



# Taşıt Lastik Tozlarının Toprak Enzim Aktiviteleri Üzerine Etkilerinin Belirlenmesi

Fatma Olcay Topaç<sup>1\*</sup>, Damla Aktaş<sup>2</sup>

<sup>1</sup> Bursa Uludağ Üniversitesi, Mühendislik Fakültesi, Çevre Mühendisliği Bölümü, Bursa, Türkiye (ORCID: 0000-0002-6364-4087)

<sup>2</sup> Bursa Uludağ Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı, Bursa Türkiye (ORCID: 0000-0003-1279-7961)

(İlk Geliş Tarihi 24 Eylül 2019 ve Kabul Tarihi 22 Ekim 2019)

(DOI: 10.31590/ejosat.624132)

**ATIF/REFERENCE:** Topaç, F. O. & Aktaş, D. (2019). Taşıt Lastik Tozlarının Toprak Enzim Aktiviteleri Üzerine Etkilerinin Belirlenmesi. *Avrupa Bilim ve Teknoloji Dergisi*, (17), 306-314.

## Öz

Taşıtlardan kaynaklanan çevresel kirlilik ülkemiz için büyük bir sorun oluşturmaktadır. Yapılan çalışmalar genellikle egzozdan kaynaklı partikül maddeler üzerine yoğunlaşmış olup taşıt lastiklerinin sürtünmesiyle oluşan lastik tozlarının çevresel etkileri üzerinde daha az durulmuştur. Bu çalışmada, sürtünme sonucu toz haline gelerek yol kenarlarındaki topraklara karışan taşıt lastiklerinin, bazı toprak verimlilik parametreleri üzerindeki etkilerinin laboratuvarında yürütülen bir inkübasyon çalışmasıyla ortaya konulması amaçlanmıştır. Çalışma kapsamında topraklara %1, %5 ve %10 oranlarını sağlayacak miktarlarda taşıt lastiği tozu eklenmiş ve 45 gün süren inkübasyon süresince alınan örneklerde arginin amonifikasyon hızı ile üreaz ve alkali fosfataz enzim aktivitelerindeki değişimler incelenmiştir. Çalışmada ayrıca lastik tozu uygulanmış topraklara atıksu arıtma çamuru ilave edilerek çamurun bu topraklardaki iyileştirici etkisi de değerlendirilmiştir. İnkübasyon çalışması sonuçları lastik tozu uygulanan topraklardaki üreaz aktivitesi değerlerinin kontrol değerlerine göre önemli şekilde (%90-95) düştüğünü göstermektedir. Benzer şekilde, %10 oranında uygulanan lastik tozları, topraktaki arginin amonifikasyon hızı değerleri üzerinde inhibisyon etkisi göstermiştir (%81). Lastik tozu uygulanan topraklara yapılan arıtma çamuru uygulaması aktivite değerlerini belirgin şekilde yükseltmiştir. Diğer taraftan çalışmada uygulanan oranlardaki lastik tozunun topraklardaki alkali fosfataz aktivitesini inhibe etmediği görülmüştür. Sonuç olarak yürütülen çalışma ışığında, topraktaki amonifikasyon proseslerinin taşıt lastik tozlarından kaynaklanan kirliliğe daha duyarlı olduğu sonucuna varılmıştır.

**Anahtar Kelimeler:** Amonifikasyon, Taşıt lastik tozu, Enzim aktivitesi, İnkübasyon, Toprak kirliliği

## Determination of the Effects of Vehicle Tire Dusts on Soil Enzyme Activities

### Abstract

Environmental pollution from vehicles is a major problem for our country. Studies have generally focused on particulate matter originating from the exhaust, and the environmental effects of vehicle tire dusts have been less emphasized. In this study, it is aimed to reveal the effects of vehicle tires which are pulverized by the effect of friction and reached to the roadside soils, on some soil fertility parameters by a laboratory incubation study. Vehicle tire dust samples were added to the soils with doses of 1%, 5% and 10% and the samples, taken during the 45 days incubation period, were examined for the variation in arginine amonification rate, urease and alkaline phosphatase enzyme activities. In addition, wastewater sludge sample was added to the soils treated with tire dust and the biostimulating effect of wastewater sludges on these soils has been evaluated. The results show that the values of urease activity in soils treated with tire dust decreased significantly (90-95%) with respect to to the control values. Tire dust application at dose of 10% showed an inhibition

\* Sorumlu Yazar: Bursa Uludağ Üniversitesi, Mühendislik Fakültesi, Çevre Mühendisliği Bölümü, Bursa, Türkiye, ORCID: 0000-0002-6364-4087, [olcaytopac@uludag.edu.tr](mailto:olcaytopac@uludag.edu.tr)

effect on arginine amonification rate values in soil (81%). The application of the wastewater sludge to the tire dust amended soil significantly increased the activity values. It's also found that tire dust didn't inhibit alkaline phosphatase activity in soils. Accordingly, it is concluded that the ammonification processes in soil were found to be more susceptible to pollution from tire dusts.

**Keywords:** Ammonification, Vehicle Tire Dust, Enzyme Activity, Incubation, Soil Pollution

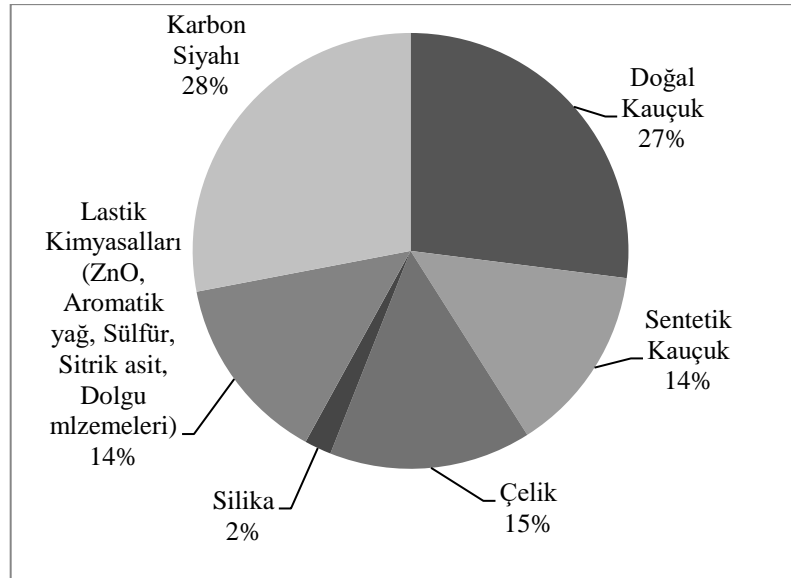
## 1. Giriş

Partikül madde ile hava kirliliği kentsel alanlarda giderek artan bir endişe kaynağıdır. Birçok kirletici emisyon kaynağı arasında trafik kaynaklı partikül madde önemli bir kentsel aerosol kaynağı olarak kabul edilmektedir (Holmen ve Ayala, 2002). Trafikle ilgili partikül madde özelliklerinin çok sayıda deneysel ve teorik araştırması yapılmıştır (Harris ve Maricq, 2001; Knothe vd., 2006). Bu çalışmalar, yanma ve yakıt teknolojisine dayalı partikül madde oluşumu üzerine odaklanmıştır. Egzoz gazında yer alan partiküler maddelerin aksine, trafik kaynaklı egzoz dışı partikül maddelerin yol açtığı kirlilik konusunda daha az sayıda çalışma yapıldığı dikkati çekmektedir (AQEG, 2005).

Yol yüzeyleri, çeşitli kaynaklardan gelen partikül maddeler için bir birikim yeridir. Egzoz gazı içindeki partiküller, buz çözme tuzu ve griti, aşınmadan kaynaklı oluşan lastik tozları, fren balatası kaynaklı tozlar ile çeşitli biyojenik ve jeojenik materyaller yol ve yol kenarlarındaki topraklarda birirmektedirler (AQEG, 2005). Bu biriken malzemeye yol tozu denmektedir. Legret ve Pegotto (1999) yapmış oldukları çalışmada lastik ve fren balatası aşınmasından kaynaklanan yol tozunda yüksek seviyelerde Pb, Cu, Cd ve Zn bulunduğunu tespit ederken Cr ve Ni konsantrasyonlarının düşük olduğunu ortaya koymuşlardır.

ABD'nin Kaliforniya eyaletinde yapılan bir çalışmada Pasadena şehrinde toplanan yol tozu örnekleri analizlenmiş ve yol tozunun % 27'sinin SiO<sub>2</sub>, % 11'inin Al<sub>2</sub>O<sub>3</sub>, % 9'unun Fe<sub>2</sub>O<sub>3</sub>, % 4'ünün Ca, % 17'sinin organik madde, % 32'sinin ise diğer inorganik maddelerden oluştuğu sonucu bulunmuştur (Hildemann vd., 1991). Organik karbon, Ca ve Fe gibi bileşikler birçok toprak ve yol tozu örneğinin önemli bileşenleridir (Chow vd., 2003). Yol tozları ve yol kenarında yer alan topraklar, genellikle, taşıt emisyonu kaynaklı Pb, Cu, Cd ve Zn gibi bir dizi metali önemli konsantrasyonlarda içermektedir. Yapılan başka bir çalışmada ise, lastik aşınması sonucu açığa çıkan partikül maddelerin ve yol tozunun, Zn, Cu, Sb, Cr, Cd, V, poliaromatik hidrokarbonlar (PAH) ile benzotiazol ve türevlerini içeren çeşitli toksik metaller ve organik türlerden oluştuğu tespit edilmiştir (Amato vd., 2011; Dave, 2013; Herrero vd., 2014; Sadiktsis vd., 2012).

Yol tozlarının bir kısmını lastiklerin aşınmasından kaynaklanan lastik tozları oluşturmaktadır. Taşıt lastiği üretiminde kullanılan hammaddeler; doğal kauçuk, sentetik kauçuk, çelik tel, silika ve lastik kimyasallarıdır. Bu hammaddelerin oranı lastiğin cinsi ve kullanım yerine göre değişebilmektedir, örnek olarak Şekil 1'de bir kamyon lastiğinin yapısını oluşturan hammaddelerin oranları gösterilmiştir (Yakaboylu, 2010).



Şekil 1: Lastiğin yapısında bulunan hammaddeler (Yakaboylu, 2010).

Lastik firmaları, gizlilik politikalarını esas alarak lastiğin yapısındaki kimyasalların oranlarını paylaşmak istememektedirler. Ancak yürütülen bir çalışmada lastiklerin yapısında bulunan kimyasallardan ZnO, poliaromatik yağ, sitearik asit ve sülfür konsantrasyonlarının sırasıyla %1,58, %6,12, %0,96 ve %1,28 olarak bulunduğu ifade edilmektedir (Cobert, 2009).

Yol kenarı toprak ve bitkileri, trafiğe bağlı ağır metaller için ana birikim yerleri olarak kabul edilmektedir. Topraktaki ağır metal konsantrasyonlarının yol inşaatı ve trafikten önemli ölçüde etkilendiği ve otoyoldan olan uzaklık ile ters orantılı olarak değiştiği kanıtlanmıştır (Zhang vd., 2015; De Silva vd., 2016). Trafikten kaynaklanan ağır metaller, kuru ve ıslak çökelti şeklinde toprağa ve buradaki bitkilere aktarılmaktadır. Bitki dokularındaki ağır metal dağılımları da, otoyol yakınlığının bir fonksiyonu olarak değişkenlik göstermektedir (Wiseman vd., 2014). Topraklardan farklı olarak, bitki dokuları sadece topraktan köke aktarma yoluyla değil, aynı zamanda havada biriken ıslak ve kuru parçacıklardan emilim yoluyla da ağır metalleri bünyelerine almaktadırlar (Sánchez-López vd., 2015).

Anlaşılabileceği üzere trafikten kaynaklanan tozlar ve sürtünmeden dolayı parçalanarak yol kenarlarındaki topraklara dağılan lastik tozları çevre sağlığı açısından sorun teşkil etmektedir. Literatürde lastik parçalarını da içeren yol tozları değerlendirilerek, yol tozlarıyla kirlenen toprakların genellikle metal içeriklerine bakılmıştır fakat lastik tozlarının toprak verimliliğinin ve kalitesinin göstergesi olarak değerlendirilebilecek enzim aktiviteleri üzerindeki değişimi pek incelenmemiştir. Bu çalışmada lastik tozlarının yol kenarlarındaki topraklara nasıl bir etkide bulunacağını ortaya koymak amacıyla laboratuvar ortamında gerçekleştirilen 45 günlük bir inkübasyon çalışması yürütülmüştür. Taşıt lastik tozları laboratuvar ortamında topraklara eklenerek topraklar yapay olarak kirletilmiştir. Çalışmada ayrıca lastik tozu uygulanmış topraklara atıksu arıtma çamuru ilave edilerek, çamurun bu topraklardaki iyileştirici etkisi de değerlendirilmiştir. Çalışmada, toprak verimliliğinin bir ölçütü olan enzim aktiviteleri 15, 30 ve 45 günlük inkübasyon periyotlarının ardından tayin edilmiştir. Bu kapsamda üreaz enzim aktivitesi, alkali fosfataz enzim aktivitesi ve arginin amonifikasyon hızı değerlerinde meydana gelen zamana bağlı değişimler irdelenmiş ve toprağın lastik tozu kirliliğine bağlı kirlenme-iyileşme süreçleri değerlendirilmiştir.

## 2. Materyal ve Metod

### 2.1. Materyal

Çalışmada kullanılan toprak örnekleri, Bursa Balabancık bölgesindeki bir tarım arazisinden yüzeyin ilk 20 cm'lik kısmından alınmıştır. Toprak örnekleri oda sıcaklığında hava ile kurutulmuş, öğütülmüş ve inkübasyon çalışmasında kullanılmak üzere 4 mm'lik bir elekten geçirilmiştir. Çalışmada kullanılan arıtma çamuru numunesi Bursa'daki bir süt ve süt ürünleri üretim işletmesinin atıksu arıtma tesisinden temin edilmiştir. Toprak ve çamur numunesinin karakterizasyonu Tablo 1'de verilmiştir. Taşıt lastik tozlarının yol açabileceği toprak kirliliğinin değerlendirileceği inkübasyon çalışmasında, bir benzin istasyonundan temin edilen atık traktör lastiği kirlenme materyali olarak kullanılmıştır. Kullanılmış lastik parçaları laboratuvar ortamında öğütülmüş ve 1mm'lik eleklerden elenerek inkübasyon çalışmasında kullanılmaya hazır hale getirilmiştir.

Tablo 1: Toprak ve çamurun kimyasal karakterizasyonu

Parametre	Toprak	Çamur
pH (1:5, katı:su)	7,7	7,3
İletkenlik (1:5, katı:su) (mS/cm)	0,27	3,55
Tekstür	Kumlu killi tın	-
Kum (%)	56	-
Silt (%)	19	-
Kil (%)	25	-
Kolay okside olabilir organik C , %	1,35	18,2
Toplam Azot (%)	0,14	6,4
Amonyum Azotu (mg/kg)	32,67	1106
Nitrat Azotu (mg/kg)	30,3	178
Toplam Fosfor (%)	0,16	0,32
Yarayışlı Fosfor (mg/ kg)	22,15	233

### 2.2. Deneysel Prosedür

Elde edilen ince lastik tozları %1, %5 ve %10 oranlarını sağlayacak şekilde 2 tekrarlamalı tesadüfi blok tasarımı düzeninde 120 g kuru toprak içeren inkübasyon kaplarına uygulanmıştır. Lastik tozlarının toprak ortamına olan etkisi yanısıra, uygun özellikteki atıksu arıtma çamurunun bu topraklardaki iyileştirici etkisini de değerlendirmek üzere, farklı dozlarda lastik tozu uygulanmış bir seri kaba 140 ton kuru çamur/ha oranını sağlayacak miktarda stabilize arıtma çamuru eklenmiştir. Karışımlar tarla kapasitelerinin %70'i oranında nemlendirilmiş ve 28°C'ye ayarlanmış inkübatöre yerleştirilmiştir. Topraklardaki nem miktarının sabit kalmasına özen gösterilerek örnekler sabit sıcaklıkta 45 gün boyunca inkübe edilmiştir. 15, 30 ve 45 günlük inkübasyon süreleri sonunda alınan toprak örneklerinde üreaz aktivitesi, alkali fosfataz aktivitesi ile arginin amonifikasyon hızı değerleri belirlenmiştir.

### 2.3. Laboratuvar Analizleri (Laboratory Analysis)

Toprakların tekstürleri mekanik analiz yöntemi ile belirlenmiştir (Gee ve Bauder, 1982). Toprak ve çamur örneklerinin pH ve EC<sub>25</sub>°C değerleri, 1:5 (ağırlık/hacim) kuru madde su ekstraktında ölçülmüştür (Mc Lean, 1982; Rhoades 1982). Toplam-N miktarı Kjeldahl yöntemiyle, amonyum-N ve nitrat-N konsantrasyonları ise su buharı destilasyonu ile belirlenmiştir (Bremner ve Mulvaney, 1982; Keeney ve Nelson, 1982). Toplam P belirlenmesi için nitrik asit-sülfirik asit karışımıyla yaş yakma yapılmış, yarayışlı P için ise NaHCO<sub>3</sub> ekstraksiyonu uygulanmıştır (Olsen ve Sommers, 1982). Ekstraktlardaki P askorbik asit yöntemine göre belirlenmiştir (APHA, 1998).

Örneklerdeki kolay okside olabilir organik karbon miktarlarının belirlenmesi için Walkley-Black yöntemi uygulanmıştır (Nelson ve Sommers, 1982).

Toprağın üreaz aktivitesi Tabatabai (1982) tarafından tarif edildiği gibi belirlenmiştir. Beş gram kuru toprak, 2 saat boyunca 37°C'de 0.2 ml toluen, 9 ml THAM tampon çözeltisi (pH 9) ve 1 ml 0.2 mol/L üre çözeltisi ile muamele edilmiştir. İnkübasyonu takiben, enzim aktivitesi 35 ml KCl-Ag<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> çözeltisi ilave edilerek durdurulmuştur. Toprak süspansiyonundaki NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N konsantrasyonu tayini için, numuneler 2 mol/L KCl ile ekstrakte edilmiş ve ekstraktlardaki amonyum konsantrasyonları indofenol mavisi metodu kullanılarak belirlenmiştir (Keeney ve Nelson, 1982). Sonuçlar µg NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N / g kuru toprak.sa olarak hesaplanmıştır.

Arginin amonifikasyon hızının tayini için, 0.5 ml arginin çözeltisi (2 g/L) ilave edilmiş 2 g toprak 30° C'de 3 saat boyunca inkübe edilmiş ve inkübasyonun ardından örnekler, 20 ml 2 mol/l KCl çözeltisi ile ekstrakte edilmiştir (Alef and Kleiner, 1986). Ekstraktlardaki amonyum konsantrasyonları indofenol mavisi metodu kullanılarak belirlenmiştir (Keeney ve Nelson, 1982). Arginin amonifikasyon hızı, arginin ile muamele edilmiş ve argininle muamele edilmemiş numune değerleri arasındaki fark alınarak hesaplanmıştır. Arginin amonifikasyon hızı, µg NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N / g kuru toprak.sa olarak hesaplanmıştır.

Alkali fosfataz enzim aktivitesinin belirlenmesi için, 1 g toprağa 0,2 ml tolüen, 4 ml MUB (pH 11) ve 1 ml p-nitrofenil fosfat çözeltileri eklenmiş ve karışımlar 1 saat 37°C inkübe edilmiştir. İnkübasyonun ardından örneklere 1 ml 0,5M CaCl<sub>2</sub> ve 4 ml 0,5M NaOH ilave edilerek oluşan sarı rengin yoğunluğu 410 nm'de spektrofotometrik olarak belirlenmiştir (Tabatabai, 1982). Sonuçlar µg PNP / g kuru toprak.sa olarak hesaplanmıştır.

## 2.4. İstatistiksel Analiz

Toprağa yapılan uygulamaların ve zamanın çalışma kapsamında belirlenen parametreler üzerindeki etkisini değerlendirmek üzere STATISTICA programı kullanılarak iki yönlü varyans analizi uygulanmıştır ve ortalama değerler Tukey HSD çoklu karşılaştırma testi kullanılarak kıyaslanmıştır.

## 3. Araştırma Sonuçları ve Tartışma

İnkübasyon çalışması kapsamında belirlenen parametrelerin toprağa yapılan uygulamalar ve inkübasyon süresinden etkilenme durumunu değerlendirmek için iki yönlü varyans analizi uygulanmış ve sonuçlar Tablo 2'de özetlenmiştir. Toprağa yapılan uygulamalar ile inkübasyon süresinin topraktaki üreaz aktivitesi, arginin amonifikasyon hızı ve fosfataz aktivitesi değerlerine olan etkisi p<0,05 düzeyinde önemli bulunmuştur. Diğer bir ifadeyle toprağa yapılan lastik tozu ve çamur uygulamaları ile zaman belirlenen parametreler üzerinde bir fark yaratmıştır.

Tablo 2. Topraktaki üreaz aktivitesi, arginin amonifikasyon hızı ve fosfataz aktivitesi değerlerinin toprağa yapılan uygulamalar ile inkübasyon süresine göre farklılaşma durumunu gösteren iki yönlü varyans analizi sonuçları

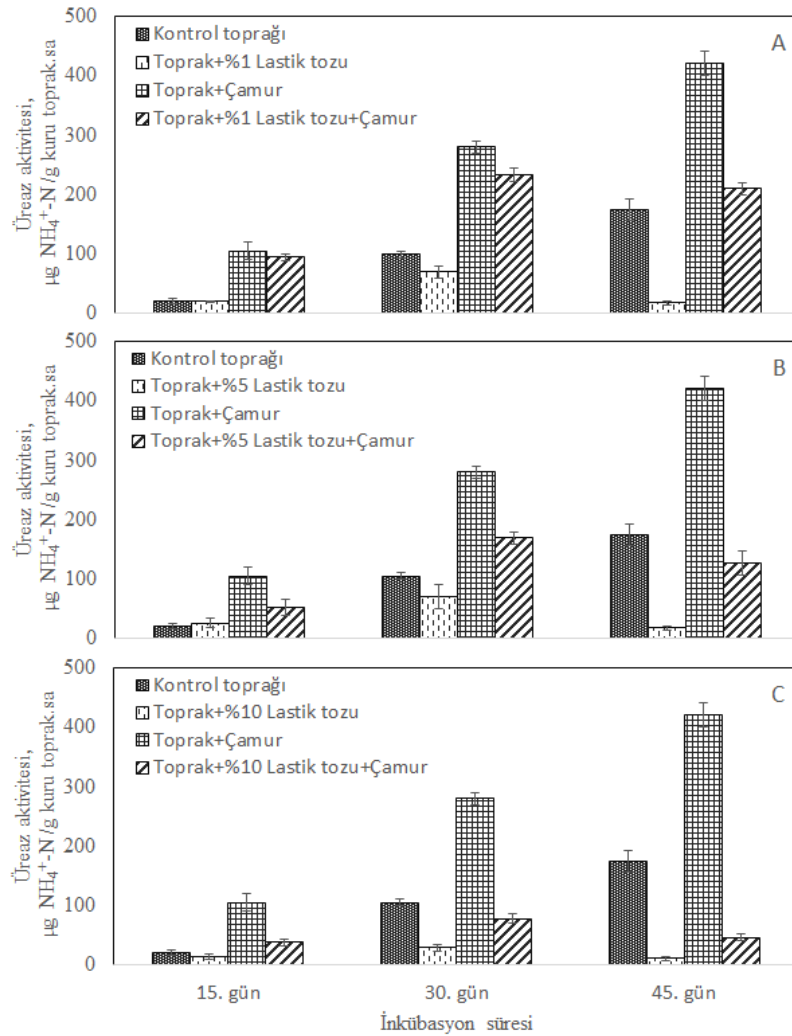
Parametre	Varyasyon Kaynağı	SS	Serbestlik Derecesi	F <sub>İstatistik</sub>
<b>Bağımsız Değişken : Üreaz Aktivitesi</b>				
	Uygulama (U)	464653	7	224,27*
	İnkübasyon Süresi (İS)	107705	2	181,94*
	U x İS	144707	14	34,922*
	Hata	14207	48	-
<b>Bağımsız Değişken: Arginin Amonifikasyon Hızı</b>				
	Uygulama (U)	18,920	7	42,403*
	İnkübasyon Süresi (İS)	14,408	2	113,02*
	U x İS	4,0854	14	4,5782*
	Hata	3,0596	48	-
<b>Bağımsız Değişken: Alkali Fosfataz Aktivitesi</b>				
	Uygulama (U)	4902723	7	1524,5*
	İnkübasyon Süresi (İS)	1002476	2	1091,0*
	U x İS	510324	14	79,343*
	Hata	22052	48	-

\*p<0,05 düzeyinde önemli

Yürütülen inkübasyon çalışması kapsamında, lastik tozu ilavesiyle kirletilen toprakların üreaz aktivitesi değerlerinde meydana gelen değişim Şekil 2'de verilmiştir. Şekilde görüldüğü gibi herhangi bir uygulamanın yapılmadığı kontrol toprağında belirlenen üreaz aktivitesi değerleri 21 ila 175 µg NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N / g kuru toprak.sa arasında olup inkübasyon süresi boyunca bir artış eğilimi göstermiştir. Farklı oranlarda lastik tozu içeren topraklarda belirlenen üreaz aktivitesi değerleri ise genel olarak inkübasyon süresince kontrol seviyelerinin altında kalmıştır (p<0,05). Lastik tozu kaynaklı olarak meydana gelen inhibisyon etkisinin inkübasyonun 45. gününde daha belirgin şekilde meydana geldiği görülmüştür. %1 ve %5 oranında lastik tozu içeren topraklardaki üreaz aktivitelerinde 45 günlük inkübasyonun sonunda kontrole göre yaklaşık % 90'lık bir inhibisyon meydana gelirken, %10 oranında lastik içeren uygulamada bu değer %95 olarak bulunmuştur. 45 günlük inkübasyon çalışması kapsamında elde edilen sonuçlar, toprağa karışan lastik tozlarının topraktaki üreaz enzim aktivitesini belirgin şekilde inhibe ettiğini göstermektedir. Lastik tozlarının toprak ortamı üzerinde yarattığı bu baskı muhtemelen lastik içeriğindeki çinko ve organik bileşiklerin toksisitesinden kaynaklanmaktadır (Gualtieri vd., 2005; Wik ve Dave, 2006; Mantecca vd., e-ISSN: 2148-2683

2007; Wik, 2007). San Miguel vd., (2002) de toz haline getirilmiş lastiklerin çinko, kurşun, kadmiyum, krom ve molibden gibi toksik ajanların salınımına sebep olduğuna dikkat çekmişlerdir. Toz haline getirilmiş lastiklerin % 2 oranında kumla karıştırıldığı bir çalışmada, lastik tozu ilavesinin bitki büyümesinde düşüşe ve doğrudan çinko toksisitesine atfedilen düşük verime neden olabileceği vurgulanmıştır (Schulz, 1987). Yürütülen diğer bir çalışmada da toprağa eklenen çinkonun üreaz enzim aktivitesini inhibe ettiği ve üreazın ağır metal kirliliğine karşı diğer enzim aktivitelerine kıyasla daha hassas olduğu vurgulanmıştır (Yang vd., 2006). Benzer bir çalışmada nötr toprak reaksiyonu ve organik madde birikimi koşulları altında toprak örneklerinde kuvvetli ve uzun vadeli ağır metal kirliliğinin üreaz enzim aktivitesini düşürdüğü gözlenmiştir (Ciarkowska vd., 2004).

Kontrol toprağına yapılan stabilize arıtma çamuru uygulamasının toprağın üreaz aktivitesini önemli ölçüde stimüle ettiği Şekil 2'den görülmektedir. Yapılan stabilize çamur uygulaması inkübasyonun 15. günündeki üreaz aktivitesi değerlerini kontrole göre 5 kat arttırmıştır. 30. ve 45. günlerde ise, çamur uygulamasıyla bağlantılı olarak sırasıyla, 2,6 ve 2,4 katlık artışlar görülmüştür. Çamurdaki mikrobiyal biyokütle içeriğinin ve sübstrat seviyesinin fazla oluşunun üreaz sentezini aktive ettiği düşünülmektedir (Bandick ve Dick, 1999). Diğer çalışmalarda da organik materyallerin uygulandığı topraklarda enzim aktivitelerinde önemli artışların meydana geldiği vurgulanmıştır (Albiach vd., 2000). Farklı oranlarda lastik tozu ile beraber stabilize arıtma çamuru uygulanan topraklardaki üreaz aktivitesi değerleri incelendiğinde ise (Şekil 2), arıtma çamuru ilavesinin yarattığı iyileştirici etki açık bir şekilde görülmektedir. %1 ve %5 oranında lastik tozu içeren topraklara yapılan arıtma çamuru uygulaması üreaz aktivitesi değerlerini kontrol seviyelerine veya bu seviyenin üzerine çıkartabilmiştir. Sonuç olarak 140 t/ha oranında gerçekleştirilen stabilize arıtma çamuru uygulamasının, düşük oranlardaki lastik tozu (%1 ve %5) kirliliğinin toprak üreaz aktivitesi üzerinde yarattığı olumsuz etkileri ortadan kaldırdığı sonucuna varılmıştır. Diğer taraftan uygulanan stabilize arıtma çamuru, yüksek oranda lastik tozu (%10) ile kirlenmiş topraklarda yeterince etkili olamamıştır. %10 lastik tozu ve stabilize arıtma çamuru içeren topraklarda inkübasyonun 45. gününde belirlenen üreaz aktivitesi değerleri kontrol seviyesinden %70 oranında daha düşük tespit edilmiştir.



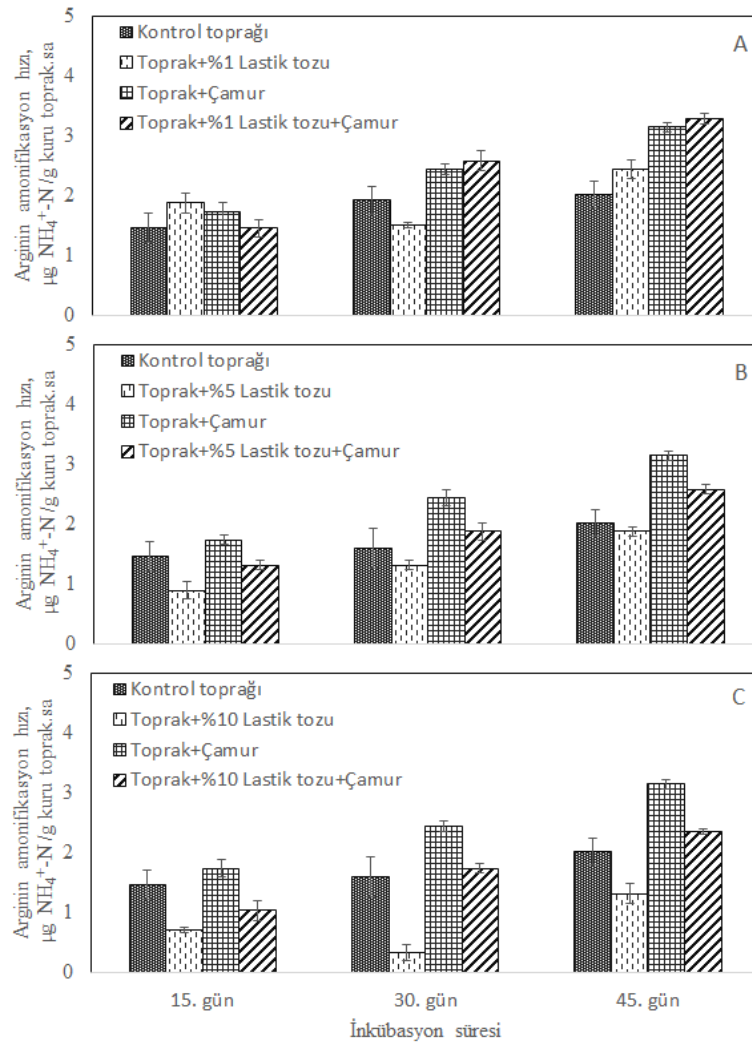
Şekil 2: Lastik tozu uygulanmış topraklarda üreaz aktivitesinin değişimi (A) %1 oranındaki uygulama, (B) %5 oranındaki uygulama, (C) %10 oranındaki uygulama

Çalışmada kullanılan ve topraklardaki lastik tozu kirliliğinin yarattığı değişimi ortaya koymak amacıyla incelenen diğer parametre arginin amonifikasyon hızı olup, inkübasyon süresince meydana gelen değişimler Şekil 3'te verilmiştir. Herhangi bir uygulamanın yapılmadığı kontrol toprağında belirlenen arginin amonifikasyon hızı değerleri 1,5-2 µg NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N / g kuru toprak.sa seviyelerinde belirlenmiş olup kontrol değerlerinde zamana bağlı önemli bir değişimin meydana gelmediği görülmüştür (p<0,05). %1 ve %5 oranında lastik tozu ilave edilmiş topraklardaki değerler incelendiğinde, belirlenen arginin amonifikasyon hızlarının kontrol



değerleriyle benzerlik gösterdiği görülmektedir. Diğer bir ifadeyle, toprağa %1 ve %5 oranında eklenen lastik tozları arginin amonifikasyon prosesini önemli derecede inhibe etmemiştir. Ancak %10 oranında lastik tozu ilavesinin, arginin amonifikasyon hızı parametresi itibarıyla, toprakta yarattığı etki farklı olmuştur. Yüksek doz lastik tozu içeren topraklardaki arginin amonifikasyon hızı değerleri tüm inkübasyon dönemlerinde kontrol seviyelerinin altında bulunmuştur ( $p < 0,05$ ) ve en yüksek inhibisyon değeri %81 ile inkübasyonun 30. gününde tespit edilmiştir.

Şekil 3'ten görüldüğü gibi, kontrol toprağına yapılan stabilize arıtma çamuru uygulaması topraktaki arginin amonifikasyon hızını genel olarak arttırmış olup, gözlemlenen stimülasyon etkisinin inkübasyonun 45.gününde daha belirgin olduğu tespiti yapılmıştır. Toprağına yapılan stabilize arıtma çamuru uygulaması topraktaki arginin amonifikasyon hızını % 56 arttırmıştır. Stabilize arıtma çamuru, %1 ve %5 oranında lastik tozu uygulanmış topraklardaki arginin amonifikasyon hızı değerlerini de kontrol toprağı değerlerine göre önemli derecede arttırarak toprak iyileştirici bir etkiye bulunmuştur. Diğer taraftan çamur uygulamasının %10 lastik tozu içeren topraklardaki arginin amonifikasyon hızı değerlerini de hafifçe arttırdığı görülmüştür. Lastik tozu uygulamasıyla inhibe olan topraklardaki arginin amonifikasyon hızı değerleri toprağına yapılan stabilize arıtma çamuru uygulamasıyla kontrol seviyelerine çıkabilmiştir.

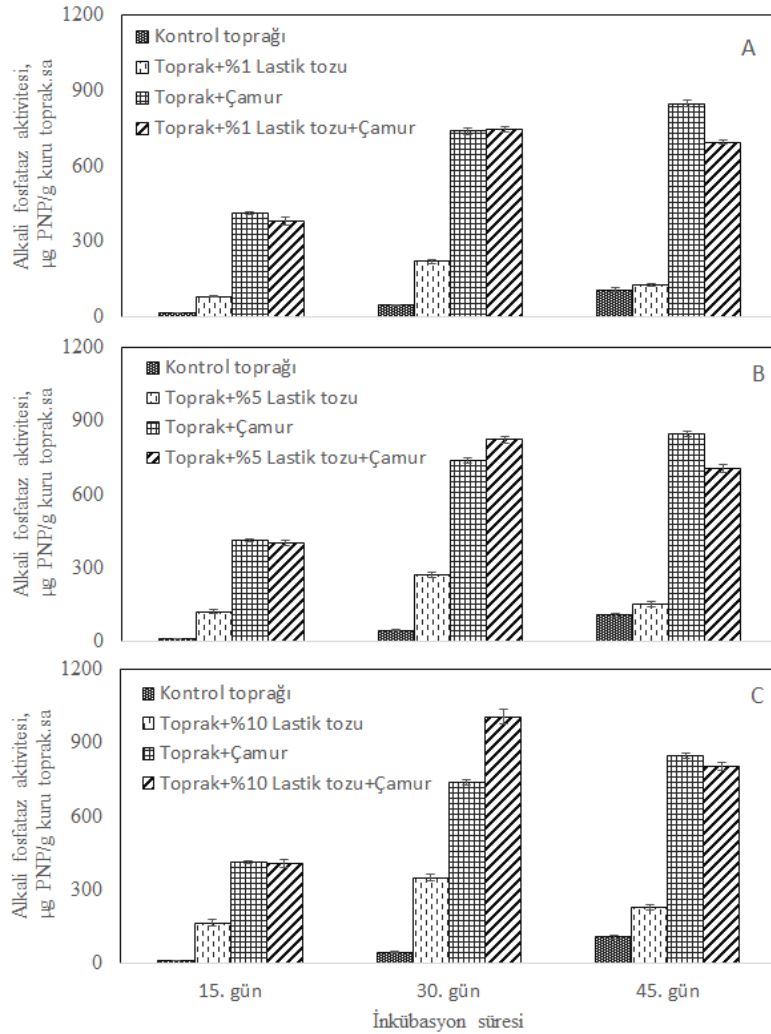


Şekil 3: Lastik tozu uygulanmış topraklarda arginin amonifikasyon hızının değişimi (A) %1 oranındaki uygulama, (B) %5 oranındaki uygulama, (C) %10 oranındaki uygulama.

Lastik tozu ilavesiyle kirletilen toprakların alkali fosfataz aktivitesi değerlerinde meydana gelen değişim Şekil 4'te sunulmuştur. Herhangi bir uygulamanın yapılmadığı kontrol toprağına belirlenen alkali fosfataz aktivitesi değerlerinin 14 ila 108 µg PNP /g kuru toprak.sa arasında değiştiği ve inkübasyon süresine bağlı bir artış eğiliminin olduğu tespit edilmiştir ( $p < 0,05$ ). Farklı oranlarda lastik tozu içeren topraklarda belirlenen alkali fosfataz aktivitesi değerleri ise genel olarak inkübasyon süresince kontrol seviyelerinde veya kontrol seviyelerinin üzerinde belirlenmiştir. Diğer bir ifadeyle, çalışma kapsamındaki denenen oranlarda lastik tozu topraklardaki alkali fosfataz aktivitesini olumsuz yönde etkilememiş, herhangi bir inhibisyon etkisi gözlenmemiştir. Bu doğrultuda çinko içeriği zengin lastik tozunun toprakta yarattığı çinko artışının alkali fosfataz aktivitesini olumsuz yönde etkilemediği ve/veya alkali fosfatazın ağır metal kirliliğine karşı hızlı cevap veren bir indikatör olmadığı sonucuna varılabilir. Benzer şekilde, yapılan bir çalışmada alkali fosfataz aktivitesinin topraktaki çinko konsantrasyonunun artmasından önemli derecede etkilenmediği bildirilmiştir (Yang vd., 2006). Duan vd.,

(2018)'nin yapmış olduğu bir çalışmada ise ağır metallerin enzim aktivitelere olan etkileri incelenmiş ve ölçüm sonuçlarına göre ağır metal kirliliğinden en az etkilenen enzim aktivitesinin alkali fosfataz olduğu belirlenmiştir.

Şekil 4'ten görüldüğü üzere stabilize arıtma çamuru uygulaması gerek kontrol toprağı gerekse farklı oranlarda lastik tozu içeren toprakların alkali fosfataz aktivitesini önemli ölçüde arttırmıştır ( $p<0,05$ ). Kontrol toprağına yapılan çamur uygulamasıyla topraktaki alkali fosfataz aktivitesi 45 günün sonunda 847  $\mu\text{g PNP/g}$  kuru toprak.sa seviyelerine çıkmıştır. Lastik tozu içeren topraklardaki çamur kaynaklı stimülasyon etkisi de çok belirgin olup, alkali fosfataz değerlerinin inkübasyon sonunda 698-802  $\mu\text{g PNP/g}$  kuru toprak.sa seviyelerine çıktığı tespit edilmiştir.



Şekil 4. Lastik tozu uygulanmış topraklarda alkali fosfataz aktivitesi değişimi (A) %1 oranındaki uygulama, (B) %5 oranındaki uygulama, (C) %10 oranındaki uygulama.

#### 4. Sonuç

Yürütülen çalışma neticesinde, toprağına eklenen lastik tozlarının topraktaki üreaz aktivitesi değerini önemli ölçüde düşürdüğü görülmüştür. %1-10 oranında lastik tozunun toprağına karışmasıyla topraktaki üreaz aktivitesi mevcut inkübasyon koşullarında %90-95 oranında inhibe olmuştur. Toprağına uygulanan düşük doz lastik tozları (%1 ila %5), topraktaki arginin amonifikasyon hızını fazla etkilemezken, %10 oranında lastik tozunun toprağına karışmasıyla arginin amonifikasyon hızı değerlerinde %81'lik bir azalma meydana gelmiştir. Topraklara uygulanan lastik tozu, diğer iki aktivitenin aksine alkali fosfataz enzim aktivitesinde inhibisyona sebep olmamıştır. Bu sonuçlar ışığında, azot döngüsünde önemli rol oynayan amonifikasyon proseslerinin lastik tozlarının yarattığı kirliliğe daha duyarlı olduğu ve hızla cevap verdiği sonucuna varılmıştır. Özellikle üreaz aktivitesinin, taşıt lastik tozlarına bağlı kirliliğin izlenmesi ve değerlendirilmesinde indikatör parametre olarak kullanılabilceği izlenimi edinilmiştir. Ayrıca inkübasyon çalışması sonuçları, topraklara uygulanan stabilize arıtma çamurunun toprağına üreaz, alkali fosfataz ve arginin amonifikasyon hızı değerlerini belirgin şekilde yükselttiğini göstermiştir. Organik madde ve besin maddelerince zengin arıtma çamuru uygulaması ile, lastik tozunun topraktaki yarattığı baskıyı azaltıcı yönde etkiler gözlenmiştir. Bundan sonraki süreçte farklı araç lastikleri yanısıra gerçek yol tozu örneklerinin topraktaki olası etkilerinin değerlendirilmesine yönelik çalışmaların yapılması önerilmektedir.

## Kaynakça

- Albiach, R., Canet, R., Pomares, F. & Ingelmo, F. (2000). Microbial biomass content and enzymatic activities after the application of organic amendments to a horticultural soil, *Bioresource Technology*, 75 (1), 43-48. doi:10.1016/S0960-8524(00)00030-4
- Alef, K., & Kleiner, D. (1986). Arginine ammonification, a simple method to estimate microbial activity potentials in soil. *Soil Biology and Biochemistry*, 18: 233–235. doi:10.1016/0038-0717(86)90033-7
- Amato, F., Viana, M., Richard, A., Furger, M., Prevot, A.S.H., Nava, S., Lucarelli, F., Bukowiecki, N., Alastuey, A., Reche, C., Moreno, T., Pandolfi, M., Pey, J. & Querol, X. (2011). Size and time-resolved roadside enrichment of atmospheric particulate pollutants. *Atmospheric Chemistry and Physics*, 11, 2917-2931. doi: 10.5194/acp-11-2917-2011
- APHA (1998) *Standard Methods for the examination of water and wastewater*. 20. Edition, Baltimore: American Public Health Association.
- AQEG (2005). Particulate matter in the United Kingdom. London: DEFRA.
- Bandick, A. K. & R. P. Dick. (1999). Field management effect on soil enzyme activities, *Soil Biology and Biochemistry*, 31(11), 1471-1479. doi: 10.1016/S0038-0717(99)00051-6
- Bremner, J. M. & Mulvaney, C. S. (1982). Nitrogen-total. In: Page A.L, Miller R.H & Keeney D.R. (Der.), *Methods of soil analysis. Part 2. Chemical and microbiological properties* içinde (595-622). Madison, WI: ASA and SSSA.
- Chow, J. C., Watson, J. G., Ashbaugh, L. L. & Magliano, K. L. (2003). Similarities and differences in PM10 chemical source profiles for geological dust from the San Joaquin Valley, California. *Atmospheric Environment*, 37, 1317-1340. doi: 10.1016/S1352-2310(02)01021-X
- Ciarkowska, K., Solek-Podwika, K. & Wieczorek, J. (2004). Enzyme activity as an indicator of soil-rehabilitation processes at a zinc and lead ore mining and processing area, *Journal of Environmental Management*, 132, 250-256. doi: 10.1016/j.jenvman.2013.10.022
- Cobert, A. (2009). Environmental comparison of Michelin Tweel™ and pneumatic tire using life cycle analysis. *Yüksek Lisans Tezi*, Georgia: Georgia Institute of Technology.
- Dave, G. (2013). Ecotoxicological risk assessment and management of tire wear particles. In: Férard J.F., Blaise C. (Der.) *Encyclopedia of aquatic ecotoxicology* içinde. Dordrecht: Springer. Dave, G., Ecotoxicological Risk Assessment and Management of Tire Wear Particles. Springer, Netherlands, Encyclopedia of Aquatic Ecotoxicology, doi: 10.1007/978-94-007-5704-2
- De Silva, S., Ball, A. S., Huynh, T. & Reichman, S.M. (2016). Metal accumulation in roadside soil in Melbourne, Australia: Effect of road age, traffic density and vehicular speed. *Environmental Pollution*, 208, 102-109, doi: 10.1016/j.envpol.2015.09.032
- Duan, C., Fang, L., Yang, C., Chen, W., Cui, Y. & Li, S. (2018). Reveal the response of enzyme activities to heavy metals through in situ zymography. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 156, 106-115. doi: 10.1016/j.ecoenv.2018.03.015.
- Gee, G. W. Bauder, J. W. (1982). Particle size analysis. In: Klute A. (Der.), *Methods of soil analysis, Part 1. Physical and mineralogical methods* içinde (384-412). Madison, WI: ASA and SSSA.
- Gualtieri, M., Andrioletti, M., Mantecca, P., Vismara, C. & Camatini, M. (2005). Impact of tire debris on in vitro and in vivo systems. *Particle and Fibre Toxicology*, 2, 1, doi: 10.1186/1743-8977-2-1
- Harris, S. J., & Maricq, M. M. (2001). Signature size distributions for diesel and gasoline engine exhaust particulate matter. *Journal of Aerosol Science*, 32, 749-764. doi: 10.1016/S0021-8502(00)00111-7
- Herrero, P., Borrull, F., Pocurull, E. & Marce, R.M. (2014). An overview of analytical methods and occurrence of benzotriazoles, benzothiazoles and benzenesulfonamides in the environment. *Trac-Trends in Analytical Chemistry*, 62, 46-55. doi: 10.1016/j.trac.2014.06.017
- Hildemann, L. M., Markowski, G. R. & Cass, G. R. (1991). Chemical-composition of emissions from urban sources of fine organic aerosol. *Environmental Science and Technology*, 25, 744-759. doi: 10.1021/es00016a021
- Holmén, B. A. & Ayala, A. (2002). Ultrafine PM emissions from natural gas, oxidation-catalyst diesel, and particle-trap diesel heavy-duty transit buses. *Environmental Science and Technology*, 36, 5041–5050. doi: 10.1021/es015884g.
- Keeney, D. R. & Nelson, D. W. (1982). Nitrogen-inorganic forms. In: Page A.L, Miller R.H & Keeney D.R. (Der.), *Methods of soil analysis. Part 2. Chemical and microbiological properties* içinde (643-693). Madison, WI: ASA and SSSA.
- Knothe, G., Sharp, C. A. & Ryan, T. W. (2006). Exhaust emissions of biodiesel, petrodiesel, neat methyl esters, and alkanes in a new technology engine. *Energy Fuels*, 20, 403-408. doi: 10.1021/ef0502711
- Legret, M. & Pagotto, C. (1999). Evaluation of pollutant loadings in the runoff waters from a major rural highway. *The Science of the Total Environment*, 235, 143-150. doi: 10.1016/S0048-9697(99)00207-7
- Mantecca, P., Gualtieri, M., Andrioletti, M., Bacchetta, R., Vismara, C., Vailati, G. & Camatini, M. (2007). Tire debris organic extract affects *Xenopus* development. *Environment International*, 33, 642–648. doi: 10.1016/j.envint.2007.01.007
- Mc Lean, E. O. (1982). Soil pH and lime requirement. In: Page A.L, Miller R.H & Keeney D.R. (Der.), *Methods of soil analysis. Part 2. Chemical and microbiological properties* içinde (199-224). Madison, WI: ASA and SSSA.
- Nelson, D. W. & Sommers, L. E. (1982). Total carbon, organic carbon, and organic matter. In: Page A.L, Miller R.H & Keeney D.R. (Der.), *Methods of soil analysis. Part 2. Chemical and microbiological properties* içinde (539-579). Madison, WI: ASA and SSSA.
- Olsen, S.R. & Sommers, L.E. (1982). Phosphorus. In: Page A.L, Miller R.H & Keeney D.R. (Der.), *Methods of soil analysis. Part 2. Chemical and microbiological properties* içinde (403-430). Madison, WI: ASA and SSSA.
- Rhoades, J. D. (1982). Soluble Salts. In: Page A.L, Miller R.H & Keeney D.R. (Der.), *Methods of soil analysis. Part 2. Chemical and microbiological properties* içinde (285-290). Madison, WI: ASA and SSSA.
- Sadiktsis, I., Bergvall, C., Johansson, C. & Westerholm, R. (2012). Automobile tires-a potential source of highly carcinogenic dibenzopyrenes to the environment. *Environmental Science and Technology*, 46, 3326-3334. doi: 10.1021/es204257d



- Sánchez-López, A. S., Carrillo-González, R., González-Chávez, M. D. C. A., Rosas-Saito, G. H. & Vangronsveld, J. (2015). Phytobarriers: Plants capture particles containing potentially toxic elements originating from mine tailings in semiarid regions. *Environmental Pollution*, 205, 33-42. doi: 10.1016/j.envpol.2015.05.010
- San Miguel, G., Fowler, G. D. & Sollars C. J. (2002). The leaching of inorganic species from activated carbons produced from waste tyre rubber. *Water Research*, 36(8), 1939-1946. doi: 10.1016/S0043-1354(01)00422-5
- Schulz, M. (1987). Effects of ground rubber on *Phaseolus vulgaris*. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*, 150, 37-41. doi: 10.1002/jpln.19871500108
- Tabatabai, M. A. (1982). Soil enzymes. In: Page A.L, Miller R.H & Keeney D.R. (Der.), *Methods of soil analysis, Part 2. Chemical and microbiological properties* içinde (903-943). Madison, WI: ASA and SSSA.
- Wik, A. (2007). Toxic components leaching from tire rubber. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 79, 114-119. doi: 10.1007/s00128-007-9145-3
- Wik, A. & Dave, G. (2006). Acute toxicity of tire rubber leachates to *Daphnia magna*—variability and toxic components. *Chemosphere*, 64, 1777-1784. doi: 10.1016/j.chemosphere.2005.12.045
- Wiseman, C. L., Zereini, F. & Püttmann, W. (2014). Metal translocation patterns in *Solanum melongena* grown in close proximity to traffic. *Environment Science and Pollution Research*, 21 (2), 1572-1581. doi: 10.1007/s11356-013-2039-5
- Yakaboylu, O. (2010). Atık lastik yönetimi ve atık lastik pirolizi model tesisi için yapılabilirlik çalışması. *Yüksek Lisans Tezi*, İstanbul: İstanbul Teknik Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü.
- Yang, Z. X., Liu, S. Q., Zheng D. W. & Feng S. D. (2006). Effects of cadmium, zinc and lead on soil enzyme activities. *Journal of Environmental Sciences*, 18 (6), 1135-1141. doi: 10.1007/s11356-009-0134-4
- Zhang, H., Wang, Z. F., Zhang, Y. L., Ding, M. J. & Li, L. H. (2015). Identification of traffic-related metals and the effects of different environments on their enrichment in roadside soils along the Qinghai-Tibet highway. *Science of the Total Environment*, 521, 160-172. doi: 10.1016/j.scitotenv.2015.03.054