda azot, fosfor ve organik madde içermektedir. Bu nedenle arıtma çamurlarının bertarafının gerçekleştirilmesi için çeşitli seçeneklerden bir tanesi de “Arıtma Çamurlarının Tarımsal Amaçlı” kullanılması yöntemidir.

Arıtma çamurlarının tarımsal alanlarda kullanılması dünyada giderek artmakta ve yaygın bir giderim metodu haline gelmektedir (Lerch et al. 1990, Dalmau et al. 1990, Chui et al. 1992, U.S.EPA 1995). Ancak arıtma çamurlarının çeşitli elde ediliş şekillerine, arıtmaya giren ham suyun bileşimine, kullanılan arıtma teknolojisine, depolama ve toprağa uygulama yöntemlerine bağlı olarak değişen oranlarda koku şikâyetlerine ve başka çevresel endişelere yol açabildiği de bilinmektedir (Müezzinoğlu ve Dinçer, 2005).

Aktif çamur, damlatmalı filtre, çürütme tankları, uzun havalandırılmalı ve biyodisk tesislerinde oluşan arıtma çamurları arazide kullanılabilir özelliktedir. (Filibeli, 1996).

Arıtma çamurlarının araziye uygulanması üç bölümde ele alınmaktadır;

1. Tarımsal arazilere uygulama,
2. Ormanlık alanlara uygulama,
3. Arazi iyileştirme amaçlı kullanımdır.

Aritma çamurları, yumuşak killi toprakları daha gevşek ve ufalanabilir bir yapıya dönüştürür ve gözenek büyüklüğünü artırır. Böylece toprağın hava ve su girişi kolaylaşmış olur. Kaba kumlu topraklarda ise, toprağın su tutma kapasitesini arttırarak besin elementi değişimi ve adsorbsiyon için kimyasal bölgeler sağlar (Anonim, 1984).

Atıksu arıtma tesislerinden çıkan arıtma çamurları toksik element kapsamı ve patojen mikroorganizmalar açısından uygun olması durumunda bugün pek çok ülkede yeşil alanlarda alternatif gübre ve toprak ıslahı için kullanılabilecek bir materyal olarak yaygın şekilde kullanılmaktadır. Yeşil alanlar arasında parklar, futbol sahaları, mezarlıklar, otoyol kenarları, büyük binaların çevresindeki alanlar, golf sahaları, erozyona uğrayan yamaçların çimlendirilmesi ve havaalanları sayılabilir. Arıtma çamurları belirtilen bu alanların ilk tesisi aşamasında kullanılabildiği gibi, önceden tesis edilmiş alanlarda sonraki yıllarda yapılan gübre uygulamaları yerine vejetasyonu geliştirmek amacıyla da kullanılabilir (Aral,1990).

Aritma çamurlarının ağaçlandırma alanlarında kullanımı, diğer kullanım alanlarındaki kadar yaygın değildir. Ancak son yıllarda arıtma çamurları ağaçlandırmada başarı ile kullanılmakta ve bu alanlarda kullanım gün geçtikçe önem kazanmaktadır. A.B.D’de yapılan çalışmalarda arıtma çamurlarının fidan dikiminden önce ve sonra kullanılabileceği belirlenmiştir. Arıtma çamurlarının bu şekilde kullanımının, fidan ölümüne neden olmadığı, iğne yapraklı ve yaprağını döken ağaçların birçoğunda fidan gelişimine etkili olduğu belirlenmiştir. Bu çalışmalar, arıtma çamuru kullanımının fidanların büyüme hızını artırdığını da ortaya koymuştur. Büyümeye etkinin % 2 – 100 arasında

değiştiği, erozyona uğramış, toprak derinliğinin az, verimliliğinin düşük olduğu ağaçlandırma alanlarında etkisinin %1000 seviyesine ulaştığı, ayrıca bu etkinin türler arasında farklılık gösterdiği, ladin, akasya, çam, kızcılık, kavak, türlerinden daha iyi sonuç alındığı belirlenmiştir (U.S. EPA, 1994b).

Aritma çamurlarındaki bitki besin elementleri, ticari gübrelerdekinin aksine bitkiler tarafından hemen kullanılabilir formda değildir. Çamur içeriğindeki organik azot, organik maddenin mikroorganizma tarafından parçalanmasıyla bitki tarafından alınabilir formlara dönüşmekte, amonyum ve nitrat azotundan oluşan inorganik azot ise bitkiler tarafından hemen kullanılabilir formdadır. Genellikle çamur uygulamasının ilk yılında organik azotun %50'sinin, ikinci yılında ise %5-20'sinin mineralize olup yarıyışlı formlara dönüştüğu düşünölmektedir. Uygulamayı izleyen üçüncü ve dördüncü yıllarda ise mineralizasyon oranı daha da düşmektedir (Anonymous, 1996).

Aritma çamurunun toprağa verilmesinden sonra mevcut NH_4^+ 'un büyük bir kısmı nitrata (NO_3^-) dönüşmektedir. Nötr reaksiyonda, iyi havalanmış topraklarda ve 15°C 'nin üzerindeki sıcaklıklarda, eklenen NH_4^+ 'un tamamına yakınının nitrata dönüşümü, uygulamadan sonraki 2 ila 4 hafta içerisinde tamamlanmaktadır. Çamur uygulanan topraklarda nitrat oluşumu oldukça önemli bir konudur. Çünkü topraktaki NO_3^- , sızma ve denitrifikasyon olayları sonucu ortamdan uzaklaşabilmektedir. Özellikle rutubetli bölgelerde toprağa, ürünün ihtiyaç duyduğundan daha fazla miktarda verilen azot, topraktan sızabilmekte ve nitratin yeraltı sularına bulaşmasına neden olabilmektedir. Bu nedenle; tarımsal uygulamalarda, toprağa uygulanacak çamurdaki yıllık azot miktarının

hesabında, yetiştirilecek tarımsal ürünün ihtiyaç duyduğu azot miktarları temel alınmalıdır (Kocaer ve Şahinkaya, 2001).

İşlenmiş arıtma çamurları (Biyokatılar), bünyelerinde dirençli organik bileşikleri ve bitki gelişimi için gerekli makro ve mikro besin elementlerini bulundurlar. Azot ve fosfor içerikleri arıtma çamurlarının gübre değerini ortaya koymakta, organik madde içerikleri de bu materyalin toprak ıslah etme özelliği açısından ayrı bir önem taşıdığı göstermektedir. Yararlı özelliklerin yanı sıra arıtma çamurları çevreye zararlı olabilecek potansiyel toksik elementleri, patojen mikroorganizmaları ve parazitik organizmaların yumurtalarını içerebilirler. Potansiyel toksik element içerebilen arıtma çamurlarının gübre olarak tarım arazilerinde kullanımı kısıtlanmaktadır. Ayrıca patojenleri giderilmemiş arıtma çamurlarının kullanımı, halk sağlığı açısından olası riskleri kontrol altında tutmak için sıkı önlemlerin alınmasını gerektirmektedir (Anonymous,1996).

Arıtma çamurlarının araziye uygulanmasında en önemli aşama çamur özelliklerinin belirlenmesidir. Çamurun taşınma ve uygulanma yönteminin seçilmesinde, fiziksel özelliklerinin belirlenmesine gereksinim duyulmaktadır. Kimyasal ve biyolojik özellikleri yardımıyla da, çamurun araziye uygulanabilirliği, uygulama hızı ve uygulama sonrası kontrol edilecek parametrelerin belirlenmesi sağlanabilmektedir. Arıtma çamurlarının N ve P içeriği, toprağa ekilen bitkinin yıllık gereksinimini aşmayacak düzeyde olmalıdır. Yer seçiminde, etraftaki arazilerin tümüne ait N ve P gereksinimleri belirlenmeli ve bölgede belli bir program kapsamında çamur araziye uygulanmalıdır. Çizelge 2.4'te çeşitli çamurların tarım arazilerine uygulama oranları ve besin maddesi

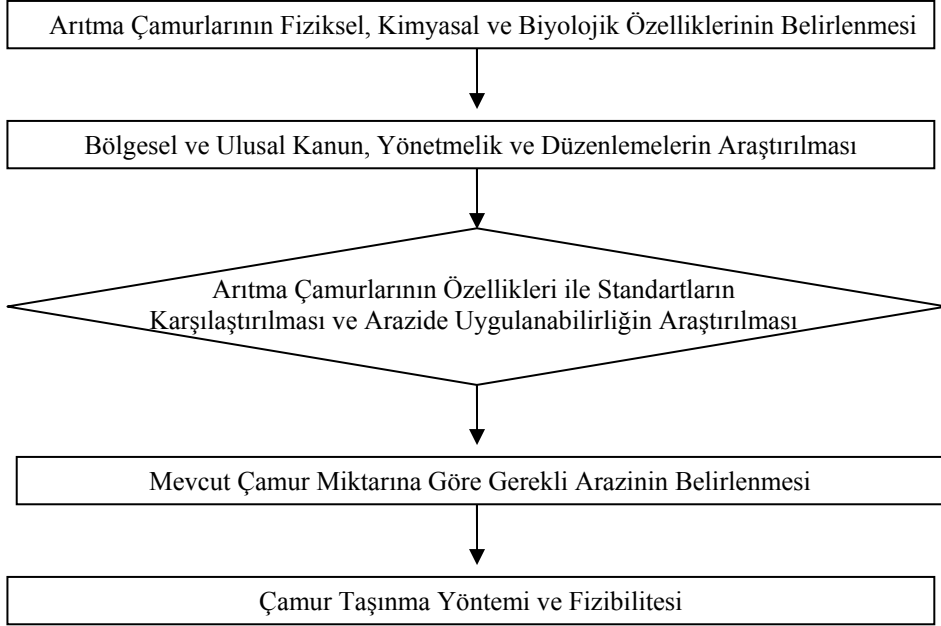
içerikleri verilmektedir. Çamurların araziye uygulanmasında maksimum izin verilebilir uygulama oranları, ağır metaller ve azot temel alınarak hesaplanmakta ve pratikte bu ikisinin en düşük konsantrasyonu esas alınmaktadır (Filibeli, 1998).

Çizelge 2.4. Arıtma çamuru çeşitlerinin arazide uygulanma oranları (Kavaklı, 2005)

Arıtma Çamuru Çeşidi	Uygulama Oranı	Uygulanan Alanı	Besin Maddesi İçeriği (mg kg ⁻¹)	
			N	P ₂ O ₅
Sulu İşlem Görmemiş Çamur	80 m ³ /ha	Otlak, tahıl ürünleri, yağlı tohum ürünleri	48	64
Sulu İşlenmiş Çamur	60 m ³ /ha	Otlak, mer'a, ilkbahar mevsimi ürünleri	72	48
	80 m ³ /ha		96	64
Çamur keki	50 m ³ /ha	Tahıllar	55	225
			150 m ³ /ha	165

Ham veya işlenmemiş çamurların araziye gelişigüzel atılması, koku ve patojen mikroorganizma sorunu, yer altı sularının kirlenmesi gibi istenmeyen bazı olumsuzluklara neden olabilmektedirler (Rhyner et al., 1995). Bu nedenle, son yıllarda çamurların üzerinde yapılan araştırmalar ve çalışmalar yoğunlaştırılarak, arıtma çamurlarının bertarafına yönelik yasal düzenlemeler geliştirilmiş ve uygulamaya

konulmuştur (Filibeli, 1998). Şekil 2.3'te arıtma çamurlarının araziye uygulanmasında takip edilmesi gereken adımlar gösterilmektedir.



Şekil 2.3. Arıtma çamurlarının araziye uygulanmasında izlenecek aşamalar (Aral,1990)

Arıtma çamurlarında bulunan azot, fosfor ve potasyum değerleri ticarî gübrelere oranla daha düşüktür. Çünkü arıtma çamurları, çeşitli arıtma prosesleri boyunca gübre değerlerinin bir kısmını kaybederler. Arıtma çamurlarındaki bitki besin elementi miktarları çamurun kaynağına göre değişiklik göstermektedir. Arıtma çamurlarındaki azot yüzdesi (N olarak) çamurun tipine bağlı olarak % 1.8 ila % 5.9 arasında değişmektedir. Fosfor (P_2O_5) ve potasyum (K_2O) miktarları ise sırasıyla % 1.1- % 7 ve % 0.14 - % 0.56 değerleri arasındadır. Atık aktif çamur ve

karışık çamurlarda nispeten daha yüksek bitki besin konsantrasyonları söz konusudur. Tipik bir şehir atıksu arıtma tesisinden alınan çamurdaki azot, fosfor ve potasyum yüzdeleri arasındaki oran 3:2:0'dir (Spellman, 1997).

Azot, fosfor ve potasyumun yanı sıra, arıtma çamurları, hidrate kireç türü maddelerle stabilize edilmiş olduklarından dolayı, bu maddeler de uygulama alanına eklenmiş olmaktadır. Ayrıca arıtma çamuru yapısında şelat halinde demir vb. mikrobesein maddeleri de bulundurmaktadır (Roka et al., 2004).

Lerch et al. (1990), arid koşullarda kışlık buğday–nadas amenajman sisteminde 3 ton acre^{-1} (741.3 kg da^{-1}) atık çamurun maksimum emniyet düzeyi olduğunu ve bu dozun yüksek uygulama oranlarında gözlenen ağır metal birikimi ve nitrat kirliliği sorunları olmaksızın bitkilere N, P sağladığını ve ayrıca buğdayda tanenin protein miktarını olumlu etkilediğini de belirtmişlerdir.

Pascual et al. (1997), farklı yapı ve organik madde stabilitesine sahip bazı şehirselle atıkları (şehirselle katı atık, kanalizasyon çamuru ve kompostlar) verimlilik ve fitotoksisite parametreleri açısından incelemişler ve kanalizasyon çamurunun bütün atıklar içinde en yüksek N ve P içeriğine sahip olduğunu belirlemişlerdir. Olgunlaştırılmış kompostlar, kompostlaşma süresince organik maddenin mineralizasyonu sonucu en düşük organik C ve humik madde değerine sahip olmuştur. Heterojen yapılarına rağmen atıkların organik madde/total organik C %'si değişmemiş ve ortalama 2.05 olmuştur.

Atıksu arıtma çamurları Kanada’da %30, İngiltere’de %40–47 oranında (Petersen, 2003; Bhogal, 2003) ve Amerika’nın Maryland eyaletinde %80 oranında (Currie, 2003) tarımda tekrar değerlendirilmektedir.

Arıtma çamurlarının topraklara uygulanmasını kısıtlayan unsurlardan biri olan ağır metallerin topraktaki mobilitesini azaltmak için toprak pH’sının 6,5 veya daha yüksek olması istenir. Eğer toprağın pH’sı çok düşükse toprağa kireç eklenir. Çamur uygulama oranlarının hesaplanmasında toprağın N, P ve K miktarları ile katyon değişirme kapasitelerinin önceden saptanması gerekir. Geçirgenliği yüksek topraklar, çamur bileşenlerinin çok hızlı bir şekilde toprağın alt tabakalarına doğru taşınımına neden olurken, geçirgenliği düşük topraklar yüzeysel göllenmelerin oluşumuna yol açmaktadır. Bu nedenle arıtma çamuru uygulamalarında orta geçirgenlikteki topraklar tercih edilmektedir (Kocaer, 2000). Arıtma çamurunun tarımsal uygulamalarındaki diğer önemli bir konu da yeraltı suyu kirliliği oluşturmaması için arazinin yeraltı suyu kaynaklarına olan uzaklığıdır (Kocaer, 2000).

Sulu çamur uygulamalarıyla toprağa amonyum ilavesi söz konusudur. Arıtma çamurları yüzeysel olarak uygulandığında NH_3 buharlaşması ortaya çıkabilir. Özellikle alkali ortamlarda amonyum azotunun tamamına yakını buharlaşma ile kaybolabilir. Sulu çamurların toprak içerisine enjekte edilerek uygulanmasında da bir kısım amonyum azotu buharlaşabilmektedir. NH_3 buharlaşması toprağın pH’sı, katyon değişirme kapasitesi, iklim ve toprak koşulları gibi çok sayıda faktöre bağlı bir olay olduğu için derecesi hakkında bir genelleme yapmak

mümkün değildir. Arıtma çamurlarının toprak yüzeyine uygulanmasında azot uygulama oranlarının belirlenmesi için, bitkiye yarayışlı azotun %50'sinin NH_3 buharlaşmasına bağlı olarak kaybolduğunun kabul edilmesi tavsiye edilmektedir (Sommers, 1976).

Magdoff and Amadon (1980) aerobik olarak çürütülmüş çamuru kullandıkları çalışmalarında, 17 haftalık bir inkübasyon periyodunun ardından organik azotun % 54 oranında kayba uğradığını ortaya koymuşlardır. Arazi koşullarında da benzer şekilde % 55'lik bir kayıp olduğunu tespit etmişlerdir.

Hindistan'da arıtılmış ve arıtılmamış çamurlar ile yapılan bir araştırmada, çamurların tarımsal alanlara hem olumlu hem de olumsuz etkileri olduğu, tarım alanlarına yüksek seviyede pestisit ve ağır metal yüklenirken, N, P ve K yönünden de zenginleştirme etkisi bulunduğu ortaya çıkarılmıştır (Kunwar et al., 2003).

Verdonck et al. (1980), arıtma çamuru ve ağaç kabuğu karışımından yapılan kompostun bahçe bitkileri yetiştiriciliğinde rahatlıkla kullanılabileceğini belirtmişlerdir. Larsen et al. (1991), fermantasyon prosesinden çıkan arıtma çamurlarının tarımsal arazilerde gübre olarak kullanılması sonucunda bitkilerin olumlu yönde geliştiğini ve ayrıca arıtma çamurunun kumlu topraklarda toprağın yapısını ve su tutma kapasitesini geliştirdiğini saptamışlardır. Pedreno et al. (1996) ise, arıtma çamuru uygulanmış kalkerli bir toprağın tarımsal kalitesini incelemeye yönelik bir çalışma yapmışlar ve arıtma çamurunun toprağın azot, fosfor, demir, bakır, çinko ve organik madde içeriğini artırdığını belirlemişlerdir.

Mikrobiyolojik ve fiziko-kimyasal olarak kullanımını uygun olduğu müddetçe, arıtma çamurunun arazide kullanımını hem ekonomik hem de ekolojik açıdan anlamlı görülmektedir. (Erdinçler, 1999).

Küçükhemek vd. (2005), arıtma çamurunun organik madde ile bitki besin elementlerinden azot, fosfor ve çinko miktarı açısından çiftlik gübresine göre daha zengin olduğunu belirlemişlerdir. Aynı araştırmacılar; arıtma çamurunun çim bitkisinde verimi artırdığını ve bu etkinin, uygulanan arıtma çamuru dozuna bağlı olarak değiştiğini saptamışlardır. Ayrıca çim bitkisi veriminin 1. yıla göre 2. yılda arıtma çamuru uygulamasında % 25, çiftlik gübresine uygulamasında % 49, kontrolde ise % 42 oranında azaldığı belirlenmiş ve arıtma çamurundaki bitki besin elementlerinin, çiftlik gübresine göre daha stabil ve uzun vadeli olduğu ileri sürülmüştür.

Menelik et al. (1991), tarla denemesinde buğday bitkisinin azot ihtiyacını mineral gübre ve arıtma çamuru vererek karşılaştırmışlardır. Araştırmacılar, buğday veriminin ve tanede N, P, Zn ve Cu konsantrasyonlarının arıtma çamuru uygulamalarında daha yüksek olduğunu saptamışlardır.

Küçükhemek vd. (2005), araştırmalarında kullandıkları arıtma çamurunda tespit edilen potansiyel toksik element miktarlarının (PTE), yönetmelikte yer alan sınır değerlerden oldukça düşük olduğunu tespit etmişlerdir. Bu durumun, araştırmada kullanılan arıtma çamuru kaynağının sanayi kaynaklı olmaması ile ifade edildiği çalışmada; arıtma çamurunun fiziko-kimyasal özellikleri ile bitki gelişimi ve toprak ıslahı için uygun bir organik materyal olabileceği sonucuna varılmıştır.

Bozkurt vd. (2000), kentsel arıtma çamurunun kışlık arpada azot kaynağı olarak kullanılmasına yönelik yaptıkları çalışmada; inorganik azotlu gübre ile arıtma çamurunu karşılaştırmışlar ve bütün uygulamalarda kontrole göre bitkide azot içeriği ve alımının arttığını, bu artışın arıtma çamuru uygulamalarında daha fazla olduğunu, arıtma çamurları uygulanan bitkilerde tanede P, Fe, Mn ve Cu konsantrasyonlarının arttığını ancak toprakta sadece Zn ve Cu miktarlarında artma olduğunu fakat bu miktarların da toksik düzeyin altında kaldığını belirtmişlerdir.

Hernandez et al. (1991), kireçli bir toprakta aerobik-anaerobik arıtma çamuru ile tavuk gübresini karşılaştırmak amacıyla yaptıkları araştırmada, arıtma çamurlarının mısır ve buğdayda bitki verimini artırdığını, topraktaki metallere Zn, Cu ve Pb'un toplamda ve Fe, Cu, Mn, Zn ve Pb'un ise ekstrakte edilebilirlerde yüksek bulunduğunu saptamışlardır. Bu araştırmada Cd alımının bitkilerin türüne bağlı olarak değişim gösterdiği de belirtilmiştir.

Arcak vd. (2000), ASKİ (Ankara Su ve Kanalizasyon İdaresi) atık çamurunun tarımsal kullanım potansiyeli ile ilgili sera şartlarında ve kireçli bir toprakta arpa bitkisi kullanarak yaptıkları araştırmada, tüm atık çamur dozlarında toprak pH'sının azaldığını, alınabilir fosforun arttığını, uygulanan atık çamur dozlarına göre toprak ekstraktlarında da EC (Elektriksel Geçirgenlik) değerlerinde bir yükselme olduğunu ve ayrıca yetiştirilen arpa bitkisinde N ve P içeriklerinin çamur dozları ile pozitif paralel bir ilişki gösterdiğini belirtmişlerdir.

Önal vd. (2003), domates bitkisinde iki yıl yinelemeli iki tip arıtma çamuru ile yaptıkları çalışmada, domates bitkisinin verim ve bazı kalite özellikleri ile mineral madde içeriklerini incelemişlerdir. Çalışmada kullanılan artan dozlarda arıtma çamurlarının; bitkilerde meyve miktarlarını, meyvelerde kuru madde kapsamını ve N, P, K, Mg, Fe konsantrasyonlarını artırdığını bununla beraber yüksek dozlarda uygulanan çamur tipine bağlı olarak bitkilerde fitotoksisite etkilerinin belirlendiğini ve bu tür çalışmaların, arıtma çamurlarının tarım yoluyla güvenli geri kazanımı konusunda endişe verici olduğuna bir örnek olabileceğini belirtmişlerdir.

Ankara kenti atık sularının arıtılması ile elde edilen arıtma çamurları mineral azotlu bir gübre ile birlikte karşılaştırmalı olarak tesis civarındaki kireçli bir toprak sistemine artan dozlarda uygulanmış ve iki yıl kuru tarım şartlarında arpa bitkisi yetiştirilmiştir. Araştırma sonuçlarına göre; toprakta toplam ve alınabilir Cd, Cu, Ni, Pb, Zn konsantrasyonlarının arttığı saptanmıştır. Ayrıca; Cd, Cu, Ni, Pb ve Zn'nun biyolojik alınabilirliklerinin de arttığı ve bu artışın da istatistiksel olarak önemli olduğu saptanmıştır (Türkmen, 2004).

2.4. Arıtma Çamuru Kullanımını Sınırlayan Etmenler

Evsel ve endüstriyel arıtma çamurlarının araziye uygulanmasından kaynaklanabilecek sorunlardan biri yüksek su içeriğidir. Arıtma işlemlerinden oluşan çamur, sıvı halde veya işleme bağlı olarak % 0.25 – 12 katı içeren yarı katı-su halindedir. Çok büyük hacimlerde olan çamurun işlenmesi ve uzaklaştırılması kompleks bir

problemdir. Susuzlaştırılan arıtma çamurlarının balçık kıvamında olması nedeni ile elle dağıtılmaları pratik olmamakta, arazide homojen dağıtımları sağlanamamakta ve agronomik olarak uygulanması için gerekli miktarlar ayarlanamamaktadır.

Biyolojik bir işlem için gerekli olan uygun nem oranı % 40–60 iken tesis çamurunun nem içeriği % 75-82'dir. Bu nedenle farklı yöntemler ile kompostlama için uygun nem oranının sağlanması konusunda çalışmalar yapılmıştır (Liang et al., 2003). Çamurun bir hafta süreyle güneşte kurutulmasında günlük olarak % nem değişimleri çamurun üst ve alt tabakaları için ayrı ayrı ölçülmüş ve 7 gün sonunda çamurun üst tabakasındaki nem içeriği % 80'den % 15 seviyesine inerken alt tabakadaki nem içeriği % 80'de sabit kalmıştır (Hassen et al., 2001).

Ayrıca arıtma çamurlarının yüksek miktarlarda patojenik mikroorganizmalar, protozoalar ve virüsler içerdikleri, insan ve hayvan sağlığı için enfeksiyon tehlikesi taşıdıkları belirlenmiştir (Filibeli, 1998). Eysel arıtma çamurlarının bir ön işlemde geçirilmeden araziye uygulanmaları sakıncalıdır. Bu özellikleriyle arazide kullanılması durumunda, insan ve çevre sağlığına olası zararlı etkilerinin önlenmesi amacıyla, bir takım sınırlama ve kısıtlamalar getirilmiştir.

Biyolojik arıtma sonucu oluşan çamurda bulunan organik maddelerin parçalanması sırasında koku oluşur. Arıtma çamurları Cu, Zn, Mo, Fe, Mn gibi mikrobelerin maddeleri için mükemmel bir kaynak olmasının yanında, aynı zamanda bu gibi elementlerin potansiyel toksik elementler olarak da araştırılması ve çamurların yapısında bu elementlere

ek olarak Pb, Cd, Cr, Ni, Hg gibi ağır metallerin miktarlarının da göz ardı edilmemesi gerekmektedir. İnsanlar ve hayvanlar tarafından tüketilen besin ürünlerine diğer kimyasal kirleticilerin bulaşması, istenmeyen toksik bileşenlerin taşınımı ve su kaynaklarına karışması, uygulanan bertaraf alanının teknolojisine ve topoğrafyasına bağlıdır. Bu nedenle, arıtma çamuru uygulanan alanın toprak ve yeraltı suyu kalite değişimi sürekli izlenmeli ve gerekli önlemler zamanında alınmalıdır.

Evans et al. (1979), yaptıkları çalışmalarla 80 yıl boyunca atık suların gelen metallerin % 85'ten fazlasının toprakta biriktiğini ve bu birikimin de çoğunlukla yüzey topraklarında olduğunu bildirmişlerdir.

McGrath et al. (2000), yaptıkları yaklaşık 60 yıllık (1942 başlayan) bir çalışma ile arıtma çamurları uygulanan alanlarda Cd ve Zn'nun bitkiler tarafından topraktan alınımını araştırmışlardır. Aynı zamanda çiftlik gübresi ve mineral ticari gübrelerle gübrelenmiş alanlar da izlenmiş ve bu alanlara göre çamur uygulanmış alanlarda Zn ile Cd'un ekstrakte edilebilir miktarlarının çok daha yüksek olduğunu, çamur uygulamasının durdurulduğu 1961'den sonraki 23 yıllık dönem boyunca ise Cd ve Zn'nun ekstrakte edilebilirliğinde bir azalma olmadığını ve bu ağır metallerin bitki bünyesine alınabilirliklerinin 23 yıldan fazla izlenmesine rağmen azalmadığını belirtmişlerdir.

Ağır metallerden Cd ve Zn miktarının arıtma çamurlarının topraklara uygulanması ile toprak çözeltisinde arttığı ve bu topraklarda yetiştirilen bitki dokularında biriktiği çeşitli araştırmacılar tarafından da belirtilmektedir (Bingham et al. 1975, Hinesly et al. 1977, Hinesly et al. 1979, McBride 2003).

Alloway (1995), İngiltere'deki kanalizasyon arıtma çamurlarında kuru maddede ortalama $17 - 23 \text{ mg kg}^{-1} \text{ Cd}$ ve ABD'de ise $16 \text{ mg kg}^{-1} \text{ Cd}$ olduğunu bildirmiştir. Ayrıca araştırmacı dokularında $3 \text{ mg kg}^{-1} \text{ Cd}$ içeren bitkilerle düzenli olarak beslenen insanlarda Cd toksisitesi görüldüğünü bildirmektedir.

Arıtma çamurunun özellikleri, çamurlardaki metal yararılılığını doğrudan ve dolaylı olarak etkilemektedir. Doğrudan etkiler olarak çamurların metal içerikleri ile organik ve inorganik bileşikleri (Jing and Logan 1992; Miner et al. 1997; Xiao et al. 1999; Zhou and Wong 2001) ve dolaylı etkiler olarak da pH, EC, azot içeriği ve çamurun katyon değişim kapasitesi sayılabilir (Dann et al. 1989; Hooda and Alloway 1993; Wegler-Beaton et al. 2000).

Qureshi et al. (2004)'a göre; araziye uygulanan atıksu çamurundaki iz elementler yeterli konsantrasyonlarda bulunsa bile potansiyel olarak fito ve zoo-toksiktir. Ağır metaller sadece bitki üzerinde zehirlilik etkisi yaptıkları için değil, ayrıca toprakta birikim yapmaları ve bitkiler aracılığıyla insan beslenme zincirine girmelerinden dolayı da önemlidirler (Filibeli, 1996).

Merrington et al. (2002), arıtma çamurlarının matris yapısının ağır metaller için hem bir tampon hem de biriktiği yer olarak kaynak görevi yaptığını belirtmiştir.

Atıksuyun uzun vadeli kullanımı ile ağır metaller fitotoksik seviyelerde birikebilir ve bitkinin gelişimini azaltabilir. Ayrıca özellikle düşük pH'ya sahip topraklarda bitkilerde artan metal konsantrasyonları meydana gelebilir (Udom et al., 2003).

Nötr ve hafif alkali pH'da arıtma çamuru uygulanmış topraklarda toksik maddelerin hareketi nispeten daha düşüktür. Bütün metaller, molibden ve selenyum hariç, düşük pH'da daha fazla çözünmekte ve bitkiler tarafından alınımı artmaktadır (Logan and Chaney, 1983; Jackson and Alloway, 1991; Lue-Hing et al., 1992; Şcançaret et al., 2000).

Sommers et al. (1980), KDK (Kasyon Değişim Kapasitesi) değerleri farklı olan üç toprakta (<5, 5–15, >15 cmol kg⁻¹) arıtma çamuru uygulanması sonucu yükselen KDK değerine göre bulunabilecek maksimum ağır metal (Pb, Zn, Cu, Ni, Cd) miktarlarının da doğrusal olarak arttığını belirtmişlerdir.

Arıtma çamurlarındaki Zn, Cu, Pb ve Cd en çok kaygı duyulan metallerdir. Zn, Cu ve Pb fitotoksik etkilere sahip olmalarından ve Cd ise besin zinciri içine muhtemel girişinden dolayı önemlidir (Udom et al., 2003). Cd'un olası kanserojen etkisi, Pb'un yüksek şekilde toksik ve biriken zehirlilik etkisi, Ni'in alerjik ve kanserojen etkisi bu metallerin mevcut konsantrasyonlarının mutlaka dikkate alınması gerektiğini göstermektedir (Cuci et al., 2001; Yaman ve Bakirdere, 2002). Bu metaller toprakta çok hızlı bir şekilde taşınırsa yer altı ve yüzeysel suların kirlenmesine de neden olmaktadır (Yingming and Corey, 1993; Korkmaz ve Kızılkaya, 1998; Udom et al., 2003).

Laboratuvar koşullarında ve diğer ortamlarda birçok bitki türünde ağır metallerin kök, gövde ve yaprak büyümesi, çimlenme, solunum, fotosentez, mitoz bölünme, protein sentezi, enzim aktivitesi, nükleik asit

yapısı, mineral besin alınımı, transpirasyon, terleme vb. olayları olumsuz etkilediği anlaşılmıştır (Zengin, 2000; Gezinci, 2001; Yahyagil, 2003).

Toprağın bünyesi, katyon değiştirme kapasitesi, pH ve organik madde miktarı kirletici maddelerin tutulmasında çok etkili rol oynamaktadır. Killi toprakların ve organik madde bakımından zengin toprakların katyon değiştirme kapasitesi yüksek olduğundan ağır metalleri büyük ölçüde tutarlar ve zor çözülebilir bileşikler oluştururlar (Bakış ve Bilgin, 1998).

Türkmen vd. (2001), arıtma çamuru uygulamasının sera şartlarında yetiştirilen arpa ile bazı ağır metallerin topraktan alınabilirliği konusundaki yaptıkları araştırmada; arıtma çamuru uygulamalarının, toprakta toplam ve alınabilir Cu, Zn, Pb ve Ni miktarlarını artırdığını, Mn'nin ise alınabilir miktarlarını azalttığını ve Fe'in ise alınabilir veya toplam miktarları arasında fark olmadığını belirtmişlerdir. Aynı araştırmada yüksek dozlardaki uygulamalarda bitki bünyesindeki metallere Cu ve Pb dışındaki metallerin (Fe, Zn, Mn, Ni) toprakta izin verilen sınırlarda kaldığını belirtmişlerdir.

Türkiye'de endüstriyel gelişmenin yetersizliği ve son yıllarda endüstriyel tesislerin önemli bir bölümünün kendine ait atık su altyapısı bulunan organize sanayi bölgelerinde kurulması, kentsel atık su içerisindeki endüstriyel atık su miktarlarının düşük kalmasına yol açmaktadır. Bunun bir sonucu olarak da ülkemizdeki kentsel atık su arıtma tesisi çamurlarındaki ağır metal konsantrasyonları düşük kalmaktadır (İşgenç ve Kınay, 2005).

Çizelge 2.5'te Tarsus, Çiğli, Kayseri, Ankara, Düzce, Eskişehir ve Konya Atıksu Arıtma Tesislerindeki ağır metal konsantrasyonları karşılaştırılmıştır. Bu değerler ülkemizdeki atık su arıtma tesislerinin büyük bir bölümünde oluşan arıtma çamurlarının TKKY tarafından belirlenen sınır değerlerin altında olduğunu göstermektedir.

Çizelge 2.5. Atıksu arıtma tesislerinden çıkan arıtma çamurlarının ağır metal değerlerinin karşılaştırılması (TKKY, 2005; Bilgin, 2002; Özdemir vd., 2005)

<i>Parametre (mg/kg)</i>	<i>TKKY Sınır Değeri</i>	<i>Tarsus</i>	<i>Çiğli</i>	<i>Kayseri</i>	<i>Ankara</i>	<i>Düzce</i>	<i>Eskişehir</i>	<i>Konya</i>
		<i>Palet Çıkış</i>	<i>Palet Çıkış</i>	<i>Çürütme tes. Çık</i>	<i>Çürütme tes. Çık</i>	<i>Palet Çıkış</i>	<i>Palet Çıkış</i>	<i>Palet Çıkış</i>
Cd	40	1.3	1.7	14.6	6.19	5.0	4.97	8.8
Cu	1750	144	210	304,8	171	209	183	467
Cr	1200	72	123	345,2	102	1680	181	180
Ni	400	93	59	272	47	29	229	88.8
Pb	1200	56	88	120	125	162	66.64	132
Zn	4000	329	850	1076	2350	2470	1243	1872
Hg	25	0.77	-	0.8	0.4	-	-	-

Bilgin vd. (2002), Ankara Atıksu Arıtma Tesisinden ortaya çıkan arıtma çamurlarını 10 aylık bir dönem boyunca bazı potansiyel toksik element (PTE) içerikleri açısından incelemişlerdir. Buna göre arıtma çamurunun içermiş olduğu kadmiyumun 6–11 ppm, bakırın 171–363 ppm, nikelin 47–67 ppm, kurşunun 125–180 ppm, çinkonun 2230–4510 ppm, kromun 102–235 ppm ve civanın 0.4–1.1 ppm arasında değiştiği tespit edilmiştir. Araştırmadan elde edilen diğer bir sonuca göre, bakır, kurşun, kadmiyum, çinko ve civa kapsamları açısından tesis çevresi

topraklarının arıtma çamuru kullanımına uygun olduğu ancak nikel ve krom içeriklerinin yönetmelikte belirtilen sınır değerlerden yüksek olduğu belirlenmiştir. Araştırmada ayrıca tesis çevresinde arıtma çamurunun tahıl yetiştiriciliğinde 15 ton (kuru madde)/da ve bazı yerlerde çok daha fazla miktarda kullanıldığı tespit edilmiştir. Bu bölgelerde yetiştirilen buğdayların tanelerinde yapılan PTE analiz sonuçlarına göre kadmiyumun <0.03 - <0.05 ppm, kurşunun 0.2 – 0.4 ppm, bakırın 5.1 – 12.5 ppm, nikelin 0.9 – 2.5 ppm, çinkonun 38.3 – 90.5 ppm ve kromun 0.2 – 0.6 ppm arasında değiştiği civarın ise her zaman 0.01 ppm'den düşük olduğu belirlenmiştir.

2.5. Dünyada ve Türkiye’de Yasal Mevzuat

Arıtma çamurlarının tarımda ve peyzaj düzenlemede problemsiz olarak kullanılabilmesi için, ağır metal benzeri kirleticileri ve patojen mikroorganizmaları yönetmeliklerle belirlenen sınır değerlerin üzerinde içermemesi gerekmektedir.

Amerika Birleşik Devletleri’nde arıtma çamurlarındaki patojenlerin, insan ve hayvan temasından önce kabul edilebilir düzeylere indirilmesi için kullanılan standartlar Çevre Koruma Ajansı (U.S.EPA) tarafından ortaya konan yönetmelikte ele alınmıştır. 1993 yılında yürürlüğe giren yönetmelik arıtma çamurlarını A sınıfı (doğrudan temas için güvenli) ve B sınıfı (arazide bitkisel üretimde kısıtlı kullanım) olmak

üzere iki kategoriye ayırmıştır. U.S.EPA ve AB standartlarına göre tarım alanlarında kullanılacak arıtma çamurlarında izin verilebilen patojen mikroorganizma sayıları Çizelge 2.6'da verilmiştir.

Çizelge 2.6 Tarım alanlarında kullanılacak arıtma çamurları için U.S.EPA ve AB standartlardaki patojen sınır değerlerinin karşılaştırılması (U.S.EPA,1994; 86/278/EC)

Patojen Mikroorganizmalar	U.S.EPA Standartları	AB Standartları
<i>Salmonella sp.</i> *	< 3MPN/4 gr	<i>Salmonella sp.</i> Yok/50gr
Fekal koliformlar *	<1000 MPN / gr	
Enterik virüsler *	1 PFU/4 gr	
Fekal koliform yoğunluğu **	<2.10 ⁶ MPN/gr	
<i>Helmint ova</i> *	< 1 adet/4 gr	
<i>Esherichia coli</i>		<1000 gr ⁻¹
<i>Clostridium perfringens</i> sporları		< 3000 gr ⁻¹

*US EPA A Sınıfı arıtma çamuru

** US EPA B Sınıfı arıtma çamuru

MPN: Most Probable Number (En Muhtemel Sayı)

PFU: Plaque Forming Unit (Virüs Plak Oluşturma Sayısı)

A Sınıfı arıtma çamurları en iyi malzeme olup, patojen içermezler. Ayrıca parazitler için çekim alanı oluşturmayan ve içeriğindeki ağır metal seviyesi düşük olan arıtma çamurlarıdır. “Üstün nitelikli A sınıf arıtma çamuru” etiketi alırlar. Bu malzeme toprağı gereksiz yere ağır metallerle yüklediği gibi, depolama ve kullanım sırasında da sorun çıkarmaz (Çizelge 2.7) (U.S.EPA, 1994).

Üstün nitelikli A sınıfı malzemenin hiç bir izne tabi olmadan tarlada kullanımı mümkündür. B sınıfı arıtma çamurları ise patojenler açısından tam olarak temiz değildir. Bu nedenle toplumun ulaştığı yerlerde depolanamaz, kullanılamaz ve alınan ürünler bakımından

sınırlama getirilmiştir. Bu malzeme için uygulama esnasında ayrıca kireçle tamponlama yapılması gerekir (Chang et al., 2002).

Tarım alanlarında kullanılacak arıtma çamurları için ABD, Avrupa Birliği ve Birliğe bağlı bazı Avrupa ülkeleri ile Türkiye’de izin verilen ağır metal sınır değerleri ise Çizelge 2.7’de verilmiştir.

Çizelge 2.7. Tarım alanlarında kullanılacak arıtma çamurları için ABD, Avrupa Birliği ve Birliğe bağlı bazı Avrupa ülkeleri ile Türkiye’de izin verilen ağır metal sınır değerleri (U.S.EPA,1994; AB, 2001; TKKY, 2005).

Ülke	Pb	Cd	Cr	Cu	Ni	Zn	Hg	As	Mo	Se
<i>ABD (EPA)¹</i>	300	39	200	1500	420	2800	17	41		100
<i>ABD (EPA)²</i>	840	85	3000	4300	420	7500	57	75	75	100
<i>A.B.³</i>	750	20		1000	300	2500	16			
<i>A.B.⁴</i>	1200	40		1750	400	4000	25			
<i>A.B.⁵</i>	750	10	1000	1000	300	2500	10			
<i>A.B.⁶</i>	500	5	800	800	200	2000	5			
<i>A.B.⁷</i>	200	2	600	600	100	1500	2			
<i>Almanya</i>	900	10	900	800	200	2500	8			
<i>İsveç</i>	100	2	100	600	50	800	2.5			
<i>Norveç</i>	80	2.0	100	650	50	800	3			
<i>Danimarka</i>	120	0.8	100	1000	50	4000	0.8	25		
<i>Hollanda</i>	100	1.25	75	75	30	300	0.75	25		
<i>Türkiye⁸</i>	1200	20	1200	1200	200	3000	25			
<i>Türkiye⁹</i>	1200	40	1200	1750	400	4000	25			
<i>Türkiye¹⁰</i>	2000	33	2000	2000	330	5000	42			
<i>Türkiye¹¹</i>	1500	15	1500	1200	300	3000	10			

1. Arıtma çamurunun bütün değerleri bu değerlerin altında ise sınırsız kullanım (A sin. Art. Çam.) (U.S.EPA, 1994)
2. Sınırlı kullanım. Yılda belli bir yükleme oranını geçemez (B sınıfı arıtma çamuru) (U.S.EPA, 1994)
3. Topluluğa üye ülkelerde izin verilen en yüksek değer (86/278/EEC)
4. Topluluğa üye ülkelerde tavsiye edilen maksimum değerler (86/278/EEC)
5. AB Taslak Yönetmelikte 2000 yılında önerilen limit
6. AB taslak Yönetmelikte orta vadede limit (2015)
7. AB Taslak Yönetmelikte uzun vadede limit (2025)
8. Tarımda kullanılacak arıtma çamurunda izin verilen maksimum ağır metal içeriği (KAKY,1991)
9. Toprakta kullanılabilecek arıtma çamurunda izin verilen maksimum ağır metal içeriği (TKKY,2005)
10. Bir yılda araziye verilmesine izin verilen ağır metal içeriği (KAKY,1991)
11. Toprakta on yıllık dönem dikkate alınarak bir yılda verilmesine izin verilen ağır metal yükü (TKKY, 2005)

TKKY'liğine göre toprakta kullanılabilir arıtma çamurunda izin verilen maksimum ağır metal içeriklerinin AB'ye üye ülkelerde tavsiye edilen maksimum değerler ile aynı olduğu ancak AB standartlarında (86/278/EEC) Cr'un bulunmadığı dikkati çekmektedir (Çizelge 2.7).

İsveç'te, yasalara göre nüfusu 2000'den fazla olan yerleşim yerlerinin arıtma çamurlarının araziye uygulanmasının gerçekleştirilmesi için kompostlaştırılması ve susuzlaştırılması işlemlerinden geçirilmesi gerekmektedir. Nüfusu 100.000'den fazla olan yerleşim yerlerinde ise, çamurların mutlaka pastörize edilmesi istenmektedir (Filibeli, 1998).

Atıksu çamurlarının tarımsal amaçlarla yüksek miktarlarda kullanımı Amerika Birleşik Devletleri ve Avrupa'daki yönetmeliklerin daha sıkı hale gelmesine neden olmuştur.

U.S.EPA (1993), halk sağlığına ve çevresel etmenlere risk oluşturabilecek arıtma çamuru kaynaklı inorganik kirleticilerle ilgili risk yollarını Çizelge 2.8'deki gibi açıklamıştır. Bu açıklama NSSS (National Sewage Sludge Survey) tarafından yapılan ve 209 ayrı çamur üretim tesisinin çamurlarında ele alınan özelliklere göre yapılan değerlendirmelere dayandırılmıştır.

Çizelge 2.8 U.S. EPA halk sağlığı risk unsurları*

Kirletici ve Ort. Miktarı (mg kg ⁻¹)	Etkileme Şekli	Kirliliğin Haraket Yolu
Cd 6.94**	Çocuk-Beslenme	Çamur-Toprak-Çocuk
Cu 741	Bitki-Beslenme	Çamur-Toprak-Bitki
Ni 42.7	Bitki-Beslenme	Çamur-Toprak-Bitki
Pb 134.4	Çocuk-Beslenme	Çamur-Toprak-Çocuk
Zn 1202	Bitki-Beslenme	Çamur-Toprak-Bitki

* : U.S.EPA (1993)*ten uyarlanmıştır.

** : Kuru maddede ki değerlerdir.

Ülkemizde 10 Aralık 2001 tarih ve 24609 sayılı resmi gazetede yayınlanan Toprak Kirliliğinin Kontrolü Yönetmeliğinde (TKKY); evsel ve evsel nitelikli endüstriyel atıksuların arıtılması sonucu ortaya çıkan arıtma çamurlarının toprakta kullanımı ile ilgili bazı esaslar belirlenmiştir. Söz konusu yönetmelikte, halk sağlığının korunması açısından sadece ham çamurların (stabilize edilmemiş) sebze ve meyve tarımında, tarla, orman, mera ve otlak alanlarda kullanılmasının ve işlenmiş arıtma çamurlarının toprakla temas eden ve çiğ olarak yenen sebze ve meyvelerin yetiştirilmesinde kullanımının yasak olduğu belirtilmiştir. Diğer arazi kullanım izinlerinin ve kısıtlamalarının neler olduğu, arıtma çamurlarına uygulanan stabilizasyon yöntemlerinin hangi bakteriyel ve paraziter standartları sağlaması gerektiği gibi konular yer almamıştır (TKKY, 2001).

Alıcı ortam olarak toprak kirlenmesinin önlenmesi, kirliliğin giderilmesi, “arıtma çamurlarının ve kompostun tarımda kullanımı” için gerekli tedbirlerin alınması esaslarını sürdürülebilir kalkınma hedefleriyle uyumlu şekilde ortaya koymayı amaçlayan Çevre ve Orman

Bakanlığı, 31 Mayıs 2005 tarih ve 25831 sayılı Resmi Gazetede yayınlanan yeni bir yönetmelik hazırlamıştır. Yeni yönetmeliğe göre, arıtma çamurlarının, stabil arıtma çamuru ve kompostun kullanımına ilişkin yönetmelikler yeniden düzenlenmiş, 2001 tarih ve 24609 sayılı TKKY'nin yürürlükten kalktığı belirtilmiştir. Yönetmelikte; alıcı ortam olarak toprakların kirlenmesinin önlenmesi ve kirliliğin giderilmesi için gerekli tedbirlerin alınması esasları olarak sadece ağır metal konsantrasyonu sınırlamaları ortaya konmuştur. Patojen kontrolü için herhangi bir düzenleme bu yönetmelikte de bulunmamaktadır.

Buna göre, ham arıtım çamurunun toprakta kullanılması yasaklanmıştır. Evsel ve evsel nitelikli endüstri sularının arıtılması sonucu elde edilen ve Çizelge 2.7'de verilen sınır değerleri aşmayan işlenmiş arıtma çamurunun toprakta kullanılabilmesi için; arıtma tesisini işleten özel ve resmi kuruluşların, toprakta kullanılacak olan işlenmiş arıtma çamurunda söz konusu analizleri (mg/kg fırın kuru toprak olarak kurşun, kadmiyum, krom, bakır, nikel, civa, çinko, azot, fosfor, pH ve dS/cm olarak elektriksel iletkenlik (EC), C/N, kuru madde, yanma kaybı), günlük kuru çamur miktarı 50 ton'a kadar olanların 6 ayda bir, 50 ton'un üzerinde olanların ise 3 ayda bir belgeleyerek Bakanlıktan kullanıma sunacağı arıtma çamuru için "Arıtma Çamuru Kullanımı İzin Belgesi" talebinde bulunması gerekmektedir. Başvuru Bakanlıkça değerlendirilmekte ve uygun şartların sağlanması durumunda "İzin Belgesi" bir yıllığına verilmektedir. İşlenmiş arıtma çamurlarının tarım ve orman alanlarında kullanımına yönelik yapılan başvurularda ilgili kurum ve kuruluşların "uygun" görüşünün alınacağı da yönetmelikte belirtilmektedir. Arıtma tesisini işleten özel ve resmi kuruluşların,

işlenmiş arıtma çamuru kullanılan toprağın Toprak Analiz Belgesi'nde yer alan parametrelerin analizlerini 6 ayda bir belgelendirmesi zorunludur. Yine bu kuruluşların, işlenmiş arıtma çamurunun toprakta kullanılmasına ilişkin bir kullanım talimatı hazırlaması gerekmektedir ve bunu kullanıcıya vermekle de yükümlüdürler (TKKY, 2005).

TKKY'ne göre toprakta izin verilen ağır metal sınır değerleri Çizelge 2.9'da verilmiştir. İşlenmiş arıtma çamurunun, toprakta kullanılabilmesi için Çizelge 2.9'da verilen değerleri aşmaması, işlenmiş arıtma çamurunun toprakta 10 yıllık dönemde her yıl uygulanması halinde ise toprağa verilebilecek maksimum ağır metal miktarlarının Çizelge 2.7'de verilen değerlerden fazla olmaması gerekmektedir. Toprağın pH değeri 5'ten küçükse stabilize arıtma çamuru toprağa uygulanamaz. Ayrıca işlenmiş arıtma çamurlarının, içme suyu havzalarının mutlak koruma alanlarından, diğer yüzey suları ve sulak alanlardan en az 50 metreden yakın olan alanlara ve su baskını olan bölgeler ile don ve karla kaplı alanlarda araziye uygulanması yasaktır. Stabilize arıtma çamurunun meyve ağaçları hariç olmak üzere toprağa temas eden ve çiğ olarak yenilen meyve ve sebze ürünlerinin yetiştirilmesi amacıyla kullanılan topraklarda kullanılması yasaktır.

Çizelge 2.9. Toprak Kirliliği Kontrol Yönetmeliğine göre toprakta izin verilen ağır metal sınır değerleri (TKKY, 2005).

Ağır Metal	pH 5-6 mg kg⁻¹ Fırın K. T.	pH>6 mg kg⁻¹ Fırın K. T.
Kurşun	50 ²	300 ²
Kadmiyum	1 ²	3 ²
Krom	100 ²	100 ²
Bakır ¹	50 ²	140 ²
Nikel ¹	30 ²	75 ²
Çinko ¹	150 ²	300 ²
Civa	1 ²	1,5 ²

1- pH değeri 7'den büyük ise Bakanlık, sınır değerleri %50'ye kadar artırabilir.

2- Yem bitkileri yetiştirilen alanlarda çevre ve insan sağlığına zararlı olmadığı bilimsel çalışmalarla kanıtlandığı durumlarda, bu sınırların aşılmasına izin verilebilir.

Ulusal mevzuatımızı uyumlaştırma çalışmaları yaptığımız AB mevzuatında, önümüzdeki dönemde nihai bertaraf tesislerine gönderilebilecek atık miktarlarına büyük kısıtlamalar getirilmesi, geri kazanım ve kullanım süreçlerinin ön plana çıkmasına neden olmaktadır. Yakın gelecekte yıllık 12 milyon tona ulaşacak arıtma çamurlarının yeni bir çevresel sorun olmadan değerlendirilmesi ve yönetilmesine yönelik politikaların oluşturulması, ulusal ve yerel ölçekte ekonomik ve uygulanabilir yöntemler geliştirilmesi ve bu yatırımlar için öz kaynağın yaratılması merkezi ve yerel yönetimlerin önemli görevleri arasındadır (Arslanoğlu ve Koçer, 2005).

2.6. Arıtma Çamuru Uygulamalarının Topraktaki Mikrobiyal Biyomas ve Aktivite Üzerine Etkileri

Arıtma çamurlarının bitki besin elementlerince zengin olması, bilim adamlarını öncelikle bu atıkların kullanılabilirdiği bitkilerde verim çalışmaları yapmaya yöneltmiştir. Bunu daha sonra arıtma çamurlarının topraklarda mikrobiyal sayı ve aktivite ile enzim aktiviteleri üzerine yaptığı etkilerle ilgili araştırmalar takip etmiştir. Genellikle bu tür araştırmaların büyük çoğunluğu mikrobiyal biyomas ve enzim aktivitesi ile ilgili çalışmalar olmuştur. Knight et al. (1997), çamur uygulamasına bağlı olarak mikrobiyal biyomas ve enzim aktivitesini kapsayan toprağın biyolojik aktivitesinde bir azalma belirlemişlerdir. Benzer sonuçlar Brookes and McGrath (1984) ile Chander and Brookes (1991a) tarafından da bulunmuştur. Fakat tam tersi sonuçlar bulan Sastre et al., (1996) ve Banerjee at al., (1997); arıtma çamuru uygulamalarının toprağın mikrobiyal aktivitesi, toprak solunumu ve enzim aktivitesini artırdığını saptamışlardır. Bu farklı sonuçlar; büyük olasılıkla arıtma çamurlarının ağır metal içeriği ve çamurun ayrışma hızındaki farklılıklardan kaynaklanmaktadır (Tam and Wang, 1990).

Zn ve Pb'un farklı düzeyleri ile kirlenmiş 30 şehir toprağında yapılan basit ve çoklu regresyon analizleri sonucu, mikrobiyal biyomasın eriyebilir Zn + Pb miktarlarından önemli oranda etkilenmediği saptanırken, CO₂-oluşumu (toprak solunumu) ile Zn + Pb konsantrasyonları arasında önemli negatif ilişkiler belirlenmiştir (Ohya et al., 1988).

Uzun yıllar arıtma çamuru uygulanmış topraklarda mikrobiyal biyomas karbonu ve solunum hızı ölçülmüştür. Genellikle düşük ağır metal içerikli çamur, mikrobiyal karbon ve aktivite üzerinde yararlı etkilere sahip olmuşken, yüksek ağır metal içerikli çamur mikrobiyal karbon miktarında önemli azalışlara neden olmuştur. Toprak solunumu ve özellikle de birim biyomastaki solunum miktarı (qCO_2) ağır metallerin artan miktarları ile artmıştır. Araştırmacılar, toprak mikroflorası üzerine ağır metallerin etkisini belirlemede qCO_2 değerlerinin iyi bir gösterge olduğunu ileri sürmüşlerdir (Fließbach et al., 1994)

Dar (1996), ise toprakta mikrobiyal biyomas ve enzim aktiviteleri üzerine arıtma çamuru ve Cd'un etkilerini 2 aylık bir inkübasyon çalışmasında incelediği araştırmasında; çamur uygulaması ile mikrobiyal biyomasın %8-28 arasında arttığını, en büyük etkinin killi-tın, en az etkinin ise kumlu-tın toprakta ortaya çıktığını tespit etmiştir. Aynı çalışmada çamur uygulamalarına bağlı olarak dehidrogenaz aktivitesinin % 18-25, alkalın fosfotazın % 9-23 ve arginin-amonifikasyon aktivitesinin ise %8-12 arasında artış gösterdiği de belirlenmiştir. Araştırmacı ayrıca $10 \text{ m}\mu\text{g.g}^{-1}$ Cd konsantrasyonunun bu parametreler üzerinde hiçbir etkiye sahip olmadığını, fakat $50 \text{ m}\mu\text{g.g}^{-1}$ Cd miktarının ise mikrobiyal biyomas ve enzim aktivitesini özellikle kumlu-tın topraklarda olumsuz yönde etkilediğini de bildirmiştir.

Balzer and Ahrens (1990), milli-tın bir toprakta biyolojik aktivite üzerine 20 yıldır uygulanan arıtma çamurunun etkisini incelemiştir. Araştırmacılar; 2.5 t ha^{-1} çamur uygulamasının mineral gübre uygulamasına oranla biyolojik aktiviteyi önemli oranda artırdığını

fakat 5 t ha⁻¹'lık uygulamanın bazı enzim aktiviteleri ve mikrobiyal biyomasta azalışa neden olduğunu belirtmişlerdir. Sonuçlar, uzun süreli ve yüksek miktarlarda arıtma çamuru uygulamalarının toprak mikroflorası üzerinde ters etkiler yapabileceğini ve kirleticilerin birikebileceğini göstermiştir.

Chander and Brookes (1991), metallere (Zn, Cu, Ni ve Cd) zenginleştirilmiş arıtma çamurunun 22 yıl önce uygulandığı topraklarda mikrobiyal biyomas miktarını ölçmüşler ve AB'nin izin verdiği sınır değerlerin altındaki konsantrasyonların mikrobiyal biyomas üzerinde olumsuz bir etki yaratmadığını fakat sınır değerlerin 2.5 kat üzerinde Cu içeren uygulamaların mikrobiyal biyomas miktarını % 40 oranında azalttığını (kumlu-tın ve killi-tın toprakta) saptamışlardır. Araştırmada ayrıca bu Cu konsantrasyonlarında organik C ve total N birikimlerinin kumlu tın toprakta % 40, killi-tın toprakta ise % 30 oranında arttığı da belirlenmiştir.

Khan and Scullion (2002), yüksek metal konsantrasyonları içeren çamurların topraklarda kullanımının, toprak mikrobiyal toplulukları ve bunların aktivitelerinde kısa süreli değişikliklere neden olabileceğini bildirmişlerdir.

Barbarick et al. (2004), doğal ekosistemlere (fundalık ve çayır mer'a) iki farklı dozda (30 ve 40 mg ha⁻¹) bir kez uyguladıkları arıtma çamurlarının etkilerini 6 yıl sonra araştırmışlar ve mikrobiyal biyomasın en az % 11 oranında, toprak solunumunun ise kontrol araziye oranla 1.7 (çayır mer'a) ve 2.3 kat (fundalık) arttığını saptamışlardır. Araştırmada

ayrıca azot mineralizasyonunda çayır meralarda 3.6 ve fundalık arazide 5.4 kat yükseldiği belirlenmiştir.

Garcia-Gil et al. (2004), 40 t ha⁻¹ dozunda arıtma çamuru uyguladıkları arpa bitki örtüsü altındaki topraklarda, çamurun bakiye etkisini uygulamadan 9 ve 36 ay sonra izlemişlerdir. Araştırmacılar mikrobiyal biyomas, bazal solunum, metabolik oran (qCO₂) ve enzimatik aktivitelerin 9 ay boyunca arttığını saptamışlar ve bunun nedenini de artan mikrobiyal metabolizma ve zenginleşen mineralizasyon olaylarına bağlamışlardır. 36 ay sonra ise, bu parametrelerin kontrol toprağın değerine yakın değerler verdiğini bildirmişlerdir.

Fernandez et al. (2005), yetiştirdikleri mısırın azot ihtiyacını baz olarak uyguladıkları çamur dozlarına bağlı olarak topraktaki bazal solunum, mikrobiyal biyomas-C ve N'u, metabolik oran (qCO₂) ve enzimatik aktivitelerin arttığını ve bunların değerlerinin arıtma çamuru dozlarıyla pozitif ilişkiler verdiğini saptamışlardır.

Stoven et al. (2005), uzun süreli bir arıtma çamuru denemesinde, ağır metallere zenginleştirilmiş ve zenginleştirilmemiş çamurun 13 yıl sonraki mikrobiyal etkilerini araştırmışlardır. Her iki tip çamurun aerobik heterotrofik bakterileri ve aktinomisetleri uyurduğunu saptandığı çalışmada, fungus ve aerobik selülotik bakteri sayılarının ağır metallere zengin çamur uygulamalarında diğerine oranla daha azaldığı ve dehidrogenaz aktivitesi ile mikrobiyal biyomasın da benzer sonuçları verdiğini belirlenmiştir.

Aoyama et al. (2006), kireçle stabilize edilmiş arıtma çamuru kompostunun, Ca birikiminin görüldüğü yüksek arazilerde kullanımının, mikrobiyal biyomas üzerindeki etkilerini incelemiştir. 0, 20, 40 ve 60 t ha⁻¹ yıl⁻¹ dozlarında 4 yıl boyunca uyguladıkları arıtma çamurunun, mikrobiyal biyomas/ total toprak C'ü oranını azalttığını, biyomas spesifik solunum oranını (qCO₂) artırdığını, bunun da kireçli arıtma çamurunun mikrobiyal biyomas üzerindeki olumsuz etkilerinden kaynaklandığını ileri sürmüşlerdir. Araştırmacılar, arıtma çamurundaki ağır metal konsantrasyonlarının düşük olmasına rağmen bu olumsuz etkinin ortaya çıkışını, suda eriyebilir Ca⁺² konsantrasyonunun artışına bağlamışlardır.

Toprakların ağır metaller tarafından etkilenme düzeyini belirlemede toprak mikrobiyal biyomasının yanında, toprak solunumu, C ve N mineralizasyonu, biyolojik N₂ fiksasyonu ve bazı toprak enzimleri gibi mikrobiyal aktiviteler de kullanılmaktadır. Bu tür parametreleri incelemek suretiyle, doğal ekosisteme ait dengenin kirleticiler tarafından bozulup bozulmadığını tespit etmek mümkün olmamaktadır (Brooks, 1995).

Arıtma çamurlarının tarım alanlarına uygulanmasında bir vejetasyon periyodu boyunca alınabilir hale geçen azot miktarlarının tahmini için azot mineralizasyon oranlarının bilinmesi büyük önem taşımaktadır. Çamurdaki organik azotun mineralizasyonu ile ilgili çalışan Sabey (1980); anaerobik olarak çürütülmüş çamurlarda 16 haftalık bir inkübasyon periyodu sonunda azot mineralizasyonunun % 4–48 arasında değiştiğini ve organik azotun mineralizasyon potansiyelinin inkübasyon

şartlarına ve/veya kullanılan çamur ve toprağın özelliklerine bağlı olarak büyük değişim gösterdiğini saptamıştır.

Kocaer vd. (2003), gıda endüstrisi kökenli bir arıtma çamurunun azotlu gübre potansiyelinin ortaya konması amacıyla yaptıkları bir araştırmada; farklı oranlarda çamur uygulanmış topraklar 194 gün süresince inkübe edilerek mineralize olan organik azotun ve inorganik azot formlarının zamana bağlı olarak değişimleri incelenmiştir. Araştırma sonuçları, farklı oranlarda çamur uygulanmış ve uygulanmamış topraklarda organik azotun ilk 136 gün boyunca (yaklaşık 4.5 ay) hızla mineralize olduğunu ve mineralizasyonun 136. günden sonra yavaşladığını veya durduğunu göstermiştir. İnkübasyon çalışmasının sonucunda 16 g kg⁻¹ oranında yapılan çamur uygulamasının azot mineralizasyonu açısından en iyi sonucu verdiği tespit edilmiştir.

Rhyner et al. (1995), 16 haftalık bir inkübasyon çalışmasının ardından çamurdaki organik azotun % 4 ila % 48 oranında mineralize olduğunu ortaya çıkarmışlardır.

Organik azotun, bitkiye yararışlı inorganik azota mineralize olma oranı, uygulanan çamurun fiziksel ve kimyasal özellikleri yanında, çamurun uygulandığı toprağın fiziksel ve kimyasal özelliklerine, sıcaklığa ve toprağın su içeriğine bağlı olarak da değişiklik göstermektedir (Anonim, 1983). Net azot mineralizasyon hızlarının belirlenmesi için yapılan laboratuvar çalışmaları arıtma çamurunun karakteristiklerine bağlı olarak ilk büyüme mevsimi için mineralizasyon hızlarının % 0'dan % 58'e kadar değişebildiğini göstermektedir (Chae

and Tabatabai, 1986). Genel olarak azot mineralizasyon hızı, çürütülmemiş ham ön çökeltim çamurları ve atık aktif çamurlarda daha yüksek, kompostlaştırılmış ve ısıl işlem görmüş çamurlarda ise daha düşüktür.

Schaumberg et al. (1980), anaerobik olarak ayrıştırılmış 2 farklı atık çamur örneğini hafif bünyeli bir toprağa uygulamışlar ve farklı pH değerlerinde atık çamurlarda oluşan biyokimyasal olayların suda çözünebilir fraksiyonlarını incelemiştir. Bu araştırma bulgularına göre; atık çamurların mikrobiyal olarak ayrışmasının, toprak reaksiyonu ve içerdikleri su düzeylerine bağlı olarak değiştiği ve bu iki parametrenin optimal olduğu koşulda biyokimyasal transformasyonların ancak 10 haftada tamamlanabildiği belirtilmiştir. Deneme sonunda su doygunluğu ve asit koşulların prosesi olumsuz yönde etkilediği de araştırmacılar tarafından belirtilmiştir.

Ağır metallerin mikroorganizmalar üzerindeki toksik etkileri veya yararı bazı toprak özelliklerine çok bağlıdır. Bu özellikler pH, inorganik anyon ve katyonlar, kil mineralleri, sulu metal oksitler, organik madde cinsi ve miktarıdır (Baath, 1989).

Ağır metallerin farklı düzeyleri ile kirlenmiş 16 İtalya toprağında kimyasal özellikler ve biyolojik parametreler araştırılmış ve korelasyon analizleri sonucu metaller ve toprakların organik C içerikleri arasında pozitif ilişkiler saptanmıştır. Ağır metaller ile toprak solunumu ve CO_2 -C/mikrobiyal biyomas-C oranı arasında ise negatif ilişkiler ortaya çıkmıştır (Valsecchi et al., 1995).

Düşük (4.8 – 5.8 pH) ve yüksek (6.4 – 7.0 pH) pH düzeylerine sahip topraklara iki farklı dozda (100 ve 300 m³ ha⁻¹ yıl⁻¹) ağır metal içeren ve içermeyen arıtma çamuru uygulanmış ve yüksek pH'lı topraklarda dehidrogenaz aktivitesi önemli oranda yüksek bulunmuştur. Ağır metal içermeyen çamurun uygulandığı topraklarda dehidrogenaz kontrole oranla %66 (yüksek pH'da) ve %50 (düşük pH'da) daha yüksek çıkmıştır. Bu araştırmada dehidrogenaz enzim aktivitesinin mikrobiyal biyomasın ağır metallere etkilenme şeklini saptamada hassas bir yöntem olarak kullanılabilmesi ileri sürülmüştür (Obbard et al., 1994)

Chander and Brookes (1991b); dehidrogenaz tarafından TTC (trifeniltetrasolyumklorür)'in redüksiyonu sonucu oluşan TPF (trifenil formazan) absorbansının ağır metaller tarafından azaltılıp azaltılmadığını saptamak için bir deneme yapmış ve Cu'ca zengin arıtma çamuru içeren topraklarda TPF'nin önemli oranda azaldığını fakat diğer metal uygulamalarından etkilenmediğini belirlemişlerdir. Araştırmacılar Cu ile kirlenmiş topraklarda dehidrogenaz aktivitesinin önemli oranda azalma nedeninin; TPF ile Cu arasındaki abiyotik reaksiyondan kaynaklandığını ileri sürmüşlerdir.

Reddy and Faza (1989); 0, 40, 80 ve 120 t ha⁻¹ dozlarında arıtma çamuru uyguladıkları topraklarda en yüksek dehidrogenaz aktivitesini (DHG) kontrol örnekte, en düşük aktiviteyi ise 120 t ha⁻¹ arıtma çamuru uygulanan toprakta saptamışlar ve bütün örneklerde kontrole oranla DHG aktivitesinin düşüklüğünü, arıtma çamurundaki ağır metal konsantrasyonlarına bağlamışlardır.

Aritma çamuru uygulanmış (0, 40, 80 ve 129 t ha⁻¹) rizosfer ve rizosfer dışı topraklarda enzimlerin aktivitesi incelenmiş ve araştırma sonucunda; rizosfer tabakasındaki dehidrogenaz, üreaz ve fosfotaz aktivitelerinin rizosfer dışı ve ekim öncesi alınan toprak örneklerindeki enzim aktivitelerinden daha yüksek olduğu tespit edilmiştir. Aritma çamuru uygulanmamış kontrole oranla dehidrogenaz aktivitesi %9–59 arasında daha az saptanmış ve bu engellemenin arıtma çamurundaki ağır metal (Cu, Zn, Ni, Cd, Fe ve Mn) konsantrasyonları ile ilişkili olduğu bulunmuştur. Ekim öncesi ve rizosfer dışı topraklarda artan çamur konsantrasyonları ile üreaz aktivitesi azalırken, rizosfer topraklarında artmıştır. (Reddy et al., 1987)

Garcia et al. (1993), 3 farklı kentsel organik materyal grubunu (taze şehir çöpü, arıtma çamuru ve her ikisinin kompostlaşmış şekli) bazı biyokimyasal özellikler (ATP miktarı ile 5 hidrolaz enzim aktivitesi) açısından incelemişlerdir. En yüksek ATP değerinin arıtma çamurunda ve en düşük ATP değerinin ise kompostta ortaya çıkması bu parametrenin bu tür atıklardaki organik maddenin ayrışmasını izlemek için uygun bir yöntem olduğunu göstermiştir. Bazı inhibitörlerin varlığından dolayı üreaz aktivitesi katı kentsel atıklarda genellikle farklılık gösterirken, en yüksek üreaz, fosfataz ve β -glukozidaz aktivitesi arıtma çamurunda bulunmuştur. Araştırmada ayrıca tüm enzimatik aktivitelerin kompostlama ile azaldığı tespit edilmiştir.

Üç farklı tipteki toprağa arıtma çamuru uygulanmış ve laboratuvar şartları altında β -glukozidaz enzim aktivitesi ölçülmüştür. Düşük çamur dozlarında (10 ve 30 mg çamur gr⁻¹ toprak) enzim

aktivitesinin engellendiği, yüksek çamur dozlarında ise (100 ve 200 mg çamur gr⁻¹ toprak) arttığı gözlenmiş ve enzim aktivitesindeki bu artışın yüksek besin maddesi ve organik madde miktarından dolayı mikrobiyal aktivitenin uyarılmasından kaynaklandığı ileri sürülmüştür. Araştırmacılar humik maddeler ve kil mineralleri ile bağlanmanın ağır metallerin olumsuz etkilerini azaltmada önemli bir rol oynadığını bildirmişlerdir (Eivazi and Zakaria, 1993).

Alüviyal topraklarda bazı enzim aktiviteleri ve ağır metal konsantrasyonları üzerine endüstriyel ve evsel arıtma çamurunun etkilerini saptamak üzere saksı kültürü denemeleri gerçekleştirilmiştir. Evsel arıtma çamurlarındaki ağır metal konsantrasyonlarının daha düşük ve biyolojik yararışlılığının yüksek olduğunun saptandığı çalışmada; çamur uygulaması toprakta, üreaz, polifenol oksidaz ve nötral fosfotaz aktivitelerini arttırmış ve polifenol oksidaz ve nötral fosfotaz aktiviteleri topraktaki değişebilir Zn ve Cu konsantrasyonları ile ters bir ilişki göstermiştir. Araştırmacılar, polifenol oksidaz ve katalaz aktivitelerinin topraktaki Zn kirliliğini belirlemede indikatör olarak kullanılabileceğini ileri sürmüşlerdir (Tan et al., 2004).

1978 yılından beri kentsel arıtma çamuru ve kompostu ile ıslah edilen tarım topraklarında Zn ve Cu'nun toprak enzim aktiviteleri (asit fosfotaz, alkalın fosfotaz, arylsülfataz, selüloz, dehidrogenaz, proteaz, üreaz, β-D Glukozidaz, β-D-fructofuronosidase (invertas) ve mikrobiyal biyomas C'u üzerindeki etkileri incelenmiştir. Arıtma çamurlarının ve kompostların uzun süre uygulanması, topraklarda 140–144 mg kg⁻¹ oranında Cu ve 216–292 mg kg⁻¹ oranında Zn birikimine sebep olmuştur.

Mikrobiyal biyomas karbonunun miktarı arıtma çamuru ya da kompost uygulamaları ile artmıştır. Ancak bazı enzim aktivitelerinin mikrobiyal biyomasa oranı, kontrol topraklara oranla daha düşük çıkmıştır. Toprak enzim aktivitelerini en fazla olumsuz etkileyen element Zn olmuştur (Kunito et al., 2001).

Marschner et al. (2003), bazı organik materyal ve inorganik gübrelerin düşük miktarda fakat uzun süreli uygulanmasının, toprağın biyolojik ve kimyasal özellikleri üzerindeki etkilerini araştırmışlardır. Denemede 5 farklı uygulama yapılmış (N,P,K; ürün atıkları; mineral gübrelerle ürün atıkları, ahır gübresi, arıtma çamuru ve saman) ve kullanılan organik materyallerin toprağın organik karbon içeriğini artırdığı belirlenmiştir. Fakat çözünmüş organik karbon içeriğinde herhangi belirgin bir etki ortaya çıkmamıştır. İncelenen enzimlerden sadece proteaz aktivitesi farklı uygulamalardan etkilenmiştir. Bu enzim aktivitesi arıtma çamuru uygulaması ile artmış, sadece mineral gübre uygulamalarında ise azalmıştır.

Toprakların biyolojik ve biyokimyasal özellikleri üzerine arıtma çamuru uygulamasının etkisinin incelendiği bir başka çalışmada, 0,50 ve 100 ton ha⁻¹'lik arıtma çamuru uygulamasının toprakta var olan mikrobiyal biyomas miktarını ve toprağın N mineralizasyon potansiyelini belirgin bir şekilde arttırdığı saptanmıştır. Çamur uygulaması toprağın enzim aktivitelerini (arlısülfataz, asit ve alkalın fosfotaz) bir dereceye kadar artırırken toprak popülasyonunun fonksiyonel farklılığını belirgin bir şekilde azaltmıştır. Bu sonuçlar, çamur uygulamasının, mikrobiyal popülasyonun farklılığındaki azalma ile sonuçlanmasına rağmen, toprak

mikrobiyal biyomasını ve bunun bitki besin maddesi mineralizasyon potansiyelini değiştirmediğini ya da artırdığını göstermiştir (Banerjee et al., 1997).

Cd ve arıtma çamurunun mikrobiyal biyomas ve enzim aktiviteleri üzerindeki etkileri konusunda 3 adet toprakta 2 ay boyunca inkubasyon çalışmasının yapıldığı bir araştırmada; arıtma çamuru uygulamalarının mikrobiyal biyoması % 8–28 oranında, dehidrogenaz, alkalın fosfotaz ve arginin-aminifikasyon aktivitelerini ise sırasıyla % 18–25 , % 9–23 ve % 8–12 oranında artırdığı saptanmıştır. $10\mu\text{g gr}^{-1}$ oranında Cd ilavesinin, bu parametreler üzerinde herhangi belirgin bir değişikliğe neden olmadığı, ancak $50\mu\text{g gr}^{-1}$ Cd'un toprak mikrobiyal biyomasını ve enzim aktivitesini, killi-tın ya da tınlı topraklara oranla kumlu-tın topraklarda daha fazla olumsuz etkilediği tespit edilmiştir (Dar, 1996).

Frankerberger et al. (1983) 3 farklı tarla nemine sahip toprak örneklerini, ağır metallerin yüksek konsantrasyonlarını içeren 5 farklı oranda arıtma çamuru ile muamele etmişler ve üreaz aktivitesini düşük uygulama dozlarında (2,2 ve 8,9 mg çamur gr^{-1} toprak) belirlemişlerdir. Sonuçlar arıtma çamurunun üreaz aktivitesini genellikle azalttığını, ancak yüksek uygulama dozlarında, (22,2; 44,4 ve 100 mg çamur gr^{-1} toprak) artırdığını göstermiştir. Araştırmacılar enzim aktivitesinin engellenmesini çamurdaki ağır metallerin varlığına, artan üreaz aktivitesini ise çamurların yüksek organik madde ve besin maddesi içeriğine bağlamışlardır.

Belediyeye ait arıtma çamuru (biyokatı) ile zeytinyağı fabrikası atığının (zeytin keki) ayrı ayrı ve kombine uygulamalarında humik maddeler ile 3 adet hidrolitik enzim (β -glukosidaz, fosfotaz ve üreaz), 9 aylık bir kompostlama işlemi boyunca incelenmiştir. Araştırmada arıtma çamuru ile zeytinyağı fabrikası atığı karıştırıldığında mikrobiyal aktivitenin arttığı belirlenmiştir. Yine her iki örnekte de 9 aylık bir kompostlama periyodundan sonra organik ekstraktların β -glukosidaz, fosfotaz ve üreaz aktivitelerinin ya arttığı ya da aynı kaldığı saptanmıştır. Araştırmacılar, kompostlaşmış zeytin kekinin yalnız ya da biyokatlularla (arıtma çamurlarıyla) karışık olarak ıslah materyali olarak kullanımının, özelliği bozulmuş topraklarda C, P ve N döngüsünü tekrar aktive etmek için iyi bir alternatif olabileceğini ileri sürmüşlerdir (Benitez et al., 2004).

İspanya'da, ağır metal ile kontamine olmuş bir toprağın, ıslah çalışmaları sonucunda mikrobiyal içerikleri (mikrobiyal biyomas karbonu (MBC), arylsülfataz, β -glukosidaz, dehidrogenaz enzim aktiviteleri ve mikrobiyal heterotrofik potansiyel) yanında bazı kimyasal özelliklerinde (pH, CaCl_2 , çözünebilir ağır metal konsantrasyonları, toplam organik karbon ve suda çözünebilir karbon) meydana gelen değişiklikler incelenmiştir. Denemede 4 adet organik ıslah materyali (çöp gübresi, biyokatı kompostu, leonardit ve kuru sap-saman ot karışımı) ve inorganik ıslah materyali (şeker pancarı kireci), 100 t ha^{-1} dozunda toprağa uygulanmıştır. Genel olarak bu uygulamalar toprağın kimyasal özelliklerini düzeltmiştir. Çözünebilir ağır metal konsantrasyonu azalırken, toprak pH'sı, toplam organik karbon ve suda çözünebilir karbon, uygulama yapılmış topraklarda artmıştır. Ayrıca topraklarda

saptanan yüksek mikrobiyal biyomas karbonu, enzim aktiviteleri ve glukoz mineralizasyon değerleri, uygulamaların kontamine olmuş topraklarda toprak kalitesini iyileştirdiğini göstermiştir (Mora et al., 2005).

Kızılkaya ve Bayraklı (2005); farklı doz (0, 100, 200 ve 300 ton ha⁻¹) ve C/N oranlarına sahip (3:1, 6:1 ve 9:1) arıtma çamuru uyguladıkları killi tın bir toprakta enzim aktivitesini 90 gün süre ile incelemiştir. Arıtma çamuru uygulaması enzim aktivitelerinde hızlı ve önemli bir artışa neden olmuş, fakat ilerleyen zaman ile birlikte enzim aktivite değerleri azalmıştır. β -glukozidaz, alkalın fosfotaz ve arılsülfataz aktiviteleri 30 gün içerisinde en yüksek değerine ulaşırken, üreaz aktivitesi 15 gün sonra bir maksimum yapmış ve sonra azalmaya başlamıştır.

3. MATERYAL VE YÖNTEM

3.1. Materyal

Denemede materyal olarak Toprak ve Su Kaynakları Menemen Araştırma Enstitüsü deneme tarlası toprağı, İzmir İZSU Çiğli Atıksu Arıtma Tesisi arıtma çamuru, deneme bitkisi olarak da Cumhuriyet 75 çeşidi buğday ve Nazilli 84 çeşidi pamuk tohumu kullanılmıştır.

3.1.1. Araştırma yerinin tanımı

Araştırma, Tarım ve Köyişleri Bakanlığı Tarımsal Araştırmalar Genel Müdürlüğü Toprak ve Su Kaynakları Menemen Araştırma Enstitüsü deneme arazisinde kurulmuştur. Araştırmanın yürütüldüğü Menemen Ovası Gediz Havzasının mansap kısmında $38^{\circ} 26'$ ve $38^{\circ} 40'$ kuzey enlemleri ile $26^{\circ} 40'$ ve $27^{\circ} 07'$ doğu boylamları arasında yer almaktadır. Batı Anadolu'daki dört büyük vadi arasında havza ve taban genişliği bakımından ikinci sırada yer alır. Havzanın alüviyal tabanı Manisa'nın batısındaki Emiralem boğazı ile ikiye bölünmüştür. Söz konusu boğaz ile deniz arasında kalan kısım Menemen Ovası olup doğuda Yamanlar Dağı, Kuzeyde Foça dağlık yöresi ile kuşatılmıştır (Topraksu, 1971).

3.1.2. Araştırma Yerinin Arazi ve Toprak Özellikleri

Menemen ovası, Emiralem Boğazından denize doğru açılan büyükçe bir yelpaze şeklindedir. Büyük bir kısmını Gediz alüviyumu ve ikinci derecede yan dere alüviyumu teşkil eder. Ovayı çevreleyen yamaçların eteklerinde ince kolüviyum şeridi yer almaktadır. Ova güney-kuzey yönünde 30 km, batı-doğu yönünde ise yaklaşık 20 km'dir. Ovayı

doğu ve kuzeyden dik eğimli dağ ve tepeler kuşatır. Gediz alüviyal tabanı 0-6 metre, yan alüviyaller ve koluviyaller ise 6 ile 30 metre yükseltidedir. Çevre dağları ise 1100 metreye yaklaşır. Enstitü arazilerinin yer aldığı Gediz-Çiftlik-Eskiyatak Birliğini içine alan Gediz alüviyumu iyi – yetersiz drenajlı, kum-ince tın bünyeli, tuzsuz topraklardır. Yükselti 4–10 m arasındadır (Topraksu, 1971).

Deneme alanında toprak etüdü amacı ile profil çukuru açılmış ve profil içerisinde bulunan farklı katmanlardan alınan örneklerde gerekli inceleme, gözlem ve analizler yapılmıştır (Ek-1;Çizelge 3.1).

Çizelge 3.1. Deneme toprağının özellikleri

Örnekleme yeri	: Toprak ve Su Kaynakları Menemen Araş. Enst. Deneme Tarlası
Örnekleme Tarihi	: 29/06/2004
Koordinat	: 38°37'35" N 27°02'22" E
Denizden Yüksekliği	: 9 m
Arazi Tipi	: Delta
Rölyef	: Düz, Düze yakın eğim (% 0- %0,2)
Ana Materyal	: Alüviyum
Erozyon Sınıfı	: Yok
Taşlılık Sınıfı	: Yok
Kayalık Sınıfı	: Yok
Drenaj Sınıfı	: İyi
Arazi Kullanım Şekli	: Sulu Tarım
Bitki Türü	: Tek yıllık buğday ve pamuk münavebesi
Arazi Kul. Yetenek Sınıfı	: I
Seri	: Gediz
Sıra	: Entisol
Alt Sıra	: Fluvent
Büyük Grup	: Xerofluvent
Alt Grup	: Typic Xerofluvent



Şekil 3.1. Deneme arazisi profil tanımlaması

Çizelge 3.2. Çalışma alanı profilinin bazı morfolojik özellikleri çizelgesi

Horizon	Derinlik (cm)	Pedon Tanımlaması
Ap	0-23	Kuru iken (10 YR 6/3) soluk kahverengi, ıslak iken (10 YR 4/3) Koyu kahverengi, Milli tın dokulu (SiL), belirli ve düz sınırlı, Orta granüler strüktür, Kuru iken hafif sert, ıslak iken az yapışkan, az plastik, HCL ile köpürme.
A2	23-52	Kuru iken (10 YR 6/3) soluk kahverengi, ıslak iken (10 YR 5/3) kahverengi, Milli tın dokulu (SiL), keskin ve düz sınırlı, Orta granüler strüktür, Kuru iken hafif sert, ıslak iken az yapışkan, az plastik, HCL ile köpürme.
C1	52-69	Kuru iken (10 YR 7/2) açık gri, ıslak iken (10 YR 5/2) grimsi kahverengi, Milli tın dokulu (SiL), belirli ve düz sınırlı, Orta granüler strüktür, Kuru iken hafif sert, ıslak iken az yapışkan, az plastik, HCL ile köpürme.
C2	69-109	Kuru iken (10 YR 6/3) soluk kahverengi, ıslak iken (10 YR 4/3) Koyu kahverengi, kumlu tın dokulu (SL), belirli ve düz sınırlı, Orta granüler strüktür, Kuru iken hafif sert, ıslak iken az yapışkan, az plastik, HCL ile köpürme.
C3	109-135	Kuru iken (10 YR 6/3) soluk kahverengi, ıslak iken (10 YR 4/3) Koyu kahverengi, Kumlu tın dokulu (SL), belirli ve düz sınırlı, Orta granüler strüktür, Kuru iken hafif sert, ıslak iken az yapışkan, az plastik, HCL ile köpürme.
C4	135-150	Kuru iken (10 YR 6/3) soluk kahverengi, ıslak iken (10 YR 4/3) Koyu kahverengi, Kumlu tın dokulu (SL), belirli ve düz sınırlı, Orta granüler strüktür, Kuru iken hafif sert, ıslak iken az yapışkan, az plastik, HCL ile köpürme.

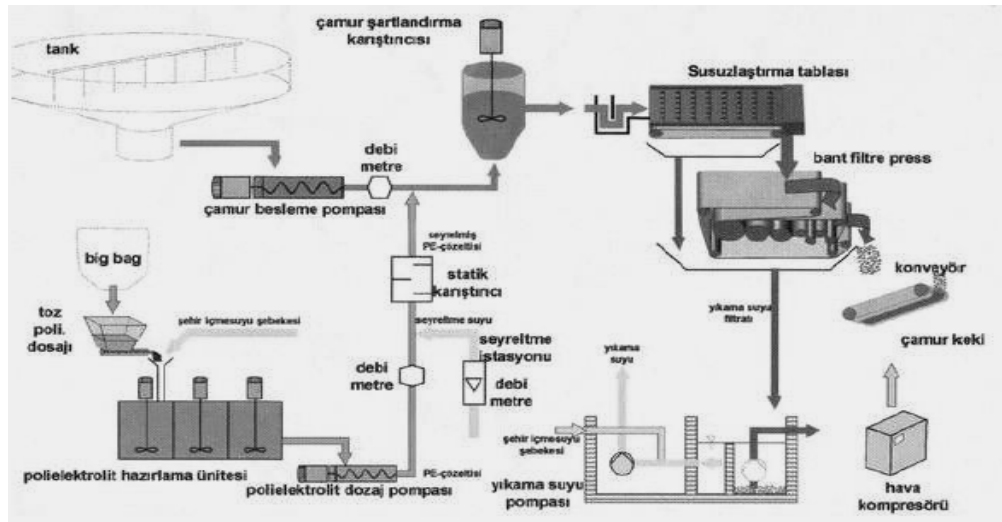
Deneme arazisinde açılmış olan toprak profili Soil Taxonomy (1999)'a göre incelenerek tanımlanmış ve alüviyal depozitler üzerinde oluşması, organik madde içeriğinin %2'den düşük olması ve “*Xeric*” toprak rutubet rejimine girmesi yanında yapılan analiz (Ek 1), gözlem ve değerlendirmeler ışığında deneme alanı toprakları “*Xerofluvent*” büyük toprak grubuna ve bu grubun tüm özelliklerini taşıması nedeniyle de “*Typic Xerofluvent*” alt grubuna yerleştirilmiştir.

3.1.3. Araştırma yerinin iklim özellikleri

Menemen Ovasında Akdeniz iklimi hakim olup yazları sıcak ve kurak, kışları ılık ve yağışlıdır. Uzun yıllar (50 yıl) ortalama iklim verilerine göre; toplam yıllık yağış 542.3 mm olup bunun yaklaşık %50'si kış, %25'i ilkbahar, %23'ü sonbahar ve %2'si yaz aylarında düşmektedir. Ortalama sıcaklık 16.8 °C olup, en sıcak ay ortalaması 26.9 °C ile Temmuz ve en soğuk ay ortalaması 7.8 °C ile Ocak ayıdır. Ortalama nispi nem %57.1 olup en yüksek % 66.2 ile Aralık, en düşük ise %46.5 ile Temmuz ayında gerçekleşmiştir. Toplam buharlaşma 1570.3 mm olup, en düşük aylık buharlaşma 45.3 mm ile Aralık ayında, en yüksek buharlaşma ise 268.5 mm ile Temmuz ayında gerçekleşmiştir. Menemen Toprak ve Su Kaynakları Araştırma Enstitüsü rasat istasyonununun 1954 – 2003 yılları ortalaması ile araştırmanın yürütüldüğü yıllara ilişkin iklim verileri Ek-2'de verilmiştir (KHMAE, 2004).

3.1.4. Arıtma çamuru

Araştırmada kullanılan arıtma çamuru, İzmir Körfezi'nin kirlenmesini önlemek amacı ile İzmir Büyük Kanal Projesi dahilinde inşa edilmiş olan İZSU Çiğli Atıksu Arıtma Tesisi'nden temin edilmiştir. Tesis; mekanik ön arıtım üniteleri, azot ve fosfor gideriminin yapıldığı ön çöktelmeli, anaerobik biyofosfor havuzu ilaveli ileri biyolojik arıtma sistemi ile inşa edilmiş olup uzun havalandırmalı oksidasyon havuzları türündedir. Tesis ayrıca çamur susuzlaştırma ünitelerini de içermektedir. Çiğli Atıksu Arıtma Tesisi 2000 yılı başında devreye alınmış olup 2002 yılından bu yana günde ortalama 600.000 m³ atıksu arıtılarak İzmir körfezine deşarj edilmektedir (İşgenç ve Tokat, 2005).



Şekil 3.2. Çamur susuzlaştırma ünitesinin basitleştirilmiş akış şeması

İzmir-Çiğli Atıksu Arıtma Tesisi Çamur Bertaraf Sistemi, çamur toplama tankları, polielektrolit hazırlama ünitesi, mekanik çamur yoğunlaştırıcılar, belt presler ve kireçleme sisteminden oluşmaktadır (Şekil 3.2). Tesiste 2 adet 27 m çapında 5 m derinliğinde çamur toplama havuzu bulunmaktadır. Bu havuzdaki karışım 2 adet dalgıç mikserle sağlanmaktadır. Çamur toplama tanklarında ön ve son çökeltme çamurları karıştırılmaktadır. Çamurun sudan ayrıştırılmasını sağlamak amacıyla çamura polielektrolit ilave edilmektedir. Polielektrolitin hazırlanması için 3 adet paket tip polielektrolit hazırlama ünitesi bulunmaktadır. Çamur şartlandırması, polielektrolitin çamura boruda dozlanmasıyla başlamaktadır. Daha sonra mikserlere gelen çamur karıştırma işleminden geçirilmektedir. %1,46 kuru madde içeriğine sahip çamur, şartlandırma işleminden sonra 10 adet belt tipi, 99 m³ /saat besleme kapasitesi olan mekanik yoğunlaştırıcıdan geçirilerek kuru madde içeriği %6'ya çıkarılmaktadır. Yoğunlaştırıcıdan elde edilen çamur 10 adet, 24 m³ /saat besleme kapasiteli belt preslere verilmektedir (Şekil 3.3).



Şekil 3.3. Susuzlaştırma işleminin yapıldığı belt filtreler.

Belt preslerde çamur %20-25 kuru madde içeriğine kadar susuzlaştırılmaktadır. Susuzlaştırılan çamur kireç ile stabilize edilmektedir. Toz CaO kullanılarak çamurun pH değeri 12'nin üzerine çıkarılmakta ve patojen mikroorganizmalar bu pH değerinde elimine edilirken koku oluşumu da engellenmektedir. Yaklaşık olarak 0,04 – 0,07 kg CaO/kg çamur veya 0,20 – 0,35 kg CaO / kg kuru madde değerini sağlayacak şekilde (çamur kuru maddeye %10–20 civarlarında) kireç dozlanması gerekmektedir (Seyman vd., 2005). Tesiste 4 adet 50 tonluk kireç silosu bulunmaktadır (Sekil 3.4). Kireçle çamur kekinin tam karışımının sağlanması için helezon tipi karıştırıcılar kullanılmaktadır. Kireçle stabilizasyon sonrası çamur kekinin kuru madde içeriği % 25-35 arasına yükselmektedir. Stabilize edilen çamur, çamur depolama alanına gönderilmektedir (İşgenç ve Tokat, 2005).



Şekil 3.4. Kireç siloları ve kireçle stabilize olmuş çamurun depolama sahasına nakli

İzmir-Çiğli Atıksu Arıtma Tesisinde günlük ortalama olarak 12000 m³ çamur oluşmakta ve işlenmektedir. Bu çamur mekanik

susuzlaştırma sonrası yaklaşık 600 m³'e düşmektedir. Bu çamurun %20 kuru madde içerdiği göz önüne alınırsa bu tesisin yıllık çamur üretimi yaklaşık olarak 43.800 ton (kuru ağırlık) civarındadır (Seyman vd., 2005). Tesisin susuzlaştırma sonrası 2002–2004 yılları arasında çıkan ortalama çamur miktarları Çizelge 3.3'de verilmiştir (İşgenç ve Tokat, 2005).

Çizelge 3.3. Çiğli Arıtma Tesisinden çıkan arıtma çamuru miktarları.

	Birim	Gerçekleşen değerler (2002 -2004 Ortalaması)
Toplam karışık çamur	m ³ /gün	9.080 (%1,35 KM)
Yoğunlaşmış çamur miktarı	m ³ /gün	2.043 (%6 KM)
Çamur keki miktarı (kireçsiz)	ton/gün	605 (%20,26 KM)
Çamur keki miktarı (kireçli)	ton/gün	496 (% 29,43 KM)
Filtrat miktarı (yoğunlaştırma)	m ³ /gün	7.037
Filtrat miktarı (belt-pres)	m ³ /gün	1.438
Toplam Filtrat miktarı	m ³ /gün	8.475

3.1.5. Araştırma yerinin tarımsal yapısı ve üretimi

Tarımsal potansiyeli yüksek olan Menemen Ovasında poli-kültür tarım yapılmaktadır. Sulu tarımın yapıldığı alüviyal taban arazilerde yetiştirilen başlıca ürün % 66 ekiliş oranı ile pamuktur. Tek yıllık bitkiler içinde pamuktan sonra en fazla ekim alanı bulan ürünler sırasıyla hububat (% 10) ve mısırdır (% 4). Bağ ise % 10 oranında ekim alanı ile ova tarımında önemli bir yer tutmaktadır. Bağ, zeytin ve sebze yetiştiriciliği özellikle Gediz ırmak sırtı arazileri ile yan dere alüviyal

alanlarında yapılmaktadır. Son yıllarda çiftçilerin eğitilmesi ve yüksek verimli buğday-arpa çeşitlerinin bölgeye girmesi ile bir ölçüde “Pamuk-Pamuk-Buğday” münavebesi uygulanmaya başlanmıştır. Buğday ekili alanlarda ise ikinci ürün olarak mısır, bostan ve bazı sebzeler yetiştirilmektedir (Anonim, 2004).

3.1.6. Araştırmada kullanılan bitki çeşitleri

Araştırmada yazlık ekmeclik buğday çeşidi olan Cumhuriyet 75 ile Nazilli-84 pamuk çeşidi kullanılmıştır. Yirmi yılı aşkın bir süredir bölgede yetiştirilen Cumhuriyet 75, özellikle yarı taban arazilerde istikrarlı verimi ile dikkat çekmektedir. Bu çeşit, 100-110 cm boylanana, sağlam saplı, başakları beyaz, seyrek, uzun beyaz kılçıklı ve beyaz iri tanelidir. Bin tane ağırlığı 42–48 gr arasındadır. Sarı pasa hassas, kahverengi pasa dayanıklı ve kara pasa orta hassastır. Hızlı ve güçlü gelişme gösterdiğinden diğer çeşitlerden daha geç ekilmelidir. Fazla sulama yatmaya neden olabileceğinden bu çeşitte sulama gerekirse erken dönemlerde ve özenle yapılmalıdır (Kanbertay, 1994).

Nazilli Pamuk Araştırma Enstitüsü’nde melezleme ıslahı ile elde edilen Nazilli-84 pamuk çeşidi, ABD orijinli Carolina Queen ile SSCB (BDT) orijinli 153F pamuk çeşitlerinin bir meleziidir. Bu çeşidin verim potansiyeli yüksek, erkenci, solgunluk hastalığına oldukça dayanıklı, çıplak tohumlu ve çırçır randımanı yüksektir. Küçük, bol yapraklı, yapraklar ve gövde tüysüz, bitki tipi kloster olup, çok fazla boylanmaz (Özkara, 1993).

İzmir ilinde ekimi yapılan tarla bitkilerinin toplam ekim alanı 163 857 ha olup bunun 52 732 ha'nını buğday, 65 463 ha'nını ise pamuk oluşturmaktadır (DİE, 2001). Buğday ve pamuk bitkisinin Menemen ovasında da yaygın bir şekilde ekiliyor olması nedeni ile projede bu bitkilere yer verilmiştir.

3.2. Yöntem

3.2.1. Tarla denemesinin kurulması ve yürütülmesi

Araştırma, Tarım ve Köyişleri Bakanlığı Tarımsal Araştırmalar Genel Müdürlüğü Toprak ve Su Kaynakları Menemen Araştırma Enstitüsü deneme arazisinde tesadüf blokları deneme deseninde kontrol dahil 6 konulu, 4 tekerrürlü, iki yıl süreli çakılı tarla denemesi şeklinde yürütülmüştür (Ek-3). Konular şu şekilde uygulanmıştır;

Ç₀; Kontrol

Ç₁; 1 t da⁻¹ arıtma çamuru

Ç₂; 2 t da⁻¹ arıtma çamuru

Ç₃; 3 t da⁻¹ arıtma çamuru

Ç₄; 4 t da⁻¹ arıtma çamuru

Ç₅; 5 t da⁻¹ arıtma çamuru

Denemede buğday-pamuk münavebe sistemi uygulanmış ve arıtma çamuru ilk yıl buğday bitkisinin ekiminden önce toprağa verilmiştir.

Denemede toplam 24 (6 x 4) parsel mevcut olup, her biri 3.75m x 8m olacak şekilde 30 m²'lik parseller hazırlanmıştır. Tüm parsellerin arasında 3 m boşluk bırakılmıştır. Deneme toplam (24 parselde) 41m x 37,5m = 1537,5 m²'lik bir alanda yürütülmüştür.

Denemede kullanılan arıtma çamuru uygulamadan yaklaşık bir ay önce alınmış ve deneme arazisi yakınında bir yere depolanmıştır. Deneme arazisi deneme kurulmadan önce 20 cm pulluk derinliğinde işlenmiş, rotavatör ile mevcut kesekler küçültülmüş ve yüzey tesviyesi sağlandıktan sonra parseller oluşturulmuştur (Şekil 3.5). Arıtma çamuru, hazırlanan parsellere hesaplanan kuru madde miktarları üzerinden deneme planına göre tartılmış ve parsel içlerine homojen bir şekilde serilmiştir (Şekil 3.6).



Şekil 3.5. Deneme parsellerinin oluşturulması

Arazide parseller üzerine homojen bir şekilde yayılan arıtma çamurları, içeriğinde bulunan çimlenmeyi engelleyici amonyağın uçması ve toprağa daha rahat karışabilmesi için 5 gün süre ile arazide serili bir durumda bekletilmiştir (Şekil 3.6).



Şekil 3.6. Deneme parsellerine arıtma çamuru uygulanması

Arıtma çamuru 23.10.2002 tarihinde 10-15 cm toprak derinliğine kadar rotavatorle iyice karıştırılmış (Şekil 3.7) ve buğday ekimi yapılmıştır (Şekil 3.8). Ekim işlemi, standart miktarda tohum atabilen mibzer ile metrekareye 500 tohum (± 30) ya da 24 kg/da olacak şekilde yapılmıştır. Ekim standart ekim derinliğinde (4-6 m) ve 15 cm sıra aralığında ($187\text{cm} \times 2 = 375\text{cm}$) 2 kez \times 15 sıra = 30 sıra şeklinde yapılmıştır. Pamuk bitkisinin ekimi ise 13 Mayıs 2004 tarihinde yine mibzer ile metrekareye 6 tohum (± 2) yada 6-7 kg/da olacak şekilde yapılmıştır. Ekim standart ekim derinliğinde (4-6 cm) yapılmış ve 75cm sıra arası ile 5 sıra ve 20 cm sıra üzeri olmak üzere 40 bitki ekilmiştir.



Şekil 3.7. Deneme parsellerine arıtma çamurunun rotavatörle karıştırılması



Şekil 3.8. Deneme parsellerine mibzerle buğday ve pamuk ekimi yapılması

Bitkilerin ekiminden başlayarak hasat olgunluğuna kadar gelişimleri izlenmiştir. Buğday bitkisinin hasadı 23 Haziran 2003 tarihinde parcel biçerdöveri ile yapılmıştır. Pamuk bitkisi ise 13.05.2004 tarihinde ekimi yapılmış olup 16.10.2004 - 12.11.2004 ve 22.11.2004 tarihlerinde 3 seferde parcel içindeki pamuk lifleri elle toplanarak hasat edilmiştir (Ek-4).



(a)



(b)



(c)



(d)

Şekil 3.9. Buğday denemesine ait bazı görüntüler



(a)



(b)



(c)



(d)

Şekil 3.10. Pamuk denemesine ait bazı görüntüler

3.2.2.Toprak ve arıtma çamuru örneklerinin alınması ve analizlere hazırlanması

Arıtma çamuru uygulamasını izleyen 1., 3., 6., 9., 12., 18., ve 24. aylarda deneme parsellerinden 0–20 cm derinlikten çelik toprak alma burgusu ile toprak örnekleri alınmıştır. Her parselin 10 farklı noktasından tesadüfi bir şekilde alınan toprak örnekleri polietilen küvetlerde homojen bir şekilde karıştırıldıktan sonra etiketlenerek torbalara konmuş ve buz kutuları içerisinde en kısa sürede laboratuvara ulaştırılmıştır. Toprak eleme odasına getirilen toprak örnekleri iki kısma ayrılmış ve bir kısmı mikrobiyolojik analizlerin yapılabilmesi için doğal arazi neminde 2 mm'lik elekten elenmiş ve kapağı delikli polietilen kutulara konularak +4°C'de muhafaza edilmiştir (Schinner et al., 1995). Geri kalan toprak örnekleri ise fiziksel ve kimyasal analizler için polietilen küvetlerde hava kurusu hale getirmek amacıyla tozsuz ve gölge bir ortama koyulmuştur. Hava kurusu hale gelen topraklar 2mm'lik elekten elenmiş ve polietilen torbalar içerisinde saklanmıştır (Jackson, 1962).

Araştırmada kullanılan arıtma çamurundan da uygulama öncesi bazı fiziksel ve kimyasal özelliklerini saptamak amacıyla örnek alınmış ve polietilen küvetlere koyularak labotatuvara getirilmiştir. Gölgede kurutulan arıtma çamuru 2 mm'lik elekten elenmiş ve analizlere hazır hale getirilmiştir. Arıtma çamuru uygulamasından 2 gün önce depolanan çamurun farklı noktalarından alınan örneklerde yapılan nem analizleri baz alınarak, deneme parsellerine uygulanacak olan arıtma çamuru miktarı hesaplanmıştır.

Toprakların ve arıtma çamurunun fiziksel ve kimyasal analizlerinin tamamı, toprağın mikrobiyolojik ve enzimsel faaliyetlerinin belirlenmesine dayalı analizlerin ise bir kısmı Toprak ve Su Kaynakları Menemen Araştırma Enstitüsü laboratuvarında yapılmıştır. Diğer mikrobiyolojik analizler ise Ege Üniversitesi Ziraat Fakültesi Toprak Bölümü Toprak Mikrobiyolojisi Laboratuvarında gerçekleştirilmiştir.

Buğday tanesi ve pamuk lifinde verim ve potansiyel toksik element analizleri Toprak ve Su Kaynakları Menemen Araştırma Enstitüsü Laboratuvarında yapılmıştır.

Araştırmada kullanılan toprak ve arıtma çamurlarına yönelik fiziksel, kimyasal, mikrobiyolojik analiz yöntemleri aşağıda başlıklar halinde belirtilmiştir.

3.2.3 Toprak ve arıtma çamuru örneklerinde kullanılan analiz yöntemleri

3.2.3.1 Fiziksel ve Kimyasal Analiz Yöntemleri

Bünye: Bouyoucos hidrometre metodu ile belirlenmiş olan % kum, % kil ve % mil miktarı bünye analiz üçgenine uygulanarak tespit edilmiştir (Bouyoucos, 1962).

Toprak rengi: Munsell Renk kartları kullanılarak kuru ve ıslak toprak örneklerinde belirlenmiştir (Munsell Color Company, 1954).

Kireç ($CaCO_3$): Scheibler kalsimetresi ve HCl (1+3'lük) ile tepkimeye giren $CaCO_3$ 'ün çıkardığı gaz hacmi esasına göre volümetrik olarak saptanmıştır (Çağlar, 1949).

Suda Çözünebilir Total Tuz: Saf su ile sature edilmiş toprak macununda Conductivity Bridge Cihazı ile elektriki direnç ölçülerek belirlenmiştir (U.S. Soil Survey Staff, 1951).

Toprak Reaksiyonu (pH): Richards (1954) tarafından belirtildiği şekilde hazırlanan saturasyon macunu iki saat bekletildikten sonra cam elektrodlu WTW İno-Lab 1 pH metre ile okunmuştur.

Toprakta Nem Tayini: Belirli bir miktardaki toprak örneği 105°C'de etüvde sabit ağırlığa gelene kadar uçurulan nemin hesabına göre yapılmıştır (U.S. Salinity Lab. Staff, 1954).

Organik Madde: Potasyum dikromat ($K_2Cr_2O_7$) ile yaş yakılarak organik karbon değeri bulunmuş (Rauterberg and Kremkus,1951) ve bu değer Van Benmelen Faktörü olan 1,724 ile çarpılarak hesaplanmıştır (Black, 1965).

Toplam Azot: Modifiye makrokjeldahl yöntemine göre Salisilik-Sülfirik asit karışımıyla yaş yakılan ve destilasyon işlemiyle Borik asit indikatör karışımına alınan örnekler H_2SO_4 ile titre edilmiştir (Bremmer, 1965).

Alınabilir Fosfor: Olsen et al. (1954), tarafından bildirildiği gibi ekstrakt eriyiği olarak 0.5 M sodyum bikarbonat (pH=8,5) kullanılarak ve 30 dakika çalkalandıktan sonra ekstraktta geçen fosfor miktarı kolorimetrik olarak saptanmıştır.

Alınabilir Potasyum: Richards (1954) tarafından belirtildiği şekilde ekstrakt eriyiği olarak 1 N amonyum asetat (pH=7) kullanılarak

ve ekstrakt çözeltilisine geçen potasyum miktarı flame fotometrede okunarak saptanmıştır.

Toplam Fosfor: HNO₃ ve HCl asitle (Kral suyu 3:1) rodajlı balonlarda geri soğutmalı soksalet sisteminde yaş yakılan arıtma çamuru süzülerek derecesine tamamlanmış Vanadomolibdofosforik sarı renk yöntemine göre spektrofotometrik olarak saptanmıştır (Jackson, 1958).

Toplam Potasyum: HNO₃ ve HCl asitle (Kral suyu 3:1) rodajlı balonlarda geri soğutmalı soksalet sisteminde yaş yakılan arıtma çamuru süzülerek derecesine tamamlanmış fleym fotometrik olarak saptanmıştır (Jackson, 1958; Johnson and Ulrich, 1959)

Değişebilir İyonlar: 1N amonyum asetat ile ekstrakte edilen toprak örneklerinden elde edilen süzükte Na, K ve Ca flame fotometre ile Mg ise Perkin Elmer AS 800 Atomik Absorbsiyon spektrofotometrede belirlenmiştir (Pratt, 1965).

Kasyon Değişim Kapasitesi (KDK): 1N amonyum asetat ile doyurulan toprak örnekleri % 95'lik etil alkolle yıkanıp, toprak tarafından tutulan Na, 1N amonyum asetat ile ekstrakte edilmiştir (Richards, 1954).

Alınabilir Fe, Cu, Mn ve Zn : DTPA ile ekstrakte edilen toprak örneklerinden elde edilen süzükte bu elementler Atomik Absorbsiyon Spektrofotometrede saptanmıştır (Lindsay and Norvell, 1978).

Toplam Potansiyel Toksik Elementler (PTE) (Pb, Cd, Cr, Ni, Cu, Zn): HNO₃ ve HCl asitle (Kral suyu 3:1) rodajlı balonlarda geri soğutmalı soksalet sisteminde yaş yakılan toprak ve arıtma çamuru

örnekleri süzülerek derecesine tamamlanmış ve Grafit Fırınlı Atomik Absorbsiyon Spektrofotometre cihazı ile saptanmıştır (ISO/DIS, 1994-1995).

Suda Eriyebilir Bor: Saturasyon çamuru ekstraktında Karmin indikatörü kullanılarak kolorimetrik olarak tayin edilmiştir (U.S. Salinity Lab. Staff, 1954).

3.2.3.2. Mikrobiyolojik analiz yöntemleri

CO₂-Oluşumu (Toprak Solunumu): 0,1 N KOH çözeltilisi kullanılarak ve 27°C'de 7 günlük bir inkübasyon süresi sonunda saptanmıştır (Isermeyer, 1952).

N-Mineralizasyonu : Su ile doygun hale getirilen topraklar 40°C'de 7 gün inkübasyonda bırakıldıktan sonra açığa çıkan NH₄-N'u modifiye edilmiş Bertholet reaksiyonu ile saptanmıştır (Keeney, 1982).

Mikrobiyal Biyomas-C'u: Su tutma kapasitesinin % 55-60'ı kadar nemlendirilmiş toprak örneklerinde aerob organizmaların glikozu ayrıştırması esasına dayalı 25 °C'de 4 saatlik inkübasyondan sonra ortaya çıkan CO₂ ölçülerek belirlenmiştir (Anderson and Domsch, 1978).

Dehidrogenaz Enzim Aktivitesi: TTC (trifenil tetrasolium klorür) çözeltilisi ilave edilen toprak örneklerinin 16 h 25⁰C'de inkübasyonundan sonra oluşan TPF (trifenil formazan)'nin 546 nm'de fotometrik ölçümü ile belirlenmiştir (Thalman, 1968).

β-Glukozidaz Enzim aktivitesi: Substrat olarak β-glucosido-saligenin (salicin)'in kullanıldığı topraklar 37 °C'de 90 dakika inkübe

edildikten sonra ortaya çıkan saligenin'in 2,6-dibromchinon-4-chloromide ile renklendirilmesi sonucu 578 nm'de fotometrik olarak ölçülmesi ile saptanmıştır (Hoffmann and Dedeken, 1966).

Üreaz Enzim aktivitesi: Substrat olarak ürenin kullanıldığı topraklar 37 °C'de 90 dakika inkübe edildikten sonra ortaya çıkan amonyum 2 M KCl ile ekstrakte edildikten sonra modifiye edilmiş Bertholet reaksiyonu ile tespit edilmiştir (Kandeler and Gerber, 1988).

Alkalin Fosfotaz Enzim Aktivitesi: Tamponlanmış p-nitrofenil fosfat çözeltisi ilaveli toprakların 1 h 37°C'de inkübasyonundan sonra ortaya çıkan fosfomonoesterazların NaOH ile renklendirilmesi sonucu 400 nm'de fotometrik olarak ölçülmesi ile saptanmıştır (Tabatabai and Bremmer, 1969; Eivazi and Tabatabai, 1977).

3.2.4. Bitki örneklerinde kullanılan analiz yöntemleri

Buğday hasat olgunluğuna geldikten sonra, pamuk ise kozaların %50'si açtığında (Eylül-Ekim) birinci el hasat, kalan kozaların %50'si açtığında da (Ekim- Kasım) ikinci el, geri kalan kozaların hepsi açtığında ise üçüncü el hasadı yapılmıştır. Hasat kenar tesirleri dikkate alınarak yapılmıştır. Buğday tanesinden ve pamuk lifinden alınan örneklerde analizlerin yapılabilmesi için buğday taneleri yeterli miktarlarda ayrıldıktan sonra porselen ve çelik bıçaklı değirmende öğütülen taneler ve pamuk lifinde ise çelik makasla küçük parçalara ayrılan lif örnekleri 65°C'de kuru tartım ağırlığına getirilmiştir (Jones et al., 1991). Bitki örneklerinde yapılan analizler şunlardır;

Bitkide Bor (ppm): Kül fırında 550°C’de kuru yakılan bitki örneklerinde (Richards, 1954) karmin indikatörü kullanılarak kolorimetrik olarak tayin edilmiştir (U.S. Salinity Lab. Staff, 1954).

Bitkide Toplam Potansiyel Toksik Elementler (PTE) (Pb, Cd, Cr, Ni, Fe, Cu, Zn, Mn, Ca, Mg): Nitrik(HNO₃) – perklorik (HClO₄) asit (4:1 oranında) karışımı ile yaş yakılan bitki örnekleri süzülerek derecesine tamamlanmış ve Grafit Fırınlı Atomik Absorbsiyon Spektrofotometre cihazı ile saptanmıştır (ISO/DIS, 1994–1995).

Bitkide Toplam N: Yaş yakılan örneklerde modifiye kjeldahl yöntemi uygulanarak belirlenmiştir (ISO/DIS, 1995).

Bitkide P: Nitrik (HNO₃)-perklorik (HClO₄) asit (4:1 oranında) karışımı ile yaş yakılan bitki örnekleri süzülerek derecesine tamamlanmış ve spektrofotometrik olarak belirlenmiştir (ISO/DIS, 1994-1995).

Bitkide K: Nitrik (HNO₃)-perklorik (HClO₄) asit (4:1 oranında) karışımı ile yaş yakılan bitki örnekleri süzülerek derecesine tamamlanmış ve flamefotometrik olarak belirlenmiştir (ISO/DIS, 1994-1995).

Verim: Kenar tesir alanı sonrası net parsel veriminden hesap yolu ile bulunmuştur (Tosun ve Yurtman, 1973).

3.2.5. Sonuçların değerlendirilmesi ve istatistiksel yöntemler

Çalışmada elde edilen sonuçlar; “SPSS 12.0” istatistik paket programı kullanılarak tesadüf blokları denememe deseninde faktöriyel düzende varyans analizi tekniğine göre değerlendirilmiş ve yapılan varyans analizi sonucunda farklı grupları tespit etmede çoklu karşılaştırma yöntemlerinden LSD testi kullanılmıştır. Denemedeki

faktörlerden örnekleme zamanının mikrobiyolojik analizler için 7, diğer analizler için 3 seviyesi, arıtma çamuru faktörünün ise 6 seviyesi bulunmaktadır. 3 tekerrürlü yürütülen denemede ayrıca incelenen parametreler arasındaki korelasyonlar da aynı paket program uygulanarak değerlendirilmiştir (Yurtsever, 1984; İkiz vd., 2000).

4. ARAŞTIRMA SONUÇLARI VE TARTIŞMA

4.1. Deneme Toprağı ve Arıtma Çamurunun Bazı Fiziksel ve Kimyasal Özellikleri

Araştırmada kullanılan deneme toprağı ve arıtma çamurunun bazı fiziksel ve kimyasal özellikleri Çizelge 4.1’de verilmiştir.

Çizelge 4.1. Deneme toprağı ve arıtma çamurunun bazı özellikleri ile ağır metal kapsamları

Parametre	Birim	Toprak	Arıtma Çamuru	Toprak Kirliliği Kontrol Yönetmeliğı (pH>6), (TKKY)	
				Toprak	Çamur
pH		7.67	11.98		
EC	dS m ⁻¹	1.15	20.16		
Bünye		Milli-Tım	-		
Organik Madde	%	1.5	54.68		
C / N		4.8	28.22		
Kireç (CaCO ₃)	%	6.0	12		
KDK	me100g ⁻¹	23.56	34.20		
Toplam N	%	0.18	2.124		
Toplam P	mg kg ⁻¹	-	3600		
Toplam K	mg kg ⁻¹	-	2400		
Toplam Fe	%	3.65	0.95		
Toplam Cu	mg kg ⁻¹	20.73	161.75	140	1750
Toplam Zn	mg kg ⁻¹	66.31	679	300	4000
Toplam Mn	mg kg ⁻¹	420.12	116.75		
Toplam Pb	mg kg ⁻¹	22.89	55.25	300	1200
Toplam Cd	mg kg ⁻¹	0.137	3.25	3	40
Toplam Cr	mg kg ⁻¹	37.71	57.57	100	1200
Toplam Ni	mg kg ⁻¹	26.73	50.25	75	400
Suda er. B	mg kg ⁻¹	0.33	61.6		
Alnabilir P	mg kg ⁻¹	8.7	160		
Alnabilir K	mg kg ⁻¹	305.7	1002		
Alnabilir Fe	mg kg ⁻¹	13.96	-		
Alnabilir Cu	mg kg ⁻¹	2.68	-		
Alnabilir Mn	mg kg ⁻¹	10.60	-		
Alnabilir Zn	mg kg ⁻¹	0.49	-		

Araştırma toprağı milli-tın bünyede, hafif alkalın reaksiyonda ve kireç içeriğı orta düzeyde olan bir topraktır. Organik madde içeriğı açısından orta seviyede olup tuzluluk problemi yoktur. Toplam azot yeterli, alınabilir potasyum çok fazla, alınabilir fosfor orta düzeydedir. Deneme toprağında bor açısından problem bulunmamaktadır. Araştırmanın yürütüldüğü toprağın mikroelement kapsamının alınabilir Fe, Cu, Mn içeriğı bakımından zengin ancak alınabilir Zn bakımından sınırda olduğı dikkat çekmektedir. Deneme toprağının toplam ağır metal kapsamları tarım toprakları için bildirilen ağır metal konsantrasyon sınırlarından daha düşüktür (Scheffer and Schachtschabel, 1984; Nriagu, 1984; Alloway, 1993).

Denemede kullanılan arıtma çamuru ise organik maddece zengin ve kireçle stabilizasyon yapıldığından dolayı yüksek alkalın reaksiyonda olup kireç ve tuz içeriğı de yüksek düzeydedir. Arıtma çamurunun tuz içeriğinin bu kadar yüksek olmasının sebebi; İzmir ilinde atıksu toplama kollektörlerine karışan deniz suyunun, arıtma suyunun tuz içeriğini yükseltmektedir. Bu da arıtma çamurundaki tuz miktarının artmasına neden olmaktadır. Arıtma çamurunda bulunan potansiyel toksik elementlerin (PTE) (Cu, Zn, Cd, Cr, Pb, Ni) kuru maddedeki miktarlarının, arıtma çamurunda izin verilen maksimum konsantrasyonların altında olduğı saptanmış ve araziye uygulanabileceğine karar verilmiştir.

4.2. Arıtma Çamurunun Toprağın Fiziksel, Kimyasal ve Mikrobiyolojik Özellikleri Üzerine Etkileri

Arıtma çamurunun topraklara uygulanmasını izleyen aylarda yapılan analizlere göre değişen sayıda alınan toprak örneklerinde, çamurun topraktaki bazı fiziksel ve kimyasal özellikleri, alınabilir ve toplam element miktarları ile mikrobiyal aktivite üzerindeki etkilerini incelemek amacıyla gerekli analizler yapılmıştır. Bu analizlere ait sonuçlar sırasıyla aşağıda alt başlıklar halinde verilmiştir.

4.2.1. Arıtma çamurunun toprağın bazı fiziksel ve kimyasal özellikleri üzerine etkisi

Arıtma çamurunun uygulanmasını izleyen 2 yıl süresince toprağın bazı fiziksel ve kimyasal özelliklerindeki değişimi ortaya koymak amacıyla yapılan analizlerden üç döneme (denemenin 1. ayı, 12. ayı ve 24. ayı) ait sonuçların istatistiksel açıdan değerlendirilmesi Çizelge 4.2’de yapılmıştır.

Çizelge 4.2. Arıtma çamuru uygulamalarının toprağın bazı fiziksel ve kimyasal özellikleri üzerine etkisi

Özellikler	Zaman	Çamur	Zaman x Çamur
pH	*	**	*
EC	**	**	**
Kireç	**	**	öd
Organik Madde	**	**	öd
KDK	**	**	öd

* : p<0.05 **: p<0.01 öd: önemli değil

Toprak pH'sı ile ilgili varyans analiz tablosuna göre; zamanın ve çamur x zaman interaksiyonunun $p < 0.05$ derecesinde, çamur uygulamalarının ise $p < 0.01$ derecesinde önemli olduğu (Ek 7.1) görülmüştür. Arıtma çamuru uygulanan toprakların pH düzeyleri 1. ay; 7.57- 7.79, 12. ay; 7.72- 7.81 ve 24. ay da 7.68-7.78 arasında değişmiştir. Çamur uygulamalarının pH üzerine etkisi özellikle denemenin sonunda ortaya çıkmış ve artan çamur dozlarına bağlı olarak pH düzeylerinde hafif bir yükselme saptanmıştır. Çamur uygulanmış topraklarda deneme süresince çamura bağlı önemli bir değişim ortaya çıkmazken, kontrol (Ç₀) parselde pH derecesinde hafif bir yükselme belirlenmiştir (Çizelge 4.3).

Denemede kullanılan arıtma çamurunun stabilizasyonunu sağlamak amacıyla %15-20 oranında ilave edilen kireçten kaynaklanan yüksek pH'nın (12 pH), toprakların pH'sını yükselttiği düşünülmektedir. Fakat bu yükselme çok önemli olmayıp Kontrol (Ç₀) ile çamur uygulanmış toprakların hepsi hafif alkalın bir reaksiyona sahip olmuşlardır. El-Naim et al. (2004) ile Aoyama et al. (2006) kireçle stabilize edilmiş arıtma çamurlarının toprakların pH değerlerinde bir artışa neden olabileceğini çalışmalarında saptamışlardır. Benzer sonuçlar Borges and Coutinho (2004) ile Dinesh and Chitranjan (2006) tarafından da bulunmuştur. Toprak pH'sı, ağır metallerin topraktaki hareketliliğini kontrol altında tutan çok önemli faktörlerden birisidir. Toprak pH'sının yükselmesi, metallerin bitkiler tarafından alınabilirliğini önemli ölçüde azaltmaktadır (Mahler and Ryan, 1988). Bir çevre faktörü olarak pH, ağır metallerin toprak mikroorganizmaları üzerindeki toksisite veya yararlılığını da etkilemektedir. Cd, alkalın pH düzeylerinde

mikroorganizmalar üzerinde daha fazla toksik etkiler gösterirken, Ni'in toksisitesi pH arttıkça azalmaktadır (Beveridge and Dolye, 1989)

Toprak EC'si (elektirik geçirgenliği) ile ilgili varyans analiz tablosuna göre; çamur uygulamaları, zaman ve çamur x zaman interaksyonu $p < 0.01$ düzeyinde önemli çıkmıştır (Ek 7.2). Arıtma çamuru uygulanmış toprakların EC değerleri 1. ay $0.80 - 1.67 \text{ dS m}^{-1}$, 12. ay $1.11 - 1.60 \text{ dS m}^{-1}$ ve 24. ay $0.91 - 1.16 \text{ dS m}^{-1}$ arasında değişmiştir. Toprakların EC değerleri arıtma çamuru uygulamalarından 1 ay ve 12 ay sonra alınan örneklerde, arıtma çamuru dozuna bağlı olarak bir artış göstermiş ve Ç_5 uygulama dozunda en yüksek EC değeri saptanmıştır. Uygulamadan 2 yıl sonra ise Ç_3 , Ç_4 ve Ç_5 uygulamaları çok yakın EC değerleri ile 1. grubu oluşturmuşlardır. Çamur uygulanmış topraklarda 2. yıl sonunda zamana bağlı olarak EC değerlerinde bir azalma tespit edilmiştir (Çizelge 4.3).

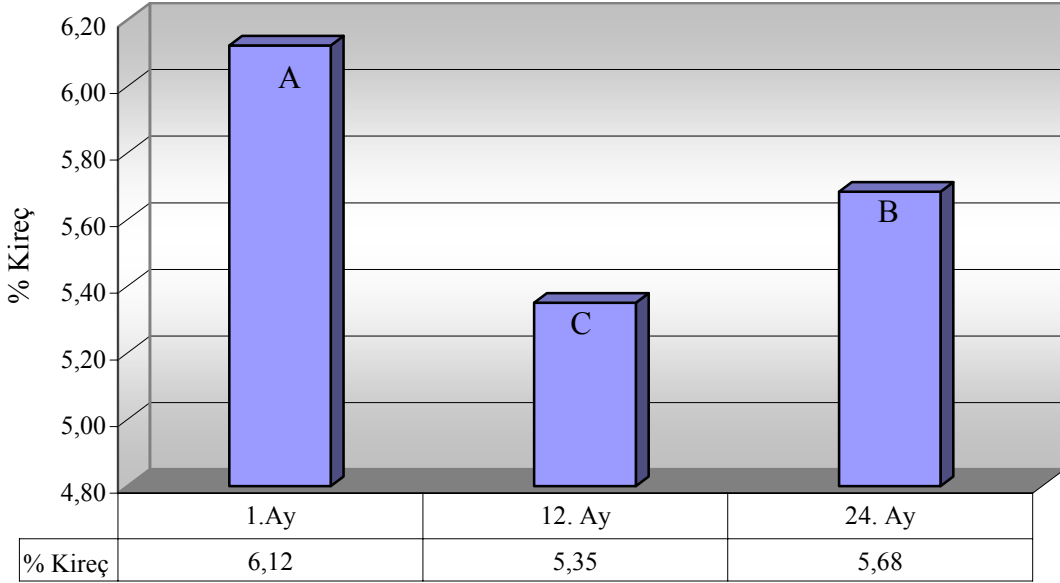
Denemede kullanılan arıtma çamurunun yüksek tuz içeriğinden dolayı (20.16 dS m^{-1}), toprakların elektiriksel iletkenlik değerleri de çamur uygulama dozlarına bağlı olarak artmıştır. Ancak bu artış toprakta tuzluluğa neden olacak ve deneme toprağının tuzluluk sınıfını değiştirecek kadar fazla olmamıştır. Denemenin sonunda topraktaki tuz içeriğindeki düşüş de dikkati çekmektedir. Bu düşüşün, tuzların profil boyunca yıkanmasından kaynaklandığı düşünülmektedir. Aoyama et al. (2006); topraklarda dört yıl boyunca $0, 20, 40$ ve $60 \text{ t ha}^{-1} \text{ yıl}^{-1}$ uyguladıkları kireçle stabilize edilmiş arıtma çamurunun, toprakların EC değerini artırdığını ve bu artışın da suda eriyebilir Ca^{2+} içeriğindeki

artıştan kaynaklandığını belirtmişlerdir. Benzer sonuçları Jamil et al. (2006) ile Dinesh and Chitranjan (2006) da bulmuştur.

Çizelge 4.3. Arıtma çamuru uygulamalarının toprağın pH ve EC (Elektriki İletkenlik) değerleri üzerine etkisi

Çamur Uyg.	pH			EC (dS m ⁻¹)		
	1. Ay	12. Ay	24 .Ay	1. Ay	12. Ay	24 .Ay
Ç ₀	7.57 B b	7.72 A a	7.68 B a	0.80 D b	1.11 C a	0.91 C b
Ç ₁	7.75 A a	7.72 A a	7.76 AB a	1.13 C a	1.25 C a	0.93 BC b
Ç ₂	7.77 A a	7.77 A a	7.75 AB a	1.29 BC a	1.28 BC a	1.09 AB b
Ç ₃	7.79 A a	7.79 A a	7.76 AB a	1.28 BC a	1.27 C a	1.11 A a
Ç ₄	7.77 A a	7.79 A a	7.78 A a	1.39 B a	1.45 AB a	1.11 A b
Ç ₅	7.75 A a	7.81 A a	7.78 A a	1.67 A a	1.60 A a	1.16 A b
LSD _{0,010} :	0.089			0.178		

Toprakların kireç (CaCO₃) içeriği, zamana ve çamur uygulamalarına bağlı olarak istatistikî açıdan önemli farklılıklar göstermiştir (Ek 7.3). İlk alınan toprak örneklerinde (1. ay) ortalama kireç içeriği % 6.12 iken ilk yılın sonunda % 5.35'e ve 2. yılın sonunda %5.68'e düşmüştür (Sekil 4.1).

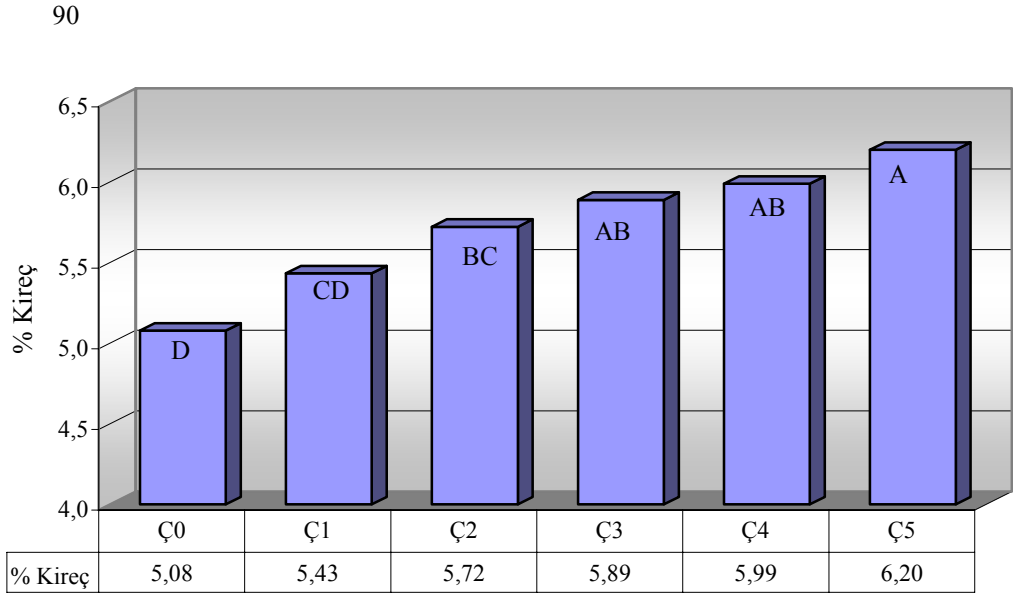


LSD_{0,010}: 0,273 (Zaman)

Şekil 4.1. Zamanın toprağın kireç içeriği üzerine etkisi

Toprakların kireç kapsamı, uygulama miktarlarındaki artışa bağlı olarak yükselmiş ve Ç₅ uygulama dozundaki kireç içeriği % 6.20 olarak belirlenmiştir. Kontrole oranla (% 5.08) bu uygulama dozundaki artış % 22.1 olarak gerçekleşmiştir (Şekil 4.2).

Denemede kullanılan arıtma çamurunun kireçle stabilize edilmiş olması, toprakların kireç kapsamının artmasına neden olmuştur. Fakat bu artış toprakların kireç içeriği açısından sınıflandırmasını değiştirecek düzeyde olmamıştır. EC değerlerine benzer şekilde toprakların kireç içeriğinin zaman içerisinde azalarak, orijinal toprak değerlerine sahip olması, çamur uygulamasının toprağın kireç kapsamı açısından bir problem oluşturmadığını göstermektedir.

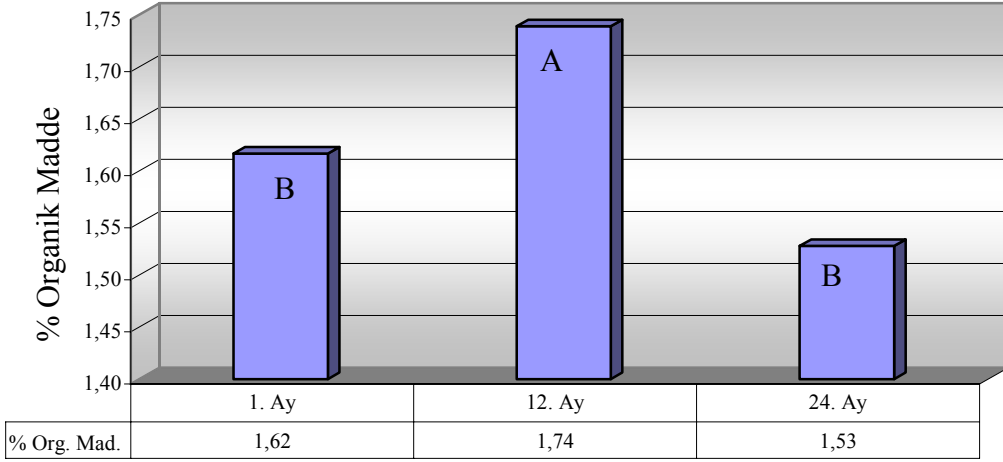


LSD_{0,010}: 0,387 (Çamur)

Şekil 4.2 . Çamur uygulamasının toprağın kireç içeriği üzerine etkisi

Toprakların organik madde miktarı ve KDK (Katyon Değişim Kapasitesi) değerleri de, zamana ve çamur uygulamalarına bağlı olarak istatistikî açıdan önemli farklılıklar göstermişlerdir (Ek 7.4; Ek 7.5).

Denemenin 1. ayında alınan toprak örneklerinin organik madde içeriği % 1.62 iken, 12. ay örneklerinde % 1.74'e yükselmiş, 24. ayda ise en düşük değer olan %1.53'e gerilemiştir (Şekil 4.3). Denemede yetiştirilen buğday bitkisinin hasadı sonrasında geride kalan buğday anızı ağustos ayı içerisinde deneme parsellerinde gelişen diğer yabancı otlarla birlikte parsel içerisinde rotavatörle toprağa karıştırılmıştır. Bu nedenle 12. ay toprak örneklerinde organik madde miktarının yüksek çıkmış olabileceği düşünülmektedir.

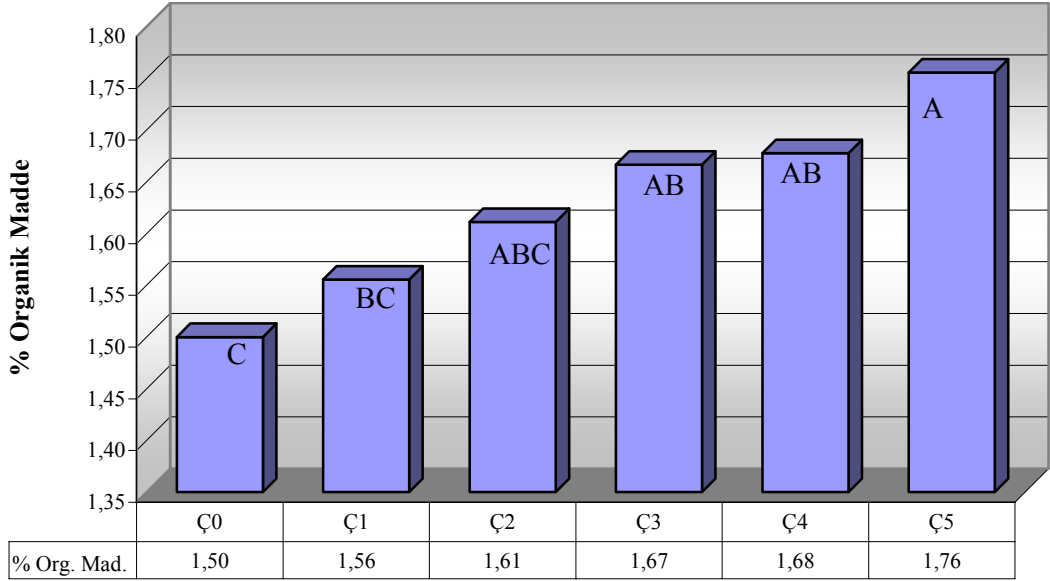


LSD_{0,010}:0,105 (Zaman)

Şekil 4.3. Zamanın toprağın organik madde içeriği üzerine etkisi

Toprakların organik madde miktarları, çamur uygulamalarındaki artışa bağlı olarak yükselmiş ve Ç₅ uygulama dozundaki organik madde miktarı %1.76 olarak belirlenmiştir. Kontrole (Ç₀) oranla (%1.50) bu uygulama dozundaki artış %17.04 olarak gerçekleşmiştir (Şekil 4.4).

Aoyama et al. (2003); arıtma çamuru kompostu uygulamalarının topraktaki organik madde miktarını artırdığını ve eriyebilir-humus bileşiminde değişikliklere neden olduğunu bildirmişlerdir. Parat et al. (2005) ise; 20 yıl boyunca 2 yılda bir 100 ton ha⁻¹ uygulanan çamurun topraktaki organik-C miktarını kontrole oranla yaklaşık 2.5 kat daha fazla artırdığını saptamışlardır.



LSD_{0,010}: 0,149 (Çamur)

Şekil 4.4. Çamur uygulamasının toprağın organik madde içeriği üzerine etkisi

Denemede kullanılan arıtma çamuru yaklaşık % 55 oranında organik madde içermesine rağmen, bu miktar uygulandığı toprakların organik madde miktarını “orta” düzeye getirecek kadar yeterli olmamıştır. Ortalama hava sıcaklığının topraktaki mikrobiyal aktiviteyi devamlı uyaracak kadar yüksek olduğu ülkemiz iklim koşullarında topraktaki organik madde miktarını yükseltmek oldukça zordur. Özellikle Ege bölgesi topraklarında uygun toprak koşulları altında uygulanan organik materyaller hızla mineralize olmaktadır. Göçmez ve Okur (1999); Menemen koşullarında toprağa uygulanan cibredeki organik C’un %77’sinin, samanın % 68’inin ve ahır gübresinin de % 66’sının 49 günde mineralize olduğunu saptamışlardır.

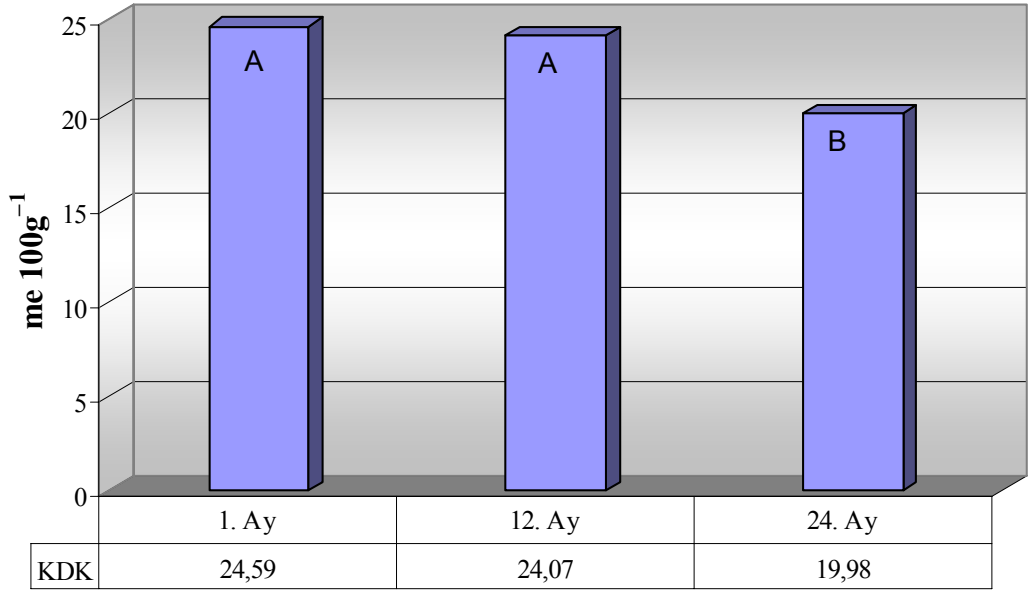
Araştırmada toprağa karıştırılan arıtma çamurunun ilk ay sonunda ortaya çıkan ayrışma oranları saptanmıştır.

Ayrışma oranı şu şekilde hesaplanmıştır;

$$\text{Ayrışma \% 'si} = \frac{(\text{Uygulamalara ait CO}_2\text{-C} - \text{Kontrole ait CO}_2\text{-C})}{\text{Uygulanan C miktarı}} \times 100$$

Buna göre ayrışma oranları; Ç_1 =%40; Ç_2 =%50; Ç_3 =%32; Ç_4 =%27 ve Ç_5 = %31 olarak belirlenmiştir. Düşük dozlarda ayrışma daha yüksek oranlarda gerçekleşmiş ve Ç_2 dozunda arıtma çamuru ile toprağa gelen organik-C'un yarısı ilk ay sonunda mineralize olmuştur. Yüksek arıtma çamuru dozlarında ise (Ç_3 , Ç_4 ve Ç_5) ayrışma %30 dolayında gerçekleşmiştir. Torri et al. (2003); 150 ton ha⁻¹ (kuru madde olarak) arıtma çamuru uyguladıkları topraklarda ilk 60 gün içerisinde çamurdaki organik karbonun yarısından fazlasının mineralize olduğunu saptamışlardır.

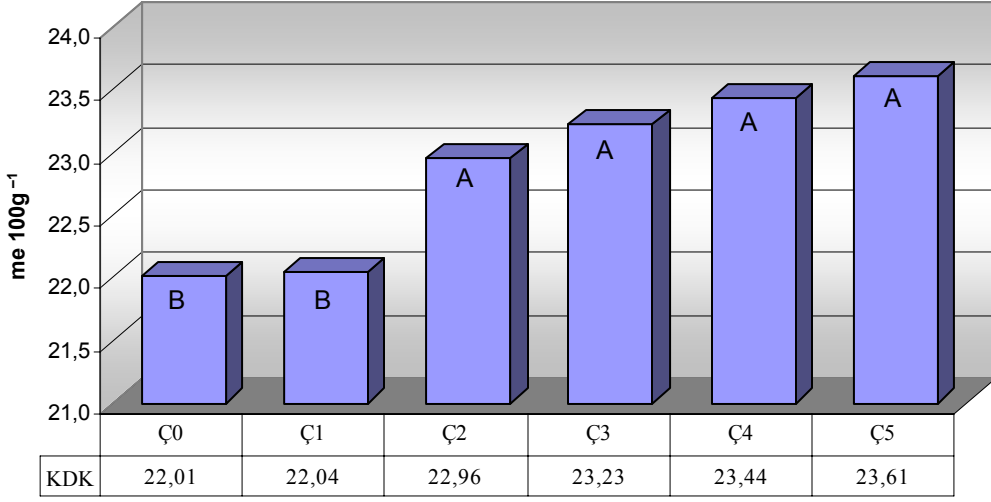
Deneme topraklarının KDK (katyon değişim kapasitesi) değeri ise ilk yıl alınan 2 örnekte (1. ve 12. ay) benzer sonuçlar verirken (24.59 me 100g⁻¹ ve 24.07 me 100g⁻¹), 2. yıl sonunda 19.98 me 100g⁻¹'a gerilemiştir (Şekil 4.5).



LSD_{0,010}:0,613 (Zaman)

Şekil 4.5. Zamanın toprağın kation değişim kapasitesi üzerine etkisi

Çamur uygulamasına bağlı olarak KDK değerlerinde de artışlar ortaya çıkmış ve Ç₂, Ç₃, Ç₄ ve Ç₅ uygulamaları en yüksek KDK değerlerine sahip olmuşlardır. Ç₁ uygulaması KDK açısından kontrol (Ç₀) toprak örneği ile aynı istatistikî grup içerisinde yer almıştır (Şekil 4.6).



LSD_{0,010}:0,866 (Çamur)

Şekil 4.6. Çamur uygulamasının toprağın katyon değişim kapasitesi üzerine etkisi

Toprakların kolloidal fraksiyonlarının (kil mineralleri, Fe ve Al hidroksitler ile humus) sahip oldukları negatif yükler nedeniyle adsorbe edebildikleri toplam katyon niceliği olan katyon değişim kapasitesi, doğal olarak topraktaki organik madde veya kil minerallerinin miktarı ve çeşidine bağlı olarak değişim göstermektedir. Deneme topraklarında da uygulanan arıtma çamuru miktarı arttıkça, toprağa giren organik madde miktarındaki artışa bağlı olarak KDK değerleri de yükselmiştir. Topraktaki organik madde miktarı ile KDK arasında %1 düzeyinde belirlenen korelasyon katsayısı da ($r=0.364^{**}$) bu ilişkiyi teyit etmektedir. Benzer bulgular Arcak vd. (2000); Türkmen (2004); Bezura et al. (2006) ve Colodro and Espindola (2006) tarafından da elde edilmiştir.

4.2.2. Arıtma çamurunun toprağın alınabilir ve toplam element miktarları üzerine etkisi

İki yıl süren deneme boyunca toprağın alınabilir ve toplam element içeriklerindeki değişimi ortaya koymak amacı ile yapılan analizlerden 3 döneme (denemenin 1. ayı, 12. ayı ve 24. ayı) ait sonuçların istatistiksel açıdan değerlendirilmesi Çizelge 4.4'te verilmiştir.

Çizelge 4.4. Arıtma çamuru uygulamalarının toprağın alınabilir ve toplam element miktarları üzerine etkisi

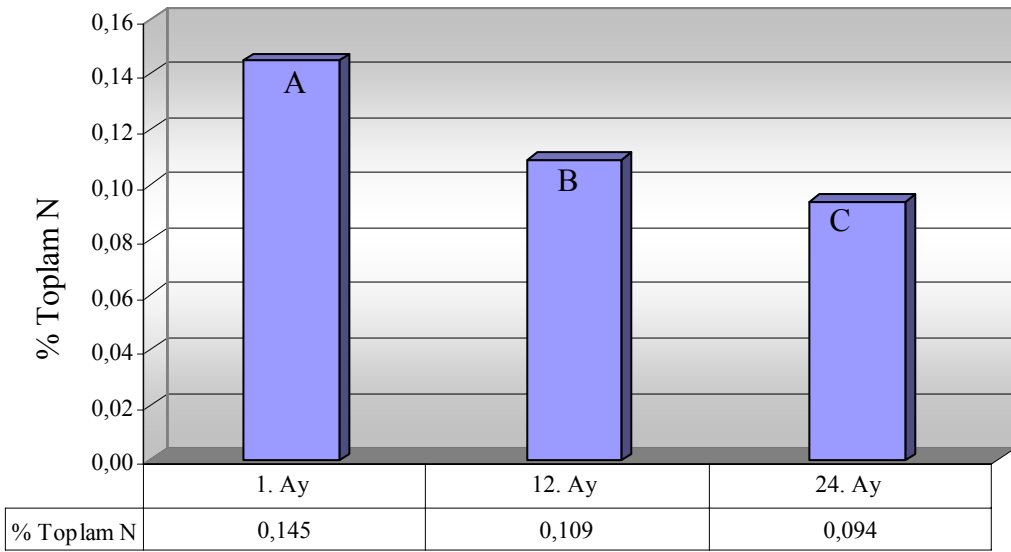
Özellikler	Zaman	Çamur	Zaman x Çamur
Toplam N	**	**	öd
Alınabilir P	**	**	öd
Alınabilir K	**	**	öd
Alınabilir Fe	**	**	**
Alınabilir Cu	**	**	**
Alınabilir Mn	**	*	öd
Alınabilir Zn	**	**	*
Suda er. B	**	öd	öd
Toplam Fe	**	**	**
Toplam Cu	**	**	öd
Toplam Zn	**	**	öd
Toplam Mn	öd	**	öd
Toplam Pb	**	**	**
Toplam Cd	**	öd	öd
Toplam Cr	**	öd	öd
Toplam Ni	**	öd	öd

* : p<0.05 **: p<0.01 öd: önemli değil

Toprağın toplam N, alınabilir fosfor ve potasyum miktarları ile ilgili varyans analiz tablolarına göre, çamur ve zaman faktörlerinin

$P < 0.01$ derecesinde önemli olduğu görülmektedir (Ek 7.6; Ek 7.7; Ek 7.8).

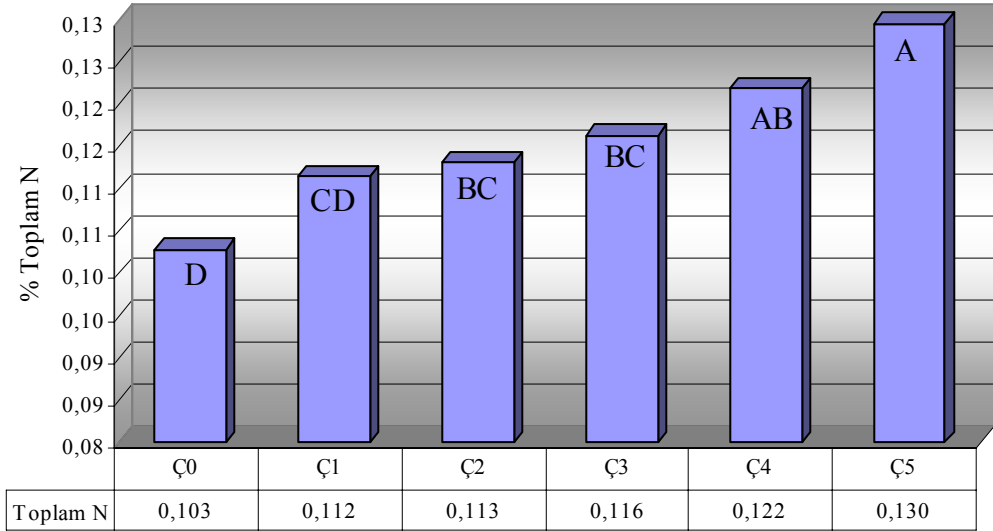
Deneme topraklarının toplam N içeriği zaman içerisinde azalmıştır (Şekil 4.7). Denemenin 1. ayında, toprakların N içeriği % 0.145 iken 1 yıl sonra % 0.109'a 2 yıl sonra da % 0.094'e düşmüştür.



LSD_{0,010}:0,006 (Zaman)

Şekil 4.7. Zamanın toprağın toplam azot içeriği üzerine etkisi

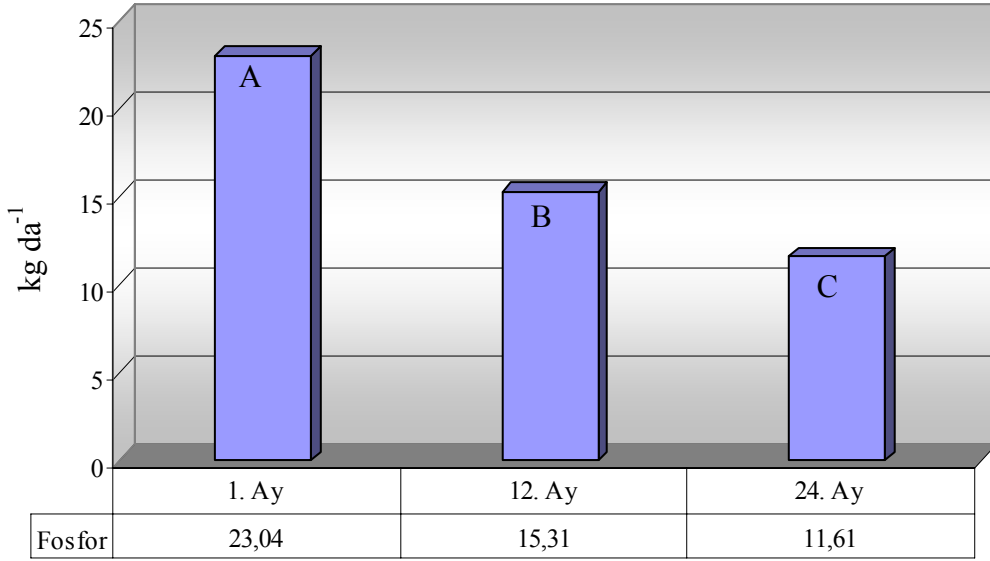
Topraktaki toplam N miktarı, çamur uygulamalarına bağlı olarak artmış ve Ç₅ uygulama dozu % 0.130 değeri ile ilk grubu oluşturmuştur. Kontrole (% 0.103) oranla bu dozda % 26 daha fazla N miktarı belirlenmiştir (Şekil 4.8.).



LSD_{0,010}: 0,009 (Çamur)

Şekil 4.8. Çamur uygulamasının toprağın toplam azot içeriği üzerine etkisi

Toprakların alınabilir fosfor miktarlarının zaman içerisindeki değişimi total azottaki duruma benzerlik göstermiştir. Denemenin 1. ayında topraktaki alınabilir fosfor miktarı %23.04 kg da⁻¹ iken, 1 yıl sonra % 15.31 kg da⁻¹'a 2 yıl sonra ise % 11.61 kg da⁻¹'a düşmüştür (Şekil 4.9).

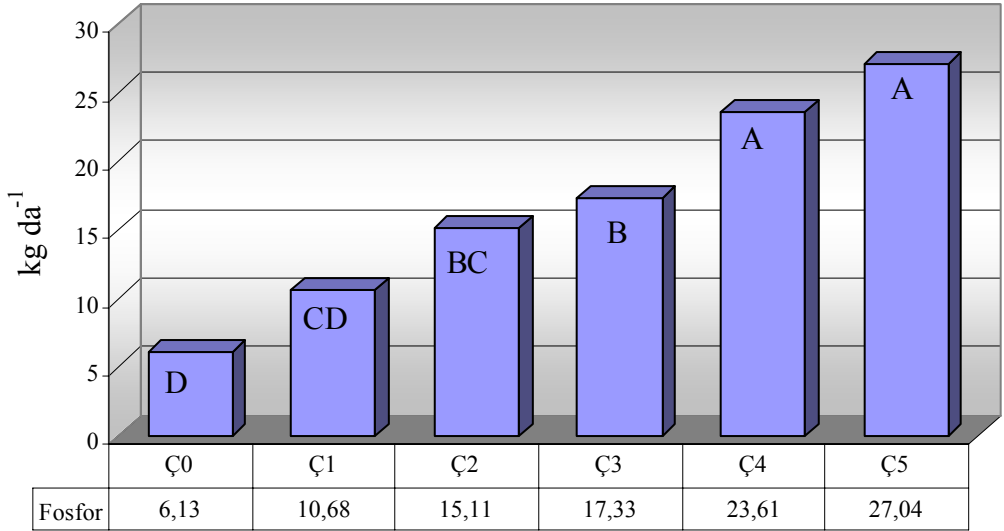


LSD_{0,010}: 4,235 (Zaman)

Şekil 4.9. Zamanın toprağın alınabilir fosfor içeriği üzerine etkisi

Arıtma çamurunun artan dozlarının topraktaki alınabilir fosfor miktarına etkisi önemli düzeyde ($p < 0.01$) olmuştur. Kontrol toprakta (Ç_0) alınabilir fosfor miktarı 6.13 kg da^{-1} iken, artan uygulama dozlarına bağlı olarak fosfor miktarı da artmış ve Ç_5 uygulama dozunda 27.04 kg da^{-1} düzeyine ulaşmıştır. Artış % 341 oranında gerçekleşmiştir (Şekil 4.10).

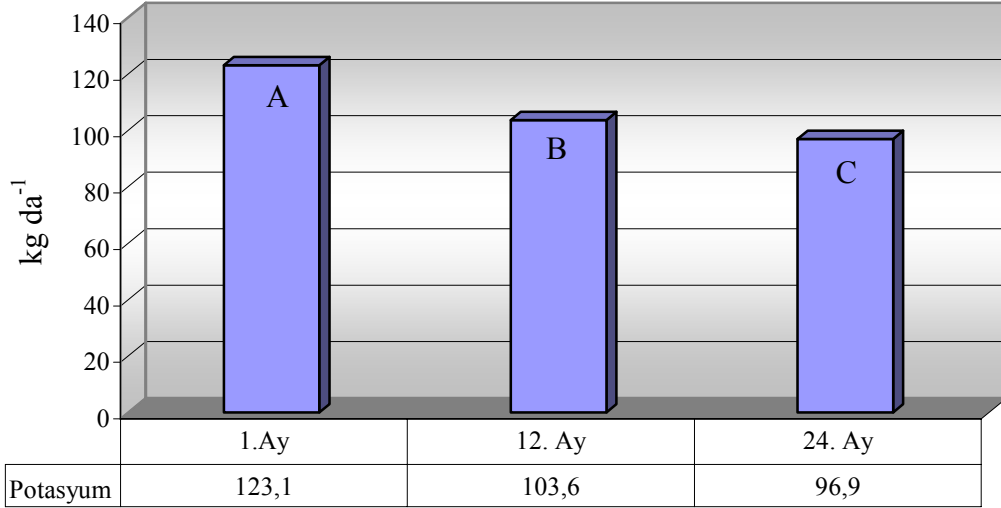
100



LSD_{0,010}: 5.989 (Çamur)

Şekil 4.10. Çamur uygulamasının toprağın alınabilir fosfor içeriği üzerine etkisi

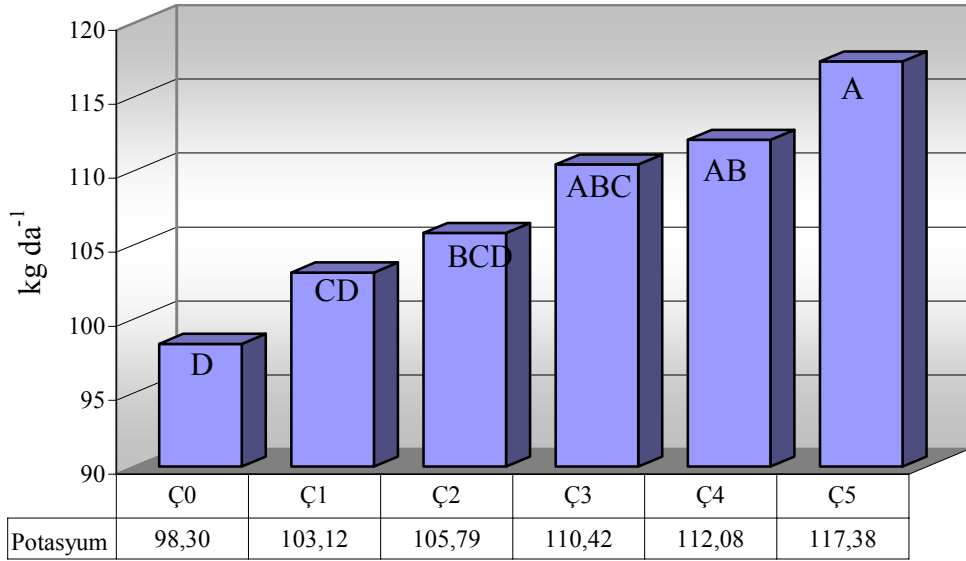
Toplam azot ve alınabilir fosfordaki duruma benzer bir şekilde deneme topraklarının alınabilir potasyum içeriği de zaman içerisinde azalmıştır. Denemenin ilk ayında 123.1 kg da⁻¹ olan alınabilir potasyum miktarı 1 yıl sonra 103.6 kg da⁻¹'a, 2. yıl sonunda da 96.9 kg da⁻¹'a düşmüştür (Şekil 4.11).



LSD_{0,010}: 5.655 (Zaman)

Şekil 4.11. Zamanın toprağın alınabilir potasyum içeriği üzerine etkisi

Yine artan çamur uygulamalarına bağlı olarak toprakların alınabilir potasyum miktarları da artmış ve Ç₅ uygulama dozu 117.38 kg da⁻¹ değeri ile ilk grubu oluşturmuştur. Kontrole (98.30 kg da⁻¹) oranla bu dozda % 19.41 daha fazla alınabilir potasyum miktarı saptanmıştır (Şekil 4.12).



LSD_{0,010}: 7.997 (Çamur)

Şekil 4.12. Çamur uygulamasının toprağın alınabilir potasyum içeriği üzerine etkisi

Toprakların alınabilir Fe ve Cu içerikleri ile ilgili varyans analiz çizelgesine göre; çamur uygulamaları, zaman ve çamur x zaman interaksiyonunun $p < 0.01$ derecesinde önemli olduğu görülmüştür (Ek 7.9; Ek 7.10). Arıtma çamuru uygulanan toprakların alınabilir Fe içerikleri ilk ve son örneklerde uygulamalara bağlı olarak önemli bir farklılık göstermezken, denemenin 1. yılı sonunda Ç₂, Ç₃, Ç₄ ve Ç₅ uygulamaları Ç₀ ve Ç₁ uygulamalarından daha fazla alınabilir Fe içermiştir. Kontrol dahil çamur uygulanmış topraklarda zaman içerisinde alınabilir Fe miktarında bir azalma meydana gelmiştir. Ç₀ ve Ç₁ uygulamalarında bu azalma 1 yıl sürerken, Ç₂, Ç₃, Ç₄ ve Ç₅ uygulamalarında azalma 2 yıl boyunca sürmüştür (Çizelge 4.5).

Arıtma çamuru uygulanmış toprakların alınabilir Cu miktarları 1. ay 2.50-4.08 mg kg⁻¹; 12. ay 1.13 – 2.19 mg kg⁻¹ ve 24. ayda 1.93 – 2.43 mg kg⁻¹ arasında değişmiştir. Uygulamalara bağlı olarak her dönemde alınabilir Cu miktarı arasında önemli farklılıklar ortaya çıkmıştır. İlk örneklerde en yüksek alınabilir Cu miktarı Ç₄ uygulamasında saptanırken, 12. ay örneklerinde Ç₄ ve Ç₅, 24. ay örneklerinde ise Ç₅ uygulamasında belirlenmiştir. Alınabilir Cu miktarının zaman içerisinde değişimi de önemli olmuş ve 1. yıl sonunda bu elementin miktarlarında azalmalar ortaya çıkmıştır. Fakat 2. yılın sonunda Ç₀, Ç₁ ve Ç₂ uygulamalarında tekrar bir yükselme görülürken, Ç₄ ve Ç₅ uygulamalarında alınabilir Cu miktarlarında istatistikî açıdan bir değişiklik olmamıştır (Çizelge 4.5).

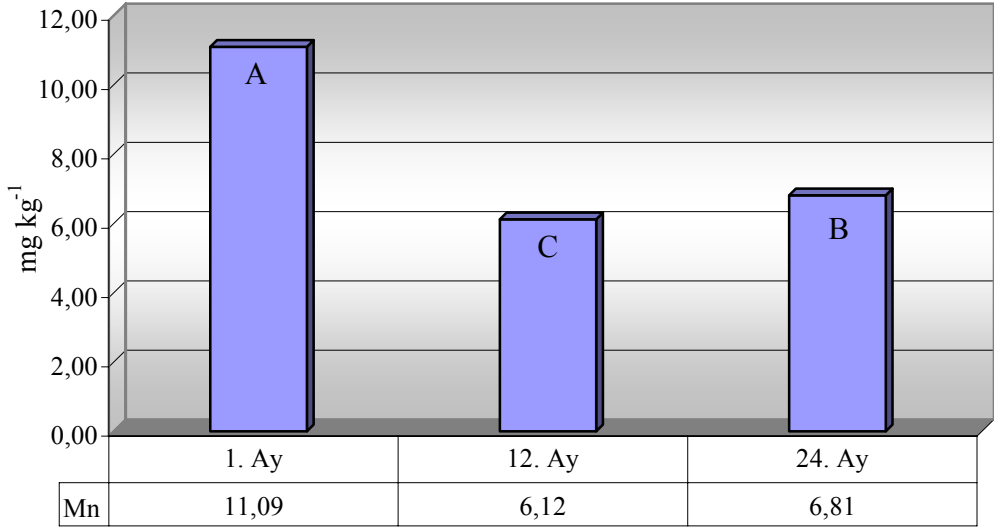
Çizelge 4.5. Arıtma çamuru uygulamalarının toprağın alınabilir Fe, Cu ve Zn miktarları üzerine etkisi

Çamur Uyg.	Fe (mg kg ⁻¹)			Cu (mg kg ⁻¹)			Zn (mg kg ⁻¹)		
	1. Ay	12. Ay	24 .Ay	1. Ay	12. Ay	24 .Ay	1. Ay	12. Ay	24 .Ay
Ç ₀	13.96 A a	6.67 B b	6.40 A b	2.68 CD a	1.13 D c	1.93 B b	0.49 D a	0.92 C a	1.19 A a
Ç ₁	13.98 A a	6.93 B b	6.83 A b	2.50 D a	1.29 CD c	2.05 AB b	1.06 CD a	1.38 CD a	1.35 A a
Ç ₂	14.11 A a	9.35 A b	7.46 A c	2.92 Cda	1.67 BC c	2.16 AB b	1.71 ABC a	1.67 CD a	1.58 A a
Ç ₃	14.12 A a	10.14 A b	7.50 A c	2.97 C a	1.97 AB b	2.18 AB b	1.39 BC a	2.12 BC a	1.79 A a
Ç ₄	14.19 A a	10.34 A b	7.54 A c	4.08 A a	2.19 A b	2.32 AB b	1.92 AB ab	2.58 AB a	1.68 A b
Ç ₅	14.21 A a	10.61 A b	7.76 A c	3.42 B a	2.15 A b	2.43 A b	2.42 A ab	3.06 A a	1.85 A b
LSD _{0,010} :	1.446 (Çamur x Zaman)			0.411 (Çamur x Zaman)			0.765 (Çamur x Zaman)		

Toprakların alınabilir Zn miktarlarındaki değişiminde çamur uygulamaları ile zaman etkileri $p<0.01$ düzeyinde çamur x zaman interaksiyonlarının etkisi ise $p<0.05$ düzeyinde önemli olmuştur (Ek 7.12). 1. ay ve 12. ay örneklerinde uygulamalar arasında önemli farklılıklar ortaya çıkmış ve bu dönemlerde en yüksek alınabilir Zn miktarları Ç₅ uygulama dozunda belirlenmiştir. Fakat 2. yıl sonunda uygulamalar arasındaki farklar ortadan kalkmış ve kontrol dahil tüm uygulamalar benzer alınabilir Zn miktarlarına sahip olmuşlardır. Bu elementin zaman içerisinde değişiminde sadece Ç₄ ve Ç₅ uygulamalarında önemli farklılıklar ortaya çıkmış ve 1. yılın sonunda en yüksek alınabilir Zn miktarları bu uygulama dozlarında belirlenmiştir. Fakat 2. yılın sonunda bu değerlerde önemli düşüşler meydana gelmiştir (Çizelge 4.5).

Toprağın alınabilir Mn içeriği ile ilgili varyans analiz tablosuna göre; zamanın $p<0.01$, çamur uygulamasının ise $p<0.05$ düzeyinde önemli olduğu görölmektedir (Ek 7.11)

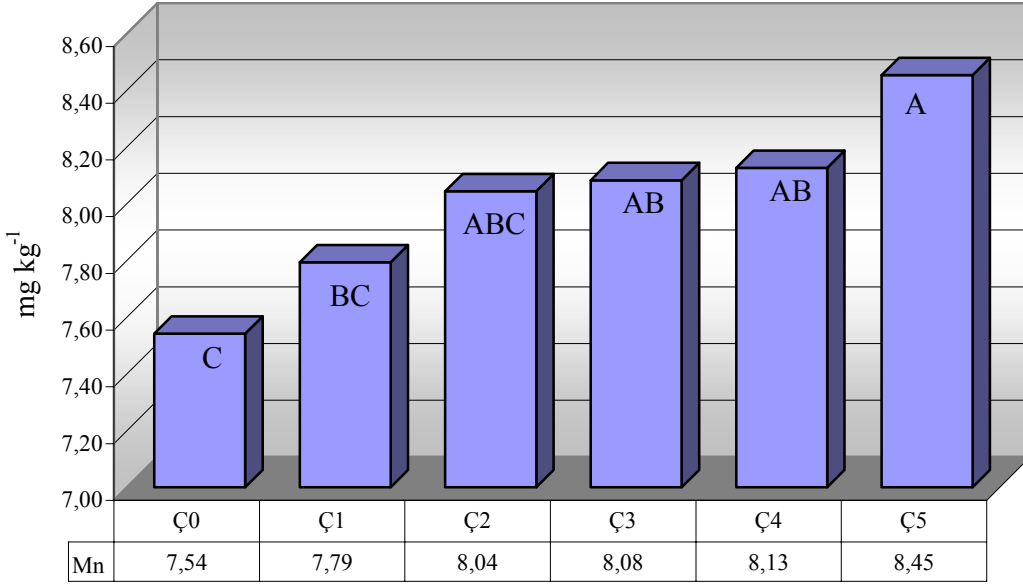
Zamana bağlı olarak alınabilir Mn içeriğinde özellikle ilk yılda bir azalma meydana gelmiştir. İlk örneklerde bu elementin miktarı ortalama 11.09 mg kg^{-1} iken daha sonraki örneklerde sırasıyla 6.12 mg kg^{-1} ve 6.81 mg kg^{-1} olarak ölçülmüştür (Şekil 4.13).



LSD_{0,01}: 0,483 (Zaman)

Şekil 4.13. Zamanın toprağın alınabilir Mn içeriği üzerine etkisi

Çamur uygulamalarına bağlı olarak ise alınabilir Mn içeriği artmış ve en yüksek alınabilir Mn miktarı Ç₅ uygulama dozunda belirlenmiştir. Ç₃ ve Ç₄ uygulamaları aynı istatistikî grup içerisinde yer almıştır. Bunu Ç₂ ve Ç₁ dozları takip etmiştir ve en son sınıfı kontrol (Ç₀) oluşturmuştur. Ç₅ dozunda kontrole oranla % 12.1 daha fazla Mn miktarı belirlenmiştir (Şekil 4.14).

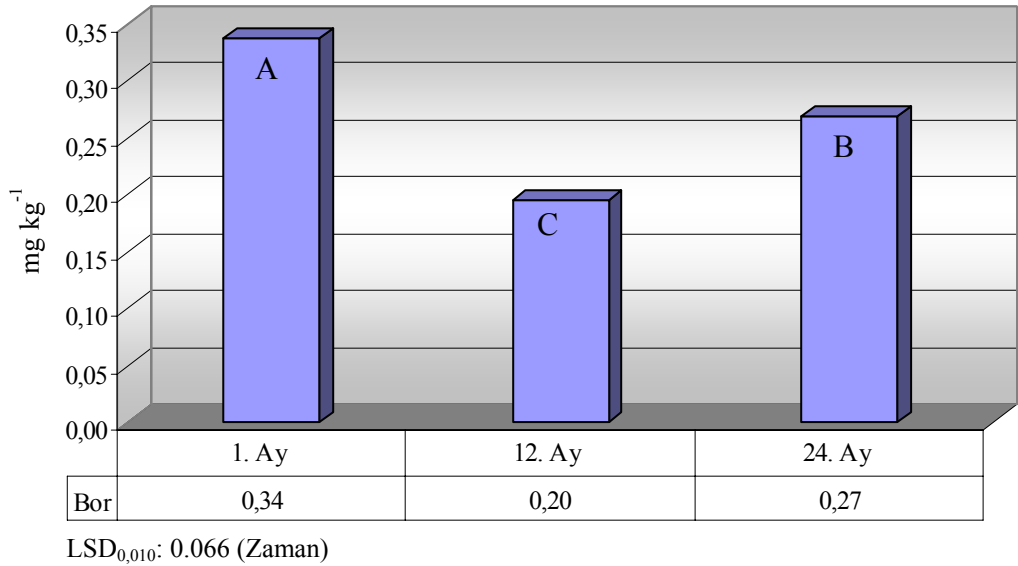


LSD_{0,05}:0,508 (Çamur)

Şekil 4.14. Çamur uygulamasının toprağın alınabilir Mn içeriği üzerine etkisi

Arıtma çamurları bünyelerinde organik maddenin yanında, bitki gelişimi için gerekli makro ve mikro besin elementlerini de bulundurlar. Denemede kullanılan stabilize arıtma çamuru önemli miktarlarda toplam N, P ve K yanında alınabilir formda P ve K'ü da içermektedir (Çizelge 4.1). Buna bağlı olarak arıtma çamuru uygulaması ile toprakların toplam N, alınabilir P, K, Fe, Cu, Zn ve Mn içeriklerinde artışlar meydana gelmiştir. Benzer sonuçlar birçok araştırmacı tarafından da saptanmıştır (Arcak vd., 2000; Jamil et al., 2006; Mosquera-Losada et al., 2005; Bezerra et al., 2006; Colodro and Espindola, 2006; Perez et al., 2006; Türkmen vd., 2004).

Toprakta suda eriyebilir bor ile ilgili varyans analiz çizelgesine göre; sadece zamanın $p < 0.01$ derecesinde önemli olduğu, çamur uygulaması ile interaksiyonun önemsiz olduğu görülmektedir (Ek 7.13). Arıtma çamuru uygulanan topraklarda suda eriyebilir bor değerleri denemenin 1. ayında 0.34 mg kg^{-1} iken daha sonra azalarak 0.20 ve 0.27 mg kg^{-1} düzeylerine düşmüştür (Şekil 4.15).



Şekil 4.15. Zamanın toprağın suda eriyebilir bor içeriği üzerine etkisi

Deneme topraklarında arıtma çamurlarından kaynaklanan herhangi bir bor tehlikesi söz konusu değildir.

Çizelge 4.6. Arıtma çamuru uygulamalarının toplam Fe ve Pb miktarları üzerine etkisi

Çamur Uyg.	Fe (%)			Pb (mg kg ⁻¹)		
	1. Ay	12. Ay	24. Ay	1. Ay	12. Ay	24 .Ay
Ç ₀	3.65 A a	3.69 A a	2.84 B b	27.62 C a	22.34 A b	18.71 A b
Ç ₁	3.72 A a	3.73 A a	3.11 B b	29.71 BC a	22.98 A b	19.79 A b
Ç ₂	3.77 A a	3.81 A a	3.46 A b	29.99 BC a	24.18 A b	20.38 A b
Ç ₃	3.76 A a	3.80 A a	3.46 A b	30.28 BC a	24.49 A b	20.45 A b
Ç ₄	3.89 A a	3.88 A a	3.55 A b	32.76 B a	24.68 A b	20.50 A c
Ç ₅	3.89 A a	3.87 A a	3.62 A a	38.84 A a	24.71 A b	20.62 A b
LSD _{0,010} :	0.281 (Çamur x Zaman)			4.137 (Çamur x Zaman)		

Topraktaki toplam Fe ve Pb içeriği ile ilgili varyans analiz tablosu incelendiğinde, çamur uygulamaları, zaman ve çamur x zaman interaksiyonunun $p < 0.01$ derecesinde önemli olduğu görülmüştür (Ek 7.14; Ek 7.15).

Arıtma çamuru uygulanmış toprakların toplam Fe içerikleri 1. ay sonunda % 3.65- % 3.89; 1.yıl sonunda % 3.69 – 3.88 ve 2. yıl sonunda % 2.84 - % 3.62 arasında değişmiştir. Denemenin ilk yılında uygulamalara bağlı olarak toplam Fe miktarlarında istatistikî bir farklılık ortaya çıkmazken, ikinci yılın sonunda Ç₂, Ç₃, Ç₄ ve Ç₅ uygulamaları Ç₀ ve Ç₁'e göre daha fazla toplam Fe miktarına sahip olmuşlardır.

Zamana bağlı değişim incelendiğinde, kontrol dahil tüm uygulamalarda 1. yıla oranla 2. yıl sonunda daha az toplam Fe miktarları

saptanmıştır (Çizelge 4.6). Yani toplam Fe miktarları zaman içerisinde azalmıştır.

Aritma çamuru, deneme toprağına oranla çok daha az toplam Fe içermesine rağmen (toprak; % 3.65, çamur; % 0.95) (Bkz. Çizelge 4.1), denemenin ikinci yılı sonunda çamur uygulanmış topraklarda kontrole oranla biraz daha fazla toplam Fe miktarı saptanmıştır. Toplam Fe miktarı topraklarda genelde % 0.5 – 5 arasında değişmekte olup (Scheffer and Schachtschabel, 1984), deneme topraklarının toplam Fe miktarları bu değerler arasındadır.

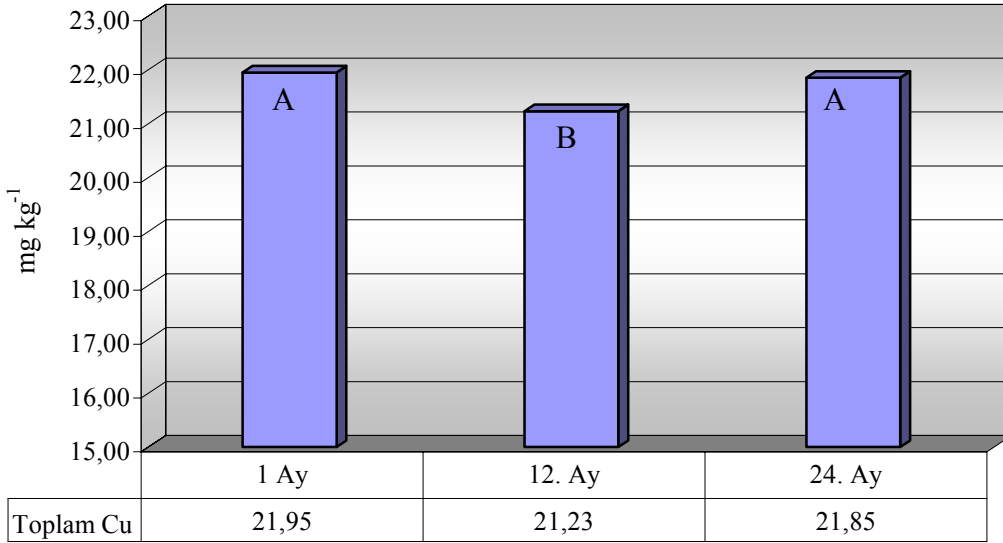
Aritma çamuru uygulanmış toprakların toplam Pb içerikleri 1. ayda 27.62-38.84 mg kg⁻¹, 1. yıl sonunda 22.34 – 24.71 mg kg⁻¹ ve 2. yıl sonunda da 18.71- 20.62 mg kg⁻¹ arasında değişmiştir. Denemenin ilk ayında uygulamalara bağlı olarak toplam Pb miktarında istatistikî bir farklılık ortaya çıkarken, 1. ve 2. yıl sonunda uygulamalar arasında önemli bir farklılık saptanamamıştır. Toplam Pb miktarının zamana bağlı değişimi, toplam Fe'e benzerlik göstermiş fakat bu elementteki azalma daha kısa sürede gerçekleşmiştir. Toplam Pb miktarları denemenin 1. yılı içerisinde önemli oranda azalmış ve 12. ay ile 24. ay örnekleri arasında uygulamalar açısından önemli farklılıklar ortaya çıkmamıştır (Ç₄ hariç) (Çizelge 4.6).

Denemenin ilk ayında arıtma çamuru uygulamalarının, toprağın toplam Pb içeriğı üzerine artırıcı bir etkisi çıkmasına rağmen, saptanan değerler TKKY (2005) tarafından verilen sınır değerlerin (pH>6 koşullarında 300 mg kg⁻¹) oldukça altındadır. Pb'un litosferdeki dağılımı

ise ortalama 15 mg kg^{-1} ve kimi yerlerde ise 70 mg kg^{-1} 'a kadar çıkabilmektedir (Scheffer and Schachtschabel, 1984).

Arıtma çamuru uygulanmış toprakların toplam Cu ve Zn içerikleri zaman ve çamur uygulamalarına bağlı olarak önemli farklılıklar ($p < 0.01$) göstermişlerdir (EK 7.15; EK 7.16) .

Denemenin başında ve sonunda saptanan toplam Cu miktarları aynı olurken, denemenin ortasında (12. ay) hafif bir düşme ortaya çıkmıştır (Şekil 4.16).

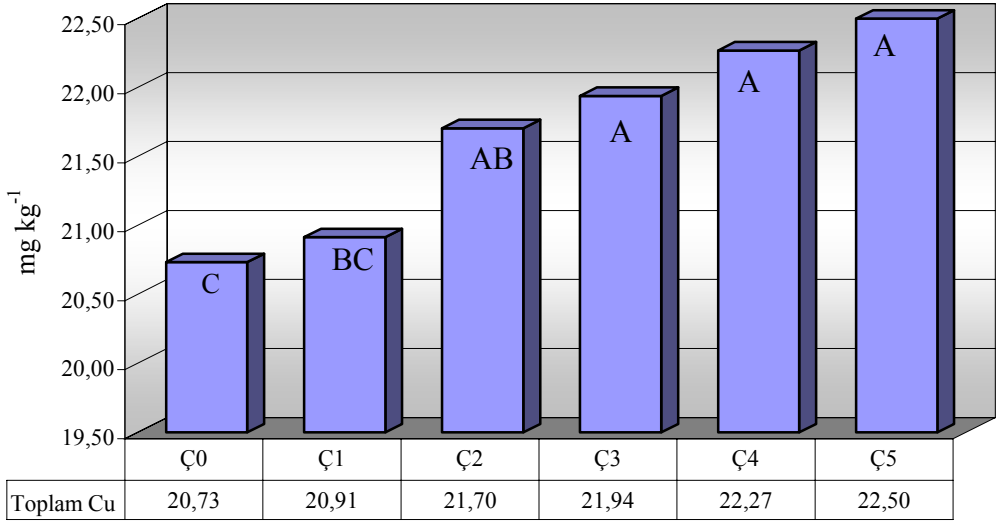


LSD_{0,010}: 0,579 (Zaman)

Şekil 4.16. Zamanın toprağın toplam Cu içeriği üzerine etkisi

Arıtma çamuru uygulanan toprakların toplam Cu kapsamaları $20.91 (\text{Ç}_1) - 22.50 (\text{Ç}_5) \text{ mg kg}^{-1}$ değerleri arasında belirlenmiştir. Artan

çamur miktarına bağlı olarak topraklardaki toplam Cu kapsamı da artmasına karşın, son 3 uygulama dozu (Ç₃, Ç₄ ve Ç₅) aynı istatistikî grup içerisinde yer almıştır (Şekil 4.17).



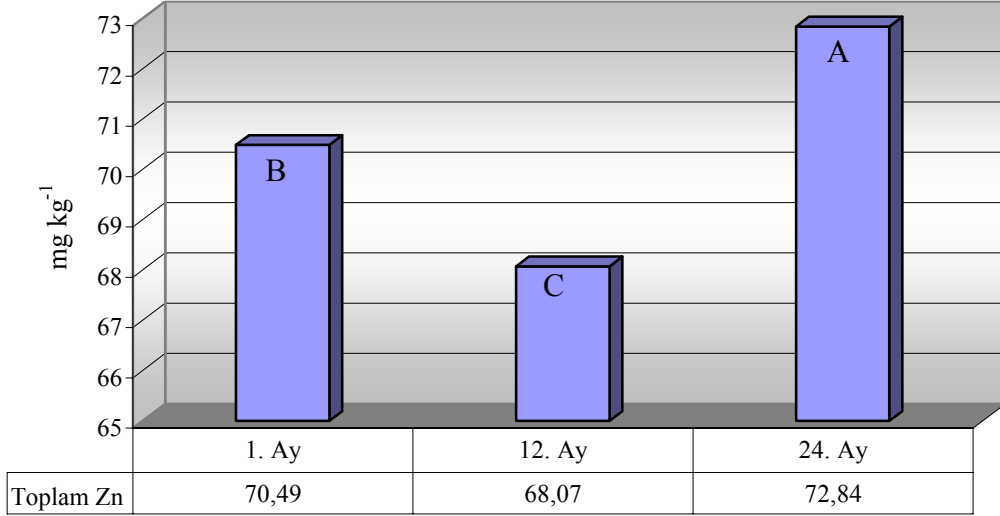
LSD_{0,010}: 0.819 (Çamur)

Şekil 4.17. Çamur uygulamasının toprağın toplam Cu içeriği üzerine etkisi

Aritma çamuru uygulamaları ile toprakların toplam Cu içeriği bir miktar artmasına karşın, saptanan değerler TKKY (2005) tarafından verilen sınır değer (pH>6 koşullarda 140 mg kg⁻¹) altındadır. Bakırın tarım topraklarındaki dağılımı ise 2–100 mg kg⁻¹ arasında değişmektedir (Kacar, 1995)

Zamana göre toprakların toplam Zn içeriklerinin değişimi istatistikî açıdan önemli olsa da çok büyük farklılıklar göstermemiştir. Toplam Zn kapsamı 1.ay sonunda 70.49 mg kg⁻¹ iken, 1.yıl sonunda biraz

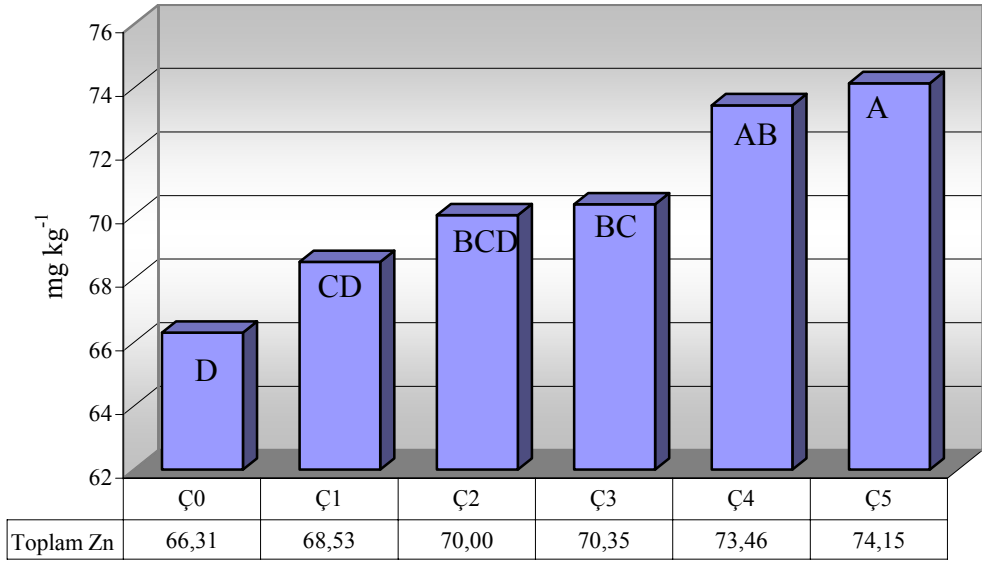
düşmüş (68.07 mg kg^{-1}) fakat 2.yılın sonunda en yüksek değere ulaşmıştır (72.82 mg kg^{-1}) (Şekil 4.18).



LSD_{0,010}: 2.517 (Zaman)

Şekil 4.18. Zamanın toprağın toplam Zn içeriği üzerine etkisi

Arıtma çamurunun uygulama dozundaki artışa paralel olarak topraklardaki toplam Zn miktarları da artmıştır. En yüksek toplam Zn miktarı Ç₅ uygulama dozunda belirlenmiştir. Kontrol (Ç₀) toprağa oranla bu uygulama dozundaki artış %11.83 olarak gerçekleşmiştir (Şekil 4.19).



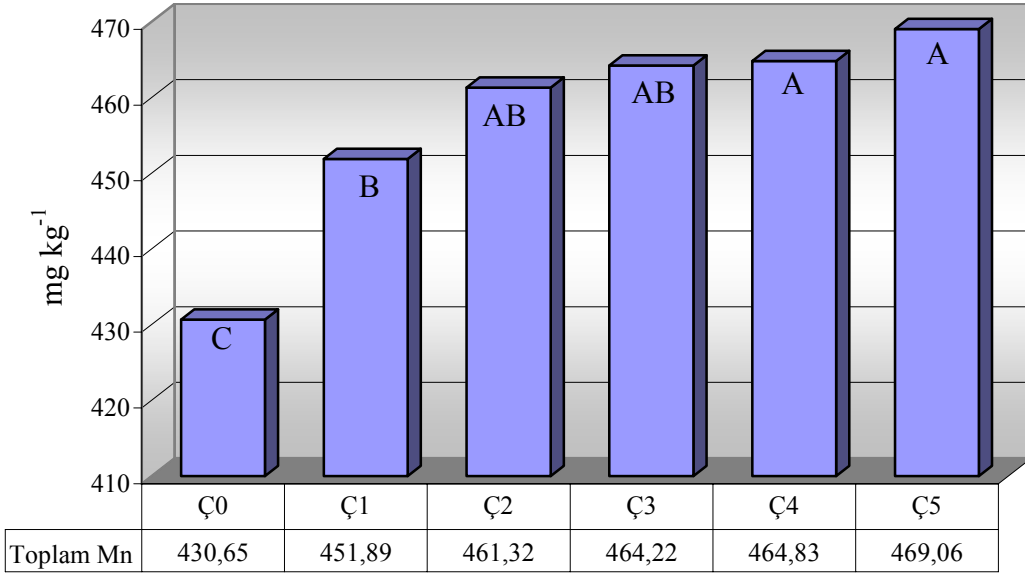
LSD_{0,010}: 3.560 (Çamur)

Şekil 4.19. Çamur uygulamasının toprağın toplam Zn içeriği üzerine etkisi

Aritma çamurunun deneme toprağına oranla yaklaşık 10 kat daha fazla toplam Zn içermesi, uygulandığı topraklarda da toplam Zn miktarının artmasına neden olmuştur (Bkz. Çizelge 4.1). Tarım topraklarında toplam Zn miktarı 10-300 mg kg⁻¹ arasında değışmektedir (Kacar, 1995). TKKY (2005)'nin pH'sı 6'nın üzerinde olan topraklar için izin verdiğı maksimum toplam Zn miktarı da 300 mg kg⁻¹'dir. Bu değer dikkate alındığında deneme topraklarında toplam Zn açısından şu aşamada herhangi bir kirlilik riski olmadığı görölmektedir.

Aritma çamuru uygulanmış toprakların toplam Mn içeriğı sadece uygulamalara bağılı olarak önemli farklılıklar (p<0.01) göstermiştir (EK 7.17). Çamur uygulamaları toprakların toplam Mn içeriğini

arttırmıştır. Ç_4 ve Ç_5 uygulama dozları en yüksek toplam Mn içeriğine sahip olurlarken ($464.83 - 469.06 \text{ mg kg}^{-1}$) bunları Ç_2 ve Ç_3 ($461.31 - 464.22 \text{ mg kg}^{-1}$) uygulama dozları izlemiştir. Kontrol (Ç_0) toprağa oranla toplam Mn içeriği Ç_4 ve Ç_5 uygulama dozlarında sırasıyla % 7.9 - % 8.9 daha fazla ortaya çıkmıştır (Şekil 4.20).



LSD_{0,010}:12.599 (Çamur)

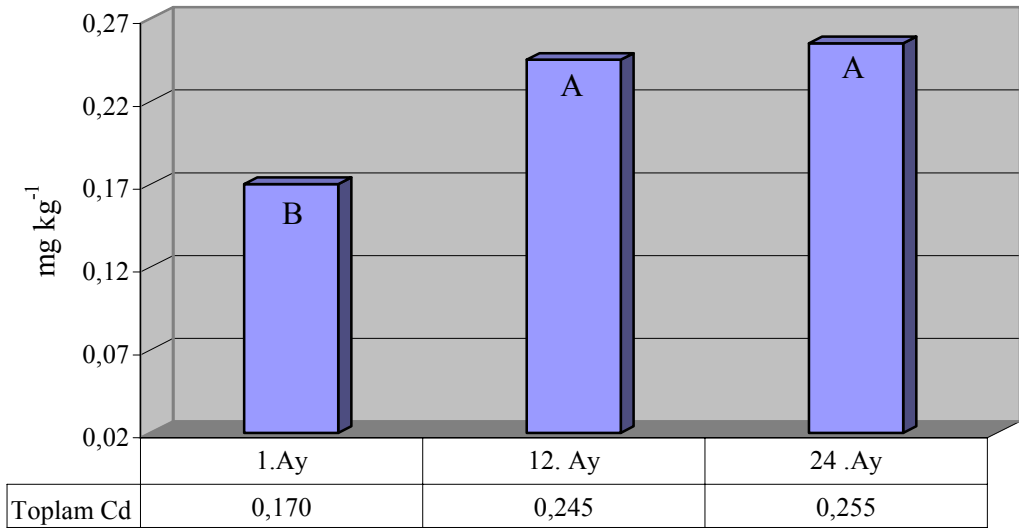
Şekil 4.20. Çamur uygulamasının toprağın toplam Mn içeriği üzerine etkisi

Toplam Mn topraklarda 200 mg kg^{-1} ile 3000 mg kg^{-1} arasında değişiklik göstermekte (Mengel and Kirkby, 1987), TKKY ise toplam Mn için herhangi bir sınır değer vermemektedir.

Arıtma çamuru uygulamalarının topraklardaki toplam Cd, Cr ve Ni içeriği üzerine etkisi sadece zamana bağlı olarak önemli bir değişim

($p < 0.01$) göstermiş, fakat çamur uygulamalarının ve çamur x zaman interaksiyonunun etkisi önemsiz olmuştur (EK 7.19; EK 7.20; EK 7.21).

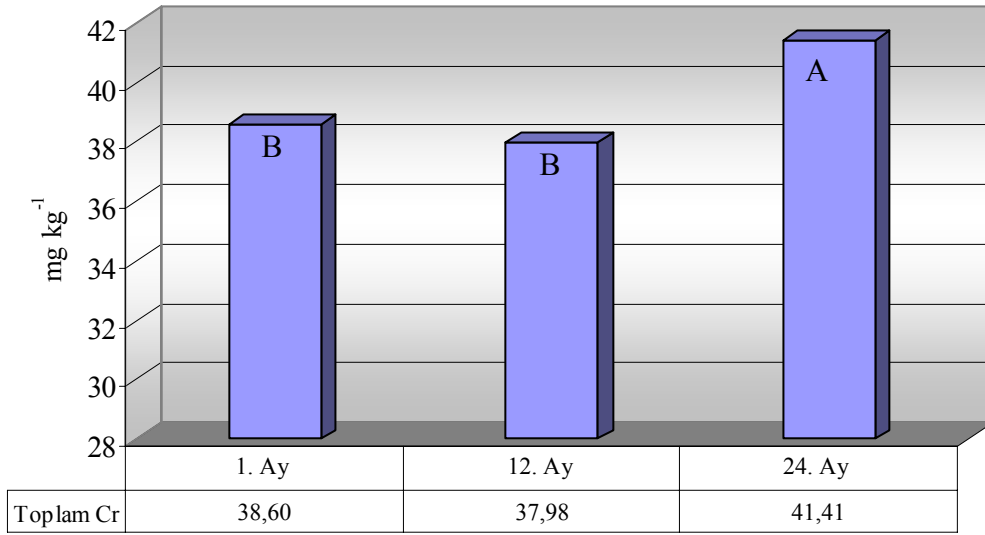
Deneme topraklarının toplam Cd içeriği zaman içerisinde önemli bir farklılık göstermiştir. Denemenin 1. ayında toplam Cd konsantrasyonu 0.170 mg kg^{-1} iken 12. ay sonunda 0.245 mg kg^{-1} , 24. ay sonunda ise 0.255 mg kg^{-1} 'a yükselmiştir (Şekil 4.21). Moen (1986), kirlenmemiş topraklarda Cd miktarının $0.01-1.00 \text{ mg kg}^{-1}$ arasında değiştiğini, Weast (1963) ise yer kabuğunda ortalama Cd konsantrasyonunun 0.15 mg kg^{-1} olduğunu bildirmiştir. TKKY'nde ise Cd için sınır değer pH'sı 6'dan yüksek topraklar için 3 mg kg^{-1} olarak verilmiştir.



LSD_{0,010}: 0.031 (Zaman)

Şekil 4.21. Zamanın toprağın toplam Cd içeriği üzerine etkisi

Deneme topraklarının toplam Cr içeriği de özellikle 2. yılın sonunda önemli bir artış göstermiştir. Denemenin 1. ayı ve 1. yılı sonunda alınan topraklarda belirlenen toplam Cr içeriği birbirine yakın değerlere sahip olurken (38.60 ve 37.98 mg kg⁻¹) 2. yılın sonunda bu elementin miktarı 41.41 mg kg⁻¹'a yükselmiştir (Şekil 4.22). TKKY'liğinde pH'sı 6'dan büyük topraklar için Cr'un 100 mg kg⁻¹ değerinden düşük olması istenmektedir. Tarım topraklarında da Cr içeriğinin ortalama 100 mg kg⁻¹ olduğu bildirilmiştir (Bowen, 1966).

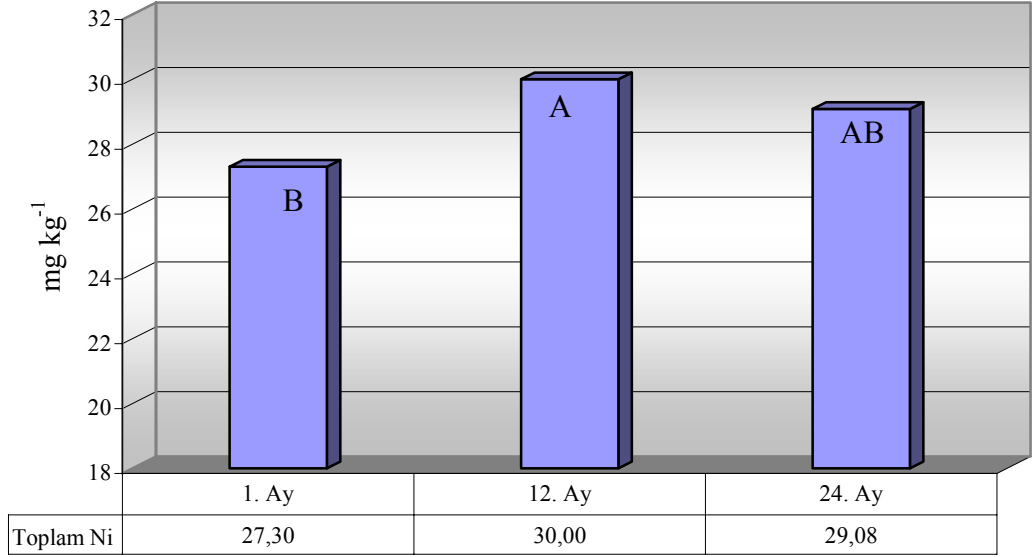


LSD_{0,010}: 2.624 (Zaman)

Şekil 4.22. Zamanın toprağın toplam Cr içeriği üzerine etkisi

Toprakların toplam Ni içeriğinde zamana bağlı olarak ortaya çıkan artış Cd ve Cr'dan farklı olarak daha önce (denemenin 1. yılı sonunda) gerçekleşmiştir. Denemenin 1. ayında 27.30 mg kg⁻¹ olan toplam Ni içeriği, 1 yıl sonunda en yüksek değer olan 30.00 mg kg⁻¹'a

ulaşmış, 2. yılın sonunda ise biraz azalma göstererek $29.08/ \text{mg kg}^{-1}$ 'a düşmüştür (Şekil 4.23). Tarım topraklarında Ni kapsamı $2-1000 \text{ mg kg}^{-1}$ arasında değişirken (ortalama 50 mg kg^{-1}) (Ure, 1993), TKKY'nde pH'sı 6'dan yüksek topraklar için sınır değer olarak 75 mg kg^{-1} verilmiştir.



LSD_{0,010}: 2.038 (Zaman)

Şekil 4.23. Zamanın toprağın toplam Ni içeriği üzerine etkisi

Arıtma çamuru uygulamalarına bağlı olarak toprakların toplam Cd, Cr ve Ni içeriklerinde bir artış ortaya çıkmamıştır. Fakat 2 yıl süren deneme süresince bu metallerin konsantrasyonları zamana bağlı olarak az da olsa artmıştır. Bu artışın kontrol parselinde de meydana gelmiş olması, deneme bitkisi olarak yetiştirilen buğday ve pamuk bitkilerinin kök ve gövdelerinde biriktirdikleri bu elementlerin bitkilerin hasadı sonrasında arazide kalan anızlarının toprağa karıştırılmalarından kaynaklanabileceği olasılığını akla getirmektedir.

4.2.3 Arıtma çamurunun toprağın mikrobiyal biyomas ve aktivite üzerine etkisi

Arıtma çamuru uygulamasını izleyen 2 yıl boyunca toprağın mikrobiyolojik özelliklerindeki değişimi saptamak amacı ile 7 kez alınan toprak örneklerinde yapılan analizlere ait sonuçların istatistiksel açıdan değerlendirilmesi Çizelge 4.7’de verilmiştir.

Çizelge 4.7. Arıtma çamuru uygulamalarının toprağın mikrobiyolojik özellikleri üzerine etkisi

Özellikler	Zaman	Çamur	Zaman x Çamur
Mikrobiyal Biyomas-C	**	**	**
CO ₂ - Oluşumu (Toprak Solunumu)	**	**	**
N- Mineralizasyonu	**	**	**
Dehidrogenaz Enzim Aktivitesi	**	**	**
β-Glukozidaz Enzim Aktivitesi	**	**	**
Fosfotaz Enzim Aktivitesi	**	**	**
Üreaz Enzim Aktivitesi	**	öd	**

* : p<0.05 **: p<0.01 öd: önemli değil

4.2.3.1 Arıtma çamurunun mikrobiyal biyomas-C’u üzerine etkisi

Mikrobiyal biyomas kavramı topraktaki canlı mikroorganizma ağırlığı anlamına gelmekte olup C, N, S ve P gibi besin maddelerinin yarayışlı bir deposu ve toprak organik maddesindeki dönüşümlerin göstergesidir (Jenkinson and Ladd, 1981). Mikrobiyal biyomas miktarı, toprağın mikrobiyolojik yapısını karakterize etmede son yıllarda sıkça kullanılan bir yöntemdir. Mikrobiyal biyomas, toplam toprak N ve

C'unun çok küçük bir miktarını temsil etmesine rağmen azot ve diğer bitki besin maddelerinin mineralizasyonu ile sonuçlanan hızlı döngüsü nedeni ile bitkilerin beslenmesinde önemli katkıları olmaktadır.

İzmir Çiğli Atıksu Arıtma Tesisi arıtma çamurlarının 6 farklı dozda (Ç₀;0, Ç₁;1 ton/da, Ç₂;2 ton/da, Ç₃;3 ton/da, Ç₄;4 ton/da, Ç₅;5 ton/da) uygulandığı topraklarda 24 ay boyunca belirli aralıklarla saptanan mikrobiyal biyomas-C'u miktarları Çizelge 4.8'de verilmiştir.

Varyans analizi sonuçlarına göre, topraklardaki mikrobiyal biyomas-C'u üzerine toprağa uygulanan arıtma çamurlarının (uygulama) ve örnekleme zamanının (zaman) etkisi istatistikî olarak $P < 0.01$ seviyesinde önemli bulunmuştur. Bunun yanında, her iki parametrenin (zaman, uygulama) mikrobiyal biyomas-C'u üzerine olan birlikte etkinliklerinin istatistikî $P < 0.01$ seviyesinde değişim göstereceği de interaksiyonların önemli çıkması ile belirlenmiştir (Ek 7.23).

Arıtma çamurunun uygulanmasını izleyen ilk ayda alınan toprak örneklerinde; en yüksek mikrobiyal biyomas-C'u miktarı Ç₅ uygulamasında saptanmıştır. Kontrolün dışındaki diğer uygulamalar (Ç₁, Ç₂, Ç₃, Ç₄) aynı istatistikî grup içerisinde yer almalarına karşın, Ç₄ uygulaması bu grup içerisinde en yüksek değere (Ç₅'e yakın bir mikrobiyal biyomas-C'u değerine) sahip olmuştur. Bu durum ilk 6 ay devam etmiş, fakat denemenin 9. ayında alınan örneklerde mikrobiyal biyomas-C'u miktarı sadece Ç₅ uygulamasında en yüksek değerine ulaşmıştır. Denemenin 12. ayından itibaren alınan örneklerde ise uygulamalar arasındaki farkların gittikçe azaldığı ve artık son örneklerde

tüm uygulamaların aynı istatistikî grup içerisinde yer aldığı görülmektedir.

En düşük arıtma çamuru dozu olan Ç₁ uygulamasının mikrobiyal biyomas-C'u üzerindeki uyarıcı etkisi denemenin sadece ilk 3 ayında az da olsa ortaya çıkmış, fakat daha sonra bu uygulama kontrol parsele yakın bir mikrobiyal biyomas-C'u miktarına sahip olmuştur.

Çizelge 4.8. Örnek alım zamanının ve arıtma çamuru uygulamalarının mikrobiyal biyomas-C'ü üzerine etkileri

mg C 100 g ⁻¹ toprak									
Bitki Örtüsü	Buğday			Boş			Pamuk		
Çamur Uygulaması	1. Ay (21.11. 2002)	3. Ay (28.01.2003)	6. Ay (29.04.2003)	9. Ay (05.08.2003)	12. Ay (16.10.2003)	18. Ay (14.04.2004)	24. Ay (22.11.2004)		
Ç ₀	20.47 B bcd	14.23 C d	28.75 B b	39.09 D a	24.63 B bc	25.84 B bc	17.59 A cd		
Ç ₁	23.56 AB bcd	16.28 BC d	30.95 B b	54.89 C a	30.51 AB b	27.35 B bc	19.40 A cd		
Ç ₂	22.67 AB de	19.89 ABC e	31.21 B bcd	70.18 AB a	34.02 AB bc	34.64 AB b	24.53 A cde		
Ç ₃	24.64 AB cd	22.56 ABC d	37.87 AB b	74.05 AB a	32.91 AB bc	33.66 AB bc	25.56 A cd		
Ç ₄	30.11 AB cd	24.82 AB d	41.61 A b	68.02 B a	35.54 A bc	35.28 AB bc	26.35 A cd		
Ç ₅	31.89 A cd	26.12 A d	42.10 A b	78.91 A a	35.59 A bcd	39.36 A bc	27.22 A d		

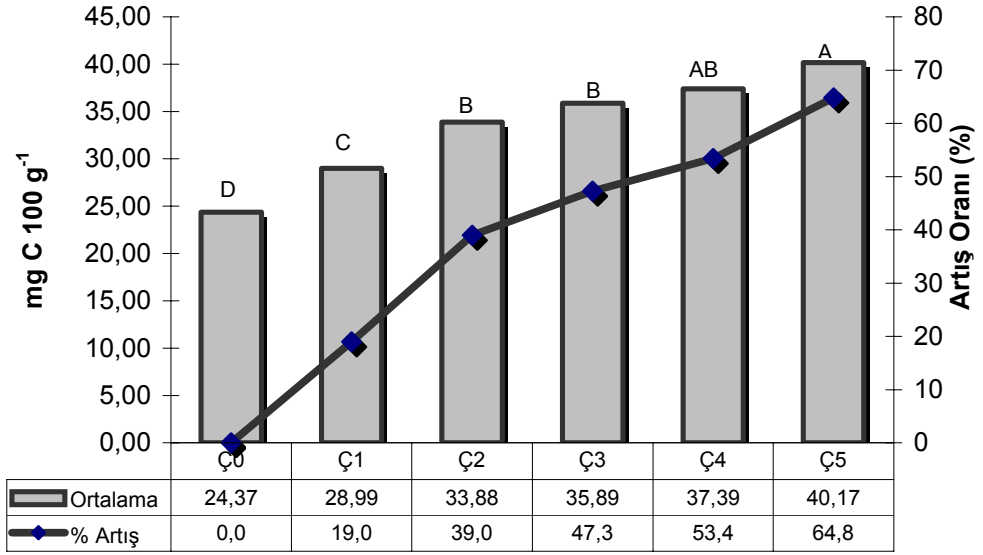
*Aynı harfle gösterilen uygulamalar arasındaki fark istatistiki olarak önemli değildir.

* Büyük harfler çamur uygulamaları, küçük harfler ise örnekleme zamanı arasındaki farkı göstermektedir.

* LSD_{0,010} = 9.757 (Çamur x Zaman)

Zamana bağlı değişim incelendiğinde; denemenin 3. ayı olan 28.01.2003 tarihli örneklerde kontrol dahil tüm uygulamalarda en düşük mikrobiyal biyomas-C'u miktarı saptanırken, 05.08.2003 tarihinde alınan örneklerde ise en yüksek mikrobiyal biyomas-C'u miktarı belirlenmiştir. Daha sonra, mikrobiyal biyomas-C'u değerleri tekrar azalmaya başlamıştır. Denemenin son ayında (24. ay) elde edilen değerler, en düşük mikrobiyal biyomas-C'u miktarının saptandığı 3. ay örneklerine yakın değerler olmuştur (Çizelge 4.8).

Deneme süresince toplam 7 kez belirlenen mikrobiyal biyomas-C'u miktarlarının ortalama değerleri ($24.37 - 40.17 \text{ mg C } 100 \text{ g}^{-1}$) incelendiğinde (Şekil 4.24); en yüksek biyomas-C'u miktarının Ç₅ uygulamasında ortaya çıktığı görölmektedir. Ç₄ uygulaması sonraki grubu oluştururken, Ç₂ ve Ç₃ uygulamaları aynı istatistikî grupta yer almıştır. Ç₀ (kontrol) en düşük mikrobiyal biyomas-C'u miktarına sahip olmuştur. Ç₅ uygulaması mikrobiyal biyomas-C'u miktarını %64.8 oranında artırırken, diğer uygulamaların artış oranları % 19.0 ila % 53.4 arasında değişmiştir.



LSD_{0,010} = 3.688 (Çamur)

Şekil 4.24. Ortalama mikrobiyal biyomas-C’u miktarları ve kontrole kıyasla % artış oranları

Arıtma çamurundaki yüksek yarayırlı C ve besin maddesi içeriğinin toprak mikroorganizmalarının aktivitesini muhtemelen uyarılmasından dolayı, deneme topraklarında mikrobiyal biyomas-C’u miktarı artmıştır. Böyle bir sonucun ortaya çıkmasında; kullanılan arıtma çamurunun düşük ağır metal konsantrasyonları içermesi ve en yüksek uygulama dozunda (Ç₅) bile toprakların TKKY tarafından izin verilen değerlerin altında ağır metal konsantrasyonlarına sahip olması da etkili olmuştur. Ağır metal içerikleri düşük olan arıtma çamurları ile çalışan birçok araştırmacı da benzer sonuçları bulmuştur (Fließbach et al. 1994; Jahnel, 1997; Banerjee et al., 1997; Lorenzi and Lambais, 2001; Fernandez et al., 2005). Ağır metallerce zengin arıtma çamurlarının ise mikrobiyal biyomas üzerinde önemli engelleyici etkilerine dair birçok

çalışma mevcuttur. Chander and Brookes (1991) AB tarafından izin verilen değerden 2.5 kat daha fazla Cu ve Zn içeren arıtma çamuru uygulamalarının topraktaki mikrobiyal biyoması % 40 oranında azalttığını belirlemişlerdir. Khan and Seullion (2000) da; ağır metallere bulaşmış kumlu topraklarda mikrobiyal biyomas değerlerinde önemli azalmalar saptamışlardır. Arıtma çamurlarının uzun yıllar boyunca ve yüksek dozda uygulamaları da mikrobiyal biyoması olumsuz etkileyebilmektedir. Bir kez yapılan uygulamaların mikrobiyal biyoması üzerinde olumlu (Dar, 1996; Barbarick et al., 2004), uzun yıllar yapılan uygulamaların ise olumsuz etkilere sahip olduğu (Stoven et al., 2005; Balzer and Ahrens, 1990) araştırmacılar tarafından tespit edilmiştir.

Araştırma topraklarının mikrobiyal biyomas-C miktarları, zaman içerisinde iklim koşulları ve toprak idaresindeki değişikliklerden de etkilenmiştir. Arıtma çamuru uygulandıktan 3 ay sonra alınan örneklerde (28.01.2003) en düşük mikrobiyal biyomas miktarının ortaya çıkması muhtemelen bu aydaki düşük hava sıcaklığından kaynaklanmıştır. En yüksek mikrobiyal biyomas miktarı ise kurak bir ay olan Ağustos ayında (9. ay örnekleri) saptanmıştır. Toprak nemi, sıcaklığı, rizosfer ürünleri (kök salgıları, ölü hücreler vb.), bitki köklerinden gelen C girdisi ve ürün artıkları, topraktaki mikrobiyal biyomas miktarı üzerinde önemli etkilere sahiptir (Ross, 1987). Srivastava (1992) bu araştırma sonuçlarına benzerlik gösteren çalışmasında; en yüksek mikrobiyal C, N ve P değerini yazın (kurak dönemde), en düşük değeri ise yağmur mevsiminde (ıslak dönemde) belirlemiştir. Araştırma topraklarımızın nem içeriği ile mikrobiyal biyomas miktarı arasındaki ($r = -0,606^{**}$) korelasyon da bu görüşü doğrular niteliktedir. Ağustos ayında buğday hasadından sonra

kalan anızın toprağa karıştırılması da mikrobiyal biyomas miktarının artmasında muhtemelen etkili olmuştur.

Araştırma topraklarında; mikrobiyal biyomas karbonunun toprağın organik karbonuna oranı (C_{mic}/C_{org}) da hesaplanmış ve iki döneme ait (denemenin başı ve sonu) değerler Çizelge 4.9'da verilmiştir.

Çizelge 4.9. Araştırma topraklarında iki dönem için belirlenen C_{mic}/C_{org} oranları üzerine arıtma çamuru uygulamalarının etkisi

Uygulama	1. Ay		24. Ay	
	C_{org} (%)	C_{mic}/C_{org} (%)	C_{org} (%)	C_{mic}/C_{org} (%)
Ç ₀	0.852	2.40	0.812	2.16
Ç ₁	0.887	2.65	0.829	2.34
Ç ₂	0.928	2.44	0.887	2.76
Ç ₃	0.945	2.60	0.910	2.80
Ç ₄	0.945	3.18	0.928	2.84
Ç ₅	1.061	3.00	0.945	2.88

Her iki dönem için, uygulanan çamur dozuna bağlı olarak C_{mic}/C_{org} oranları yükselmiştir. Bu oran eğer toprağa bir organik madde girişi varsa belli bir süre için artmakta, eğer toprağa giren organik madde miktarı azalır ise oran da düşmektedir. Anderson and Domsch (1989); C_{mic}/C_{org} oranının kalıcı bir oran olmadığını ve toprağa giren kolay ayrışabilir karbon fraksiyonuna bağlı olarak değiştiğini ileri sürmüştür. Chander and Brookes (1991) ise söz konusu oranın, mikrobiyal biyomas üzerinde ağır metallerin etkisini göstermede hassas bir gösterge olarak kullanılabileceğini ileri sürmüşlerdir. Bu oranın kontrole oranla arıtma çamuru uygulanmış topraklarda daha yüksek çıkması, mikrobiyal

biyomasa arıtma çamurundan gelen yarayışlı C miktarının fazla olduğunu ve herhangi bir olumsuz etkinin söz konusu olmadığını göstermektedir.

Araştırma topraklarında saptanan mikrobiyal biyomas-C’u miktarları ile organik madde ($r=0.228^*$), alınabilir P ($r=0.493^{**}$), alınabilir K ($r=0,208^{**}$), toplam N ($r=0.469^{**}$) toplam Fe ($r=0.588^{**}$), toplam Mn ($r=0.410^{**}$), toplam Pb ($r=0.268^*$) ve toplam Ni ($r=0.410^{**}$) arasında önemli pozitif, Cd arasında ise ($r=-0.313^*$) önemli negatif ilişkiler belirlenmiştir (Ek 5; Ek 6). Bu sonuçlar topraklardaki düşük Cd konsantrasyonlarının bile mikrobiyal biyomas üzerinde etkili olabileceğini göstermektedir. Dar, (1996) 10 mg kg⁻¹ düzeyinde Cd ilavesinin topraklarda mikrobiyal biyomas ve enzim aktivitesini etkilemediğini fakat 50 mg kg⁻¹ dozda incelenen kriterlerin olumsuz etkilendiğini saptamıştır. Araştırma topraklarımızda en yüksek Cd konsantrasyonu 0.279 mg kg⁻¹ olarak belirlenmiştir.

4.2.3.2. Arıtma çamurunun CO₂-oluşumu üzerine etkisi

Topraklardaki organik C'un heterotrofik mikroorganizmalar tarafından C ve enerji kaynağı olarak kullanılması sonucu son ürün olarak ortaya çıkan CO₂ miktarı, toprak organik C'unun mineralizasyonu hakkında sağlıklı ve önemli bilgiler vermektedir. CO₂-oluşumu aynı zamanda toprak solunumu olarak da bilinmektedir.

Arıtma çamurlarının 6 farklı dozda uygulandığı topraklarda 24 ay boyunca belirli aralıklarla saptanan CO₂-oluşumu miktarları Çizelge 4.10'da verilmiştir.

Varyans analizi sonuçlarına göre, topraklardaki CO₂-oluşumu üzerine toprağa uygulanan arıtma çamurlarının (uygulama) ve örnekleme zamanının (zaman) etkisi istatistikî olarak P<0.01 seviyesinde önemli bulunmuştur. Bunun yanında, her iki faktörün (zaman, uygulama) interaksyonu da p<0.01 seviyesinde önemli çıkmıştır. (EK 7.22).

Arıtma çamurunun toprağa uygulanmasından 1 ay sonra alınan ilk örneklerde saptanan CO₂-oluşumu miktarı, arıtma çamurunun uygulama dozlarındaki artışa paralel bir şekilde artmış ve en yüksek toprak solunumu Ç₅'te saptanmıştır. Bu örneklerde en düşük CO₂-oluşum miktarı kontrolde (Ç₀) saptanmasına karşın Ç₁ uygulaması Ç₀ uygulaması ile aynı istatistikî grupta yer almıştır. Diğer uygulamalarda (Ç₂, Ç₃, Ç₄) saptanan toprak solunumu miktarları birbirlerine yakın değerler olmuştur. Bu tablo daha sonra alınan ve uygulamanın 3, 6, 9, 12 ve 18. aylarını içeren toprak örneklerinde de hemen hemen aynı kalmıştır. Arıtma çamuru uygulamasından tam 2 sene sonra alınan son örneklerde ise artık

arıtma çamurunun etkisinin kaybolduğu ve kontrol dâhil tüm uygulamaların aynı istatistikî grupta yer aldığı belirlenmiştir.

Arıtma çamurunun uygulanmadığı Ç₀ ve arıtma çamurunun etkisinin ortaya çıkmadığı Ç₁ uygulamaları dikkate alınmadığında, Ç₂, Ç₃, Ç₄ ve Ç₅ uygulamalarının etkisinin yaklaşık 12 ay sürdüğü ve bu süre içerisinde saptanan CO₂-oluşum miktarının birbirlerine yakın değerler olduğu görülmektedir. Denemenin ilk yılında (2003) alınan ilk 3 örnekte arazide buğday bitkisi mevcut iken, yine bu yılın son iki örneğinde arazide bir bitki örtüsü bulunmuyordu.

Denemenin 2. yılında (2004) pamuk bitki örtüsü altında iki kez alınan toprak örneklerinde saptanan CO₂-oluşum miktarları, 2003 yılına oranla daha düşük değerler olarak ortaya çıkmıştır. Bu sonuçlar; arıtma çamuru ile toprağı ilave edilen organik madde ve C miktarının topraktaki heterotrofik organizmaların aktivitesini bir yıl boyunca uyardığını ve ikinci yılda bu etkinin önemli oranda azaldığını göstermektedir.

Çizelge 4.10. Örnek alım zamanının ve arıtma çamuru uygulamalarının CO₂-oluşumu üzerine etkileri

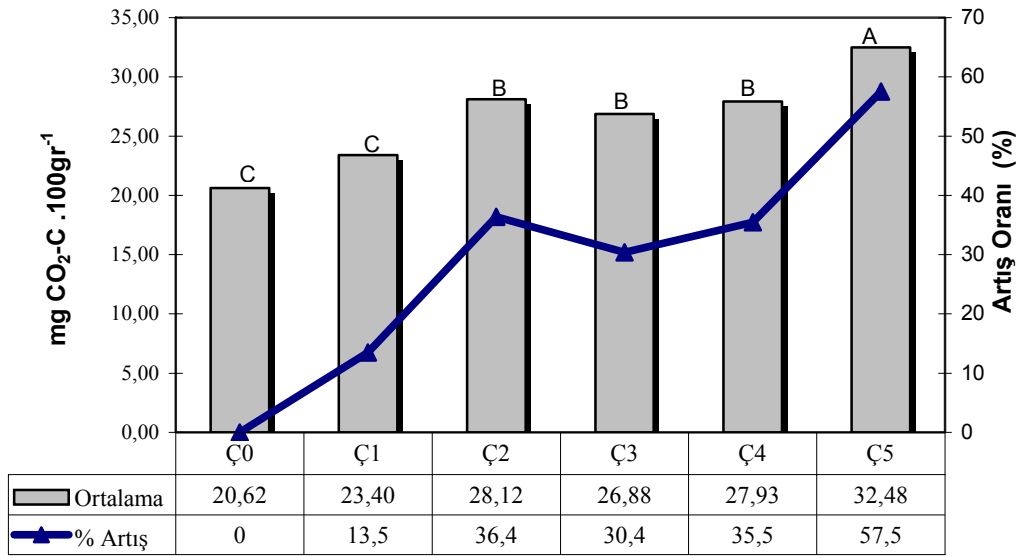
mg CO ₂ -C . 100g ⁻¹ toprak							
Bitki Örtüsü	Buğday			Boş		Pamuk	
Çamur Uygulaması	1. Ay (21.11. 2002)	3. Ay (28.01.2003)	6. Ay (29.04.2003)	9. Ay (05.08.2003)	12. Ay (16.10.2003)	18. Ay (14.04.2004)	24. Ay (22.11.2004)
Ç ₀	14.04 C c	25.85 B a	19.18 B abc	22.37 C ab	25.28 C ab	17.87 BC bc	19.73 A abc
Ç ₁	19.74 C bc	29.93 AB a	25.86 ABab	23.43 C ab	26.57 BC ab	15.72 C c	22.58 A abc
Ç ₂	28.38 B abc	28.82 AB abc	29.76 A ab	31.43 AB ab	31.90 ABC a	24.33 AB bc	22.19 A c
Ç ₃	27.98 B ab	26.80 B abc	28.10 A ab	28.69 BC ab	33.53 AB a	20.02 ABC c	23.06 A bc
Ç ₄	29.40 AB abc	29.55 AB abc	30.84 A ab	31.40 AB a	28.25 BC abc	22.41 ABC c	23.67 A bc
Ç ₅	36.47 A a	34.91 A a	32.36 A ab	37.23 A a	38.86 A a	25.68 A bc	21.85 A c

*Aynı harfle gösterilen uygulamalar arasındaki fark istatistikî olarak önemli değildir.

* Büyük harfler çamur uygulamaları, küçük harfler ise örnekleme zamanı arasındaki farkı göstermektedir.

* LSD_{0,010}= 7.575 (Çamur x Zaman)

İki sene boyunca belirli aralıklarla alınan toprak örneklerinde saptanan CO₂-oluşum miktarlarının ortalama değerleri (20.62 – 32.48 mg CO₂-C 100g⁻¹) Şekil 4.25'te verilmiştir. Şekilden de açıkça görüldüğü gibi; en yüksek CO₂-oluşum miktarı Ç₅ uygulamasında ortaya çıkmıştır. Ç₂, Ç₃, ve Ç₄ uygulamaları aynı istatistiki grupta yer alırken, Ç₁ kontrol ile en düşük CO₂-oluşum miktarına sahip olmuştur. Ç₅ uygulamasının kontrole oranla CO₂-oluşum miktarını % 57.5 oranında artırdığı, diğer uygulamalarda ortaya çıkan artışların ise % 13.5 ile % 36.4 arasında değiştiği belirlenmiştir.



LSD_{0,010}= 2,863 (Çamur)

Şekil 4.25. Ortalama CO₂-oluşum miktarları ve kontrole kıyasla % artış oranları

Aritma çamuru uygulamaları mikrobiyal biyomasta olduğu gibi, toprak solunumu üzerinde de olumlu bir etki yaratmıştır. Bu etki, topraktaki organik madde ve besin maddesi içeriğindeki artışın, mikrobiyal aktiviteyi uyarılmasından kaynaklanmıştır. Uyarılan mikrobiyal aktivite daha büyük bir mikrobiyal biyomas döngüsüne ve sonuçta solunumun artmasına neden olmaktadır (Chander and Brookes, 1993; Leita et al., 1995)

Stamaatiadis et al. (1999), arıtma çamuru uygulanmış topraklarda kontrol toprağa oranla 4 kat daha fazla toprak solunumu belirlemiştir. Killi ve kumlu topraklara arıtma çamuru uygulayan Jahnel (1997) de; uygulanan çamurun artan dozlarına bağlı olarak CO₂ oluşumunda önemli artışlar gözlemiştir. Hatta araştırmacı yüksek Cr içeriğinin bile toprak solunumunu önemli bir şekilde etkilemediğini, bu durumun organik madde ve besin maddelerinin toprak mikroorganizmaları üzerindeki uyarıcı etkisinden kaynaklanabileceğini ileri sürmüştür.

Denemede bir kez uygulanan arıtma çamurunun etkisi yaklaşık 1 yıl sürmüş ve ikinci yılda kontrol ve uygulamalar arasındaki fark önemli oranda azalmıştır. Bu durum topraktaki organik madde miktarı ile toplam N, P ve K gibi besin elementlerinin ikinci yılda önemli oranlarda azalmasından kaynaklanmıştır. CO₂ oluşumu ile organik madde ($r=0.421^{**}$), toplam N ($r=0.474^{**}$), alınabilir P ($r=0.602^{**}$) ve alınabilir K ($r=0.452^{**}$) arasında saptanan önemli ilişkiler bu görüşü doğrular niteliktedir (Ek 5).

Toprak solunumu ile ayrıca alınabilir Fe ($r=0.357^{**}$), alınabilir Cu ($r=0.429^{**}$), alınabilir Mn ($r=0.273^{**}$), alınabilir Zn ($r=0.411^{**}$), toplam Fe ($r=0.470^{**}$), toplam Mn ($r=0.497^{**}$), toplam Pb ($r=0.310^*$) ve toplam Cd ($r=-0.335^{**}$) arasında önemli ilişkiler tespit edilmiştir. Cd elementinin toprak solunumu üzerindeki mikrobiyal biyomasa benzer niteliktedir (Ek 6). Toprak solunumu, mikrobiyal biyomastaki C içeriği ile de önemli bir ilişki vermiştir ($r=0.322^{**}$).

4.2.3.3 Arıtma çamurunun N-mineralizasyonu üzerine etkisi

Organik azotlu bileşiklerin inorganik formlara dönüşümü olan N-mineralizasyonu, toprakta farklı fizyolojik özelliklere sahip mikroorganizmalar tarafından yürütülmektedir. Mikrobiyal biyomas, gerek dönüşümü sağlayan bir ajan ve gerekse N-kaynağı olarak toprağın azot döngüsünde önemli bir role sahiptir (Bonde et al., 1988; Duxdury at al. 1991). Topraktaki biyolojik N döngüsü ayrıca topraktaki C-dinamiği ile de çok ilişkili olan bir olaydır. Araştırma topraklarında belirlenen N-mineralizasyonu ile ilgili sonuçlar Çizelge 4.11’de verilmiştir.

Varyans analizi sonuçlarına göre; topraktaki N-mineralizasyonu üzerine çamur uygulamalarının ve örnekleme zamanının etkisi istatistikî anlamda ($p<0.01$) önemli bulunmuştur. Bunun yanında, her iki parametrenin (zaman ve uygulama) interaksyonu da %1 düzeyinde önemli çıkmıştır (Ek 7.24).

Aritma çamurunun toprağa uygulanmasından 1 ay sonra (21.11.2002) alınan ilk örneklerde belirlenen N-mineralizasyonu miktarı, arıtma çamurlarının uygulama dozlarındaki artışa paralel bir şekilde artmış ve en yüksek N-mineralizasyonu değeri Ç₅ uygulamasında saptanmıştır. Aynı durum bir sonraki dönemde de (3. ay) görülmüştür. Denemenin 6. ve 9. aylarında Ç₂, Ç₃, Ç₄ ve Ç₅ uygulamaları arasında istatistikî anlamda bir fark görülmezken, son üç örneklerde (12., 18. ve 24. aylar) yine Ç₅ uygulaması en yüksek NH₄-N'u miktarına sahip olmuştur. En düşük NH₄-N'u miktarları kontrol ve Ç₁ uygulamalarında saptanmıştır.

Zamana bağlı değişim incelendiğinde; denemenin 3. ayında (28.01.2003) kontrol dahil tüm uygulamalarda en yüksek N-mineralizasyonu miktarı saptanırken, 12. ay (16.10.2003) alınan toprak örneklerinde en düşük N-mineralizasyonu miktarı belirlenmiştir. Nisan ayında alınan örneklerde (18. ay örnekleri) N-mineralizasyonunda tekrar bir yükselme görülmüş fakat son toprak örneklerinde bu değerlerde bir azalma ortaya çıkmıştır.

Çizelge 4.11. Örnek alım zamanının ve arıtma çamuru uygulamalarının N-mineralizasyonu üzerine etkileri

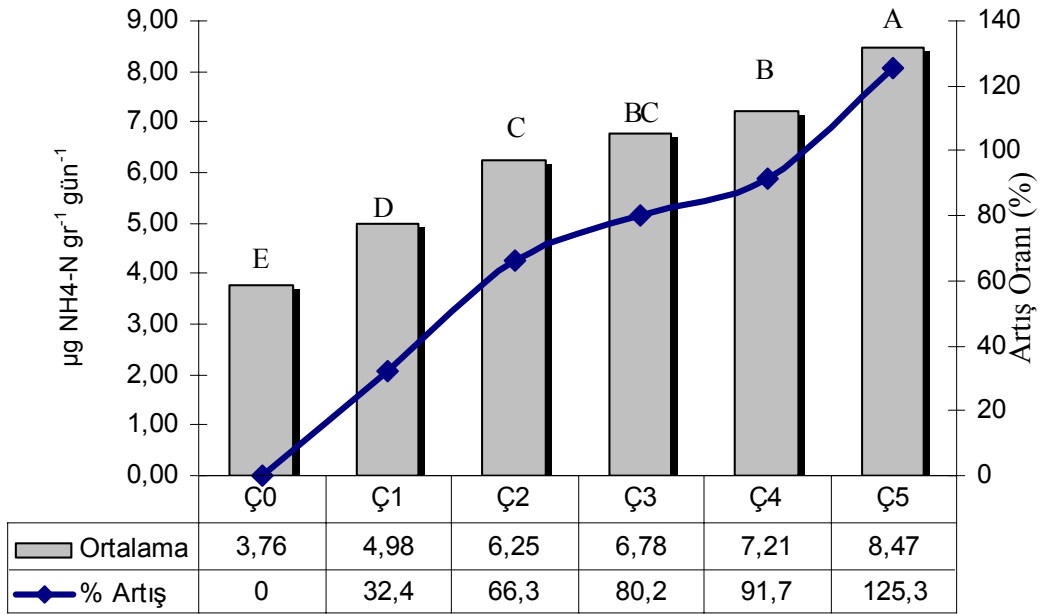
Bitki Örtüsü	$\mu\text{g NH}_4\text{-N gr}^{-1} \text{gün}^{-1}$							
	Buğday			Boş		Pamuk		
Çamur Uygulaması	1. Ay (21.11. 2002)	3. Ay (28.01.2003)	6. Ay (29.04.2003)	9. Ay (05.08.2003)	12. Ay (16.10.2003)	18. Ay (14.04.2004)	24. Ay (22.11.2004)	
Ç ₀	4.18 D ab	5.46 D a	3.45 B bc	3.43 B bc	1.60 B c	4.87 C ab	3.32 C bc	
Ç ₁	6.36 C ab	6.98 CD a	4.37 B c	4.67 B bc	1.92 B d	6.34 BC ab	4.21 BC c	
Ç ₂	7.58 BC a	8.08 BC a	6.29 A ab	7.64 A a	2.17 AB c	6.74 BC ab	5.26 AB b	
Ç ₃	7.89 BC ab	9.76 B a	6.54 A bc	7.79 A b	2.81 AB d	6.80 AB bc	5.85 AB c	
Ç ₄	8.61 AB ab	9.86 B a	6.66 A c	8.80 A ab	2.97 AB d	7.18 AB bc	6.37 A c	
Ç ₅	10.28 A b	13.80 A a	6.96 A cd	9.17 A b	3.87 A e	8.67 A bc	6.55 A d	

* Aynı harfle gösterilen uygulamalar arasındaki fark istatistikî olarak önemli değildir.

* Büyük harfler çamur uygulamaları, küçük harfler ise örnekleme zamanı arasındaki farkı göstermektedir.

* $\text{LSD}_{0,010} = 1.891$ (Çamur x Zaman)

Deneme süresince 7 farklı dönemde belirlenen N-mineralizasyonu miktarlarının ortalama değerleri ($3.76 - 8.47 \mu\text{g NH}_4\text{-N g}^{-1} \text{gün}^{-1}$) incelendiğinde (Şekil 4.26); en yüksek N-mineralizasyonu miktarının Ç₅ uygulamasında olduğu görülmektedir. Bunu azalan oranlarda Ç₄, Ç₃, Ç₂ ve Ç₁ uygulamaları izlemektedir. En düşük N-mineralizasyonu kontrolde ortaya çıkmıştır. Ç₅ uygulaması N-mineralizasyonunu kontrole oranla %125.3 oranında artırırken, Ç₁ uygulamasında artış oranı % 32.4 ile sınırlı kalmıştır.



LSD_{0,010} = 0.715 (Çamur)

Şekil 4.26. Ortalama N-Mineralizasyonu miktarları ve kontrole kıyasla % artış oranları

Aritma çamurunun %2'den fazla toplam N içeriği, toprakta N-mineralizasyonunun artmasında en önemli faktör olmuştur. Toprakların toplam N içeriği ile N-mineralizasyonu arasındaki önemli korelasyon da ($r=0.552^{**}$) bu görüşü doğrular niteliktedir (Ek 5). Aritma çamuru uygulamalarının topraklardaki N-mineralizasyonu üzerindeki etkisi ile ilgili yapılan çalışmalarda da benzer sonuçlar bulunmuştur (Banerjee et al, 1997; Stamaatiadis et al, 1999; Hernandez et al., 2003; Barbarick et al., 2004; Moral et al., 2005). Wong et al., (1998); eriyebilir NH_4 miktarlarının arıtma çamurunun 350 g kg^{-1} dozuna kadar arttığını fakat bu dozdan sonra azaldığını bildirmişlerdir.

Stanford and Smith (1972); standart koşullar altında her toprağın N mineralize etmek için doğal bir potansiyeli olduğu ve çevre koşullarında veya toprağa giren C-miktarındaki kısa süreli değişikliklerin N-mineralizasyonu üzerinde çok az bir etkiye sahip olduğunu ileri sürmüşlerdir. Buna karşın Bonde et al., (1988); İsveç koşullarında uzun süreli bir buğday denemesinde Nisan ayında Ağustos'a oranla %40–70 arasında daha fazla bir N-mineralizasyonu saptamışlar ve bu durumu da topraktaki mineralize olabilir N- kaynaklarındaki artışa bağlamışlardır. Hassen et al., (1998) ise; toprağa farklı organik atıklar (arıtma çamuru, çiftlik gübresi ve katı atık kompostu) uygulandığında, ilk ayda mikrobiyal popülasyonun yeni koşullara adaptasyonundan dolayı önemli bir N-tüketiminin (immobilizasyon) gerçekleştiğini, daha sonraki aylarda ise N-mineralizasyonunun ve mikrobiyal aktivitenin arttığını saptamışlardır. Bizim çalışmamızda da N-mineralizasyonundaki en yüksek artışların ikinci toprak örneği alımlarında (denemenin 3. ayı) ortaya çıkması, böyle bir olasılığı akla getirmektedir.

Toprakların N-mineralizasyon değerleri ile pH ($r=0.275^{**}$), kireç ($r=0.499^{**}$), alınabilir fosfor ($r=0.676^{**}$) ve potasyum ($r=0.407^{**}$), toplam azot ($r=0.552^{**}$), organik madde ($r=0.207$), alınabilir Fe ($r=0.465^{**}$), alınabilir Cu ($r=0.682^{**}$), alınabilir Mn ($r=0.489^{**}$) ve alınabilir Zn ($r=0.235^{**}$), toplam Cu ($r=0.652^{**}$), toplam Zn ($r=0.451^{**}$), toplam Mn ($r=0.453^{**}$) ve toplam Pb ($r=0.592^{**}$) arasında önemli ilişkiler saptanmıştır. Mikrobiyal parametrelerden ise, toprak solunumu ($r=0.290^{**}$), biyomas ($r=0.175^*$), fosfotaz ($r=0.185^*$) ve β -Glukozidaz ($r=0.256^{**}$) aktiviteleri ile önemli ilişkiler vermiştir (Ek 5; Ek 6).

4.2.4. Arıtma amurunun topraktaki enzim aktivitesi üzerine etkisi

Topraklardaki enzimatik aktivite; mikroorganizmaların yaşam süreçleri, organik atıkların dekompozisyonu, besin maddelerinin döngüsü ve organik madde ile toprak strüktürünün oluşumu için gerekli sayısız reaksiyonda son derece önemli fonksiyonlara sahiptir. Toprak enzimleri bu reaksiyonların biyolojik katalizörleri olup aktif toprak biyolojisini saptamada bir toprak kalite göstergesi olarak rol oynamaktadır.

Araştırmada toprağa uygulanan arıtma amurlarının enzimatik etkilerini belirlemek amacı ile dehidrogenaz, β -glukozidaz, fosfotaz ve üreaz enzim aktiviteleri incelenmiştir.

4.2.4.1. Arıtma çamurunun dehidrogenaz (DHG) enzim aktivitesi üzerine etkisi

Bir solunum enzimi olan dehidrogenaz (DHG) aktivitesinin ölçülmesiyle çeşitli DHG enzimlerinin topraktaki miktarı hakkında bilgi edinilmekte ve aynı zamanda solunum kademelerinde organik bileşiklerden hidrojen açığa çıkarabilen ve onu bir hidrojen tutucu maddeye taşıyabilen, aerob ve fakültatif anaerob yaşamlı organizmaların bir göstergesi olabilmektedir (Çengel, 1995). Wittling et al. (1995) dehidrogenaz enzim aktivitesinin, topraklardaki global mikrobiyal aktivitenin güvenilir bir göstergesi olduğunu ileri sürmüşlerdir.

Topraklardaki dehidrogenaz enzim aktivitesi üzerine toprağa uygulanan arıtma çamuru miktarlarının (uygulama), örnekleme zamanlarının (zaman) ve her ikisinin birlikte etkisi istatistikî olarak $p < 0.01$ seviyesinde önemli bulunmuştur (Ek 7.25).

Arıtma çamurunun toprağa uygulanmasını izleyen ilk altı ayda en yüksek arıtma çamuru dozu (Ç₅), dehidrogenaz aktivitesini en fazla uyaran uygulama olmuştur. Sonraki aylarda bu etki yavaş yavaş kaybolmuş ve Ç₃, Ç₄ ve Ç₂ uygulamaları dehidrogenaz aktiviteleri üzerine benzer etkilere sahip olmuştur (Çizelge 4.12).

Uygulamayı izleyen ilk ayda en düşük dehidrogenaz aktivitesine kontrol toprak sahip olurken, ilerleyen zaman içerisinde uygulamalar arasındaki farkların azalmasından dolayı zaman zaman Ç₁ uygulaması da kontrol ile aynı istatistikî grupta yer almıştır.

Arıtma çamuru uygulamasına bağlı olarak ilk ayda ortaya çıkan artıştan sonra Ocak dönemine rastlayan ikinci örneklemede bu enzim aktivitesi en düşük değerlere sahip olmuştur. Uygulamanın 6. ayı olan Nisan döneminde alınan toprak örneklerinde ise kontrol dahil bütün uygulamalarda en yüksek değerler elde edilmiştir. İlerleyen zaman içerisinde enzim aktivitesinde bir azalma gözlenmesine karşın, en son örneklemede (24.ay) saptanan dehidrogenaz aktivite değerleri ilk saptanan (1.ay) değerlerden daha yüksek olmuştur.

Çizelge 4.12. Örnek alım zamanının ve arıtma çamuru uygulamalarının dehidrogenaz enzim aktivitesi üzerine etkileri

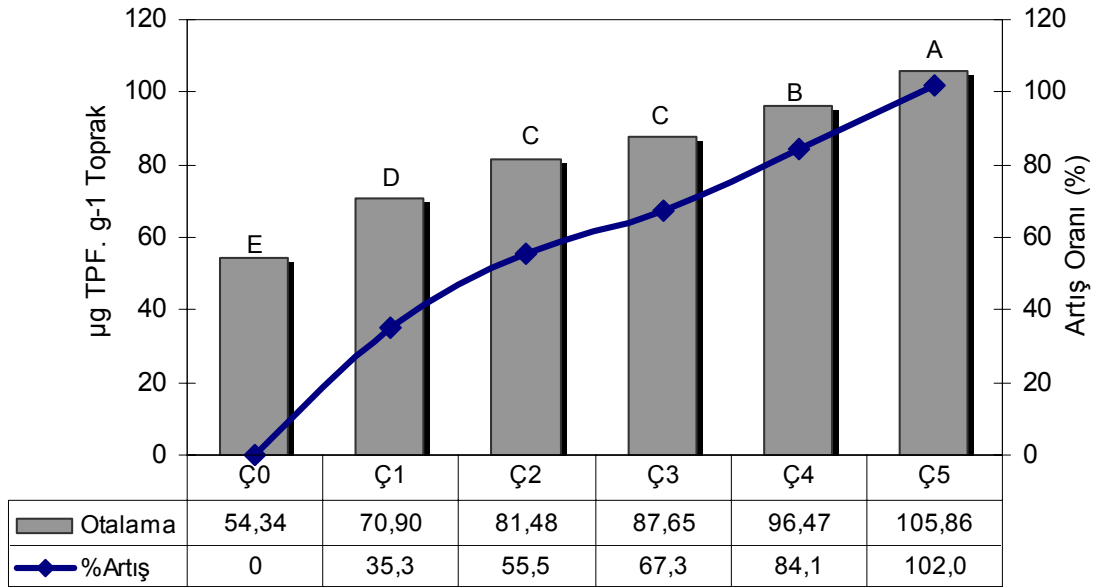
µg TPF. g⁻¹ toprak							
Bitki Örtüsü	Buğday			Boş		Pamuk	
	Çamur Uygulaması	1. Ay (21.11.2002)	3. Ay (28.01.2003)	6. Ay (29.04.2003)	9. Ay (05.08.2003)	12. Ay (16.10.2003)	18. Ay (14.04.2004)
Ç ₀	23.43 C c	20.94 C c	76.44 D a	68.29 C ab	84.52 B a	53.06 B b	53.71 C b
Ç ₁	58.86 B c	26.14 C d	112.39 C a	69.32 BC c	93.04 B ab	63.30 AB c	73.27 BC bc
Ç ₂	65.56 B c	40.86 BC d	134.30 B a	88.76 AB b	92.79 B b	74.17 A bc	73.93 BC bc
Ç ₃	70.03 AB bcd	56.45 B d	133.71 B a	89.49 AB b	117.48 A a	64.55 AB cd	81.87 B bc
Ç ₄	75.04 AB cd	61.20 AB d	138.70 AB a	99.44 A b	132.51 A a	75.57 A cd	92.84 AB bc
Ç ₅	88.38 A cd	77.18 A d	155.04 A a	106.08 A bc	126.48 A b	83.27 A d	104.61 A c

* Aynı harfle gösterilen uygulamalar arasındaki fark istatistikî olarak önemli değildir.

* Büyük harfler çamur uygulamaları, küçük harfler ise örnekleme zamanı arasındaki farkı göstermektedir.

* $LSD_{0,010} = 20.462$ (Çamur x Zaman)

24 ay boyunca belirli aralıklarla alınan toprak örneklerinde yapılan dehidrogenaz enzimi miktarlarının ortalama değerleri ($54.34 - 105.86 \mu\text{g TPF. g}^{-1}$) ve kontrole (Ç_0) göre çamur uygulamasının dehidrogenaz enzim miktarında meydana getirdiği artış oranları Şekil 4.27’de verilmiştir. Buna göre; toprağa uygulanan arıtma çamuru miktarının artışına paralel olarak dehidrogenaz enzim aktivitesinin de arttığı görülmektedir. Bu artış kontrol parsele oranla Ç_5 uygulamasında % 102 olurken, diğer çamur uygulamalarında % 35.3 ile % 84.1 arasında değişmiştir (Şekil 4.27).



$LSD_{0,010} = 7,749$ (Çamur)

Şekil 4.27. Ortalama dehidrogenaz enzim aktivitesi miktarları ve kontrole kıyasla % artış oranları

Arıtma çamurunun yüksek organik madde içeriği, topraktaki mikrobiyal popülasyonun ve buna bağlı olarak da dehidrogenaz enziminin artmasına yol açmıştır. Toprakların organik madde miktarları ile bu enzim aktivitesi arasında saptanan önemli ilişki ($r=0.441^{**}$) bu görüşümüzü desteklemektedir (Ek 5). Dick (1994) ve Mana et al. (1996) da toprakların organik-C miktarları ile dehidrogenaz enzimi arasında önemli ilişkiler belirlemişlerdir. Dehidrogenaz enzim aktivitesi, canlı mikrobiyal popülasyonların total metabolik aktivitesine bağlı bir enzim olduğu için, mikrobiyal popülasyonun düzeyine bağlı olarak topraklardaki miktarı değişmektedir (Skujins, 1976).

Düşük ağır metal içeriğine sahip arıtma çamurlarının, bu enzim aktivitesini artırdığına ilişkin çalışmalar mevcuttur (Obboard et al., 1994; Dor, 1996; Hassan, 1996; Garcia et al., 2004). Bununla beraber ağır metal içeriği yüksek arıtma çamurları dehidrogenaz aktivitesini önemli oranlarda azaltmaktadır (Reddy et al., 1986; Reddy and Faza 1989; Chander and Brookes, 1991 b).

Dehidrogenaz enzimi toprağın canlı mikrobiyal popülasyonunun gerçekleştirdiği bir enzim olduğu için, mikrobiyal yaşamı etkileyen bir çok toprak ve iklim faktörleri ile toprağa yapılan uygulamalar bu enzim aktivitesini de etkilemektedir. Deneme süresince dehidrogenaz enzimi miktarlarında görülen farklılıklar, bu etkilerin bir sonucu olmuştur.

Dehidrogenaz enzimi en düşük toprak sıcaklığının ortaya çıktığı Ocak ayı örneklerinde (3. ay) minimum seviyelere düşerken, havaların ısınmasıyla çamurun mineralizasyonunun hızlandığı ve topraktaki bitki (buğday) gelişiminin ve dolayısıyla rizosfer etkilerin arttığı Nisan ayında

maksimum düzeylere çıkmıştır. Daha sonra da arıtma çamurunun mikrobiyal populasyon üzerindeki uyarıcı etkisi bütün deneme boyunca sürmüştür (24 ay) ve toprakların DHG aktivitesi genelde yüksek kalmıştır. Garcia et al. (2004) da arıtma çamuru uygulamasını izleyen (4 ton ha⁻¹) 9 ay içerisinde toprak mikrobiyal metabolizmasının artmasından ve mineralizasyon olaylarının hızlanmasından dolayı, toprakların yüksek bir enzim aktivitesine sahip olduklarını ve 36 ay sonra ise muhtemelen enerji kaynaklarının azalmasına bağlı olarak toprakların enzim değerlerinin ilk değerlere döndüğünü saptamışlardır.

Dehidrogenaz enzimi ile toprakların alınabilir P ($r=0.406^{**}$), alınabilir Zn ($r=0.423^{**}$), toplam Fe ($r=0.386^{**}$), toplam Mn ($r=0.472^{**}$) ve toplam Ni ($r=0.465^{**}$) içeriği arasında önemli ilişkiler bulunmuştur. Mikrobiyal parametrelerden ise toprak solunumu ($r=0.410^{**}$), biyomas ($r=0.401^{**}$), fosfotaz ($r=0.453^{**}$) ve β -glukozidaz aktivitesi ile ($r=0.738^{**}$) önemli ilişkiler vermiştir (Ek 5; Ek 6).

4.2.4.2. Arıtma çamurunun β -Glukozidaz enzim aktivitesi üzerine etkisi

Selülozun glukoza tamamen ayrışmasında önemli bir rol oynayan β -glukozidazlar toprakta C-döngüsünde yer alan önemli bir enzimdir.

B-glukozidaz enzim aktivitesi üzerine toprağa uygulanan arıtma çamuru miktarlarının (uygulama), örnekleme zamanlarının (zaman) ve her ikisinin birlikte etkisi istatistikî olarak %1 seviyesinde önemli bulunmuştur (Ek 7.26). Arıtma çamuru uygulamalarını izleyen ilk 6 ayda alınan toprak örneklerinde (1. ay, 3. ay ve 6. ay) en yüksek β -glukozidaz enzim aktivitesi miktarı Ç₅ uygulamasında belirlenmiştir. Bu süre içerisinde arıtma çamurunun miktarındaki artışa paralel olarak β -glukozidaz aktivitesi de artmıştır. Denemenin 9. ayında alınan toprak örneklerinde kontrol hariç diğer uygulamaların hepsi aynı istatistikî grup içerisinde yer alırken, ikinci yıldan itibaren Ç₃, Ç₄ ve Ç₅ uygulamalarının bu enzim aktivitesi üzerinde hala uyarıcı bir etkiye sahip olduğu gözlenmiştir (Çizelge 4.13).

β -glukozidaz enzim aktivitesinin zamana bağlı değişimi incelendiğinde (Çizelge 4.13); çamur uygulanan topraklarda yaklaşık 9 ay süre içerisinde gittikçe artan bir enzim aktivitesi olduğu görülmektedir. Bu aydan sonra β -glukozidaz aktivitesi tüm çamur uygulamalarında azalmaya başlamıştır.

Çizelge 4.13. Örnek alım zamanının ve arıtma çamuru uygulamalarının β -glukozidaz enzim aktivitesi üzerine etkileri

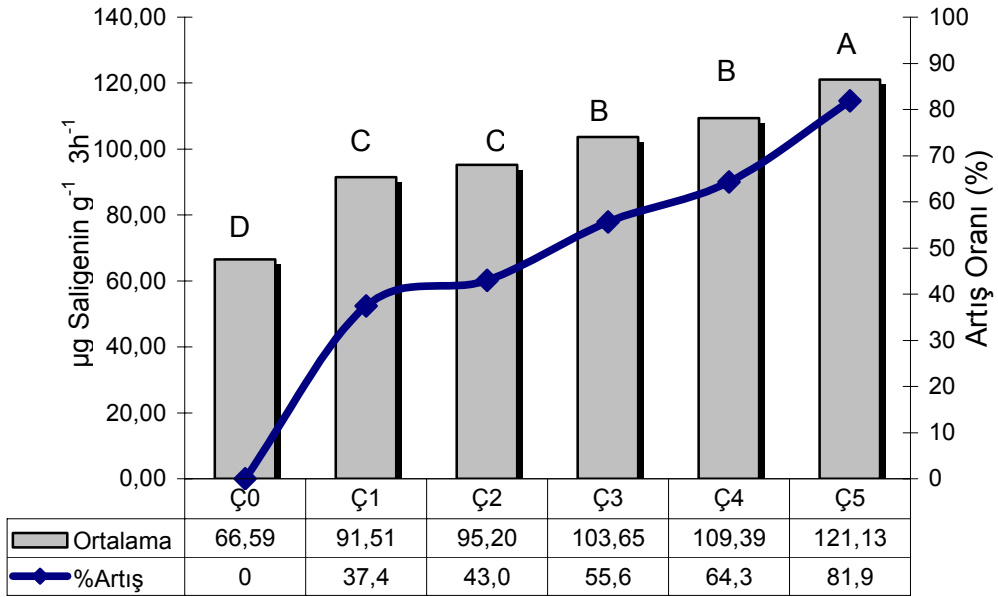
Bitki Örtüsü	$\mu\text{g Saligenin g}^{-1} 3\text{h}^{-1}$							
	Buğday			Boş		Pamuk		
Çamur Uygulaması	1. Ay (21.11. 2002)	3. Ay (28.01.2003)	6. Ay (29.04.2003)	9. Ay (05.08.2003)	12. Ay (16.10.2003)	18. Ay (14.04.2004)	24. Ay (22.11.2004)	
Ç ₀	59.36 D b	60.71 D ab	81.15 C a	72.11 B ab	71.11 C ab	58.04 C b	63.64 B ab	
Ç ₁	81.01 C cd	72.18 CD d	107.72 B ab	120.03 A a	94.63 B bc	81.79 B cd	83.19 AB cd	
Ç ₂	84.59 BC c	81.53 BC c	112.89 B ab	128.00 A a	94.44 B bc	81.88 B c	83.06 AB c	
Ç ₃	87.31 BC c	92.42 ABC c	114.18 B ab	130.16 A a	124.74 A a	82.30 B c	94.41 A bc	
Ç ₄	102.63 B b	94.90 AB b	134.80 A a	132.82 A a	126.68 A a	82.62 B b	91.28 A b	
Ç ₅	133.33 A ab	105.38 A bc	146.84 A a	136.68 A ab	125.87 A b	103.18 A c	96.61 A c	

* Aynı harfle gösterilen uygulamalar arasındaki fark istatistikî olarak önemli değildir.

* Büyük harfler çamur uygulamaları, küçük harfler ise örnekleme zamanı arasındaki farkı göstermektedir.

* $\text{LSD}_{0,010} = 20.514$ (Çamur x Zaman)

β -glukozidaz enzim aktivitesi miktarlarının ortalama değerleri ($66.59-121.13 \mu\text{g Saligenin g}^{-1} 3\text{h}^{-1}$) incelendiğinde (Şekil 4.28); en yüksek β -glukozidaz enzim aktivitesi miktarının Ç_5 uygulamasında olduğu görölmektedir. Bunu sırasıyla Ç_4 , Ç_3 , Ç_2 , Ç_1 ve Ç_0 uygulamaları izlemiştir. B-glukozidaz enzimi üzerine Ç_4 ve Ç_3 ile Ç_2 ve Ç_1 uygulamaları aynı etkiyi göstermişlerdir. Kontrole oranla çamur uygulamalarında meydana gelen artışları incelediğimizde ise % 81.9 ile Ç_5 uygulaması ilk sırayı alırken diğer uygulamalar β -glukozidaz enzim aktivitesi miktarını kontrole kıyasla % 37.4 ile % 64.3 oranında artmıştır.



LSD_{0,010} = 7,753 (Çamur)

Şekil 4.28. Ortalama β -glukozidaz enzim aktivitesi miktarları ve kontrole kıyasla % artış oranları

Aritma çamurunun tüm dozları (1,2,3,4 ve 5 ton da⁻¹) β -glukozidaz aktivitesi üzerinde uyarıcı bir etkiye sahip olmuştur. Toprakta C-döngüsünde yer alan önemli bir enzim olan glukozidazlar ile organik madde arasında yakın bir ilişki vardır. Araştırma topraklarının organik madde içeriği ile bu enzim aktivitesi arasında saptanan önemli ilişki ($r=0.513^{**}$) de bunu teyit etmektedir (Ek 5). Toprakta glukozidazların hidroliz ürünleri toprak mikroorganizmaları için önemli enerji kaynağıdır (Bondick and Dick, 1999). Bu enzim aktivitesi ile toprak solunumu ($r=0.605^{**}$) ve mikrobiyal biyomas ($r=0.670^{**}$) arasında saptanan önemli ilişkiler, β -glukozidazlar ile toprağın heterotrof mikroorganizmaları arasındaki yakın ilişkiyi göstermektedir. Benzer ilişkiler Antolin et al. (2005) tarafından da bulunmuştur.

Aritma çamurunun uygulama dozu ve içeriğindeki ağır metal konsantrasyonuna bağlı olarak, β -glukozidazlar farklı şekillerde etkilenmektedirler Eivazi ve Zakaria (1993); 10 ve 30 mg g⁻¹ (5 ve 15 t ha⁻¹) dozlarında arıtma çamuru uyguladıkları topraklarda β -glukozidaz aktivitesinin azaldığını fakat 100 ve 200 mg g⁻¹ (50-100 t ha⁻¹) arıtma çamuru dozlarında ise bu aktivitenin arttığını saptamışlardır. Araştırmacılar, yüksek dozdaki arıtma çamurunun yüksek organik madde ve besin maddesi içeriğinin, ağır metallerin engelleyici etkilerini maskeleydiklerini ileri sürmüşlerdir. Kızılkaya ve Bayraklı (2005) da 9:1 C:N oranına sahip yüksek dozdaki arıtma çamurlarının (200-300 t ha⁻¹) β -glukozidaz aktivitesini diğer uygulamalara oranla daha fazla arttırdığını saptamışlardır. Bizim çalışmamızda en düşük (1 t da⁻¹) ve en yüksek (5 t da⁻¹) arıtma çamuru uygulamalarında da topraklardaki β -glukozidaz aktivitesi artmıştır.

B-glukozidaz aktivitesinin zamana bağlı değişiminde de topraktaki organik madde miktarının etkisi olduğu düşünölmektedir. Uygulamayı izleyen 9 ay içerisinde bu enzim aktivitesinde devamlılık gösteren bir artış gözlenmiş, daha sonra ise azalmaya başlamıştır. B-glukozidaz aktivitesindeki bu artış, muhtemelen arıtma çamurunun mineralizasyonuna bağlı olarak β -glukozidaz için substrat miktarının artmasından kaynaklanmıştır. Benzer bulgular Akdeniz koşullarında 3 yıl boyunca her yıl 15 t ha^{-1} arıtma çamur uygulaması yapan Antolin et al. (2005) tarafından da elde edilmiştir.

β -glukozidaz aktivitesi toprağın fiziksel ve kimyasal özelliklerinin bir çoğu ile çok yakın ilişkiler gösteren bir enzim olmuştur. Bu önemli korelasyonlar aşığıda gösterilmiştir.

Çizelge 4.14. β -glukozidaz aktivitesi ile önemli korelasyonlar gösteren toprak özellikleri

	A. bilir P	A. bilir K	Top. N	Org. Madde	B
β-glukozidaz	0.664**	0.393**	0.435**	0.513**	0.349**
	A. bilir Fe	A. bilir Cu	A. bilir Mn	A. bilir Zn	
β-glukozidaz	0.289**	0.269**	0.305**	0.378**	
	Top. Fe	Top. Cu	Top. Mn	Top. Pb	Top. Ni
β-glukozidaz	0.525**	0.389**	0.560**	0.294*	0.257*

4.2.4.3. Arıtma çamurunun alkalın fosfotaz enzim aktivitesi üzerine etkisi

Bitkiler tarafından fosforun alınımı, fosfotaz enzimleri tarafından organik fosfor bileşiklerinin ortofosfata mineralizasyonu ile gerçekleşmektedir. Fosfotazlar düşük fosfor yararlanılığının olduğu koşullar altında dominant olarak üretilen enzimlerdir.

Topraklardaki alkalın fosfotaz enzim aktivitesi üzerine toprağa uygulanan arıtma çamuru miktarlarının (uygulama), örnekleme zamanlarının (zaman) ve her ikisinin birlikte etkisi istatistikî olarak %1 seviyesinde önemli bulunmuştur (Ek 7.27). Denemenin 1. ayında (21.11.2002) alınan toprak örneklerinde çamur uygulamaları ile birlikte topraktaki alkalın fosfotaz enziminin arttığı saptanmıştır. En yüksek alkalın fosfotaz aktivitesini Ç₅ uygulaması gösterirken bunu sırasıyla Ç₄, Ç₃, Ç₂ ve Ç₁ uygulamaları takip etmiş ve son grubu kontrol (Ç₀) oluşturmuştur. Bu durum denemenin ilk 6 ayında devam etmiş, fakat 9. ayda çamur uygulamaları arasındaki fark kaybolmuştur. Daha sonra alınan toprak örneklerinde ise Ç₅ uygulaması yine en yüksek alkalın fosfotaz aktivitesi gösteren uygulama olmuştur (Çizelge 4.15).

Alkalın fosfotaz enzim aktivitesi arıtma çamurunun uygulandığı topraklarda en yüksek değeri uygulamanın ilk ayından sonra göstermiş, daha sonra alınan örneklerde ise daha düşük miktarlarda alkalın fosfotaz aktivitesi saptanmıştır.

Çizelge 4.15. Örnek alım zamanının ve arıtma çamuru uygulamalarının alkalın fosfotaz enzim aktivitesi üzerine etkileri

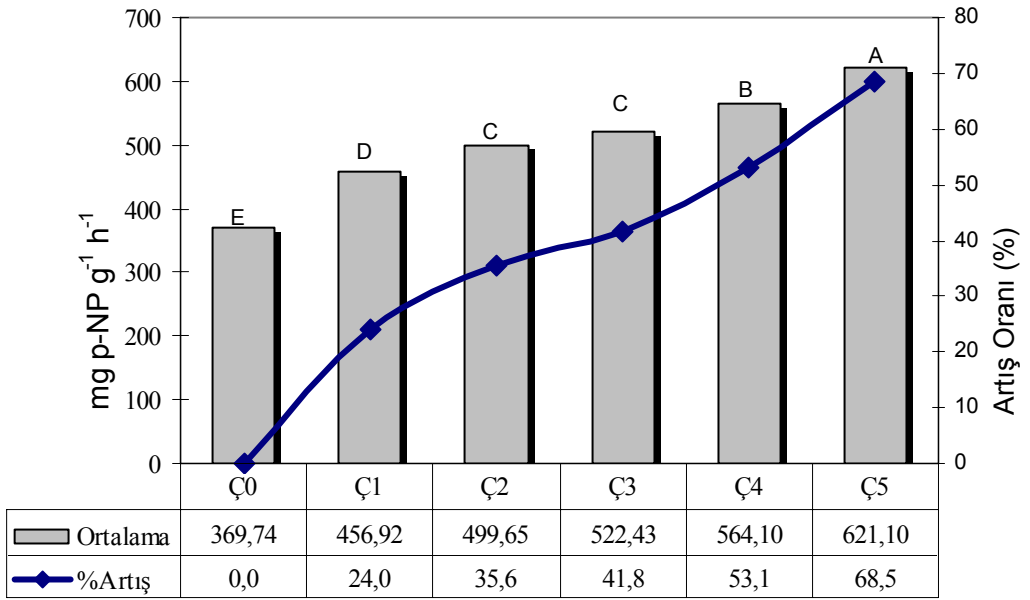
		$\mu\text{g p-NP gr}^{-1} \text{h}^{-1} \text{ toprak}$							
Bitki Örtüsü	Çamur Uygulaması	Buğday			Boş		Pamuk		
		1. Ay (21.11. 2002)	3. Ay (28.01.2003)	6. Ay (29.04.2003)	9. Ay (05.08.2003)	12. Ay (16.10.2003)	18. Ay (14.04.2004)	24. Ay (22.11.2004)	
	Ç ₀	472.07 E a	286.21 D bd	477.64 C a	242.16 B c	521.03 B a	220.60 C c	368.50 B b	
	Ç ₁	672.16 D a	336.45 CD c	543.65 BC b	353.70 A c	559.95 B b	327.37 B c	405.17 AB c	
	Ç ₂	733.77 CD a	429.12 BC c	637.23 B b	369.64 A c	567.62 B b	347.56 AB c	412.58 AB c	
	Ç ₃	780.11 C a	477.09 B c	635.15 B b	389.15 A cd	577.86 B b	355.93 AB d	441.69 AB cd	
	Ç ₄	883.35 B a	478.46 B d	760.75 A b	408.58 A de	589.11 AB c	370.15 AB e	458.29 AB de	
	Ç ₅	995.72 A a	579.16 A c	765.33 A b	413.25 A d	678.10 A b	423.84 A d	492.28 A cd	

* Aynı harfle gösterilen uygulamalar arasındaki fark istatistikî olarak önemli değildir.

* Büyük harfler çamur uygulamaları, küçük harfler ise örnekleme zamanı arasındaki farkı göstermektedir.

* $\text{LSD}_{0,010} = 95,768$ (Çamur x Zaman)

Alkalin fosfotaz enzim aktivitesi miktarlarının ortalama değerleri ($369.74 - 621.10 \mu\text{g p-NP gr}^{-1} \text{ h}^{-1}$) incelendiğinde; Ç_5 uygulamasının ilk grubu oluştururken çamur miktarındaki azalma ile birlikte fosfotaz enzim miktarının da azaldığı grlmektedir (Şekil 4.29). Kontrole (Ç_0) oranla çamur uygulamalarının fosfotaz enzimi miktarındaki artışı Ç_5 uygulamasında % 68.5 olurken, diğer uygulamalarda artış oranları daha az miktarlarda gerçekleşmiştir (% 24 ila %53.1 arasında).



$\text{LSD}_{0,010} = 36,197$ (amur)

Şekil 4.29. Ortalama alkalin fosfotaz enzim aktivitesi miktarları ve kontrole kıyasla % artış oranları

Diğer enzim aktivitelerinde olduğu gibi, arıtma çamuru uygulamaları topraktaki alkalin fosfotaz aktivitesini de arttırmıştır. Genellikle en yüksek uygulama dozunda (5 t da^{-1}) maksimum fosfotaz

aktivite değeri saptanmıştır. Arıtma çamuru uygulamaları ile bu enzim aktivitesinde meydana gelen artışlar Reddy et al. (1986); Dar (1996); Tan et al. (2004); Benitez (2004); Kızılkaya ve Bayraklı (2005) tarafından da belirlenmiştir. Fakat arıtma çamurlarının uzun süre uygulanması (Kunito et al., 2001) veya Cd ve Ni gibi ağır metalleri yüksek oranda içermesi (Moreno et al., 2003) bu enzim aktivitesini olumsuz etkileyebilmektedir. Banerjee et al., (1997) ise 50 ve 100 t ha⁻¹ dozlarındaki arıtma çamurlarının tek veya devamlı uygulanmalarının alkalın ve asit fosfotaz aktivitelerini genellikle artırdığını veya hiç etkilemediğini saptamışlardır. Enzim aktivitesi toprak nemindeki değişikliklere karşı daha hassas olmuş ve toprak nem içeriği ile negatif ilişki vermiştir.

Diğer enzimlerden farklı olarak alkalın fosfotaz aktivitesi en yüksek değere ilk 1 ay içerisinde ulaşmıştır. Kızılkaya ve Bayraklı (2005) da arıtma çamuru uygulanmış topraklarda alkalın fosfotaz aktivitesinin ilk 30 gün içerisinde arttığını, daha sonra azalmaya başladığını saptamışlardır. Konk and Freeman (1999), düşük sıcaklıkların fosfotaz ve arylsülfataz aktivitelerini sınırlandırdığını belirlemişlerdir. Bu araştırmada da en düşük fosfotaz aktivitesinin Ocak ayı (3. Ay) örneklerinde saptanması araştırmacıların bulgularını desteklemektedir.

Araştırma topraklarında saptanan alkalın fosfotaz aktivitesi ile alınabilir fosfor ($r=0.468^{**}$), alınabilir potasyum ($r=0.644^{**}$) ve toplam azot ($r=0.331^{**}$) arasında önemli korelasyonlar saptanmıştır. Yine bu enzim aktivitesi ile organik madde arasında %1 düzeyinde önemli bir ilişki ($r=0.403^{**}$) belirlenmiştir. Toprakların diğer özellikleri ile saptanan ilişkiler aşağıda gösterilmiştir (Çizelge 4.16).

Çizelge 4.16. Alkalın fosfotaz aktivitesi ile önemli korelasyonlar gösteren toprak özellikleri

	A. bilir P	A. bilir K	Top. N	Org. Madde	
A. Fosfotaz	0.468**	0.644**	0.331**	0.403**	
	A.bilir Fe	A.bilir Cu	A.bilir Mn	A.bilir Zn	
A. Fosfotaz	0.378**	0.260**	0.365**	0.434**	
	Top. Fe	Top. Cu	Top. Mn	Top. Pb	Top. Cd
A. Fosfotaz	0.649**	0.408**	0.446**	0.838**	-0.662**

İncelenen enzimler içerisinde kadmiyuma karşı negatif bir ilişki gösteren tek enzim alkalın fosfotaz olmuştur. Moneno et al., (2003) da, arıtma çamurlarındaki Cd ve Ni konsantrasyonlarına en hassas enzimlerin fosfotaz ve üreaz, en az hassasiyet gösteren enzimlerin ise β -glukozidaz ve proteaz olduğunu saptamışlardır. Bizim çalışmamızda fosfotaz aktivitesi ile Ni konsantrasyonları arasında herhangi bir ilişki belirlenememiştir.

4.2.4.4. Arıtma çamurunun üreaz enzim aktivitesi üzerine etkisi

Ürenin, CO₂ ve amonyağa hidrolize olmasını katalize eden bir enzim olan üreaz, önemli bir gübre olan ürenin topraktaki durumu ve performansını büyük ölçüde etkileyen tek enzimdir.

Varyans analizi sonucuna göre, topraktaki üreaz enzimi aktivitesi üzerine toprağa uygulanan arıtma çamurlarının (uygulama) etkisi önemsiz çıkarken, zamanın ve zaman ile uygulamalar arasındaki interaksiyonun etkisi $p < 0.01$ düzeyinde önemli olmuştur (Ek 7.28).

Arıtma çamuru uygulamasını izleyen ilk ayda alınan toprak örneklerindeki üreaz enzim aktivitesi miktarında diğer enzim aktivitelerinin tersine Kontrol (Ç₀) ilk grubu oluşturmuş ve en yüksek üreaz enzim aktivitesine sahip olmuştur (Çizelge 4.17). Çamur uygulamalarının miktarı arttıkça üreaz enzim miktarı azalmıştır. Denemenin diğer zamanlarında ise uygulamalar arasında istatistikî anlamda bir fark saptanamamıştır.

Üreaz enziminin iki yıllık deneme boyunca gösterdiği aktivite düzeyi, denemenin 9. ayında özellikle yüksek dozda çamur uygulamalarında (Ç₃, Ç₄ ve Ç₅) artmış ve daha sonra azalma eğilimine girmiştir (Çizelge 4.17).

Bu çalışmada incelenen mikrobiyolojik parametrelere ilişkin elde edilen sonuçlardan çok farklı olarak, üreaz aktivitesi arıtma çamuru uygulamalarından etkilenmemiştir. Üreaz enzimi ile toprakların organik madde miktarları arasında saptanan % 5 önem düzeyindeki negatif ilişki

($r=-0.177^*$), bu aktivitenin arıtma çamuru ile toprağa giren organik maddeden olumsuz etkilendiğini göstermektedir. Üreaz bunun dışında toprak pH'sı ($r=-0.263^{**}$), kireç ($r=-0.230^{**}$), alınabilir potasyum ($r=-0.178^*$), alınabilir Zn ($r=-0.234^{**}$), toplam Mn ($r=-0.297^*$) ve Pb ($r=-0.549^{**}$) ile de önemli negatif ilişkiler vermiştir (Ek 5; Ek 6). Özellikle Pb elementi ile yüksek önem düzeyinde negatif bir ilişki göstermesi, bu enzimin ağır metallere karşı hassas olabileceğini akla getirmektedir. Moneno et al. (2003) ise Cd ve Ni elementlerine karşı üreazın hassas olduğunu bildirmiştir.

Düşük üreaz aktivitesinin bir ikinci nedeni de; arıtma çamurunun kireçle stabilize edilmesinden dolayı yüksek kireç içeriğinin üreaz aktivitesi üzerinde olumsuz etkilere sahip olabileceğidir. Zira Ca^{2+} iyonunun üreaz oluşturan mikroorganizmalar üzerinde zararlı etkilere sahip olduğu, Burns (1978) tarafından ileri sürülmüştür. Bu çalışmada da üreaz aktivitesi ile toprakların kireç kapsamı arasındaki önemli negatif ilişki ($r=-0.230^{**}$) böyle bir olasılığı akla getirmektedir.

Bir üçüncü neden de, kullanılan yöntemin arıtma çamuru gibi yüksek organik madde içeren materyallerin uygulandığı topraklar için uygun olmadığı olasılığıdır. Araştırma topraklarında üreaz aktivitesinin tayini için Kandeler ve Gerber (1988)'in tampon çözeltili kolorimetrik yöntemi kullanılmıştır.

Çizelge 4.17. Örnek alım zamanının ve arıtma çamuru uygulamalarının üreaz enzim aktivitesi üzerine etkileri

$\text{mg N g}^{-1} 2\text{h}^{-1}$							
Bitki Örtüsü	Buğday			Boş		Pamuk	
	Çamur Uygulaması	1. Ay (21.11.2002)	3. Ay (28.01.2003)	6. Ay (29.04.2003)	9. Ay (05.08.2003)	12. Ay (16.10.2003)	18. Ay (14.04.2004)
Ç ₀	86.97 A a	88.59 A a	84.97 A a	95.28 A a	77.24 A ab	63.19 A b	81.20 A ab
Ç ₁	79.48 AB abc	92.87 A ab	82.53 A abc	96.27 A a	77.06 A bc	71.95 A c	77.19 A bc
Ç ₂	53.33 CD d	102.28 A a	83.96 A abc	88.96 A ab	91.86 A ab	70.12 A cd	77.67 A bc
Ç ₃	59.48 CD b	88.93 A a	89.31 A a	89.38 A a	89.01 A a	73.66 A ab	82.17 A a
Ç ₄	68.14 BC bc	88.78 A a	75.52 A abc	92.30 A a	86.23 A ab	65.20 A c	82.85 A abc
Ç ₅	48.89 D d	87.84 A ab	76.96 A bc	96.66 A a	88.76 A ab	61.65 A cd	93.38 A ab

* Aynı harfle gösterilen uygulamalar arasındaki fark istatistikî olarak önemli değildir.

* Büyük harfler çamur uygulamaları, küçük harfler ise örnekleme zamanı arasındaki farkı göstermektedir.

* $\text{LSD}_{0,010} = 18.727$ (Çamur x Zaman)

4.2.5. Arıtma çamurunun buğday ve pamuk bitkilerinin verimi ile toplam element kapsamaları üzerine etkisi

Araştırmada, arıtma çamuru uygulamalarının, deneme bitkisi olan buğday ve pamuğun dekara verimleri ile buğday tanesi ve pamuk lifinin element içeriği üzerine etkileri de incelenmiş ve elde edilen sonuçların istatistiksel değerlendirmesi Çizelge 4.18’de verilmiştir.

Çizelge 4.18. Arıtma çamuru uygulamalarının buğday ve pamuk verimi ile buğday tanesi ve pamuk lifinde toplam element içerikleri üzerine etkisi

Parametre	Buğday	Pamuk
	Çamur	Çamur
Fosfor (P)	öd	öd
Potasyum (K)	öd	öd
Kalsiyum (Ca)	öd	öd
Magnezyum (Mg)	**	öd
Toplam Azot (N)	**	öd
Bor (B)	**	öd
Demir (Fe)	öd	öd
Bakır (Cu)	öd	öd
Çinko (Zn)	öd	öd
Mangan (Mn)	öd	öd
Kurşun (Pb)	öd	öd
Kadmiyum (Cd)	öd	öd
Krom (Cr)	*	öd
Nikel (Ni)	öd	öd
Verim	**	**

* : $p < 0.05$ ** : $p < 0.01$ öd: önemli değil

Yapılan istatistikî analiz neticesinde arıtma çamuru uygulamalarının artan dozları ile buğday ve pamuk verimlerinde $p < 0.01$

seviyesinde önemli fark çıkmıştır (Ek 7.30; Ek 7.31). Buğday tanesinin Mg, toplam N ve B içeriğinde $p<0.01$ seviyesinde, Cr içeriğinde ise $p<0.05$ seviyesinde önemli artış olduğu ancak bu artışların buğday tanesinde sınır değerlerin altında kaldığı belirlenmiştir. Pamuk lifinde ise toplam element içerikleri üzerine çamur uygulamalarının etkisi istatistikî olarak önemsizdir.

Arıtma çamurlarının kullanımı ile ürünlere ve muhtemelen gıda zincirine etkileri olabilecek potansiyel toksik elementlerle (PTE) ilgili olarak Davis (1984), arıtma çamuru uygulanan topraklarda Cd, Cu, Ni ve Zn'nin biyolojik olarak alınabilirliğinin Pb, Hg, ve Cr'den daha fazla olduğunu ancak daha mobil elementler için bile arıtma çamurlarıyla her yıl eklenen PTE miktarının % 0,05'inden daha az bir bölümünün ürüne geçtiğini belirlemiştir. Buğday bitkisinin tanesinde ve pamuk bitkisinin lifinde saptanan toplam element içeriğine ait sonuçlar Çizelge 4.19 ve Çizelge 4.20'de verilmiştir.

Çizelge 4.19. Buğday bitkisine (tane) ait analiz sonuçları

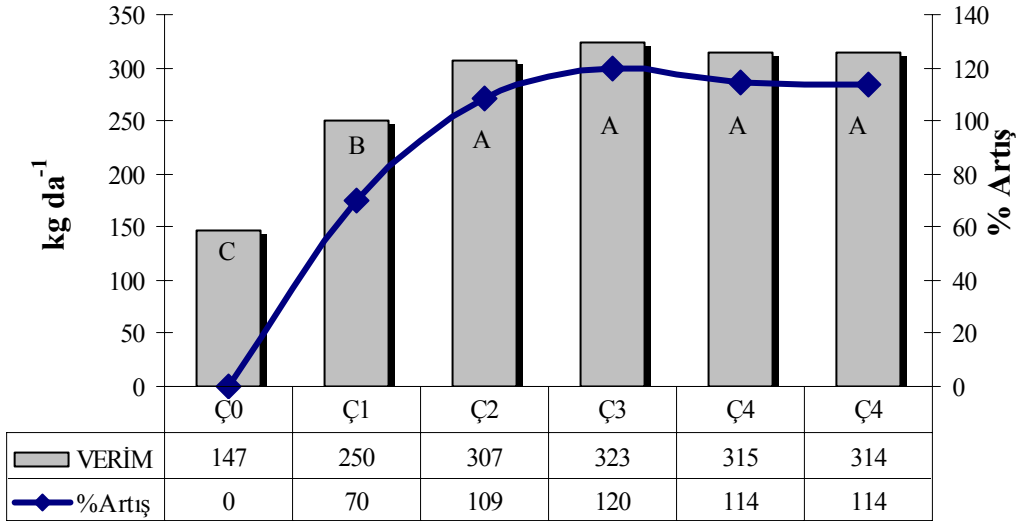
Parametre	Birim	Ç₀ (Kontrol)	Ç₁ (1 ton/da)	Ç₂ (2 ton/da)	Ç₃ (3 ton/da)	Ç₄ (4 ton/da)	Ç₅ (5 ton/da)
Fosfor (P)	%	0,43	0,43	0,45	0,42	0,44	0,46
Potasyum (K)	%	0,45	0,46	0,45	0,47	0,49	0,49
Kalsiyum (Ca)	%	0,03	0,03	0,02	0,03	0,04	0,04
Magnezyum(Mg)	%	0,19 B	0,20 AB	0,21 A	0,22 A	0,21 A	0,20 AB
Azot (N)	%	2,02 B	2,49 A	2,59 A	2,72 A	2,75 A	2,80 A
Bor (B)	mg kg ⁻¹	21,46 C	26,93 ABC	34,14 AB	35,95 A	23,63 BC	35,68 AB
Demir (Fe)	mg kg ⁻¹	141,68	179,09	186,33	189,42	191,42	192,79
Bakır (Cu)	mg kg ⁻¹	5,04	5,11	5,33	5,42	5,56	5,60
Çinko (Zn)	mg kg ⁻¹	49,83	56,13	55,38	56,57	56,16	59,29
Mangan (Mn)	mg kg ⁻¹	39,30	42,13	42,22	42,48	42,58	43,02
Kurşun (Pb)	mg kg ⁻¹	0,20	0,21	0,22	0,22	0,23	0,25
Kadmiyum (Cd)	mg kg ⁻¹	0,03	0,03	0,03	0,03	0,03	0,04
Krom (Cr)	mg kg ⁻¹	0,28 B	0,45 AB	0,44 AB	0,43 AB	0,46 AB	0,54 A
Nikel (Ni)	mg kg ⁻¹	0,37	0,49	0,48	0,51	0,52	0,61
Verim	kg da ⁻¹	146,67 C	249,71 B	306,79 A	322,88 A	314,79 A	314,21 A
Mg LSD _{0,01} : 0.015		N LSD _{0,01} : 0.380		B LSD _{0,01} : 12.244			
Cr LSD _{0,05} : 0.206		Verim LSD _{0,01} : 32.646					

Çizelge 4.20. Pamuk bitkisine (lif) ait analiz sonuçları

Parametre	Birim	Ç ₀ (Kontrol)	Ç ₁ (1 ton/da)	Ç ₂ (2 ton/da)	Ç ₃ (3 ton/da)	Ç ₄ (4 ton/da)	Ç ₅ (5 ton/da)
Fosfor (P)	%	0,28	0,31	0,31	0,30	0,31	0,31
Potasyum (K)	%	0,53	0,53	0,52	0,52	0,54	0,54
Kalsiyum (Ca)	%	0,33	0,33	0,33	0,33	0,33	0,34
Magnezyum(Mg)	%	0,09	0,10	0,10	0,10	0,10	0,10
Azot (N)	%	3,00	3,02	3,14	3,08	3,14	3,15
Bor (B)	mg kg ⁻¹	0,34	0,34	0,41	0,37	0,37	0,38
Demir (Fe)	mg kg ⁻¹	23,63	26,19	26,57	26,30	30,02	30,92
Bakır (Cu)	mg kg ⁻¹	0,52	0,52	0,52	0,52	0,62	0,63
Çinko (Zn)	mg kg ⁻¹	11,58	11,60	11,44	11,19	12,46	12,56
Mangan (Mn)	mg kg ⁻¹	2,96	3,53	3,60	3,75	3,78	3,77
Kurşun (Pb)	mg kg ⁻¹	0,055	0,056	0,058	0,059	0,057	0,059
Kadmiyum (Cd)	mg kg ⁻¹	0,029	0,030	0,035	0,035	0,035	0,039
Krom (Cr)	mg kg ⁻¹	0,051	0,057	0,053	0,056	0,062	0,067
Verim	kg da ⁻¹	370,70 C	523,83 B	562,27AB	576,33 A	576,41 A	570,78 A

Verim LSD_{0,01}: 43.739

Çamur uygulamaları ile birlikte buğday bitkisinin dekara verimi artmıştır. Ç₂, Ç₃, Ç₄ ve Ç₅ uygulama dozları aynı istatistikî grupta yer almış ve en yüksek verim değerlerine (250–323 kg da⁻¹) sahip olmuşlardır. Fakat Ç₃ uygulamasından sonra artan çamur dozları ile birlikte buğday veriminde istatistikî olarak önemli olmasa da hafif bir düşme görülmüştür. Kontrole (Ç₀) kıyasla Ç₂, Ç₃, Ç₄ ve Ç₅ uygulama dozlarında buğday veriminde ortalama %114 oranında artış meydana gelmiştir (Şekil 4.30).



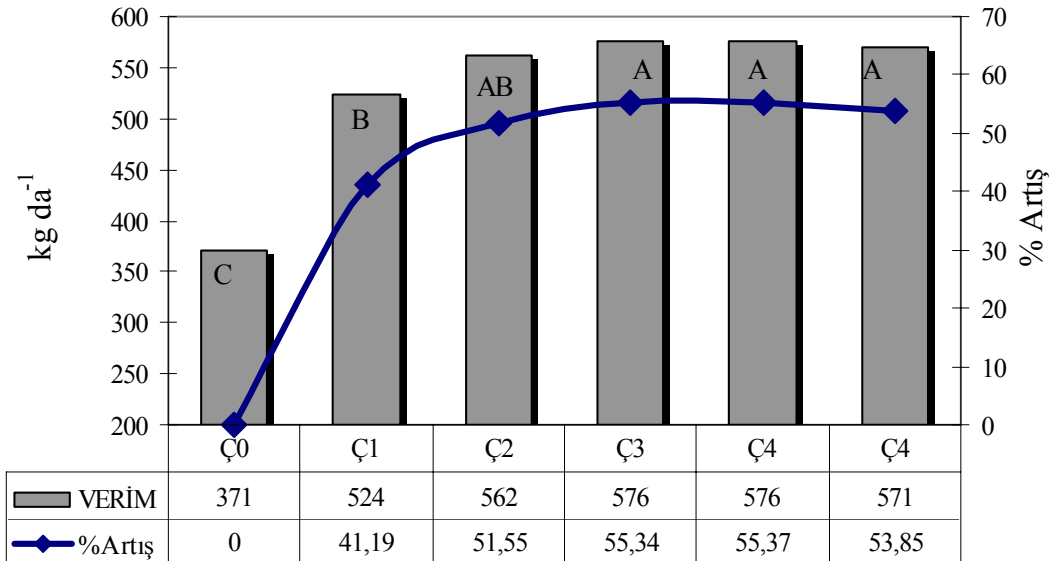
LSD_{0,01} = 32.646 (Çamur)

Şekil 4.30. Buğday bitkisinin verimi ve kontrole kıyasla % artış oranları

Asit toprak koşullarında kışlık buğday- nadas uygulamasında dekara 3 ton arıtma çamuru kullanımının maksimum emniyet sınırında olduğu, söz konusu bu dozun daha düşük uygulamasında topraklarda ağır metal birikimi ve nitrat kirliliğinin oluşmadığı, bu atıkların bitkilere azot ve fosfor sağladığı, ayrıca buğday tanesinin protein içeriğini olumlu

yönde etkilediği açıklanmıştır (Lerch et al., 1990). Türkmen (2004) ise; kireçli koşullarda arpa bitkisinde arıtma çamurunun tane verimine katkısının, dozlara göre değişmekle birlikte genel olarak olumlu olduğunu ve en yüksek verimin de 9 kg da^{-1} azotun, 300 kg da^{-1} arıtma çamuru ile birlikte verildiği parselde ($\text{Ç}_1\text{N}_3$) ortaya çıktığını belirlemiştir.

Çamur uygulamaları ile birlikte pamuk bitkisinin de dekara verimi kontrole kıyasla artmıştır. Ç_3 , Ç_4 ve Ç_5 uygulama dozları en yüksek verim değerlerine sahip olurken bunu Ç_2 uygulaması takip etmiştir. Ç_3 , Ç_4 ve Ç_5 uygulamaları istatistikî olarak aynı sınıf içerisinde yer almasına rağmen Ç_3 ve Ç_4 uygulamasından sonra artan çamur dozları ile birlikte buğday veriminde azda olsa bir düşme görülmektedir. Kontrole (Ç_0) kıyasla Ç_2 , Ç_3 , Ç_4 ve Ç_5 uygulama dozlarında pamuk veriminde ortalama %54 oranında artış meydana gelmiştir (Şekil 4.31).



LSD_{0,01} = 43.739 (Çamur)

Şekil 4.31. Pamuk bitkisinin verimi ve kontrole kıyasla % artış oranları

5. SONUÇ VE ÖNERİLER

Bu çalışmada, İZSU Atıksu Arıtma Tesisinden elde edilen kireçle stabilize edilmiş arıtma çamuru 5 farklı dozda (1, 2, 3, 4 ve 5 t da⁻¹) alüviyal bir toprağa uygulanmış ve buğday-pamuk münavebesinin yapıldığı bu tarım arazisinden 2 yıl boyunca belirli aralıklarla alınan toprak örneklerinde; arıtma çamuru uygulamalarının, toprağın bazı fiziksel ve kimyasal özellikleri ile alınabilir ve toplam element içeriği, mikrobiyal biyomas, CO₂-oluşumu, dehidrogenaz, alkalın fosfotaz, üreaz ve β-glukozidaz enzim aktiviteleri, N-mineralizasyonu ile buğday ve pamukta verim ile toplam element içerikleri üzerine etkileri araştırılmıştır.

Araştırmada elde edilen sonuçlar ve buna bağlı olarak ileri sürülen öneriler şu şekildedir;

1. Arıtma çamuru uygulamalarının, toprak pH'sı, elektriki geçirgenlik (EC), kireç, organik madde, katyon değişim kapasitesi (KDK), toplam N, Fe, Cu, Zn, Mn, Pb, alınabilir P, K, Fe, Cu, Zn, mikrobiyal biyomas, toprak solunumu, N-mineralizasyonu, dehidrogenaz, alkalın fosfotaz, β-glukozidaz aktiviteleri, buğday ve pamuk verimi, buğday tanesinin Mg, toplam N ve B içeriği üzerine etkisi artırıcı yönde % 1 düzeyinde önemli olmuştur. Alınabilir Mn üzerine etkisi aynı yönde % 5 düzeyinde önemli olurken, üreaz aktivitesi üzerindeki etkisi istatistikî açıdan önemsiz olarak belirlenmiştir.

2. İki yıllık deneme süresince, toprağın fiziksel ve kimyasal analizleri ile toplam ve alınabilir element içerikleri 3 kez, mikrobiyolojik analizler ise 7 kez alınan toprak örneklerinde yürütülmüştür. Buna göre örnek alım zamanlarının, elektriki geçirgenlik, kireç, organik madde, katyon değişim kapasitesi (KDK), toplam N, Fe, Cu, Zn, Pb, Cd, Cr, Ni, alınabilir P, K, Fe, Cu, Mn, Zn, suda eriyebilir B, mikrobiyal biyomas, toprak solunumu, N- mineralizasyonu, dehidrogenaz, alkalın fosfotaz, β -glukozidaz ve üreaz aktiviteleri üzerine etkisi %1, pH üzerindeki etkisi ise %5 düzeyinde önemli olmuştur. İncelenen parametrelerin zaman içerisinde değişimi farklılıklar göstermiştir.
3. Arıtma çamuru x örnekleme zamanı interaksiyonunda, elektriki geçirgenlik, toprak solunumu, N-mineralizasyonu, dehidrogenaz, alkalın fosfotaz, β -glukozidaz ve üreaz aktiviteleri arasındaki farklar %1 düzeyinde, pH ve alınabilir Zn miktarındaki farklar ise %5 düzeyinde önemli olmuştur. Uygulanan arıtma çamuru dozu ve örnekleme zamanına bağlı olarak bu parametrelerde farklılıklar gözlenmiştir.
4. Arıtma çamuru uygulamalarının topraktaki mikrobiyal biyomas, toprak solunumu, N-mineralizasyonu ve üreaz dışındaki diğer enzim aktiviteleri üzerindeki olumlu etkisi, muhtemelen toprağa giren yüksek organik maddenin mikrobiyal biyoması ve bununla ilişkili olarak da enzim aktivitesini artırmasından kaynaklanmıştır. Bu artışta kullanılan arıtma çamurunun ağır

metal içeriğinin izin verilen maksimum konsantrasyonların altında olması ve tek uygulamanın yapılması büyük rol oynamıştır.

5. Araştırma topraklarında arıtma çamuru uygulamalarına bağlı olarak toplam ve alınabilir element içerikleri artmıştır. TKKY tarafından izin verilen konsantrasyonların altında olmasına karşın, daha sık yapılan uygulamalarda bu değerlerin yükselebileceği dikkate alınmalıdır. Bu nedenle özellikle her yıl veya daha geniş aralıklarla devamlı yapılan arıtma çamuru uygulamalarında, topraktaki toplam ve alınabilir element konsantrasyonlarının yönetmelikte de belirtildiği gibi devamlı izlenmesi gerekmektedir.
6. İncelenen mikrobiyal parametrelerde en yüksek artışların (ürez hâriç) Ç₅ (5 t da⁻¹) uygulama dozunda ortaya çıkmasına karşın, buğday ve pamuk verimlerinde Ç₃ (3 t da⁻¹) uygulama dozu ile diğer daha yüksek dozlar (Ç₄ ve Ç₅) arasında bir farklılığın olmaması ve toprağa giren toplam element miktarında da bir birikimin ortaya çıkmasını önlemek açısından Menemen koşullarında arıtma çamuru uygulamalarında 3 t da⁻¹'in üzerine çıkılmaması önerilebilir.
7. Araştırma topraklarında çamur uygulamalarına bağlı olarak ürez aktivitesinde ortaya çıkan düşüşlerin nedeni net olarak anlaşılamamıştır. Bu konuda daha sağlıklı bilgilere ulaşabilmek için, farklı yöntem ve koşullar altında arıtma çamurlarının ürez aktivitesi üzerindeki etkisinin araştırılması düşünülmektedir.

8. DİE (2004) verilerine göre ülkemizde atıksu arıtma tesisi sayısı 140'tır. Önümüzdeki on yılda atıksu arıtma tesisi sayısının artmasına paralel olarak arıtma çamuru miktarında da büyük bir artış olması beklenmektedir. Ülkemizde yılda oluşan yaklaşık 1.38 milyon ton evsel arıtma çamurunun ne şekilde bertaraf edileceğine dair yapılmış istatistiksel bir çalışma bulunmamaktadır. Her tesisten çıkan arıtma çamurunun fiziksel ve kimyasal özellikleri ile ağır metal içeriklerinin farklılık göstermelerinden dolayı, öncelikle o yörede bulunan araştırma kurumlarının bu arıtma çamurlarının niteliklerini iyi belirleyip, hangi koşullarda topraklara uygulanabileceğini saptayabilecekleri uzun süreli denemelere ihtiyaç vardır.
9. Bu çalışmadan elde edilen sonuçlar; kullanılan arıtma çamurunun, deneme toprağının ve yöre iklim koşullarının (Akdeniz iklim koşullarının) etkisi altında ortaya çıkmıştır. Farklı faktörler altında sonuçlar değişebileceği için, bulguların genelleştirilmeden kullanılması gerekmektedir.
10. Arıtma çamurlarının tarımsal alanlarda üreticiler tarafından bilinçsiz bir şekilde kullanılması muhtemelen geri dönüşü olmayan çevre ve sağlık sorunlarını beraberinde getirecektir. Bu nedenle topraklara arıtma çamuru uygulamaları yapan üreticilerin bilgilendirilmesi, kayıtlarının tutulması, denetlenmesi ve söz konusu topraklarda ağır metal birikimlerinin izlenmesi, toprak ekosisteminin korunması açısından önerilmektedir.

KAYNAKLAR DİZİNİ

- Akyarlı, A. ve Şahin, H.,** 2005, Arıtma Çamurlarının Bertarafında Kireç Kullanımı I. Ulusal Arıtma Çamurları Sempozyumu, AÇS 2005 23-25 Mart 2005, İzmir.
- Alloway B.J.,** 1993, Heavy Metals in Soils. Blackie, London. Pp; 40-80.
- Alloway B.J.,** 1995, Heavy Metals in Soils. Blackie, London. Pp; 122-152.
- Anderson, T.H. and Domsch, K.H.,** 1978, A Physiological Method for the Quantitative Measurement of Microbial Biomass in Soil, Soil Biology & Biochemistry, 215-221.
- Anderson, T.H. and Domsch, K.H.,** 1989. Ratio of microbial biomass carbon to total organic carbon in arable soils. Soil Biology & Biochemistry 21, 471–479.
- Anonim,** 1983, Process Design Manual, Land Application of Municipal Sludge, U.S Enviromental Protestion Agency Center for Environmentai Research Information Cincinnati, Ohio, 625/1-83-016, 432p.
- Anonim,** 1991, Katı Atıkların Kontrolü Yönetmeliği 14.3.1991 Tarih ve 20814 Sayılı Resmi Gazete.
- Anonim,** 1995, Tehlikeli Atıkların Kontrolü Yönetmeliği, 27.08.1995 Tarih ve 22387 Sayılı Resmi Gazete.

KAYNAKLAR DİZİNİ (devam)

- Anonim**, 2001, Toprak Kirliliğinin Kontrolü Yönetmeliği 10.12.2001 Tarih ve 24609 Sayılı Resmi Gazete.
- Anonim**, 2004, Menemen Tarım İlçe Müdürlüğü Envanteri.
- Anonymous**, 1996, Land Application of Biosolids, Process Design Manual. U.S. Environmental Protection Agency, Center for Environmental Research Information, Cincinnati, Ohio.
- Anonymous**, 1996, Use of Reclaimed Water and Sludge in Food Crop Production. National Academy Press. Washington D.C.
- Antolin, M.C., Pascual, I., Garcia, C., Polo, A. and Diaz, M.S.**, 2005, Growth, Yield and Solute Content of Barley in Soils Treated With Sewage Sludge Under Semiarid Mediterranean Conditions, Field Crops Research 94:224-237.
- Aoyama, M., Zhou, B., Saitah, M. and Yamaguchi, N.**, 2003, Effects of Lime-Treated Sewage Sludge Compost Application on Soil Chemical Properties and Soil Organic Matter. Japanese Journal of Soil Science and Plant Nutrition 74 (6): 749-757.
- Aoyama, M., Zhou, B., Saitah, M. and Yamaguchi, N.**, 2006, Microbial Biomass in Soils With Calcium accumulation associated With the Application of Composted lime Treated Sewage Sludge. Soil Science and Plant Nutrition 52(2): 177-187.

KAYNAKLAR DİZİNİ (devam)

- Aral N.**, 1990, Arıtma Çamurları Tasfiyesinde Arazide Kullanılma İmkanları, 2. Endüstriyel Kirlenme Sempozyumu 24 – 26 Eylül İstanbul, Sayfa 13-21.
- Arcak, S., Türkmen, C., Karaca, A. and Erdoğan, E.** 2000, A study on potential agricultural use of sewage sludge of Ankara waste water treatment plant. International Symposium on desertification (ISD), sayfa 345-349, 13-17 Haziran, Konya.
- Arslanoğlu, H. ve Koçer, N.**, 2005, Arıtma Çamurlarının Tarımsal Amaçlı Kullanılmasına Ait Yasal Mevzuatlar, I. Ulusal Arıtma Çamurları Sempozyumu, İzmir.
- Aydın, S.**, 2005, Eysel Ve Endüstriyel Arıtma Çamurları Pirolyzi Ve Yeniden Kullanım Olanakları I. Ulusal Arıtma Çamurları Sempozyumu, AÇS2005 23-25 Mart, İzmir.
- Baath, E.**, 1989, Effects of Heavy Metals in Soil on Microbial Processes and Populations (a review). Water Air Soil Pollut. 47:335-379.
- Balzer, W. and Ahrens, E.**, 1990, The Effects of Long-term Sewage Sludge Application on the Microbial Activity in a Silty Loam. Verbond-Deutscher- Landwirtschaftlicher- Untersuc- Hangs und Forschungsanstalter- Reihe Kongressberichte No.30, 487-497.
- Banerjee, M.R., Burton, D.L. and Depoe, S.**, 1997, Impact of sewage sludge application on soil biological characteristics. Agric. Ecosys. And Environ., 66:241-249.

KAYNAKLAR DİZİNİ (devam)

- Bandick, A.K. and Dick, R.P.**, 1999, Field Management Effects on Soil Enzyme Activities. *Soil Biol. Biochem.* 31, 1471-1479.
- Barbarick, K., Doxtader, K.G., Redente, E.F. and Brobst, R.B.**, 2004, Biosolids Effects on Microbial Activity in Scrubland and Grassland Soil. *Soil Science*, 169(3):176-187.
- Benitez, E., Sainz, H. and Nogales, R.**, 2004, Hydrolytic Enzyme Activities of Extracted Humic Substances During the Vermicomposting of a Lignocellulosic Olive Waste, *Bioresource Technology*.
- Beveridge, T.J. and Dolye, R.J.**, 1989, *Metal Ions and Bacteria*, John Wiley & Sons ISBN 0-471-62918-9.
- Bezerra F.B., Olivera, M., Perez, D.V., Andrade A.G. and Menequelli, N.D.**, 2006, Sewage Sludge in the Revegetation of Degraded Area, *Pesquisa Agropecuaria Brasileira* 41(3):469-476.
- Bhogal A., Nicholson F.A., Chambers B.J. and Shepherd M.A.**, 2003, Effects of Past Sewage Sludge Additions on Heavy Metal Availability in Light Textured Soils Implications for Crop Yields and Metal Uptakes. *Environmental Pollution*, 121(3), 413-423.
- Bilgin, N., Eyüpoğlu, H. ve Üstün, H.**, 2002, *Biyokatıların Arazide Kullanımı, Köy Hizmetleri Ankara Araştırma Enstitüsü Müdürlüğü*, Ankara.

KAYNAKLAR DİZİNİ (devam)

- Bilgin, N., Eyüpoğlu, H., Üstün, H., ve Tomul, F.,** 2003, İkinci Kademe Arıtım Yapan Kentsel Nitelikli Atıksu Arıtma Tesislerinden Çıkan Arıtma Çamurlarının Tarımda Kullanılma Olanakları, Köy Hizmetleri Genel Müdürlüğü Ankara Araştırma Enstitüsü, Ankara.
- Bingham, F.T., Page, A.L., Mahler, R.J. and Ganje, T.J.** 1975, Growth and Cadmium Accumulation of Plants Grown on a Soil Treated With Cadmium-Enriched Sewage Sludge. *J. Environ. Qual.*, 4: 207-211.
- Black, C.A.,** 1965, *Methods of Soil Analysis. Part 1,2*, American Soc. Of Agr. Inc., Publisher Madison- USA.
- Bonde, T.A., Schürer, J. and Roswall T.,** 1988, Microbial Biomass as a Fraction of Potentially Mineralizable Nitrogen in Soils from Long-Term Field Experiments. *Soil Biology & Biochemistry* 447-452.
- Borges M.R. and Coutinho E.L.M.,** 2004, Heavy Metals in Soil After Sewage Sludge Application. I-Fractionation, *Revista Brasileira de Ciencia do Solo* 28 (3): 543-555.
- Bouyoucos, G.J.,** 1962, Hydrometer Method Improved For Making Particle Size Analysis of Soil. *Agronomy Journal* Vol. 54, No:5.
- Bowen, H.J.M.,** 1966, *Trece Elements in Biochemistry*, Academic Press London and New York.

KAYNAKLAR DİZİNİ (devam)

- Bozkurt M.A., Yılmaz İ. Ve Çimrin K. M.,** 2000, Kentsel Arıtma Çamurunun Kışlık Arpada Azot Kaynağı Olarak Kullanılması. Ankara Üniversitesi Ziraat Fakültesi Tarım Bilimleri Dergisi. 2000-7(1); 105-110.
- Bremner, J. M.,** 1965, 'Organic Forms of Nitrogen', Methods of Solid Analysis (Black, C. A. at all 1965), Part II, Chemical and Microbiological Properties, American Soc. Of agronomy Inc. Publisher, 85, 1238-1255p.
- Brookes, P.C. and Mc Grath, SP.,** 1984, Effect of Metal Toxicity on the Size of the Soil Microbial Biomass, Journal of Soil Sci., 35:341-346.
- Brookes, P.C.,** 1995, The use of Microbial Parameters in Monitoring Soil Pollution by Heavy Metals, Biol. Fertil. Soil. 19:269-279.
- Burns, R.G.,** 1978, Soil Enzymes, Academic Press, London, New York, San Francisco pp. 51–56.
- Carmo, J.B.,** 2001, Impacto da Aplicoçao de Biosolidos nas Atividades Microbiana do Solo, M.Sc. Dissertation. Universidade de Sao Paulo. Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Piracicaba, Brasil, 105pp.
- Chae, Y.M. and Tabatabai, M.A.,** 1986, Mineralization of Nitrogen in Soils Amended with Organic Wastes. J.Environ. Qual., 15, 193-198.

KAYNAKLAR DİZİNİ (devam)

- Chander, K. and Brookes P.C.**, 1991, Effects of Heavy Metals From Past Applications of Sewage Sludge on Microbial Biomass and Organic Matter Accumulation in a Sandy Loam and Silty Loam U.K. Soil. Soil Biol. Biochem. 23(10):927-932.
- Chang, A.C., Pan, G., Page, A.L. and Asano, T.**, 2002, Developing Human Healthrelated Chemical Guidelines for Reclaimed Water and Sewage Sludge Applications in Agriculture, WHO. (<http://www.envisci.ucr.edu/downloads/chang>).
- Chui, V.W.D., Lam-Leung, S.Y., Cheung, M., and Wu, V.K.C.**, 1992, The Use of Sewage Sludge as Basal Dressing for Vegetable Cultivation, Environmental International, Vol. 18, pp. 201-209.
- Colodro, G. and Espindola, C.R.**, 2006, Fertility Changes in Degraded Latosol due to Sewage Sludge Application, Acto Scientiarum-Agronomy 28(1): 1-5.
- Cuci Y., Hasar H., Yaman M. ve İpek U.**, 2001, Pollution in Keban Dam Lake: Trace metals from classical activated sludge systems, Bull. Environ. Contamination and Toxicology, 67: 906-912.
- Currie V.C., Angle J.S. and Hill R.L.** 2003, Biosolids application to soybeans and effects on input and output of nitrogen. Agriculture, Ecosystemsand Environment, 97(1-3), 345-351.
- Çağlar, K.Ö.**, 1949, Toprak Bilgisi. A. Ü. Ziraat Fak. Yayınları, No:10, Ankara.

KAYNAKLAR DİZİNİ (devam)

- Çengel, M.**, 1995, Toprak Mikrobiyolojisi ve Biyokimyası Ders Teksiri. E.Ü.Z.F. Teksir no: 78 Bornova.
- Dar, G.H.**, 1996, Effects of Cadmium and Sewage Sludge on Soil Microbial Biomass and Enzyme Activities. Bioresearch Technology, 56(2-3):141-145.
- Davis, R.D.**, 1984, Crop uptake metals (cadmium, lead, mercury, copper, nickel, zinc and chromium) and sludge-treated soil and its implications for soil fertility and for the human diet. In: P.L. Hermite and H. Ott (Eds), Processing and Use of Sewage Sludge Reidel, Dordrecht, pp. 349-357.
- DİE.**, 2001, Devlet İstatistik Enstitüsü, www.die.gov.tr
- DİE.**, 2004, Belediye Kanalizasyon Sonuçları 2002, T.C. Devlet İstatistik Enstitüsü Haber Bülteni , www.die.gov.tr
- Dick R.P.**, 1994, Soil Enzyme Assays as Indicators of Soil Quality. Soil Sci. Soc. Am. Special Publication No:35, Soil Science Soc.of Am. Madison, 107-124.
- Dinesh M. and Chitranjan, K.**, 2006, Enrichment of Sewage Irrigated Soil Profiles with Heavy Metals in Allahabad Region, National Academy Science Letters 30 (3/4): 103-109.
- Dalmau, J.U., Garau, M.A., and Folipo, M.T.**, 1990, Laboratory Prediction of Soluble Compounds Before Soil Recycling of Wastes. Intern. J. Environ. Anal. Chem., 39: 141-146.

KAYNAKLAR DİZİNİ (devam)

- Dann, P.R., Dear, B.S. and Cunningham, R.B.,** 1989, Comparison of Sewage Ash, Crushed Limestone and Cement Kiln Dust as Ameliorants for Acid Soils. *Aust. J. Exp. Agric.*, 29: 541-549.
- Duxbury J.M., Lauren, J.G. and Fruci, J.R.,** 1991, Measurement of the Biologically Active Soil Nitrogen Fraction by a N^{15} Technique, *Agriculture, Ecosystems and Environmental*, 121-129.
- Eckenfelder, W.W. and Santhanom C.J.,** 1981, *Sludge Treatment*, Maccel Deker, Inc, New York.
- Eivazi, F. and Tabatabai, M.A.,** 1977, Phosphatases in Soils, *Soil Biol. Biochem.*, 9:167-172.
- Eivazi, F. and Zakaria, A.,** 1993, β -Glucosidase in Soil Amended with Sewage Sludge. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 43(2):155-161.
- El-Naim, M.A., El-Housseini, M. and Naeem M.H.,** 2004, Safeti y use of Sewage Sludge as Soil Conditioner, *Journal of Environmental Science and Health Part A- Toxic/ Hazardous Substances& Environmental Engineering* 39 (2): 435-444.
- Epstein, E.,** 2003, *Land Application of Biosolids: A Prospective*. Ch 1 in *Land Application of Sewage sludge and Biosolids*. Lewis Publishers.

KAYNAKLAR DİZİNİ (devam)

- Evans, K.J., Mitchell, I.G., and Salau, B.,** 1979, Heavy Metal Accumulation in Soils Irrigated By Sewage and Effect in the Plant-Animal System. Progressive Water Technology. Pergamon Pres, 11(4/5), pp 339-352.
- FAO.,** 1990, Micronutrient Assesment at the country Level: an International Study. FAO Soils Bulletin 63, Rome.
- FAO/WHO.,** 1993, Report of the 8th session of the Codex Committee on cereals, pulses and legumes held in Washington D.C., 26-30 October 1992. Joint FAO/WHO Food Standards Programme, Codex Alimentarius Commission, 20th Session, Geneva 28 June-7 July 1993. pp 3.
- FAO/WHO.,** 1995, Codex Alimentarius Commission: Procedural Manual (Ninth Edition). FAO, Rome.
- Fernandes, S. A. P., Bettiol, W. And Cerri C.C.,** 2005, Effect of Sewage Sludge on Microbial Biomass, Basal Respiration, Metabolic Quotients and Soil Enzymatic Activity. Applied Soil Ecology 30:65-77.
- Filibeli A.,** 1996, Arıtma çamurlarının arazide bertaraf edilmesi , D.E.Ü. Müh. Fak. Yayınları No:255, İzmir.
- Filibeli, A.,** 1998, Arıtma Çamurlarının İşlenmesi, D.E.Ü. Mühendislik Fakültesi, İzmir.

KAYNAKLAR DİZİNİ (devam)

- Filibeli, A. ve Büyükkamacı, N.,** 2001, Arıtma çamurlarının kompostlanabilirliğinin değerlendirilmesi, UKAK 2001- Ulusal Katı Atık Kongresi, Arıtma Çamurları, 18-21 Nisan 2001, İzmir.
- Filibeli, A.,** 2002, Çamur Şartlandırma İşlemi, Bölüm 8, Arıtma Çamurlarının İşlenmesi, 3. Baskı, Dokuz Eylül Üniv. Müh. Fak. Yay. No: 241, İzmir.
- Fließbach A., Martens R. and Reber H.H.,** 1994, Soil microbial biomass and microbial activity in soils treated with heavy metal contaminated sewage sludge. *Soil Biol. Biochem.* 26, 1201-1205.
- Frankenberger, W.T. and Dick, W.A.,** 1983, Relationship between enzyme activities and microbial growth and activity indices in soil. *Soil Science Society of America Journal* 47, 945–951.
- Garcia, C., Hernandez, T., Costa, F., Ceccanti, B. and Masciandara, G.,** 1993, Kinetics of phosphatase activity in organic wastes. *Soil biology and biochemistry* 25:5, 561-565.
- Garcia-Gil, J.C., Plaza, C., Senesi, C. and Polo, A.,** 2004, Effects of Sewage Sludge Amendment on Humic Acids and Microbiological Properties of a Semiarid Mediterranean Soil, *Biology and Fertility of Soils* 39(5):320-328.
- Genç N. ve Aslan S.,** 2001, Arıtma çamurlarının çürütme yöntemi ile stabilizasyonu. *Arıtım Dünyası*, Mart – Nisan 2001, 25, 41-46.

KAYNAKLAR DİZİNİ (devam)

- Gezinci İ.**, 2001, Ağır Metal (Hg^{++} , Cu^{++} , Cd^{++} , Pb^{++}) Hormon Etkileşiminin Arpa (*Hordeum vulgare* L.) Tohumlarının Çimlenmesi Üzerindeki Etkilerinin Araştırılması, Yüksek Lisans Tezi, Fırat Üni. Fen Bil. Ens. Biyoloji Anabilim Dalı, Elazığ.
- Göçmez, S. ve Okur, N.**, 1999, Bazı Organik Atıklarla Birlikte Uygulanan Çöp Kompostunun Alluvial Bir Toprakta C, N, ve S Mineralizasyonunun İncelenmesi, *Biyoteknoloji (Kükem) Dergisi* XI. KÜKEM-Biyoteknoloji Kongresi Özel Sayısı 23(2) 147-153.
- Hassen, A., Jedidi, N., Cherif, M., Hiri, A., Boudabous, A., Cleemput, O. van and Van-Cleemput, O.**, 1998, Mineralization of Nitrogen in a Clayey Loamy Soil Amended With Organic Wastes Enriched With Zn, Cu and Cd, *Bioresource Technology* 64(1):39-45.
- Hassen, A., Belguith, K., Jedidi, N., Cherif, A., Cherif, M. and Boudabous, A.**, 2001, Microbial characterization during composting of municipal solid waste. *Bioresource Technology* (80) 217-225.
- Hernandez, T., Moreno, J.I. and Costa, F.**, 1991. Influence of sewage sludge application on crop yields and heavy metal availability. *Soil Sci. Plant Nutr.*, 37: 201–210.

KAYNAKLAR DİZİNİ (devam)

- Hernandez, T., Moral, R., Perez-Espinosa, J., Moreno-Caselles, J., Perez-Murcia, M. D. and Garcia, C.** 2002. Nitrogen mineralisation potential in calcareous soils amended with sewage sludge. *Bioresource Technology*; 83, 213-219.
- Hernandez, F. O., Gonzalez, M. AN., Olguin, L. AM., Ceron E.F., Silva E. E. and Dendooven, L.,** 2003, Dynamics of Carbon, Nitrogen and Phosphorus in Soil Amended with Irradiated, Pasteurized and Limed Biosolids, *Bioresource Technology*, 87(1):93-102.
- Hinesly, T.D., Jones, R.L., Ziegler, E.L., and Tyler, J.J.,** 1977, Effects of Annual and Accumulative Applications of Sewage Sludge on Assimilation of Zinc and Cadmium By Corn *Zea mays* L., *Environ. Sci. Technol.*, 11: 182-188.
- Hinesly, T.D., Ziegler, E.L., and Barret, G.L.,** 1979, Residual Effects of Irrigating Corn With Digested Sewage Sludge. *J. Environ. Qual.*, 8: 35-38.
- Hoffmann, G. And Dedekan, M.,** 1966, Eine Mehode zur kolorimetrischen bestimmung der-Glucosidaseaktivitaet in Böben. *Z. Pflanzenernaehr Bodenkd.* 108:195-201.
- Hooda, P.S. and Alloway, B.J.,** 1993, Effects of Time and Temperature on the Bioavailability of Cd and Pb from Sludge-Amended Soils. *J. Soil Sci.*, 44. 97-110.

KAYNAKLAR DİZİNİ (devam)

- İkiz, F., Püskülcü, H. ve Eren, Ş.,** 2000, İstatistiğe Giriş, Barış Yayınları, İzmir.
- Isermeyer, H.,** 1952, Eine Einfache Methode zur Bestimmung der Karbonate im Boden ,Z. Pflanzenern. Düng., Bodenkde.
- ISO/DIS.** 1994. 11466.2 Soil Quality-Extraction of Trace Metals Solubge in Aqua Regia: ISO/Tc 190/SC3.
- ISO/DIS.** 1995. 11047. Soil Quality-Determination of Cadmium, Chromium, Cobalt, Copper, Lead, Manganese, Nickel and Zinc Flame and Electrothermal Atomic Absorbtion Spectrometric Methods.
- İşgenç, F. Ve Tokat, E.,** 2005, Çiğli Atıksu Arıtma Tesisi Çamur İşleme ve Bertaraf Uygulamaları, I. Ulusal Arıtma Çamurları Sempozyumu, AÇS 2005 23-25 Mart, İzmir.
- İşgenç, F. Ve Kınay H.E.,** 2005, Türkiye’de Arıtma Çamurları, I. Ulusal Arıtma Çamurları Sempozyumu, AÇS 2005 23-25 Mart, İzmir.
- Jackson, M. L.,** 1958, Soil Chemical Analysis. P.1-498. Prentice- Hall Inc. Englewood Cliffs, New Jersey, USA.
- Jackson, M. L.,**1962, Soil Chemical Analysis. Prentice Hall Inc. Eng. Cliffs., U.S.A.
- Jackson, A.P., and Alloway, B.J.,** 1991, The Bioavailability of Cadmium to Lettuce and Cabbage in Soils Previously Treated With Sewage Sludges. Plant and Soil, 132;179-186.

KAYNAKLAR DİZİNİ (devam)

- Jing, J. And Logan, T.J.**, 1992, Effects of Sewage Sludge Cadmium Concentration on Chemical Extractability and Plant Uptake. *J. Environ. Qual.*, 21: 73-81.
- Jamil, M., Quasım, M. and Umar, M.**, 2006, Utilization of Sewage Sludge as Organic Fertilizer in Sustainable Agriculture, 6(3): 531-535.
- Jatzkowski, K.**, 2000, Arıtma Çamurunun Stabilizasyonu ve Miktarının Azaltılması İmkanları, Bölüm 2, Arıtma Çamuru Sempozyumu, 20 Mart 2000, Bursa.
- Jenkinson D.S. and Ladd, J.N.**, 1981, Microbial Biomass in Soil: Measurement and Turnover. In *Soil Biochemistry*, 5:415-471.
- Johnson, C.M., and Ulrich, A.**, 1959, Analytical Methods for use in Plant Analysis. II. *California Agri. Exp. Sta. Bull.*, 766.
- Jones, J.B.Jr., Wolf, B., and Mills, H.A.**, 1991, *Plant Analysis Handbook*. I. Methods of Plant Analysis and Interpretation pp 1-213. Micro-Macro Publishing Inc. USA.
- Jahnel, M.C.**, 1997, Metodo de Plaqueamento Por Gotas e Outros Parametros Microbiologicos na avaliação da Degradação de Lodo Ativado de Curtume em Solos. Ph.D. Thesis. Universidade de Sao Paulo, Escola Superior de Agricultura Luiz de ueiroz, Piracicaba, Brasil, 79 pp.

KAYNAKLAR DİZİNİ (devam)

- Kacar, B.** 1995. Bitki ve Toprağın Kimyasal Analizleri III-Toprak Analizleri., A.Ü. Ziraat Fak. Eğitim Araştırma ve Geliştirme Vakfı Yayınları, Yayın No: 3, Ankara.
- Kandeler, E. and Gerber, H.,** 1988, Short-Term Assay of Soil Urease Activity Using Colorimetric Determination of Ammonium. Biol Fertil Soils 6, 68 – 72.
- Kang, H. and Freeman, C.,** 1999, Phosphatase and Arylsulphatase Activities in Wetland Soils: Annual Variation and Controlling Factors, Soil Biology& Biochemistry 449-454.
- Kanbertay, M.,** 1994, Ege Bölgesinde altı yerde yetiştirilen on ekmeklik buğday çeşidinin verim ve kalite yönünden incelenmesi, s.34-37. Tarla Bitkileri Kongresi (25-29 Nisan 1994, İzmir) Bitki Islahı Bildirileri (Cilt II).
- Kavaklı, M.,** 1996, Arıtma Çamurlarının Bertaraf Edilmesi, I Uludağ Çevre Mühendisliği Sempozyumu, Bursa.
- Kavaklı,M.,** 2000, Arıtma Çamurlarının Tarımsal Amaçlı Kullanılabilirliklerin İncelenmesi GAP Çevre Kongresi, Harran.Üniversitesi., Şanlıurfa.
- Kavaklı, M.,** 2005 Arıtma Çamurlarının Tarımsal Amaçlı Kullanılabilirliklerin İncelenmesi, I. Ulusal Arıtma Çamurları Sempozyumu, AÇS2005 23-25 Mart, İzmir.

KAYNAKLAR DİZİNİ (devam)

- Keeney, D.R.**, 1982, Nitrogen-availability indices. In: Pagei A.L., Miller, R.H., Keeney, D.R. (eds), *Methods of Soil Analysis, Part 2*, Am. Soc. Agron. Soil Sci. Soc. Am., Madison, Wisconsin, pp 711-773.
- Knight, B.P., McGrath, M.J., Doran, J.W., Cline, R.G., Harris, R.F. and Schuman, G.E.**, 1997, Biomass Carbon Measurement and Substrate Utilization Patterns of Microbial Populations From Soils Amended with Cadmium, Copper or Zinc, *Appl. Environ. Microb.* 63:39-43.
- Kızılkaya, R. and Bayraklı, B.**, 2005, Effects of N-Enriched Sewage Sludge on Soil Enzyme Activities. *Applied Soil Ecology*, 30:192-202.
- Khan, M. and Scullion, Y.**, 2000, Effect of Soil on Microbial Responses to Metal Contamination. *Environ. Pollut.* 110, 115-125.
- Khan, M. and Scullion, Y.**, 2002, Effects of Metal (Cd, Cu, Ni, Pb or Zn) Enrichment of Sewage Sludge on Soil Microorganisms and their activities. *Applied Soil Ecology* 20(2):145-155.
- KHGM**, 2004, Menemen Hidrolojik Rasat Verileri. Köy Hizmetleri Menemen Araştırma Enstitüsü Müdürlüğü Yayınları, Yayın No: 231. Menemen

KAYNAKLAR DİZİNİ (devam)

- Kocaer, F.O.**, 2000, Farlı Endüstriyel ve Evsel Atıksulardan Kaynaklanan Arıtma Çamurlarının Bitki Besin Elementleri Düzeylerinin Değerlendirilmesi, Yüksek Lisans Tezi, Uludağ Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü, Bursa.
- Kocaer, F.O. ve Şahinkaya, H.S.**, 2001, Arıtma Çamurlarının Araziye Uygulanabilirliği Kapsamında Bitkiye Yararışlı Azot, Fosfor ve Potasyum Seviyeleri. UKAK 2001- Ulusal Katı Atık Kongresi, Arıtma Çamurları, 18-21 Nisan, İzmir.
- Kocaer, F. O., Kemiksiz, A. Ve Başkaya H. S.**, 2003, Arıtma Çamuru Uygulanmış Bir Topraktaki Organik Azotun Mineralizasyonu Üzerine Bir Araştırma, Ekoloji çevre dergisi Cilt:12 Sayı:46, 12-16.
- Korkmaz A. Ve Kızılkaya R.**, 1998, Çevresel toprak sorunları ve gübrelerin çevre kirliliğine etkisi, O.M.Ü Ziraat Fak. Dergisi, 13(1), 147-164.
- Kunito, T., Saeki, K., Goto, S., Hayashi, H., Oyaizu, H. and Matsumoto, S.**, 2001, Copper and Zinc Fractions Affecting Microorganisms in Long-term Sludge amended Soils, Bioresource Technology Vol 79 pp 135-146.

KAYNAKLAR DİZİNİ (devam)

- Küçükhemek, M., Gür, K., Uyanöz, R. ve Çetin, Ü.,** 2005, Arıtma Çamuru ve Çiftlik Gübresinin Çim Bitkisi Verimine ve Renk Özelliğine Etkisi, I. Ulusal Arıtma Çamurları Sempozyumu, AÇS2005 23-25 Mart.
- Larsen A. B., Funch, F. H. and Hamilton, H. A.,** 1991, The Use of Fermentation Publishing Co.,Inc., Lancaster, USA, 111-118p.
- Lerch, R.N., Barbarick, K.A., Westfall, D.G., Follett, R.H., McBride, T.M., and Owen. W.F.,** 1990, Sustainable rates of sewage sludge for Dryland Winter Wheat production I. Soil nitrogen and heavy metals. J. Prod. Agric. Nitrogen and Heavy Metals. J. Prod. Agr. 3(1): 60-65.
- Liang, C., Das, K.C. and McClendon, R.W.,** 2003, The influence of temperature and moisture contents regimes on the aerobic microbial activity of a biosolids composting blend. Bioresource Technology 86 131-137.
- Liata, L., Nobili, M.De, Muhlbachova, G., Mondini, C., Marchiol, L. and Zerbi, G.,** 1995, Bioavailability and Effects of Heavy Metals on Soil Microbial Biomass Survival During Laboratory Incubation, Biol. Fertil. Soils 19:103-108.
- Lindsay, W.L. and Norvell, W.A.,** 1978. Development of a DTPA Soil Test For Zn, Fe, Mn and Cu. Soil Amer. J., 42 (3): 421-428.

KAYNAKLAR DİZİNİ (devam)

- Liptak B.G. and Bouis P.,A.**, 2000, Hazardous Waste and Solid Waste, Lewis Publishers, CRC Press LLC.
- Logan, T.J., and Chaney, R.L.**, 1983, Utilization of Municipal Wastewater and Sludge on Land-Metals. Pp: 235-323. In: Page A.B. (ed),. Proc. 1983 workshop on utilization of Municipal wastewater and Sludge on Land, Denver, CO. January. University of California, Riverside.
- Lorenzi S.L. and Lambais, M.R.**, 2001, Atividades Microbianas e Estrutura de Comunidade de Bacteria em Solo Argiloso Contanimodo com cromio. In: Congresso Brasileiro de Ciencia do Solo Londrina, Parana, Anais p.63.
- Lue-Hing C., Zenz D.R. and Kuchenrither R.**, 1992, “Chemical constituents present municipal sewage sludge” and “sludge application to dedicated beneficial use sites” Ch. 3 and 9 in Municipal sewage sludge management: Processing, utilization and disposal, ed. C.Lue-Hing, D.R.Zenz nad R.Kuchenrither.
- Magdoff, F.R. and Amadon, F.F.**, 1980, Nitrogen Avalibility from Sewage Sludge. J. Environ. Qual., 9, 451-455.
- Marschner, P., Kandeler, E. and Marschner, B.**, 2003, Structure and Function of the Soil Microbial Community in a Long-Term Fertilizer Experiment, Soil Biology and Biochemistry, Volume 35 Issue 3 p 453-461.

KAYNAKLAR DİZİNİ (devam)

- Mosquera-Losada, M.R., Rodriquez, R.A. and Merino G.A., 2005,** Application of Limes Sewage Sludge to a Young Pinus radiate Plantation on Acid Soil, Silvopostoralism and Sustainable Land Management, Proceeding of an International Congress on Silvopostoralism and Sustainable Management held in Lugo, 165-167.
- McGrath, S.P., Zhao, F.J., and Dunham, S.J., 2000,** Long term cahanges in the extractability and bioavailability of zinc and cadmium after sludge application. J. Environ. Qual., 29: 875-883.
- Mengel, K. and Kirkby, E.A., 1987.** Principles of Plant Nutrition. Publ. Int. Potash Inst. Bern. Switzerland.
- Merrington, G., Oliver, I., Smernik, R.J. and McLaughlin, M.J., 2002,** The influence of sewage sludge properties od sludge-borne metal availability. Advences in Environmental Research, article in press. www.elsevier.com/locate/aer
- Metcalf And Eddy, Inc., 2003,** Wastewater Engineering Treatment Disposal Reuse, McGraw Hill Inc., New York.
- Miner, G.S., Gutierrez, R., and King, L.D., 1997.** Soil factors affecting plant concentrations of Cd, Cu and Zn on sludge-amended soil. Journal of Environmental. Qual., 26: 989-994.

KAYNAKLAR DİZİNİ (devam)

- Miller D.W.**, 2003, Three Approches to Producing Class A Biosolids. WEFTEC 76th Annual Exhibition and Conference, October 11-15, Los Angeles.
- Moen, J.E.T., Cornet, J.P. and Evers, C.W.A.**, 1986, Soil Protection and remedial actions: Criteria for decision making and standardization of requermint. 441–448. In: Contaminated Soil (ed. J.W. Assink and W.J. Vandenbrink), Martinus Nijihot Dordiecth.
- Mora, A. P., Ortega-Calvo, J.J., Cabrera F. and Madejon E.**, 2005, Changes in Enzyme Activities and Microbial Biomass After “in situ” Remediation of a Heavy Metal Contaminated Soil. Applied Soil Ecology 28:125-137.
- Moral, R., Parades, C., Perez-Murcia, M.D., Perez-Espinoza, A. and Moreno–Caselles, J.**, 2005, Nitrogen Dynamics in a Calcic Petrocalcid Soil from the SE Spain Treated with an Anaerobic Sewage Sludge Compost. Advences in Geoecology 39: 589-594.
- Moreno, JL., Garcia C. and Hernandez T.**, 2003, Toxic Effect of Cadmium and Nickel on Soil Enzymes and the Influence of Adding Sewage Sludge, European Journal of Soil Science 54(2):377-386.
- Munsell Color Company, Inc.**, 1954, Munsell Soil Color Charts. Baltimore, USA.

KAYNAKLAR DİZİNİ (devam)

- Müezzinoğlu, A. ve Dinçer, F.**, 2005, Biyokatıların Çevresel Etkileri: Koku Sorunu, I. Ulusal Arıtma Çamurları Sempozyumu, 23-25 Mart, İzmir.
- Nriagu, J.O. (Ed.)**, 1984, Changing Metal Cycles and Human Health. Life Sciences Research Report 28, Dahlem Konferenzen, Springer-Verlag, Berlin.
- Nriagu, J.O. and Pacyna, J.M.**, 1988, Quantitative assessment of worldwide contamination of air, water and soils by trace metals. Nature (London), 333: 134-139.
- Obbard, J.P, Sauerberck, D. And Jones, K.C.**, 1994. Dehydrogenase Activity of the Microbial Biomass in Soils From a Field Experiment Amended With Heavy Metal Contaminated sewage Sludges. Science of the Total Environment, 142(3):157-162.
- Ohya, J.P., Fujiwara, S., Komai, Y. and Yamaguchi, M.**, 1988, Microbial Biomass and Activity in Urban Soils Contaminated with Zn and Pb, Biol. Fertil. Soils, 6:9-13.
- Olsen, S.R., Cole, V., Watanabe, F.S., and Dean, L.B.**, 1954, Estimation of Available Phosphorus in Soils by Extraction With Sodium Bicarbonate, U.S. Dept. Of Agr., 939 Washington, D.C.
- Oorschot R. V., Waal D. and Semple L.**, 2000, Options for beneficial reuse of biosolids in Victoria. Water Science and Technology ,41(8), 115-122.

KAYNAKLAR DİZİNİ (devam)

- Önal, M. K., Topcuoğlu, B. ve Arı, N.,** 2003, Toprağa Uygulanan Kentsel Arıtma Çamurunun Domates Bitkisine Etkisi II Gelişme ve Meyve Özellikleri İle Meyvede Mineral İçerikleri Akdeniz Üniversitesi Ziraat Fakültesi Dergisi, 16(1),97-106.
- Özdemir, Ö., Arkalı, S. Ve Ayyıldız, H.,** 2005, Kayseri Atıksu Arıtma Tesisi Arıtma Çamurlarının Bertaraf Edilmesi, I. Ulusal Arıtma Çamurları Sempozyumu, 23-25 Mart, İzmir.
- Özkara, M. Ve Şahin, A.,** 1993, Ege bölgesinde farklı sulama programlarının Nazilli-84 ve Nazilli-87 pamuk çeşidinin verim ve bazı kalite özelliklerine etkileri. K.H.A.E. Yayınları.Genel Yayın No:193 Menemen.
- Parat, C., Chaussod R., Leveque, J. and Andreux, F.,** 2005, Long-Term Effects of Metal Containing Farmyard Manure and Sewage Sludge on Soil Organic Matter in a Fluvisol, Soil Biology and Biochemistry 37(4):673-679.
- Pascual, J.A., Garcia C., Hernandez T. and Ayuso, M.,** 1997, Changes in the Microbial Activity of an Arid Soil Amended With Urban Organic Wastes, Biology and Fertility of Soils, 24(4):429-434.
- Pedreno J. N., Gomez, M. I. R. and Mataix, J.,** 1996, Improving the agricultural value of a semi- arid soil by addition of sewage sludge and almond residue agriculture, Ecosystems and Environment, 58, 115-119.

KAYNAKLAR DİZİNİ (devam)

- Perez-Murcia MD, Moral R., Moreno-Caselles, J., Perez-Espinosa, A. and Paredes C.,** 2006, Use of Composted Sewage Sludge in Growth Media for Broccoli. *Bioresource Technology* 97(1): 123-130.
- Petersen S.O., Henriksen K., Mortensen G.K., Krogh P.H., Brandt K.K., Sorensen J., Madsen T., Petersen J. and Gron C.,** 2003, Recycling of sewage sludge and household compost to arable land: fate and effects of organic contaminants, and impact on soil fertility. *Soil and Tillage Research*, 72(2), 139-152.
- Pratt, P.F.,** 1965. Potassium Edit Black C.A Methods of Soil Analysis. Part 2 Amer. Soc. Inc. Pub. Madison Wisconsin USA. 1022.
- Process Design Manual U.S. EPA,** 1994, Land Application of Biosolid. Cincinnati, Ohio.
- Qureshi S, Richards B.K., Steenhuis T.S., McBride M.B., Baveye P., and Dousset S.,** 2004, Microbial acidification and pH effects on trace element release from sewage sludge, *Environmental Pollution*, 132, 61-71.
- Ramalho, R. S.,** 1983, Introduction to Wastewater Treatment Processes, Second Edition, Academic Press Inc., London.

KAYNAKLAR DİZİNİ (devam)

- Rauterberg, E. and Kremkus, F.**, 1951, Bestimmung von Gesamt Humus und Alkalischen Humusstoffen in Boden. Z. für Pflanzenernaehrung, Düngung und Bodenkunde, Verlag Chemie, GmbH, Weinheim.
- Reddy, M.R., Faza, A. and Bennett, R.**, 1987, Activity of enzymes in rhizosphere and non-rhizosphere soils amended with sewage sludge. Soil Biology Biochem. 19: 203-205.
- Reddy, M.R. and Faza, A.**, 1989, Dehydrogenase Activity in Sludge Amended Soil. Soil Biol. Biochem. 21(2):327.
- Rhyner C.Z., Schwartz, L.J., Wenger, R.B. and Kohrell, M.G.**, 1995, Waste Management and Resource Recovery, CRC Pres, Inc., Florida, USA, 199-361p.
- Richards, L.A.**, 1954, Diagnosis and Improvement of Saline and Alkaline Soils, USDA, Salinity Laboratory Agricultural Handbook, No.60, pp: 110-118. Riverside.
- Roka, F.M., Muchovej, R.M. and Obreza, T.A.**, 2004, Assessing Economic Value of Biosolids, SS-AGR-168, Florida. (Florida Universitesi web sitesi: <http://edis.ifas.ufl.edu/AG115>).
- Ross, D.J.**, 1987, Soil Microbial Biomass Estimated by the Fumigation-Incubation Procedure: Seasonal Fluctuations and influence of Soil Moisture Content. Soil Biology & Biochemistry, 397-404.

KAYNAKLAR DİZİNİ (devam)

- Sabey, B.R.**, 1980, The Use of Sewage Sludge as a Fertilizer. In: Bewick MWM (Ed.) Handbook of Organic Waste Conversion, Van Nostrand Reinhold Company, New York, 72-104.
- Sastre, I., Vicente, M.A. and Lobo, M.C.**, 1996, Influence of the Application of Sewage Sludge on Soil Microbial Activity, *Bioresource Technology* 57(1):19-23.
- Schaumberg, G.D., LeVesque-Madore, C.S., Garrison Sposito, and Lund, L.J.**, 1980. Infrared spectroscopic study of the water – Soluble fraction of sewage sludge-soil mixtures during incubation. *J. Environ. Qual.*, 9: 297-303.
- Scheffer and Schachtschabel, 1989**, Lehrbuch des Bodenkunde 12. Neu Bearb. Aufl. unter Mitarb. Von W.R. Fischer, Ferdinand Enke Verlag, Stuttgart.
- Schinner, F., Ohlinger R., Kandeler, E. and Margenis R.**, 1995, *Methods in Soil Biology*, Springer Verlag, Berlin, Heidelberg, Newyork, pp:189-191.
- Seyman, N., Eltem, R. Ve İmamoğlu, Ö.**, 2005, İzmir-Çiğli Atıksu Arıtma Tesisi Çamurunun Aerobik Stabilizasyonunda Dolgu Malzemesi Seçenekleri, I. Ulusal Arıtma Çamurları Sempozyumu, 23-25 Mart, İzmir.

KAYNAKLAR DİZİNİ (devam)

- Skujins, J.**, 1973, Dehydrogenase: An Indicator of Biological Activities in Soils. Bull. Ecol. Res. Commun. NFR Status Naturvetensk, Forskningsrad, 17:235-241.
- Soil Taxonomy.**, 1999, A Basic of Soil Classification for Making and Interpreting Soil Survey, USDA Handbook No: 436, Washington D.C.
- Sommers, L.E., Nelson, D.W. and Spies, C.D.**, 1980, Use of sewage sludge in crop production. Purdue Univ., AY-240. USA.
- Srivastava, S.C.**, 1992, Microbial C, N, and P in Dry Tropical Soils: Seasonal Changes and Influence of Soil Moisture, Biol. Biochem, 24(7): 711-714.
- Stanford, G. and Smith, S.J.**, 1972, Nitrogen Mineralization Potentials in Soils. Soil Sci. Soc. Am. Proc. 36, 465-472.
- Ščančar, J., Milačič R., Stražar M. and Burica O.**, 2000, Total metal concentrations and partitioning of Cd, Cr, Cu, Fe, Ni ve Zn in sewage sludge, The Science and the Total Environment, 250, 9-19.
- Sommers, I. E., Nelson, D. W. and Yost, K. J.**, 1976, Variable nature of the chemical compositing of the sewage sludge, Journal of Environmental Quality, 5, 303-306.

KAYNAKLAR DİZİNİ (devam)

- Spellman, F. R.**, 1997, Wastewater Biosolids to Compost, Technomic Publishing Company, Inc., Lancaster, Pennsylvania, U. S. A., 243p.
- Stamaatiadis, S., Doran, J.W. and Kettler, T.**, 1999, Field and Laboratory Evaluation of Soil Quality Changes Resulting From Injection of Liquid Sewage Sludge, Applied Soil Ecology 12(3):263-272.
- Steffen, H.**, 1995, Evsel Atıksu Nitelikli Arıtma Tesisleri Atıklarının İşlenmesine ait Tasarılar. Su ve Atıksular Ekonomisi Sempozyumu, Ankara.
- Stoven, K., Al-Issa, A., Rogasik, J., Kratz, S. and Schung, E.**, 2005, Effect of Long Term Sewage Sludge Applications on Microorganisms in an Arable Soil. Landbauforschung Volkanrode, 55(4):219-226.
- Şirin, G., Kokulu D. ve Karaman P.**, 2002, Tütün İşleme Atıklarının Evsel Katı Atıklarla Kompostlanabilirliği, 8. Endüstriyel Kirlenme Kontrolü Sempozyumu, 18 – 20 Eylül 2002, İstanbul.
- Tabatabai, M.A. and Bremner, J.M.**, 1969, Soil Enzymes. In: Page, A.L., Miller, R.H., Keeney, D.R. (eds) Methods of Soil Analysis, Part 2, Am. Soc. Agron., Soil Sci. Soc. Am., Madison, Wisconsin, pp 903-947.

KAYNAKLAR DİZİNİ (devam)

- Tam, N.F.Y. and Wong, Y.S.**, 1990, Respiration Studies on the decomposition of Organic Waste Amended Colliery Spoil. Agric. Ecosyst. Environ. 32:25-38.
- Tan, Q., Hu, C., Zhao B, Mclaner. R.G., Cheng, L. and Wu. L.**, 2004, Effect of Continual Application of two Kinds Sludge on Enzyme Activities and Heavy Metal Concentrations in Alluvial Soil, Ying Yong Sheng Tai Xue Bao. 15(3):497-500.
- Tchobanoglous G., Burton F. L. and Stensel H. D.**, 2003, "Treatment, Reuse, and Disposal of Solids and Biosolids" Ch. 14 in Wastewater Engineering Treatment and Reuse . Metcalf & Eddy, Inc, Fourth Edition.
- Thalman, A.**, 1968, Zur methodik der bistimmung der dehydrogenase aktivitaet im boden mittels triphenyltetrazoliumchlorid (TTC). Landwirtsch. FORSCH. 21:249-258.
- T.K.K.Y.**, 2001, Toprak Kirliliğinin Kontrolü Yönetmeliği 10.12.2001 Tarih ve 24609 Sayılı Resmi Gazete.
- T.K.K.Y.**, 2005, Toprak Kirliliğinin Kontrolü Yönetmeliği 31.05.2005 Tarih ve 25831 Sayılı Resmi Gazete.
- Tosun, O. Ve Yurtman, N.**, 1973, Ekmeklik Buğdaylarda Verime Etkili Morfolojik ve Fizyolojik Özellikler. Ankara Üniversitesi Ziraat Fak. Yıllığı, 23: 418-434.

KAYNAKLAR DİZİNİ (devam)

- Torri, S., Alvazer, R. And Lavado, R.,** 2003. Mineralization of Carbon From Sewage Sludge in Three Soils of the Argentine Pampas. Communication in Soil Science and Plant Analysis, 34(13-14): 2035-2043.
- Topraksu,** 1971, Gediz Ovası Toprakları. Topraksu Genel Müd. Yayınları No: 222. Ankara.
- Türkmen, C., Karaca, A. And Arcak, S.,** 2001, Influence of sewage sludge application on heavy metal availability of soil and barley crop. Soil Science Agrochemistry and Ecology, Vol. 36, No: 4-6, Sofia.
- Türkmen, C.,** 2004, Kireçli Toprak Sisteminde Kentsel Arıtma Çamurunun Arpa Bitkisinin Gelişimi Bazı Ağır Metallerin Alımı Üzerine Etkisi, Ankara Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü, Doktora Tezi.
- Türkmen, O., Şensoy, S., Dursun, A. ve Turan, M.,** 2004, Sewage Sludge as a Substitute for Mineral Fertilization of Spinach (*Spinachia oleraceae* L.) at two Growing Periods, Acta Agriculturae Scandinavico, Soil and Plant Sciences 54(2):102-107.

KAYNAKLAR DİZİNİ (devam)

- Udom, B.E, Mbagwu, J.S.C, Adesodun, J.K, and Agbim, N.N., 2004,** Distributions of zinc, copper, cadmium and lead in a tropical ultisol after long-term disposal of sewage sludge, *Environment International*, 30, 467-470.
- Uğurlu, A. ve Ürekli, A.O., 1989,** “Atıksu Arıtma Tesisinde Oluşan Çamurun Uzaklaştırılması” Atıksu Arıtma Tesisleri Proses-İşletme-Bakım El Kitabında, İller Bankası, Ankara.
- Ure, A.M., 1993.** Methods of analysis for heavy metals in soils. In: *Heavy metals in soils*. Blackie, London. Pp; 40-80.
- U.S. EPA, 1993,** Technical Support Documents for 40 CFR Part 503. Land application of SewageSludge, Vol. IPB93-11075., In: *Land Application of Sewage Sludge, Vol. II PB93-110583*, Appendices A-L; *Pathogen and Vector Attraction Reduction in Sewage Sludge PB93-110609*; *Human Health Risk Assessment for Use and Disposal of Sewage Sludge, Benefits of Regulation PB93-111540*; *The Regulatory Impact Analysis PB93-110625*. Springfield, Virginia: National Technical Information Service.
- U.S. EPA, 1994a,** Land Application of Biosolids. Process Design Manual U.S. EPA Cincinnati, Ohio, 1994.

KAYNAKLAR DİZİNİ (devam)

- U.S. EPA**, 1994b, Land Application of Sewage Sludge – A Guide for Land Appliers on the Requirements of the Federal Standards for the Use or Disposal of Sewage Sludge, 40 CFR Part 503. EPA/831-B-93-002b.
- U.S. EPA**, 1995, Process Design Manual-Land Application of Sewage Sludge. EPA/625/R-95/001.
- U.S. EPA**, 1999, Environmental Regulation and Technology. Control of pathogens and vector attraction in sewage sludge. Report EPA/625/R-92/013, US EPA, Washington DC.
- U.S. EPA**, 2000,. Biosolid Technology Fact Sheet: Alkaline Stabilization of Biosolids. EPA/823/F-00/052.
- U.S. Salinity Laboratory Staff.**, 1954. Diagnosis and Improvement of Saline and Alkali Soils. Agri. Handbook No: 60, USDA.
- U.S. Soil Survey Staff**, 1951, Soil Survey Manuel. U.S. Dept. Agr. Handbook 18. U.S. Govt. Printing Office. Washington D.C. USA.
- Üstün, H., Eyüboğlu, H., Bilgin, N.**, 2002, “Biyokatıların (Arıtma Çamurlarının) Arazide Kullanımı” ASKİ Arıtma Tesisi Daire Başkanlığı – Köy Hizmetleri Genel Müdürlüğü Ankara Araştırma Enstitüsü, Ankara 2002.

KAYNAKLAR DİZİNİ (devam)

- Valsecchi, G., Gigliotti, C. and Farini, A.,** 1995, Microbial Biomass, Activity and Organic Matter Accumulation in Soils Contaminated with Heavy Metals, *Biology and Fertility of Soils* 20 (4): 253-259.
- Verdonck, O., Vleeschauwer, D. and De Boodt, M.,** 1980, The use of sludge in horticulture and agriculture, characterization, Treatment and Use of Sewage Sludge, Proceedings of the Second European Symposium (21-23 October 1980), Vienna, 569-578p.
- Vesilind, P.A.,** 2001, Sludge into Biosolids, Processing, Disposal, Utilization. Part III, IWA Publishing, 2001, UK. ISBN 1-900222-08-6.
- Vesilind, P.A and Spinosa, L.,** 2001, "Production and Regulations" Ch 1 in Sludge into Biosolid. London: IWA.
- Wang, M.J.,** 1997, Land application of sewage sludge in China. *The Science of the Total Environment*, 125 (1997) 149-160.
- Weast, C.,** 1963, Handbook of geochemistry and physics, 50 th Ed., Chemical Rubber Co., Cleveland, Ohio.
- Weggler-Beaton, K., McLaughlin, M.J., and Graham, R.D.,** 2000, Salinity increases cadmium uptake by wheat and Swiss chard from soil amended with biosolids. *Aust. J. Soil Res.*, 38: 37-45.

KAYNAKLAR DİZİNİ (devam)

- Wong, J.W.C., Lai, K.M., Su, D.S. and Fang, M.** 2001, Availability of heavy metals for brassica chinensis grown in an acidic loamy soil amended with a domestic and an industrial sewage sludge. Water, Air and Soil Pollution, 128, 339-353.
- Wong, J.W.C., Lai, K.M., Fang, M. and Ma,K.K.,** 1998, Effect of Sewage Sludge Amendment on Soil Microbial Activity and Nutrient Mineralization, Environmental International 24 (8): 935-943.
- Yahyagil, Z.,** 2003, Ağır Metal (Hg^{++} , Cu^{++} , Cd^{++} , Pb^{++}) Stresi Altında Çimlendirilen Buğday (*Triticum aestivum l.*) tohumlarında Absisik Asit Düzeylerinin Araştırılması, Yüksek Lisan Tezi, Fırat Üni. Fen. Bil. Enst. Biyoloji Anabilim Dalı, Elazığ.
- Yaman, M. ve Bakirdere, S.,** 2003, İdentification of chemical forms of lead, cadmium and nickel in sewage sludge of wastewater treatment facilities, Microchimica Acta, 141, 47-54.
- Yingming, L. and Corey, R.B.,** 1993. Heavy Metals in the Environment, Journal of Environment Quality, 2:1-8.
- Yurtsever, N.,** 1984, Deneysel İstatistik Metotları. Tarım Orman ve Köyişleri Bak. Köy Hizmetleri Gen. Müd. Toprak ve Gübre Araş. Ent. Yayınları, Genel Yayın No: 121. Ankara.

EKLER

EK 1. Çalışma alanı toprak profili fiziksel ve kimyasal özellikleri

<i>Horizon</i>	<i>Derinlik (cm)</i>	<i>Bünye</i>				<i>pH</i>		<i>Total Tuz %</i>	<i>Kireç (% CaCO₃)</i>
		<i>Kum (%)</i>	<i>Mil (%)</i>	<i>Kil (%)</i>	<i>Bünye Sınıfı</i>	<i>Çamurda</i>	<i>Ekstrakta</i>		
Ap	0-23	27,24	54,69	18,07	Milli-Tın (SiL)	7,80	7,71	0,050	6,8
A2	23-52	30,24	50,00	19,76	Milli-Tın (SiL)	7,78	7,61	0,046	6,4
C1	52-69	27,84	58,00	14,16	Milli-Tın (SiL)	7,98	7,90	0,030	5,2
C2	69-109	52,24	30,00	17,76	Kumlu-Tın (SL)	7,85	7,78	0,030	4,8
C3	109-135	66,16	30,00	3,84	Kumlu-Tın (SL)	7,87	7,82	0,032	4,0
C4	135-150	68,16	28,00	3,84	Kumlu-Tın (SL)	7,88	7,79	0,032	4,0

EK 1. Çalışma alanı toprak profili fiziksel ve kimyasal özellikleri

<i>Horizon</i>	<i>Derinlik (cm)</i>	<i>Toplam N</i>	<i>Bor (ppm)</i>	<i>Toprakta alınabilir</i>		<i>Organik C (%)</i>	<i>Organik Madde (%)</i>	<i>C/N</i>
				<i>Fosfor P₂O₅ (kg/da)</i>	<i>Potasyum K₂O (kg /da)</i>			
Ap	0-31	0,180	0,45	6,0	93,3	0,98	1,7	5,40
A2	31-53	0,098	0,21	3,3	78,3	0,81	1,4	8,26
C1	53-66	0,075	0,23	1,8	42,1	0,35	0,6	4,66
C2	66-96	0,058	0,19	1,5	33,1	0,29	0,5	5,00
C3	96-130	0,065	0,32	1,3	25,6	0,25	0,4	3,84
C4	130+	0,070	0,29	1,3	15,1	0,25	0,4	3,57

EK 2. Menemen'e ilişkin çok yıllık (1954-2003) ve denemelerin yürütüldüğü yıllara ilişkin iklim verileri (KHGM, 2004)

Yıllar	İklim verileri	X	XI	XII	I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	Yıllık
Çok Yıllık (1954 - 2003)	Günlük Ort.Hava Sıc., °C	17.2	13.0	9.6	7.8	8.7	10.9	14.9	20.0	24.6	26.9	26.2	22.1	16.8
	Eks.Maks.Hava Sıc., °C	39.4	31.3	25.4	22.8	26.5	31.6	33.8	40.2	42.4	42.0	44.3	41.4	44.3
	Eks.Min. Hava Sıc., °C	1.2	-2.0	-4.5	-7.6	-5.6	-4.4	-1.4	2.8	6.7	10.7	10.8	6.0	-7.6
	Güneşlenme, sa (1999)	7.5	5.6	3.9	4.0	5.1	6.1	7.5	9.6	11.0	11.8	11.6	9.6	7.8
	Toplam Yağış, mm	31.4	80.2	112.5	90.1	71.3	63.3	43.8	25.7	5.8	2.8	3.3	12.1	542.3
	Toplam Buharlaşma, mm	104.2	60.0	45.3	46.2	52.4	80.8	111.8	173.3	227.5	268.5	234.8	165.5	1570.3
	Ortalama Nispi Nem, %	59.1	63.0	66.2	64.4	62.0	60.8	58.2	54.7	48.0	46.5	48.0	53.9	57.1
	Rüzgar hızı, m/s	2.3	2.6	3.5	3.8	3.6	3.2	2.6	2.4	2.5	2.8	2.6	2.3	2.9
2002	Günlük Ort.Hava Sıc., °C	18.6	12.3	7.1	6.0	11.3	12.3	14.3	19.6	25.2	27.1	26.0	21.5	16.8
	Maks.Hava Sıc., °C	31.1	25.0	17.3	18.1	21.0	25.4	25.6	31.2	37.7	38.5	40.1	31.3	40.1
	Min. Hava Sıc., °C	2.9	-0.9	-3.3	-3.8	1.0	3.1	4.6	8.6	11.0	16.7	15.7	11.9	-3.8
	Gün.Solar Rad, cal/cm ²	371.8	199.0	124.4	207.2	266.6	343.9	430.8	633.8	657.2	637.3	579.9	427.7	406.6
	Toplam Yağış, mm	.	176.6	138.4	45.2	13.8	70.5	68.4	2.6	.	3.5	.	109.2	628.2
	Toplam Buharlaşma, mm	151.7	100.3	42.7	36.9	102.1	108.1	134.2	199.0	253.5	259.3	246.1	154.7	1551.0
	Ortalama Nispi Nem, %	61.0	78.4	81.3	76.4	72.8	73.8	75.5	60.0	52.3	62.2	64.7	75.7	69.5
	Rüzgar hızı, m/s	1.8	2.1	2.8	2.2	2.0	1.9	1.4	1.5	1.7	1.4	1.5	1.1	1.8
2003	Günlük Ort.Hava Sıc., °C	17.6	13.2	7.1	10.9	4.6	8.3	12.7	21.2	26.3	26.8	27.2	21.7	16.5
	Maks.Hava Sıc., °C	28.0	23.3	17.2	19.2	16.9	21.0	27.0	33.3	38.0	40.0	38.5	36.1	40.0
	Min. Hava Sıc., °C	5.6	4.2	-2.0	-0.9	-2.1	-1.7	1.6	10.4	12.2	14.1	15.1	11.0	-2.1
	Gün.Solar Rad, cal/cm ²	341.9	236.2	151.1	170.1	230.3	405.8	401.0	607.9	701.0	662.2	574.2	467.5	412.4
	Toplam Yağış, mm	26.6	134.5	106.6	76.6	105.5	15.2	74.3	4.9	.	.	.	16.6	560.8
	Toplam Buharlaşma, mm	147.6	118.2	66.8	82.5	45.5	78.9	91.4	180.2	220.1	250.1	248.6	163.6	1693.5
	Ortalama Nispi Nem, %	77.1	82.5	78.5	82.0	76.5	64.7	76.3	65.3	48.3	52.4	55.0	66.4	68.8
	Rüzgar hızı, m/s	1.2	1.5	2.5	2.5	2.7	2.4	1.8	1.5	1.9	1.8	1.7	1.5	1.9

EK 3. Deneme planı

<i>38°37'35"N</i> <i>27°02'22"E</i>			<i>38°37'33"N</i> <i>27°02'22"E</i>
KONTROL	1 Ton / da	1 Ton / da	5 Ton / da
5 Ton / da	KONTROL	3 Ton / da	4 Ton / da
4 Ton / da	5 Ton / da	4 Ton / da	3 Ton / da
2 Ton / da	4 Ton / da	KONTROL	2 Ton / da
3 Ton / da	3 Ton / da	2 Ton / da	1 Ton / da
1 Ton / da	2 Ton / da	5 Ton / da	KONTROL
<i>38°37'35"N</i> <i>27°02'20"E</i>			<i>38°37'35"N</i> <i>27°02'20"E</i>
4. TEKERRÜR	3. TEKERRÜR	2. TEKERRÜR	1. TEKERRÜR

- Buğday için 15 sıra mibzer kullanılarak (187cm x 2 = 375cm) 2 kez x 15 sıra = 30 sıra
- Pamuk için ise aynı genişliğe 375cm / 5 = 75cm sıra arası ile 5 sıra ekilmiştir.
- Parsel ölçüsü = 3.75m x 8m = 30 m² (28 parsel) Toplam 41m x 44.25m = 1814.25m²
- Tüm parseller arası 3 m'dir.
- Parsellerin koordinat bilgileri köşelerindedir.

EK 4. Proje takvimi

TARİH	YAPILAN İŞ
20 Eylül 2002	İZSU Çiğli Atıksu Arıtma tesisinden 10 ton arıtma çamuru alındı ve deneme tarlasının yakınına döküldü. Arıtma çamuru örneği alındı, nem analizi ve projede belirtilen analizlerin yapımı için laboratuvara gönderildi.
18 Ekim 2002	Deneme parselleri oluşturuldu, tanık teşkil etmesi amacı ile parsellerden toprak örneği alındı, arıtma çamuru parsellere hesaplanan kuru madde miktarları üzerinden yayıldı.
23 Ekim 2002	Parsellere serilen arıtma çamuru rotavatörle parsel içerisinde 10-15 cm derinliğe iyice karıştırıldı ve mibzerle buğday ekimi yapıldı.
31 Ekim 2002	Buğday bitkisinde ilk çimlenme gözlemlendi.
21 Kasım 2002	Proje parsellerinden 1.ay toprak örnekleri alındı , fiziksel, kimyasal ve mikrobiyolojik analizlerin yapılması amacı ile laboratuvara iletildi.
28 Ocak.2003	Proje parsellerinden 3.ay toprak örnekleri alındı , fiziksel, kimyasal ve mikrobiyolojik analizlerin yapılması amacı ile laboratuvara iletildi.
29 Nisan 2003	Proje parsellerinden 6.ay toprak örnekleri alındı , fiziksel, kimyasal ve mikrobiyolojik analizlerin yapılması amacı ile laboratuvara iletildi.
16 Haziran 2003	Buğday bitkisi hasat edildi. Her parselin verimleri alındı ve her parselden buğday tanelerinden örnek alınarak analiz için laboratuvara gönderildi.

EK 4.(Devam) Proje takvimi

TARİH	YAPILAN İŞ
05 Ağustos 2003	Proje parsellerinden 9.ay toprak örnekleri alındı, fiziksel, kimyasal ve mikrobiyolojik analizlerin yapılması amacı ile laboratuvara iletildi. Parsel içerisindeki buğday anızı ve yabancı otlar rotavatörle toprağa karıştırıldı
14 Nisan 2004	Proje parsellerinden 18.ay toprak örnekleri alındı, fiziksel, kimyasal ve mikrobiyolojik analizlerin yapılması amacı ile laboratuvara iletildi.
13 Mayıs 2004	Pamuk ekimi yapıldı
12 Kasım 2004	Proje parsellerinden 24.ay toprak örnekleri alındı, fiziksel, kimyasal ve mikrobiyolojik analizlerin yapılması amacı ile laboratuvara iletildi. Pamuk Bitkisinin hasadı başladı, parsellerin verimleri saptandı, Pamuk lifinde yapılacak ağır metal analizleri için pamuk lif örnekleri alındı.

EK 5. Toprağın mikrobiyolojik ve bazı fiziksel, kimyasal özellikleri arasındaki korelasyonlar

	<i>pH</i>	<i>Tuz</i>	<i>Kireç</i>	<i>Alınabilir P</i>	<i>Alınabilir K</i>	<i>Toplam N</i>	<i>Org.Madde</i>
<i>Tekerrür</i>	ns	-0.246**	ns	ns	ns	ns	ns
<i>Zaman</i>	0.333**	-0.237**	-0.201*	-0.333**	-0.511**	-0.692**	ns
<i>Uygulama</i>	0.363**	0.234**	0.514**	0.787**	0.458**	0.310**	0.566**
<i>CO₂</i>	ns	0.322**	0.237**	0.602**	0.452**	0.474**	0.421**
<i>Biyomas</i>	ns	0.433**	0.408**	0.493**	0.208*	0.469**	0.228*
<i>N-Min.</i>	0.275**	ns	0.499**	0.676**	0.407**	0.552**	0.207*
<i>DHG</i>	ns	0.425**	0.406**	0.394**	ns	ns	0.441**
<i>β-Glukozidaz</i>	ns	0.534**	0.486**	0.664**	0.393**	0.435**	0.513**
<i>Fosfotaz</i>	ns	0.415**	0.279**	0.468**	0.644**	0.331**	0.403**
<i>Üreaz</i>	-0.263**	ns	-0.230**	ns	-0.178*	ns	-0.177*

ns = önemsiz (not significant)

* = önemli %5 alfa seviyesinde (significant at alfa level %5)

** = önemli %1 alfa seviyesinde (significant at alfa level %1)

EK 5. Toprağın mikrobiyolojik ve bazı fiziksel, kimyasal özellikleri arasındaki korelasyonlar

	<i>KDK</i>	<i>Eriyebilir B</i>	<i>Alınabilir Fe</i>	<i>Alınabilir Cu</i>	<i>Alınabilir Mn</i>	<i>Alınabilir Zn</i>
<i>Tekerrür</i>	ns	ns	ns	ns	ns	ns
<i>Zaman</i>	-0.646**	-0.404**	-0.795**	-0.653**	-0.811**	0.214*
<i>Uygulama</i>	0.297**	ns	ns	0.356**	ns	0.711**
<i>CO₂</i>	0.477**	0.232**	0.357**	0.429**	0.273**	0.411**
<i>Biyomas</i>	ns	0.503**	ns	ns	0.217*	ns
<i>N-Min.</i>	0.192*	0.345**	0.465**	0.682**	0.489**	0.235**
<i>DHG</i>	0.371**	ns	ns	ns	ns	0.423**
<i>β-Glukozidaz</i>	0.443**	0.349**	0.289**	0.269**	0.305**	0.378**
<i>Fosfotaz</i>	0.603**	ns	0.378**	0.260**	0.365**	0.434**
<i>Üreaz</i>	ns	ns	0.194*	0.204*	ns	-0.234**

ns = önemsiz (not significant)

* = önemli %5 alfa seviyesinde (significant at alfa level %5)

** = önemli %1 alfa seviyesinde (significant at alfa level %1)

EK 6. Toplam element ve mikrobiyolojik özellikler arasındaki korelasyonlar.

	<i>Fe</i>	<i>Cu</i>	<i>Zn</i>	<i>Mn</i>	<i>Pb</i>	<i>Cd</i>	<i>Cr</i>	<i>Ni</i>
<i>Tekerrür</i>	ns	ns	ns	ns	ns	ns	-0.255*	ns
<i>Zaman</i>	-0.620**	ns	0.255*	ns	-0.857**	0.908**	0.365**	0.309*
<i>Uygulama</i>	0.464**	0.699**	0.574**	0.697**	0.282*	ns	0.289*	0.294*
<i>CO₂</i>	0.470**	ns	ns	0.497**	0.310*	-0.335**	ns	ns
<i>Biyomas</i>	0.588**	ns	ns	0.489**	0.268*	-0.313*	ns	0.410**
<i>N-Min.</i>	ns	0.652**	0.451**	0.453**	0.592**	ns	ns	ns
<i>DHG</i>	0.386**	ns	ns	0.472**	ns	ns	ns	0.465**
<i>β-Glukozidaz</i>	0.525**	0.389**	ns	0.560**	0.294*	ns	ns	0.257*
<i>Fosfotaz</i>	0.649**	0.408**	ns	0.446**	0.838**	-0.662**	ns	ns
<i>Üreaz</i>	ns	ns	ns	-0.297*	-0.549**	0.299*	ns	0.467**

	<i>CO₂</i>	<i>Biyomas</i>	<i>Fosfotaz</i>	<i>N-Min</i>	<i>DHG</i>	<i>B-Glu.</i>	<i>Üreaz</i>	<i>Nem</i>
<i>CO₂</i>	1,000	0,322**	0,438**	0,290**	0,410**	0,605**	ns	ns
<i>Biyomas</i>	0,322**	1,000	ns	0,175*	0,401**	0,670**	0,206*	-0,606**
<i>Fosfotaz</i>	0,438**	ns	1,000	0,185*	0,453**	0,458**	-0,315**	0,453**
<i>N-Min.</i>	0,290**	0,175*	0,185*	1,000	ns	0,256**	ns	ns
<i>DHG</i>	0,410**	0,401**	0,453**	ns	1,000	0,738**	ns	ns
<i>β-Glukozidaz</i>	0,605**	0,670**	0,458**	0,256**	0,738**	1,000	ns	-0,179*
<i>Üreaz</i>	ns	0,206*	-0,315**	ns	ns	ns	1,000	ns
<i>Nem</i>	ns	-0,606**	0,453**	ns	ns	-0,179*	ns	1,000

ns = önemsiz (not significant)

* = önemli %5 alfa seviyesinde (significant at alfa level %5)

** = önemli %1 alfa seviyesinde (significant at alfa level %1)

EK 7. Araştırma Bulguları Varyans Analiz Çizelgeleri

EK 7.1. pH varyans analiz tablosu

<i>VARYANS KAYNAKLARI</i>	<i>SER. DER.</i>	<i>KARELER TOPLAMI</i>	<i>KARELER ORT.</i>	<i>F DEĞERİ</i>	<i>TABLO DEĞERİ</i>	
					<i>P<0,05</i>	<i>P<0,01</i>
TEKERRÜR	2	0,004	0,002	1,266 ns	3,230	5,180
ZAMAN	2	0,011	0,005	3,322 *	3,230	5,180
UYGULAMALAR	5	0,104	0,021	12,933 **	2,450	3,510
UYG.* ZAMAN	10	0,037	0,004	2,291 *	2,080	2,800
HATA	34	0,055	0,002			
GENEL	53	0,210				

EK 7.2. EC varyans analiz tablosu

<i>VARYANS KAYNAKLARI</i>	<i>SER. DER.</i>	<i>KARELER TOPLAMI</i>	<i>KARELER ORT.</i>	<i>F DEĞERİ</i>	<i>TABLO DEĞERİ</i>	
					<i>P<0,05</i>	<i>P<0,01</i>
TEKERRÜR	2	0,006	0,003	0,480 ns	3,230	5,180
ZAMAN	2	0,733	0,366	57,645 **	3,230	5,180
UYGULAMALAR	5	1,505	0,301	47,361 **	2,450	3,510
UYG.* ZAMAN	10	0,374	0,037	5,881 **	2,080	2,800
HATA	34	0,216	0,006			
GENEL	53	2,833				

EK 7.3. Kireç varyans analiz tablosu

<i>VARYANS KAYNAKLARI</i>	<i>SER. DER.</i>	<i>KARELER TOPLAMI</i>	<i>KARELER ORT.</i>	<i>F DEĞERİ</i>	<i>TABLO DEĞERİ</i>	
					<i>P<0,05</i>	<i>P<0,01</i>
TEKERRÜR	2	0,011	0,006	0,064 ns	3,230	5,180
ZAMAN	2	5,400	2,700	29,984 **	3,230	5,180
UYGULAMALAR	5	7,433	1,487	16,507 **	2,450	3,510
UYG.* ZAMAN	10	0,915	0,092	1,016 ns	2,080	2,800
HATA	34	3,062	0,090			
GENEL	53	16,821				

ns = önemsiz (not significant)

* = önemli %5 alfa seviyesinde (significant at alfa level %5)

** = önemli %1 alfa seviyesinde (significant at alfa level %1)

EK 7.4. Organik madde varyans analiz tablosu

<i>VARYANS KAYNAKLARI</i>	<i>SER. DER.</i>	<i>KARELER TOPLAMI</i>	<i>KARELER ORT.</i>	<i>F DEĞERİ.</i>	<i>TABLO DEĞERİ</i>	
					<i>P < 0,05</i>	<i>P < 0,01</i>
TEKERRÜR	2	0,014	0,007	0,543 ns	3,230	5,180
ZAMAN	2	0,404	0,202	15,204 **	3,230	5,180
UYGULAMALAR	5	0,379	0,076	5,706 **	2,450	3,510
UYG.* ZAMAN	10	0,058	0,006	0,434 ns	2,080	2,800
HATA	34	0,452	0,013			
GENEL	53	1,308				

EK 7.5. KDK (Katyon Değişim Kapasitesi) varyans analiz tablosu

<i>VARYANS KAYNAKLARI</i>	<i>SER. DER.</i>	<i>KARELER TOPLAMI</i>	<i>KARELER ORT.</i>	<i>F DEĞERİ</i>	<i>TABLO DEĞERİ</i>	
					<i>P < 0,05</i>	<i>P < 0,01</i>
TEKERRÜR	2	2,616	1,308	2,892 ns	3,230	5,180
ZAMAN	2	229,835	114,918	254,053 **	3,230	5,180
UYGULAMALAR	5	21,890	4,378	9,678 **	2,450	3,510
UYG.* ZAMAN	10	1,568	0,157	0,347 ns	2,080	2,800
HATA	34	15,380	0,452			
GENEL	53	271,289				

EK 7.6. Toplam azot varyans analiz tablosu

<i>VARYANS KAYNAKLARI</i>	<i>SER. DER.</i>	<i>KARELER TOPLAMI</i>	<i>KARELER ORT.</i>	<i>F DEĞERİ</i>	<i>TABLO DEĞERİ</i>	
					<i>P < 0,05</i>	<i>P < 0,01</i>
TEKERRÜR	2	0,000	0,000	2,275 ns	3,230	5,180
ZAMAN	2	0,025	0,012	260,185 **	3,230	5,180
UYGULAMALAR	5	0,004	0,001	15,944 **	2,450	3,510
UYG.* ZAMAN	10	0,001	0,000	1,138 ns	2,080	2,800
HATA	34	0,002	0,000			
GENEL	53	0,031				

ns = önemsiz (not significant)

* = önemli %5 alfa seviyesinde (significant at alfa level %5)

** = önemli %1 alfa seviyesinde (significant at alfa level %1)

EK 7.7. Alınabilir fosfor varyans analiz tablosu

<i>VARYANS KAYNAKLARI</i>	<i>SER. DER.</i>	<i>KARELER TOPLAMI</i>	<i>KARELER ORT.</i>	<i>F DEĞERİ</i>	<i>TABLO DEĞERİ</i>	
					<i>P < 0,05</i>	<i>P < 0,01</i>
TEKERRÜR	2	16,864	8,432	0,390 ns	3,230	5,180
ZAMAN	2	1225,025	612,512	28,342 **	3,230	5,180
UYGULAMALAR	5	2750,439	550,088	25,453 **	2,450	3,510
UYG.* ZAMAN	10	285,844	28,584	1,323 ns	2,080	2,800
HATA	34	734,803	21,612			
GENEL	53	5012,975				

EK 7.8. Alınabilir potasyum varyans analiz tablosu

<i>VARYANS KAYNAKLARI</i>	<i>SER. DER.</i>	<i>KARELER TOPLAMI</i>	<i>KARELER ORT.</i>	<i>F DEĞERİ</i>	<i>TABLO DEĞERİ</i>	
					<i>P < 0,05</i>	<i>P < 0,01</i>
TEKERRÜR	2	36,896	18,448	0,479 ns	3,230	5,180
ZAMAN	2	6649,391	3324,696	86,295 **	3,230	5,180
UYGULAMALAR	5	2097,644	419,529	10,889 **	2,450	3,510
UYG.* ZAMAN	10	439,526	43,953	1,141 ns	2,080	2,800
HATA	34	1309,917	38,527			
GENEL	53	10533,375				

EK 7.9. Alınabilir demir varyans analiz tablosu

<i>VARYANS KAYNAKLARI</i>	<i>SER. DER.</i>	<i>KARELER TOPLAMI</i>	<i>KARELER ORT.</i>	<i>F DEĞERİ</i>	<i>TABLO DEĞERİ</i>	
					<i>P < 0,05</i>	<i>P < 0,01</i>
TEKERRÜR	2	2.325	1.162	2.770ns	3.284	5.306
ZAMAN	2	454.637	227.318	541.628**	3.284	5.306
UYGULAMALAR	5	28.066	5.613	13.375**	2.498	3.624
UYG.* ZAMAN	10	22.683	2.268	5.405**	2.154	2.920
HATA	34	14.270	0.420			
GENEL	53	521.980				

ns = önemsiz (not significant)

* = önemli %5 alfa seviyesinde (significant at alfa level %5)

** = önemli %1 alfa seviyesinde (significant at alfa level %1)

EK 7.10. Alınabilir bakır varyans analiz tablosu

<i>VARYANS KAYNAKLARI</i>	<i>SER. DER.</i>	<i>KARELER TOPLAMI</i>	<i>KARELER ORT.</i>	<i>F DEĞERİ</i>	<i>TABLO DEĞERİ</i>	
					<i>P < 0,05</i>	<i>P < 0,01</i>
TEKERRÜR	2	0,058	0,029	0,851 ns	3.284	5.306
ZAMAN	2	17,294	8,647	255,219 **	3.284	5.306
UYGULAMALAR	5	6,497	1,299	38,350 **	2.498	3.624
UYG.* ZAMAN	10	1,899	0,190	5,605 **	2.154	2.920
HATA	34	1,152	0,034			
GENEL	53	26,899				

EK 7.11. Alınabilir mangan varyans analiz tablosu

<i>VARYANS KAYNAKLARI</i>	<i>SER. DER.</i>	<i>KARELER TOPLAMI</i>	<i>KARELER ORT.</i>	<i>F DEĞERİ</i>	<i>TABLO DEĞERİ</i>	
					<i>P < 0,05</i>	<i>P < 0,01</i>
TEKERRÜR	2	1,408	0,704	2,501 ns	3.284	5.306
ZAMAN	2	261,565	130,783	464,406 **	3.284	5.306
UYGULAMALAR	5	4,340	0,868	3,082 *	2.498	3.624
UYG.* ZAMAN	10	1,798	0,180	0,638 ns	2.154	2.920
HATA	34	9,575	0,282			
GENEL	53	278,686				

EK 7.12. Alınabilir çinko varyans analiz tablosu

<i>VARYANS KAYNAKLARI</i>	<i>SER. DER.</i>	<i>KARELER TOPLAMI</i>	<i>KARELER ORT.</i>	<i>F DEĞERİ</i>	<i>TABLO DEĞERİ</i>	
					<i>P < 0,05</i>	<i>P < 0,01</i>
TEKERRÜR	2	0,115	0,058	0,491 ns	3.284	5.306
ZAMAN	2	2,158	1,079	9,183 **	3.284	5.306
UYGULAMALAR	5	14,150	2,830	24,083 **	2.498	3.624
UYG.* ZAMAN	10	3,073	0,307	2,615 *	2.154	2.920
HATA	34	3,995	0,118			
GENEL	53	23,492				

ns = önemsiz (not significant)

* = önemli %5 alfa seviyesinde (significant at alfa level %5)

** = önemli %1 alfa seviyesinde (significant at alfa level %1)

EK 7.13. Suda eriyebilir Bor varyans analiz tablosu

<i>VARYANS KAYNAKLARI</i>	<i>SER. DER.</i>	<i>KARELER TOPLAMI</i>	<i>KARELER ORT.</i>	<i>F DEĞERİ</i>	<i>TABLO DEĞERİ</i>	
					<i>P < 0,05</i>	<i>P < 0,01</i>
TEKERRÜR	2	0,082	0,041	7,678 **	3,230	5,180
ZAMAN	2	0,319	0,160	30,000 **	3,230	5,180
UYGULAMALAR	5	0,036	0,007	1,343 ns	2,450	3,510
UYG.* ZAMAN	10	0,045	0,004	0,837 ns	2,080	2,800
HATA	34	0,181	0,005			
GENEL	53	0,662				

EK 7.14. Toplam Fe varyans analiz tablosu

<i>VARYANS KAYNAKLARI</i>	<i>SER. DER.</i>	<i>KARELER TOPLAMI</i>	<i>KARELER ORT.</i>	<i>F DEĞERİ</i>	<i>TABLO DEĞERİ</i>	
					<i>P < 0,05</i>	<i>P < 0,01</i>
TEKERRÜR	2	0,019	0,009	0,586 ns	3,230	5,180
ZAMAN	2	2,442	1,221	77,184 **	3,230	5,180
UYGULAMALAR	5	1,090	0,218	13,778 **	2,450	3,510
UYG.* ZAMAN	10	0,503	0,050	3,180 **	2,080	2,800
HATA	34	0,538	0,016			
GENEL	53	4,591				

EK 7.15. Toplam Cu varyans analiz tablosu

<i>VARYANS KAYNAKLARI</i>	<i>SER. DER.</i>	<i>KARELER TOPLAMI</i>	<i>KARELER ORT.</i>	<i>F DEĞERİ</i>	<i>TABLO DEĞERİ</i>	
					<i>P < 0,05</i>	<i>P < 0,01</i>
TEKERRÜR	2	0,662	0,331	0,819 ns	3,230	5,180
ZAMAN	2	5,428	2,714	6,719 **	3,230	5,180
UYGULAMALAR	5	23,087	4,617	11,432 **	2,450	3,510
UYG.* ZAMAN	10	2,434	0,243	0,603 ns	2,080	2,800
HATA	34	13,733	0,404			
GENEL	53	45,344				

ns = önemsiz (not significant)

* = önemli %5 alfa seviyesinde (significant at alfa level %5)

** = önemli %1 alfa seviyesinde (significant at alfa level %1)

EK 7.16. Toplam Zn varyans analiz tablosu

<i>VARYANS KAYNAKLARI</i>	<i>SER. DER.</i>	<i>KARELER TOPLAMI</i>	<i>KARELER ORT.</i>	<i>F DEĞERİ</i>	<i>TABLO DEĞERİ</i>	
					<i>P < 0,05</i>	<i>P < 0,01</i>
TEKERRÜR	2	5,936	2,968	0,389 ns	3,230	5,180
ZAMAN	2	248,472	124,236	16,270 **	3,230	5,180
UYGULAMALAR	5	377,016	75,403	9,875 **	2,450	3,510
UYG.* ZAMAN	10	106,006	10,601	1,388 ns	2,080	2,800
HATA	34	259,619	7,636			
GENEL	53	997,048				

EK 7.17. Toplam Mn varyans analiz tablosu

<i>VARYANS KAYNAKLARI</i>	<i>SER. DER.</i>	<i>KARELER TOPLAMI</i>	<i>KARELER ORT.</i>	<i>F DEĞERİ</i>	<i>TABLO DEĞERİ</i>	
					<i>P < 0,05</i>	<i>P < 0,01</i>
TEKERRÜR	2	804,964	402,482	4,209 *	3,230	5,180
ZAMAN	2	142,470	71,235	0,745 ns	3,230	5,180
UYGULAMALAR	5	8981,359	1796,272	18,784 **	2,450	3,510
UYG.* ZAMAN	10	1303,818	130,382	1,363 ns	2,080	2,800
HATA	34	3251,421	95,630			
GENEL	53	14484,032				

EK 7.18. Toplam Pb varyans analiz tablosu

<i>VARYANS KAYNAKLARI</i>	<i>SER. DER.</i>	<i>KARELER TOPLAMI</i>	<i>KARELER ORT.</i>	<i>F DEĞERİ</i>	<i>TABLO DEĞERİ</i>	
					<i>P < 0,05</i>	<i>P < 0,01</i>
TEKERRÜR	2	10,210	5,105	1,485 ns	3,230	5,180
ZAMAN	2	1225,838	612,919	178,330 **	3,230	5,180
UYGULAMALAR	5	137,803	27,561	8,019 **	2,450	3,510
UYG.* ZAMAN	10	117,529	11,753	3,420 **	2,080	2,800
HATA	34	116,858	3,437			
GENEL	53	1608,238				

ns = önemsiz (not significant)

* = önemli %5 alfa seviyesinde (significant at alfa level %5)

** = önemli %1 alfa seviyesinde (significant at alfa level %1)

EK 7.19. Toplam Cd varyans analiz tablosu

<i>VARYANS KAYNAKLARI</i>	<i>SER. DER.</i>	<i>KARELER TOPLAMI</i>	<i>KARELER ORT.</i>	<i>F DEĞERİ</i>	<i>TABLO DEĞERİ</i>	
					<i>P < 0,05</i>	<i>P < 0,01</i>
TEKERRÜR	2	10,210	5,105	1,485 ns	3,230	5,180
ZAMAN	2	1225,838	612,919	178,330 **	3,230	5,180
UYGULAMALAR	5	137,803	27,561	8,019 **	2,450	3,510
UYG.* ZAMAN	10	117,529	11,753	3,420 **	2,080	2,800
HATA	34	116,858	3,437			
GENEL	53	1608,238				

EK 7.20. Toplam Cr varyans analiz tablosu

<i>VARYANS KAYNAKLARI</i>	<i>SER. DER.</i>	<i>KARELER TOPLAMI</i>	<i>KARELER ORT.</i>	<i>F DEĞERİ</i>	<i>TABLO DEĞERİ</i>	
					<i>P < 0,05</i>	<i>P < 0,01</i>
TEKERRÜR	2	39,598	19,799	2,386 ns	3,230	5,180
ZAMAN	2	120,709	60,355	7,272 **	3,230	5,180
UYGULAMALAR	5	55,431	11,086	1,336 ns	2,450	3,510
UYG.* ZAMAN	10	36,456	3,646	0,439 ns	2,080	2,800
HATA	34	282,185	8,300			
GENEL	53	534,379				

EK 7.21. Toplam Ni varyans analiz tablosu

<i>VARYANS KAYNAKLARI</i>	<i>SER. DER.</i>	<i>KARELER TOPLAMI</i>	<i>KARELER ORT.</i>	<i>F DEĞERİ</i>	<i>TABLO DEĞERİ</i>	
					<i>P < 0,05</i>	<i>P < 0,01</i>
TEKERRÜR	2	18,998	9,499	1,897 ns	3,230	5,180
ZAMAN	2	67,774	33,887	6,769 **	3,230	5,180
UYGULAMALAR	5	26,217	5,243	1,047 ns	2,450	3,510
UYG.* ZAMAN	10	15,095	1,509	0,302 ns	2,080	2,800
HATA	34	170,204	5,006			
GENEL	53	298,287				

ns = önemsiz (not significant)

* = önemli %5 alfa seviyesinde (significant at alfa level %5)

** = önemli %1 alfa seviyesinde (significant at alfa level %1)

EK 7.22. CO₂ oluşumu varyans analiz tablosu

<i>VARYANS KAYNAKLARI</i>	<i>SER. DER.</i>	<i>KARELER TOPLAMI</i>	<i>KARELER ORT.</i>	<i>F DEĞERİ</i>	<i>TABLO DEĞERİ</i>	
					<i>P < 0,05</i>	<i>P < 0,01</i>
TEKERRÜR	2	9.151	4.576	0.365ns	3.121	4.910
ZAMAN	6	1482.058	247.010	19.701**	2.221	3,061
UYGULAMALAR	5	1713.739	342.748	27.337**	2.341	3,278
UYG.* ZAMAN	30	765.757	25.525	2.036**	1.699	1,750
HATA	82	1028.094	12.538			
GENEL	125	4998.799	39.990			

EK 7.23. Mikrobiyel biyomas varyans analiz tablosu

<i>VARYANS KAYNAKLARI</i>	<i>SER. DER.</i>	<i>KARELER TOPLAMI</i>	<i>KARELER ORT.</i>	<i>F DEĞERİ</i>	<i>TABLO DEĞERİ</i>	
					<i>P < 0,05</i>	<i>P < 0,01</i>
TEKERRÜR	2	3.943	1.972	0.096ns	3.121	4.910
ZAMAN	6	22990,424	3831,737	186,597**	2,221	3.061
UYGULAMALAR	5	3551,519	710,304	34,590**	2.341	3.278
UYG.* ZAMAN	30	1729,951	57,665	2,808**	1.699	1.750
HATA	82	1683,859	20.535			
GENEL	125	29959,696	239,678			

EK 7.24. N-Mineralizasyonu varyans analiz tablosu

<i>VARYANS KAYNAKLARI</i>	<i>SER. DER.</i>	<i>KARELER TOPLAMI</i>	<i>KARELER ORT.</i>	<i>F DEĞERİ</i>	<i>TABLO DEĞERİ</i>	
					<i>P < 0,05</i>	<i>P < 0,01</i>
TEKERRÜR	2	2.408	1.204	1.561ns	3.121	4.910
ZAMAN	6	443.761	73.960	95.895**	2.221	3.061
UYGULAMALAR	5	293.055	58.611	75.994**	2.341	3.278
UYG.* ZAMAN	30	66.610	2.220	2.879**	1.699	1.750
HATA	82	63.244	0.771			
GENEL	125	869.078	6.953			

ns = önemsiz (not significant)

* = önemli %5 alfa seviyesinde (significant at alfa level %5)

** = önemli %1 alfa seviyesinde (significant at alfa level %1)

EK 7.25. Dehidrogenaz enzim aktivitesi varyans analiz tablosu

<i>VARYANS KAYNAKLARI</i>	<i>SER. DER.</i>	<i>KARELER TOPLAMI</i>	<i>KARELER ORT.</i>	<i>F DEĞERİ</i>	<i>TABLO DEĞERİ</i>	
					<i>P <0,05</i>	<i>P <0,01</i>
TEKERRÜR	2	157.115	78.558	0.870ns	3.121	4.910
ZAMAN	6	76905.861	12817.644	141.929**	2.221	3.061
UYGULAMALAR	5	35603.325	7120.665	78.847**	2.341	3.278
UYG.* ZAMAN	30	6108.237	203.608	2.255**	1.699	1.750
HATA	82	7405.415	90.310			
GENEL	125	126179.954	1009.440			

EK 7.26. β -Glukozidaz enzim aktivitesi varyans analiz tablosu

<i>VARYANS KAYNAKLARI</i>	<i>SER. DER.</i>	<i>KARELER TOPLAMI</i>	<i>KARELER ORT.</i>	<i>F DEĞERİ</i>	<i>TABLO DEĞERİ</i>	
					<i>P <0,05</i>	<i>P <0,01</i>
TEKERRÜR	2	127.603	63.802	0.703ns	3.121	4.910
ZAMAN	6	27669.304	4611.551	50.805**	2.221	3.061
UYGULAMALAR	5	36394.158	7278.832	80.191**	2.341	3.278
UYG.* ZAMAN	30	6563.774	218.792	2.410**	1.699	1.750
HATA	82	7443.068	90.769			
GENEL	125	78197.906	625.583			

EK 7.27. Fosfotaz enzim aktivitesi varyans analiz tablosu

<i>VARYANS KAYNAKLARI</i>	<i>SER. DER.</i>	<i>KARELER TOPLAMI</i>	<i>KARELER ORT.</i>	<i>F DEĞERİ</i>	<i>TABLO DEĞERİ</i>	
					<i>P <0,05</i>	<i>P <0,01</i>
TEKERRÜR	2	8336.138	4168.069	2.107ns	3.121	4.910
ZAMAN	6	2604252.436	434042.073	219.399**	2.221	3.061
UYGULAMALAR	5	796040.925	159208.185	80.476**	2.341	3.278
UYG.* ZAMAN	30	255293.510	8509.784	4.302**	1.699	1.750
HATA	82	162222.551	1978.324			
GENEL	125	3826145.560	30609.164			

ns = önemsiz (not significant)

* = önemli %5 alfa seviyesinde (significant at alfa level %5)

** = önemli %1 alfa seviyesinde (significant at alfa level %1)

EK 7.28. Üreaz enzim aktivitesi varyans analiz tablosu

<i>VARYANS KAYNAKLARI</i>	<i>SER. DER.</i>	<i>KARELER TOPLAMI</i>	<i>KARELER ORT.</i>	<i>F DEĞERİ</i>	<i>TABLO DEĞERİ</i>	
					<i>P < 0,05</i>	<i>P < 0,01</i>
TEKERRÜR	2	143.680	71.840	0.950ns	3.121	4.910
ZAMAN	6	12249.140	2041.523	26.986**	2.221	3.061
UYGULAMALAR	5	199.581	39.916	0.528ns	2.341	3.278
UYG.* ZAMAN	30	5694.667	189.822	2.509**	1.699	1.750
HATA	82	6203.324	75.650			
GENEL	125	24490.392	195.923			

EK 7.29. Toprak nemi varyans analiz tablosu

<i>VARYANS KAYNAKLARI</i>	<i>SER. DER.</i>	<i>KARELER TOPLAMI</i>	<i>KARELER ORT.</i>	<i>F DEĞERİ</i>	<i>TABLO DEĞERİ</i>	
					<i>P < 0,05</i>	<i>P < 0,01</i>
TEKERRÜR	2	0,346	0,173	0,087 ns	3,070	4,790
ZAMAN	2	5115,503	852,584	427,233 **	2,180	2,960
UYGULAMALAR	5	16,384	3,277	1,642 ns	2,290	3,170
UYG.* ZAMAN	10	33,339	1,111	0,557 ns	1,550	1,860
HATA	34	163,639	1,996			
GENEL	53	5329,211				

EK 7.30. Buğday verimi varyans analiz tablosu

<i>VARYANS KAYNAKLARI</i>	<i>SER. DER.</i>	<i>KARELER TOPLAMI</i>	<i>KARELER ORT.</i>	<i>F DEĞERİ</i>	<i>TABLO DEĞERİ</i>	
					<i>P < 0,05</i>	<i>P < 0,01</i>
TEKERRÜR	3	2141,527	713,842	2,909 ns	3,290	5,420
UYGULAMALAR	5	94112,090	18822,418	76,691 **	2,900	4,560
HATA	15	3681,468	245,431			
GENEL	23	99935,084				

EK 7.31. Pamuk verimi varyans analiz tablosu

<i>VARYANS KAYNAKLARI</i>	<i>SER. DER.</i>	<i>KARELER TOPLAMI</i>	<i>KARELER ORT.</i>	<i>F DEĞERİ</i>	<i>TABLO DEĞERİ</i>	
					<i>P < 0,05</i>	<i>P < 0,01</i>
TEKERRÜR	3	14377,505	4792,502	10,878 **	3,290	5,420
UYGULAMALAR	5	129671,527	25934,305	58,867 **	2,900	4,560
HATA	15	6608,361	440,557			
GENEL	23	150657,393				

ns = önemsiz (not significant)

* = önemli %5 alfa seviyesinde (significant at alfa level %5)

** = önemli %1 alfa seviyesinde (significant at alfa level %1)

ÖZGEÇMİŞ

1972 yılında Kayseri’de doğdu. İlk, orta ve lise tahsilini Kayseri’de tamamladı. 1991 yılında E.Ü. Ziraat Fakültesi Toprak Bölümü’nü kazandı. 1995 yılında Toprak Bölümü’nden Ziraat Mühendisi unvanı ile mezun oldu. Aynı yıl E.Ü. Fen Bilimleri Enstitüsü Toprak Anabilim Dalı’nda Toprak Mikrobiyolojisi konusunda Yüksek Lisans eğitimine başladı.1997 yılında Toprak Bölümüne Araştırma Görevlisi olarak girdi. 1999 yılında "Çöp Gübresinin Bazı Organik Atıklarla Birlikte Uygulandığı Topraklarda C, N ve S Mineralizasyonlarının İncelenmesi” konulu tez ile Yüksek Lisans eğitimini tamamladı. Aynı yıl E.Ü. Fen Bilimleri Enstitüsü Toprak Anabilim Dalı’nda Toprak Mikrobiyolojisi konusunda Doktora eğitimine başladı. 14 Nisan 2002 tarihinde Köy Hizmetleri Menemen Araştırma Enstitüsü’ne naklen atandı. 2005 Aralık - 2006 Mayıs tarihleri arasında askerlik görevini tamamladı. Halen Toprak ve Su Kaynakları Menemen Araştırma Enstitüsü’nde Ziraat Yüksek Mühendisi olarak görev yapmaktadır. Evli ve bir çocuk babasıdır.