

T.C.
ULUDAĞ ÜNİVERSİTESİ
FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ

ARITMA ÇAMURU VERİLEN TARIM TOPRAKLARINDA
SOLUCAN AKTİVİTESİNİN AZOT FORMLARINA VE TOPRAK
ENZİM AKTİVİTELERİNE ETKİSİ

EF SUN D İNDAR

YÜKSEK LİSANS TEZİ
ÇEVRE MÜHENDİSLİĞİ ANABİLİM DALI

BURSA 2008

T.C.
ULUDAĞ ÜNİVERSİTESİ
FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ

ARITMA ÇAMURU VERİLEN TARIM TOPRAKLARINDA
SOLUCAN AKTİVİTESİNİN AZOT FORMLARINA VE TOPRAK
ENZİM AKTİVİTELERİNE ETKİSİ

EFSUN DİNDAR

YÜKSEK LİSANS TEZİ
ÇEVRE MÜHENDİSLİĞİ ANABİLİM DALI

Bu Tez 18/06/2008 tarihinde aşağıdaki jüri tarafından oybirliği ile kabul edilmiştir.

Prof.Dr. Hüseyin S. BAŞKAYA Prof. Dr. A.Vahap KATKAT Prof. Dr. Ufuk ALKAN
DANIŞMAN

ARITMA ÇAMURU VERİLEN TARIM TOPRAKLARINDA SOLUCAN AKTİVİTESİNİN AZOT FORMLARINA VE TOPRAK ENZİM AKTİVİTELERİNE ETKİSİ

ÖZET

Bu çalışmada, arıtma çamuru uygulaması yapılmış tarım topraklarında solucan aktivitesinin toprakta meydana getirdiği değişimler incelenmiştir. Arıtma çamurlarının azot ve fosfor içeriğinin yüksek olması, toprakların nutrient kaynaklarının artırılmasında önemli rol oynamaktadır. Solucanlar toprak için önemli canlılardır. Toprağın fiziksel ve kimyasal yapısında olumlu değişimlere yol açmaktadır. Arıtma çamuru uygulamasıyla besin içeriği artan topraklarda, solucan aktivitesinin olması organik maddenin mineralizasyonunun artmasına dolayısıyla toprakta önemli bir nutrient olan azotun topraktaki döngüsüne etki etmektedir. Solucan aktivitesi bunun yanında topraktaki mikrobiyal aktivitenin de artmasına sebep olur. Bu ilişkiler doğrultusunda topraktaki bu değişimleri izlemek için biyolojik indikatörler olan enzim aktiviteleri kullanılmaktadır.

Yürütülen bu çalışmada, iki farklı orijine sahip (kentsel ve gıda endüstrisi) arıtma çamurları 50, 100 ve 200 ton/ha oranında killi bünyeli tarım toprağına uygulanmış ve 3 aylık bir inkübasyon çalışması yapılmıştır. Yapılan uygulamalarda inkübasyon süresince azot formları (amonyum azotu, nitrat azotu ve toplam azot) ve enzim aktiviteleri (dehidrogenaz, alkali fosfataz, β -glukosidaz, üreaz) analizlenmiştir.

İnkübasyon dönemi incelendiğinde, ilk ay solucan kotlarında nitrat azotunun, bireyli topraklarda ise amonyum azotunun daha baskın olduğu bulunmuştur. Diğer inkübasyon dönemlerinde ise, solucan kotlarında amonyum, topraklarda da nitrat azotunun baskın olduğu belirlenmiştir. Arıtma çamuru ilavesi, toprak ve kotlardaki toplam azot konsantrasyonunu arttırmıştır. Kotlarda belirlenen toplam azot konsantrasyonunun, toprağına göre daha yüksek olduğu belirlenmiştir. Alkali fosfataz enzim aktivitesi hariç diğer enzimler, tüm çamur uygulamalarında kotlarda toprağına kıyasla daha yüksek olarak tespit edilmiştir. Bireyli ve bireysiz topraklar kıyaslandığında ise, bireysiz topraklarda nitrat azotu, bireyli topraklarda ise amonyum azotunun daha baskın olduğu görülmektedir. Solucan aktivitesi inkübasyon sonunda arıtma çamuru uygulanmış topraklarda dehidrogenaz aktivitesi hariç, toplam azot, alkali fosfataz, β -glukosidaz, üreaz seviyesinin bireysiz topraklara göre düşmesine yol açmıştır.

ANAHTAR KELİMELEER: arıtma çamuru, azot, enzim aktiviteleri, solucan, toprak.

**EFFECT OF EARTHWORM ACTIVITY ON ENZYME ACTIVITIES
AND NITROGEN FORMS IN AN AGRICULTURAL SOIL AMENDED WITH
SEWAGE SLUDGE**

ABSTRACT

In this study, the effect of earthworm activity on an agricultural soil amended with sewage sludge was investigated. High nitrogen and phosphorus contents of sewage sludge play an important role in enhancing soil nutrient sources. Earthworms are probably the most important macroorganisms in soil system. They improve the physical and the chemical structures of soil. The presence of earthworm activity in sludge amended soils (nutrient enriched) may increase the mineralization of organic matter. Accordingly, the nitrogen cycle is affected. Earthworms also enhance the microbial activity of soils. Hence, enzyme activities are useful biological indicators that can be used to investigate the variations in soil diversity.

In this study, two wastewater sludges (domestic and industrial) which were different in origin were amended to clay agricultural soil samples at rates equivalent to 50, 100 and 200 tons dry raw sludge/ha. Then, an incubation study was performed during a period of three months. Nitrogen forms ($\text{NH}_4^+\text{-N}$, $\text{NO}_3^-\text{-N}$ and Total N) and enzyme activities (urease, alkaline phosphatase, dehydrogenase and β -glucosidase) were analysed in sewage sludge amended soil and earthworm casts throughout the incubation period.

The result of the study indicated that nitrate nitrogen and ammonium nitrogen were dominant forms in earthworm casts and in surrounding soil, respectively, during the first month of incubation. Thereafter, ammonium nitrogen and nitrate nitrogen contents were higher in casts and surrounding soil, respectively. The addition of sewage sludge appeared to increase concentration of total-N in soil and casts. Total-N levels in casts were found to be significantly higher than those of in soil. Similarly, higher enzyme activities (with exception of alkaline phosphatase) were determined in earthworm casts.

Comparison of the soils with and without earthworms indicated that the amounts of ammonium nitrogen and nitrate nitrogen were higher in the soils with earthworms and without earthworms, respectively. At the end of the incubation, total nitrogen, urease, alkaline phosphatase, β -glucosidase levels were found to be significantly lower in surrounding soils of earthworms than those in soils without earthworms.

KEYWORDS: earthworm, enzyme activity, nitrogen, sewage sludge, soil.

İÇİNDEKİLER	Sayfa No
ÖZET	i
ABSTRACT	ii
İÇİNDEKİLER	iii
ŞEKİLLER DİZİNİ.....	v
ÇİZELGELER DİZİNİ	vi
1.GİRİŞ	1
2. KAYNAK ARAŞTIRMASI	4
2.1. Arıtma Çamurlarının Tanımı ve Özellikleri.....	4
2.2. Arıtma Çamurlarının Nihai Bertaraf Yöntemleri.....	7
2.3. Arıtma Çamurlarının Araziye Uygulanması	9
2.3.1.Arıtma Çamurlarının Toprak Ortamına Etkileri	13
2.3.1.1. Kimyasal Özellikler	13
2.3.1.2. Enzim Aktiviteleri.....	16
2.4. Solucan Ekolojisi	20
2.5. Solucan Aktivitesinin Toprak ve Enzim Aktivitelerine Etkileri.....	22
2.6. Uygulamayı Kısıtlayıcı Faktörler ve Yasal Mevzuat.....	29
2.6.1. Ağır Metaller.....	29
3.MATERYAL VE YÖNTEM	32
3.1. Materyal	32
3.1.1. Arıtma Çamurları	32
3.1.2. Toprak Örnekleri.....	33
3.1.3. Solucanlar	33
3.2. Yöntem.....	33
3.2.1.Arıtma Çamuru Örneklerinin Alınması, Analize Hazırlanması ve Karakterizasyonu.....	33
3.2.2.Toprak Örneklerinin Alınması, Analize Hazırlanması ve Karakterizasyonu.....	35
3.2.3.Toprak İnkübasyon Düzeneginin Kurulması	35
3.2.4.Arıtma Çamuru Uygulanmış Topraklarda Bir Yıllık İnkübasyon Süresince İzlenen Parametreler	36
3.2.5. İstatistiksel Analiz.....	37

4.BULGULAR VE TARTIŞMA	38
4.1. Ham Materyallerin Karakterizasyonu	38
4.1.1. Arıtma Çamurları	38
4.1.2. Toprak Örnekleri	41
4.2. Arıtma Çamurlarının Uygulandığı Topraklarda İnkübasyon Süresince Meydana Gelen Değişiklikler	43
4.2.1. Azot	43
4.2.1.1. Amonyum Azot	43
4.2.1.2. Nitrat Azotu	51
4.2.1.3. Toplam Azot	59
4.2.2. Enzim Aktiviteleri	68
4.2.2.1. Dehidrogenaz Aktivitesi	68
4.2.2.2. Alkali Fosfataz Aktivitesi	76
4.2.2.3. β -Glukosidaz Aktivitesi	85
4.2.2.4. Üreaz Aktivitesi	93
5. SONUÇ VE ÖNERİLER	101
KAYNAKLAR	104
EKLER	124
TEŞEKKÜR	138
ÖZGEÇMİŞ	139

ŞEKİLLER DİZİNİ

2.1.Aritma çamurlarının araziye uygulanmasında izlenecek kademeler	7
2.2.Lumbricus terrestris (toprak solucanı)	22
4.1.Aritma çamuru uygulamalarının toprak ve solucan kotlarındaki amonyum azotu konsantrasyonuna etkisi.	45
4.2.Solucan aktivitesinin arıtma çamuru uygulanmış topraktaki amonyum azotu konsantrasyonlarında inkübasyona süresince meydana getirdiği değişim.....	48
4.3.Aritma çamuru uygulamalarının toprak ve solucan kotlarındaki nitrat azotu konsantrasyonuna etkisi.	52
4.4.Solucan aktivitesinin arıtma çamuru uygulanmış topraktaki nitrat azotu konsantrasyonlarında inkübasyona süresince meydana getirdiği değişim.....	56
4.5.Aritma çamuru uygulamalarının toprak ve solucan kotlarındaki toplam azot konsantrasyonuna etkisi.	60
4.6.Solucan aktivitesinin arıtma çamuru uygulanmış topraktaki toplam azot konsantrasyonlarında inkübasyona süresince meydana getirdiği değişim.....	64
4.7.Aritma çamuru uygulamalarının toprak ve solucan kotlarındaki dehidrogenaz aktivitesi konsantrasyonuna etkisi.....	69
4.8.Solucan aktivitesinin arıtma çamuru uygulanmış topraktaki dehidrogenaz aktivitesi konsantrasyonlarında inkübasyona süresince meydana getirdiği değişim	73
4.9.Aritma çamuru uygulamalarının toprak ve solucan kotlarındaki alkali fosfataz aktivitesi konsantrasyonuna etkisi.....	77
4.10.Solucan aktivitesinin arıtma çamuru uygulanmış topraktaki alkali fosfataz aktivitesi konsantrasyonlarında inkübasyona süresince meydana getirdiği değişim	81
4.11.Aritma çamuru uygulamalarının toprak ve solucan kotlarındaki β -glukosidaz aktivitesi konsantrasyonuna etkisi.....	86
4.12.Solucan aktivitesinin arıtma çamuru uygulanmış topraktaki β -glukosidaz aktivitesi konsantrasyonlarında inkübasyona süresince meydana getirdiği değişim	90
4.13.Aritma çamuru uygulamalarının toprak ve solucan kotlarındaki üreaz aktivitesi konsantrasyonuna etkisi.....	95
4.14.Solucan aktivitesinin arıtma çamuru uygulanmış topraktaki üreaz aktivitesi konsantrasyonlarında inkübasyona süresince meydana getirdiği değişim.....	99

ÇİZELGELER DİZİNİ

2.1.Ham ve çürütülmüş çamurların tipik kimyasal kompozisyonları	6
2.2.Ticari gübre ve çamurdaki besi maddesi seviyelerinin kıyaslanması	7
2.3.Arıtma çamuru uygulanacak topraklarda izin verilen ağır metal sınır değerleri (mg/kg kuru toprak)	16
2.4.10 yıllık ortalamalar esas alınarak bir yılda toprağa verilebilecek ağır metal miktarları (g kuru madde/da/yıl)	16
2.5.Kirletici konsantrasyon limitleri	17
2.6.Kirletici Yükleme Oranları	17
4.1.Çalışmada kullanılan arıtma çamuru örneklerinin bazı kimyasal özellikleri.....	39
4.2.İnkübasyon denemesinde kullanılan toprağın bazı özellikleri.....	41
4.3.Arıtma çamuru uygulamasının toprak ve solucan kotlarındaki amonyum azotu konsantrasyonuna etkilerine ilişkin varyans analizi sonuçları.....	44
4.4.Arıtma çamuru uygulamasının bireyli ve bireysiz topraklardaki amonyum azotu konsantrasyonuna etkilerine ilişkin varyans analizi sonuçları	49
4.5.Arıtma çamuru uygulamasının toprak ve solucan kotlarındaki nitrat azotu konsantrasyonuna etkilerine ilişkin varyans analizi sonuçları.....	53
4.6.Arıtma çamuru uygulamasının bireyli ve bireysiz topraklardaki nitrat azotu konsantrasyonuna etkilerine ilişkin varyans analizi sonuçları.....	55
4.7.Arıtma çamuru uygulamasının toprak ve solucan kotlarındaki toplam azot konsantrasyonuna etkilerine ilişkin varyans analizi sonuçları.....	61
4.8. Arıtma çamuru uygulamasının bireyli ve bireysiz topraklardaki toplam azot konsantrasyonuna etkilerine ilişkin varyans analizi sonuçları.....	65
4.9.Arıtma çamuru uygulamasının toprak ve solucan kotlarındaki dehidrogenaz aktivitesi konsantrasyonuna etkilerine ilişkin varyans analizi sonuçları	71
4.10.Arıtma çamuru uygulamasının bireyli ve bireysiz topraklardaki dehidrogenaz aktivitesi konsantrasyonuna etkilerine ilişkin varyans analizi sonuçları	74
4.11.Arıtma çamuru uygulamasının toprak ve solucan kotlarındaki alkali fosfataz aktivitesi konsantrasyonuna etkilerine ilişkin varyans analizi sonuçları	78

4.12.Arıtma çamuru uygulamasının bireyli ve bireysiz topraklardaki alkali fosfataz aktivitesi konsantrasyonuna etkilerine ilişkin varyans analizi sonuçları.....	82
4.13.Arıtma çamuru uygulamasının toprak ve solucan kotlarındaki aktivitesi β -glukosidaz aktivitesi konsantrasyonuna etkilerine ilişkin varyans analizi sonuçları.....	87
4.14.Arıtma çamuru uygulamasının bireyli ve bireysiz topraklardaki β -glukosidaz aktivitesi konsantrasyonuna etkilerine ilişkin varyans analizi sonuçları	91
4.15.Arıtma çamuru uygulamasının toprak ve solucan kotlarındaki üreaz aktivitesi konsantrasyonuna etkilerine ilişkin varyans analizi sonuçları	93
4.16.Arıtma çamuru uygulamasının bireyli ve bireysiz topraklardaki üreaz aktivitesi konsantrasyonuna etkilerine ilişkin varyans analizi sonuçları	98

1.GİRİŞ

Günümüzde, atık suların arıtımı sonucu büyük miktarlarda oluşan arıtma çamurlarının işlenmesi ve çevreye en az zarar verecek şekilde uzaklaştırılması atık su arıtımı kadar önem taşımaktadır. Arıtma çamurları, atıksu arıtma proseslerindeki mikrobiyal besin zincirinin doğal son ürünleridir. Oluşan çevre bilinci kapsamında bu atıkların çevreyle uyumlu hale getirilmeleri kuşkusuz büyük önem taşır. Gerek miktarı gerekse bileşimi bakımından arıtma çamurlarının ikincil kirletici olarak birikmesi, sözkonusu çamurların bertarafı veya yeniden kullanılması hususunda pek çok yeni sorunu gündeme getirmektedir. Şu andaki eğilim çevreci bir yaklaşımla, arazide bertaraf yöntemini nihai bertaraf yöntemi olarak düşünmeyip, arıtma çamurlarını tarımsal amaçlı toprak şartlandırıcı olarak değerlendirmektir. Bu yöntemde, arıtma çamurları içeriğindeki organik madde ve mineral tuzlar toprak özelliklerini iyileştirerek erozyonu önlemekte ve bitkiler için besin maddesi sağlamaktadır.

Toprağa ilave edilen arıtma çamuru gibi organik maddeler toprak canlıları ve ekosistemi açısından da büyük öneme sahiptir. Solucan gibi makro toprak canlılarının organik maddeyi parçalama özelliğinin toprakta meydana getirdiği değişimler araştırmacılar tarafından inceleme konusu olmuştur. Solucanlar en önemli toprak organizmalarıdır. Solucanlar toprak verimliliğinin gelişmesinde rol oynarlar. Genel olarak solucanların çevreye etkileri 3 yolla olmaktadır. i)biyolojik etki; mikrobiyal konsantrasyonların ve diğer aktivitelerin uyarılması (Daniel ve Anderson 1992, Parthasarathi ve Ranganathan 1999), ii) kimyasal etki; mineral ve organik madde dekompozisyonunun artması (Norgrove ve Hauser 2000, Tiunov ve Scheu 2000), iii) fiziksel etki; horizonlar arasındaki minerallerin kastlarla taşınarak agregat yapısının değişmesi, havalandırma, agregasyon (Shuster ve ark. 2000, Willoughby ve Kladvko 2002).

Solucan aktivitesi ile toprağın derinliğinde bulunan mineraller yüzeye çıkararak, bitkilerin alabileceği formlara dönüştürülürler. Aynı zamanda, solucanlar tarafından toprak yüzeyindeki kalıntı ve çöpler uzaklaştırılarak veya kompostlanarak toprak verimliliğine katkıda bulunulur. Bunların yanı sıra, toprakta meydana getirdikleri gözenek ve kanallar sayesinde toprağın havalanma şartlarını iyileştirmede, gaz

değişimini sağlamada ve su taşınımında görev yaparlar. Nutrient döngüsünde, toprak yapısında ve taşınım proseslerinde solucanlar oldukça önemlidir.

Solucanlar, organik maddenin mineralizasyonunda ve humifikasyon proseslerinde önemli bir rol oynayarak, toprağın fiziksel ve kimyasal özelliklerinin gelişmesini sağlamaktadırlar (Sharma ve ark.2005). Arıtma çamuru uygulamasında solucan aktivitesinin, toprağın fiziksel özelliklerini, N ve P gibi kullanılabilir nutrientleri önemli ölçüde arttırdığı görülmektedir.

Solucan aktivitesi sonucunda, organik maddenin mineralizasyonundan ortaya çıkan yararlı azot formlarının yanı sıra, bu canlıların ölümünden sonra vücut dokularının süratle ayrışmasıyla da ortama azotlu bileşikler bırakılmaktadır. Ayrıca yaşadıkları süre boyunca metabolik ürünleri vasıtasıyla da ortamda azotlu bileşikler bulunabilmektedir. Topraklara, ölü dokular (protein) dışında sadece metabolik ürünlerden (mukus, üre, ürik asit, amonyak) bırakılan azot miktarı 18-92 kg ha⁻¹yıl⁻¹ düzeyindedir. Şüphesiz bu miktarlardaki değişimler, organizmanın türüne, mevsimsel değişimlere, popülasyonun büyüklük ve aktivitesine bağlı olmaktadır (Başkaya ve ark.1986).

Solucanlar toprağı vücutlarından geçirdikten sonra dışarıya bırakırlar. Ortaya çıkan bu materyale solucan kotu denir. Nutrient içeriğı yüksek olan kotlar, bitkilerin nutrientleri alabilme kapasitelerinin artmasına da yardımcı olurlar. Nutrientlerin yanı sıra kotlar, önemli miktarlarda humik ve fulvik asit ile fosfataz, üreaz gibi enzim aktivitelerini de içerirler (Kızılkaya ve Hepşen 2004). Solucanların topraktaki azot döngüsünde aktif bir rol aldığı ve bıraktıkları kotların da NO₃⁻ ve NH₄⁺ bakımından zengin olduğunu bilinmektedir (Parkin ve Berry 1999). Dolayısıyla bu durum mikrobiyal nitrifikasyon ve denitrifikasyonun olma olasılığının yüksek olduğunu göstermektedir.

Solucan aktivitesinin biyolojik bir indikatör olarak kullanılmasında enzim aktivitelerinin belirlenmesi oldukça önemlidir. Solucanlar tarafından bırakılan kotların çeşitli enzim aktiviteleri (selülaz, amilaz, protaz, invertaz, üreaz, fosfataz, dehidrogenaz) düzeyi çeşitli çalışmalarla ortaya konmuştur (Edwards ve Bohlen 1996, Kızılkaya ve Hepşen 2004).

Yapılan çalışmalarda, selülotik enzim aktivitesinin toprağa kıyasla kotlarda daha yüksek bulunmasına karşın, protaz, asit ve alkali fosfataz gibi aktivitesinin daha düşük olduğu bulunmuştur. Arıtma amuru eklenmesi, toprağın organik karbon ve nutrient alınabilirliğini arttırdığı için üreaz, alkali fosfataz gibi hidrolitik enzimlerin de kotlarda daha yüksek miktarlarda bulunmasını sağladığı belirtilmiştir (Aira ve ark. 2003). Arıtma çamurunda bulunan yüksek ağır metal konsantrasyonlarının da DHA gibi intrasellüler enzimlerin azalmasına yol açabileceği unutulmamalıdır (Kızılkaya ve Hepşen 2004).

Bu çalışmada, farklı orijinli (kentsel ve gıda endüstrisi) iki tip arıtma çamurunun tarım arazisine ait toprağa, belirlenen oranlarda uygulanmasından sonraki solucan aktivitesinin etkileri araştırılmıştır. Araştırmanın amacı, solucan aktivitesi sonucu toprak+çamur karışımında ve kotlarda meydana gelen değişiklikleri birbiriyle kıyaslamaktır. Topraktaki organik ve inorganik azot formları ile enzim aktivitesinde meydana gelen değişimler belirli inkübasyon dönemlerinde incelenerek ortaya konmuştur. Elde edilen veriler doğrultusunda solucan aktivitesi ve arıtma çamuru uygulamalarının topraktaki azot formlarına ve enzim aktivitesine etkisi belirlenmiştir.

2. KAYNAK ARAŞTIRMASI

2.1. Arıtma Çamurlarının Tanımı ve Özellikleri

Atıksu arıtımında, fiziksel ve kimyasal arıtma süreçlerinde atıksu içinden yüzdürülerek veya çökeltilerek uzaklaştırılan maddeler ile, biyolojik arıtma sonunda çözünmüş haldeki kirliliklerin mikroorganizma bünyesine geçirilmesiyle, mikroorganizmaların sistemden yüzdürülerek veya çökeltilerek alınması sonucu ortaya çıkan %95-99.5 oranında su içeren atıklara arıtma çamuru denilmektedir. Arıtma çamurları bünyesinde kirlilik oluşturan maddeler; askıda katı maddeler, çökebilir katı maddeler ve çözünmüş katı maddelerdir. Arıtma çamurları uygun bir şekilde uzaklaştırılıp zararsız hale getirilmezse arıtma süreci nihai amacına ulaşmamış olur.

Atıksu özelliklerinin büyük farklılıklar göstermesine bağlı olarak çeşitli arıtma sistemleri kullanılmaktadır. Atıksuyun içinde bulunan yüzebilir veya çökebilir nitelikli katı maddeler ön çökeltim havuzu veya yüzdürme ünitesinden fiziksel veya fizikokimyasal işlemlerle çamur olarak elde edilirken, koloidal ve çözünmüş maddeler, biyolojik veya kimyasal döngüler sonucunda biyolojik veya kimyasal arıtma ünitelerinden çamur olarak ortaya çıkarlar. Her iki veya üç çeşit çamurun özellikleri birbirinden çok farklı olmakla beraber, çamur uzaklaştırma için genellikle benzer yöntemler kullanılmaktadır. Ön arıtmanın temel prensibi çökebilir haldeki katı maddelerin atıksudan uzaklaştırılmasıdır. Ancak bir kısım BOİ de çökebilir katı maddelerle giderilebilmektedir. Çökeltim havuzu tabanında toplanan maddeler ham ön çökeltim çamuru olarak isimlendirilir. Ham ön çökeltim çamurunun su içeriği oldukça yüksektir. Bu çamur genellikle çürütülür ve çürütülmüş ön çökeltim çamuru ismini alır. Anaerobik çürütme ile % 50 uçucu madde giderimi sağlanır, koku azaltılır ve önemli oranda patojen giderilir. Çürütülmüş çamurlar doğrudan araziye verilebilir ya da kurutma yataklarında kurutulduktan sonra veya mekanik olarak suyu alındıktan sonra nihai bertarafı yapılabilir. Kimyasal arıtma çamuru ise kimyasal arıtma prosesleri sonucunda ortaya çıkan, miktarı çözünmüş madde ve/veya koloidal madde konsantrasyonuna, kimyasal maddelerin miktarına ve özelliklerine bağlı olarak değişen bir çamur tipidir. Diğer bir çamur tipide biyolojik arıtma proseslerinden oluşan biyolojik

arıtma çamurudur. Arıtmanın temel amacı ise BOİ (Biyolojik Oksijen İhtiyacı) giderimidir. En yaygın kullanılan biyolojik arıtma tesisleri aktif çamur sistemleridir. Oksijene ihtiyacı olan maddeleri parçalayan biyomas, sıvı içinde süspansiyon halinde bulunur. Biyomas kültürü son çökeltim havuzunda çökeltilmek zorundadır ve bir kısmı yeniden kullanılmak üzere tesis başına gönderilir. Aktif çamur sisteminde oluşan mikroorganizma miktarı sistem için gerekli olan miktarı aşarsa, fazla katı maddelerin sistemden atılması gerekir. Bu materyal atık aktif çamur olarak bilinir. Damlatmalı filtreler de yaygın olarak kullanılan biyolojik arıtma yöntemlerindedir. Filtre yataklarından kopan katı partiküller son çökeltim havuzunda arıtılmış sudan ayrılırlar. Bu çamur filtre humusu olarak bilinir. Filtre humusu ve atık aktif çamur genellikle ham ön çökeltim çamuru ile birleştirilerek anaerobik çürütücülerde çürütülür. Oluşan çamur, karışık çürütülmüş çamur olarak adlandırılır. Atıksularda BOİ giderimi kadar azot, fosfor gibi besin maddelerinin giderimi de oldukça önemli bir konudur. Bu açıdan fiziksel-kimyasal arıtma işlemleri önem kazanmaktadır. Arıtma tesislerinde pıhtılaştırma ve yumaklaştırma için yaygın olarak kullanılan alüminyum sülfat, atık alum çamuru olarak bilinen çamuru oluşturur (Vesilind 1979).

Arıtma çamurlarının işlenmesi ve bertarafındaki en önemli konulardan biri arıtma işlemleri sonucu oluşan çamur ve katı maddelerin karakterizasyonunun yapılmasıdır. Çamur karakterizasyonunun amacı arıtma prosesleri ve bertaraf esnasında çamur davranışının tespit edilmesidir. Çamurun özellikleri, çamur ve katı maddenin kaynağına ve uygulanan arıtma işlemine bağlı olarak değişiklik gösterir. Endüstriyel orijinli arıtma çamurlarının özellikleri tamamen kaynaklarına bağlı olduğundan kimyasal bileşimleri konusunda bir genelleme yapmak güçtür. Ancak evsel çamurların özellikleri için bazı temsili değerlerin verilmesi mümkündür. Ham ve çürütülmüş çamurun kimyasal yapısını tanımlayan özellikler Çizelge 2.1.'de özetlenmiştir.

Çizelge 2.1. Ham ve çürütülmüş çamurların tipik kimyasal kompozisyonları

Parametre	Ham ön çökeltim çamuru	Çürütülmüş ön çökeltim çamuru	Aktif çamur
Toplam kuru madde (KM), %	2,0-8,0	6,0-12,0	0,83-1,16
Uçucu katı madde (KM'nin %'si)	60-80	30-60	59-88
Yağ ve gres (KM'nin %'si)			
Eter çözültisi	6-30	5,0-12	-
Eter ekstraktı	7-35	-	5,0-12
Protein (KM'nin %'si)	20-30	15-20	32-41
Azot (N, KM'nin %'si)	1,5-4,0	1,6-6,0	2,4-5,0
Fosfor (P ₂ O ₅ , KM'nin %'si)	0,8-2,8	1,5-4,0	2,8-11,0
Potasyum (K ₂ O, KM'nin %'si)	0-1	0-3,0	0,5-0,7
Selülöz (KM'nin %'si)	8,0-15,0	8,0-15,0	-
Demir (sülfid olmayan) (KM'nin %'si)	2,0-4,0	3,0-8,0	-
Silisyum (SiO ₂ , KM'nin %'si)	15,0-20,0	10,0-20,0	-
pH	5,0-8,0	6,5-7,5	6,5-8,0
Alkalinite (mg/L CaCO ₃ olarak)	500-1500	2500-3500	580-1100
Enerji içeriği, Btu/lb	10000-12500	4000-6000	8000-10000

Kaynak: Tchobanoglous, G. and F.L. Burton. 1991. Wastewater Engineering Treatment, Disposal and Reuse. Metcalf&Eddy Inc, USA. 771s.

Çamurun arazide bertarafı ve faydalı kullanımını etkileyen başlıca özellikleri, organik içeriği (uçucu katı olarak ölçülür), besin maddeleri, patojenler, metaller ve toksik organiklerdir. Çamurun arazide kullanılması durumunda, gübre özelliği (azot, fosfor ve potasyum içeriği) önem kazanır. Ticari bir gübre ile çamurun karşılaştırması Çizelge 2.2'de verilmektedir. Araziye verilen çamur, bitki büyümesi için gereken besin maddelerini karşılar. Bazı uygulamalarda, çamurun fosfor ve potasyum içeriği bitki gereksinimini karşılayamayacak kadar az olabilir. Çamurdaki iz elementler, inorganik kimyasal elementler olup bitki ve hayvanlar için gerekli veya zararlı olabilir. (Metcalf-Eddy 1991).

Çizelge 2.2. Ticari gübre ve çamurdaki besi maddesi seviyelerinin kıyaslanması

	Besi maddesi %		
	Azot	Fosfor	Potasyum
Tarımda kullanılan gübre ¹	5	10	10
Stabilize çamur	3.3	2.3	0.3

¹ Besi maddesi konsantrasyonu toprak ve bitki özelliğine göre değişir.

Kaynak: Tchobanoglous, G. and F.L. Burton. 1991. Wastewater Engineering Treatment, Disposal and Reuse. Metcalf&Eddy Inc, USA.

2.2. Arıtma Çamurlarının Nihai Bertaraf Yöntemleri

Arıtma çamurlarının nihai bertarafı için çeşitli alternatifler mevcuttur. Çamurun kaynağına bağlı olarak seçilen nihai bertaraf yöntemleri farklılıklar göstermektedir. Yöntemlerin amacı; çamurun su ve organik muhtevasını azaltmak, nihai bertaraf veya tekrar kullanımını sağlayabilmektir. Nihai bertaraf öncesinde çamurun içeriğindeki fazla suyun uzaklaştırılması gerekmektedir. Yoğunlaştırma, şartlandırma ve susuzlaştırma çamurdaki suyun giderilmesi için kullanılan yöntemlerdir. Çürütme, kompostlama, yakma ise çamur içindeki organik maddelerin stabilize edilmesi için kullanılmaktadır. Uygun yöntemin seçilmesinde arıtma çamurlarının özellikleri ile ekonomik ve teknik imkanlar göz önüne alınır.

Uygulanan başlıca yöntemler; düzenli depolama, arazide bertaraf, kimyasal sabitleme ve termik yöntemler olarak sıralanmaktadır. Bu yöntemlerin uygulanabilirliği, arıtma çamurlarının özelliklerine, o bölgenin jeolojik, hidrojeolojik yapısı ve iklim özellikleri gibi bazı faktörlere bağlıdır.

Düzenli depolama, katı artıkların ve arıtma çamurlarının halk sağlığı ve güvenliğine zarar vermeyecek şekilde depolanması ve üzerlerinin örtülmesi işlemidir. Çamur depolama işlemlerinin uygulanmasında ilk amaç, çamur hacminin azaltılarak depolama alanındaki mevcut depolama kapasitesini arttırmaktır. Bu nedenle düzenli depolamaya verilecek olan çamurların doğal veya mekanik yöntemler uygulanarak suyu alındıktan sonra depolanması gerekir.

Çeşitli endüstriyel prosesler sonucu oluşan zararlı ve tehlikeli son ürünlerin doğrudan bertarafının yapılması çevresel açıdan büyük sakıncalar yaratmaktadır. Bu tür atıkların özel işlemlerden geçirildikten ve tehlike yaratan kirleticiler minimum düzeye indirildikten sonra bertarafı yapılmalıdır. Deponi sahasında hacim azalması sağlanması, mevcut kirleticilerin yağmur suyuyla yıkanarak sızıntı sularına geçişinin önlenmesi amacıyla uygulanan en yararlı yöntem solidifikasyon yöntemidir. Çeşitli bağlayıcı malzeme ilavesiyle atık içindeki kirleticilerin katı bünye içinde sabitlenmesi, hapsedilmesi bu tür tehlikeli atıkların doğaya olan zararını önleyecektir. Öte yandan katılaştırılmış materyal, belirli bir donanımına sahip olduğundan, düzenli depolama sahalarında örtü materyali olarak, yol inşaatlarında dolgu materyali olarak ve tuğla yapımında yapı malzemesi olarak kullanılabilir. Böylece atığın çevreye zararlı olmaktan öte yararlı olabilecek yönde kullanımı da gerçekleştirilmiş olacaktır (Vesilind ve ark. 1986).

Termik yöntemler, genel olarak çamur uzaklaştırma imkanlarının kısıtlı olduğu çok büyük tesislerde uygulanır. Termal olarak işlem gören çamurlar, çoğunlukla suyu alınmış ancak işlenmemiş çamurlardır. Yakma işleminden önce stabilizasyon gereksizdir. Çünkü, aerobik veya anaerobik olarak çamurun stabilize edilmesi sonucu çamurun organik madde içeriği azalacağından yakma işleminde gerekli yakıt miktarı artar. Çok gözlü fırınlarda veya akışkan yataklı fırınlarda yakma, piroliz ve rekalsinasyon termal yöntemler olarak sayılabilir. Bu sistemlerin yatırım ve işletme maliyetleri yüksek olduğundan, nihai bertaraf yöntemi olarak kullanımları sınırlıdır (Filibeli 1998).

Arazide bertaraf yöntemi ise, nihai bertaraf yöntemi olarak düşünülmemeli, arıtma çamurlarının tarımsal amaçlı toprak şartlandırıcı olarak kullanılması olarak değerlendirilmelidir. Bu yöntemde, arıtma çamurları içeriğindeki organik maddeler ve mineral tuzlar toprak özelliklerini iyileştirerek erozyonu önlemekte ve bitkiler için çeşitli besin maddeleri sağlamaktadır. Tarımsal amaçla kullanılması mümkün olmayan arazilerin uygun özellikteki arıtma çamurları ile desteklenerek tarımsal değeri olan araziler haline dönüştürülmesi mümkündür.

2.3. Arıtma Çamurlarının Araziye Uygulanması

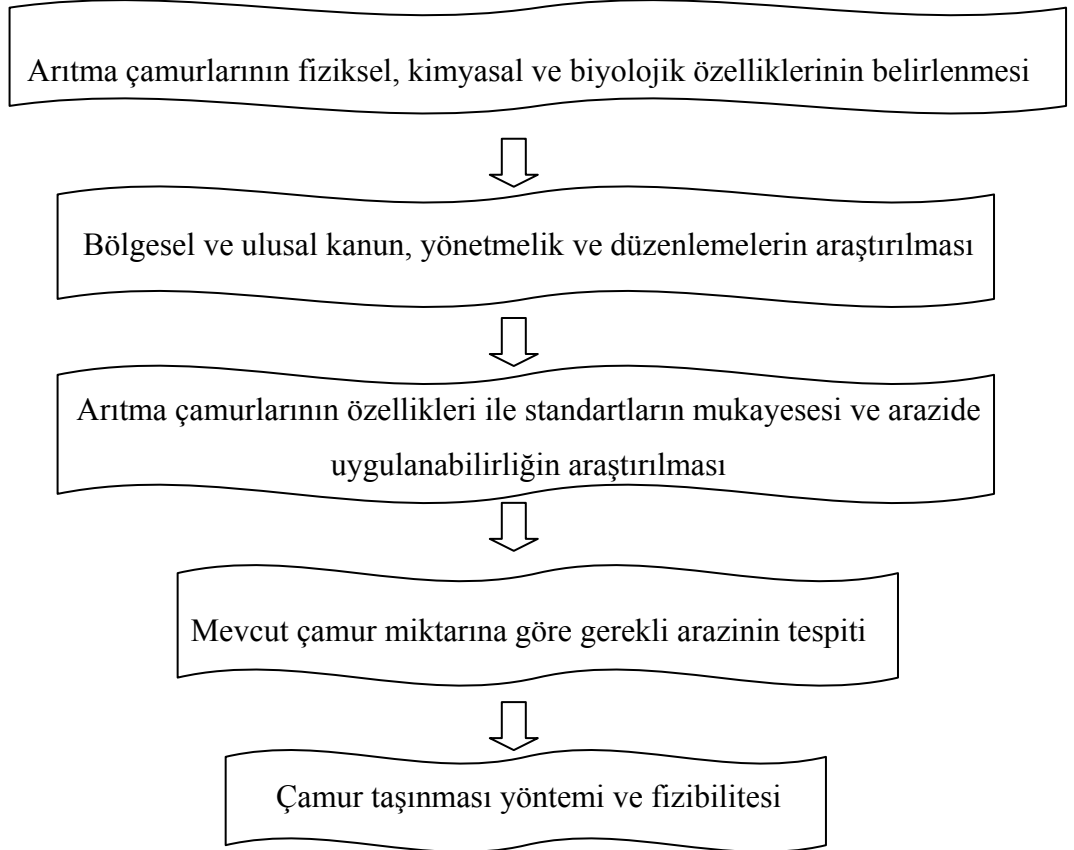
Arıtma çamurlarının araziye verilerek bertaraf edilmesi, uzun yıllardan beri uygulanan bir yöntem olmuştur. Ancak ham veya işlenmemiş çamurların araziye gelişigüzel boşaltılması, koku ve patojen mikroorganizma sorunu, yeraltı sularının kirlenmesi gibi istenmeyen bazı olumsuzluklara neden olabilmektedir. Turalioğlu ve Acar (1996) tarafından yapılan araştırmada arıtma çamurlarının çevreye en az zarar verecek şekilde bertaraf edilmesi ve içerdikleri besin elementlerinden de yararlanılabilmesi için tarım topraklarında kullanmanın en iyi yol olduğu ancak uygulamadan önce hem atığın hem de toprağın ağır metal, tuz, azot ve patojen mikroorganizmalar miktarlarının tespit edilerek verilebilecek maksimum yüklerin belirlenmesi gerektiği belirtilmiştir. Bu nedenle son yıllarda çamurların üzerinde yapılan araştırmalar ve çalışmalar yoğunlaştırılmış, arıtma çamurlarının nihai bertarafına yönelik yasal düzenlemeler geliştirilip uygulamaya konulmuştur (Rhyner ve ark. 1995).

Arıtma çamurlarının araziye uygulanmasından önce çamurun özelliklerinin belirlenmesi ve iyileştirilmesi gerekir. Dikkat edilmesi gereken diğer noktalar; çamurun kalitesi ve miktarı, yasal düzenlemeler ve bertaraf alternatiflerinin değerlendirilmesidir (Filibeli 1998).

Arıtma çamurlarının bitki besin kaynağı olarak değerlendirilmesi ve tarımsal alanlara uygulanarak tarımsal ve dolayısıyla ekonomik kazanç sağlanması konusunda pek çok araştırma yapılmıştır. Arıtma çamurlarından tarımsal faydalanmanın temel prensibi çamurun tarım arazilerine agronomik oranlarda uygulanmasıdır. Yani yıllık yükleme bazında çamur ile verilen ve ürünlerdeki mevcut N ve/veya P miktarı, ürünün ihtiyacı olan yıllık N ve/veya P miktarını geçmeyecek şekilde çamur yüklemesi yapılmalıdır. Arıtma çamurları başta azot ve fosfor olmak üzere çeşitli makro besin elementleri ve çoğu durumda önemli miktarda, bor, mangan, bakır, molibden ve çinko gibi mikro besin elementlerini içermektedir. Bu besin elementlerinin çamur içerisindeki kesin oranları, iyi dengelenerek formüle edilmiş bir gübredeki değerler gibi olmasa da tarımsal ürünlerin çoğu, çamurdaki besin elementlerine olumlu yönde cevap vermektedir (Anonim 1984).

Evsel nitelikli arıtma çamurları bünyesindeki %97-99 oranındaki su, doğal veya mekanik yöntemler uygulanarak azaltıldıktan ve aerobik veya anaerobik stabilizasyon işlemlerinden geçirildikten sonra tarımda kullanılabilir hale getirilebilir.

Arıtma çamurlarının araziye uygulanmasında izlenecek yol Şekil 2.1.'de özetlenerek gösterilmiştir.



Şekil 2.1. Arıtma çamurlarının araziye uygulanmasında izlenecek kademeler.

Kaynak: Aral, N. 1990. Arıtma Çamurlarının Tasfiyesinde Arazide Kullanılma İmkanları. İ.T.Ü. 2. Endüstriyel Kirlenme Sempozyumu. İstanbul, 24-26 Eylül 1990, 118 s.

Arıtma çamurları eğer agronomik yükleme oranlarının üzerinde uygulanırsa, değerli bir toprak şartlandırıcı olarak da kullanılabilir. Yumuşak killi topraklara eklenen arıtma çamuru, toprağı daha gevşek ve uflanabilir bir yapıya dönüştürür ve gözenek büyüklüğünü artırarak hava ve su girişini kolaylaştırır. Kaba kumlu

topraklarda ise toprağın su tutma kapasitesini artırır ve besin element değişimi ve adsorpsiyon için kimyasal bölgeler sağlar (Anonim 1984).

Arıtma çamuru uygulanacak topraklarda uygulamadan önce bazı testlerin yapılması gerekmektedir. Arıtma çamuru uygulanacak toprağın pH'ının 6.5 veya daha yüksek olması istenir. Böylece ağır metallerin toprak içerisindeki hareketleri sınırlandırılmış olur. Eğer toprağın pH'ı çok düşükse kireç eklemesiyle bu değer uygun seviyelere getirilir. Hernandez ve ark. (1991), organik madde içeriği düşük kireçli bir toprak ile aerobik ve anaerobik arıtılmış arıtma çamuru muamele etmişlerdir. Ürüne sağladığı makro bitki besin maddelerini ve toprak ile bitki dokusundaki ağır metal içeriklerini belirlemişlerdir. Çamur eklenmiş topraklarda toplam N ve alınabilir N ile P içeriğinde artış olduğu, alınabilir K seviyesinin azaldığını tespit etmişlerdir. Ayrıca Fe, Cu, Mn ve Zn seviyelerinin de arttığını da belirlemişlerdir.

Toprakta bulunan bitkiye yararlı N, P ve K miktarlarının belirlenmesi çamur uygulama oranlarının hesaplanmasında büyük önem taşımaktadır. Toprağın katyon değiştirme kapasitesi, toprağın ağır metalleri bağlama yeteneğinin bir göstergesi olduğu için arıtma çamuru uygulanacak toprakların bu açıdan da incelenmesi gerekmektedir. Ayrıca toprağın geçirgenliği ve yapısı bölgenin drenaj özelliklerini belirlediği için çamur uygulamalarında yol gösterici toprak özelliklerindedir. 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 (Anonim 1983). Larsen ve ark. (1991) fermentasyon prosesinden çıkan arıtma çamurlarının tarımsal arazilerde gübre olarak kullanılması sonucunda bitkilerde olumlu bir gelişme belirlemiş, ayrıca kumlu topraklarda toprağın yapısını ve su tutma kapasitesinin geliştiğini gözlemlemişlerdir.

Arıtma çamurunun tarımsal uygulamalarındaki diğer önemli bir husus da arazinin yeraltı su kaynaklarına olan uzaklığıdır. Çoğu durumda yeraltı sularında mevsimlere bağlı değişimler söz konusu olduğu için çamur uygulama arazilerinin yeraltı sularına kabul edilebilir minimum mesafesinin belirlenmesinde zorluklarla karşılaşmaktadır. Konuyla ilgili yasal düzenlemelerde genellikle yeraltı suyuna olan minimum mesafe 1m olarak verilmektedir (Anonim 1983).

Arıtma çamurlarının tarımsal arazilerde kullanılmasını sınırlayan faktörlerden biri olan azot tüm bitkilerin en fazla ihtiyaç duyduğu bitki besin elementidir. Toprağa bitkinin ihtiyacından fazla N uygulamak yer altı sularına nitrat karışması riskini doğurmaktadır. Nitrat toprak partikülleri tarafından adsorbe olmaz ve süzöntü sularıyla beraber toprağın alt tabakalarına doğru taşınır. Su kaynaklarındaki yüksek nitrat seviyeleri özellikle yeni doğmuş bebekler için önemli sağlık sorunlarına yol açmaktadır. İçme sularındaki izin verilebilir maksimum NO_3^- konsantrasyonu 10mg NO_3^-/l olarak belirlenmiştir. Uygun dizayn edilmiş ve iyi yönetilen bir çamurdan tarımsal olarak faydalanma programında yeraltı sularına nitrat karışması riski, konvansiyonel azotlu gübrelerin kullanılmasının taşıdığı riskten fazla değildir (Anonim 1983).

Arıtma çamurlarının tarımsal arazilerde kullanılmasını sınırlayan faktörlerden bir diğeri de patojenlerin varlığıdır. İşlem görmemiş ham çamurlar, bakteri, protozoa, helmintik parazitler ve virüsler gibi çok sayıda potansiyel patojenler içerirler (Anonim 1996). Bu nedenle tarım alanlarına uygulanacak arıtma çamurlarının kesinlikle stabilizasyon prosesleriyle işlem görmesi gerekmektedir. Arıtma çamurundaki patojenlerin giderimi için mikrobiyal büyümeyi ve patojenlerin yayılmasını önleyecek bir ortamın yaratılmasını hedefleyen farklı yaklaşımlara sahip pek çok arıtma prosesi mevcuttur. Günümüzde, çamur uygulamalarının çevre ve insan sağlığına olan potansiyel olumsuz etkilerini azaltmak amacıyla biyolojik arıtma, alkali muamelesi, ısıl arıtma, kurutma, kompostlama ve uzun süreli depolama gibi stabilizasyon ve dezenfeksiyon yöntemleri uygulanmaktadır.

2.3.1. Arıtma Çamurlarının Toprak Ortamına Etkileri

2.3.1.1. Kimyasal Özellikler

Günümüzde, atık suların arıtımı sonucu büyük miktarlarda oluşan arıtma çamurlarının işlenmesi ve çevreye en az zarar verecek şekilde uzaklaştırılması atık su arıtımı kadar önem taşımaktadır. Genel olarak arıtma çamurlarının bitki büyümesi için gerekli olan azot, fosfor ve iz elementleri içerdiği bilinmektedir. Yapılan çalışmalar, kentsel, evsel ve gıda endüstrisi kökenli arıtma çamurlarının, ürünün ihtiyaç duyduğu azot, fosfor ve mikro besin elementlerini sağlayabildiği, uygun şekilde ele alındığında tarımsal arazilerde kullanılabilceği doğrultusundadır (Garcia ve ark.1992, Ayuso ve ark.1996).

Arıtma çamurlarının bitki besin elementi kaynağı olarak değerlendirilmesi ve tarımsal alanlara uygulanarak tarımsal ve dolayısıyla ekonomik kazanç sağlanması konusunda pek çok araştırma yapılmıştır. Ancak Türkiye'deki genel duruma bakıldığında arıtma çamurlarının genellikle katı atık olarak uzaklaştırıldığı görülmektedir. Atık su arıtma tesislerinden kaynaklanan çamurun ekonomiye katkı sağlaması ve atığın tarımda kullanılarak yeniden kazanılması açısından kapsamlı araştırmaların yapılması gerekmektedir.

Akça ve ark. (1996) çamur uzaklaştırma masraflarını azaltmak, üstelik çamuru faydalı bir malzeme haline getirmek için tarım alanlarında kullanılmasının teşvik edilmesi, çiftçilerin bu yönde eğitilmesi ve yönlendirilmesi için teknik alt yapının oluşturulması gerekliliğini vurgulamışlardır.

Arıtma çamurlarının tarım arazilerinde kullanılarak içerdikleri besin elementlerinin geri kazanılmasına yönelik çok sayıda araştırma yapılmıştır. Williams (1979) arıtma çamurlarının ve organik gübrelerin tarım arazilerindeki faydalı kullanımını belirlemek için havada kurutulmuş ham çamur, havada kurutulmuş çürütülmüş çamur ve çiftlik gübrelerinin bitki besin düzeylerini belirlemiş, bu atıkları tarım alanlarına uygulayarak ürün verimi ve kalitesi üzerindeki etkilerini incelemiştir. Arıtma çamurlarının N ve P yönünden yararlanılabilir bir kaynak olduğunu ancak

potasyum yönünden fakir kaldığını, özellikle sulu haldeki çürütülmüş çamurların bitkiye yararlı N ve P bakımından oldukça değerli bir kaynak olduğunu vurgulamıştır.

Aritma çamurlarında bulunan bitki besin elementleri, ticari gübrelerdekinin aksine bitkiler tarafından hemen kullanılabilir formda değildir. Çamur içeriğindeki bitki besin elementlerinin büyük bölümü organik formdadır ve organik maddenin mikroorganizma tarafından parçalanmasıyla bitki tarafından alınabilir formlara dönüşmektedir. Organik maddenin ne oranda ve hangi hızla mineralize olacağı arıtma çamurunun orijinine ve uygulandığı ortam şartlarına bağlı olarak büyük değişim göstermektedir (Serna ve Pomares 1992, Hernandez ve ark.2002). Diğer yandan, arıtma çamuru uygulamasının yapıldığı arazideki toprak özelliklerinin, daha önce araziye yapılan gübreleme ve sulama uygulamalarının da çamurdaki organik maddenin mineralizasyonuna etkisi muhtemeldir. Özellikle atıksularla ve atık su deşarjlarıyla kirlenen nehir ve göllerden yapılan sulamalar sonucu toprakların fiziksel, kimyasal ve biyolojik özelliklerinde değişimler meydana geldiği tespit edilmiştir (Okur ve ark.2001) Dindar ve ark. (2008) yaptıkları çalışmada atık su deşarjına maruz kalmış kirli dere suyu ile sulanmış, arıtma çamuru uygulanan tarım toprağında, azot mineralizasyonunun olumsuz yönde etkilendiğini saptamışlardır. Sulamaya bağlı toksik madde birikiminin/varlığının toprakta gerçekleşen mineralizasyon ve nitrifikasyon proseslerini inhibe edebileceğini ortaya koymuşlardır. Benzer şekilde, Lasa ve ark. (1997), anaerobik arıtılmış arıtma çamurunun araziye uygulanarak topraktaki N döngüsüne ve bitkinin alabileceği azota etkisini araştırmışlardır. Sonuç olarak denitrifikasyon olayının toprağın 0-20 cm'lik kısımlarında daha yüksek olduğunu bulmuşlardır.

Cohen ve ark. (1979) tarafından yapılan çalışmada da, incelenen sulu ve havada kurutulmuş arıtma çamurlarının N, P, Ca, Mg ve mikro besin elementlerini sağlayabildiği ancak K miktarlarının yeterli olmadığı belirtilmiş ve potaslı gübre ilavesinin gerekli olduğu tespit edilmiştir. Larson ve ark. (1974) tarafından yapılan diğer bir çalışmada şehir arıtma çamurlarının tarımsal ürünün ihtiyaç duyduğu azot, fosfor ve mikro besin elementlerini sağlayabildiği belirtilmiştir. Pedreno ve ark. (1996) ise, arıtma çamuru uygulanmış kalkerli bir toprağın tarımsal kalitesini incelemeye yönelik bir çalışma yapmışlar ve arıtma çamurunun toprağın N, P, Fe, Cu, Zn ve organik madde içeriğini arttırdığını belirtmişlerdir.

Taşatar (1997) tarafından yapılan çalışmada İzmit'te bulunan DUSA (endüstriyel iplik üretimi) ve SEKA (Kağıt ve Selüloz üretimi) fabrikalarından alınan arıtma çamurlarının İzmit Alikahya köyünden alınan tarım toprağının fiziksel, kimyasal ve biyolojik özellikleri üzerinde yapmış olduğu etkiler araştırılmıştır. Araştırmada elde edilen bulgulara göre toprağın organik madde, % saturasyon, elektriksel iletkenlik, yayılsız fosfor, kireç miktarı, nem içeriği, solma noktası, tarla kapasitesi, serbest iyonları, katyon değişim kapasitesi ve değişebilir katyonların miktarında artma, pH değerinde azalma görülmüştür. Baran ve ark. (1995) ise, killi-tın bünyeli topraklara ilave edilen bira fabrikası çamurlarının, topraklardaki bazı fiziksel ve kimyasal özellikler üzerindeki etkilerini araştırmışlardır. Sonuç olarak, uygulama dozu arttıkça topraklardaki pH, NH₄-N ve EC değerinin arttığını bulmuşlardır.

Yürütülen benzer bir çalışmada süt sanayi arıtma çamurunun toprağa uygulanması sonucu toprakların pH, EC, organik madde, toplam N, değişebilir K, Na, yayılsız Cu ve Zn içeriklerinin belirgin şekilde arttığı tespit edilmiştir (Çil Özgüven ve Katkat 2003). Ünal ve Katkat (2003) bisküvi ve şekerleme sanayi arıtma çamurlarının bazı toprak özelliklerine etkisini inceledikleri çalışmalarında ise, organik madde ve bitki besin elementleri düşük olan topraklara, toprak tuzluluğu kontrol edilmek koşuluyla arıtma çamuru uygulamasının önerilebileceğini vurgulamışlardır.

Arıtma çamurlarının ormanlık alanlara uygulanması, ormanların insan besin zincirinin bir parçası olmaması sebebiyle, tarımsal uygulamalara kıyasla insan sağlığı açısından daha az risk taşımaktadır. Ayrıca araştırmalar bazı ağaç türlerinin, tarımsal ürünler için oldukça zararlı olabilecek bazı çamur bileşenlerine karşı oldukça toleranslı olduğunu göstermektedir. Arıtma çamurlarının ormanlık arazilere uygulanmasının diğer bir avantajı, ormanların uzun ömürlü bitkiler olması ve bu durumun, çamurun ne zaman uygulanacağına belirlenmesi için yapılan çalışmaları daha az kompleks hale getirmesidir (Anonim 1983). Prescott ve ark. (1993), arıtma çamurunun köknar ormanlarında uzun dönem etkisini araştırmışlardır. Birinci yıl sonunda çamur uygulanan arazilerde azot miktarlarında önemli artışlar belirlenirken, onuncu yıl sonunda önemli bir fark olmadığı görülmüştür.

Yüzeysel kömür madenciliği, mineral araştırma çalışmaları, yeraltı madenciliğinden kaynaklanan atıklar ve madencilik işlemleri esnasında oluşan tortular, civardaki toprakları olumsuz yönde etkilemektedir. Konuya tarihsel olarak bakıldığında

bu tür arazilerde erozyonu minimize etmek ve bitki örtüsü oluşturabilmek için toprak eğiminin, kazmak veya üst toprağı eklemek suretiyle uygun seviyelere getirildiğı, bazı toprak özelliklerini iyileştirmek için kireç ve gübre eklenip toprakta ekim yapıldığı bilinmektedir. Ancak son yıllarda arıtma çamurlarının ya da çamur kompostlarının arazi iyileştirme amaçlı kullanım alternatifleri üzerinde durulmaktadır. Arazi iyileştirme amaçlı kullanımlarda arıtma çamuru genellikle toprağı bir kez uygulanmaktadır. Ancak bazı durumlarda arıtma çamuru verimsiz toprağı agronomik oranlarda uygulanarak tarımsal üretim de amaçlanabilmektedir (Sabey 1980).

Arıtma çamurlarının verimsiz arazilerin iyileştirilmesinde başarıyla kullanılabilmesini sağlayan çamur özelliklerinin başında çamurun organik madde içeriğı gelmektedir. Çamurdaki organik madde, topraktaki taneli yapı oluşumunu geliştirir, plastisite ve kohezyonu azaltır, su tutma kapasitesini ve katyon değıştirme kapasitesini ve toprağın pH'ını artırır.

Son yıllarda arıtma çamurlarının bir kaynak olarak değılendirilmesi görüşünün benimsenmesiyle birlikte arazi iyileştirme amaçlı kullanıma ilişkin araştırmalar da hız kazanmıştır. Bu araştırmaların sonuçları genel olarak, stabilize olmuş şehir arıtma çamurlarının toprağın ıslah edilmesinde, bitki örtüsü, toprak ve yer altı suyu kalitesi üzerinde olumsuz bir etki yaratmaksızın, çevresel açıdan güvenli bir şekilde kullanılabileceğı yönündedir (Sopper 1989). Farklı bölgelerdeki ve farklı iklim koşulları altındaki verimsiz topraklar üzerinde yapılan çalışmalar, arıtma çamurlarının bitki büyüme şartlarını geliştirmesi yanında biyolojik aktivitenin başlamasına da yardımcı olduğunu göstermektedir (Pulford 1989).

2.3.1.2. Enzim Aktiviteleri

Organik atıklar, besin elementi sağlamanın yanında toprağın fiziksel, kimyasal ve biyolojik özelliklerini düzeltici bir fonksiyona sahiptirler. Organik atıkların toprağı ilavesi ile su tutma kapasitesi artarken uygun agregasyon sağlaması ile birlikte erozyona karşı dirençli bir yapı da oluşturmaktadır (Sözüdoğru ve ark.1996, Korkmaz ve ark.1999). Topraklara ilave edilen organik atıkların toprakların biyokimyasal özellikleri üzerine de olumlu etkiler yaptığı ve bu etkinin toprakların organik madde kapsamı ve

yapısı ile yakından ilişkiler içerisinde bulunduğu yapılan çalışmalarla ortaya konmuştur (Kızılkaya ve ark.1998, Sürücü ve ark.1998).

Mikrobiyal aktivite toprak verimliliğinde önemli bir rol oynamaktadır. Mikrobiyal aktivitenin toprak yapısı, toprak verimliliği ve organik madde dönüşümüyle ilişkili olmasından dolayı, mikrobiyal prosesler topraktaki birçok ekolojik fonksiyonun temelinde yer almaktadır (Nannipieri ve ark.1990). Toprakların toplam biyokimyasal aktivitesi, enzimler tarafından katalizlenen bir seri reaksiyonları kapsamaktadır. Bu reaksiyonlar yaşayan veya ölü organizmalar içerisinde olduğu gibi hücre dışı enzimler tarafından da yürütülebilir. Bu hücre dışı enzimlerin başlıca görevi, yüksek moleküllü organik maddeleri basit, yani organizma tarafından yararlanılabilecek şekle sokmaktır (Haktanır 1997).

Toprak verimliliğini etkileyen dolaylı ve dolaysız birçok süreç, enzimatik yolla meydana gelen biyodegradasyon ve biyolojik sentezle ile yakından ilgilidir. Toprakların hücre dışı enzimlerinin pek çoğu toprakların kil ve humin maddeleri tarafından tutulmaktadır (Dick ve Tabatabai 1987). Bu şekilde adsorbe edilen enzimler, aktivitelerini yitirmemekte ve çevresel etkilere karşı dayanıklı duruma gelmektedir (Kiss ve ark.1976).

Toprak enzimleri toprak kalitesinin ve verimliliğinin izlenmesinde bir indikatör olarak kullanılmaktadır (Wardle ve Ghani 1995, Brookes 1995, Giller ve ark.1998). Enzim aktiviteleri, topraktaki hayvan ve bitki kalıntılarına, kirletici madde varlığına, çevresel faktörlere ve arıtma çamuru organik atıkların değerlendirilmesi gibi faktörlere göre değişim göstermektedir (Dick 1994, Albiach ve ark.2000, Moreno ve ark.2001). Bazı antropojenik faktörlerde enzim aktivitelerine etki etmektedir. Arıtma çamuru içeriğindeki ağır metaller, tuzlar ve pestisitler de önemli bir problem oluşturmaktadır (Gianfreda ve Bollag 1996).

Toprak enzim aktivitelerinin uygun bir indikatör olarak kullanılmasının sebepleri; mikrobiyal aktiviteyi göstermeleri, nutrient döngüsü ve dönüşümünde yer almaları, doğal ve antropojenik faktörlere karşı hassas olmaları ile kolay ölçülebilir olmalıdır (Calderon ve ark.2000, Colombo ve ark.2002, Nannipieri ve ark.2002). Toprak enzimolojisi alanında yapılan araştırmalar toprak enzimlerinin verimlilik üzerine etki yaptıklarını, bir toprağın çeşitli enzimlerinin aktivitelerinin tayini suretiyle o toprağın verimlilik derecesi hakkında bir fikir edinilebileceğini ortaya koymaktadır. Her

kültür toprağında o toprağa göre bir enzim seviyesi vardır. Enzimlerin miktar ve çeşitleri toprakta kalan hasat artıklarının mahiyet ve miktarları ile verilen organik ve anorganik gübrelerin mahiyet ve miktarlarına, toprak reaksiyonuna, münavebeye ve toprağın işlenmesine bağlıdır. Toprak pH'nın düşmesi, uygun olmayan zirai işlemlerin yapılması, toprağın zamanında ekime hazırlanmaması gibi pek çok faktör topraktaki enzim seviyelerini düşürebilmektedir (Ünal 1967).

Organik atıkların toprağa karıştırılması, topraktaki enzim aktiviteleri üzerinde önemli etkiler yaratabilmektedir. Bu atıklar çeşitli enzimleri içerebildikleri gibi topraktaki mikrobiyal aktiviteyi de hızlandırabilmektedirler. Topraktaki enzimler azot (üreaz, proteaz), fosfor (fosfatazlar) ve karbon (β -glukosidaz) döngüsünde yer aldıkları için toprağın biyolojik verimliliğinin iyi bir göstergesi olarak kabul edilirler.

Yapılan çalışmalar enzim aktivitelerinin sübstrat spesifik özellik gösterdiğini ve bu nedenle tek bir enzim aktivitesi değerinin genel toprak durumunun anlaşılması için yeterli olmadığını göstermektedir. Oksidoredüktazlar ve hidrolazlar, organik maddenin parçalanmasına ilişkin temel proseslerde rol oynamaktadırlar ve özellikle kontamine olmuş topraklardaki reaksiyonların biyo-indikatörleri olarak kabul edilmektedirler (Dick ve Tabatabai 1993). Dehidrogenaz aktivitesi ise toprak mikroorganizmalarının metabolik aktivitelerinin değerlendirilmesinde ve kentsel atıkların yol açtığı değişikliklerin incelenmesinde yaygın olarak kullanılmaktadır (Pascual ve ark. 1998, Reddy ve Fazza 1989). Mikrobiyal hücre sayısı, toprak respirasyonu, ATP konsantrasyonu, karbon ve azot döngüsü, organik madde içeriği gibi metabolik parametrelerin dehidrogenaz aktivitesiyle korelasyon içinde olduğu çeşitli çalışmalarla ortaya konmuştur (Nannipieri ve ark.1990, Malkomes 1991). Katalaz aktivitesi aerobik mikroorganizmaların metabolik aktiviteleriyle ilişkilidir ve toprak verimliliğinin göstergesi olarak değerlendirilebilmektedir. Üreaz enzimi toprakların organik ve inorganik kolloidleri tarafından tutulan ekstrasellüler bir enzimdir. Ürenin karbondioksit ve amonyağa hidrolizini katalizler. Toprakların üreaz enzim aktivitesi ile organik madde, tekstür, pH, KDK gibi önemli toprak özellikleri ile önemli bir ilişki içerisinde bulunduğu, topraklara ilave edilen organik atıkların üreaz aktivitesini arttırdığı yapılan çalışmalarla ortaya konulmuştur (Özdemir ve ark.2000). Fosfatazlar, topraktaki fosfor döngüsünün anahtar enzimleridir ve organik fosforu hidrolize ederek, onları bitkilerin asimile edebileceği farklı formlardaki inorganik fosfora dönüştürürler. Fosfotaz

aktivitesindeki değişimler, topraktaki fosforlu sübstratların kalite ve kantitesinde meydana gelen değişimlerin bir göstergesi olduğu gibi, toprağın biyolojik durumunun da iyi bir göstergesi olarak kabul edilirler (Rao ve Tarafdar 1992, Pascual ve ark.1998). β -glukosidaz ise β -glukosidlerin hidrolizini katalizleyen bir enzimdir ve bu enzim aktivitesi organik maddenin dekompozisyonuna ilişkin fikir vermektedir (Hayano ve Tubaki 1985).

Toprak enzim aktiviteleri, organik C ve/veya total azot içeriği ile ilişkilidir (Acosta-Martinez ve Tabatabai 2000, Taylor ve ark.2002). Tarım topraklarında fosfataz organik karbon ile yakından ilişkili iken, üreaz ile negatif bir korelasyon söz konusudur (Gienfreda ve ark.2005).

Son yıllarda arıtma çamuru uygulamasının enzim aktivitelerini dolayısıyla topraktaki mikrobiyal aktiviteyi ne şekilde etkilediğine yönelik çalışmalar da hız kazanmıştır. Sonuçlar arıtma çamuru uygulamasının organik maddenin parçalanmasına katkıda bulunduğunu ve topraktaki mikrobiyal aktiviteyi arttırdığını göstermiştir (Sastre ve ark. 1996, Pontes 2002).

Marinari ve ark. (2000) tarafından yapılan çalışmada arıtma çamuru ilavesinin toprağın fiziksel ve mikrobiyolojik özelliklerini geliştirdiği, asit fosfataz, dehidrogenaz aktiviteleri ile toprak total porozitesi arasında önemli lineer bir korelasyon olduğu ortaya konmuştur.

Fernandez ve ark. (2005) yaptıkları çalışmada, arıtma çamuru uygulamasının mikrobiyal biyomas, basal respirasyon, metabolik oran ve enzim aktivilerine (üreaz ve amilaz) üzerine etkilerini araştırmışlardır. Sonuçlara göre, mikrobiyal biyomas, basal respirasyon, metabolik oran ve enzim aktivileri arıtma çamuru uygulamasına bağlı olarak artış göstermiştir. Arıtma çamuru dozuyla pozitif bir korelasyon gösterdiği bulunmuştur.

Lee ve ark. (2002) tarafından yapılan çalışmada ise arıtma çamuru uygulamasının kumlu tın özellik gösteren bir toprağın biyolojik özelliklerinde meydana getirdiği değişiklikler incelenmiştir. Çalışma sonucunda, kullanılan kentsel atıksu arıtma tesisi çamuru, endüstriyel arıtma çamuru, deri sanayi arıtma çamuru ve alkol fermentasyon çamuru uygulamalarının, 5 yıllık uygulama periyodu süresince topraktaki enzim aktivitelerini belirgin şekilde düşürdüğü tespit edilmiştir. Topraktaki CM-selülaz,

dehidrogenaz, üreaz ve alkali fosfomonoesteraz enzimleri arıtma çamuru tipine ve miktarına bağlı olarak ciddi boyutlarda inhibe olmuşlardır. Criquet ve ark. (2007) tarafından yapılan çalışmada da, kalkerli ve silisli benzer topraklara aerobik arıtma çamuru uygulanmış 25. ve 87. inkübasyon günlerinde fosfataz aktivitesi ölçülmüştür. Arıtma çamuru uygulamasının fosfataz aktivitesini, mikrobiyal yoğunluğu ve alınabilir fosfor düzeyini arttırdığı bulunmuştur. İnkübasyon periyodu ise fosfataz aktivitesini düşürürken, alınabilir P düzeyinin artmasına yol açmıştır.

Arıtma çamuru içeriğindeki metallerin enzim aktiviteleri üzerindeki olumsuz etkilerini tespit eden çok sayıda çalışma yapılmıştır. Dar (1996), arıtma çamuru ve kadmiyumun topraktaki mikrobiyal biyokütle ve enzim aktivitesi üzerindeki etkilerini belirlemek üzere 2 aylık bir inkübasyon çalışması yürütmüştür. Sadece arıtma çamuru uygulandığında topraktaki dehidrogenaz, alkali fosfataz ve arginin-amonifikasyon aktiviteleri sırasıyla, % 18-25, % 9-23 ve % 8-12 oranında artmıştır. $10 \mu\text{g g}^{-1}$ seviyesinde kadmiyum eklenmesi bu parametrelerde bir değişime yol açmazken, $50 \mu\text{g g}^{-1}$ konsantrasyonundaki kadmiyum enzim aktivitelerini önemli ölçüde inhibe etmiştir.

Yürütülen çalışmalar arıtma çamuru uygulamasının, topraktaki mikrobiyal aktiviteyi yansıtan ve topraktaki değişimlerin indikatörü olarak değerlendirilen enzim aktiviteleri üzerindeki etkilerinin, çamur özellikleri ve uygulama oranlarına bağlı olarak büyük değişim gösterdiğini ortaya koymaktadır.

2.4. Solucan Ekolojisi

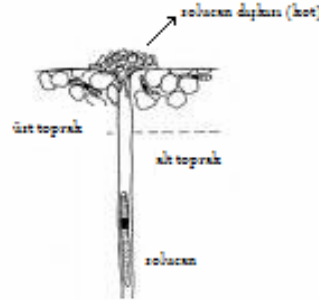
Yeryüzünde yaklaşık 3000 solucan türü vardır. Her solucan haftada bir-iki koza yapar; her kozadan ortalama dört solucan çıkar ve bu hayvanlar üç hafta içinde olgunluğa erişirler. Dolayısıyla, uygun koşullar altında bir solucan yılda 300 yavru verir. Erginler 9-30 cm boyunda ve S şeklinde kıvrılmış, ince, uzun, silindirik, vücutludur. Vücudun üst kısmı, kırmızımsı, alt kısmı ise daha açık renktedir. Vücut 100-180 arasında değişen halkalardan meydana gelmiştir. Baş üç halkadan oluşur. Ağız, birinci ve ikinci halkaların birleştiği yerdedir. Gövdeyi oluşturan halkaların her birinin alt kısmında 4 çift kıl bulunur. Bu kıllar solucanın yürümesini sağlar. Ayrıca vücut üzerinde esmer ve eğer şeklinde Clitellum denen bir organ vardır. Bu organın vücut

üzerinde bulunduğu yer ve kapladığı halka sayısı teşhis bakımından önemlidir. Bir bireyde hem dişilik hem de erkeklik organı vardır. Yumurtalar, içinde sümüksü bir madde bulunan kokon içindedir ve larvalar bu kokon içinde oluşur. Koşullar elverişli olduğunda larvalar bu kokonu terk ederek beslenmeye başlar. Yılda solucan başına 38 kokon meydana gelir. Solucanlar kışı ergin veya larva döneminde toprakta geçirir. Çiftleşme toprak yüzeyinde ve özellikle ıslak ve ılık havalarda çok olur. Dişiler yumurtalarını içinde sümüksü bir sıvı bulunan bir kokon için bırakırlar. Embriyo dönemi tamamlandıktan sonra, genellikle yağışlı havaları takiben larvalar kokonu terk eder ve faaliyete geçerler. Çoğu zaman humuslu, ağır toprakları ve taban yerleri üstün tutarlar. Toprak yüzeyi kurudukça rutubete uyarak daha derinlere inerler. Besin aramak için çoğunlukla geceyi ve yağışlı havayı tercih ederler. Topraktaki bitki artıkları, tohumlar ve fidelerle beslenirler. Bazen de çürümüş bitki artıkları ile genç fideleri yuvalarına çekerler.

Vücut boyutları 90-300 mm x 6-10 mm civarında değişmektedir. Özofagus boyunca yer alan Ca bezleri, topraktan alınan fazla kalsiyumu lümene taşıyarak atılmasını sağlar. Kan pH'ının ayarlanmasında oldukça önemli bir iyon düzenleme sistemidir. Bağırsakta emilim yüzeyi, Thyphlosol adı verilen kıvrım ile arttırılmıştır. Bağırsağın ilk yarısında, sadece bu sınıfa özel olarak selülaz ve kitinaz enzimleri salgılanır. Bağırsak çevresinde (periton zarının olması gerektiği alanda) bulunan Kloragogen hücreleri, karaciğer işlevindedir. Glikojen ve yağ metabolizmasından sorumludur. Boşaltım organları metanefridium tipindedir. Solunum gazları ve besinin vücut içerisinde taşınmasında hem dolaşım sıvısı, hem de sölom sıvısı işlev görür. Zarar gören dokuların tamiri, Eleocyst hücreleri tarafından gerçekleştirilir. Yaşam süreleri 862-887 gün arasında değişebilir. Kolonileri yılda 3-5 m yayılmaktadır (Edwards ve Bohlen 1996).

Solucanlar genellikle beslendikleri habitatlara göre sınıflandırılırlar. Toprak yüzeyindeki bitki kalıntılarını, ölü kökleri veya gübre gibi organik madde parçalayıcı olarak bilinen solucanlar *epigeic* ve *anecic* olarak sınıflandırılmaktadır (Lee 1985). *Epigeic* olanlar yüzeyde yaşarlar ve toprak yüzeyindeki organik madde ile beslenirler. *Lumbricus terrestris* gibi *anecic* olanlar çoğunlukla dikey olarak hareket ederek düşey kanallar oluştururlar ve yüzeyde kot bırakırlar. *Lumbricus terrestris* ılıman agroekosistemlerde en önemli solucan türlerindedir. Varlığının ve aktivitesinin bol

olması durumunda topraktaki çöp ve benzeri kalıntıların büyük miktarda parçalanmasını ve toprağa karışmasını sağlamaktadır (Mackay ve Kladvko 1985). *Lumbricus terrestris* tarafından yüzeydeki ürün kalıntılarının uzaklaştırılması kalıntı ürün yönetiminde oldukça önemli olmaktadır (Gallagher ve Wollenhaupt 1997). *Lumbricus terrestris* geniş, derin ve permanent düşey kanallar açabilme ve organik madde ile beslenme özelliği dolayısıyla oldukça önemlidir (Binet ve Trehen 1992).



Şekil 2.2. *Lumbricus terrestris* (toprak solucanı)

2.5. Solucan Aktivitesinin Toprak ve Enzim Aktivitelerine Etkileri

Solucanlar ılık ve tropikal topraklarda baskın olarak bulunan toprak ekosisteminde lumbricidae ailesinde yer alan omurgasız canlılardır. En önemli toprak makroorganizmalarıdır. Solucanlar vücudundan geçen materyalleri sindirim enzimleri yardımıyla öğütülürler. Her gün kendi vücut ağırlıklarına eşit miktarda materyali vücutlarından geçirmektedirler (Lee 1983).

Genel olarak solucanların çevreye etkileri 3 yolla olmaktadır. i)biyolojik etki; mikrobiyal konsantrasyonların ve diğer aktivitelerin uyarılması (Daniel ve Anderson 1992, Parthasarathi ve Ranganathan 1999), ii) kimyasal etki; mineral ve organik madde dekompozisyonunun artması (Norgrove ve Hauser 2000, Tiunov ve Scheu 2000), iii) fiziksel etki; horizonlar arasındaki minerallerin kotlarla taşınarak agregat yapısının değişmesi, havalandırma, agregasyon (Shuster ve ark. 2000, Willoughby ve Kladvko 2002).

Solucan aktivitesi için optimal şartlar 0-35 °C arasında sıcaklık ve %85 nem olarak belirtilmektedir. Bu aktiviteler toprağın fiziksel, kimyasal ve biyolojik

özelliklerine katkıda bulunmaktadır. Su filtrasyon oranını geliştirerek erozyonu azaltma, oluşturdukları tünellerle toprağın havalanmasını, porozitesini ve geçirgenlik özelliğini iyileştirme gibi etkilerde bulunarak toprağın fiziksel yapısını geliştirmeye yardımcı olmaktadır. Bir solucan yılda 36 ton toprağı işleyebilmektedir (Ferguson 2000).

Solucanlar toprak verimliliğinin gelişmesinde de rol oynarlar. Toprağın derinliğinde bulunan mineralleri yüzeye çıkartarak, toprak yüzeyindeki kalıntı ve çöpleri uzaklaştırarak, mineralleri bitkilerin alabileceği forma getirerek ve kalıntı/atık ürünleri kompostlayarak verimliliğe katkıda bulunurlar (Sharma ve ark.2005). Ayrıca toprak pH'sının nötral değerlerde tutmaya yardımcı olurlar (Tisdall ve ark.1993). Bunların yanı sıra, mikrobiyal popülasyonu harekete geçirirler. Pek çok sayıda azot bakterileri solucan tünellerinin yanında ve kotlarında bulunur. Yapılan bir çalışmaya göre solucan aktivitesinin yılda 100 kg azotun toprağa geçmesini sağladığı bulunmuştur (Earthworm Ecology and Biogeography, 1995).

Bunun yanı sıra, solucanlar topraktaki zararlı böceklerin, nematodların ve diğer zararlıların popülasyonunu azaltarak bitkilerin büyüme ve kalitesine de olumlu etkiler yaparlar. Nutrientçe ve mineralce zengin olan solucan vücutları öldüklerinde toprağa karışırlar. Ayrıca suyun absorpsiyonunu da artırarak erozyona karşı dirençli hale gelmesine de yardımcı olmaktadır (Sharma ve ark.2005).

Solucanlar materyali vücutlarından geçirdikten sonra dışarıya bırakırlar. Ortaya çıkan bu materyale solucan kotu denir. Kot üretimi sıcaklığa bağlı olup, en yüksek kot üretiminin 20 °C'de yüzeyde gerçekleştiği tespit edilmiştir (Whalen ve ark.2004) Kotların bakteri, organik madde, azot ve nutrient içeriği yüksektir (De Vleeschauwer ve Lal 1981). Nutrient içeriği yüksek olan kotlar, bitkilerin nutrientleri alabilme kapasitelerinin artmasına da yardımcı olurlar. Nutrientlerin yanı sıra kotlar, önemli miktarlarda humik ve fulvik asit ile fosfataz, üreaz gibi enzim aktivitelerini de içerirler (Kızılkaya ve Hepşen 2004). Solucan kotlarının pH'sı topraktan daha yüksektir (Materechera 2000). Bu nedenle değişebilir fraksiyonlar pH'ın yükselmesiyle azalma gösterebilir.

Ayrıca, kotlar suyu topraktan daha hızlı absorbe etmekte böylece bitkilerin gerekli nemi almalarına olanak sağlamaktadır. Aynı zamanda bitki kuru ağırlığının ve N, P, Mg ve K gibi elementlerin topraktan alınımının artmasını sebep olmaktadır

(Chaoui ve ark.2003). Ndegwa ve Thompson (2000) yaptıkları çalışmada, en stabil solucan kotlarında C:N oranının 25 olduğunu bulmuşlardır. Bu durum, karbon ve azot prosesleri için gereksinimlerinin daha az olduğunu göstermektedir. Bunun yanı sıra, solucan kotları bitkiler için protein sentezinin artmasını da sağlamaktadır (Bohlen ve Edwards 1995).

Solucan kotları, topraktaki mikroagregatlara göre dağılma kuvvetlerine karşı daha stabildir. Ayrıca organik madde ve nutrient içeriğide daha yüksektir (Marinissen 1994, Schrader ve Zhang 1997). Kızılkaya ve Hepşen (2007) tarafından yapılan çalışmada organik atıkların solucan ve toprak aktiviteleri üzerine etkisi incelenmiş ve sonuçta solucan kotlarında azot içeriğinin toprağa kıyasla daha yüksek olduğu bulunmuştur. Yapılan diğer bir çalışmada ise düşük C/N oranına sahip organik atıkların, yüksek C/N oranına sahip olanlara göre daha hızlı bozunduğu bulunmuştur (Kızılkaya ve Bayraklı 2005). Anecic tür solucanların (*Lumbricus Terrestris* vb.) besin kaynağı olarak düşük organik madde içeriğine (düşük C/N) sahip materyali tercih ettikleri belirtilmiştir (Satchell ve Lowe 1967, Hendricksen 1990, Edwards ve Bohlen 1996).

Daniel ve Anderson (1992), solucan kotlarındaki yüksek nutrient içeriğinin solucanların tamamlanmamış eksik bağırsak emilimlerinden olduğu varsaymaktadırlar. Yeni bırakılmış taze kotlarda amonyum seviyesi daha yüksektir ancak hızlı nitrifikasyon kuru kotlarda organik maddenin korunmasına bağlı olarak her iki azot formlarının kararlı seviyelerde olmasıyla gerçekleşir (Decaens 1999).

Solucanlar özellikle organik maddenin mineralizasyonunda ve humifikasyon proseslerinde önemli bir rol oynayarak, toprağın fiziksel ve kimyasal özelliklerinin gelişmesini sağlamaktadırlar (Curry ve Byrne 1997, Barois ve Lavele 2000). Nutrient döngüsünde, toprak yapısında ve taşınım proseslerinde solucanlar oldukça önemlidir.

Kızılkaya (2007) tarafından yapılan çalışmada, farklı organik atıkların solucan kotlarında ve etrafındaki topraklarda azot ve organik karbon üzerinde meydana getirdiği değişiklikler izlenmiştir. Toplam organik karbon ve azot içeriğinin tüm uygulamalarda kotlarda daha yüksek olduğunu, aynı zamanda organik madde uygulamasının sadece kotlardaki karbon ve azot içeriğini artırmakla kalmayıp aynı zamanda toprakta da artış meydana getirdiğini bulmuştur. Bu bulguyu destekleyen başka çalışmalarda yapılmıştır (Buck ve ark. 1999, Tiunov ve Scheu 1999).

Organik atık olarak arıtma çamurunun kullanılması toprağın fizikokimyasal ve mikrobiyolojik özelliklerine etki etmektedir. Arıtma çamurları, nutrient ve organik madde bakımından zengin olmasının yanı sıra yüksek metal içerebileceği için potansiyel bir risk oluşturmaktadır. Mikrobiyolojik aktiviteler toprağın yapısı, verimliliği ve organik madde dönüşümü ile yakından ilgilidir (Ladd ve ark.1996). Solucan gibi bazı toprak omurgasızları toprak kirliliğinin ve metal toksiditesinin izlenmesinde biyoindikatör olarak kullanılmaktadır (Ireland 1983, Beyler ve ark.1985, Barrera ve ark.2001).

Buna ek olarak, solucanlar ağır metalleri akümüle etme yeteneğine de sahiptirler (Fisher ve Molnar 1992, Morgan ve Morgan 1993, Romijn ve ark.1994, Ma ve ark.2002).

Kızılkaya (2004) yaptığı çalışmada, 30 günlük inkübasyon sonunda arıtma çamuru uyguladığı toprak ve kotlardaki Cu ve Zn değerlerini ölçmüştür. Kotlardaki total Zn ve Cu içeriklerinin kontrol toprağına kıyasla oldukça fazla olduğu bulunmuştur. Özellikle değişebilir Zn ve organik kompleksli Cu içeriklerinin arıtma çamuru uygulanmış solucan kotlarında diğer fraksiyonlardan daha fazla bulunduğu belirlenmiştir.

Liu ve ark. (2005) tarafından yapılan araştırmada ise, arıtma çamuru uygulamasında solucan aktivitesinin toprak fiziksel özelliklerini, N ve P gibi kullanılabilir nutrientleri önemli ölçüde arttırdığı görülmektedir. Bunun yanı sıra solucan aktivitesi sonucunda yetiştirilen bitkilerde Cd ve Cu biyoakümülesyonunun azaldığı belirlenmiştir. Aynı çalışmada, arıtma çamuru uygulamasının solucanlı ve solucansız arıtımdaki organik madde ve azot içeriği de kıyaslanmıştır. Solucanlı topraktaki arıtma çamuru organik madde içeriğinin, solucansız uygulamada ki organik madde içeriğinden daha az olduğu bulunmuştur. Bunun nedeninin, solucanlarla birlikte bolca bulunan mikropların arıtma çamuru içindeki organik madde dekompozisyonu hızlandırması olduğu düşünülmektedir. Ayrıca solucanlı arıtımda toplam azot içeriği de solucansız uygulamaya göre daha az bulunmuştur. İnkübasyonun 60. gününden sonra kullanılabilir azot içeriğinde maksimum % 89 artış gözlenmiştir. Bu durumun organik maddenin dekompozisyonuna ve çamurdaki toplam azot içeriğinin değişmesiyle ilgili olabileceği düşünülmektedir. Sonuç olarak, solucan ve mikropların sinerjisiyle arıtma çamurundaki organik madde dekompozisyonu artmakta, organik azotun kullanılabilir

azota değişimi hızlanmaktadır. Dolayısıyla arıtma çamurunun verimliliği de artmaktadır.

Parkin ve Berry (1999) tarafından yapılan araştırmada, solucanların topraktaki azot döngüsünde aktif bir rol aldığını ve solucan kotlarının NO_3^- ve NH_4^+ bakımından zengin olduğunu bulmuşlardır. Bu durum, mikrobiyal nitrifikasyon ve denitrifikasyonun olma olasılığının yüksek olduğunu göstermektedir. Aynı zamanda, solucanlar mineral azot içeriğini, ölü dokularından yayılan ve aktif olarak salgıladıkları mukus, ürün gibi maddelerle de arttırmaktadırlar (Blair ve ark. 1995, Whalen 1999, Hodge ve ark. 2000).

Amador ve ark. (2005) tarafından yapılan çalışmada yüksek nem içeriğinde solucan oyuklarında ve oyuk etrafındaki topraklarda nitrat azotunun baskın olduğu tespit edilmiştir. Nitrat azotunun amonyum azotuna göre daha baskın olmasının nedeni olarak da, nitratın daha mobil bir iyon olduğu ve yeterli su akışı olduğunda daha kolay yayıldığı gösterilmektedir.

Solucan aktivitesi, potansiyel azot mineralizasyonunu da arttırmaktadır (Subler ve ark. 1998). Kotlardaki yüksek mikrobiyal aktivite ile organik madde hızlı bir şekilde parçalanmaya uğramakta ve azot mineralizasyonuna etki etmektedir (Domsch ve Banse 1972, Lee 1985, Lavelle ve Martin 1992, Binet ve Trehen 1992). Solucan aktivitesi sonucunda, organik maddenin azotu dekompozisyona uğrayarak mineralize olur (Scheu 1987, Anderson 1988, Bohlen ve ark.1997). De Goede ve ark. (2003) yaptıkları hesaplamada, azot mineralizasyonu sonucu toprağa katılan azot miktarını 85-170 kg N/ha.yıl olarak tespit etmişlerdir.

Solucan aktivitesinin biyolojik bir indikatör olarak kullanılmasında enzim aktivitelerinin belirlenmesi oldukça önemlidir. Solucan tarafından işlenip bırakılan kotların, enzim aktivitelerini (selülaz, amilaz, protaz, invertaz, üreaz, fosfataz, dehidrogenaz) içerdiği çeşitli çalışmalarla ortaya konmuştur (Edwards ve Bohlen 1996, Kızılkaya ve Hepşen 2004).

Benitez ve ark. (1999) yaptıkları çalışmada, arıtma çamurunun kompostlanmasında solucan biyomasının ve enzim aktivitelerinin değişimini incelemişlerdir. Kullanılabilir organik içerik arttığında, β -glukosidaz, üreaz, fosfataz gibi hidrolaz enzimlerin ve dehidrogenaz aktivitesinin arttığını tespit etmişlerdir. Bunun yanı sıra bütün enzim aktivitelerinin birbiriyle yüksek bir korelasyon içerisinde

olduğunu, hidrolitik ve dehidrogenaz aktivitelerinin organik madde değişiminde izlenebilecek mükemmel bir indikatör olduğunu vurgulamışlardır.

Vinotha ve ark. (2000) tarafından yapılan çalışmada ise solucan kotlarındaki fosfataz aktivitesinin toprağa kıyasla daha yüksek ve organik madde ile fosfataz arasında önemli bir pozitif korelasyon olduğu belirlenmiştir. Benzer şekilde yapılan başka bir çalışmada, organik atık ilavesinin solucan kotları ve etrafındaki topraklara etkisinin incelenmesinde dehidrogenaz aktivitesi belirlenmiştir. Kotlarda ve toprakta organik madde artışına bağlı olarak dehidrogeaz aktivitesinin arttığı ancak kotlardaki artışın toprağa kıyasla daha yüksek olduğu tespit edilmiştir (Kızılkaya 2007).

Zhang ve ark. (2000) yaptıkları çalışmada solucanları toprakta 24 saat inkübe etmişlerdir. Solucan aktivitesinin mikrobiyal biyoması ve nutrientlerin alınabilirliğini arttırdığını bulmuşlardır. Bunun yanında, selülotik enzim aktiviteleri toprağa kıyasla kotlarda daha yüksek bulunurken, protaz, asit ve alkali fosfataz daha düşük olarak tespit edilmiştir. Kotlardaki düşük fosfataz ve protaz nedeninin enzimlerin solucanın bünyesinde parçalanmasından kaynaklandığı sonucuna varılmıştır (Barois ve Lavelle 1986). Enzimlerin parçalanması sonucunda enzim aktivitelerinin inorganik fosfat tarafından inhibe edilmesi sonucu fosfataz aktivitesinin azaldığı ifade edilmektedir (Mcgill ve Cole 1981).

Kızılkaya ve Hepşen (2004) yaptıkları çalışmada solucan kotlarındaki (*Lumbricus Terrestris*) enzim aktivitelerine (dehidrogeaz, üreaz, fosfataz) arıtma çamurunun etkisini incelemişlerdir. Bu çalışmada amaç, farklı dozlarda uygulanan arıtma çamurlarının, DHA, UA, APA seviyelerine ve nutrient içeriklerine etkisini 20°C de 30 günlük inkübasyon sonunda solucan kotlarında ve toprakta belirleyerek kıyaslamaktır. Toprak örnekleri 1 L'lik silindirik plastik kaplara konulmuştur (500 g hava kurusu). Arıtma çamurları da ekivalent olarak belirlenen dozlarda (25, 50, 100, 200, 300, 400 g/kg) karıştırılmış ve her bir kaba 3 adet solucan konulmuştur.

Yapılan analizler sonucunda, DHA seviyesi arıtma çamuru eklemesi yapılmayan kontrol toprakları hariç, solucan kotlarında topraktan daha düşük bulunmuştur. Buna karşılık kotlardaki tüm hidrolitik enzim aktiviteleri (UA, APA) genel olarak kontrol toprağına kıyasla daha yüksek tespit edilmiştir. DHA seviyesi uygulanan arıtma çamuru miktarı arttıkça düşüş göstermiştir. Topraktaki dehidrogenaz aktivitesi 25 g/kg

uygulama dozunda artış göstermiştir. 50, 100, 200, 300 g/kg çamur uygulama dozlarının istatistiksel açıdan dehidrogenaz aktivitesine önemli bir etkisi olmadığı tespit edilmiştir. Ancak en düşük dehidrogenaz aktivitesinin en yüksek uygulama dozunda görülmesi dikkat çekicidir. Toprak ve kotlardaki üreaz seviyesindeki değişimler istatistiksel olarak önemli bulunmuştur. Toprağa kıyasla kotlarda oldukça yüksek belirlenmiş ve kontrol toprağından önemli derecede fazla seviyelerde olduğu bulunmuştur. Arıtma çamuru dozu arttıkça UA seviyesinin de arttığı görülmüştür. APA seviyesi ise toprak ve kotlarda, kontrol toprağına göre oldukça yüksek belirlenmiştir. APA enzim aktivitesi kotlarda daha yüksek olarak bulunmuştur. Muhtemelen kotlardaki zengin N ve P içeriğinin, toprak ve kotlardaki UA, APA değerlerini arttırdığı düşünülmektedir. Parthasarathi ve Ranganathan (1999) mikroorganizma miktarının ve onların enzimatik aktivitelerinin artışının, kotlardaki yüksek nutrient kaynağı olduğu bulmuşlardır.

Arıtma çamuru eklenmesi, toprağın organik karbon ve nutrient alınabilirliğini arttırdığı için UA, APA gibi hidrolitik enzimlerin kotlarda daha yüksek miktarlarda bulunmasına katkıda bulunmaktadır (Kızılkaya ve Hepşen 2004). Arıtma çamurunda bulunan yüksek ağır metal konsantrasyonları DHA gibi intrasellüler enzimlerin azalmasına yol açmaktadır (Giller ve ark. 1998, Kızılkaya ve Aşkın 2002).

Arıtma çamuru eklenmesi hidrolitik ve intra sellüler enzimler arasında farklılıklar göstermektedir. Bu farklılık enzimatik faktörlerin orijinine ve hassasiyetine bağlıdır. DHA doğal ve antropojenik etkilere karşı daha hassastır. Dolayısıyla çabuk reaksiyon gösterir. Buna karşılık topraktaki hidrolitik enzim molekülleri sulu fazda daha stabildir ve killere, organik maddeye veya organo-mineral yüzeye kimyasal veya fiziksel olarak bağlanmaktadır (Huang ve Shindo 2000, Pascual ve ark.2002). Bu nedenle hidrolitik enzimler çevresel etkilere intrasellüler enzimlere nazaran daha dayanıklıdır.

Hidrolitik enzimler, toprak ve kotlarda organik karbon ve nutrient (N, P) içeriği ile pozitif bir korelasyona sahipken, dehidrogenaz aktivitesinin negatif bir korelasyon göstermektedir (Leiros ve ark.2002).

2.6. Uygulamayı Kısıtlayıcı Faktörler ve Yasal Mevzuat

2.6.1. Ağır Metaller

Ülkemiz 10-12-2001 tarihli Resmi Gazete’de yayınlanarak yürürlüğe giren Toprak Kirliliğinin Kontrolü Yönetmeliği ve Avrupa Birliği yönetmeliklerinde arıtma çamuru uygulamasından önce ve uygulama boyunca alıcı ortam olan topraklarda ağır metallerin takibi ile ilgili esaslar yer almaktadır. Arıtma çamuru uygulanacak topraklarda izin verilen ağır metal sınır değerleri Çizelge 2.3.’de verilmiştir. Yönetmeliklerde yer alan sınır değerler toprak pH’ı baz alınarak düzenlenmiştir.

Arıtma çamurlarının araziye uygulanmasında bir yılda arıtma çamuru ile toprağa verilecek metal yükleri yasal düzenlemelerle kontrol altında tutulmaktadır. Avrupa Birliği söz konusu yıllık metal yük sınır değerlerini 10 yıllık ortalamayı esas alarak belirlemiştir. Toprak Kirliliğinin Kontrolü Yönetmeliği ülkemiz topraklarına bir yılda verilebilecek ağır metal yüklerini belirlemede Avrupa Birliği’nin 86/278/EEC Yönetmeliğinde belirtilen değerlerin aynısını kabul etmiştir. Ancak Avrupa Birliği, Taslak Yönetmelikte de görüldüğü gibi, 2000 yılı sonrasında toprağa bir yılda verilebilecek metal yüklerini önemli ölçüde azaltmayı hedeflemektedir (Çizelge 2.4.).

Amerika’da EPA tarafından 1993 yılında 40 CFR Part 503 adı altında bir yönetmelik oluşturulmuştur. Bu yönetmelikte kirletici limit değerleri ve atıksuların işlenmesi sonucu oluşan çamurların uzaklaştırma ve kullanım esaslarına yer verilmiştir. Yönetmelikte yer alan ağır metal konsantrasyon limitleri Çizelge 2.5.’te ve yükleme oranları Çizelge 2.6’te verilmiştir.

Çizelge 2.3. Arıtma çamuru uygulanacak topraklarda izin verilen ağır metal sınır değerleri (mg/kg kuru toprak)

Element	TKKY (Toprak Kirliliği Kontrolü Yönetmeliği)		86/278/EEC (AB-Avrupa Birliği Yönetmeliği)		AB Taslak Yönetmelik		
	pH<6	pH>6	pH<6	pH>6	5≤pH<6	5≤pH<6	pH≥7
Kadmiyum(Cd)	1	3	1	3	0,5	1	1,5
Krom (Cr)	100	100	100	100	30	60	100
Bakır(Cu)	50	140	50	140	20	50	100
Civa(Hg)	1	1,5	1	1,5	0,1	0,5	1
Nikel(Ni)	30	75	30	75	15	50	70
Kurşun(Pb)	50	300	50	300	70	70	100
Çinko(Zn)	150	300	150	300	60	150	200

Kaynak: Bilgin N, H.Eyüpoğlu ve H.Üstün. 2002. Biyokatıların (Arıtma Çamurlarının) Arazide Kullanımı. Köy Hizmetleri Genel Müdürlüğü Ankara Araştırma Enstitüsü, Ankara, s.28.

Çizelge 2.4. 10 yıllık ortalamalar esas alınarak bir yılda toprağa verilebilecek ağır metal miktarları (g kuru madde/da/yıl).

Element	TKKY (Toprak Kirliliği Kontrolü Yönetmeliği)	86/278/EEC (AB-Avrupa Birliği Yönetmeliği)	AB Taslak Yönetmelik		
			Önerilen	Orta vade	Kısa vade
Kadmiyum(Cd)	15	15	3	1,5	0,6
Krom (Cr)	1500	-	300	240	180
Bakır(Cu)	1200	1200	300	240	180
Civa(Hg)	10	10	3	1.5	0.6
Nikel(Ni)	300	300	90	60	30
Kurşun(Pb)	1500	1500	225	150	60
Çinko(Zn)	3000	3000	750	600	450

Kaynak: Bilgin N, H.Eyüpoğlu ve H.Üstün. 2002. Biyokatıların (Arıtma Çamurlarının) Arazide Kullanımı. Köy Hizmetleri Genel Müdürlüğü Ankara Araştırma Enstitüsü, Ankara, s.28.

Çizelge 2.5. Kirletici konsantrasyon limitleri.

Kirletici	Tavan konsantrasyonları (mg/kg kuru ağırlık)	Aylık ortalama kirletici konsantrasyonları (mg/kg kuru ağırlık)
Arsenik	75	41
Kadmiyum	85	39
Krom	3000	1200
Bakır	4300	1500
Kurşun	840	300
Civa	57	17
Molibden	75	--
Nikel	420	420
Selenyum	100	36
Çinko	7500	2800

Kaynak: Anonim. 1999a. U.S. EPA. 40 CFR Part 503-Standarts for the Use or Disposal of Sewage Sludge as amended 08/04/99.

Çizelge 2.6. Kirletici yükleme oranları

Kirletici	Kümülatif yükleme oranları (kg/ha kuru ağırlık)	Yıllık yükleme oranları (kg/ha kuru ağırlık)
Arsenik	41	1,8
Kadmiyum	39	1,7
Krom	3000	134
Bakır	1500	67
Kurşun	300	13
Civa	17	0,76
Molibden	--	--
Nikel	420	19
Selenyum	100	4,5
Çinko	2800	125

Kaynak: Anonim. 1999a. U.S. EPA. 40 CFR Part 503-Standarts for the Use or Disposal of Sewage Sludge as amended 08/04/99.

3. MATERYAL VE YÖNTEM

3.1. Materyal

3.1.1. Arıtma Çamurları

Çalışmada, topraklara verildiğinde ciddi toprak kirliliği sorunları yaratmayacağı düşünülen, gübrelemeye alternatif olabilecek düzeyde bitki besini içeren ve ağır metal içeriği, 10-12-2001 tarihli ve 24609 sayılı “Toprak Kirliliğinin Kontrolü Yönetmeliği” 3. Bölüm, Ek 2’de belirtilen ağır metal limitlerini aşmayan, iki farklı orijinli atık su arıtma çamuru kullanılmıştır (gıda sektörü çamuru, kentsel arıtma çamuru).

Araştırmada kullanılan gıda endüstrisi arıtma çamuru (GEAÇ) örneği, Bursa – İzmir karayolu 22. km’inde bulunan Penguen Gıda Sanayi A. Ş.’den temin edilmiştir. Fabrikada başlıca 40 çeşit üründe işlenmiş sebze ve meyve üretimi yapılmaktadır. Arıtma çamuru örneğinin alındığı Kasım ayındaki ürün deseni kabya biber, küçük acı biber, karnıbahar, ayva, pırasa ve brokoli şeklindedir. Arıtma tesisine gelen atıksu bileşkesi evsel nitelikli atıksular ve proses sularından oluşmaktadır. Tesise giren atıksu öncelikle kaba ızgara, mekanik ızgara ve kum tutucudan geçmektedir. Terfi havuzuna ulaşan atıksu tambur elekten geçtikten sonra nötralizasyon havuzuna iletilmektedir. Asit veya kostik ilavesiyle pH’ı ayarlanan atıksular ön temas havuzuna, oradan da havalandırma havuzuna geçmektedir. Çöktürme havuzunda çöken çamur kireç ve polielektrolit ilavesiyle yoğunlaştırılmakta ve beltpreste susuzlaştırılmaktadır. Fabrikanın arıtma tesisinin atıksu kapasitesi 5500 m³/gün’dür ve tesisten ortalama 15 ton/ay arıtma çamuru keki çıkmaktadır. Arıtma tesisini terk eden arıtılmış atıksular hemen yakında bulunan dereye deşarj edilirken, ham çamur fabrikanın kullanım sahası içinde depo edilmektedir.

Kullanılan diğer arıtma çamuru (KAÇ) Bursa-İnegöl ilçesine ait kentsel arıtma tesisinin temin edilmiştir. Tesisin debisi 64 000 m³/gün’dür. Tesis uzun havalandırmalı arıtma prosesiyle çalışmaktadır. Uzun havalandırmanın akabinde, çamur ikincil çöktürme tankında ve cazibeli çamur yoğunlaştırıcılarda çökmeye bırakılmıştır. Son olarak, çamurun %20-25 katı madde içeriğine sahip olacak şekilde bir filtre preste suyu çekilmektedir.

3.1.2. Toprak Örnekleri

Arıtma çamurlarının uygulanacağı yüzey toprak (0-20 cm) örnekleri Uludağ Üniversitesi Görükle Kampüsü içerisindeki Ziraat Fakültesi Bahçe Bitkileri araştırma bahçesinde, araştırma binasının 20 m kuzeyinde, yolun 5 m sağında tarım uygulama arazisinden alınmıştır. Bu arazi yaklaşık 15 yıldır tarım alanı olarak kullanılmaktadır.

3.1.3. Solucanlar

Çalışmada kullanılan solucanlar Uludağ Üniversitesi Ziraat Fakültesi Bahçe Bitkileri bahçesinden toplandıktan sonra distile su ile yıkanmıştır. Daha sonra içlerinde bulunan organik ve/veya inorganik materyalin boşaltılıp temizlenmesi için nemli filtre kağıdı üzerinde 24 saat bekletilmiştir. Daha sonra toprak+çamur karışımı içeren kaplara yerleştirilmiştir. Yüzeyle bırakılan kotlar her gün el yordamıyla toplanarak aylık olarak biriktirilmiştir. İnkübasyon süresine bağlı olarak solucan kotlarında zamanla azalma gözlenmiştir. 200 ton/ha'lık gıda endüstrisi arıtma çamuruna ait (GEAÇ) uygulama dozunda 2. ve 3. ay inkübasyon dönemlerinde kot bırakılmadığını görülmüştür.

Bu çalışma kapsamında, bu türün seçilmesinin nedeni, dominant olarak toprakta bulunması, oldukça güçlü bir şekilde organik madde dönüşümüne ve toprak gelişimine etki etmesidir.

3.2. YÖNTEM

3.2.1. Arıtma Çamuru Örneklerinin Alınması, Analize Hazırlanması ve Karakterizasyonu

İnegöl ilçesi atık su arıtma tesisinden ve Penguen Konserve Fabrikası arıtma tesisinden alınan arıtma çamuru örnekleri belt filtre çıkışından alınmıştır. Laboratuvara getirilen arıtma çamuru örneklerinde % katı madde tayinleri derhal yapılmış, bir kısım çamur ise diğer kimyasal analizler için havada kurutulmaya bırakılmıştır. Kuruyan

örnekler havanda ezilerek 2 mm'lik eleklerden elenmiş ve cam kavanozlarda muhafaza edilmiştir. Çalışmada kullanılan arıtma çamurlarında aşağıda belirtilen parametreler belirlenmiştir:

a-% Katı Madde:

Arıtma çamuru örneklerindeki % katı madde miktarı, nemin 105 °C'de buharlaştırılması suretiyle belirlenmiştir (Anonim 1985).

b-Organik Karbon:

Arıtma çamuru örneklerindeki organik karbon %'leri Walkley-Black yöntemine göre belirlenmiştir (Nelson ve Sommers 1982).

c-Toplam Azot ve Anorganik Azot Fraksiyonları:

Arıtma çamurlarının toplam azot içeriğinin belirlenmesi için Kjeldahl yöntemiyle yakma yapılmış ve toplam azot konsantrasyonu su buharı destilasyonu ile belirlenmiştir (Bremner ve Mulvaney 1982).

Nitrat ve amonyum azotu miktarlarının belirlenmesi için örnekler 1.0 N KCl çözeltisi ile ekstrakte edilmiş ve MgO ve Devarda alaşımı kullanılmak suretiyle su buharı destilasyonu yöntemi uygulanmıştır (Keeney ve Nelson 1982).

d-Toplam ve Yarayışlı Fosfor:

Yarayışlı fosfor miktarlarının belirlenmesi için sodyum bikarbonat ekstraksiyonu uygulanmıştır (Olsen ve Sommers 1982). Toplam fosfor miktarının belirlenmesi için ise nitrik asit ve sülfürik asitle yakma yapılmıştır. Ekstraktlardaki fosfor miktarı askorbik asit yöntemi kullanılarak spektrofotometrik olarak belirlenmiştir (Anonim 1985).

e-C/N Oranı:

Organik karbon ve toplam azot değerlerinden hesaplanmıştır.

f-Elektriksel İletkenlik ve pH:

Çamurların elektriksel iletkenliği 1:5 çamur su ekstraktında iletkenlik ölçer cihazı kullanılarak belirlenmiştir. Çamurların pH değerleri 1:5 çamur su ekstraktında potansiyometrik olarak cam elektrodlu pH-metre ile belirlenmiştir.

g-Serbest İyonlar:

Arıtma çamurlarındaki serbest iyonların belirlenmesi için örnekler saf su ile ekstrakte edilmiş, sudaki bağımsız iyonlardan kalsiyum ve magnezyum EDTA titrasyonu ile, sodyum ve potasyum alev fotometresi ile, karbonat ve bikarbonat sülfürik asit titrasyonu ile, klorür Arjantimetrik metot ile ve sülfat gravimetrik olarak belirlenmiştir (Anonim 1985).

3.2.2.Toprak Örneklerinin Alınması, Analize Hazırlanması ve Karakterizasyonu

0-20 cm derinlikten alınan toprak örnekleri naylon çuvallar içerisinde laboratuvara getirilmiştir. Hava kuru durumuna gelinceye kadar laboratuvar ortamında kurumaya bırakılan toprak örneklerindeki taşlar ayıklanmış ve örnekler ezilerek 4 mm'lik eleklerden elenmiştir. Elenen toprak örneklerinin bir kısmı laboratuvar analizlerinde kullanılmak üzere ayrılmış geri kalan kısım ise inkübasyon çalışmasında kullanılmıştır. Laboratuvar analizlerinde kullanılmak üzere ayrılan kısım tekrar ezilerek 2 mm'lik eleklerden geçirilmiş ve etiketlenmiş cam kavanozlar içerisinde saklanmıştır. Toprak örneklerinin karakterize edilmesi için % nem, organik madde, toplam azot, inorganik azot fraksiyonları, C/N oranı, toplam fosfor, bitkiye yararlı fosfor, serbest iyonlar, pH, EC_{25}^0 , daha önce belirtilen yöntemlerle tespit edilmiştir. Toprakların bünye analizleri mekanik analiz yöntemi ile hidrometrik olarak yapılmıştır (Gee ve Bauder 1982).

3.2.3.Toprak İnkübasyon Düzeneginin Kurulması

Araştırma inkübasyon denemesi olarak her bir arıtma çamuru için 7 konulu (kontrol, 50, 100 ve 200 ton/ha uygulamalı arıtma çamuru, 50, 100 ve 200 ton/ha uygulamalı arıtma çamuru+bireyli) toplam 14 konulu, 3 tekrarlamalı ve 3 inkübasyon

döneminde yürütülmüştür. Tüm kaplardaki topraklara seçilen oranlarda (50 ton/ha, 100 ton/ha ve 200 ton/ha) arıtma çamuru karıştırılmış ve kapların yarısına 7'şer adet solucan konulmuştur. Plastik kaplara konan karışımlar tarla kapasitelerinin % 60'ı oranında nemlendirilmiş ve 20°C'ye ayarlanmış inkübatörde inkübasyona alınmıştır. Topraklardaki nem miktarının sabit kalmasına özen gösterilmiştir. 1, 2, ve 3 aylık inkübasyon süreleri sonrasında inkübasyona alınan plastik kaplardan toprak örnekleri alınmış, hergün solucanların bıraktıkları kotlar el yordamıyla toplanmıştır. Materyaller, havada kurutulmuş ve 2 mm'lik eleklerden geçirilerek analize hazır hale getirilmiştir.

3.2.4. Arıtma Çamuru Uygulanmış Bireyli-Bireysiz Topraklarda ve Solucan Kotlarında Üç Aylık İnkübasyon Süresince İzlenen Parametreler

Arıtma çamurlarının uygulandığı topraklarda, herhangi bir uygulamanın yapılmadığı toprakta ve bu topraklardan toplanan solucan kotlarında, belirlenen inkübasyon periyotları süresince toplam azot, amonyum azotu, nitrat azotu açıklanan yöntemlerle belirlenmiştir. Ayrıca inkübasyon periyodu süresince tüm topraklarda ve kotlarda üreaz, alkali fosfataz, dehidrogenaz ve β -glukosidaz enzim aktiviteleri Tabatabai (1982) tarafından bildirildiği şekilde tayin edilerek değişimler izlenmiştir.

a) Üreaz aktivitesinin belirlenmesi için 5 gr toprak örneğine 0,2 ml toluen, 9ml THAM tampon çözeltisi (pH=9) ve 1 ml 0,2 M üre çözeltisi eklenmiş topraklar 37 °C'de 2 saat inkübe edilmiştir. İnkübasyonun ardından topraklara yaklaşık 35 ml KCl- Ag_2SO_4 eklenerek aktivite durdurulmuş ve toprak süspansiyonundaki amonyum azotu miktarı buhar destilasyonu ile belirlenmiştir. Sonuçlar $\mu\text{g NH}_4^+\text{-N/ gr kuru toprak.sa}$ cinsinden hesaplanmıştır.

b) Fosfotaz aktivitesinin belirlenmesi için 1 gr toprak örneğine 0,2 ml toluen, 4 ml MUB (asit fosfataz için pH=6,5, alkali fosfataz için pH=11) ve sübstrat olarak aynı tamponla hazırlanmış 1 ml p-nitrofenil fosfat eklenmiştir. Toprak örnekleri 37 °C'de 1 saat inkübe edilmiş, inkübasyonun ardından toprak örneklerine 1 ml 0,5 M CaCl_2 ve 4 ml 0,5M NaOH eklenerek aktivite durdurulmuş ve toprak süspansiyonu katlı filtreden süzölmüştür. Oluşan sarı renk yoğunluğu 410 nm'de belirlenmiştir. Filtratın p-nitrofenol (PNP) içeriği saf p-nitrofenolle hazırlanan kalibrasyon serisiyle karşılaştırılarak tespit edilmiştir. Sonuçlar $\mu\text{g PNP/ gr kuru toprak.sa}$ olarak hesaplanmıştır.

c) Dehidrogenaz aktivitesini belirlemek üzere 20 gr hava kuru toprak 0,2 gr CaCO_3 ile karıştırılmış ve bu karışımdan 6 gr alınarak üzerine 1 ml %3'lük TTC (2,3,5-trifenil tetrazolyum klorür) çözeltisi ve 2,5 ml destile su eklenmiştir. Tüplerdeki karışım cam bagetle karıştırılır ve ağzı kapanarak 37°C 'de 24 saat inkübe edilmiştir. İnkübasyonun ardından karışıma 10 ml metanol eklenerek 1 dk karıştırılmıştır. Elde edilen süspansiyon pamuktan süzülmüştür. Elde edilen kırmızı renk 485 nm 'de ölçülmüştür. Filtratın TPF (trifenil formazan) içeriği TPF standart çözeltisinden hazırlanan kalibrasyon serisiyle karşılaştırılarak tespit edilmiştir. Sonuçlar $\mu\text{g TPF/ gr}$ kuru toprak.24sa olarak hesaplanmıştır.

d) β –glukosidaz aktivitesini belirlemek üzere 1 gr toprak üzerine 0,25 ml toluen, 4 ml MUB (pH=6) ve 1 ml PNG (ρ -nitrofenil- β –D-glukosit) eklenmiştir. 37°C 'de 1 saat inkübe edildikten sonra örnekler üzerine 1 ml 0,5 M CaCl_2 ve 4 ml 0,1 M THAM tampon çözeltisi (pH=12) eklenmiştir. Katlı filtreden süzülen toprak süspansiyonundaki sarı renk yoğunluğu 410 nm 'de spektrofotometrik olarak belirlenmiştir. Filtratın ρ -nitrofenol (PNP) içeriği saf ρ -nitrofenolle hazırlanan kalibrasyon serisiyle karşılaştırılarak tespit edilmiştir. Sonuçlar $\mu\text{g PNP/ gr}$ kuru toprak.sa olarak hesaplanmıştır.

3.2.5. İstatistiksel Analiz

Deneme topraklarına yapılan çeşitli çamur uygulamalarının, solucan kotlarının ve inkübasyon süresinin toprakta belirlenen parametreler üzerine etkileri ANOVA testi ile kıyaslanarak F-değerleri bulunmuştur. Parametreler arasındaki farklılıklar Tukey HSD çoklu kıyaslama yöntemiyle yapılmıştır.

4. BULGULAR VE TARTIŞMA

4.1. Ham Materyallerin Karakterizasyonu

4.1.1. Arıtma Çamurları

Çalışma kapsamında kullanılan kentsel ve gıda endüstrisi arıtma çamurlarının bazı kimyasal özellikleri Çizelge 4.1’de verilmiştir. Çizelge 4.1’deki ortalama değerler incelendiğinde çalışmada kullanılan arıtma çamurlarının ortalama pH değerlerinin nispeten birbirine yakın olduğu (sırasıyla 6,58 ve 6,22) görülmektedir. Elektriki iletkenlik değeri en yüksek (3,65 mS/cm) olan çamur kentsel arıtma çamuruyken, gıda endüstrisi arıtma çamuru değeri ise 3,28 mS/cm’dir.

Suda çözünebilir iyon konsantrasyonları incelendiğinde çamurlar arası belirgin farklılıklar olduğu görülmektedir. İletkenlik değeri en yüksek olan gıda endüstrisi arıtma çamuru içeriğindeki serbest iyon konsantrasyonlarının da diğer çamurda belirlenen konsantrasyonlardan yüksek olduğu dikkati çekmektedir. Arıtma çamurlarındaki suda çözünebilir iyonlar şu aralıklarda bulunmuştur: Ca^{+2} 1800 -1500 mg/kg kuru çamur, Mg^{+2} 1400-1300 mg/kg kuru çamur, Na^{+} 1700-1950 mg/kg kuru çamur, K^{+} 1149-940 mg/kg kuru çamur, HCO_3^{-} 2440-4880 mg/kg kuru çamur, Cl^{-} 4056-2773 mg/kg kuru çamur ve SO_4^{-2} 4800-5700 mg/kg kuru çamur.

Arıtma çamurlarının organik karbon %’leri kentsel arıtma çamuru için %30,26 gıda endüstrisi arıtma çamuru için %34,50 ve bulunmuştur. Çamurlarda belirlenen toplam azot konsantrasyonları, çalışmada kullanılan arıtma çamurlarının potansiyel olarak belirgin bir azotlu gübre değerine sahip olduğunu göstermektedir. Kentsel ve gıda arıtma çamurlarında sırasıyla %5,06 ve %5,14 toplam azot belirlenmiştir. Kentsel (KAÇ) ve Gıda (GEAÇ) arıtma çamurlarının C/N oranları sırasıyla 5,89 ve 6,78 olarak bulunmuştur.

GEAÇ arıtma çamurunda belirlenen amonyum azotu miktarı 250,93 mg/kg kuru çamurken, KAÇ arıtma çamurunda belirlenen miktar 126,27 mg/kg kuru çamurdur. Arıtma çamurlarında belirlenen nitrat azotu konsantrasyonları ise 44,79-78,63 arasında değişmektedir.

Gıda endüstrisi ve kentsel arıtma çamurları toplam fosfor içeriği açısından benzerlik gösterirken sırasıyla %0,90 ve 1,65 olarak bulunmuştur. Kentsel ve gıda endüstrisi arıtma çamurlarındaki yarayışlı PO_4 -P konsantrasyonları 1000,82-628,11 mg/kg kuru çamur arasında değişmektedir. Arıtma çamurlarının tarımda kullanılıp kullanılmayacağıının belirlenmesinde baz alınan en önemli faktörlerden biri de ağır metal içerikleridir. Çalışmada kullanılan evsel (gıda endüstrisi) nitelikli arıtma çamurunun ağır metal içerikleri beklenildiği gibi oldukça düşük bulunmuştur. Çamurlarda belirlenen kolay serbest hale geçebilen ve toplam Zn, Cu, Ni, Cr, Cd ve Pb konsantrasyonları Toprak Kirliliği ve Kontrolü Yönetmeliği'ne göre tarımda kullanılacak arıtma çamurunda izin verilen maksimum ağır metal içeriklerinin çok altındadır. Kentsel arıtma çamurlarındaki kolay serbest hale geçebilen Zn konsantrasyonları 237 mg/kg kuru çamur, Cu konsantrasyonları 237 mg/kg kuru çamur, Ni konsantrasyonları 94 mg/kg kuru çamur, Cr konsantrasyonları 286 mg/kg olarak tespit edilmiştir.

Çizelge 4.1. Çalışmada Kullanılan Arıtma Çamurlarının Bazı Kimyasal Özellikleri.

PARAMETRE	DEĞERLER	
	GEAÇ*	KAÇ**
pH (1:5 saf su ekstraktında)	6,58	6,22
EC, mS/cm (1:5 saf su ekstraktında)	3,28	3,65
Kuru madde, %	16,4	21,36
Suda çözünebilir iyonlar (mg/ kg kuru çamur):		
Ca ⁺⁺	1800	1500
Mg ⁺⁺	1400	1300
Na ⁺	1700	1950
K ⁺	1149	940
CO ₃ ⁼	0	0
HCO ₃ ⁻	2440	4880
Cl ⁻	4056	2773
SO ₄ ⁼	4800	5700
Organik karbon, %	34,50	30,26
Toplam N, %	5,06	5,14
C/N oranı	6,78	5,89
Amonyum N, mg/kg kuru çamur	201,93	122,27
Nitrat N, mg/ kg kuru çamur	171,64	20,38
Toplam P, %	0,90	1,65
Yarayışlı PO ₄ -P, mg/ kg kuru çamur	628,11	1000,82
Kolay serbest hale geçebilen ağır metaller (mg/ kg kuru çamur):		
Zn	12,55	416
Cu	4,10	237
Ni	<5	94
Cr	4,12	286
Cd	<2	2
Pb	<2	25

* Gıda Endüstrisi Arıtma Çamuru

** Kentsel Arıtma Çamuru

4.1.2. Toprak Örneği

İnkübasyon denemesinde kullanılan toprağın bazı özellikleri Çizelge 4.2'de verilmiştir. Çizelgenin incelenmesinden de görüleceği gibi toprak pH'ı 7 civarındadır ve neojen yaşlı kireçli kil materyaller üzerinde oluşmuş, orta derin ve yüksek miktarda kil içeren topraklardır. Toprağın elektriksel iletkenlik değeri ise 161,3 $\mu\text{s}/\text{cm}$ gözlenmiştir. Tüm profilleri grimsi sarı kahverengi olup, AC horizonludurlar. ACk ve Ck horizonlarında çoğunlukla kireç taşı parçacıklarının yerinde ayrışması sonucu oluşmuş, çok yoğun 0,5-3 cm uzunluğunda yumuşak pudramsı kireç gözlenmiştir.

Toprağın suda çözünebilir katyon konsantrasyonları, 110 mg Ca^{+2}/kg kuru toprak, 35 mg Mg^{+2}/kg , 69 Na^{+} mg/kg ve 25 mg K^{+}/kg kuru toprak olarak bulunmuştur. Katyon değışim kapasitesi, 40 meq/100g'dır. Suda çözülebilir anyon konsantrasyonları ise, 560 mg $\text{HCO}_3^{-}/\text{kg}$ kuru toprak, 25 mg Cl^{-}/kg kuru toprak ve 48 mg $\text{SO}_4^{-}/\text{kg}$ kuru toprak olarak belirlenmiştir.

Toprak örneğinin organik karbon miktarı %1,23 olarak bulunmuştur. Çalışmada kullanılan topraklar Ünal ve Başkaya (1981) tarafından bildirilen sınır değerlere göre orta humuslu toprak sınıfına girmektedir. Toprak örneğinin toplam azot içeriği % 0,12 olarak bulunmuştur. Çoğu tarım topraklarında, üst topraklardaki toplam azotun % 0,06 ila % 0,5 arasında değıştiği literatürde belirtilmiştir (Kacar 1994). C/N oranı 10,67 olarak hesaplanmıştır.

İnkübasyon çalışmasında kullanılan toprak örneğinin yarayışlı fosfor konsantrasyonu 20,69 mg/kg kuru toprak ve toplam fosfor konsantrasyonu da 1700 mg/kg kuru toprak olarak bulunmuştur.

Çizelge 4.2. İnkübasyon Denemesinde Kullanılan Toprağın Bazı Özellikleri.

PARAMETRE	DEĞERLER
	TOPRAK
pH (1:5 saf su ekstraktında)	7,76
EC, $\mu\text{S}/\text{cm}$ (1:5 saf su ekstraktında)	161,3
Tekstür	Killi
Kum (%)	23,16
Silt (%)	14,55
Kil (%)	62,29
Suda çözünebilir iyonlar (mg/ kg kuru toprak):	
Ca^{++}	110
Mg^{++}	35
Na^{+}	69
K^{+}	25
$\text{CO}_3^{=}$	0
HCO_3^{-}	560
Cl^{-}	25
$\text{SO}_4^{=}$	48
Kasyon Değişim Kapasitesi (meq/100g)	40
Organik Karbon, %	1,23
Toplam N, %	0,12
C/N oranı	10,67
Amonyum N, mg/kg kuru toprak	29,63
Nitrat N, mg/ kg kuru toprak	19,75
Toplam P, mg/ kg kuru toprak	1700
Yarayışlı $\text{PO}_4\text{-P}$, mg/ kg kuru toprak	20,69
Kolay serbest hale geçebilen ağır metaller (mg/ kg kuru çamur):	
Zn	1,35
Cu	2,05
Ni	<1,00
Cr	<1,00
Cd	<1,00
Pb	<1,00

4.2. Arıtma Çamurlarının Uygulandığı Topraklarda İnkübasyon Süresince Meydana Gelen Değişiklikler

4.2.1. Azot Formları

4.2.1.1. Amonyum Azotu

Arıtma çamurunun toprak ve solucan kotlarında inkübasyon süresince meydana getirdiği değişim Şekil 4.1' de gösterilmektedir. Elde edilen sonuçlara göre arıtma çamuru uygulaması, kotların amonyum azotu değerini inkübasyon sonunda, ilk ay değerine kıyasla arttırmıştır. Özellikle inkübasyonun 2. ay periyodunda kotlardaki NH_4^+ -N seviyesi oldukça yüksek bir artış göstermiştir.

Genel olarak, inkübasyonun ilk ayında topraklardaki amonyum azotu seviyesi kotlardan daha yüksek olarak tespit edilmiştir. Ancak 2. ve 3.ay inkübasyon dönemlerinde kotlardaki konsantrasyonun daha yüksek olduğu dikkat çekmektedir. Şekil 4.1 incelendiğinde, kentsel arıtma çamuru uygulanan bireyli toprakların (KAÇ) amonyum azotu konsantrasyonlarının inkübasyon süresince azalma eğilimi gösterdiği belirlenmiştir. GEAC topraklarında ise inkübasyona bağlı önemli bir değişim trendi gözlenmemiştir.

Deneme topraklarında inkübasyon süresince belirlenen amonyum azotu değerlerine ilişkin istatistiki analiz sonuçları Çizelge 4.3 ve Çizelge 4.4'de verilmiştir.

Çizelge 4.3'de, toprak tipi (solucan kotu ve toprak), çamur uygulama dozları ve inkübasyon süresi ile deneme topraklarında belirlenen amonyum azotu konsantrasyonları arasında tüm çamurlar için $p=0,05$ düzeyinde istatistiki bakımdan güvenilir bir ilişki tespit edilmiştir. Toprak tipi, doz ve inkübasyon süreleri arasındaki interaksyon ise yapılan tüm çamur uygulamalarında $p=0,05$ düzeyinde önemli bulunmuştur.

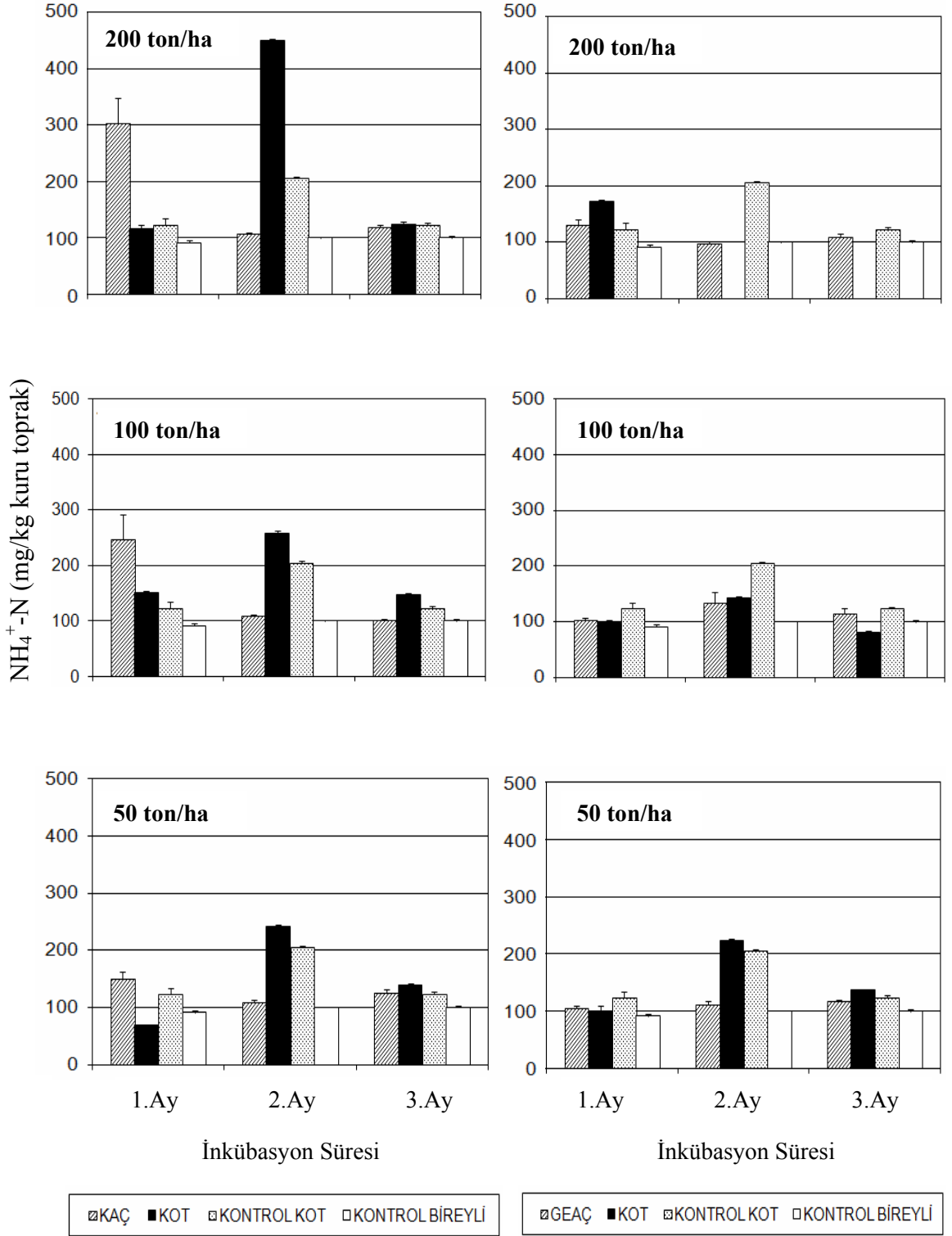
Kentsel arıtma çamuru ile yapılan uygulamalarda inkübasyon süresinin uygulama dozları ve toprak tipi (KAÇ ve KOT örnekleri) ile olan interaksyonu $p=0,05$ düzeyinde önemli bulunurken, toprak tipinin doz ile arasındaki interaksyonun önemli olmadığı belirlenmiştir.

Çizelge 4.3 Arıtma çamuru uygulamasının toprak ve solucan kotlarındaki amonyum azotu konsantrasyonuna etkilerine ilişkin varyans analizi sonuçları

	Varyasyon Kaynağı	SS	Serbestlik Derecesi	F _{istatistik}
Kentsel Arıtma Çamuru	Toprak Tipi (toprak,kot)	27256	1	17,329*
	İnkübasyon süresi	68176	2	21,673*
	Uygulama dozu	70051	3	14,846*
	Toprak tipi x Doz	2769	3	0,587
	İnkübasyon süresi x Doz	47778	6	5,063*
	Toprak tipi x İnkübasyon süresi	220739	2	70,173*
	Toprak tipi x Doz x İnkübasyon süresi	82355	6	8,727*
	Hata	75495	48	
Gıda Endüstrisi Arıtma Çamuru	Toprak Tipi	1105	1	3,255
	İnkübasyon süresi	10131,8	2	14,922*
	Uygulama dozu	23457,3	3	23,032*
	Toprak tipi x Doz	33958,2	3	33,342*
	İnkübasyon süresi x Doz	56091,1	6	27,536*
	Toprak tipi x İnkübasyon süresi	10222,0	2	15,055*
	Toprak tipi x Doz x İnkübasyon süresi	29793,9	6	14,627*
	Hata	16295,8	48	

*p=0,05 düzeyinde önemli

Ayrıca, kentsel arıtma çamuru ile yapılan uygulamalarda, toprak ile toplanan kotların amonyum konsantrasyonları arasındaki farkın istatistiki açıdan önemli olduğu ancak, gıda endüstrisi arıtma çamurunda kotlar ile toprak arasında önemli bir farkın olmadığı bulunmuştur. Ancak gıda endüstrisi çamurunda, toprak tipinin inkübasyon süresi ve uygulama dozları ile interaksyonu p=0,05 düzeyinde önemli bulunmuştur. Ayrıca, uygulama dozları ile inkübasyon süresi arasında p=0,05 düzeyinde istatistiki bakımdan güvenilir bir ilişki tespit edilmiştir.



Şekil 4.1. Arıtma çamuru uygulamalarının toprak ve solucan kotlarındaki amonyum azotu konsantrasyonuna etkisi.

(KAÇ: Bireyli kentsel arıtma çamuru, GEAÇ: Bireyli gıda endüstrisi çamuru, KONTROL BİREYLİ: Arıtma çamuru uygulanmamış bireyli toprak, KONTROL KOT: Arıtma çamuru uygulanmamış bireyli topraktan toplanan kot).

Şekil 4.1 gereğince kentsel arıtma çamuru uygulaması incelendiğinde, 2. ayda kotlarda meydana gelen dikkat çekici artışa karşın, toprakta da önemli ölçüde azalma meydana geldiği belirlenmiştir. En dikkat çekici artış ise 200 ton/ha'lık uygulama dozunda meydana gelmiştir. Bireyli topraklarda ise inkübasyon süresince azalma eğilimi gözlenmiştir. İnkübasyonun ilk ayında kotların NH_4^+ -N seviyesi topraklardan daha düşük olarak belirlenirken, diğer inkübasyon dönemlerinde kotlarda daha yüksek değerler tespit edilmiştir. Bunun yanı sıra, *Lumbricus Terrestris*'in salgıladığı ürin ve mukus gibi maddeler yüksek konsantrasyonlarda organik azot ve amonyum azotu içermektedirler. Bu salgı maddelerinin, bakterilerce substrat olarak kullanılması sonucu amonyum içeriği de artış gösterebilmektedir (Edwards ve Lofty 1980).

Kontrol kotları ile kıyaslandığında, yüksek dozdaki arıtma çamuru uygulamasının kotlardaki NH_4^+ -N seviyesini arttırdığı görülmektedir. Kontrol kot değerleri de 2. ay inkübasyon döneminde belirgin bir artış göstermesine rağmen, 3. ayda düşerek ilk ayki değerlere yakın seviyelerde bulunmuştur. 50 ve 100 ton/ha'lık uygulamalara ait kotlarda belirlenen amonyum azotu seviyesi, kontrol kot seviyesi ile farklı bulunmazken, 200 ton/ha'lık uygulamanın $p=0,05$ düzeyinde önemli olduğu belirlenmiştir.

İstatistiki olarak incelendiğinde ise, inkübasyon süresine bağlı olarak kentsel arıtma çamuru uygulanmış topraklarda kotlar ile toprak (KAÇ) arasında 1. ve 2. ayda $p=0,05$ düzeyinde önemli bir fark bulunmasına karşın, 3.ay inkübasyon periyodunda toprak ile kot arasında önemli bir farklılık bulunmadığı tespit edilmiştir.

Gıda endüstrisi arıtma çamuruna ait grafikler ele alındığında, genel olarak kot değerlerinin toprak değerlerine (GEAÇ) göre daha yüksek olduğu görülmektedir ($p=0,05$). GEAÇ örneklerinde inkübasyon süresince önemli bir değişiklik görülmemekle beraber, nispeten bir miktar artış tespit edilmiştir. Solucan kotlarının NH_4^+ -N seviyesinde ise, ilk iki aylık inkübasyon periyodunda artma gözlenirken, 3.ayda dikkat çekici olarak düştüğü görülmüştür. İnkübasyonun sonunda nitrifikasyon prosesinin baskın olması veya buharlaşma yoluyla amonyak kayıplarının gerçekleşmesi bu düşüşün muhtemel sebeplerinden olabilir.

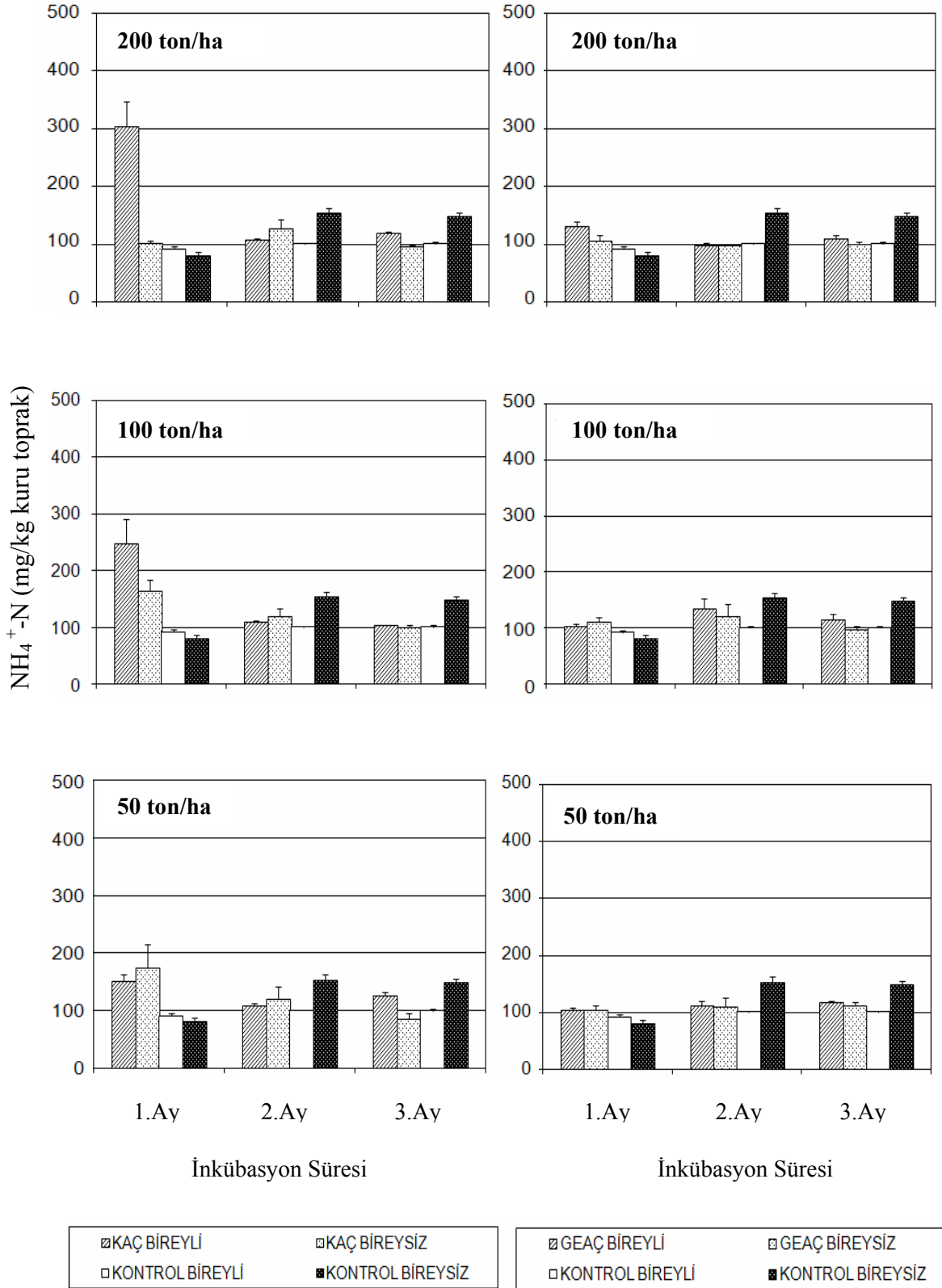
İstatistiki olarak incelendiğinde, 1. ay inkübasyon döneminde toprak ile kotlar arasında önemli bir farklılık olmadığı, 2. ve 3. ayda $p=0,05$ düzeyinde bir ilişki olduğu tespit edilmiştir. Uygulama dozlarının, kotların amonyum konsantrasyonuna etkisi ise $p=0,05$ düzeyinde önemli bulunmasına karşılık, bireyli topraklarda (GEAÇ) etkisi önemsiz bulunmuştur. Uygulama dozu arttıkça kotlarda $\text{NH}_4^+\text{-N}$ seviyesi artış göstermiştir.

Çamur uygulamalarının kotlar üzerindeki etkisi kıyaslandığında, kentsel arıtma çamurunun $\text{NH}_4^+\text{-N}$ seviyesini daha çok arttırdığı söylenebilir. Çamur orijinlerindeki farklılığa bağlı olarak değişiklik gösteren bu durum, kentsel arıtma çamurundaki organik azotun daha kolay mineralize olabilen formda olduğunu düşündürmektedir.

Arıtma çamuru uygulaması yapılan topraklarda solucan aktivitesinin toprakta inkübasyon dönemi boyunca meydana getirdiği değişim de Şekil 4.2’de görülmektedir. Her iki tip arıtma çamuru uygulamasında bireysiz topraklarda inkübasyon süresince bir miktar azalma meydana gelmiştir. Bunun yanı sıra, ilk ay inkübasyon dönemi dışındaki diğer aylarda, kontrol bireysiz toprakların amonyum azotu seviyesi, arıtma çamuru uygulanmış tüm bireyli ve bireysiz uygulama örneklerinden daha yüksek olarak bulunmuştur.

Arıtma çamuru uygulanmamış kontrol toprağında ise, solucan aktivitesi inkübasyonun ilk ayında önemli bir etki yapmazken, 2. ve 3. ay inkübasyon döneminde solucan aktivitesinin olmadığı kontrol toprağının $\text{NH}_4^+\text{-N}$ seviyesi daha yüksek olarak bulunmuştur.

Şekil 4.2’deki kentsel arıtma çamuru uygulamasında, bireyli toprakların $\text{NH}_4^+\text{-N}$ seviyesi inkübasyon periyodu boyunca azalma göstermiştir. Arıtma çamuru uygulaması bireyli topraklarda $\text{NH}_4\text{-N}$ konsantrasyonunu artırıcı etki yapmıştır. 50 ton/ha’lık uygulama incelendiğinde, inkübasyonun ilk iki aylık döneminde bireysiz toprakların amonyum azotu değeri, bireyli topraklara kıyasla daha yüksek bulunmuştur. 100 ve 200 ton/ha’lık uygulamalarda ise inkübasyonun ilk ayında bireyli toprak değerleri (KAÇ BİREYLİ) bireysiz toprak (KAÇ BİREYSİZ) değerlerinden önemli ölçüde yüksek iken, 2. ve 3. aylar da bireyli toprak değerleri belirgin olarak azalarak, bireysiz topraklarda belirlenen değerlere yaklaşmıştır.



Şekil 4.2 Solucan aktivitesinin arıtma çamuru uygulanmış topraktaki amonyum konsantrasyonlarında inkübasyon süresince meydana getirdiği değişim.

(KAÇ: Kentsel arıtma çamuru, GEAÇ: Gıda endüstrisi arıtma çamuru).

Gıda endüstrisi arıtma çamuru uygulamasına ait Şekil 4.2'deki veriler incelendiğinde, inkübasyon süresince bireyli toprak (GEAÇ BİREYLI) değerlerinin, kontrol toprağı değerlerine çok yakın olduğu ve önemli bir değişim göstermediğı göze çarpmaktadır. Bireyli ve bireysiz topraklar kıyaslandığında, birbirine yakın konsantrasyonlarda olduğu görülmektedir.

Bireyli ve bireysiz toprak uygulamaları arasında amonyum konsantrasyona etki eden faktörlerin varyans analizi Çizelge 4.4'de verilmiştir.

Çizelge 4.4 Arıtma çamuru uygulamasının bireyli ve bireysiz topraklardaki amonyum azotu konsantrasyonuna etkilerine ilişkin varyans analizi sonuçları

	Varyasyon Kaynağı	SS	Serbestlik Derecesi	F _{istatistik}
Kentsel Arıtma Çamuru	Toprak Tipi	4749	1	1,7532
	İnkübasyon süresi	41034	2	7,5741*
	Uygulama dozu	10293	3	1,2666
	Toprak tipi x Doz	23398	3	2,8792*
	İnkübasyon süresi x Doz	47917	6	2,9482*
	Toprak tipi x İnkübasyon süresi	26448	2	4,8818*
	Toprak tipixDozxİnkübasyon süresi	29886	6	1,8388
	Hata	130024	48	
Gıda Endüstrisi Arıtma Çamuru	Toprak Tipi	72,6	1	0,103
	İnkübasyon süresi	1875,7	2	1,337
	Uygulama dozu	507,1	3	0,241
	Toprak tipi x Doz	5038,2	3	2,394
	İnkübasyon süresi x Doz	7847,1	6	1,864
	Toprak tipi x İnkübasyon süresi	806,7	2	0,575
	Toprak tipixDozxİnkübasyon süresi	3929,5	6	0,933
	Hata	33676,3	48	

*p=0,05 düzeyinde önemli

Her iki tip arıtma çamuru uygulamalarında uygulama dozları ve toprak tipi (bireyli ve bireysiz) ile deneme topraklarında belirlenen amonyum azotu konsantrasyonları arasında önemli bir ilişki bulunmamıştır. Uygulama dozları, toprak

tipi ve inkübasyon süresi arasındaki interaksiyonda da önemli bir ilişki tespit edilmemiştir.

Kentsel arıtma çamuru uygulamalarında, bireyli ve bireysiz toprakların inkübasyon süresi ile uygulama dozları arasındaki ilişkisi $p=0,05$ düzeyinde önemli bulunmuştur. Bunun yanı sıra, inkübasyon süresi ile uygulama dozları arasında da $p=0,05$ düzeyinde güvenilir bir ilişki olduğu tespit edilmiştir.

İnkübasyonun ilk ayında, bireyli ve bireysiz toprakların amonyum azotu seviyesi $p=0,05$ düzeyinde önemli bulunurken, 2. ve 3. ay inkübasyon dönemlerinde istatistiki olarak önemsiz tespit edilmiştir. Bireyli toprakta, başlangıçtaki yoğun solucan aktivitesi sonucunda oksijen difüzyonunun arttığı ve bu durumun da organik azot mineralizasyonunu hızlandırdığı düşünülmektedir. Daha sonra zamana bağlı olarak bu etkinin azalarak, bireysiz örneklerle dengelendiği tahmin edilmektedir.

Gıda endüstrisi arıtma çamurunun uygulandığı deneme topraklarında ise, uygulama dozu, toprak tipi ve inkübasyon süresi arasındaki interaksiyonun istatistiki olarak önemsiz olduğu bulunmuştur.

Tüm inkübasyon dönemlerinde, bireyli ve bireysiz topraklar arasındaki amonyum seviyesi istatistiki olarak önemsiz olarak tespit edilmiştir.

Sonuç olarak, farklı dozda arıtma çamuru uygulanmış topraklarda solucan aktivitesi zamana bağlı olarak toprağın amonyum azotu konsantrasyonuna önemli bir etkide bulunmamıştır.

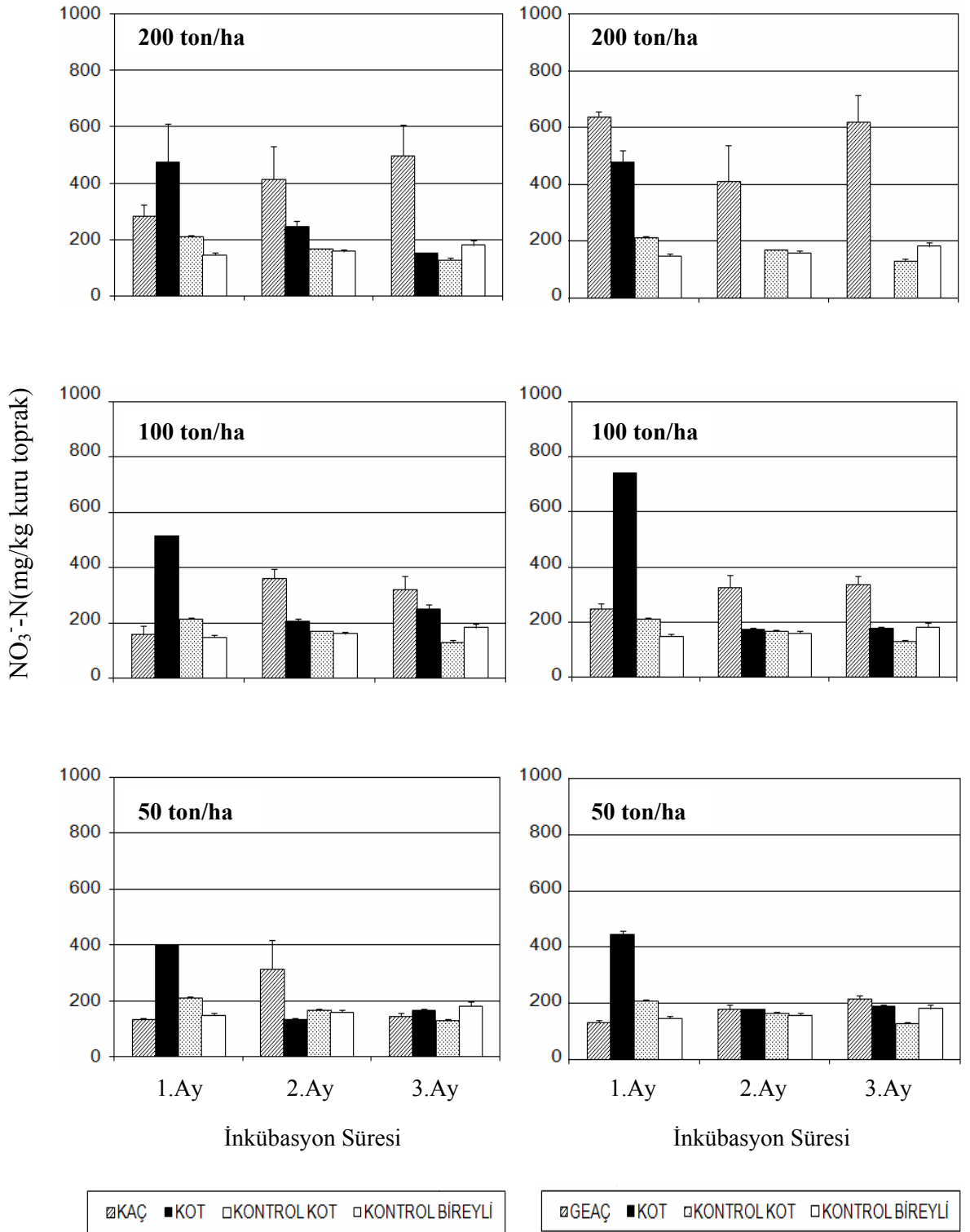
Kentsel arıtma çamuru uygulamasında inkübasyon sonunda elde edilen en yüksek amonyum azotu konsantrasyonu, bireyli topraklarda 50 ton/ha'lık dozda 125,6 mg NH_4^+ -N/kg kuru toprak, solucan kotlarında ise 100 ton/ha'da 146,6 mg NH_4^+ -N/kg kuru toprak, bireysiz toprakta da 100 ton/ha'lık dozda 99,8 mg NH_4^+ -N/kg kuru toprak olarak belirlenmiştir. Gıda endüstrisi arıtma çamuru uygulamasında ise en yüksek konsantrasyonlar, bireyli toprakta 50 ton/ha'lık dozda 118,1 mg NH_4^+ -N/kg kuru toprak, solucan kotlarında 200 ton/ha'lık dozda kot toplanamadığı için belirlenememiş olmakla, bireysiz toprakta 50 ton/ha dozunda 111,6 mg NH_4^+ -N/kg kuru toprak olarak tespit edilmiştir.

4.2.1.2. Nitrat Azotu

İnkübasyon süresince arıtma çamuru uygulanmış topraklardaki nitrat azotu seviyelerinde solucan aktivitesine bağlı meydana gelen değişimler Şekil 4.3'de verilmektedir. Her iki tip arıtma çamuru uygulaması yapılan topraklarda nitrat azotu konsantrasyonu, inkübasyonun ilk ayında toplanan kotlarda daha yüksek seviyelerde belirlenirken, ilerleyen inkübasyon dönemlerinde kot değerleri, toprak değerlerinden (KAÇ ve GEAC) daha düşük seviyelerde bulunmuştur. 1. ay inkübasyon döneminde kotlarda nitratin çok, amonyumun düşük olması nitrifikasyonun, 2. ve 3. ayda ise amonifikasyonun baskın olduğunu göstermektedir. Topraklardaki nitrat konsantrasyonunun, amonyuma göre daha fazla olması ve *nitrosomonas* ile *nitrobacter* gibi bakterilerin toprakta daha baskın bulunmasıyla nitrifikasyonun gerçekleşmesi toprakta, kotlara kıyasla daha fazla nitrat azotu bulunmasını sağlamaktadır. Solucan aktivitesinin topraklardaki nitrat azotu konsantrasyonunu arttırdığı yapılan çalışmalarla tespit edilmiştir (Bohlen ve ark. 1997). Bohlen ve Edwards (1995) toprakta 0-5 cm derinlikte solucan aktivitesinin nitrat seviyesini arttırdığını ancak 5-15 cm derinlikte önemli bir etki yapmadığını bulmuşlardır.

Her iki arıtma çamuru uygulamasından toplanan kotlarda, inkübasyon süresince nitrat değerlerinde azalma meydana geldiği tespit edilmiştir. Bireyli toprak örneklerinde (KAÇ ve GEAC) ise inkübasyon başlangıcına göre bir miktar artma gözlenmiştir. Çamur uygulama dozu arttıkça genel olarak kotlarda nitrat konsantrasyonlarında artma meydana geldiği bulunmuştur ($p=0,05$).

Uygulamalar incelendiğinde, arıtma çamuru uygulanmış ve solucan aktivitesinin aktif olduğu topraklarda (KAÇ ve GEAC) nitrat konsantrasyonunun artış gösterdiği söylenebilir. Bunun yanı sıra, KAÇ ve GEAC uygulamalarına ait kotlardaki nitrat seviyesinin de kontrol kot değerine kıyasla daha yüksek olduğu görülmektedir. Organik azotça zengin arıtma çamurlarının toprağa uygulanmasıyla, toprağın azot içeriği artmaktadır. Dolayısıyla arıtma çamuru uygulaması yapılan toprakta yaşayan solucan kotlarının nitrat değeri daha yüksektir.



Şekil 4.3. Arıtma çamuru uygulamalarının toprak ve solucan kotlarındaki nitrat azotu konsantrasyonuna etkisi.

(KAÇ: Bireyli kentsel arıtma çamuru, GEAC: Bireyli gıda endüstrisi çamuru, KONTROL BİREYLİ: Arıtma çamuru uygulanmamış bireyli toprak, KONTROL KOT: Arıtma çamuru uygulanmamış bireyli topraktan toplanan kot).

Deneme topraklarında inkübasyon süresince belirlenen nitrat azotu değerlerine ilişkin istatistiki analiz sonuçları Çizelge 4.5 ve Çizelge 4.6'da verilmiştir. Çizelge 4.5'de, toprak tipi (toprak, kot), uygulama dozları ve inkübasyon süresi ile deneme topraklarında belirlenen nitrat azotu konsantrasyonları arasında tüm çamurlar için $p=0,05$ düzeyinde istatistiki bakımdan güvenilir bir ilişki tespit edilmiştir.

Toprak tipi, doz ve inkübasyon süreleri arasındaki etkileşim ise yapılan tüm çamur uygulamalarında $p=0,05$ düzeyinde önemli bulunmuştur.

Çizelge 4.5 Arıtma çamuru uygulamasının toprak ve solucan kotlarındaki nitrat azotu konsantrasyonuna etkilerine ilişkin varyans analizi sonuçları

	Varyasyon Kaynağı	SS	Serbestlik Derecesi	F _{istatistik}
Kentsel Arıtma Çamuru	Toprak Tipi (toprak,kot)	52777	1	7,2281*
	İnkübasyon süresi	151329	2	10,3627*
	Uygulama dozu	254399	3	11,6139*
	Toprak tipi x Doz	16806	3	0,7672
	İnkübasyon süresi x Doz	57177	6	1,3051
	Toprak tipi x İnkübasyon süresi	352439	2	24,1344*
	Toprak tipi x Doz x İnkübasyon süresi	104991	6	2,3965*
	Hata	350477	48	
Gıda Endüstrisi Arıtma Çamuru	Toprak Tipi	63096	1	5,4115*
	İnkübasyon süresi	446504	2	19,1477*
	Uygulama dozu	442690	3	12,6561*
	Toprak tipi x Doz	705367	3	20,1657*
	İnkübasyon süresi x Doz	221340	6	3,1639*
	Toprak tipi x İnkübasyon süresi	515071	2	22,0880*
	Toprak tipixDozxİnkübasyon süresi	176159	6	2,5181*
	Hata	559656	48	

* $p=0,05$ düzeyinde önemli.

Gıda endüstrisi arıtma çamuru uygulamasında, 50 ve 100 ton/ha'lık uygulamalarda toprak (GEAÇ) ile kotlar arasında istatistiki olarak bir fark olmadığı, çamur dozu 200 ton/ha olduğu durumda $p=0,05$ düzeyinde toprak ile kot arasında fark tespit edilmiştir.

İnkübasyon süreleri açısından kıyaslandığında, her bir inkübasyon periyodunda toprak ile kotlar arasında farklılık bulunmuştur ($p=0,05$)

Kentsel arıtma çamuru uygulamasında ise, tüm uygulama dozları için bir kıyaslama yapıldığında, toprak ve kotlar arasında istatistiki açıdan önemli bir ilişki olmadığı bulunmuştur. Sadece 1. ay inkübasyon döneminde KAÇ örneklerinin kotlardan $p=0,05$ düzeyinde farklı olduğu görülmüştür.

Çamur uygulamaları kıyaslandığında düşük dozlarda birbirine paralel değişimler gözlenirken, en yüksek uygulama dozu olan 200 ton/ha'lık uygulamalarda GEAC çamuruna ait nitrat seviyelerinin daha yüksek olduğu görülmektedir. İnkübasyon sonunda her iki tip arıtma çamuru için uygulanan tüm dozlarda en düşük nitrat konsantrasyonu solucan kotlarında görülmüştür. Bunun yanında çamur uygulamaları ile kontrol örnekleri kıyaslandığında arıtma çamuru uygulamasının solucanlı topraklarda ve toplanan kotlarda nitrat seviyesini arttırdığı söylenebilir. Bu durum uygulamalar arasında en düşük seviyenin kontrol kot örneğine ait olmasını desteklemektedir. Kontrol uygulamasında, bireyli toprak örneği kot örneğine kıyasla daha düşük seviyede bulunmuştur. Solucanların salgıladıkları mukus gibi maddelerin, kotların inorganik azot içeriğini arttırmasıyla nitrifikasyon oranını da arttırmış olduğu düşünülmektedir (Edwards ve Bohlen 1996).

Kotlardaki amonyum ve nitrat azotu değişimleri eş zamanda gerçekleşmektedir (Lavelle ve Martin 1992). Taze depolanmış kotlarda başlangıçta amonyum seviyesi yüksektir ancak zaman geçtikçe amonyum içeriği, nitrat konsantrasyonunun nitrifikasyon prosesi sonucu artmasıyla azalmaya başlar (Parle 1963, Parkin ve Berry 1994). Azot döngüsünde, denitrifikasyon gerçekleşme oranı, nitrifikasyona göre 1000 kez daha düşüktür. Bu da göstermektedir ki; nitrifikasyon sonucu oluşan nitrat, toprakta solucanların toprağı işlemeyle daha baskın olarak bulunmaktadır. Dolayısıyla da, denitrifikasyon ile hızlı kayıplar gerçekleşemediğinden, topraklarda nitrat azotunun bu sebeple ile de baskın olduğu düşünülmektedir (Parkin ve Berry 1999).

Arıtma çamuru uygulaması yapılan topraklarda solucan aktivitesinin toprakta inkübasyon dönemi boyunca meydana getirdiği değişim Şekil 4.4'de görülmektedir.

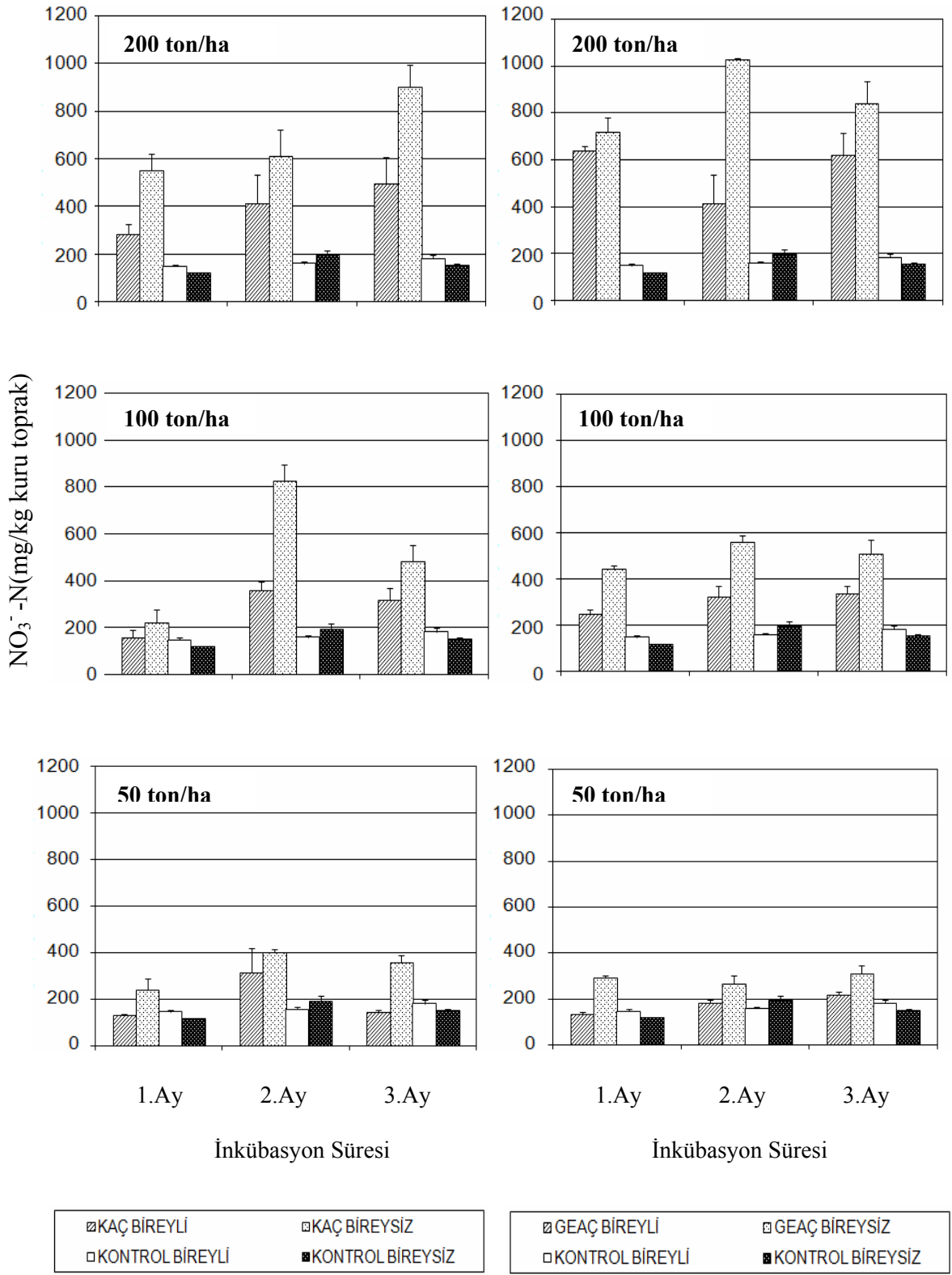
Tüm çamur uygulamalarında, inkübasyonun her periyodunda bireysiz toprakların nitrat azot değeri, bireyli toprak değerlerinden daha yüksek bulunmuştur ($p=0,05$). Solucan aktivitesinin olduğu topraklarda amonifikasyonun az olması sebebiyle nitrat kaynağı olan amonyum konsantrasyonu düşük seviyelerdedir. Bu nedenle, bireyli topraklardaki nitrat azotu konsantrasyonunun, bireysiz topraklara kıyasla daha düşük olduğu düşünülebilir. En yüksek nitrat konsantrasyonlarının ise, 200 ton/ha'lık uygulama dozlarında görülmesi dikkat çekmektedir.

Elde edilen veriler doğrultusunda, arıtma çamuru uygulamasının bireyli ve bireysiz topraklardaki nitrat azotu konsantrasyonuna etkilerine ilişkin istatistiksel sonuçları Çizelge 4.6'da verilmektedir.

Çizelge 4.6 Arıtma çamuru uygulamasının bireyli ve bireysiz topraklardaki nitrat azotu konsantrasyonuna etkilerine ilişkin varyans analizi sonuçları

	Varyasyon Kaynağı	SS	Serbestlik Derecesi	F _{istatistik}
Kentsel Arıtma Çamuru	Toprak Tipi	820894	1	44,0293*
	İnkübasyon süresi	266028	2	7,1343*
	Uygulama dozu	1102205	3	19,7059*
	Toprak tipi x Doz	422126	3	7,5470*
	İnkübasyon süresi x Doz	367189	6	3,2824*
	Toprak tipi x İnkübasyon süresi	114769	2	0,0552
	Toprak tipixDozxİnkübasyon süresi	137270	6	1,2271
	Hata	894924	48	
Gıda Endüstrisi Arıtma Çamuru	Toprak Tipi	422145	1	22,5836*
	İnkübasyon süresi	40349	2	1,0793
	Uygulama dozu	3221392	3	57,4452*
	Toprak tipi x Doz	234895	3	4,1887*
	İnkübasyon süresi x Doz	12858	6	0,1146
	Toprak tipi x İnkübasyon süresi	73250	2	1,9593
	Toprak tipixDozxİnkübasyon süresi	172661	6	1,5395
	Hata	897243	48	

* $p=0,05$ düzeyinde önemli.



Şekil 4.4 Solucan aktivitesinin arıtma çamuru uygulanmış topraktaki nitrat konsantrasyonlarında inkübasyon süresince meydana getirdiği değişim.

(KAÇ: Kentsel arıtma çamuru, GEAÇ: Gıda endüstrisi arıtma çamuru).

Her iki arıtma çamuru uygulamaları için belirlenen nitrat konsantrasyonlarına uygulama dozu ve inkübasyon süresi $p=0,05$ düzeyinde etki etmektedir. Bunun yanı sıra, toprak tipi ile inkübasyon süresi arasındaki ve toprak tipi, uygulama dozu ile inkübasyon süresi arasındaki interaksiyon istatistiki olarak önemsiz bulunmuştur.

Kentsel arıtma çamuru uygulamalarında uygulama dozlarının, inkübasyon süresi ve toprak tipi ile $p=0,05$ düzeyinde ilişkili olduğu belirlenmiştir. Bunun yanında, bireyli ve bireysiz topraklarda belirlenen nitrat konsantrasyonları üzerine, inkübasyon süresinin önemli bir etki yapmadığı bulunmuştur.

Gıda endüstrisi arıtma çamurlarının uygulandığı denemelerde, istatistiki olarak inkübasyon süresinin uygulama dozu ve toprak tipi ile interaksiyonunun önemli olmadığı, buna ek olarak uygulama dozu, inkübasyon süresi ve toprak tipi arasındaki ilişkinin de istatistiki olarak önemli olmadığı bulunmuştur. Ancak, bireyli ve bireysiz topraklarda farklı uygulama dozlarının nitrat azotu konsantrasyonuna etkisi $p=0,05$ düzeyinde önemli bulunmuştur.

Şekil 4.4’de gösterilen kentsel arıtma çamuru uygulanan topraklardan alınan örnekler incelendiğinde, bireysiz toprakların nitrat azotu seviyesi, bireysiz kontrol toprak değerlerinden yüksek olarak belirlenmiştir ($p=0,05$). Bireyli topraklar belirlenen nitrat azotu değerleri de kontrol değerlerinden yüksektir. Bireyli toprak değerleri (KAÇ BİREYLİ) inkübasyon süresince genel olarak artma eğilimi göstermiştir. Buna ek olarak, 1.ay inkübasyon döneminde bireyli ve bireysiz toprak değerleri arasındaki ilişki önemli bulunmazken, 2. ve 3.ay inkübasyon dönemlerinde bu değerler $p=0,05$ düzeyinde istatistiki olarak farklı bulunmuştur. Gerek bireyli, gerekse bireysiz topraklarda her bir inkübasyon döneminde, uygulama dozunun artışına bağlı olarak nitrat konsantrasyonlarında da artış tespit edilmiştir. Toprak örneklerinde meydana gelen dikkat çekici artışlar 200 ton/ha uygulama dozunda gerçekleşmiştir.

Gıda endüstrisi arıtma çamuru uygulamalarında ise, 50 ton/ha’lık uygulama dozunda bireyli ve bireysiz toprak nitrat azotu değerleri arasında istatistiki bir fark belirlenmemiş olup, 100 ve 200 ton/ha’lık uygulamalar da $p=0,05$ düzeyinde bireysiz toprakların daha yüksek olduğu bulunmuştur.

Bireyli ve bireysiz topraklar arasında inkübasyon süresince en belirgin farklılık 2.ay inkübasyon döneminde 200 ton/ha'lık denemede görülmüştür.

Şekil 4.4'deki grafikler incelendiğinde, 50 ve 100 ton/ha'lık uygulama dozuna sahip bireyli topraklarda belirlenen nitrat azotu değerlerinin inkübasyon süresince önemli bir değişiklik göstermediği fark edilmektedir. Her bir inkübasyon dönemi ele alındığında, 1. ve 3.ay inkübasyon dönemlerinde bireyli ve bireysiz toprakların nitrat seviyelerinin birbirinden farklı bulunmadığı, sadece 2. ay döneminde $p=0,05$ düzeyinde farklılık olduğu belirlenmiştir. Bireyli ve bireysiz toprak örneklerinin değerleri, kontrol değerleri ile kıyaslandığında, bireyli topraklarda 50 ton/ha'lık uygulamada bireyli kontrol toprağıyla önemli bir farklılık göstermediği ancak diğer uygulama dozlarında $p=0,05$ düzeyinde önemli bir ilişki olduğu tespit edilmiştir. Bireysiz toprak örneklerinde ise, her bir uygulama dozunda kontrol değerlerinin daha düşük olduğu bulunmuştur ($p=0,05$).

Kentsel arıtma çamuru uygulamasında inkübasyon sonunda elde edilen en yüksek nitrat azotu konsantrasyonu bireyli topraklarda 200 ton/ha'lık dozda 325,5 mg NO_3^- -N/kg kuru toprak, solucan kotlarında ise 100 ton/ha'da 246,7 mg NO_3^- -N/kg kuru toprak, bireysiz toprakta da 100 ton/ha'lık dozda 900,8 mg NO_3^- -N/kg kuru toprak olarak bulunmuştur. Gıda endüstrisi arıtma çamuru uygulamasında ise bireyli toprakta 200 ton/ha'lık dozda 619,1 mg NO_3^- -N/kg kuru toprak, solucan kotlarında 200 ton/ha'lık dozda kot toplanamadığı için belirlenememiş olmakla, bireysiz toprakta 200 ton/ha dozunda 839,2 mg NO_3^- -N/kg kuru toprak olarak tespit edilmiştir.

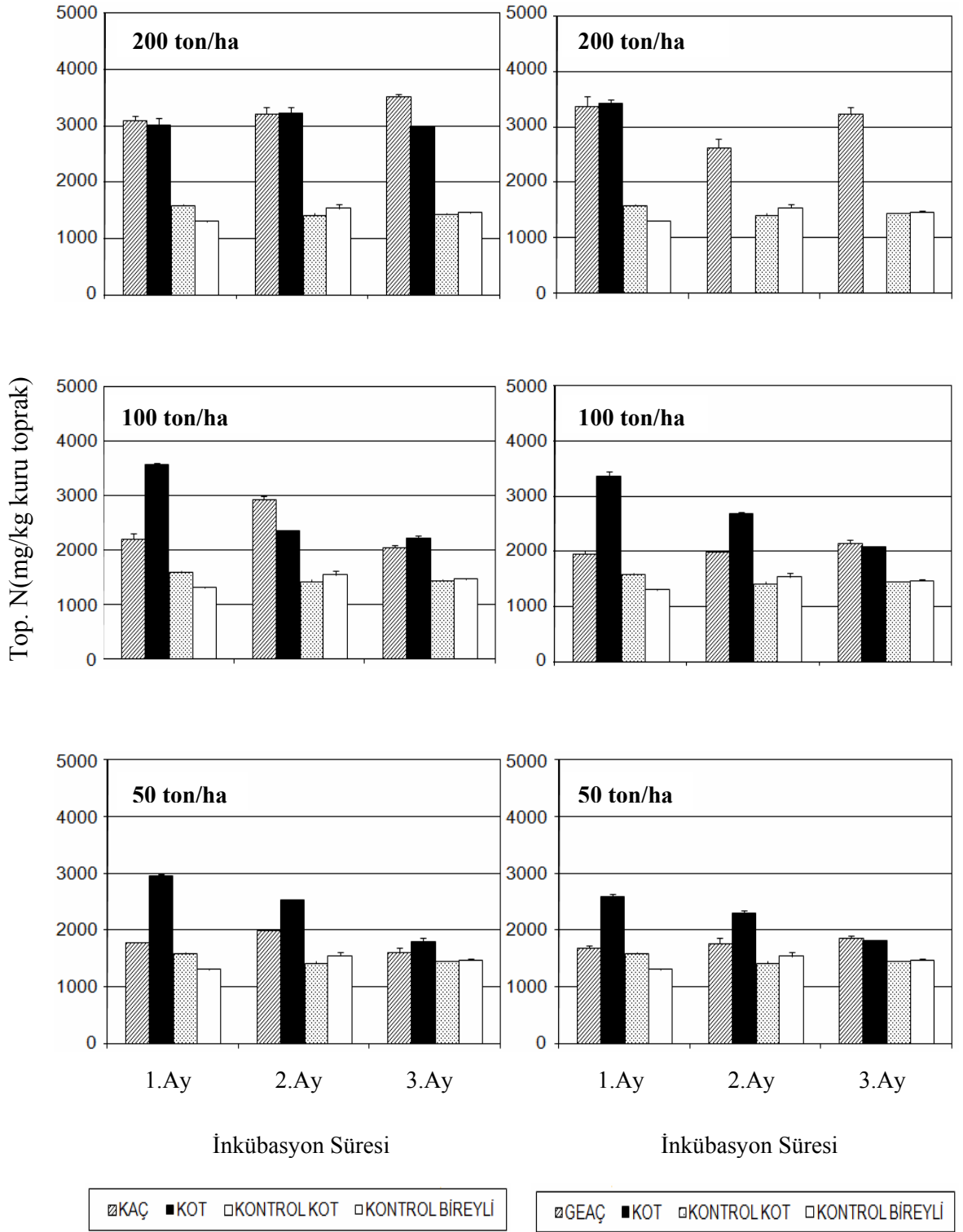
4.2.1.3. Toplam Azot

Solucan aktivitesinin arıtma çamuru uygulanmış toprak ve solucan kotlarındaki toplam azot konsantrasyonlarına etkisi Şekil 4.5’de verilmektedir. Her iki tip arıtma çamuru uygulaması yapılmış olan toprak ve bu topraklardan toplanan kotlarda toplam azot değişimi inkübasyon süresince izlenmiştir. Toprağa arıtma çamuru eklenmesi, topraklarda ve toplanan kotlarda toplam azot konsantrasyonunu arttırmıştır. Solucan bulunan topraklarda, (KAÇ ve GEAC) her iki tip arıtma çamuru için inkübasyon süresince toplam azot konsantrasyonlarında önemli bir değişim trendi gözlenmemiştir. Ancak toplanan kotlar incelendiğinde, inkübasyon boyunca azalmalar meydana geldiği bulunmuştur. Vliet ve ark. (2007) yaptıkları çalışmada, potansiyel azot mineralizasyon oranının, organik madde içeriği ile bağlantılı olduğunu, organik madde içeriğinin azalmasıyla azot mineralizasyonunun azaldığını belirlemişlerdir.

Arıtma çamuru uygulaması yapılmayan toprak örneklerinin (KONTROL BİREYLİ) ve kotların (KONTROL KOT) toplam azot içeriklerinin birbirine oldukça yakın değerlerde bulunduğu tespit edilmiştir. Ancak, kısa vadede incelendiğinde kotlardaki konsantrasyonun toprağa kıyasla daha yüksek olduğu dikkat çekmektedir (Kızılkaya ve Hepşen 2004).

Kentsel arıtma çamuru uygulaması incelendiğinde, düşük dozdaki çamur uygulamasında kotlardaki toplam azot seviyesinin, toprağa kıyasla daha yüksek seviyelerde olduğu bulunmuştur. 100 ve 200 ton/ha’lık uygulama ele alındığında, inkübasyon sonunda toprak ile kot arasında belirgin bir fark olmadığı gözlenmiştir.

Gıda endüstrisi arıtma çamuru ele alındığında ise, tüm uygulama dozlarında genel olarak kotların toplam azot konsantrasyonu bireyli toprak örneğine (GEAC) kıyasla daha fazladır. GEAC uygulamaları inkübasyon boyunca önemli bir değişikliğe uğramamıştır. Yapılan çalışmalarda da, kotların toplam azot içeriğinin daha yüksek olduğu bulunmuştur (Scheu 1987, Jensen 1997, Aira ve ark. 2003).



Şekil 4.5 Arıtma çamuru uygulamalarının toprak ve solucan kotlarındaki toplam azot konsantrasyonuna etkisi.

(KAÇ: Bireyli kentsel arıtma çamuru, GEAÇ: Bireyli gıda endüstrisi çamuru, KONTROL BİREYLİ: Arıtma çamuru uygulanmamış bireyli toprak, KONTROL KOT: Arıtma çamuru uygulanmamış bireyli topraktan toplanan kot).

Deneme topraklarında inkübasyon süresince belirlenen toplam azot değerlerine ilişkin istatistiki analiz sonuçları Çizelge 4.7 ve Çizelge 4.8’de verilmiştir. Çizelge 4.7’de, toprak tipi, uygulama dozları ve inkübasyon süresi ile deneme topraklarında belirlenen toplam azotu konsantrasyonları arasında tüm çamurlar için $p=0,05$ düzeyinde istatistiki bakımdan güvenilir bir ilişki tespit edilmiştir.

Toprak tipi, doz ve inkübasyon süreleri arasındaki etkileşim ise yapılan tüm çamur uygulamalarında $p=0,05$ düzeyinde önemli bulunmuştur.

Çizelge 4.7 Arıtma çamuru uygulamasının toprak ve solucan kotlarındaki toplam azot konsantrasyonuna etkilerine ilişkin varyans analizi sonuçları

	Varyasyon Kaynağı	SS	Serbestlik Derecesi	F _{istatistik}
Kentsel Arıtma Çamuru	Toprak Tipi (toprak, kot)	761189	1	18,640*
	İnkübasyon Süresi	934761	2	11,445*
	Uygulama Dozu	2250412	3	183,696*
	Toprak tipi x Doz	1232698	3	10,062*
	İnkübasyon süresi x Doz	2001052	6	8,167*
	Toprak tipi x İnkübasyon Süresi	606008	2	7,420*
	Toprak tipi x Doz x İnkübasyon Süresi	1624112	6	6,629*
	Hata	1960118	48	
Gıda Endüstrisi Arıtma Çamuru	Toprak Tipi	307465	1	7,568*
	İnkübasyon Süresi	3654779	2	44,979*
	Uygulama Dozu	5151366	3	42,264*
	Toprak Tipi x Doz	128134	3	105,128*
	İnkübasyon Süresi x Doz	7640508	6	31,343*
	Toprak Tipi x İnkübasyon Süresi	3776693	2	46,479*
	Toprak Tipi x Doz x İnkübasyon süresi	4268554	6	17,511*
	Hata	1950146	48	

* $p=0,05$ düzeyinde önemli.

Tüm çamur uygulamalarında, toprak ve kotlarda belirlenen toplam azot seviyelerine uygulama dozları ve inkübasyon süresi etki etmektedir ($p=0,05$). Toprak ve

kotlarda tespit edilen toplam azot değerleri tüm çamur uygulamalarında kontrol uygulamalarından farklı bulunmuştur ($p=0,05$).

Kentsel arıtma çamuru uygulamasında, 50 ton/ha 'lık uygulamada kot ve toprak değerleri $p=0,05$ düzeyinde farklı bulunmuş olup, diğer uygulama dozlarında istatistiki bir farklılık belirlenmemiştir. Uygulama dozlarına bağlı olarak kotların toplam azot değerlerinin birbirinden farklı olduğu $p=0,05$ düzeyinde tespit edilmiştir. Bunun yanı sıra, inkübasyon dönemlerindeki farklılıklar kıyaslanacak olursa, inkübasyonun sadece ilk ayında toprak ve kotların toplam azot değerlerinin birbirinden farklı olduğu ($p=0,05$) bulunmuştur. Diğer aylardaki uygulamalarda, toprak ve kot değerleri arasında istatistiki olarak bir farklılık tespit edilmemiştir.

Gıda endüstrisi arıtma çamuru ile yapılan uygulamalarda, her bir uygulama dozunda toprak (GEAÇ) ile kot değerleri arasında $p=0,05$ düzeyinde önemli bir ilişki belirlenmiştir. Toprak ile kotlar arasında inkübasyon süresine bağlı bir kıyaslama yapıldığında, 1. ve 3. ay inkübasyon periyodunda toprak ve kot toplam azot değerleri arasında $p=0,05$ düzeyinde önemli bir farklılık bulunurken, 2.ayda toprak ile kot değerleri arasında önemli bir farklılık bulunmamıştır. Ayrıca, her bir inkübasyon ayında kotların toplam azot seviyeleri birbirinden farklı tespit edilmiştir ($p=0,05$).

şekil 4.5'e göre çamurlar kıyaslandığında, kentsel arıtma çamuru uygulaması yapılan gerek toprak, gerekse kot örneklerinde toplam azot konsantrasyonu gıda endüstrisi uygulama örneklerine kıyasla daha yüksek seviyelerde bulunmuştur. Bunun nedeninin, solucanların düşük C/N oranına sahip organik maddeyi öncelikli olarak tercih etmesi olduğu düşünölmektedir (KAÇ için C/N:5,89 ;GEAÇ için C/N:6,17). Arıtma amuru uygulama dozu arttıkça hem topraklarda hem de solucan kotlarında toplam azot seviyelerinde artış meydana gelmiştir. 200 ton/ha'lık uygulama dozu oldukça önemli artmalara sebep olmuştur.

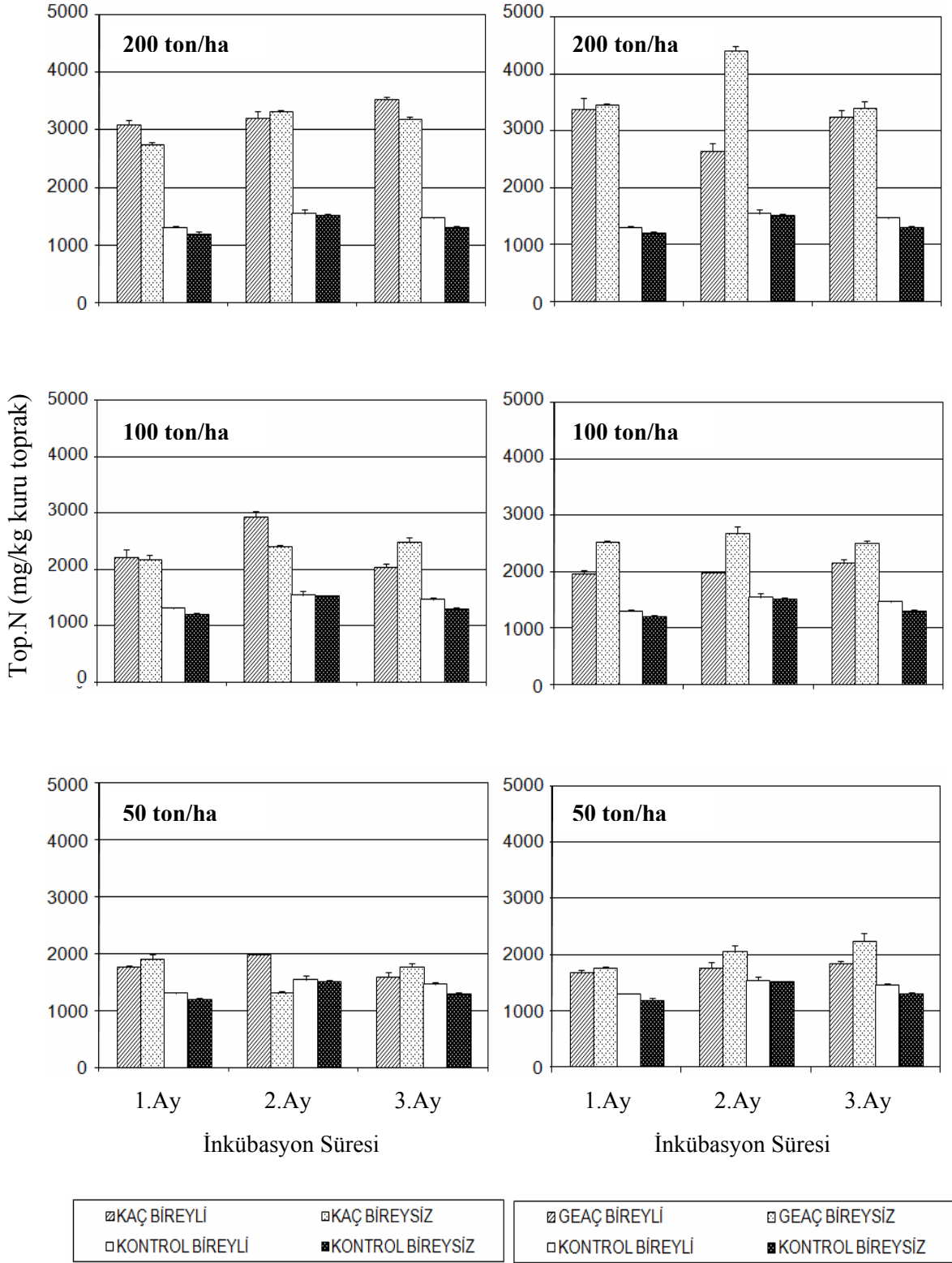
Genel olarak solucan kotlarının toplam azot konsantrasyonu topraklara kıyasla daha yüksek seviyelerdedir. Yapılan çalışmalarda da bu durum desteklenmektedir (Scheu 1987, Aira ve ark. 2003, Vliet ve ark. 2007). Aktif solucanların salgıladıkları ürün, üre, mukus gibi maddelerde bitkiler için alınabilir formda azot içeriği

bulunmaktadır. Bu maddelerin mikroorganizmalar tarafından bozunmaya uğratılmasıyla azot mineralizasyonu ve nitrifikasyon gerçekleşmektedir (Eriksen ve Whalen 2008).

Solucan aktivitesinin arıtma çamuru uygulanmış topraktaki toplam azot konsantrasyonuna etkisi inkübasyon süresine bağlı olarak Şekil 4.6'da verilmiştir. Farklı orijinli arıtma çamuru uygulamalarının bireyli ve bireysiz topraktaki değişimleri kıyaslanmak suretiyle solucan aktivitesinin etkisi incelenmiştir.

Kentsel arıtma çamuru uygulamasında, inkübasyonun ilk ayında 50 ve 100 ton/ha'lık bireyli ve bireysiz (KAÇ BİREYLİ-KAÇ BİREYSİZ) örnekler arasında önemli bir fark bulunmazken, 2. ay inkübasyon döneminde bireyli toprakların toplam azot seviyesi belirgin olarak bireysiz topraklara göre yüksek seviyelerde bulunmuştur. İnkübasyon sonunda ise bireysiz topraklarda toplam azot seviyesi daha yüksek olarak tespit edilmiştir. İnkübasyon süresince bu uygulama dozlarında bireyli toprak örneklerinde inkübasyonun 2. ayında bir artış tespit edilse de genel olarak bir düşme eğilimi gözlenmiştir. Bireysiz örneklerde ise çok büyük değişimler meydana gelmeksizin başlangıca göre bir artma eğilimi olduğu söylenebilir ($p=0,05$). Organik madde içeriğine bağlı olarak, solucan aktivitesi ile azot mineralizasyonu bireysiz topraklara nazaran daha çabuk gerçekleşmektedir. Bireyli topraklardaki nitrifikasyon ve denitrifikasyon oranının solucan aktivitesi ile artmasıyla, zamana bağlı olarak organik madde dolayısıyla azot mineralizasyonu da azalmaktadır. Bu nedenle bireysiz topraklarda inkübasyon sonunda daha yüksek azot içeriğinin olduğu tahmin edilmektedir.

Gıda endüstrisi arıtma çamuru sonuçları değerlendirildiğinde, tüm uygulama dozlarında bireysiz topraklardaki azot içeriğinin bireyli topraklara nazaran daha yüksek olduğu bulunmuştur. 50 ve 100 ton/ha'lık uygulamalarda bireyli toprakların toplam azot konsantrasyonu inkübasyon süresince önemli bir değişiklik göstermemiştir. 200 ton/ha'lık uygulamada ise bireyli topraklarda 2. ay inkübasyon döneminde belirgin bir düşüş gözlenirken, bireysiz toprakta da oldukça yüksek seviyelerde toplam azot belirlenmiştir.



Şekil 4.6 Solucan aktivitesinin arıtma çamuru uygulanmış topraktaki toplam azot konsantrasyonlarında inkübasyon süresince meydana getirdiği değişim.

(KAÇ: Kentsel arıtma çamuru, GEAÇ: Gıda endüstrisi arıtma çamuru).

Bireyli ve bireysiz toprak uygulamaları arasında toplam azot konsantrasyonuna etki eden faktörlerin varyans analizi Çizelge 4.8’de verilmiştir. Toprak tipi, uygulama dozları ve inkübasyon süresi ile bireyli ve bireysiz deneme topraklarında belirlenen toplam azot konsantrasyonları arasında kentsel arıtma çamuru için $p=0,01$ düzeyinde istatistiki bakımdan güvenilir bir ilişki tespit edilmiştir. Toprak tipi, doz ve inkübasyon süreleri arasındaki interaksiyon ise yapılan kentsel arıtma çamuru uygulamalarında önemli bir ilişki bulunmamıştır.

Gıda endüstrisi arıtma çamuru uygulamalarında, toprak tipi ve uygulama dozu toplam azot konsantrasyonlarına $p=0,05$ düzeyinde etki etmektedir. Toprak tipi, uygulama dozları ve inkübasyon süresi arasındaki interaksiyon $p=0,05$ düzeyinde önemli bulunmuştur.

Çizelge 4.8 Arıtma çamuru uygulamasının bireyli ve bireysiz topraklardaki toplam azot konsantrasyonuna etkilerine ilişkin varyans analizi sonuçları

	Varyasyon Kaynağı	SS	Serbestlik Derecesi	F _{istatistik}
Kentsel Arıtma Çamuru	Toprak Tipi	820894	1	44,0293*
	İnkübasyon süresi	266028	2	7,1343*
	Uygulama dozu	1102205	3	19,7059*
	Toprak tipi x Doz	422126	3	7,5470*
	İnkübasyon süresi x Doz	367189	6	3,2824*
	Toprak tipi x İnkübasyon süresi	114769	2	3,0779
	Toprak tipixDozxİnkübasyon süresi	137270	6	1,2271
	Hata	894924	48	
Gıda Endüstrisi Arıtma Çamuru	Toprak Tipi	639844	1	10,802*
	İnkübasyon süresi	173999	2	1,469
	Uygulama dozu	2081740	3	117,152*
	Toprak tipi x Doz	585455	3	3,295*
	İnkübasyon süresi x Doz	375770	6	1,057
	Toprak tipi x İnkübasyon süresi	594095	2	5,015*
	Toprak tipixDozxİnkübasyon süresi	999979	6	2,814*
	Hata	2843131	48	

* $p=0,05$ düzeyinde önemli.

Bireyli ve bireysiz topraklarda gıda endüstrisi arıtma çamuru uygulama dozlarına bağlı olarak yapılan kıyaslamada, her bir uygulama dozu için bireyli ve bireysiz toprak değerleri arasında istatistiki olarak bir farklılık tespit edilmemiştir. Bireyli topraklarda farklı uygulama dozlarının toplam azot değeri üzerine etkisi olduğu bulunmuştur ($p=0,05$). İnkübasyon dönemleri kıyaslandığında ise, 1.ve 3.ay inkübasyon dönemlerinde bireyli ve bireysiz toprak örneklerinin toplam azot değerlerinin birbirinden farklı düzeyde bulunmadığı, sadece 2.ay inkübasyonunda $p=0,05$ düzeyinde önemli bulunduğu tespit edilmiştir.

Kentsel arıtma çamuru uygulanan deneme örneklerinde, sadece 200 ton/ha'lık uygulama dozunda bireyli ve bireysiz (KAÇ BİREYLİ-KAÇ BİREYSİZ) topraklar arasında $p=0,05$ düzeyinde önemli bir ilişki bulunmuştur. Diğer dozlarda ise istatistiki bir farklılık olmadığı bulunmuştur. Her bir uygulama dozunda bireyli ve bireysiz toprakların toplam azot seviyesinin kontrol uygulamalarından farklı olduğu $p=0,05$ düzeyinde tespit edilmiştir. İnkübasyon süreci bazında uygulamalar arası farklılıklar kıyaslandığında, sadece 2.ay inkübasyon dönemindeki bireyli ve bireysiz toprak değerleri arasında farklılık olduğu belirlenmiştir ($p=0,05$). Diğer inkübasyon dönemlerinde bireyli ve bireysiz toprak denemelerinin toplam azot değerleri arasında farklılık bulunmadığı görülmüştür.

İnkübasyon sonunda çamurlar kıyaslandığında, yapılan uygulamalarda bireysiz toprakların toplam azot içeriği bireyli topraklara kıyasla daha yüksek olarak tespit edilmiştir. Bu durumda arıtma çamuru uygulaması yapılan topraklarda solucan aktivitesinin toplam azot konsantrasyonunu bir miktar azalttığı görülmektedir.

Bireyli topraklarda solucan aktivitesi, nitrifikasyon-denitrifikasyon proseslerinin ve mikrobiyal aktivitenin artmasına sebep olmaktadır (Svensson ve ark. 1986, Elliott ve ark. 1990, Parkin ve Berry 1994). Arıtma çamuru uygulamasında solucan aktivitesinin olduğu topraklarda organik madde içeriği, solucansız uygulamadan daha az bulunmaktadır. Bunun sebebi, solucanlarla birlikte mikroorganizmaların da varlığıyla organik maddenin hızlı bir şekilde bozunmaya uğratılmasıdır. Buna paralel olarak da, solucan aktivitesinin olduğu topraklarda toplam azot içeriği solucansız toprağa kıyasla daha düşük seviyelerdedir. Buna bağlı olarak, kullanılabilir formda bulunan azot içeriği, solucanlı toprakta daha fazladır. Bu da göstermektedir ki, solucanlar ile

mikroorganizmalar arasındaki etkileşim organik maddenin bozunmasını arttırmış ve organik azotun kullanılabilir azot formuna değişimini hızlandırmıştır (Gunnarsson ve ark. 1988, Jensen 1997, Liu ve ark. 2005).

Kentsel arıtma çamuru uygulamasında inkübasyon sonunda elde edilen en yüksek toplam azot konsantrasyonu bireyli topraklarda 200 ton/ha'lık dozda 3531,3 mg/kg kuru toprak, solucan kotlarında 200 ton/ha'da 2994,5 mg/kg kuru toprak, bireysiz toprakta da 200 ton/ha'lık dozda 3173,4 mg/kg kuru toprak olarak bulunmuştur. Gıda endüstrisi arıtma çamuru uygulamasında ise en yüksek konsantrasyonlar, bireyli toprakta 200 ton/ha'lık dozda 3235,9 mg/kg kuru toprak, solucan kotlarında 200 ton/ha'lık dozda kot toplanamadığı için belirlenememiş olmakla, bireysiz toprakta 200 ton/ha dozunda 3397,2 mg/kg kuru toprak olarak tespit edilmiştir.

4.2.2. Enzim Aktiviteleri

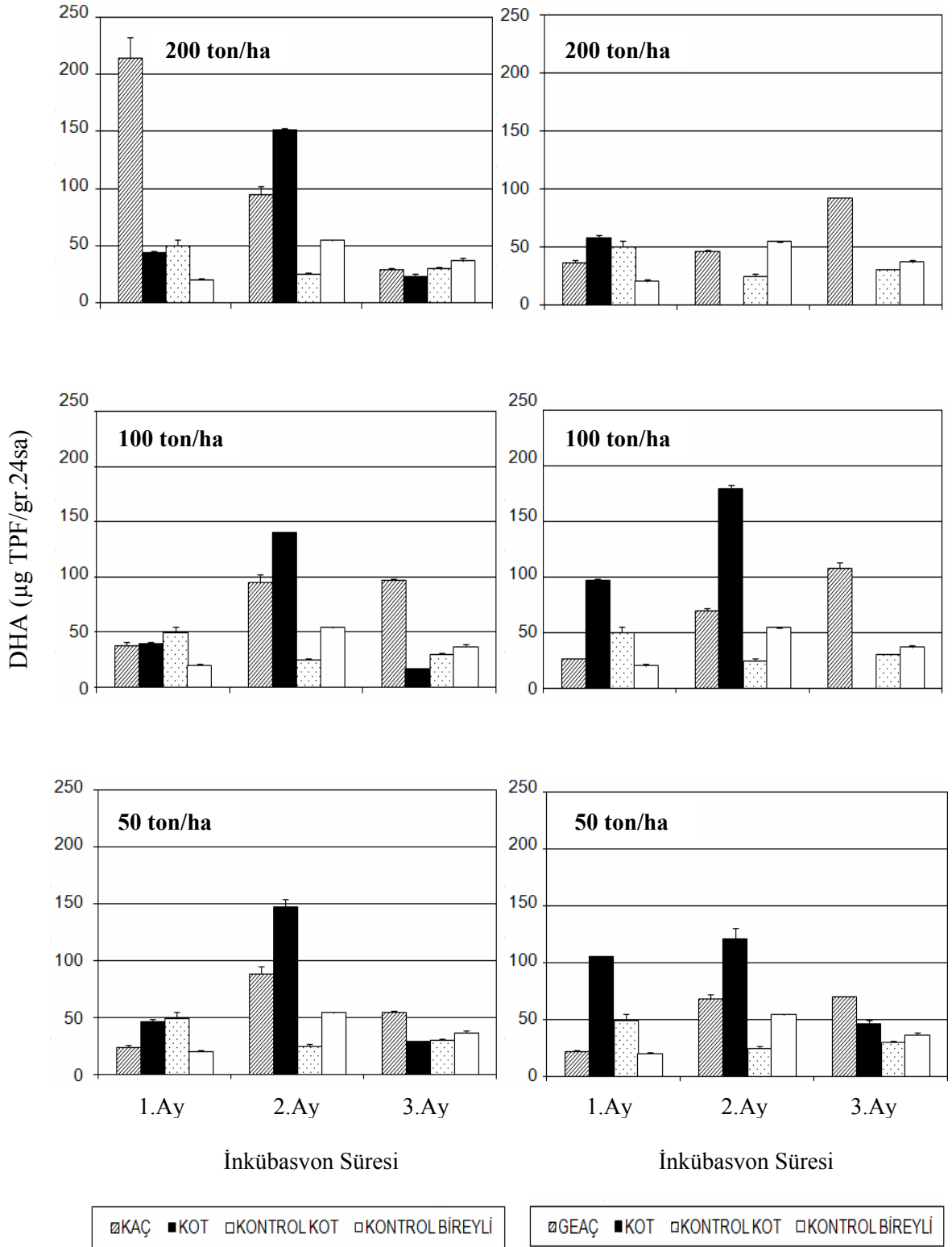
4.2.2.1. Dehidrogenaz Aktivitesi

Arıtma çamuru uygulanmış toprakta solucan aktivitesinin, solucan kotlarındaki dehidrogenaz aktivitesi (DHA) üzerine etkisi Şekil 4.7’de verilmiştir. Solucanların yaşadığı toprak ile bıraktıkları kotlar arasında zamana bağlı bir kıyaslama yapılmıştır. Bunun yanı sıra arıtma çamuru uygulaması yapılmamış toprak ve solucan kotları da değerlendirilmeye alınarak arıtma çamurunun etkisi incelenmiştir.

Her iki tip arıtma çamuru uygulamasının solucanlı toprakta DHA seviyesini arttırdığı tespit edilmiştir. Aynı zamanda, 50 ve 100 ton/ha’lık uygulamalarda kot DHA değerleri ilk iki aylık inkübasyon döneminde KAÇ ve GEAC uygulama değerlerinden daha yüksek olarak bulunurken, inkübasyonun son ayında toprak değerlerinin (KAÇ ve GEAC) kotlardan belirgin olarak daha yüksek seviyelerde olduğu görülmektedir. Solucan aktivitesinin toprak ve kotlardaki mikrobiyal aktiviteyi arttırdığı yapılan çalışmalarla ortaya konulmuştur (Binet ve Trehen 1992, Brown ve ark. 2000). Özellikle kotlardaki fungi popülasyonu toprağa kıyasla daha yüksek olarak bulunmaktadır (Tiunov ve Scheu 2000). Başlangıçtaki yüksek mikrobiyal aktivitenin, nutrientçe zengin kotlarda DHA seviyesini toprağa kıyasla arttırdığı yapılan çalışmalarla belirlenmiştir (Tiwari ve ark. 1989, Mulongoy ve Bedoret 1989, Aira ve ark. 2003). Genel olarak kotlardaki önemli artış miktarı inkübasyonun 2. ayında tespit edilmiştir. Uygulama dozu artışına bağlı olarak da hem topraklarda hem de kotlarda kontrol değerlerine kıyasla genel olarak bir artma eğilimi gözlenmiştir ($p=0,05$).

Kentsel arıtma çamuru uygulaması ele alındığında, inkübasyonun ilk ayında 200 ton/ha’lık uygulamanın topraktaki DHA seviyesini oldukça önemli oranda arttırdığı görülmüştür. Bu değer daha sonraki inkübasyon süresince düşmeye uğramıştır.

Arıtma çamuru uygulaması yapılmamış topraklardan toplanan kotların (KONTROL KOT), arıtma çamuru uygulanmış topraktan toplanan kotlara kıyasla DHA seviyesi, inkübasyonun ilk ayında önemli bir farklılık göstermemiştir. Ancak, 2. ayda kot değerleri oldukça belirgin bir şekilde artmıştır. İnkübasyonun sonunda ise bu değerler arttıkları oranda azalarak kontrol kot değerleri ile aynı seviyelere gelmiştir.



Şekil 4.7 Arıtma çamuru uygulamalarının toprak ve solucan kotlarındaki dehidrogenaz aktivite konsantrasyonlarına etkisi.

(KAÇ: Bireyli kentsel arıtma çamuru, GE AÇ: Bireyli gıda endüstrisi çamuru, KONTROL BİREYLİ: Arıtma çamuru uygulanmamış bireyli toprak, KONTROL KOT: Arıtma çamuru uygulanmamış bireyli topraktan toplanan kot).

Şekil 4.7'ye göre, gıda endüstrisi arıtma çamuru uygulamalarında ise, arıtma çamuru uygulanmış bireyli topraklarda inkübasyon süresince DHA seviyesi artış göstermiştir. KAÇ ile GEAC uygulamaları arasındaki bu farklılık, kentsel arıtma çamurunun ağır metal içeriğinin nispeten daha yüksek olması ve zamana bağlı olarak organik maddenin parçalanmasıyla bu içeriğin, DHA seviyesini azaltmış olabileceği düşünülmektedir. Arıtma çamurları nutrientçe zengin olmakla beraber değişen oranlarda ağır metal içermektedirler. DHA intrasellüler bir enzim olup doğal veya antropojenik etkenlere karşı oldukça hassastır. Topraktaki mikrobiyal aktivite ve organik madde oksidasyonunun izlenmesinde önemli bir indikatör olan DHA, arıtma çamurlarında çeşitli oranlarda bulunan ağır metal konsantrasyonlarından da inhibe olabilmektedir (Huang ve Shindo 2000, Pascual ve ark.2002, Kızılkaya ve Hepşen 2004).

Çamurlar kıyaslandığında, her iki çamurunda toprak DHA seviyesine etkisi benzer şekilde meydana gelirken, kotlar üzerinde GEAC uygulamasının aktiviteyi daha çok arttırdığı görülmektedir. Bu durumun muhtemel sebebinin, GEAC'nun KAÇ örneğine göre daha yüksek organik madde seviyesine sahip olduğu düşünülmektedir.

Deneme topraklarında inkübasyon süresince belirlenen dehidrogenaz aktivitesi (DHA) değerlerine ilişkin istatistiki analiz sonuçları da Çizelge 4.9 ve Çizelge 4.10'da verilmiştir. Çizelge 4.9'da, uygulama dozları, inkübasyon süresi ve birbirleriyle olan interaksyonları ile deneme topraklarında belirlenen dehidrogenaz aktivitesi konsantrasyonları arasında tüm çamurlar için $p=0,05$ düzeyinde istatistiki bakımdan güvenilir bir ilişki tespit edilmiştir.

Toprak tipi, doz ve inkübasyon süreleri arasındaki interaksyon ise yapılan tüm çamur uygulamalarında $p=0,05$ düzeyinde önemli bulunmuştur. Ana etki olarak toprak tipinin dehidrogenaz aktivitesi konsantrasyonları üzerine etkisi ise $p=0,05$ düzeyinde önemli olarak belirlenmiştir.

Çizelge 4.9 Arıtma çamuru uygulamasının toprak ve solucan kotlarındaki dehidrogenaz aktivitesi konsantrasyonuna etkilerine ilişkin varyans analizi sonuçları

	Varyasyon Kaynağı	SS	Serbestlik Derecesi	F _{istatistik}
Kentsel Arıtma Çamuru	Toprak Tipi (toprak, kot)	785,1	1	6,236*
	İnkübasyon süresi	46161,7	2	183,326*
	Uygulama dozu	25720,8	3	68,098*
	Toprak tipi x Doz	5808,1	3	15,378*
	İnkübasyon süresi x Doz	35111,8	6	46,481*
	Toprak tipi x İnkübasyon süresi	14020,3	2	55,680*
	Toprak tipi x Doz x İnkübasyon süresi	37745,4	6	49,967*
	Hata	6043,2	48	
Gıda Endüstrisi Arıtma Çamuru	Toprak Tipi	403,1	1	4,977*
	İnkübasyon süresi	7188,9	2	44,383*
	Uygulama dozu	27156,2	3	111,770*
	Toprak tipi x Doz	15721,4	3	64,707*
	İnkübasyon süresi x Doz	17236,1	6	35,470*
	Toprak tipi x İnkübasyon süresi	37662,3	2	232,517*
	Toprak tipi x Doz x İnkübasyon süresi	24105,1	6	49,606*
	Hata	3887,4	48	

*p=0,05 düzeyinde önemli.

Elde edilen bulgular sonucunda yapılan istatistiki çalışmalara göre, KAÇ deneme toprağı ile kot dehidrogenaz seviyeleri arasındaki ilişki 50 ve 200 ton/ha'lık uygulama dozlarında p=0,05 düzeyinde önemli bulunmuştur. Ayrıca, uygulama dozları farklılığı, toprakların DHA seviyesine etki etmekteken (p=0,05), kotlarda istatistiki olarak etki önemli bulunmamıştır. İnkübasyon süreleri ele alındığında, KAÇ örnekleri ile kotlar her bir inkübasyon döneminde birbirinden p=0,05 düzeyinde farklı bulunmuştur. Bunun yanında, tüm inkübasyon dönemlerinde kotların DHA seviyeleri de birbirinden farklı tespit edilmiştir (p=0,05).

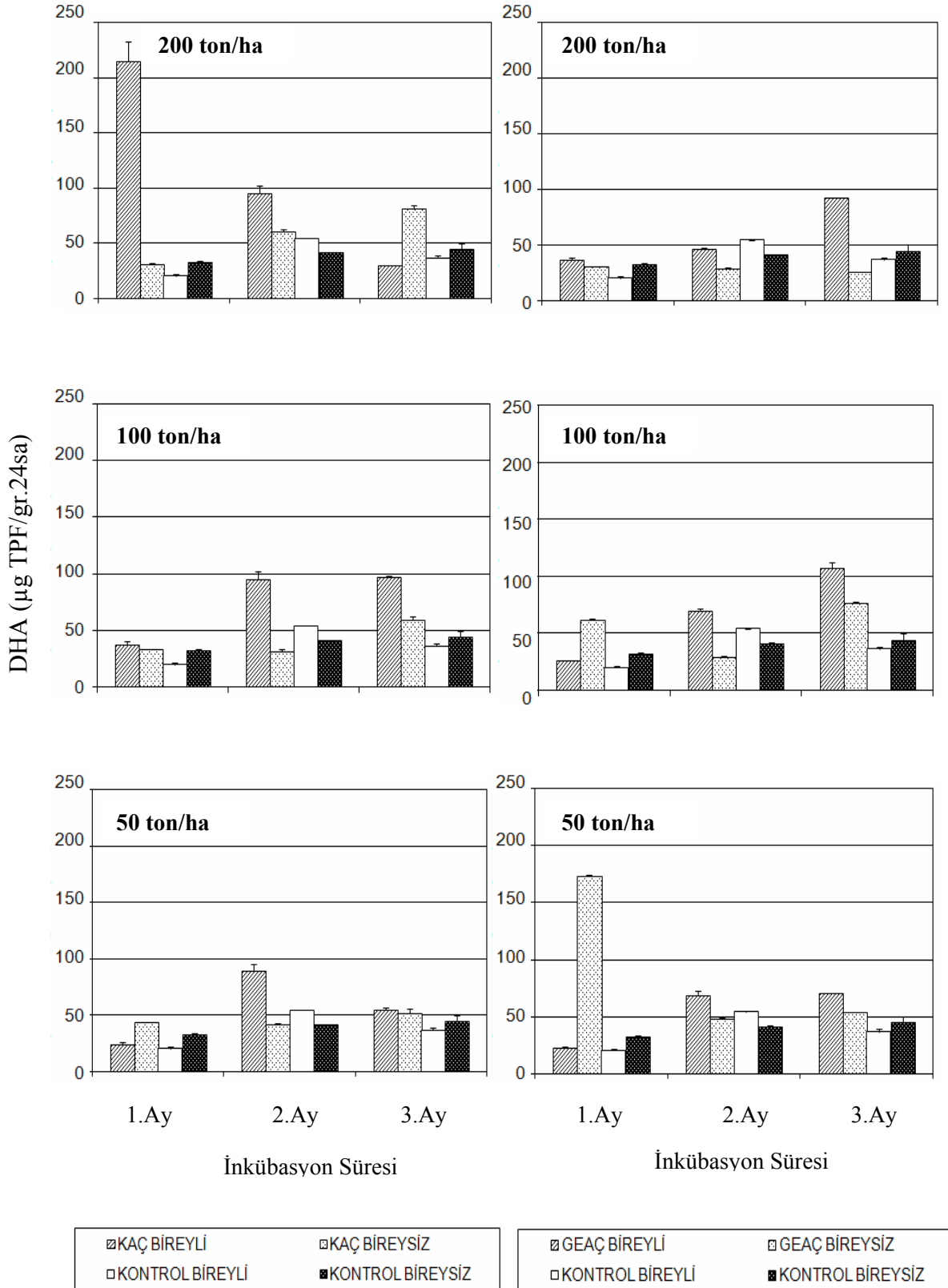
Her bir farklı uygulama dozunda ve inkübasyon döneminde, GEAC ve kot örnekleri arasında ise p=0,05 düzeyinde istatistiki bakımdan güvenilir bir ilişki tespit edilmiştir. Bunun yanında, 50 ve 100 ton/ha'lık uygulama dozlarında kotların DHA

seviyeleri birbirleriyle istatistiki olarak farklı bulunmazken, 200 ton/ha'lık uygulama dozunda elde edilen kot değerleri diğer uygulama dozlarından $p=0,05$ düzeyinde farklı bulunmuştur. İnkübasyon dönemlerinde kotların DHA seviyeleri incelendiğinde, 1. ve 2.ay inkübasyon döneminde kot değerleri arasındaki ilişki önemsiz olarak tespit edilirken, 3.aya ait kot değerleri diğer inkübasyon dönemlerindeki kot değerlerinden $p=0,05$ düzeyinde farklı bulunmuştur.

Aritma çamuru uygulamasında solucan aktivitesinin DHA üzerine etkisi Şekil 4.8'de verilmektedir. Aritma çamuru uygulaması bireyli ve bireysiz topraklarda DHA seviyesini arttırmaktadır. Aritma çamuru uygulaması yapılan topraklarda da, solucan aktivitesi toprakların DHA seviyesinin artmasına sebep olmuştur. Ancak düşük dozda yapılan uygulamalarda inkübasyonun ilk ayında bireysiz topraklarda bireylilere nazaran DHA seviyesi daha yüksek bulunmuştur.

KAÇ uygulaması incelendiğinde, 50 ve 100 ton/ha'lık uygulama dozunda gerek bireyli gerekse bireysiz topraklarda inkübasyon başlangıcına göre artma gözlenmiştir. Ancak 200 ton/ha'lık uygulamada bireysiz toprak değerlerinde artış gözlenirken, bireyli toprak değerlerinde azalma meydana gelmiştir. Ayrıca inkübasyonun ilk ayında 200 ton/ha'lık uygulamada dikkat çekici bir artış meydana gelmiştir. Uygulama dozu arttıkça bireyli topraklarda 1. ve 2.ay inkübasyon dönemlerinde artış gözlenirken, 3.ayda azalma meydana geldiği bulunmuştur. Bireysiz topraklarda ise 1.ayda azalma meydana gelirken, 2. ve 3. ay inkübasyon dönemlerinde artış tespit edilmiştir. Kısa vadede, arıtma çamuru uygulamasıyla, nutrientçe zenginleşen toprakta solucan aktivitesi ile mikrobiyal aktivitenin de artması sonucu organik madde oksidasyonu daha yüksek oranlarda meydana gelmektedir. Organik maddenin ve mikrobiyal aktivitenin zamanla azalmasına bağlı olarak DHA seviyesi de azalma göstermiştir. Buna ek olarak nitrifikasyon sonucu toprağın pH'sının düşmesi ve nitrit ile nitrat birikimleri de dehidrogenaz aktivitesini inhibe etmiş olabilir (Lai ve ark. 1999).

GEAÇ uygulamasında ise, bireyli topraklarda inkübasyon süresince artış meydana geldiği bulunmuştur. Bireysiz toprak örneklerinde de zamana bağlı bir azalma eğilimi belirlenmiştir. İnkübasyonun ilk ayında bireysiz topraklarda, bireyli topraklara oranla DHA seviyesi daha yüksek olarak bulunurken, 2. ve 3.ayda bireyli toprakların seviyesi daha yüksek tespit edilmiştir.



Şekil 4.8 Solucan aktivitesinin arıtma çamuru uygulanmış topraktaki dehidrogenaz aktivitesi konsantrasyonlarında inkübasyon süresince meydana getirdiği değişim.

(KAÇ: Kentsel arıtma çamuru, GEAÇ: Gıda endüstrisi arıtma çamuru).

Bireyli ve bireysiz toprak uygulamaları arasında dehidrogenaz aktivite konsantrasyonlarına etki eden faktörlerin varyans analizi Çizelge 4.10'da verilmiştir. Uygulama dozları ve inkübasyon süresi ile deneme topraklarında belirlenen DHA konsantrasyonları arasında tüm çamurlar için $p=0,05$ düzeyinde istatistiki bakımdan güvenilir bir ilişki tespit edilmiştir. Kentsel arıtma çamuru uygulamalarında bireyli ve bireysiz toprak tipi arasındaki ilişki $p=0,05$ düzeyinde belirlenirken, gıda endüstrisi uygulamalarında toprak tipinin DHA konsantrasyonlarına önemli etkisi olmadığı bulunmuştur.

Toprak tipi, uygulama dozu ile inkübasyon süresi arasındaki interaksiyon DHA seviyelerinin belirlenmesinde tüm çamur uygulamaları için $p=0,05$ düzeyinde tespit edilmiştir.

Çizelge 4.10 Arıtma çamuru uygulamasının bireyli ve bireysiz topraklardaki dehidrogenaz aktivitesi konsantrasyonuna etkilerine ilişkin varyans analizi sonuçları

	Varyasyon Kaynağı	SS	Serbestlik Derecesi	F _{istatistik}
Kentsel Arıtma Çamuru	Toprak Tipi	9065,8	1	73,731*
	İnkübasyon süresi	1801,9	2	7,327*
	Uygulama dozu	17316,6	3	46,945*
	Toprak tipi x Doz	6921,6	3	18,764*
	İnkübasyon süresi x Doz	17228,6	6	23,353*
	Toprak tipi x İnkübasyon süresi	6766,4	2	27,515*
	Toprak tipi x Doz x İnkübasyon süresi	33024,2	6	44,764*
	Hata	5902	48	
Gıda Endüstrisi Arıtma Çamuru	Toprak Tipi	6,2	1	0,190
	İnkübasyon süresi	3083,1	2	47,273*
	Uygulama dozu	13651,8	3	139,546*
	Toprak tipi x Doz	11417,8	3	116,711*
	İnkübasyon süresi x Doz	14578,7	6	74,511*
	Toprak tipi x İnkübasyon süresi	21458,2	2	329,014*
	Toprak tipi x Doz x İnkübasyon süresi	15681,1	6	80,145*
	Hata	1565,3	48	

* $p=0,05$ düzeyinde önemli.

Kentsel arıtma çamuruna ait uygulamalarda, bireyli ve bireysiz topraklar arasındaki DHA seviyesi 50 ton/ha için istatistiki olarak farklı bulunmazken, 100 ve 200 ton/ha için $p=0,05$ düzeyinde farklı bulunmuştur. İnkübasyon dönemleri bazında bireyli ve bireysiz topraklar arasındaki farklılıklar incelendiğinde, 1. ve 2. ay inkübasyon döneminde farklılık olduğu ($p=0,05$), 3. ayda değerler arasında ise istatistiki bir önem olmadığı tespit edilmiştir.

Gıda endüstrisine ait uygulamalar istatistiki olarak değerlendirildiğinde, bireyli ve bireysiz toprakların DHA seviyesi her bir uygulama dozu için $p=0,05$ düzeyinde önemli bulunmuştur. Bireysiz ve bireyli toprakların DHA seviyesi kontrol toprağından istatistiki olarak $p=0,05$ düzeyde farklı bulunmuştur.

Uygulama dozu arttıkça bireyli topraklarda, inkübasyonun ilk ayında nispeten bir miktar artış meydana gelirken, diğer aylarda 200 ton/ha'lık uygulamalarda azalma eğilimi gözlenmiştir. İnkübasyon süresinin bireyli ve bireysiz topraklarda etkisi istatistiki olarak değerlendirildiğinde, her bir inkübasyon döneminde bireyli ve bireysiz topraklar arasında $p=0,05$ düzeyinde önemli bulunmuştur. Bunun yanı sıra, hem bireyli hem de bireysiz toprak örnekleri her bir inkübasyon döneminde birbirlerinden farklı bulunmuştur ($p=0,05$).

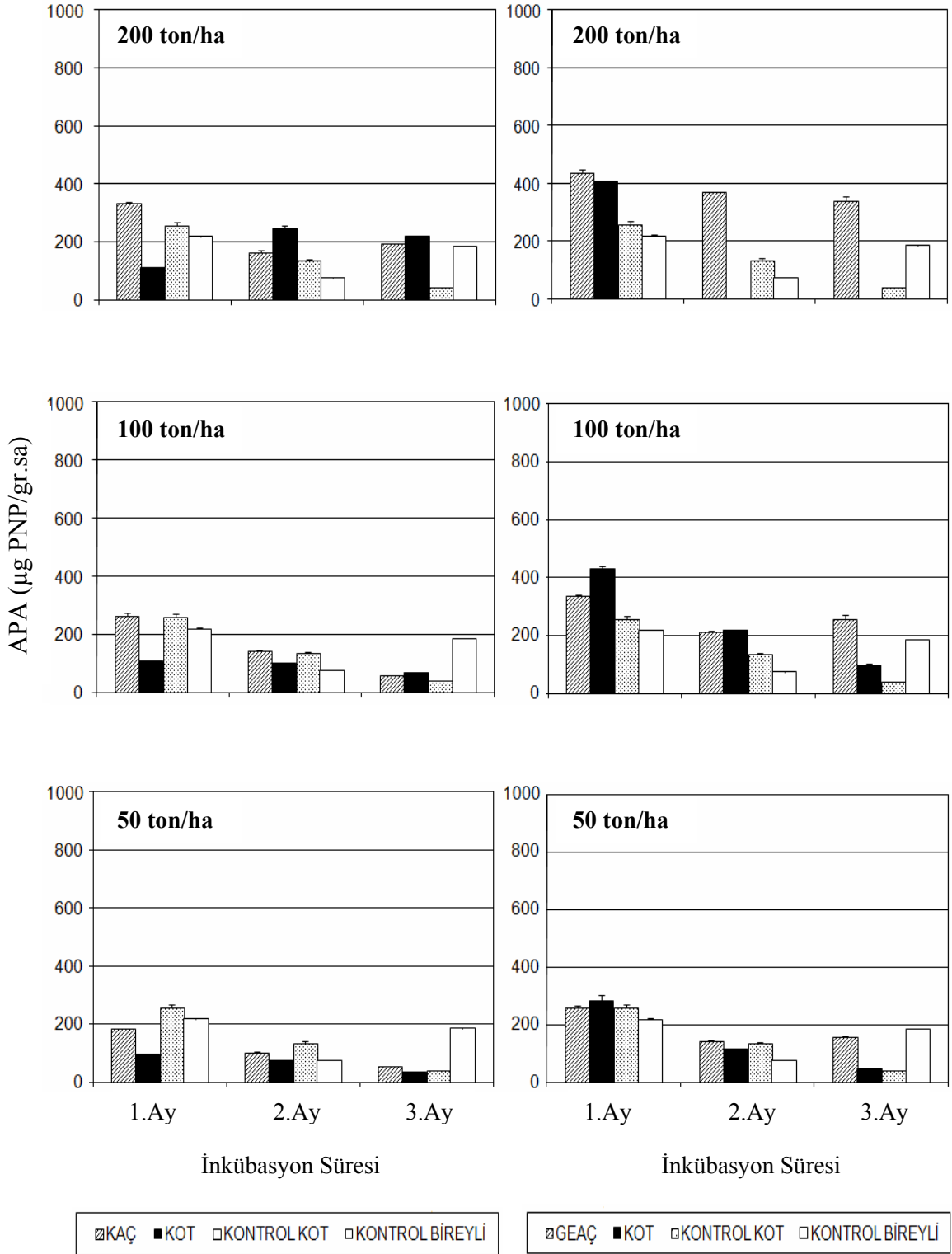
Kentsel arıtma çamuru uygulamasında, inkübasyon sonunda elde edilen en yüksek dehidrogenaz enzim aktivitesi konsantrasyonu bireyli topraklarda 100 ton/ha'lık dozda 97,223 $\mu\text{g TPF/gr.24sa}$, solucan kotlarında 200 ton/ha'da 22,786 $\mu\text{g TPF/gr.24sa}$, bireysiz toprakta ise 200 ton/ha'lık dozda 80,860 $\mu\text{g TPF/gr.24sa}$ olarak bulunmuştur. Gıda endüstrisi arıtma çamuru uygulamasında ise bireyli toprakta 100 ton/ha'lık dozda 107,816 $\mu\text{g TPF/gr.24sa}$, solucan kotlarında 200 ton/ha'lık dozda kot toplanamadığı için belirlenememiş olmakla, bireysiz toprakta 100 ton/ha dozunda 77,176 $\mu\text{g TPF/gr.24sa}$ olarak tespit edilmiştir.

4.2.2.2. Alkali Fosfataz Aktivitesi

Arıtma çamuru uygulanmış toprak ve solucan kotlarındaki alkali fosfataz aktivitesinin inkübasyon süresince gösterdiği değişim Şekil 4.9'da gösterilmektedir. Her iki tip çamur uygulamasına bakıldığında, genel olarak toprak ve kotlardaki APA değerlerinin inkübasyon süresine bağlı olarak azalma eğiliminde olduğu söylenebilir. Bunun nedeninin, organik maddenin azalmasına bağlı olarak fosfor içeriğinin de tükenmesi olduğu düşünülmektedir.

1. ve 2. ay inkübasyon dönemlerinde, arıtma çamuru uygulanmamış saksıdan toplanan kotlarda (KONTROL KOT) APA seviyesi, toprağa kıyasla daha yüksek olarak bulunmuştur. 3. ay inkübasyon döneminde ise bu durum tam aksi yönde gelişmiş ve topraktaki değerler kotlara nazaran daha yüksek seviyelerde bulunmuştur. İnkübasyon sonunda en düşük APA değerleri, arıtma çamuru uygulaması yapılmamış saksıdan toplanan kotlarda tespit edilmiştir. İnkübasyonun ilk ayında arıtma çamuru uygulaması yapılan örneklerden toplanan kotların APA seviyesi kontrol kot değerlerine göre daha düşük seviyelerde bulunmuştur. İnkübasyon sonunda ise en düşük APA seviyesi arıtma çamuru uygulanmamış topraktan toplanan kontrol kot örneğinde tespit edilirken en yüksek değer ise 200 ton/ha'lık uygulama dozundaki kotlarda tespit edilmiştir.

Şekil 4.9'daki kentsel arıtma çamuru uygulaması incelendiğinde, 50 ve 100 ton/ha'lık topraklara ait değerlerin (KAÇ) kotlardaki değerlerden daha yüksek olduğu bulunmuştur. 200 ton/ha'lık denemede ise, ilk ay hariç diğer inkübasyon dönemlerinde kotlardaki APA değeri, toprağa kıyasla nispeten daha fazla bulunmuştur. APA, organik fosforun hidrolizinin ve bitkilerin asimile edebileceği farklı formlardaki inorganik fosfora dönüşümünün izlenmesinde önemli bir indikatördür (Pascual ve ark. 2002). Kotlardaki bitkiler tarafından kullanılabilir fosfor içeriği, toprağa kıyasla daha yüksek seviyededir (Patron ve ark. 1999). Kotlardaki kullanılabilir fosfor içeriği, bitki ihtiyacının %50'sini karşılayabilecek düzeydedir (James 1991). Kotlardaki, inorganik fosfor içeriğinin fazla olmasının, bu enzim aktivitesini inhibe etmiş olabileceği yapılan çalışmalarla belirtilmiştir (Wan ve Wong 2004).



Şekil 4.9 Arıtma çamuru uygulamalarının toprak ve solucan kotlarındaki alkali fosfataz aktivitesi konsantrasyonlarına etkisi.

(KAÇ: Bireyli kentsel arıtma çamuru, GE AÇ: Bireyli gıda endüstrisi çamuru, KONTROL BİREYLİ: Arıtma çamuru uygulanmamış bireyli toprak, KONTROL KOT: Arıtma çamuru uygulanmamış bireyli topraktan toplanan kot).

Deneme topraklarında inkübasyon süresince belirlenen alkali fosfataz (APA) enzim aktivitesi değerlerine ilişkin istatistiki analiz sonuçları Çizelge 4.11 ve Çizelge 4.12’de verilmiştir. Çizelge 4.11’de, toprak tipi, uygulama dozları ve inkübasyon süresi ile deneme topraklarında belirlenen alkali fosfataz enzim aktivite konsantrasyonları arasında tüm çamurlar için $p=0,05$ düzeyinde istatistiki bakımdan güvenilir bir ilişki tespit edilmiştir.

Toprak tipi, doz ve inkübasyon süreleri arasındaki interaksiyonlar ise yapılan tüm çamur uygulamalarında $p=0,05$ düzeyinde önemli bulunmuştur.

Çizelge 4.11 Arıtma çamuru uygulamasının toprak ve solucan kotlarındaki alkali fosfataz aktivitesi konsantrasyonuna etkilerine ilişkin varyans analizi sonuçları

	Varyasyon Kaynağı	SS	Serbestlik Derecesi	F _{istatistik}
Kentsel Arıtma Çamuru	Toprak Tipi (toprak, kot)	28276	1	120,944*
	İnkübasyon süresi	101629	2	217,344*
	Uygulama dozu	141112	3	201,189*
	Toprak tipi x Doz	4969	3	7,084*
	İnkübasyon süresi x Doz	35842	6	25,551*
	Toprak tipi x İnkübasyon süresi	46536	2	99,523*
	Toprak tipi x Doz x İnkübasyon süresi	93652	6	66,762*
	Hata	11222	48	
Gıda Endüstrisi Arıtma Çamuru	Toprak Tipi	115007	1	228,702*
	İnkübasyon süresi	517008	2	514,056*
	Uygulama dozu	178019	3	118,002*
	Toprak tipi x Doz	168328	3	111,578*
	İnkübasyon süresi x Doz	33705	6	11,171*
	Toprak tipi x İnkübasyon süresi	142935	2	142,118*
	Toprak tipi x Doz x İnkübasyon süresi	61289	6	20,313*
	Hata	24138	48	

* $p=0,05$ düzeyinde önemli.

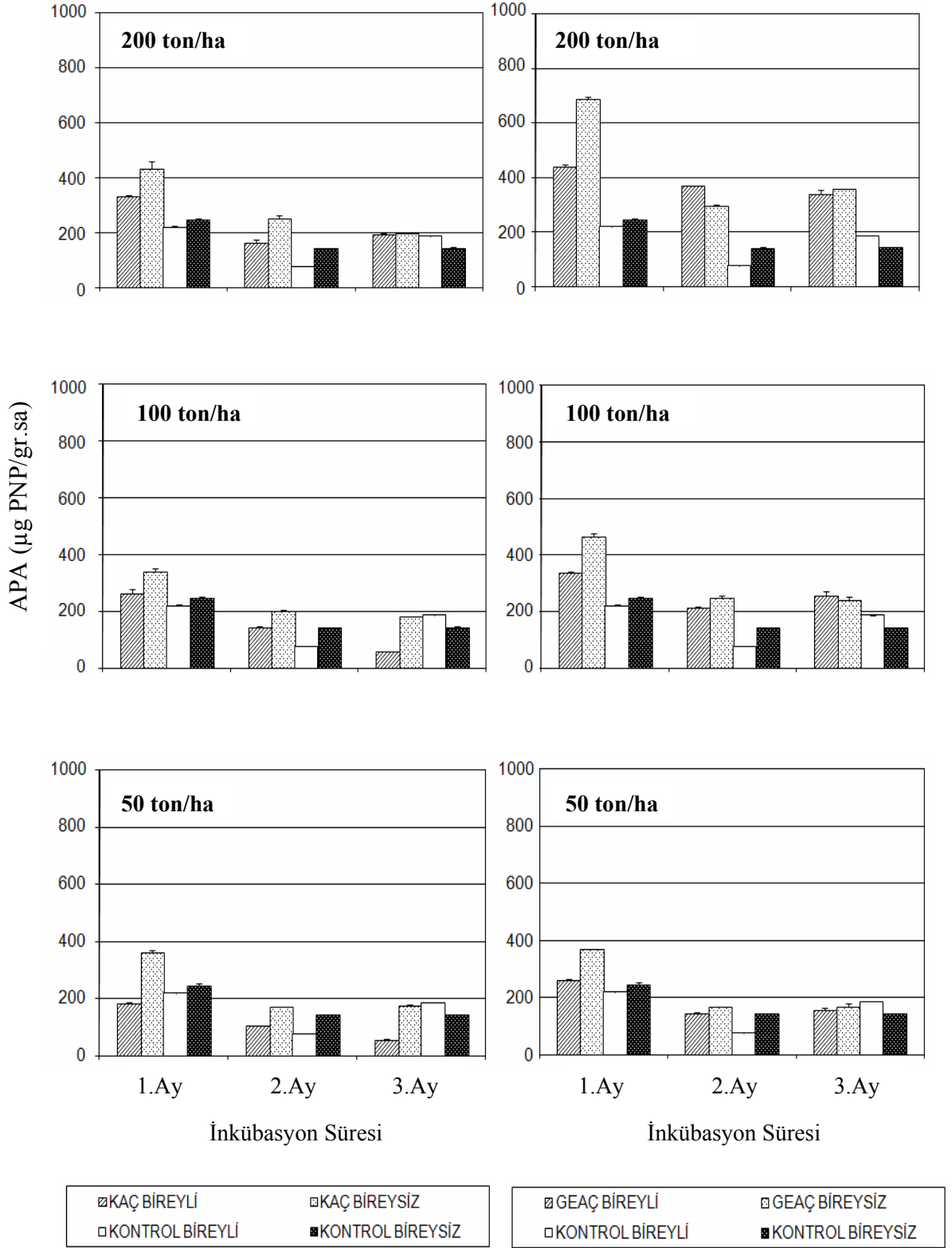
Elde edilen veriler doğrultusunda, gerek kot gerekse KAÇ örneklerinin, tüm uygulama dozlarında kontrol değerlerinden farklı olduğu belirlenmiştir ($p=0,05$). Farklı uygulama dozlarının kotlar üzerindeki etkisi de istatistiki olarak önemli bulunmuştur ($p=0,05$). Her bir inkübasyon döneminin toprak ve kot APA değerleri, üzerindeki etkisi incelendiğinde ise, 1. ve 3. ay inkübasyon dönemlerindeki toprak ve kot değerleri arasında $p=0,05$ düzeyinde farklılık olduğu belirlenmiştir. 50 ve 100 ton/ha'lık uygulamalardaki değişimler arasında önemli bir fark olmadığı buna karşın 200 ton/ha'lık uygulamada 2. ve 3. ay inkübasyon dönemlerinde kotlardaki değerlerde, diğer uygulamaların aksine artış olduğu görülmüştür. Her bir uygulama dozuna bakıldığında ilk iki aylık inkübasyon döneminde arıtma çamuru uygulamasının APA değerlerini arttırdığı buna karşın 3. ayda 50 ve 100 ton/ha'lık dozlarda ise azalma meydana getirdiği görülmüştür. Başka bir deyişle, bireyli kontrol toprağının APA seviyesi KAÇ denemesine göre daha yüksek seviyelerde tespit edilmiştir. Arıtma çamuru uygulanmamış toprak örneğinde (kontrol bireyli) APA değerleri inkübasyonun 2. ayında belirgin bir düşüş göstermesine rağmen 3. ayda yükselmiştir.

Gıda endüstrisi arıtma çamuru uygulaması Şekil 4.9'da incelendiğinde, kotlarda ve topraklarda (GEAÇ) genel olarak inkübasyon süresince azalma eğilimi görülmüştür ($p=0,05$). İnkübasyon dönemlerinin uygulamalar üzerindeki etkisi istatistiki olarak incelendiğinde, her bir inkübasyon periyodunda toprak ile kotlar arasında $p=0,05$ düzeyinde bir farklılık olduğu bulunmuştur. İnkübasyonun ilk ayında, en yüksek uygulama dozunda, toprak (GEAÇ) ile kotdaki seviyenin hemen hemen aynı değerlerde olduğu, diğer dozlarda ise solucan kotlarındaki değerler daha yüksek olduğu bulunmuştur. İnkübasyonun diğer periyotlarında ise 50 ve 100 ton/ha'lık uygulamalarda kotların toprak örneklerine kıyasla bir miktar düşük olduğu görülmektedir. Uygulama dozlarına bağlı farklılıklar istatistiki olarak ele alındığında, 50 ve 200 ton/ha'lık denemelerde toprak (GEAÇ) ve kot APA seviyelerinin birbirleriyle $p=0,05$ düzeyinde ilişkili olduğu bulunmuştur. Ancak kotların APA seviyeleri üzerinde, farklı uygulama dozlarının etkisinin istatistiki olarak önemsiz bulunması dikkat çekmektedir. Buna karşılık bu etki toprak APA seviyelerinde 100 ve 200 ton/ha'lık uygulamalar için $p=0,05$ düzeyinde önemli bulunmuştur.

Arıtma çamuru uygulamasının gerek kotlardaki gerekse topraktaki APA seviyesini arttırdığı göze çarpmaktadır ($p=0,05$). Her iki tip arıtma çamuru için uygulama dozu arttıkça hem kotlardaki hem de topraklardaki APA seviyesinin arttığı görülmektedir. Her bir doz uygulamasında toprak ile kot değerleri arasındaki interaksiyon $p=0,05$ düzeyinde önemli bulunmuştur. Çamurlar arasında bir kıyaslama yapıldığında, gıda endüstrisine ait arıtma çamuru uygulamalarında (GEAÇ) elde edilen APA seviyelerinin kentsel nitelikli arıtma çamurundan (KAÇ) daha yüksek olduğu bulunmuştur. Bunun yanında inkübasyonun sonunda her iki tip arıtma çamuru için gerek kotlarda gerekse topraklarda ilk ay inkübasyon dönemine göre önemli ölçüde düşüşler meydana geldiği dikkat çekmektedir.

Genel olarak solucan aktivitesinin olduğu topraklarda arıtma çamuru uygulamasının topraklardaki APA seviyesini arttırdığı söylenebilir. Arıtma çamuru uygulanmamış kontrol toprağı ve kot değerlerinde ise APA seviyesinin birbirinden farklı olmadığı istatistiki olarak bulunmuştur.

Arıtma çamuru uygulanmış topraklarda solucan aktivitesinin inkübasyon süresince meydana getirdiği değişim Şekil 4.10' da gösterilmektedir. Gerek bireyli ve bireysiz kentsel arıtma çamuru için gerekse gıda endüstrisi arıtma çamuru uygulamaları için inkübasyon boyunca APA değerlerinde azalma eğilimi tespit edilmiştir. Bu azalma eğilimin sebebi organik maddenin zamana bağlı olarak toprakta tükenmesinden kaynaklanabilmektedir. Arıtma çamuru uygulama dozu arttıkça bireyli ve bireysiz her iki arıtma çamuruna ait değerlerin arttığı görülmüştür. Ayrıca arıtma çamuru uygulanmış bireyli topraklardaki APA değerlerinin de genel olarak arıtma çamuru uygulaması yapılmamış kontrol bireyli topraklara kıyasla daha yüksek olduğu bulunmuştur. Bu durum arıtma çamuru uygulamasının solucan aktivitesinin olduğu topraklarda APA seviyesini arttırdığını göstermektedir. Ancak düşük dozdaki uygulamalarda (50 ton/ha) inkübasyonun son ayında bireyli kontrol denemesinin özellikle KAÇ BİREYLİ denemesine göre daha yüksek değerler aldığı görülmektedir.



Şekil 4.10 Solucan aktivitesinin arıtma çamuru uygulanmış topraktaki alkali fosfataz konsantrasyonlarında inkübasyon süresince meydana getirdiği değişim.

(KAÇ: Kentsel arıtma çamuru, GEAÇ: Gıda endüstrisi arıtma çamuru).

Bireyli ve bireysiz toprak uygulamaları arasında alkali fosfataz aktivitesi konsantrasyona etki eden faktörlerin varyans analizi de Çizelge 4.12’de verilmiştir.

Çizelge 4.12 Arıtma çamuru uygulamasının bireyli ve bireysiz topraklardaki alkali fosfataz aktivitesi konsantrasyonuna etkilerine ilişkin varyans analizi sonuçları

	Varyasyon Kaynağı	SS	Serbestlik Derecesi	F _{istatistik}
Kentsel Arıtma Çamuru	Toprak Tipi	93460	1	186,327*
	İnkübasyon süresi	332912	2	331,856*
	Uygulama dozu	98147	3	65,224*
	Toprak tipi x Doz	25699	3	17,078*
	İnkübasyon süresi x Doz	33993	6	11,295*
	Toprak tipi x İnkübasyon süresi	6009	2	5,990*
	Toprak tipi x Doz x İnkübasyon süresi	23606	6	7,844*
	Hata	24076	48	
Gıda Endüstrisi Arıtma Çamuru	Toprak Tipi	36124	1	81,89*
	İnkübasyon süresi	410889	2	465,72*
	Uygulama dozu	634228	3	479,24*
	Toprak tipi x Doz	5289	3	4,00*
	İnkübasyon süresi x Doz	36439	6	13,77*
	Toprak tipi x İnkübasyon süresi	64304	2	72,88*
	Toprak tipi x Doz x İnkübasyon süresi	52471	6	19,82*
	Hata	21174	48	

*p=0,05 düzeyinde önemli.

Toprak tipi, uygulama dozları ve inkübasyon süresi ile deneme topraklarında belirlenen alkali fosfataz konsantrasyonları arasında tüm çamurlar için p=0,05 düzeyinde istatistiki bakımdan güvenilir bir ilişki tespit edilmiştir.

Toprak tipi, doz ve inkübasyon süreleri arasındaki interaksiyonlar ise yapılan tüm çamur uygulamalarında p=0,05 düzeyinde önemli bulunmuştur. Farklı uygulama dozları, bireyli ve bireysiz toprakların APA seviyeleri üzerinde etkili olmaktadır (p=0,05).

Şekil 4.10'daki bireyli ve bireysiz topraklar kıyaslandığında her iki tip arıtma çamuru için genel olarak bireysiz topraklarda APA seviyesinin bireyli topraklara kıyasla daha yüksek olduğu görülmektedir ($p=0,05$). Hem bireyli hem de bireysiz toprakların APA seviyesi tüm çamur uygulamalarında kontrol değerlerinden $p=0,05$ düzeyinde farklı bulunmuştur. Her iki tip arıtma çamurunun tüm uygulama dozlarında en yüksek APA değeri inkübasyon süresince genel olarak arıtma çamuru uygulanmış ancak bireysiz (KAÇ BİREYSİZ-GEAÇ BİREYSİZ) toprakta bulunmuştur.

Bunun nedeninin enzimlerin solucanın bünyesinde parçalanmasından kaynaklandığı sonucuna varılmıştır (Barois ve Lavelle 1986). Enzimlerin parçalanmasıyla, fosfataz aktivitesinin inorganik fosfat tarafından inhibe edildiği ifade edilmektedir (Mcgill ve Cole 1981).

Bireysiz topraklara bakıldığında da, arıtma çamurunun APA seviyesinde artışa sebep olduğu görülmektedir ($p=0,05$). Arıtma çamuru uygulanmamış bireysiz topraklarda inkübasyonun ilk iki ayında bireyli topraklara kıyasla APA değerleri daha yüksek olarak bulunurken, 3.ay inkübasyon sonunda bireyli toprakların APA seviyelerinin daha yüksek olduğu bulunmuştur.

İnkübasyon dönemlerinin bireyli ve bireysiz toprakların APA seviyeleri üzerine etkisi incelendiğinde, kentsel arıtma çamuru uygulamaları için her bir inkübasyon döneminde $p=0,05$ düzeyinde önemli bulunurken, gıda endüstrisi arıtma çamuru uygulamaları için sadece 1.ay döneminde farklılık olduğu tespit edilmiştir. Diğer inkübasyon periyotlarında bireyli ve bireysiz topraklar arasındaki ilişki istatistiksel olarak önemli bulunmamıştır.

Arıtma çamurları arasında bir kıyaslama yapıldığında, kentsel arıtma çamuru uygulamalarının değerlerinin, gıda endüstrisi arıtma çamuru değerlerine göre daha düşük olduğu göze çarpmaktadır. Kentsel arıtma çamuru karakteristiğinde, ağır metal içeriğinin gıda endüstrisine oranla daha yüksek olması, APA enziminin inhibe olmuş olma olasılığını düşündürmektedir. Başka bir alternatif olarak da gıda endüstrisine ait çamurların fosfor içeriğinin kentsel arıtma çamuru kıyasla fazla olması da düşünülmektedir.

Yüksek dozda arıtma çamuru uygulamasının solucan aktivitesinin olduğu topraklardaki APA değerlerine etkisinin daha yüksek olduğu ve çamur orijinine bağlı olarak değiştiği açıkça görülmektedir.

Her iki tip arıtma çamuruna bakıldığında, inkübasyon sonunda, başlangıca göre en fazla düşüş düşük dozdaki kentsel arıtma çamuru uygulamalarında tespit edilmiştir.

Kentsel arıtma çamuru uygulamasında inkübasyon sonunda elde edilen en yüksek alkali fosfataz enzim aktivitesi konsantrasyonu bireyli topraklarda 200 ton/ha'lık dozda 193,640 µg PNP/gr.sa, solucan kotlarında da 200 ton/ha'da 219,237 µg PNP/gr.sa bireysiz toprakta ise 200 ton/ha'lık dozda 197,714 µg PNP/gr.sa olarak bulunmuştur. Gıda endüstrisi arıtma çamuru uygulamasında ise bireyli toprakta 200 ton/ha'lık dozda 339,712 µg PNP/gr.sa, solucan kotlarında 200 ton/ha'lık dozda kot toplanamadığı için belirlenememiş olmakla, bireysiz toprakta 200 ton/ha dozunda 357,286 µg PNP/gr.sa olarak tespit edilmiştir.

4.2.2.3. β -Glukosidaz Aktivitesi

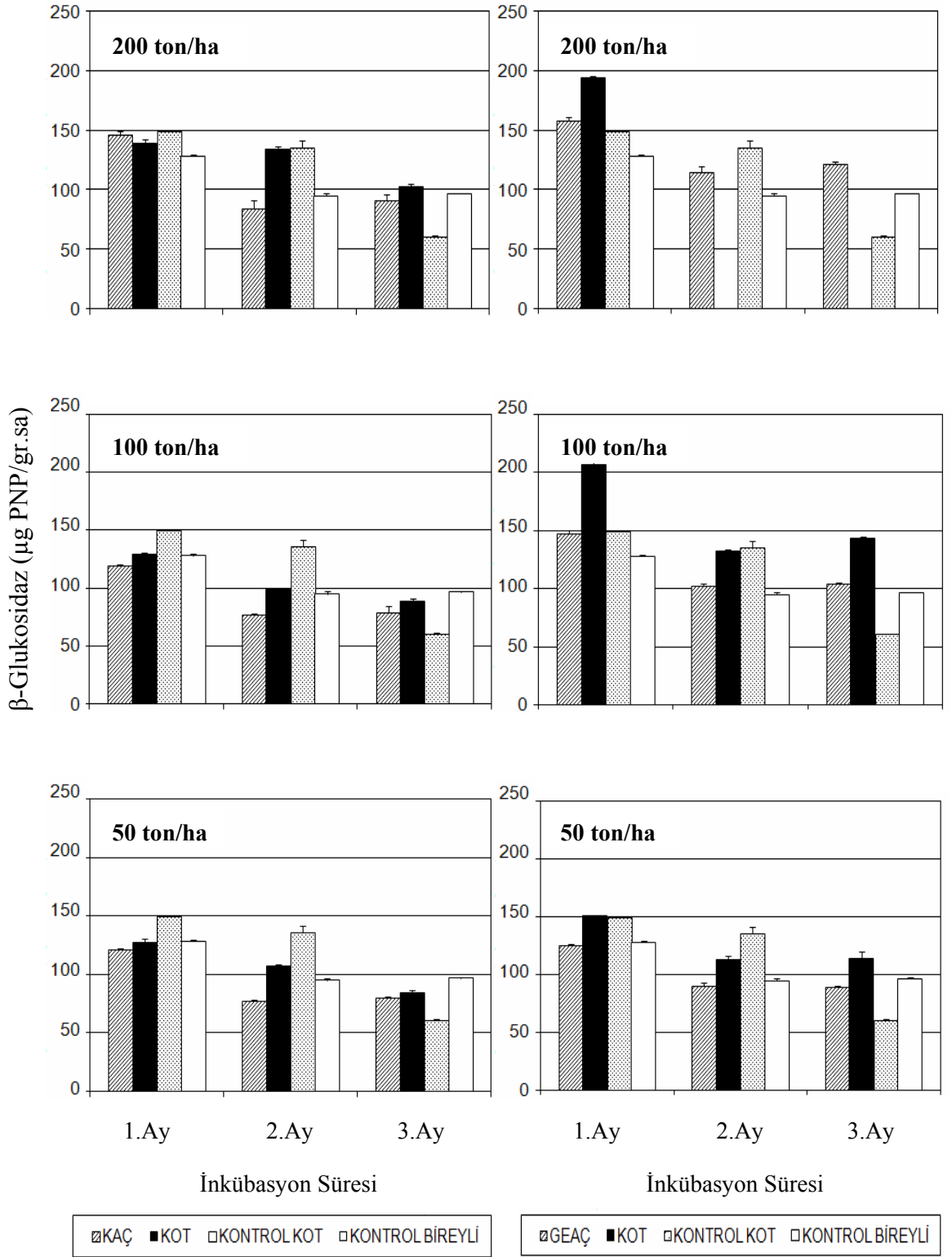
Arıtma çamuru uygulanmış topraklarda solucan aktivitesinin toprak ve bu toprakta yaşayan solucanlardan toplanan kotlardaki β -glukosidaz aktivitesine inkübasyon süresince etkisi Şekil 4.11’de verilmektedir.

Her iki tip arıtma çamuru uygulamasının solucan kotlarındaki β -glukosidaz aktivitesinin topraklara kıyasla daha yüksek olduğu görülmektedir. İnkübasyon süresince hem topraklarda hem de kotlarda, organik maddenin azalmasına bağlı olarak aktivite değerinin düşme eğilimi gösterdiği bulunmuştur. Uygulama dozunun artması, gerek kotlarda gerekse toprakta aktivite değerlerini bir miktar artırmıştır ancak dozların uygulamalar üzerindeki etkisi her bir arıtma çamuru için tüm dozlarda birbirine paralel ve benzer değişimler meydana getirmiştir. Bunun yanı sıra, ilk iki aylık inkübasyon sürecinde arıtma çamuru uygulanmamış kontrol toprağı β -glukosidaz seviyesi, kontrol kotlarında belirlenen seviyeden daha düşük bulunmuş olup, inkübasyon sonunda ise topraktaki değerlerin kotlara kıyasla daha yüksek olduğu belirlenmiştir.

Kentsel arıtma çamuru uygulamasında inkübasyonun ilk iki ayında arıtma çamuru uygulanmamış topraklardan toplanan kotlardaki değer, arıtma çamuru uygulaması yapılan topraktaki kot değerlerinden daha yüksek olarak bulunurken 3.ayda kotlardaki aktivite değeri belirgin olarak daha yüksek seviyelerde tespit edilmiştir.

Gıda endüstrisi arıtma çamuru uygulamaları ele alındığında, arıtma çamuru uygulamasının toprak ve solucan kotlarındaki β -glukosidaz aktivitesini arttırdığı ortaya çıkmaktadır ($p=0,05$). En düşük dozdaki çamur uygulamasında, çamur uygulamasının toprak üzerindeki β -glukosidaz aktivitesine pek etki etmediği görülmektedir. Kayde değer etkinin yüksek dozdaki (200 ton/ha) uygulamada görüldüğü belirlenmiştir.

Şekil 4.11 incelendiğinde, tüm uygulamalardaki solucan kotlarında β -glukosidaz aktivitesinin topraklarda belirlenen değerlere göre daha yüksek olduğu görülmektedir ($p=0,05$). β -glukosidaz karbon metabolizmasının izlendiğini bir enzim aktivitesidir. Arıtma çamuru ilavesiyle toprakta kullanılabilir organik karbon içeriğinin artmasıyla toprakta ve kotlarda bu aktivite değeri de artış göstermektedir.



Şekil 4.11 Arıtma çamuru uygulamalarının toprak ve solucan kotlarındaki β -glukosidaz aktivitesi konsantrasyonuna etkisi.

(KAÇ: Bireyli kentsel arıtma çamuru, GEAÇ: Bireyli gıda endüstrisi çamuru, KONTROL BİREYLİ: Arıtma çamuru uygulanmamış bireyli toprak, KONTROL KOT: Arıtma çamuru uygulanmamış bireyli topraktan toplanan kot).

Ancak, kotlarda belirlenen β -glukosidaz seviyesinin toprağa kıyasla daha yüksek olduğu belirtilmiştir (Aira ve ark. 2003). Bu durumun muhtemel sebebinin, kotlardaki funguslar tarafından salgılanan selüloz ve ergesterol içeriğinin kotlarda topraktan daha yüksek miktarda bulunması olduğu belirtilmiştir (Zhang ve ark. 2000).

Deneme topraklarında inkübasyon süresince belirlenen β -Glukosidaz enzim aktivitesi değerlerine ilişkin istatistiki analiz sonuçları Çizelge 4.13 ve Çizelge 4.14’de verilmiştir. Çizelge 4.13’de, uygulama dozları ve inkübasyon süresi ile deneme topraklarında belirlenen β -Glukosidaz enzim aktivitesi konsantrasyonları arasında tüm çamurlar için $p=0,05$ düzeyinde istatistiki bakımdan güvenilir bir ilişki tespit edilmiştir. Toprak tipi, doz ve inkübasyon süreleri arasındaki etkileşim ise yapılan tüm çamur uygulamalarında $p=0,05$ düzeyinde önemli bulunmuştur.

Çizelge 4.13 Arıtma çamuru uygulamasının toprak ve solucan kotlarındaki β -Glukosidaz aktivitesi konsantrasyonuna etkilerine ilişkin varyans analizi sonuçları

	Varyasyon Kaynağı	SS	Serbestlik Derecesi	F _{istatistik}
Kentsel Arıtma Çamuru	Toprak Tipi (toprak, kot)	3144,6	1	43,43*
	İnkübasyon süresi	27379,9	2	189,05*
	Uygulama dozu	4062,2	3	18,70*
	Toprak tipi x Doz	166,9	3	0,77
	İnkübasyon süresi x Doz	1919,1	6	4,42*
	Toprak tipi x İnkübasyon süresi	4645,0	2	32,07*
	Toprak tipi x Doz x İnkübasyon süresi	3396,6	6	7,82*
	Hata	3475,8	48	
Gıda Endüstrisi Arıtma Çamuru	Toprak Tipi	97,5	1	1,60
	İnkübasyon süresi	64166,3	2	526,67*
	Uygulama dozu	16341,1	3	89,42*
	Toprak tipi x Doz	31228,2	3	170,88*
	İnkübasyon süresi x Doz	20164,9	6	55,17*
	Toprak tipi x İnkübasyon süresi	10948,6	2	89,87*
	Toprak tipi x Doz x İnkübasyon süresi	18417,8	6	50,39*
	Hata	2924,0	48	

* $p=0,05$ düzeyinde önemli.

Kentsel arıtma çamuru uygulamasında, doz ile toprak tipi arasındaki interaksiyon önemsiz bulunurken, gıda endüstrisi arıtma çamuru uygulamasında ise toprak tipinin (toprak ile kot) etkisi önemli bulunmamıştır. Tüm çamur uygulamalarında da, inkübasyon süresinin uygulama dozu ve toprak tipi ile arasındaki interaksiyon $p=0,05$ düzeyinde önemli bulunmuştur.

Kentsel arıtma çamurunun, 50 ve 100 ton/ha'lık uygulamalardaki kot örneklerinin β -glukosidaz değerleri istatistiki olarak birbirinden farklı bulunmazken, 200 ton/ha'lık uygulamanın kot değerleri $p=0,05$ düzeyinde diğer uygulamalardan önemli tespit edilmiştir. Sonuçlar incelendiğinde, arıtma çamuru uygulanan toprağa ait seviyelerin (KAÇ), kontrol toprağına kıyasla biraz daha düşük olduğu görülmektedir ($p=0,05$). Bu durumun sebebinin, arıtma çamuru parçalanma ürünü olan toksik metabolitlerin birikimi sonucu β -glukosidaz aktivitesinin inhibe olduğu düşünülmektedir. İnkübasyon dönemlerinde KAÇ toprak örnekleri ile solucan kotları arasındaki interaksiyon incelendiğinde, inkübasyonun sadece 2.ay döneminde $p=0,05$ düzeyinde bir ilişki bulunmuştur. Ancak kotlarda belirlenen β -glukosidaz değerlerinin inkübasyon dönemi boyunca birbirinden farklı seviyelerde olduğu görülmüştür ($p=0,05$).

Her bir uygulama dozundaki GEAC toprak örnekleri ile solucan kotları arasındaki interaksiyon $p=0,05$ düzeyinde önemli bulunmuştur. Uygulama dozu artışı da hem toprak hem de solucan kotlarının sahip olduğu β -glukosidaz seviyesini istatistiki olarak etkilemektedir ($p=0,05$). Kontrol toprak ve kot örneklerinde ise, inkübasyonun ilk iki ayında kot değerleri daha yüksek olarak tespit edilirken, 3.ay inkübasyon döneminde ise topraktaki seviyenin daha yüksek olduğu bulunmuştur. İstatistiki olarak incelendiğinde, GEAC topraklarından toplanan kotların değeri kontrol kot değerinden $p=0,05$ düzeyinde farklı bulunurken, KAÇ örneklerinden toplanan kotların kontrol kot değerinden farklı olmadığı bulunmuştur.

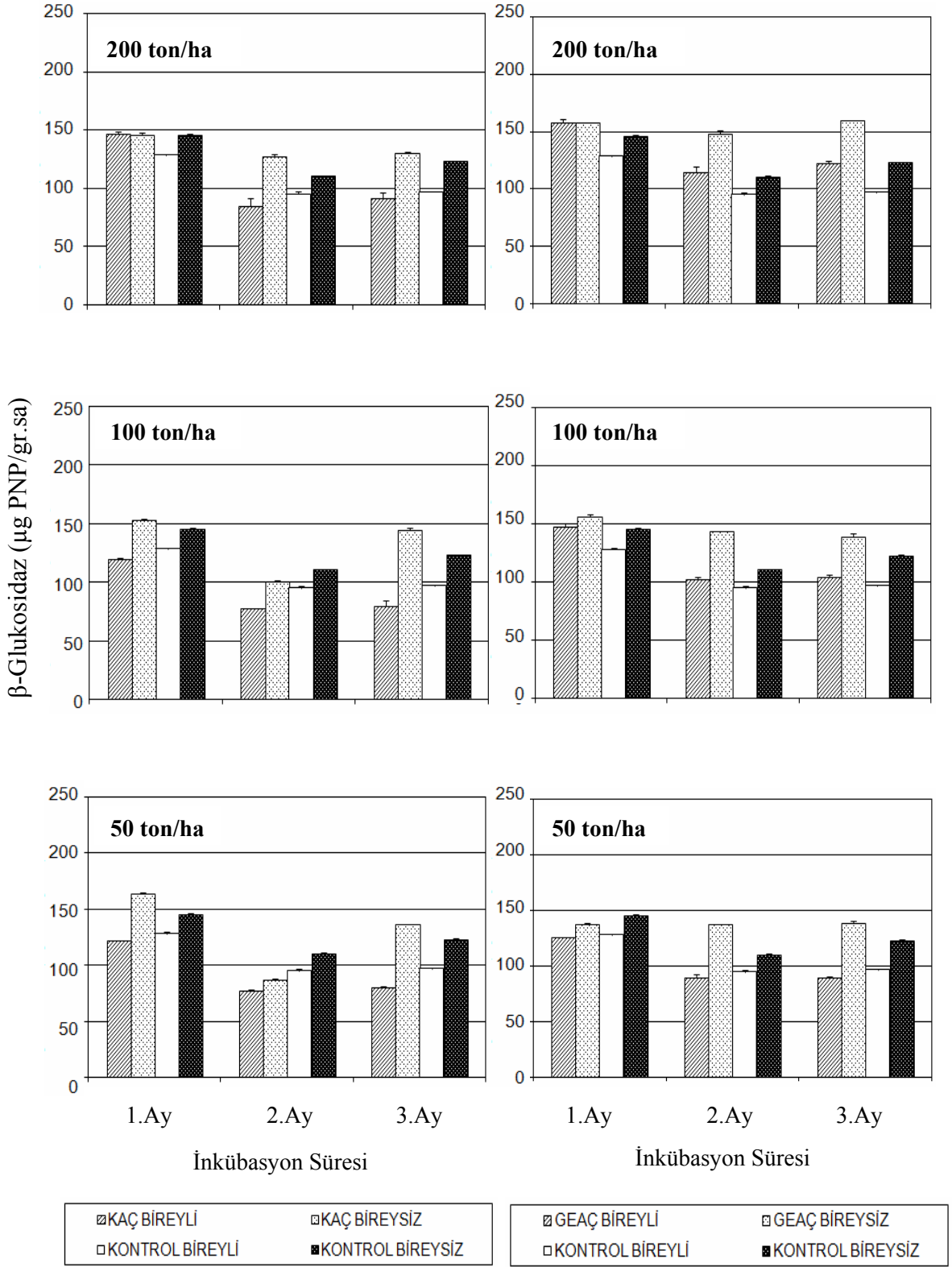
Kentsel arıtma çamuru ile kıyaslandığında, gıda endüstrisi arıtma çamuru uygulamasında arıtma çamurunun kotlar üzerine etkisi daha belirgin bir şekilde görülmektedir. Kontrol toprağı kotları ile kıyaslandığında KAÇ uygulamasından toplanan kotlara ait aktivite değerlerinin daha düşük olduğu, buna karşın GEAC uygulamasından toplanan kotların değerlerinin kontrol kotlarına nazaran daha yüksek

olduğu dikkat çekmektedir. Gerek topraklarda gerekse kotlarda belirlenen seviyeler, GEAC uygulamasında daha yüksek olarak bulunmuştur. İnkübasyon dönemleri incelendiğinde, en yüksek β -glukosidaz aktivite değerleri inkübasyonun ilk ayında GEAC uygulamasından toplanan solucan kotlarında tespit edilmiştir.

Solucan aktivitesinin arıtma çamuru uygulanmış toprakta β -glukosidaz aktivitesi üzerine etkisi inkübasyon süresine bağlı olarak Şekil 4.12’de incelenmiştir. Her iki tip arıtma çamuru uygulaması için inkübasyon süresince tüm dozlarda bireysiz toprak örmeklerinin aktivite değerlerinin bireyli topraklara kıyasla daha yüksek olduğu bulunmuştur ($p=0,05$). Bu durumun muhtemel sebebinin, solucanların kot içi faaliyetlerinin enzimatik reaksiyonları inhibe edici olduğu düşünölmektedir. Arıtma çamuru uygulanmış bireyli topraklarda zamana bağlı olarak bir azalma eğilimi gözlenmiştir.

Kentsel arıtma çamuru ile gıda endüstrisi arıtma çamuru uygulamaları kıyaslandığında, gıda endüstrisine ait bireyli çamurlarda elde edilen değerlerin daha yüksek olduğu bulunmuştur. Kentsel arıtma çamuru uygulanmış fakat bireysiz olan (KAÇ BİREYSİZ) uygulama sonucunda elde edilen değerlerin 2.ayda belirgin olarak düşüş gösterdikten sonra 3.ayda yeniden yükseldiği gözlenmiştir. GEAC BİREYSİZ uygulamasında ise zamana ve uygulama dozuna bağlı büyük bir değişiklik gözlenmemiştir.

Arıtma çamuru uygulanmamış bireyli ve bireysiz kontrol toprakları Şekil 4.12’ye göre incelendiğinde, bireysiz topraklarda belirlenen β -glukosidaz enzim aktivitesinin daha yüksek olduğu göze çarpmaktadır. Kentsel arıtma çamuru uygulamalarında bireyli ve bireysiz toprağa ait değerlerin, inkübasyonun 2. ayında belirgin bir düşüş göstermesi dikkat çekmektedir. Gıda endüstrisi arıtma çamuruna ait veriler incelendiğinde ise, bireyli topraklarda ilk aydan sonra belirgin düşmeler meydana gelmiştir. Bireysiz topraklarda ise önemli bir değişiklik olmadığı gözlenmiştir.



Şekil 4.12 Solucan aktivitesinin arıtma çamuru uygulanmış topraktaki β -glukosidaz konsantrasyonlarında inkübasyon süresince meydana getirdiği değişim.

(KAÇ: Kentsel arıtma çamuru, GEAÇ: Gıda endüstrisi arıtma çamuru).

Bireyli ve bireysiz toprak uygulamaları arasında β -glukosidaz enzim aktivitesi konsantrasyonuna etki eden faktörlerin varyans analizi Çizelge 4.14’de verilmiştir.

Toprak tipi, inkübasyon süresi ve uygulama dozu ile bireyli ve bireysiz topraklarda belirlenen β -glukosidaz enzim aktivitesi değerleri arasında tüm çamurlar için $p=0,05$ düzeyinde istatistiki bakımdan güvenilir bir ilişki tespit edilmiştir.

Toprak tipi, doz ve inkübasyon süreleri arasındaki interaksiyonlar ise yapılan tüm çamur uygulamalarında $p=0,05$ düzeyinde önemli bulunmuştur.

Çizelge 4.14 Arıtma çamuru uygulamasının bireyli ve bireysiz topraklardaki β -glukosidaz aktivitesi konsantrasyonuna etkilerine ilişkin varyans analizi sonuçları

	Varyasyon Kaynağı	SS	Serbestlik Derecesi	F _{istatistik}
Kentsel Arıtma Çamuru	Toprak Tipi(bireyli,bireysiz)	16898,1	1	332,75*
	İnkübasyon süresi	25727,6	2	253,31*
	Uygulama dozu	1077,7	3	7,07*
	Toprak tipi x Doz	1155,7	3	7,59*
	İnkübasyon süresi x Doz	1644,2	6	5,40*
	Toprak tipi x İnkübasyon süresi	2201,8	2	21,68*
	Toprak tipi x Doz x İnkübasyon süresi	2774,0	6	9,10*
	Hata	2437,6	48	
Gıda Endüstrisi Arıtma Çamuru	Toprak Tipi	13003,0	1	361,84*
	İnkübasyon süresi	10049,0	2	139,82*
	Uygulama dozu	7954,0	3	73,78*
	Toprak tipi x Doz	680,0	3	6,31*
	İnkübasyon süresi x Doz	712,0	6	3,30*
	Toprak tipi x İnkübasyon süresi	2841,0	2	39,53*
	Toprak tipi x Doz x İnkübasyon süresi	845,0	6	3,92*
	Hata	1725,0	48	

* $p=0,05$ düzeyinde önemli.

Kentsel arıtma çamuru uygulaması yapılmış bireysiz topraklarda, uygulama dozunun farklı olması önemsiz olarak bulunurken, gıda endüstrisi uygulanan bireysiz topraklarda uygulama dozlarının farklı olmasının β -glukosidaz seviyesi üzerinde $p=0,05$ düzeyinde önemli olduğu belirlenmiştir. İnkübasyon sürelerinin aktivite üzerindeki etkisi istatistiki olarak değerlendirildiğinde, tüm çamur uygulamalarında bireyli ve bireysiz topraklar arasında $p=0,05$ düzeyinde farklılık olduğu tespit edilmiştir.

Tüm çamur uygulamaları için elde edilen veriler istatistiki olarak incelendiğinde, 1.ay inkübasyon dönemi bireyli toprak değerleri diğer inkübasyon dönemlerinden $p=0,05$ düzeyinde önemli tespit edilmiş olup, 2. ve 3.ay inkübasyon dönemleri değerlerinin birbirinden farklı olmadığı sonucuna varılmıştır.

Kentsel arıtma çamuru uygulamasında inkübasyon sonunda elde edilen en yüksek β -glukosidaz enzim aktivitesi konsantrasyonu bireyli topraklarda 200 ton/ha'lık dozda 91,842 $\mu\text{g PNP/gr.sa}$, solucan kotlarında 200 ton/ha'da 103,246 $\mu\text{g PNP/gr.sa}$ bireysiz toprakta ise 100 ton/ha'lık dozda 144,343 $\mu\text{g PNP/gr.sa}$ olarak bulunmuştur. Gıda endüstrisi arıtma çamuru uygulamasında ise en yüksek konsantrasyonlar, bireyli toprakta 200 ton/ha'lık dozda 121,971 $\mu\text{g PNP/gr.sa}$, solucan kotlarında 200 ton/ha'lık dozda kot toplanamadığı için belirlenememiş olmakla, bireysiz toprakta 200 ton/ha dozunda 159,337 $\mu\text{g PNP/gr.sa}$ olarak tespit edilmiştir.

4.2.2.4. Üreaz Aktivitesi

Arıtma çamuru uygulaması yapılmış topraklardaki solucan aktivitesinin toprakta inkübasyon periyodu süresince üreaz aktivitesinde (UA) meydana getirdiği değişim Şekil 4.13’de verilmektedir. Şekil 4.13 incelendiğinde, her iki arıtma çamuruna ait bireyli topraklarda inkübasyon süresince üreaz aktivitesinin artma eğilimi gösterdiği gözlenmektedir. Kot örneklerinde ise zamana bağlı bir azalma göze çarpmaktadır. Özellikle 3.ay inkübasyon dönemindeki azalma dikkat çekicidir.

Deneme topraklarında inkübasyon süresince belirlenen üreaz aktivite (UA) değerlerine ilişkin istatistiki analiz sonuçları Çizelge 4.15 ve Çizelge 4.16’da verilmiştir.

Çizelge 4.15 Arıtma çamuru uygulamasının toprak ve solucan kotlarındaki üreaz aktivitesi konsantrasyonuna etkilerine ilişkin varyans analizi sonuçları

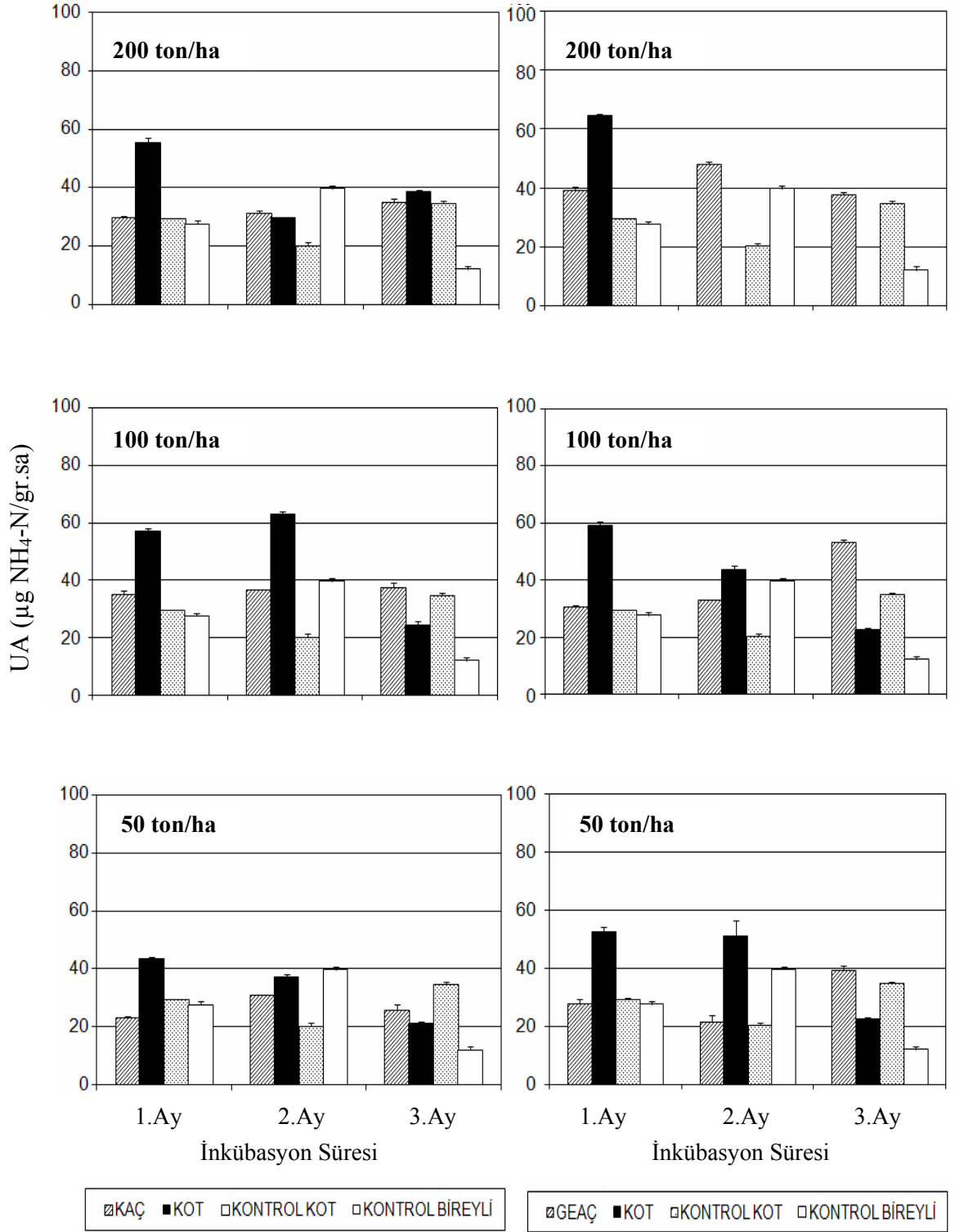
	Varyasyon Kaynağı	SS	Serbestlik Derecesi	F _{istatistik}
Kentsel Arıtma Çamuru	Toprak Tipi (toprak, kot)	1011,86	1	121,84*
	İnkübasyon süresi	1082,17	2	65,15*
	Uygulama dozu	2407,28	3	96,62*
	Toprak tipi x Doz	234,90	3	9,43*
	İnkübasyon süresi x Doz	1110,09	6	22,28*
	Toprak tipi x İnkübasyon süresi	887,80	2	53,45*
	Toprak tipi x Doz x İnkübasyon süresi	2957,37	6	59,35*
	Hata	398,63	48	
Gıda Endüstrisi Arıtma Çamuru	Toprak Tipi	13,67	1	0,678
	İnkübasyon süresi	2319,66	2	5753,1*
	Uygulama dozu	1693,23	3	27,996*
	Toprak tipi x Doz	2569,18	3	42,479*
	İnkübasyon süresi x Doz	2027,15	6	16,759*
	Toprak tipi x İnkübasyon süresi	4140,96	2	102,701*
	Toprak tipi x Doz x İnkübasyon süresi	6609,73	6	54,643*
	Hata	967,69	48	

*p=0,05 düzeyinde önemli.

Çizelge 4.15’de, uygulama dozları ve inkübasyon süresi ile deneme topraklarında belirlenen üreaz aktivitesi konsantrasyonları arasında tüm çamurlar için $p=0,05$ düzeyinde istatistiki bakımdan güvenilir bir ilişki tespit edilmiştir. Gıda endüstrisi arıtma çamuru uygulamalarında, toprak tipinin üreaz aktivitesi üzerindeki etkisi önemli bulunmamıştır. Toprak tipi, doz ve inkübasyon süreleri arasındaki interaksiyonlar ise yapılan tüm çamur uygulamalarında $p=0,05$ düzeyinde önemli bulunmuştur.

Şekil 4.13’e göre arıtma çamuru uygulaması yapılan topraklardan toplanan kotlarda inkübasyon süresince azalma eğilimi tespit edilmiştir. Her bir inkübasyon döneminde kot değerleri arasındaki bu ilişki $p=0,05$ düzeyinde önemli bulunmuştur. Ayrıca tüm uygulama dozlarında inkübasyonun ilk iki ayında kotların üreaz seviyesinin kontrol kot değerine kıyasla önemli ölçüde artış gösterdiği belirlenmiştir. İnkübasyon sonunda ise arıtma çamuru uygulanmamış topraklardan toplanan kontrol kot değerlerinin daha yüksek değerlerde olduğu görülmüştür ($p=0,05$). İnkübasyonun 2. ayında arıtma çamuru uygulaması yapılmayan toprakların (KONTROL BİREYLİ) üreaz seviyelerinde artış meydana gelirken, kontrol kot seviyesinin düştüğü belirlenmiştir. İnkübasyon sonunda ise bireyli kontrol toprak değeri düşme gösterirken, kontrol kot üreaz seviyesinin önemli miktarda arttığı bulunmuştur. Ancak bu değişim istatistiki olarak önemli bulunmamıştır.

Bireyli topraklar ile kotlar kıyaslandığında inkübasyonun 1. ve 2.ay dönemlerinde kotlardaki üreaz aktivitesinin daha yüksek değerlerde olduğu bulunmuştur. Üreaz aktivitesi, toprak ortamında azot mineralizasyonunda önemli rol oynamaktadır. Zhang ve ark. (2000) yaptıkları çalışmada kotlarda, toprağa kıyasla daha yüksek üreaz belirlenmesinin sebebinin, kotlardaki yüksek amonyum seviyesi olduğunu belirtmişlerdir. Kızılkaya ve Hepşen (2004), Satchell ve Martin (1984) yaptıkları çalışmalarda da kotlardaki üreaz aktivitesinin daha yüksek olduğunu bulmuşlardır. Ancak 3 aylık inkübasyon periyodu sonunda 50 ve 100 ton/ha’lık uygulamalarda bireyli toprakların (KAÇ ve GEAC) üreaz aktivitesinin, kotlara kıyasla belirgin olarak daha fazla olduğu tespit edilmiştir. 200 ton/ha’lık uygulama dozunda ise toprak ile kot değerlerinin birbirine oldukça yakın değerler aldığı görülmektedir.



Şekil 4.13 Arıtma çamuru uygulamalarının toprak ve solucan kotlarındaki üreaz aktivitesi konsantrasyonuna etkisi.

(KAÇ: Bireyli kentsel arıtma çamuru, GEAC: Bireyli gıda endüstrisi çamuru, KONTROL BİREYLİ: Arıtma çamuru uygulanmamış bireyli toprak, KONTROL KOT: Arıtma çamuru uygulanmamış bireyli topraktan toplanan kot).

İstatistiki olarak değerlendirildiğinde, her bir uygulama dozunda, toprak ile kotlar arasındaki ilişki $p=0,05$ düzeyinde önemli bulunmuştur.

Şekil 4.13'deki grafikler doğrultusunda kentsel arıtma çamuru uygulaması incelendiğinde, düşük dozdaki (50 ton/ha) uygulamada inkübasyonun ilk iki aylık döneminde arıtma çamuru uygulanmış bireyli (KAÇ) toprak örneklerinin üreaz seviyesinin, arıtma çamuru uygulanmayan bireyli (KONTROL BİREYLİ) topraklara kıyasla daha düşük olması dikkat çekicidir ($p=0,05$). Ancak inkübasyon sonunda bakıldığında, kontrol toprağının üreaz seviyesinin önemli ölçüde düştüğü ve bireyli toprak değerinin oldukça altında kaldığı bulunmuştur. Uygulama dozu arttıkça 1. ay inkübasyon döneminde KAÇ toprağının üreaz seviyesi kontrol toprağına yakın seviyelerde bulunurken, inkübasyon sonunda kontrol değerini aşan miktarlarda olduğu bulunmuştur. Kotların üreaz aktivitesi konsantrasyonlarına, uygulama dozlarının etkisi istatistiki olarak önemli bulunmuştur ($p=0,05$). İnkübasyon süresinin etkisi incelendiğinde ise, inkübasyonun ilk ayındaki toprak ve kot değerleri arasındaki ilişki önemli olarak tespit edilmiş, 2. ve 3.ay inkübasyon dönemlerinde de bu ilişkinin istatistiki olarak önem ifade etmediği belirlenmiştir.

Gıda endüstrisi arıtma çamuru uygulamalarına ait grafikler ele alındığında, 50 ve 100 ton/ha'lık uygulamalarda, ilk iki aylık inkübasyon süresinde kot değerlerinin toprak örneklerine (GEAÇ) kıyasla oldukça yüksek seviyelerde bulunduğu belirlenmiştir. 3. ay inkübasyon döneminde ise kotlarda oldukça önemli bir düşüş meydana gelirken, GEAÇ topraklarındaki belirgin artış dikkat çekmektedir ($p=0,05$). Bununla birlikte arıtma çamuru uygulaması yapılan topraklardan toplanan kotlardaki üreaz seviyesi, arıtma çamuru uygulanmayan topraklardan toplanan kot değerlerinden inkübasyonun ilk iki ayında yüksek bulunmuştur. Ancak inkübasyon periyodunca kot değerleri azalma eğilimi gösterirken, kontrol kotlarında bir miktar artış meydana gelmiştir ($p=0,05$). İnkübasyon süresinin, toprak ve kotların üreaz aktivite değeri üzerine etkisi de $p=0,05$ düzeyinde istatistiki bakımdan önemli bulunmuştur.

Çamurlar arasında bir kıyaslama yapıldığında, genel olarak gıda endüstrisine ait çamur uygulamalarının üreaz aktivitesini daha arttırıcı bir etkiye sahip olduğu görülmektedir. Uygulama dozları arasında bir kıyaslama yapıldığında da, kentsel arıtma çamuru tipi için en yüksek üreaz aktivitesi 100 ton/ha'lık çamur dozunda belirlenirken,

gıda endüstrisi için 200 ton/ha'lık uygulama dozunda belirlenmiştir. Kentsel arıtma çamurunun ağır metal içeriğinden dolayı uygulama dozu 200 ton/ha seviyesine çıkarıldığında üreaz aktivitesinin inhibe olduğu düşünülmektedir. Genel olarak incelendiğinde, KAÇ topraklarında inkübasyon süresince önemli bir değişim trendi gözlenmezken, GEAC topraklarında artma eğilimi olduğu belirlenmiştir. Her iki tip arıtma çamuru uygulamasında, kotlarda zamana bağlı bir azalma meydana geldiği bulunmuştur. Bu durumun, zamanla azalan organik maddeye bağlı olarak kotlardaki düşük çözünmüş organik azot içeriğinden kaynaklı olduğu düşünülmektedir (Jensen 1997).

Şekil 4.14'de ise bireyli ve bireysiz topraklar arasındaki üreaz aktivitesinin değişimi incelenmiştir. Her iki tip arıtma çamuru uygulamasında bireysiz topraklardaki üreaz aktivitesinin daha yüksek olduğu bulunmuştur ($p=0,05$). Arıtma çamuru uygulanmamış bireyli topraklarda üreaz aktivitesi 2.ay inkübasyon döneminde belirgin bir artış gösterirken, inkübasyon sonunda oldukça düşük seviyelere inmiştir. Bireysiz kontrol toprak değerleri ise inkübasyon boyunca birbirine yakın değerlerde bulunmuştur.

Bireyli ve bireysiz toprak uygulamaları arasında üreaz enzim aktivitesi değerlerine etki eden faktörlerin varyans analizi Çizelge 4.16'da verilmiştir. Toprak tipi, inkübasyon süresi ve uygulama dozu ile deneme topraklarında belirlenen üreaz aktivitesi değerleri arasında tüm çamurlar için $p=0,05$ düzeyinde istatistiki bakımdan güvenilir bir ilişki tespit edilmiştir. Toprak tipi, uygulama dozu ve inkübasyon süresi arasındaki interaksiyon tüm çamur uygulamaları için önemli bulunmuştur ($p=0,05$).

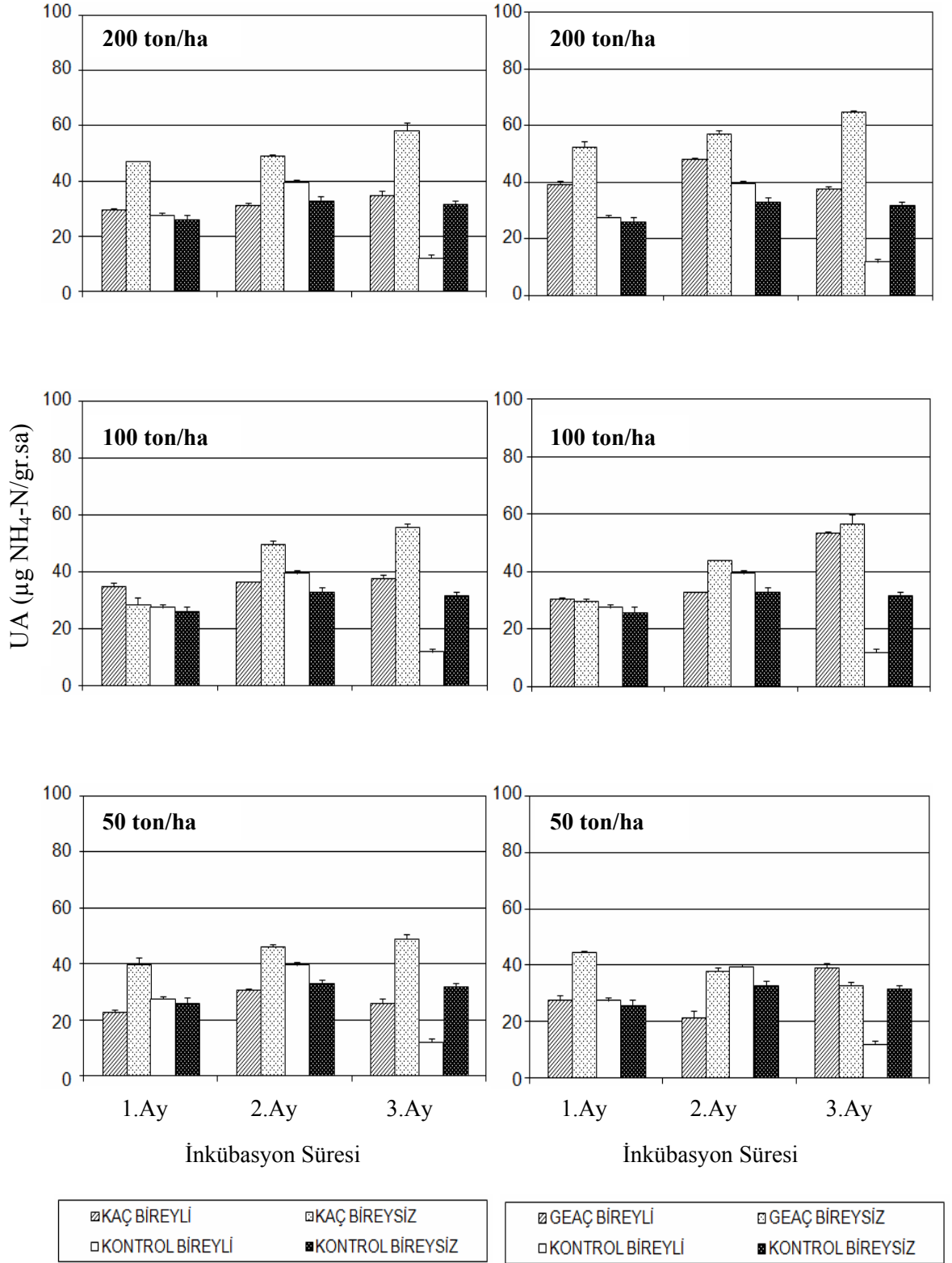
Bireyli ve bireysiz topraklar arasındaki üreaz aktivitesi değerleri her bir uygulama dozu ve inkübasyon dönemi için istatistiki olarak $p<0,001$ düzeyinde önemli bulunmuştur.

Çizelge 4.16 Arıtma çamuru uygulamasının bireyli ve bireysiz topraklardaki üreaz aktivitesi konsantrasyonuna etkilerine ilişkin varyans analizi sonuçları

	Varyasyon Kaynağı	SS	Serbestlik Derecesi	F _{istatistik}
Kentsel Arıtma Çamuru	Toprak Tipi	2841,62	1	165,584*
	İnkübasyon süresi	746,59	2	21,752*
	Uygulama dozu	2001,72	3	38,881*
	Toprak tipi x Doz	790,42	3	15,353*
	İnkübasyon süresi x Doz	1010,53	6	9,814*
	Toprak tipi x İnkübasyon süresi	688,25	2	20,053*
	Toprak tipi x Doz x İnkübasyon süresi	490,73	6	4,766*
	Hata	823,74	48	
Gıda Endüstrisi Arıtma Çamuru	Toprak Tipi	1306,4	1	80,531*
	İnkübasyon süresi	493,3	2	15,203*
	Uygulama dozu	4686,6	3	96,296*
	Toprak tipi x Doz	446,7	3	9,179*
	İnkübasyon süresi x Doz	2378,7	6	24,438*
	Toprak tipi x İnkübasyon süresi	55,8	2	1,720
	Toprak tipi x Doz x İnkübasyon süresi	1443,5	6	14,830*
	Hata	778,7	48	

*p=0,05 düzeyinde önemli.

Şekil 4.14'deki kentsel arıtma çamuru uygulamasının verileri incelendiğinde, bireysiz topraklarda inkübasyon süresince artış meydana geldiği görülmüştür (p=0,05). Bireyli topraklarda ise inkübasyon boyunca önemli değişimler izlenmemiş olup, inkübasyonun sonunda bir miktar yükselme tespit edilmiştir. Bunun yanında, bireyli toprak (KAÇ BİREYİLİ) üreaz aktivitesi, inkübasyonun ilk 2 aylık periyodunda, bireyli kontrol toprağı değerine yakın olarak bulunmuştur. 3.ay inkübasyon döneminde ise bireyli kontrol toprağı değeri oldukça düşük seviyelere inerek, KAÇ BİREYİLİ toprak örnek değerinin oldukça altında kalmıştır. Bireyli kontrol toprağı ile KAÇ BİREYİLİ toprak örnekleri arasındaki ilişki istatistiki olarak incelendiğinde, sadece 100 ton/ha'lık uygulamada farklılık bulunmuştur (p=0,05).



Şekil 4.14 Solucan aktivitesinin arıtma çamuru uygulanmış topraktaki üreaz konsantrasyonlarında inkübasyon süresince meydana getirdiği değişim.

(KAÇ: Kentsel arıtma çamuru, GEAÇ: Gıda endüstrisi çamuru).

Gıda endüstrisi arıtma çamuruna ait grafikler incelendiğinde, tüm uygulamalarda inkübasyon süresince bireyli toprak (GEAÇ BİREYLİ) üreaz değerleri, bireysiz toprak (GEAÇ BİREYSİZ) değerlerinin altında kalmıştır ($p=0,05$). 50 ton/ha'lık uygulama dozu dışındaki uygulamalarda bireysiz toprak üreaz aktivite değeri inkübasyon boyunca artış göstermiştir. Bireyli topraklarda ise 50 ve 100 ton/ha'lık uygulamalarda artma eğilimi gözlenmiş olup, 200 ton/ha'lık uygulamada ise inkübasyon sonunda düşme tespit edilmiştir.

Ayrıca 50 ve 100 ton/ha'lık bireyli uygulamalarda, inkübasyonun ilk ayında bireyli kontrol toprağıyla aynı seviyelerde iken, 2.ayda kontrol değerinin altında kaldığı bulunmuştur. Ancak inkübasyon sonunda bireyli toprak üreaz seviyesi, kontrol toprağından oldukça yüksek seviyelerde tespit edilmiştir ($p=0,05$).

Kentsel arıtma çamuru uygulama dozunun artması, 100 ton/ha'dan sonra bireyli toprakta nispeten azalmalara neden olurken, bireysiz topraklarda artma gözlenmiştir. Gıda endüstrisi arıtma çamurunda ise, uygulama dozu arttıkça bireyli ve bireysiz topraklarda üreaz aktivitesinin arttığı bulunmuştur.

İnkübasyon süresinin üreaz aktivitesi değerleri üzerindeki etkisi incelendiğinde, bireyli ve bireysiz topraklar arasındaki ilişki tüm çamur uygulamaları için $p=0,05$ düzeyinde önemli bulunmuştur.

Kentsel arıtma çamuru uygulamasında inkübasyon sonunda elde edilen en yüksek üreaz enzim aktivitesi konsantrasyonu bireyli topraklarda 100 ton/ha'lık dozda 37,643 $\mu\text{g NH}_4\text{-N/gr.sa}$ solucan kotlarında 200 ton/ha'da 38,788 $\mu\text{g NH}_4\text{-N/gr.sa}$, bireysiz toprakta ise 200 ton/ha'lık dozda 58,176 $\mu\text{g NH}_4\text{-N/gr.sa}$ olarak bulunmuştur. Gıda endüstrisi arıtma çamuru uygulamasında ise en yüksek konsantrasyonlar, bireyli toprakta 100 ton/ha'lık dozda 53,395 $\mu\text{g NH}_4\text{-N/gr.sa}$, solucan kotlarında 200 ton/ha'lık dozda kot toplanamadığı için belirlenememiş olmakla, bireysiz toprakta 200 ton/ha dozunda 64,855 $\mu\text{g NH}_4\text{-N/gr.sa}$ olarak tespit edilmiştir.

5. SONUÇLAR

Farklı orijine sahip iki arıtma çamurunun belirli oranlarda toprağa uygulanmasıyla, solucan aktivitesi sonucu meydana gelen değişimlerin izlendiği tez çalışması sonuçlarına göre tespit edilen etkiler aşağıda verilmektedir.

Toplam ve Anorganik Azot Formlarına Etki

- Farklı dozlarda arıtma çamuru uygulaması gerek solucan kotlarında, gerekse topraktaki amonyum ve nitrat azotu ile toplam azot değerlerini arttırmıştır.
- Solucanlı topraklarda, inkübasyon süresince amonyum azotunda azalma eğilimi gözlenmiştir. Kısa vadede kotlarda nitrifikasyon, toprakta ise amonifikasyon prosesinin baskın olduğu tespit edilmiştir. İlerleyen inkübasyon dönemlerinde ise kotlarda amonifikasyonun daha baskın hale geldiği bulunmuştur.
- Kentsel arıtma çamuru uygulamasında, bireyli ve bireysiz topraklarda amonyum azotu konsantrasyonları arasındaki ilişki kısa vadede istatistiki olarak önemli bulunmuştur. Gıda endüstrisi arıtma çamuru uygulamalarında ise tüm inkübasyon dönemlerinde solucan aktivitesinin istatistiki açıdan önemli bir etkisi olmadığı belirlenmiştir.
- İnkübasyon sonunda amonyum azotu konsantrasyonları, tüm çamur uygulamalarında solucan aktivitesinin olduğu topraklarda daha yüksek olarak tespit edilmiştir.
- Arıtma çamuru uygulanmış ve solucan aktivitesinin aktif olduğu topraklarda nitrat azotu konsantrasyonunun artış gösterdiği bulunmuştur. Topraklarda zamana bağlı olarak artma eğilimi belirlenirken, kotlarda ise azalma meydana geldiği belirlenmiştir.
- Tüm çamur uygulamalarında, inkübasyonun her periyodunda solucansız toprakların nitrat azotu konsantrasyonu, solucan aktivitesinin olduğu topraklardan daha yüksek tespit edilmiştir.
- Arıtma çamuru uygulaması, solucan aktivitesinin olduğu topraklarda toplam azot konsantrasyonu, yüksek uygulama dozu haricinde, inkübasyon boyunca önemli bir değişim trendi göstermemiştir. Solucan kotlarında ise, zamana bağlı bir azalma gözlenmiştir.

- Gerek kot, gerekse toprak örneklerinde belirlenen toplam azot konsantrasyonu kentsel arıtma çamuru uygulamalarında daha yüksek değerlerde bulunmuştur.
- Genel olarak solucan kotlarının toplam azot konsantrasyonu topraklara kıyasla daha yüksek seviyelerdedir.
- Solucan aktivitesi sonucu, organik maddenin daha hızlı mineralize olmasıyla, solucanlı toprakların toplam azot konsantrasyonu, solucansız topraklara kıyasla daha düşük seviyelerde bulunmuştur.

Enzim Aktivitelerine Etki

- β -glukosidaz enzim aktivitesi hariç dehidrogenaz ve alkali fosfataz enzim aktivitelerinde de arıtma çamuru uygulamasıyla inkübasyonun her döneminde artma görülmüştür.
- Üreaz aktivitesinde, arıtma çamuru uygulaması ilk iki aylık inkübasyon döneminde bir miktar azalmaya sebep olmuştur. İnkübasyon sonunda ise bireyli topraklarda üreaz aktivitesi kontrol toprağına kıyasla daha yüksek bulunurken, kotlarda daha düşük değerler tespit edilmiştir.
- Kısa vadede, arıtma çamuru uygulaması yapılan topraklardaki dehidrogenaz aktivitesi, kotlardan daha düşük olarak belirlenmiştir. İnkübasyon sonunda, kotlardaki organik madde ve mikrobiyal aktivitenin azalması sonucu topraklardaki konsantrasyonun, özellikle 100 ton/ha'lık uygulamanın, kotlardaki konsantrasyonlara nazaran daha yüksek olduğu görülmüştür.
- Gıda endüstrisi arıtma çamuru uygulanmış, solucan aktivitesinin olduğu topraklarda, inkübasyon süresince dehidrogenaz aktivitesinin artış gösterdiği bulunmuştur. Kentsel arıtma çamuru uygulamasında ise, yüksek dozdaki uygulamada zamana bağlı bir azalma meydana gelmiştir.
- Arıtma çamuru uygulanmış topraklarda, solucan aktivitesi dehidrogenaz aktivitesini arttırıcı yönde etki yapmıştır.
- Arıtma çamuru uygulaması, solucan aktivitesinin olduğu toprak ve kotlarda alkali fosfataz aktivitesinin zamana bağlı olarak azalması yönünde etki yapmıştır.

- Solucan kotlarındaki kullanılabilir fosfor içeriğinin toprağa kıyasla daha yüksek olması sonucu kotlardaki alkali fosfataz aktivitesi daha düşük konsantrasyonlarda bulunmuştur.
- Gıda endüstrisi arıtma çamuru uygulamalarının alkali fosfataz aktivitesine daha çok arttırıcı etki yaptığı bulunmuştur. Ancak inkübasyon sonunda, her iki tip arıtma çamuru uygulamalarında gerek kotlarda gerekse topraklarda önemli ölçüde düşüşler meydana geldiği dikkat çekmektedir.
- Her iki tip arıtma çamuru uygulamalarında, β -glukosidaz aktivitesi konsantrasyonları solucan kotlarında toprağa kıyasla daha yüksek olarak belirlenmiştir. Kısa vadede, kentsel arıtma çamuru uygulamasının kotlardaki β -glukosidaz aktivitesini düşürdüğü tespit edilmiştir.
- Genel olarak gerek solucan kotlarında gerekse topraklarda belirlenen β -glukosidaz aktivitesi değerleri gıda endüstrisi arıtma çamuru uygulamalarında daha yüksektir.
- Arıtma çamuru uygulaması yapılmış topraklardaki inkübasyonun ilk iki aylık döneminde üreaz aktivitesi, solucan kotlarından daha düşük seviyelerde bulunmuştur. İnkübasyon sonunda ise, organik madde ve mikrobiyal aktivitenin azalmasına bağlı olarak kotlardaki üreaz aktivitesinin düştüğü belirlenmiştir.
- Arıtma çamuru uygulaması yapılmamış topraklarda solucan aktivitesi, inkübasyonun ilk iki aylık döneminde üreaz aktivitesini arttırıcı yönde etki yapmıştır. Fakat 3 aylık inkübasyon döneminin sonunda solucan aktivitesinin olmadığı toprakların üreaz aktivitesinin daha yüksek olduğu görülmüştür.

Elde edilen veriler doğrultusunda, arıtma çamuru uygulanmış topraklarda solucan kotlarının amonyum ve nitrat azotu içeriklerinin toprağa kıyasla daha yüksek olduğu, inkübasyon süresine ve uygulama dozuna bağlı olarak, aralarındaki dengenin değişim gösterdiği belirlenmiştir. Kotlardaki anorganik azot içeriğinin daha yüksek olması, azot mineralizasyonu üzerinde olumlu etkilere sebep olacağını düşündürmektedir. Belirlenen enzim aktivelere açısından ise üreaz, dehidrogenaz, β -glukosidaz aktivitelerinin kotlarda daha yüksek bulunduğu tespit edilmiştir. Toprak ekosisteminde hassas bir biyolojik indikatör olma özelliğine sahip solucanlar tarafından arıtma çamurlarının yem olarak tercih edilmesi, söz konusu arıtma çamurlarının toprak biyolojisine olumsuz etki yapmadığının göstergesi olarak düşünülebilir.

KAYNAKLAR

ACOSTA-MARTINEZ V ve M.A. TABATABAI. 2000. Enzyme Activities in a Limed Agricultural Soil. *Biol Fertil Soils*, 31;85–91.

AIRA, M., F. MONROY ve J. DOMINGUEZ. 2003. Effects of Two Species of Earthworms on Soil System: A Microfaunal and Biochemical Analysis. The 7th International Symposium on Earthworm Ecology. Cardiff, Wales. *Pedobiologia*, 47, 877-881

AKÇA, L.E. ÇİTİL ve N.TÜFEKÇİ. 1996. Arıtma Çamurlarının Tarım Alanlarında Değerlendirilmesi. Tarım-Çevre İlişkileri Sempozyumu Doğal Kaynakların Sürdürülebilir Kullanımı Bildiri Kitabı. Mersin, 13-15 Mayıs 1996, s. 35-43.

ALBIACH, R., R. CANET, F. POMARES ve F. INGELMO. 2000. Microbial Biomass Content and Enzymatic Activities After the Application of Organic Amendments to a Horticultural Soil. *Bioresour. Technol.* 75, 43–48.

AMADOR, J.S., J.H. GÖRRES ve M.C. SAVIN. 2005. Role of Soil Water Content in the Carbon and Nitrogen Dynamics of *Lumbricus terrestris* L. Burrow Soil. *Applied Soil Ecology*, 28, 15-22.

ANONİM. 1983. Process Design Manual, Land Application of Municipal Sludge. U.S. Environmental Protection Agency. Center for Environmental Research Information. Cincinnati, Ohio. 625/1-83-016. 432p.

ANONİM. 1984. Use and Disposal of Municipal Wastewater Sludge. U.S. Environmental Protection Agency. Center for Environmental Research Information. Cincinnati, Ohio. 625/10-84-003. p386.

ANONİM. 1985. Standart Methods for the Examination of Water and Wastewater. APHA-AWWA-WPCF Copyright by American Public Health Association, Washington, 1269p.

ANONİM. 1996. Process Design Manual, Land Application of Municipal Sludge. U.S. Enviromental Protection Agency. Center for Enviromental Research Information. Cincinnati, Ohio. 625/1-83-016 432p.

ANONİM. 1999a. U.S. EPA. 40 CFR Part 503-Standarts for the Use or Disposal of Sewage Sludge as amended 08/04/99.

ANDERSON, J.M. 1988. Spatiotemporal Effects of İnvertebrates on Soil Processes. Biol. Fertil. Soils 6, 216-227.

AYUSO, M., PASCUAL, J.A., GARCIA, C., HERNANDEZ, T. 1996. Evaluation of urban wastes for agricultural use. Soil Science and Plant Nutrition 42,105-111.

ARAL, N. 1990. Arıtma Çamurlarının Arazide Kullanılma İmkanları, Endüstriyel Kirlenme Sempozyumu, İstanbul, İTO, s. 301-305

BAŞKAYA, H.S., HAKTANIR, K. ve USTA S. 1986. Yer Solucanları Faaliyetlerinin Topraklardaki Önemli N- formlarının Dağılımına Etkisi. Toprak İlimi Derneği, 9. Bilimsel Toplantı Tebliğleri, Yayın No 4, 44/1-10.

BARAN, A., G. ÇAYCI ve A. İNAL. 1995. Farklı Tarımsal Atıkların Bazı Fiziksel ve Kimyasal Özellikleri. Mühendislik Bilimleri Dergisi, 1(2-3): 169-172.

BAROIS, I. ve P. LAVELLE. 1986. Changes in Respiration Rate and Some Physiochemical Properties of a Tropical Soil During Transit through *Pontoscolex corethrurus* (*Glossoscolecidae Oligochaeta*). Soil Biol. Biochem. 18, 539-541

BARRERA, I., P. ANDRES ve J.M. ALCANIZ. 2001. Sewage Sludge Application on Soil: Effects on Two Earthworm Species. *Water, Air and Soil Pollution*, 129, 319-332.

BENITEZ E., R. NOGALES, C.ELVIRA, G. MASCIANDARO ve B.CECCANTI. 1999. Enzyme Activities as İndicators of the Stabilization of Sewage Sludges Composting with *Eisenia Foetida*. *Bioresources Technology*, 67, 297-303.

BEYER, W.N., E.J. CROMARTIE ve G.B. MOMENT. 1985. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 35, 157.

BİLGİN N, H. EYÜPOĞLU ve H.ÜSTÜN. 2002. Biyokatıların (Aritma Çamurlarının) Arazide Kullanımı. Köy Hizmetleri Genel Müdürlüğü Ankara Araştırma Enstitüsü, Ankara, s.28

BİNET, F. ve P. TREHEN. 1992. Experimental Microcosm Study of the Role of *Lumbricus terrestris* on Nitrogen Dynamics in Cultivated Soils. *Soil biology and biochemistry* 24, 1501-1507.

BLAIR, J.M., R.W. PARMELEE ve P. LAVELLE. 1995. Influences of Earthworms on Biogeochemistry. *Earthworm Ecology and Biogeography in North America*, ed. P.F. Hendrix, Lewis, Boca Raton, FL, s.127-158

BOHLEN, P.J. ve C.A. EDWARDS. 1995. Earthworm Effects on N Dynamics and Soil Respiration in Microcosms Receiving Organic and Inorganic Nutrients. *Soil Biology and Biochemistry*, 27 (3), 341-348.

BOHLEN, P.J., R.W. PARMELEE, C.A. EDWARDS ve D.M. MCCARTNEY. 1997. Earthworm Effects of Carbon and Nitrogen Dynamics of Surface Litter in Corn Agroecosystem. *Ecol. Appl.* 7, 1341-1349.

BREMNER, J.M. ve C.S. MULVANEY, 1982. Nitrogen-Total. Methods of Soil Analysis, Part 2. Chemical and Microbiological Properties. Agronomy Monograph No:9 (2nd ed.) ASA-SSSA. Madison, Wisconsin, USA, p.595-622.

BROOKES, P.C., 1995. The Use of Microbial Parameters in Monitoring Soil Pollution by Heavy Metals. *Biol. Fertil. Soil.* 19, 269–279.

BROWN, G.G., I. BAROIS ve P. LAVELLE. 2000. Regulation of organic matter Dynamics and microbial activity in the drilosphere and the role of interactions with other edaphic functional domains. *Eur. J. Soil. Biol.* 36, 177-198.

BUCK, C., M. LANGMAACK ve S. SCHRADER. 1999. Nutrient Content of Earthworm Casts Influenced by Different Mulch Types. *Eur. J. Soil. Biol.* 35, 23-30.

CALDERON J.F., L.E. JACKSON, K.M. SCOW ve D.E. ROLSTON. 2000. Microbial Responses to Simulated Tillage in Cultivated and Uncultivated Soils. *Soil Biol Biochem.*, 32,1547– 59.

CHAOUÏ, I.H., L.M. ZIBÏLSKE ve S. OHNO. 2003. Effect of Earthworm Casts and Compost on Microbial Activity and Plant Nutrient Uptake. *Soil Biol. and Biochem.*, 35, 295-302

COHEN, D.B., M.D. WEBBER ve D.N. BRYANT. 1979. Land Application of Chemical Sewage Sludge-Lysimeter Studies. First European Symposium Treatment and Use of Sewage Sludge Proceedings, Cadarache, 13-15 February 1979, p. 108-138

COLOMBO C., G. PALUMBO, F. SANNINO ve L. GIANFREDA. 2002. Chemical and Biochemical Indicators of Managed Agricultural Soils. 17th World Congress of Soil Science, Bangkok, Thailand, vol. 1740. p. 1–9.

CRÍQUET, S., A. BRAUD ve S. NEBLE. 2007. Short Term Effects of Sewage Sludge Application on Phosphatase Activities and Available P Fractions in Mediterranean Soils. *Soil Biology and Chemistry*, 39, 921-929.

CURRY, J.P. ve D. BYRNE. 1997. Role of Earthworms in Straw Decomposition in a Winter Cereal Field. *Soil Biology and Biochemistry*, 29: 555–55

ÇİL ÖZGÜVEN, N. ve A. V. KATKAT. 2001. Mis Süt Sanayi Arıtma Tesisi Atığının Tarımda Kullanılma Olanakları. *Ulud. Üniv. Zir. Fak. Derg.*, 139-149.

DANIÉL, O. ve J.M. ANDERSON. 1992. Microbial Biomass and Activity in Contrasting Soil Materials After Passage Through the Gut of the Earthworm. *Soil Biology Biochemistry*, 24, 465-470.

DANIÉL, O. ve J.M. ANDERSON. 1992. Microbial Biomass and Activity in Contrasting Soil Materials After Passage through the Gut of the Earthworm *Lumbricus Rubellus* Hoffmeister. *Soil Biol.Biochem.*24, 465-470.

DAR, G.H. 1997. Impact of Lead and Sewage Sludge on Soil Microbial Biomass and Carbon and Nitrogen Mineralization. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 58: 234-240

DECAENS T., A.F. RANGEL, N.ASAKAWA ve R.J. THOMAS. 1999. Carbon and nitrogen Dynamics in Ageing Earthworm Casts in Grasslands of the Eastern Plains of Colombia. *Biology and Fertility of Soils*, 30, 20-5

DE GOEDE, R.G.M., L. BRUSSAARD ve A.D.L. AKKERMANS. 2003. On Farm Impact of Cattle Slurry Manure Management on Biological Soil Quality. *Neth. J. Agr. Sci.* 51, 103-133.

DE VLEESCHAUWER, D. ve R. LAL. 1981. Properties of Worm Casts Under Secondary Tropical Forest Regrowth. *Soil Sci.* 132, 171–181.

DICK, W.A. ve M.A. TABATABAI. 1987. Kinetics and Activities of Phosphatase-Clay Complexes, *Soil Sci.* 143: 5-15, 1987.

DICK, R.P., 1994. Soil Enzyme Assays as Indicators of Soil Quality. In: Doran, J.W.L., Coleman, D.C., Bezdicek, D.F., Stewart, B.A. (Eds.), *Defining Soil Quality for a Sustainable Environment*. Soil Science Society of America, Madison, WI, *Soil Sci. Soc. Am.* (Special Publication no. 35), pp. 107–124.

DICK, W.A. ve M.A. TABATABAI 1993. Significance and Potential Uses of Soil Enzymes. In: F. Blaine (Editor), *Soil Microbial Ecology. Application in Agricultural and Environmental Management*, Marcel Dekker, New York, p. 95-127.

DİNDAR, E., F.O. TOPAÇ ve H.S. BAŞKAYA. 2008. Arıtma Çamuru Uygulanan Topraklarda Sulamadan Kaynaklanan Kirliliğin Azot Mineralizasyonuna Etkisi, *Ekoloji Dergisi*, 17, 66, 31-38.

DOMSCH, K.H. ve H.J. BANSE. 1972. Mykologische Untersuchungen an Regenvurmexkrementen. *Soil Biology and Biochemistry* 4, 31-38.

EDWARDS, C.A. ve J.R. LOFTY. 1982. Nitrogenous Fertilizers and Earthworm Populations in Agricultural Soils. *Soil Biology and Biochemistry*, 14, 515-521.

EDWARDS, C.A., P.J. BOHLEN, D.R. LINDEN ve S.SUBLER. Earthworms in Agroecosystems. In: P.F. Hendrix, Editor. *Earthworm Ecology and Biogeography in North America*, Lewis, Boca Raton, Florida, USA. s.185-214.

EDWARDS, C.A. ve P.J. BOHLEN. 1996. *Biology and Ecology of Earthworms*. Third Editions, Chapman and Hall, London. 426 pp.

ELLIOTT, P.W., D. KNIGHT ve J.M. ANDERSON. 1990. Denitrification in Earthworm Casts and Soil from Pastures under different fertilizer and drainage regimes. *Soil Biology and Biochemistry*, 22, 601-605.

ERIKSEN, N.S. ve J.K. WHALEN. 2008. Earthworms, Soil Mineral Nitrogen and Forage Production in Grass-based Hayfields. *Soil Biology and Biochemistry*, 40, 1004-1010.

FERGUSON J. 2000. Earthworms-The Benefits. *Nature's Way Resources*. 545 FM 1488 Conroe, Texas. pp:1-12

FERNANDEZ, S.A.P., W. BETTIOL ve C.C. CERRÍ. 2005. Effect of Sewage Sludge on Microbial Biomass, Basal Respiration, Metabolic Quotient and Soil Enzymatic Activity. *Applied Soil Ecology*, 30, 65-77.

FİLİBELİ, A. 1998. Arıtma Çamurlarının İşlenmesi. D.E.Ü. Mühendislik Fakültesi Basım Ünitesi, İzmir. 254s.

FISHER E. ve L. MOLNAR. 1992. Environmental Aspects of the Chloragogenous Tissue of Earthworms. *Soil Biol Biochem.*, 24,1723–7.

GALLAGHER, A.V. ve N.C. WOLLENHAUPT. 1997. Surface Alfalfa Residue Removal by Earthworms *Lumbricus Terrestris* L. in a No-Till Agroecosystem. *Soil Biology and Biochemistry*, 29, 477-479.

GARCIA, C., HERNANDEZ, T., COSTA, F. 1992. Variation in some chemical parameters and organic matter in soils regenerated by the addition of municipal solid waste. *Environmental Management*, 16, 763-768.

GEE, G.W and J.W.BAUDER. 1982. Particle Size Analysis. in A. Klute (ed.): *Methods of Soil Analysis. Part 1. Agron. 9, 2nd ed.*, ASA, SSSA, Madison, WI, p. 384-412.

GIANFREDA, L. ve J.M. BOLLAG. 1996. Influence of Soil Natural and Anthropogenic Factors on Enzyme Activity in Soil. In: Stotzky, G., Bollag, J.M. (Eds.), *Soil Biochemistry*, vol. 9. M. Dekker, New York, pp. 123–193

GIANFREDA, L., M.A. RAO, A. PIOTROWSKA, G. PALUMBO ve C. COLOMBO. 2005. Soil Enzyme Activities as Affected by Anthropogenic Alterations: Intensive Agricultural Practices and Organic Pollution. *Science of the Total Environment*, 341, 265-279.

GILLER, K.E., E. WITTER ve S.P. MCGRATH. 1998. Toxicity of Heavy Metals to Microorganisms and Microbial Process in Agricultural Soils: A Review. *Soil Biol. Biochem.* 30, 1389–1414.

GUNNARSSON, T., P. SUNDIN ve A. TUNLID. 1988. Importance of Leaf Litter Fragmentation for Bacterial Growth. *Oikos* 52, 303-308.

HAKTANIR, K. ve S. ARCAK. 1997. *Toprak Biyolojisi*, Ankara Üniversitesi Ziraat Fakültesi Yayınları, Yayın No: 1486, Ders Kitabı: 447.

HAYANO, K. ve TUBAKI, K. 1985. Origin and Properties off β -glucosidase Activity of Tomato Field Soil. *Soil Biol. Biochem.*, 17, 553-557

HENDRICKSEN, N.B. 1990. Leaf Litter Selection by Detritivore and Geophagous Earthworms. *Biology and Fertility of Soils* 10:17-21

HENDRIX, P.F. 1995. *Earthworm Ecology and Biogeography in North America*. CRC Press, ISBN: 1566700531, 244p.

HERNANDEZ, T., J.I. MORENO ve F. COSTA. 1991. Influence of Sewage Sludge Application on Crop Yields and Heavy Metal Availability. *Soil Science Plant Nutrition*, 37, 201-210.

HERNANDEZ, T., R. MORAL, A. PEREZ-ESPINOSA, J. MORENO-CASELLES, M.D. PEREZ-MURCIA ve C.GARCIA. 2002. Nitrogen Mineralisation Potential in Calcerous Soils Amended With Sewage Sludge. *Bioresource Techonology* 83, 213-219

HODGE A., J., STEWART, D. ROBINSON, B.S. GRIFFITHS ve A.H. FITTER. 2000. Plant N Capture and Microfaunal Dynamics From Decomposing Grass and Earthworm Residues in Soil. *Soil Biology and Biochemistry* 32, 1763-1772.

HUANG, Q. ve H. SHINDO. 2000. Effects of Copper on the Activity and Kinetics of Free and Immobilized Acid Phosphatase. *Soil. Biol. Biochem.* 32, 1885-1892.

IRELAND M.P. 1983. Heavy metal uptake and tissue distribution in earthworms. In: Satchell J.E, editor. *Earthworm ecology*. London, Chapman and Hall. p.247-265.

JAMES, S.W. 1991. Soil, Nitrogen, Phosphorus, and Organic Matter Processing by Earthworms in Tallgrass Prairie. *Ecology* 72, 2101-2109.

JENSEN, E.S. 1997. Nitrogen Immobilization and Mineralization During Initial Decomposition of ¹⁵N-Labelled Pea and Barley Residues. *Biology and Fertility of Soils* 24, 39-44.

KACAR, B. 1994. Bitki ve Toprağın Kimyasal Analizleri: III. Toprak Analizleri. A.Ü.Z.F. Eğitim, Araştırma ve Geliştirme Vakfı Yayınları, Yayın No: 3, Ankara. s. 268-270.

KEENEY, D.R. ve D.W. NELSON. 1982. Nitrogen-Inorganic Forms. *Methods of Soil Analysis, Part 2. Chemical and Microbiological Properties. Agronomy Monograph No:9 (2nd ed.)* ASA-SSSA. Madison, Wisconsin. USA, p. 643-693.

KIZILKAYA, R., A. SÜRÜCÜ ve S. ARCAK. 1998. Samsun Alaçam Orman Topraklarının Bazı Biyolojik ve Kimyasal Özellikleri, XIV. Ulusal Biyoloji Kongresi, O.M.Ü. Fen Edebiyat Fakültesi, Samsun.

KIZILKAYA, R. ve S. HEPSEN. 2004. Effect of biosolid amendment on Enzyme Activities in Earthworm (*Lumbricus terrestris*) Casts. *J. Plant Nutr. Soil Sci.* 167, 202–208.

KIZILKAYA, R. 2007. Dehydrogenase Activity in *Lumbricus terrestris* Casts and Surrounding Soil Affected by Addition of Different Organic Wastes and Zn. Bioresource Technology, Article in Press.

KIZILKAYA, R., Ş. HEPŞEN. 2007. Microbiological Properties in Earthworm Casts and Surrounding Soil Amended with Various Organic Wastes. Communication in Soil Science and Plant Analysis, 38, 2861-2876.

KIZILKAYA, R. ve B. BAYRAKLI. 2005. Effects of N-enriched sewage sludge on soil enzyme activities. Applied Soil Ecology, 30: 192–202.

KIZILKAYA, R. ve T. AŞKIN. 2002. Influence Cadmium Fractions on Microbiological Properties in Bafra Plain Soils. Arch. Acker-pflanzen., Boden. 48, 263-272.

KISS, S., M. DRAGAN-BULARDA ve D. RADULESCU. 1976. Biological Significance of Enzymes Accumulated in Soil, Adv. Agron., 27: 25 – 87.

KORKMAZ, A., R. KIZILKAYA, A. HORUZ ve A. SÜRÜCÜ. 1999. Mısır Bitkisine Uygulanan Tavuk Gübresinin Amonyum Sülfat Gübresine Eşdeğer Miktarının Belirlenmesi, Karadeniz Bölgesi Tarım Sempozyumu, O.M.Ü. Ziraat Fakültesi, Samsun.

LADD, J.N., R.C. FOSTER, P.NANNIPIERI ve M.J. OADES. 1996. Soil Structure and Biological Activity. In: BOLLAG, J.M., G. STOTZKY (Eds.). Soil biochemistry, vol.9, dekker, New york, USA, s.23-77

LAI, K. M., D. Y. Ye ve J. W. C. WONG. 1999. Enzyme Activities in a Sandy Soil Amended With Sewage Sludge and Coal Fly Ash. Water Air and Soil Pollution., 113: 261-272.

LARSON, W.E., R.H. SUSAG, R.H. DOWDY, C.E. CLAPP A ve R.E. LARSON. 1974. Use of Sewage Sludge in Agriculture with Adequate Environmental Safeguards. Sludge Handling and Disposal Seminar Proceedings. Toronto, 18-19 September 1974, p. 27-46.

LASA B., M. QUEMADA, S. FRECHILLA, J. MURO, C. LAMSFUS ve P.M. APARICIO-TEJO. 1997. Effect of Digested Sewage Sludge on the Efficiency of N-Fertilizer Applied to Barley. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 48, 241–246

LAVELLE, P. ve A. MARTÍN. 1992. Small Scale and Large Scale Effects of Endogeic Earthworms on Soil Organic Matter Dynamics in Soil of the Humid Tropics. *Soil Biol. Biochem.* 24, 109-122.

LARSEN, A.B., F.H. FUNCH ve H.A. HAMILTON. 1991. The Use of Fermentation Sludge As a Fertilizer in Agriculture. *Water and Science Technology*, 24 (12), 33-42.

LEE, S.B., Y.E. NA, M.H. KOH, S.L. KWON, K.S. SEONG ve K.C. EOM. 2002. Dynamics of Organisms and Activities of Enzymes in Agricultural Soils of Korea. 17th WCSS symposium. Thailand, 14-21 August 2002., p. 1928-1, 1928-8.

LEE, K.E. 1983. The Influence of Earthworms and Termites on Soil Nitrogen Cycling. In Lebrun, P., Andre, H.M. Demedts, A. Gregorire Wibro, C. and Wauthy G. (eds.): *New trends in Soil Biology*. Dieu-Brichardt, Lauvain-la-Neuve, p. 35-48.

LEE, K.E. 1985. *Their Ecology and Relationships with Soils and Land Use*. Academic Press, new york, s.411

LEIROS, M.C., C. TRASAR-CEPEDA, S. SEOANE ve F. GIL-SOTRES. 2002. Biochemical Properties of Acid Soils Under Climax Vegetation in an Area of the European Temperate Humid Zone: General Parametres. *Soil. Biol. Biochem.* 32, 733-745.

LÍU, X., H. CHENGXÍAO ve Z. SHUZHEN. 2005. Effects of Earthworm Activity on Fertility and Heavy Metal Bioavailability in Sewage Sludge. *Environment International* 31, 874 – 879.

MA Y., N.M. DÍCKINSON ve M.H. WONG. 2002. Toxicity of Pb/Zn Mine Tailings to the Earthworm *Pheretima* and the Effects of Burrowing on Metal Availability. *Biol Fertil Soils*, 36, 79 – 86.

MACKAY, A.D. ve E.J. KLADÍVKO. 1985. Earthworms and the Rate of Breakdown of Soybean and Maize Residues in Soil. *Soil Biology and Biochemistry*, 17, 851-857.

MALKOMES, H.P. 1991. Existing Alternative Tests to Measure Side Effects of Pesticides on Soil Microorganisms: Dehydrogenase Activity. *Toxicol. Environ. Chem.*30, 167-176.

MARINARI S, G. MASCIANDARO, B. CECCANTI ve S. GREGO S. 2000. Influence of Organic and Mineral Fertilizers on Soil Biological and Physical Properties. *Bioresource Technol.* 72: 9–17

MARINISSEN, J.C.Y. ve A.R. DEXTER. 1990. Mechanisms of Stabilization of Earthworm Casts and Artificial Casts. *Biology and Fertility of Soils*, 9 (2), 163-167

MARINISSEN, J.C.Y. 1994. Earthworm Populations and Stability of Soil Structure in a Silt Loam of a Recently Reclaimed Polder in the Netherlands. *Agric. Ecosyst. Environ.* 51, 75-87.

MATERECHERA, S., 2000. Nutrient Availability and Maize Growth in a Soil Amendment with Earthworm Casts from a South African Indigenous Species. *Biores. Technol.* 84, 197–201.

MCGÍLL, W.B. ve C.V. COLE. 1981. Comparative Aspects of Cycling of Organic C, N, S and P through Soil Organic Matter. *Geoderma* 26, 267-286.

MORENO, J.L., C. GARCÍA, L. LANDÍ, L. FALCHINI, G. PIETRAMELLARA ve P. NANNIPERÌ. 2001. The Ecological Dose Value (ed50) for Assessing Cd Toxicity on ATP Content and Dehydrogenase and Urease Activities of Soil. *Soil Biol. Biochem.* 33, 483–489.

MORGAN J.E. ve A.J. MORGAN. 1993. Seasonal Changes in the Tissue-Metal (Cd, Zn and Pb) Concentrations in Two Ecophysiologically Dissimilar Earthworm Species: Pollution-Monitoring Implications. *Environ Pollut.* 82, 1– 7.

MULONGOY, K. ve A. BEDORET. 1989. Properties of worm casts and surface soils under various plant covers in the humid tropics. *Soil Biology and Biochemistry*, 21, 197-203.

NANNIPERÌ, P., S. GRECO ve B. CECCANTÌ. 1990. Ecological Significance of the Biological Activity in Soil. In *Soil Biochemistry*, Vol 6, ed. J.M. Bollag ve G. Stozky, pp.293-355. Markel Dekker, New York.

NANNIPERÌ P, E. KANDELER ve P. RUGGIERO. 2002. Enzyme Activities and Microbiological and Biochemical Processes in Soil. In: Burns RP, Dick RP, editors. *Enzymes in the Environment Activity, Ecology and Applications*. New York/ Marcel Dekker. p.1 –33.

NDEGWA, P.M. ve S.A. THOMPSON. 2000. Effects of C-to-N Ratio on Vermicomposting of Biosolids. *Bioresour. Technol.*, 75 (1), 7-12.

NELSON, D.W. ve L.E. SOMMERS. 1982. Total Carbon, Organic Carbon and Organic Matter, *Methods of Soil Analysis, Part 2. Chemical and Microbiological Properties*. Agronomy Monograph No:9 (2nd ed.) ASA-SSSA. Madison, Wisconsin. USA, p. 539-577.

NORGROVE, L. ve S. HAUSER. 2000. Production and Nutrient Content of Earthworm Casts in a Tropical Agrisilvicultural System. *Soil Biol. Biochem.*, 32, 1651-1660.

OKUR, N., M. ÇENGEL, V. KATKAT, H.S. UÇKAN. 2001. Kirlenme Sürecindeki İznik Göl suyuyla Sulanan Tarım Topraklarında Mikrobiyolojik Aktivitenin Değişimi. *Ziraat Fakültesi Dergisi*, 38, 2-3, 119-126.

OLSEN, S.R. and L.E. SOMMERS. 1982. Phosphorus. *Methods of Soil Analysis, Part 2. Chemical and Microbiological Properties. Agronomy Monograph No:9 (2nd ed.)* ASA-SSSA. Madison, Wisconsin, USA, p. 403-427.

ÖZDEMİR, N. 1991. Toprağa Karıştırılan Organik Artıkların Toprağın Bazı Özellikleri ile Strüktürel Dayanıklılığı ve Erozyona Duyarlılığı Üzerine Etkileri, Atatürk Üni. Fen. Bil. Enstitüsü, Erzurum.

ÖZDEMİR, N., R. KIZILKAYA ve A. SÜRÜCÜ. 2000. Farklı Organik Atıkların Toprakların Enzim Aktivitesi Üzerine Etkisi. *Çev-Kor*, Cilt:10, Sayı:37, 23-26.

PARKİN, T.B. ve E.C. BERRY. 1994. Nitrogen Transformations Associated with Earthworm Casts. *Soil Biology and Biochemistry*, 26, 1233-1238.

PARKİN, T.B. ve E.C. BERRY. 1999. Microbial Nitrogen Transformations in Earthworm Burrows. *Soil Biology and Biochemistry*, 31, 1765-1771.

PARLE, J.N. 1963. Microorganisms in the Intestines of Earthworms. *Journal of General Microbiology*, 31, 1-11.

PARTHASARATHI, K. ve L.S. RANGANATHAN. 1999. Longevity of Microbial and Enzyme Activity and Their Influence on NPK Content in Pressmud Vermicast. *Eur. J. Soil. Biol.* 36, 107-113.

PASCUAL, J.A., J.L. MORENO, T. HERNANDEZ, ve C. GARCÍA. 2002. Persistence of Immobilized and Total Urease and Phosphatase Activities in a Soil Amended With Organic Wastes. *Biores. Technol.* 82, 73-78.

PASCUAL, J. A., T. HERNANDEZ, C. GARCIA ve M. AYUSO. 1998. Enzymatic Activities in an Arid Soil Amended with Urban Organic Wastes: Laboratory Experiment. *Bioresource Technology*, 64: 131-138

PATRON, J.C., P. SANCHEZ, G.G. BROWN, M. BROSSARD, I. BAROIS ve C. GUTIÉRREZ. 1999. Phosphorus in Soil and *Brachiaria decumbens* Plants as Affected by the Geophagous Earthworm *Pontoscolex corethrurus* and P Fertilization. *Pedobiol.* 43, 547-556.

PEDRENO, J.N., I. GOMEZ, R. MORAL ve J. MATAIX. 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.

PONTES, W.L., 2002. Mineralizac,ãõ de um biosso´lido industrial no solo e efeito desse na biomassa e atividade microbiana. M.Sc.Dissertation. Universidade Federal de Lavras, Lavras, Brasil, 73 pp.

PRESCOTT, C.E., M. A. MCDONALD, S. P. GESSEL ve J. P. KÌMMÌNS. 1993. Long-Term Effects of Sewage Sludge and Inorganic Fertilizers on Nutrient Turnover in Litter in a Coastal Douglas Fir Forest. *Forest Ecology and Management*, 59,1-2, 149-164.

PULFORD, I.D. 1989. Sewage Sludge as an Amendment for Reclaimed Colliery Spoil. *Alternative Uses for Sewage Sludge Conference Proceedings*. U.K.; 5-7 September 1989, p. 41-54.

RAO, A.V. ve J.C. TARAFDAR. 1992. Seasonal Changes in Available Phosphorus and Different Enzyme Activities in Arid Soils. *Ann. Arid Zones*, 31, 185-189.

REDDY, G.B. ve A.FAZZA. 1989. Dehydrogenase Activity in Sludge Amended Soil. *Soil Biol. Biochem.*, 21: 327-332

RHYNER, C.R., L.J. SCHWARTZ, R.B. WENGER ve M.G. KOHRELL. 1995. *Waste Management and Resource Recovery*. CRC Press,Inc., Florida, USA. p. 199-361.

ROMIJN C.A.F.M.,R. LUTTIK ve J. CANTON. 1994. Presentation of a General Algorithm to Include Effect Assessment on Secondary Poisoning in the Derivation of Environmental Quality Criteria: 2R Terrestrial Food Chains. *Ecotoxicol Environ.* 26, 61 – 83.

SABEY, B.R. 1980. The Use of Sewage Sludge as a Fertilizer, M.W.M. Bewick (Editor), *Handbook of Organic Waste Conversion*, Van Nostrand Reinhold Company New York, USA. p.72-104

SATCHELL, J.E. ve D.G. LOWE. 1967. Selection of Leaf Litter by *Lumbricus terrestris*. In O. Graff and J.E. Satchell, editors. *Progress in Soil Biology*. North Holland, Amsterdam, The Netherlands. s.102-119.

SATCHELL, J.E. ve K. MARTIN. 1984. Phosphatase Activity in Earthworm Faeces. *Soil Biology and Biochemistry*, 16, 191-194.

SASTRE, I. M., M. A. VICENTE ve M. C. LOBO. 1996. Influence of the Application of Sewage Sludges on Soil Microbial Activity. *Bioresource Technology*, 57: 19-23.

SCHEU, S. 1987. Microbial Activity and Nutrient Dynamics in Earthworm Casts. *Biol. Fertil. Soils* 5, 230-243.

SCHRADER, S. ve H. ZHANG. 1994. Earthworm Casting: Stabilization or Destabilization of Soil Structure? 5th International Symposium on Earthworm Ecology Held in Columbus, Ohio, USA.

SERNA, M.D., F. POMARE. 1992. Nitrogen Mineralization of sludge amended soil. *Bioresource Technology*, 39, 285-290.

SHARMA, S., K. PRADHAN, S. SATYA ve P.VASUDEVAN. 2005. Potentiality of Earthworms for Waste Management and in Other Uses-A Review. *The Journal of American Science*, 1,1, 4-14.

SHUSTER, W.D., S. SUBLER ve E.L. MCCOY. 2000. Foraging by Deep-Burrowing Earthworms Degrades Surface Soil Structure of a Fluventic Hapludoll in Ohio. *Soil Till. Res.* 54, 179-189.

SOPPER, W.E. 1989. Utilisation of Sewage Sludge in the United States for Mine Land Reclamation. *Alternative Uses for Sewage Sludge Conference Proceedings*. U.K.; 5-7 September 1989, p. 21-40.

SÖZÜDOĞRU, S., KARACA, A., HAKTANIR, K. 1996. Tavuk Gübresinin Azot Mineralizasyonu ve Üreaz Aktivitesi Üzerine Etkisi. *Ankara Ün. Ziraat Fak. Yayın No: 1445, Bilimsel Araştırma ve İncelemeler: 798*. Ankara.

SUBLER S., C.M. BARANSKI ve C.A. EDWARDS. 1997. Earthworm Additions Increased Short-Term N Availability and Leaching in Two Grain-Crop Agroecosystem. *Soil Biology and Biochemistry*, 29, 413-421.

SUBLER S., R.W. PARMELEE ve M.F. ALLEN. 1998. Earthworms and Nitrogen Mineralization in Corn Agroecosystems with Different Nutrient Amendments. *Applied Soil Ecology*, 9, 295-301.

SÜRÜCÜ, A., R. KIZILKAYA, F. BAYRAKLI. 1998. Farklı Organik Atıkların Toprakların Biyolojik Özelliklerine ve Topraktaki Fe, Cu, Zn, Mn ve Ni Yarayırlılığına Etkileri, XIV. Ulusal Biyoloji Kongresi, O.M.Ü. Fen Edebiyat Fakültesi, Samsun.

SVENSSON, B.H., U. BOSTROM ve L. KLEMEDTSON. 1986. Potential for Higher rates of Denitrification in Earthworms Casts than in the Surrounding Soil. *Biology and Fertility of Soils*, 2, 147-149.

TABATABAI, M.A. 1982. Soil Enzymes, *Methods of Soil Analysis, Part 2. Chemical and Microbiological Properties. Agronomy Monograph No:9 (2nd ed.) ASA-SSSA. Madison, Wisconsin. USA, p. 903-943.*

TAŞATAR, B. 1997. Endüstriyel Nitelikli Arıtma Çamurlarının Bazı Toprak Özellikleri Üzerine Etkileri, Doktora Tezi, Ankara üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Toprak Anabilim Dalı, Ankara, 82 s.

TAYLOR JP, B. WILSON, M.S. MILLS ve R.G. BURNS. 2002. Comparison of Microbial Numbers and Enzymatic Activities in Surface Soils and Subsoils Using Various Techniques. *Soil Biol Biochem.*, 34; 387– 401.

TCHOBANOGLOUS, G. ve F.L. BURTON. 1991. *Wastewater Engineering Treatment, Disposal and Reuse. Metcalf&Eddy Inc, USA. p. 765-927.*

TİSDALL J.M. ve B.M. MCKENZİE. 1993. Impact of Earthworms on Soil Physical Properties. *The Role of Earthworms in Agriculture and Land Management, Report of a National Workshop. Launceston, June 1993, Department of Primary Industry and Fisheries, Technical Report 1/96.*

TİUNOV, A.V. ve S. SCHEU. 2000. Microbial Biomass, Biovolume and Respiration in *Lumbricus terrestris* L. Cast Material of Different Age. *Soil Biol. Biochem.* 32, 265– 275.

TİUNOV, A.V. ve S. SCHEU. 1999. Microbial Respiration, Biomass, Biovolume and Nutrient Status in Burrow Walls of *Lumbricus terrestris*. *Soil Biol.Biochem.* 31, 2039-2048.

TİWARİ, S.C., B.K. TİWARİ ve R.R. MİSHRA. 1989. Microbial Populations, Enzyme Activities and Nitrogen- Phosphorus-Potassium Enrichment in Earthworms Casts and in the Surrounding Soil of a Pineapple Plantation. *Biology and Fertility of Soils* 8, 178-182.

TURALIOĞLU, F.S. ve F.N. ACAR. 1996. Çeşitli Atıkların Toprak Ortamına Etkileri. Tarım-Çevre İlişkileri Sempozyumu Doğal Kaynakların Sürdürülebilir Kullanımı Bildiri Kitabı. Mersin, 13-15 Mayıs 1996, s. 52-62.

ÜNAL, H. 1967. Rize Çay Topraklarının Enzim Aktiviteleri ve Bu Aktivitelerle Önemli Toprak Özellikleri Arasındaki İlgiler. Ankara Basımevi, Ankara, 79 s.

ÜNAL, M. ve A.V. KATKAT. 2003. Bisküvi ve Şekerleme Sanayi Arıtma Çamurunun Toprak Özelliklerine ve Mısır Bitkisinin Kimi Mineral Madde İçeriği Üzerine Etkileri. *Ulud. Üniv. Zir. Fak. Derg.*, 17 (1):107-118.

ÜNAL, H. ve H.S. BAŞKAYA. 1981. Toprak Kimyası. Ankara Üniversitesi Ziraat Fakültesi Yayınları 759, Ankara, 270 s.

WAN, J.H.C. ve M.H. WONG. 2004. Effects of Earthworm Activity and P-Solubilizing Bacteria on P Availability in Soil. *J. Plant nutr. Sci.* 167, 209-213.

WARDLE, D.A. ve A. GHANİ. 1995. A Critique of the Microbial Metabolic Quotient (Qco2) as A İndicator of Disturbance and Ecosystem Development. *Soil Biol. Biochem.* 27, 1601–1610.

WHALEN, J.K., L. SAMPEDRO ve T. WAHEED. 2004. Quantifying Surface and Subsurface Cast Production by Earthworms Under Controlled Laboratory Conditions. *Biol.Fertil.Soils*, 39, 287-291

WHALEN, J.K., R.W. PARMELEE, D.A. McCARTNEY ve J.L. VANARSDALE. 1999. Movement of N from Decomposing Earthworm Tissue to Soil Microbial and Plant N Pools. *Soil Biology and Biochemistry* 31, 487-492

WILLIAMS, J.H. 1979. Utilization of Sewage Sludge and Other Organic Manures on Agricultural Land. First European Symposium Treatment and Use of Sewage Sludge Proceedings. Cadarache, 13-15 February 1979, p. 227-242.

WILLOUGHBY, G.L. ve E.J. KLADIVKO. 2002. Water Infiltration Rates Following Reintroduction of *Lumbricus Terrestris* into No Till Fields. *J. Soil Water Conser.*, 57, 82-88.

VESILIND, P.A. 1979. Treatment and Disposal of Wastewater Sludges. Ann Arbor Sciences, Michigan, USA, p. 1-37, 265-289.

VESILIND, P.A., G.C. HARTMAN ve E.T. SKENE. 1986. Sludge Management & Disposal For The Practicing Engineer. Lewis Publishers, Inc., Chelsea, Michigan, USA, p. 63-73.

VINOTHA, S.P., K. PARTHASARATHI ve L.S. RANGANATHAN. 2000. Enhanced Phosphate Activity in Earthworm Casts is More of Microbial Origin. *Current Science*, volume 79, 9-10.

VLIET, P.C.J., B. VAN DER STELT, P.I. RIETBERG ve R.G.M. DE GOEDE. 2007. Effects of Organic Matter Content on Earthworms and Nitrogen Mineralization in Grassland Soils. *European Journal of Soil Biology*, 43, 222-229.

ZHANG, BAO-GUI, G.T. LI, T.S. SHEN, J.K. WANG ve Z. SUN. 2000. Changes in Microbial Biomass C, N, and P Enzyme Activities in Soil Incubated with the Earthworms *Metaphire guillelmi* or *Eisenia fetida*. *Soil Biology and Biochemistry*, 32, 2055-2062.

EKLER

EK1. Kentsel arıtma çamuru (KAÇ) uygulanmış bireyli-bireysiz toprak ve kottardaki amonyum azotu konsantrasyonları.

UYGULAMALAR	İNKÜBASYON SÜRESİ		
	1.AY	2.AY	3.AY
TOPRAK			
50 ton/ha bireyli toprak	150,513*	109,397*	125,595*
100 ton/ha bireyli toprak	247,306	109,328	102,374
200 ton/ha bireyli toprak	303,576	107,034	119,259
50 ton/ha bireysiz toprak	174,449	120,804	86,062
100 ton/ha bireysiz toprak	162,802	118,779	99,8616
200 ton/ha bireysiz toprak	102,163	127,358	95,6823
Kontrol bireyli	91,044	100,294	100,019
Kontrol bireysiz	80,858	153,115	148,886
KOT			
50 ton/ha	69,958	241,892	139,79
100 ton/ha	151,197	258,457	146,633
200 ton/ha	116,515	449,973	123,666
Kontrol kot	123,469	205,21	123,518

*ortalama mg/kg kuru toprak değerleri.

EK 2. Gıda endüstrisi arıtma çamuru (GEAÇ) uygulanmış bireyli-bireysiz toprak ve kotlardaki amonyum azotu konsantrasyonları.

UYGULAMALAR	İNKÜBASYON SÜRESİ		
	1.AY	2.AY	3.AY
TOPRAK			
50 ton/ha bireyli toprak	104,664*	111,569*	118,064*
100 ton/ha bireyli toprak	102,508	134,603	114,144
200 ton/ha bireyli toprak	129,749	97,651	109,276
50 ton/ha bireysiz toprak	104,686	108,827	111,576
100 ton/ha bireysiz toprak	109,652	120,958	97,467
200 ton/ha bireysiz toprak	104,628	97,044	99,979
Kontrol bireyli	91,043	100,293	100,019
Kontrol bireysiz	80,858	153,115	148,886
KOT			
50 ton/ha	100,233	223,977	137,653
100 ton/ha	97,609	142,191	81,683
200 ton/ha	172,064	0	0
Kontrol kot	123,469	205,21	123,518

*ortalama mg/kg kuru toprak değerleri.

EK 3. Kentsel arıtma çamuru (KAÇ) uygulanmış bireyli-bireysiz toprak ve kotlardaki nitrat azotu konsantrasyonları.

UYGULAMALAR	İNKÜBASYON SÜRESİ		
	1.AY	2.AY	3.AY
TOPRAK			
50 ton/ha bireyli toprak	131,978*	314,584*	144,166*
100 ton/ha bireyli toprak	157,702	360,512	318,963
200 ton/ha bireyli toprak	284,882	413,307	496,818
50 ton/ha bireysiz toprak	242,392	401,955	358,202
100 ton/ha bireysiz toprak	219,854	826,812	480,783
200 ton/ha bireysiz toprak	549,911	608,830	900,692
Kontrol bireyli	147,107	158,602	181,383
Kontrol bireysiz	119,301	195,296	153,539
KOT			
50 ton/ha	398,761	132,575	165,418
100 ton/ha	514,073	204,903	246,716
200 ton/ha	473,051	247,135	151,666
Kontrol kot	211,994	167,899	130,510

*ortalama mg/kg kuru toprak değerleri.

EK 4. Gıda endüstrisi arıtma çamuru (GEAÇ) uygulanmış bireyli-bireysiz toprak ve kotlardaki nitrat azotu konsantrasyonları

UYGULAMALAR	İNKÜBASYON SÜRESİ		
	1.AY	2.AY	3.AY
TOPRAK			
50 ton/ha bireyli toprak	132,617*	181,351*	217,455*
100 ton/ha bireyli toprak	249,370	324,218	337,722
200 ton/ha bireyli toprak	639,867	411,549	619,021
50 ton/ha bireysiz toprak	294,41	266,899	311,684
100 ton/ha bireysiz toprak	445,608	557,942	508,303
200 ton/ha bireysiz toprak	717,874	1027,909	839,202
Kontrol bireyli	147,107	158,602	181,383
Kontrol bireysiz	119,301	195,296	153,539
KOT			
50 ton/ha	445,221	179,619	188,981
100 ton/ha	739,044	172,494	177,369
200 ton/ha	476,665	Kot yok	Kot yok
Kontrol kot	211,994	167,899	130,51

*ortalama mg/kg kuru toprak değerleri.

EK 5. Kentsel arıtma çamuru (KAÇ) uygulanmış bireyli-bireysiz toprak ve kotlardaki toplam azot konsantrasyonları

UYGULAMALAR	İNKÜBASYON SÜRESİ		
	1.AY	2.AY	3.AY
TOPRAK			
50 ton/ha bireyli toprak	1774,755*	1982,627*	1598,780*
100 ton/ha bireyli toprak	2210,223	2937,609	2043,617
200 ton/ha bireyli toprak	3091,013	3206,404	3531,272
50 ton/ha bireysiz toprak	1915,109	1311,397	1779,719
100 ton/ha bireysiz toprak	2166,434	2405,143	2489,790
200 ton/ha bireysiz toprak	2733,848	3317,227	3173,439
Kontrol bireyli	1304,298	1540,926	1464,490
Kontrol bireysiz	1198,138	1525,103	1303,896
KOT			
50 ton/ha	2946,188	2525,189	1793,308
100 ton/ha	3561,503	2352,013	2214,437
200 ton/ha	3016,545	3228,449	2994,547
Kontrol kot	1591,351	1418,852	1446,020

*ortalama mg/kg kuru toprak değerleri.

EK 6. Gıda endüstrisi arıtma çamuru (GEAÇ) uygulanmış bireyli-bireysiz toprak ve kotlardaki toplam azot konsantrasyonları.

UYGULAMALAR	İNKÜBASYON SÜRESİ		
	1.AY	2.AY	3.AY
TOPRAK			
50 ton/ha bireyli toprak	1689,387*	1762,764*	1854,522*
100 ton/ha bireyli toprak	1964,144	1987,509	2148,375
200 ton/ha bireyli toprak	3384,127	2640,152	3235,985
50 ton/ha bireysiz toprak	1765,160	2063,843	2250,924
100 ton/ha bireysiz toprak	2521,029	2689,549	2509,903
200 ton/ha bireysiz toprak	3447,441	4404,775	3397,156
Kontrol bireyli	1304,298	1540,926	1464,490
Kontrol bireysiz	1198,138	1525,103	1303,896
KOT			
50 ton/ha	2581,048	2298,92	1814,038
100 ton/ha	3363,821	2688,871	2074,429
200 ton/ha	3420,512	Kot yok	Kot yok
Kontrol kot	1591,351	1418,852	1446,020

*ortalama mg/kg kuru toprak değerleri.

EK 7. Kentsel arıtma çamuru (KAÇ) uygulanmış bireyli-bireysiz toprak ve kotlardaki dehidrogenaz enzim aktivitesi konsantrasyonları.

UYGULAMALAR	İNKÜBASYON SÜRESİ		
	1.AY	2.AY	3.AY
TOPRAK			
50 ton/ha bireyli toprak	24,180*	89,056*	55,063*
100 ton/ha bireyli toprak	37,810	95,082	97,223
200 ton/ha bireyli toprak	214,830	95,393	29,590
50 ton/ha bireysiz toprak	43,426	41,740	52,050
100 ton/ha bireysiz toprak	33,890	31,556	59,707
200 ton/ha bireysiz toprak	30,716	60,726	80,860
Kontrol bireyli	20,210	54,293	36,703
Kontrol bireysiz	32,856	41,613	44,643
KOT			
50 ton/ha	46,710	147,356	28,980
100 ton/ha	39,733	140,340	16,743
200 ton/ha	44,143	151,324	22,786
Kontrol kot	49,973	25,256	30,426

*ortalama $\mu\text{g TPF/gr.24sa}$ kuru toprak değerleri.

EK 8. Gıda endüstrisi arıtma çamuru (GEAÇ) uygulanmış bireyli-bireysiz toprak ve kotlardaki dehidrogenaz enzim aktivitesi konsantrasyonları

UYGULAMALAR	İNKÜBASYON SÜRESİ		
	1.AY	2.AY	3.AY
TOPRAK			
50 ton/ha bireyli toprak	22,703*	68,320*	70,520*
100 ton/ha bireyli toprak	26,286	69,686	107,816
200 ton/ha bireyli toprak	36,556	49,976	92,143
50 ton/ha bireysiz toprak	173,046	48,476	53,530
100 ton/ha bireysiz toprak	61,650	29,456	77,176
200 ton/ha bireysiz toprak	31,033	29,130	25,560
Kontrol bireyli	20,210	54,293	36,703
Kontrol bireysiz	32,856	41,613	44,643
KOT			
50 ton/ha	105,383	120,756	46,603
100 ton/ha	96,916	178,890	Kot yok
200 ton/ha	57,650	Kot yok	Kot yok
Kontrol kot	49,973	25,256	30,426

*ortalama $\mu\text{g TPF/gr.24sa}$ kuru toprak değerleri.

EK 9. Kentsel arıtma çamuru (KAÇ) uygulanmış bireyli-bireysiz toprak ve kotlardaki alkali fosfataz enzim aktivitesi konsantrasyonları

UYGULAMALAR	İNKÜBASYON SÜRESİ		
	1.AY	2.AY	3.AY
TOPRAK			
50 ton/ha bireyli toprak	183,058*	103,138*	54,098*
100 ton/ha bireyli toprak	261,386	142,844	58,648
200 ton/ha bireyli toprak	331,598	163,530	193,639
50 ton/ha bireysiz toprak	360,899	169,999	174,868
100 ton/ha bireysiz toprak	337,218	200,960	179,371
200 ton/ha bireysiz toprak	432,589	251,410	197,714
Kontrol bireyli	218,832	75,970	185,732
Kontrol bireysiz	246,206	142,153	143,918
KOT			
50 ton/ha	95,4563	75,311	34,488
100 ton/ha	107,184	101,138	69,911
200 ton/ha	112,874	247,043	219,237
Kontrol kot	257,312	135,207	41,846

*ortalama $\mu\text{g PNP/gr.sa}$ kuru toprak değerleri.

EK 10. Gıda endüstrisi arıtma çamuru (GEAÇ) uygulanmış bireyli-bireysiz toprak ve kotlardaki alkali fosfataz enzim aktivitesi konsantrasyonları

UYGULAMALAR	İNKÜBASYON SÜRESİ		
	1.AY	2.AY	3.AY
TOPRAK			
50 ton/ha bireyli toprak	259,516*	143,921*	156,132*
100 ton/ha bireyli toprak	336,758	211,477	256,166
200 ton/ha bireyli toprak	438,361	369,616	339,712
50 ton/ha bireysiz toprak	370,235	165,496	168,242
100 ton/ha bireysiz toprak	463,348	248,530	240,785
200 ton/ha bireysiz toprak	687,944	295,625	357,286
Kontrol bireyli	218,832	75,970	185,732
Kontrol bireysiz	246,206	142,154	143,918
KOT			
50 ton/ha	283,592	114,416	46,731
100 ton/ha	428,419	218,361	99,6263
200 ton/ha	407,415	Kot yok	Kot yok
Kontrol kot	257,312	135,207	41,846

*ortalama $\mu\text{g PNP/gr.sa}$ kuru toprak değerleri.

EK 11. Kentsel arıtma çamuru (KAÇ) uygulanmış bireyli-bireysiz toprak ve kotlardaki β -glukosidaz enzim aktivitesi konsantrasyonları

UYGULAMALAR	İNKÜBASYON SÜRESİ		
	1.AY	2.AY	3.AY
TOPRAK			
50 ton/ha bireyli toprak	121,755*	77,673*	80,494*
100 ton/ha bireyli toprak	119,903	77,400	79,576
200 ton/ha bireyli toprak	146,922	84,892	91,842
50 ton/ha bireysiz toprak	163,722	87,133	136,423
100 ton/ha bireysiz toprak	153,296	100,647	144,342
200 ton/ha bireysiz toprak	145,427	127,517	130,027
Kontrol bireyli	128,415	95,021	96,908
Kontrol bireysiz	145,742	110,715	123,150
KOT			
50 ton/ha	126,979	107,044	84,634
100 ton/ha	129,331	98,934	89,055
200 ton/ha	139,169	133,847	103,246
Kontrol kot	149,730	136,018	61,089

*ortalama $\mu\text{g PNP/gr.sa}$ kuru toprak değerleri.

EK 12. Gıda endüstrisi arıtma çamuru (GEAÇ) uygulanmış bireyli-bireysiz toprak ve kotlardaki β -glukosidaz enzim aktivitesi konsantrasyonları

UYGULAMALAR	İNKÜBASYON SÜRESİ		
	1.AY	2.AY	3.AY
TOPRAK			
50 ton/ha bireyli toprak	125,894*	90,388*	89,658*
100 ton/ha bireyli toprak	147,614	102,607	104,297
200 ton/ha bireyli toprak	158,215	114,622	121,971
50 ton/ha bireysiz toprak	137,815	137,987	138,911
100 ton/ha bireysiz toprak	155,967	143,843	138,930
200 ton/ha bireysiz toprak	157,414	148,233	159,336
Kontrol bireyli	128,415	95,021	96,908
Kontrol bireysiz	145,742	110,715	123,150
KOT			
50 ton/ha	150,887	113,197	113,891
100 ton/ha	207,201	133,032	143,721
200 ton/ha	194,579	Kot yok	Kot yok
Kontrol kot	149,730	136,018	61,089

*ortalama $\mu\text{g PNP/gr.sa}$ kuru toprak değerleri

EK 13. Kentsel arıtma çamuru (KAÇ) uygulanmış bireyli-bireysiz toprak ve kotlardaki üreaz enzim aktivitesi konsantrasyonları

UYGULAMALAR	İNKÜBASYON SÜRESİ		
	1.AY	2.AY	3.AY
TOPRAK			
50 ton/ha bireyli toprak	22,996*	30,927*	25,937*
100 ton/ha bireyli toprak	35,117	36,571	37,643
200 ton/ha bireyli toprak	29,881	31,245	34,985
50 ton/ha bireysiz toprak	40,065	46,355	49,136
100 ton/ha bireysiz toprak	28,663	49,990	55,686
200 ton/ha bireysiz toprak	47,014	49,213	58,176
Kontrol bireyli	27,621	39,555	11,979
Kontrol bireysiz	26,057	33,056	31,820
KOT			
50 ton/ha	43,406	37,149	21,306
100 ton/ha	56,937	62,955	24,230
200 ton/ha	55,482	29,519	38,788
Kontrol kot	29,468	20,345	34,782

*ortalama $\mu\text{g NH}_4\text{-N/gr.sa}$ kuru toprak değerleri.

EK 14. Gıda endüstrisi arıtma çamuru (GEAÇ) uygulanmış bireyli-bireysiz toprak ve kotlardaki üreaz enzim aktivitesi konsantrasyonları

UYGULAMALAR	İNKÜBASYON SÜRESİ		
	1.AY	2.AY	3.AY
TOPRAK			
50 ton/ha bireyli toprak	27,996*	21,505*	39,271*
100 ton/ha bireyli toprak	30,678	32,932	53,395
200 ton/ha bireyli toprak	39,256	48,075	37,781
50 ton/ha bireysiz toprak	44,954	38,173	32,959
100 ton/ha bireysiz toprak	30,069	44,019	56,804
200 ton/ha bireysiz toprak	52,446	57,130	64,855
Kontrol bireyli	27,621	39,555	11,979
Kontrol bireysiz	26,057	33,056	31,820
KOT			
50 ton/ha	52,658	50,881	22,488
100 ton/ha	58,994	43,578	22,483
200 ton/ha	64,229	Kot yok	Kot yok
Kontrol kot	29,468	20,345	34,782

*ortalama $\mu\text{g NH}_4\text{-N/gr.sa}$ kuru toprak değerleri.

TEŞEKKÜR

Öncelikle yüksek lisans çalışmam süresince bilgi ve deneyimlerinden yoğun bir şekilde yararlandığım çok değerli tez danışmanım ve hocam, U.Ü. Mühendislik Mimarlık Fakültesi Çevre Mühendisliği Bölüm Başkanı Sayın Prof. Dr. Hüseyin S. BAŞKAYA'ya en içten teşekkür ve şükranlarımı sunarım.

Ayrıca, çalışmamın her aşamasını yakından takip eden, görüş ve önerileriyle yol gösteren U.Ü. Mühendislik Mimarlık Fakültesi Çevre Mühendisliği Bölümü Öğretim Üyesi Sayın Öğr.Gör.Dr. Olcay TOPAÇ'a,

Destek ve görüşlerini esirgemeyen U.Ü. Mühendislik Mimarlık Fakültesi Çevre Mühendisliği Bölümü Öğretim Üyesi Sayın Prof.Dr. Ufuk ALKAN'a,

Laboratuvar çalışmalarında her türlü yardımlarıyla yanımda olan Çevre Müh. Zekiye DOKUZOĞLU'na,

Çevreci bir anlayış ve ileri görüşlülük ile gösterdikleri kolaylıklardan ve yardımlardan dolayı, numune aldığım Penguen Gıda Sanayi A.Ş. ve İnegöl Atıksu Arıtma Tesisi çalışanlarına,

Maddi ve manevi desteklerini her zaman hissettiğim sevgili arkadaşlarıma ve aileme teşekkürü bir borç bilirim.

ÖZGEÇMİŞ

1982 yılında Eskişehir’de doğmuştur. İlk ve orta öğrenimini Eskişehir’de tamamladıktan sonra, 2000 yılında Uludağ Üniversitesi Mühendislik-Mimarlık Fakültesi Çevre Mühendisliği Bölümü’ne girmiş ve 2004 yılında aynı bölümden mezun olmuştur. Yüksek Lisans çalışmasına 2005 yılında Uludağ Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü Çevre Mühendisliği Anabilim Dalında başlamıştır. 2008 yılında Uludağ Üniversitesi Mühendislik Mimarlık Fakültesi Çevre Mühendisliği Bölümü’nde Araştırma Görevlisi olarak çalışmaya başlayan Efsun DİNDAR halen aynı bölümde görevine devam etmektedir.