

**ANKARA ÜNİVERSİTESİ
FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ**

YÜKSEK LİSANS TEZİ

**İSPANAK (*Spinacia oleracea*. L.) BİTKİSİNDE BİYOKÖMÜRÜN KADMIYUM
TOKSİSİTESİNİ ÖNLEME VE MİNERAL ELEMENT
KONSANTRASYONLARI ÜZERİNE ETKİSİ**

Abdoul-Rasmane OUEDRAOGO

TOPRAK BİLİMİ VE BİTKİ BESLEME ANABİLİM DALI

**ANKARA
2018**


Her hakkı saklıdır

TEZ ONAYI

Abdoul-Rasmane OUEDRAOGO tarafından hazırlanan “**İspanak (*Spinacia oleracea*. L.) Bitkisinde Biyokömürün Kadmiyum Toksisitesini Önleme ve Mineral Element Konsantrasyonları Üzerine Etkisi**” adlı tez çalışması 10/09/2018 tarihinde aşağıdaki jüri tarafından oy birliği ile Ankara Üniversitesi Toprak Bilimi ve Bitki Besleme Anabilim Dalı’nda **YÜKSEK LİSANS TEZİ** olarak kabul edilmiştir.

Danışman : Prof. Dr. Süleyman TABAN 
Ankara Üniversitesi Toprak Bilimi ve Bitki Besleme Anabilim Dalı

Jüri Üyeleri:

Başkan: Prof. Dr. Süleyman TABAN 
Ankara Üniversitesi Toprak Bilimi ve Bitki Besleme Anabilim Dalı

Üye : Prof. Dr. Latif KURT 
Ankara Üniversitesi Biyoloji Anabilim Dalı

Üye : Doç.Dr. Murat Ali TURAN 
Uludağ Üniversitesi Toprak Bilimi ve Bitki Besleme Anabilim Dalı

Yukarıdaki sonucu onaylarım.

Prof. Dr. Atilla YETİŞEMİYEN
Enstitü Müdürü

ETİK

Ankara Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü tez yazım kurallarına uygun olarak hazırladığım bu tez içindeki bütün bilgilerin doğru ve tam olduğunu, bilgilerin üretilmesi aşamasında bilimsel etiğe uygun davrandığımı, yararlandığım bütün kaynakları atıf yaparak belirttiğimi beyan ederim.

10/09/2018



Abdoul-Rasmane OUEDRAOGO

ÖZET

Yüksek Lisans Tezi

İSPANAK (*Spinacia oleracea*. L.) BİTKİSİNDE BİYOKÖMÜRÜN KADMIYUM TOKSİSİTESİNİ ÖNLEME VE MİNERAL ELEMENT KONSANTRASYONLARI ÜZERİNE ETKİSİ

Abdoul-Rasmane OUEDRAOGO

Ankara Üniversitesi
Fen Bilimleri Enstitüsü
Toprak Bilimi ve Bitki Besleme Anabilim Dalı

Danışman: Prof. Dr. Süleyman TABAN

Çalışmada, biyokömürün ıspanak (*Spinacia oleracea*. L.) bitkisinde kadmiyum toksisitesini önleme ve mineral element konsantrasyonları üzerine olan etkisinin belirlenmesi amaçlanmıştır. Tesadüf parselleri deneme desenine göre 3 kg toprak alan saksılarda sera koşullarında 3 tekerrürlü olarak yürütülen denemede, toprağa kadmiyum 0 mg kg⁻¹ (kontrol), 25 mg kg⁻¹, 50 mg kg⁻¹ ve 100 mg kg⁻¹ olacak şekilde CdSO₄'tan, tavuk gübresinden elde edilen biyokömür ise, 0 g kg⁻¹, 5 g kg⁻¹ ve 10 g kg⁻¹ dozlarında uygulanmış ve toprakla iyice karıştırılmıştır. Deneme sonunda ıspanak bitkisinin gelişimi üzerine uygulanan kadmiyum olumsuz etki göstermiş ve bitkinin toprak üstü aksamı ile kök kuru madde miktarı önemli oranda azalmıştır. Biyokömür uygulaması ise ıspanak bitkisinin toprak üstü aksam ve kök gelişimini olumlu yönde etkilemiş ve toprak üstü aksamı ile kök kuru madde miktarı önemli oranda artırmıştır. Ispanak bitkisinin toprak üstü aksam ve kök kadmiyum konsantrasyonları uygulanan kadmiyuma bağlı olarak artarken, uygulanan biyokömüre bağlı olarak azalmıştır. Kadmiyum uygulaması ıspanak bitkisi toprak üstü aksamının fosfor, potasyum, bakır, çinko, mangan ve bor konsantrasyonlarını azaltırken, kalsiyum ve magnezyum konsantrasyonlarını artırmıştır. Demir konsantrasyonunda ise artış ve azalışlara neden olmuştur. Kadmiyum uygulaması ıspanak bitkisi kökünün fosfor, potasyum, çinko ve mangan konsantrasyonlarını azaltırken, kalsiyum ve bakır konsantrasyonlarını artırmıştır. Biyokömür uygulaması ıspanak bitkisi toprak üstü aksamının mangan ve bor konsantrasyonlarını azaltırken, fosfor, potasyum ve çinko konsantrasyonlarını artırmıştır. Demir ve bakır konsantrasyonunda ise artış ve azalışlara neden olmuştur. Biyokömür uygulaması ıspanak bitkisi kökünün fosfor, potasyum ve çinko konsantrasyonlarını artırmıştır. Deneme sonunda biyokömürün ıspanak bitkisi üzerine olan olumsuz etkisini önemli oranda azalttığı belirlenmiştir.

Eylül 2018, 89 sayfa

Anahtar Kelimeler: Biyokömür, Ispanak, Kadmiyum Toksikitesi, Element Konsantrasyonları

ABSTRACT

Master. Thesis

THE EFFECTS of BIOCHAR on THE ALLEVIATION of CADMIUM TOXICITY and MINERAL ELEMENTS CONCENTRATION of SPINACH (*Spinacia oleracea*. L.) PLANT

Abdoul-Rasmane OUEDRAOGO

Ankara University
Graduate School of Natural and Applied Sciences
Department of Soil and Plant Nutritions

Supervisor: Prof.Dr. Süleyman TABAN

This study was aimed to determine the effects of biochar on the alleviation of cadmium toxicity and mineral elements concentrations of spinach (*Spinacia Oleracea*. L.) plant. Under greenhouse conditions, a pot, containing 3 kg soils, experiment was conducted in a completely randomized design at four rates of cadmium 0 (control), 25, 50 and 100 mg Cd kg⁻¹ with poultry manure derived biochar at three rates 0, 5 and 10 g biochar kg⁻¹ soil in 3 replications and mixed carefully. The experiment results showed that cadmium treatments affect negatively the spinach plant growth and decreased significantly plant aerial parts and roots biomass dry matter weight, while biochar treatments have positive effects on spinach plant growth, and increased significantly plant aerial parts and root biomass dry matter weight. The spinach plant shoots and roots cadmium concentrations increased with increasing cadmium treatments and decreased by increasing biochar treatments. Cadmium treatments decreased spinach shoots phosphorus, potassium, copper, zinc, manganese and boron concentrations, while calcium, magnesium were increased, whereas its effect was inconsistent on shoots iron concentration. In addition, cadmium treatments decreased phosphorus, potassium, zinc and manganese concentrations in spinach plant roots while calcium and copper were increased. Biochar treatments decreased spinach shoots manganese and boron concentrations and increased phosphorus, potassium and zinc concentrations, while showing an inconsistent trend on shoots iron and copper concentrations. Spinach roots phosphorus, potassium and zinc concentrations were increased by biochar treatments

At the end of this experiment, it is determined that poultry manure biochar alleviated cadmium toxicity on spinach plant.

September 2018, 89 pages

Key Words: Biochar, Spinach, Cadmium Toxicity, Element Concentrations

ÖNSÖZ ve TEŞEKKÜR

Çalışmalarımı yönlendiren, araştırmalarımın her aşamasında bilgi, öneri ve yardımlarını esirgemeyen danışman hocam Sayın Prof. Dr. Süleyman TABAN'a (Ankara Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Toprak Bilimi ve Bitki Besleme Anabilim Dalı) yine çalışmalarım boyunca bilgi ve tecrübeleriyle her zaman yanımda olan Sayın Prof. Dr. Aydın GÜNEŞ'e (Ankara Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Toprak Bilimi ve Bitki Besleme Anabilim Dalı), sera denemsinin kurulması, yürütülmesi ve laboratuvar analizler sürecinde yardımlarını gördüğüm Öğr. Gör. Dr. Özge ŞAHİN'e, Araş. Gör. Hanife MERT AKÇA'ya, Araş. Gör. Mehmet Burak TAŞKIN'a ve Araş. Gör. Emre Can KAYA'a teşekkür ederim.

Ayrıca Tütkiye'de eğitim görmeme olanak sağlayan ve maddi, manevi her yönden beni sonuna kadar destekleyen biricik aileme; babam Salifo OUEDRAOGO'ya, annem Alizeta OUEDRAOGO'ya en derin duygularla şükranlarımı sunarım.

Bu tez, “**Ispanak (*Spinacia oleracea*. L.) Bitkisinde Biyokömürün Kadmiyum Toksisitesini Önleme ve Mineral Element Konsantrasyonları Üzerine Etkisi**” Ankara Üniversitesi Bilimsel Araştırma Projeler Koordinatörlüğü tarafından desteklenmiştir. **Proje No: 18L0447001.**

Abdoul-Rasmane OUEDRAOGO

Ankara, Eylül 2018

İÇİNDEKİLER

TEZ ONAY SAYFASI

ETİK.....	i
ÖZET.....	ii
ABSTRACT	iii
ÖNSÖZ ve TEŞEKKÜR.....	iv
ŞEKİLLER DİZİNİ	vii
ÇİZELGELER DİZİNİ	viii
2. KURAMSAL TEMELLER ve KAYNAK ÖZETLERİ	6
2.1 Kadmiyum	6
2.2 Kadmiyum Kaynakları ve Dünyadaki Durumu	6
2.3 Kadmiyum Kaynağı Olarak Fosforlu Gübreler	7
2.4 Kadmiyumun Topraktaki Formları ve Bitki Alımını Etkileyen Faktörler	10
2.5 Kadmiyumun Bitki Gelişimi Üzerine Etkisi.....	12
2.6 Kadmiyumun Ispanak Bitkisinin Gelişimi Üzerine Etkisi.....	16
2.7 Biyokömür	18
2.8 Biyokömürün Ağır Metal Toksisitesi Üzerine Etkileri.....	20
2.9 Biyokömürün Bitkilerde Ağır Metal Toksisitesini Önleme Mekanizmaları	25
2.10 Biyokömürünün Bitki Gelişimi ve Bitki Besin Elementleri Üzerine Etkisi ile İlgili Yapılan Çalışmalar.....	26
3. MATERYAL ve YÖNTEM.....	29
3.1 Materyal.....	29
3.1.1 Denemede kullanılan toprak örneği ve bitki materyali.....	29
3.1.2 Denemede kullanılan biyokömürün hazırlanması ve bazı özellikleri	29
3.2 Yöntem	30
3.2.1 Toprak örneğinin alınması ve analize hazırlanması	30
3.2.2 Toprak örneğinde yapılan fiziksel ve kimyasal analizler ile uygulanan yöntemler	30
3.2.3 Toprak analiz sonuçlarının değerlendirilmesi.....	32
3.2.4 Denemede kullanılan biyokömürde yapılan analizler ve uygulanan yöntemler	33
3.2.5 Sera denemesinin kurulması ve yürütülmesi.....	35
3.2.6. Hasat.....	36

3.2.7 Bitki toprak üstü aksam ve kök örneklerinde yapılan analizler ve uygulanan yöntemler	36
3.8 İstatistik Analizleri.....	37
3.9 ICP-OES (Inductively Coupled Plasma-Optical Emission Spectrometry, Perkin Elmer Model DV 2100) Çalışma Parametreleri	37
3.10 Bitki Analizlerinde Kullanılan Referans Bitki Materyali ve Analiz Değerleri	38
4. BULGULAR ve TARTIŞMA.....	39
4.1 Kadmiyum ve Biyokömür Uygulamalarının Ispanak Bitkisinin Gelişimi Üzerine Etkisi	39
4.2 Kadmiyum ve Biyokömür uygulamalarının Ispanak Bitkisinin Kadmiyum Konsantrasyonu Üzerine Etkisi.....	46
4.3 Kadmiyum ve Biyokömür Uygulamalarının Ispanak Bitkisinin Makro Element Konsantrasyonları Üzerine Etkisi.....	51
4.3 Kadmiyum ve Biyokömür Uygulamalarının Ispanak Bitkisinin Mikro Element Konsantrasyonları Üzerine Etkisi.....	59
5. SONUÇ ve ÖNERİLER.....	65
KAYNAKLAR	66
EK 1 Sera denemesinde kullanılan toprağın makro ve mikro element miktarları için sınıflandırma değerleri	83
EK 2 Sera denemesinde kullanılan ıspanak bitkisi için makro ve mikro element miktarlarının yeterlilik sınıfları (Jones vd. 1991).....	84
EK 3 Bitkiler için kadmiyum konsantrasyonu yeterlilik sınıfı (Kabata-Pendias 2011).....	85
EK 4 Uygulamaların ıspanak bitkisi gelişimi üzerine etkileri	86
ÖZGEÇMİŞ.....	90

ŞEKİLLER DİZİNİ

Şekil 2.1 Farklı toprak özelliklerinin ve gübrelemenin ağır metal alımına etkisi (Bergmann, 1992, Güneş vd, 2010'dan alıntı)	11
Şekil 3.1 Biyokömürün elde edildiği yakma fırını (Foto: A. Ouedraogo)	29
Şekil 3.2 Pelet tavuk gübresi öğütülmüş tavuk gübresi ve elde edilen biyokömür (Foto: A. Ouedraogo)	30
Şekil 4.1 Kadmiyum ve biyokömür uygulamalarının ıspanak bitkisi kuru madde (g saksı ⁻¹) üzerine etkileri	42
Şekil 4.2 Kadmiyum ve biyokömür uygulamalarının ıspanak bitkisinin gelişimi üzerine etkileri	43
Şekil 4.3 Kadmiyum ve biyokömür uygulamalarının ıspanak bitkisi Cd konsantrasyonu (mg kg ⁻¹) üzerine etkileri	48

ÇİZELGELER DİZİNİ

Çizelge 1.1 Dünya topraklarında belirlenen iz ve ağır metal elementlerin konsantrasyonları (Anonymous, 1995)	2
Çizelge 1.2 Çeşitli kaynaklardan topraklara bulaşan ağır metaller (Barry ve Rayment, 1997).....	3
Çizelge 1.3 Topraktaki ağır metal sınır değerleri (Anonim, 2001).....	4
Çizelge 2.1 Önemli fosfat kayası yataklarına sahip ülkelerdeki fosfat kayaçlarında belirlenen Cd konsantrasyonları (Van Kauwenbergh, 2001).....	8
Çizelge 2.2 Farklı ülkelerden örneklenmiş fosfatlı gübrelere belirlenen kadmiyum konsantrasyonları (Van Kauwenbergh, 2002).....	9
Çizelge 2.3 Kadmiyum alımını etkileyen toprak ve bitki faktörleri (Chaney ve Hornick, 1978).....	11
Çizelge 3.1 Deneme toprağının bazı fiziksel ve kimyasal özellikleri.....	33
Çizelge 3.2 Denemede kullanılan tavuk gübresi biyokömürüne ait kimyasal özellikler.....	34
Çizelge 3.3 ICP-OES cihazı ayarları ve elementleri belirleme dalga boyları.....	37
Çizelge 3.4 Sertifikalı domates bitkisi yaprak örneğinde olması gereken ve analiz sonucu belirlenen değerler	38
Çizelge 4.1 Biyokömürün ıspanak bitkisi kuru madde ($g\ saksı^{-1}$) üzerine etkisi.....	41
Çizelge 4.2 Biyokömürün ıspanak bitkisinde kadmiyum konsantrasyonu ($mg\ kg^{-1}$) üzerine etkisi	47
Çizelge 4.3 Biyokömürün ıspanak bitkisinde azot konsantrasyonu ($g\ kg^{-1}$) üzerine etkisi	53
Çizelge 4.4 Biyokömürün ıspanak bitkisinde fosfor konsantrasyonu ($g\ kg^{-1}$) üzerine etkisi	53
Çizelge 4.5 Biyokömürün ıspanak bitkisinde potasyum konsantrasyonu ($g\ kg^{-1}$) üzerine etkisi	54
Çizelge 4.6 Biyokömürün ıspanak bitkisinde kalsiyum konsantrasyonu ($g\ kg^{-1}$) üzerine etkisi	54
Çizelge 4.7 Biyokömürün ıspanak bitkisinde magnezyum konsantrasyonu ($g\ kg^{-1}$) üzerine etkisi	55

Çizelge 4.8 Biyokömürün ıspanak bitkisinde demir konsantrasyonu (mg kg^{-1}) üzerine etkisi	60
Çizelge 4.9 Biyokömürün ıspanak bitkisinde bakır konsantrasyonu (mg kg^{-1}) üzerine etkisi	60
Çizelge 4.10 Biyokömürün ıspanak bitkisinde çinko konsantrasyonu (mg kg^{-1}) üzerine etkisi	61
Çizelge 4.11 Biyokömürün ıspanak bitkisinde Mn konsantrasyonu (mg kg^{-1}) üzerine etkisi	61
Çizelge 4.12 Biyokömürün ıspanak bitkisinde bor konsantrasyonu (mg kg^{-1}) üzerine etkisi	62



1. GİRİŞ

Dünya nüfusu geçmişte olduğu gibi gelecekte de beslenme sorunu ile karşı karşıyadır. FAO'nun son verilerine göre, dünyada mevcut gıda üretimi yaklaşık % 70 oranında artması ve gelişmekte olan ülkelerdeki gıda üretiminin iki katına çıkmasıyla 2050 yılına kadar hem gıda hem de hayvan yemi ihtiyacını karşılamak için tarımsal üretimin 1.8 milyar tondan 3 milyar tona ulaşması beklenmektedir (Anonymous 2011). Artan gıda ihtiyacını karşılamak için tarımsal üretimin artırılması hedeflenmektedir. Bu amaçla kimyasalların (ilaç, gübre, hormon, vb.) yoğun bir şekilde kullanılarak çözümün aranması yoluna gidilmiş olması tarım topraklarının ciddi zararlar görmesine neden olmuştur. Buna ek olarak kentsel ve endüstriyel kaynaklı artıkların topraklara atılması, zehirli ve kirletici organik ve inorganik maddelerin toprağa bulaşmasından kaynaklı oluşan toprak kirliliği sorununun ele alınması acildir. Toprağın bazı fiziksel, kimyasal ve biyolojik özelliklerinin ve kalitesinin yitirmesine neden olan faktörlerden biri de ağır metal kirliliğidir. Toprakta ağır metal kirliliğinin neden olduğu olumsuz etkiler arasında, toprakta verimlilik kaybı, bozulma, biyoçeşitliliğin azalması, verim kaybına bağlı olarak gelirin düşmesi, su kalitesinin bozulması ve kırsal nüfusun şehirlere göç etmesi gibi bazı olumsuz sonuçlar gözlemlenmektedir (Hajkowicz 2003).

Toprakta bulunan ağır metaller kaynaklarına göre iki büyük grupta toplanabilir. İlki, pedogenik (toprak oluşum süreçleri) yol ile ana materyalden kaynaklı toprağa gelen ağır metaller ve ikincisi ise insan faaliyetleri sonucunda toprağa bulaşan ağır metal kirliliğidir (Kabat-Pendias 2011). Ağır metallerin toprağa bulaşmasında, ana materyalin zaman ve çevresel etkiler ile ayrışması sonucu mevcut ağır metallerin açığa çıkması rol oynamaktadır. Bazik ve ultra bazik magmatik kayalarda Fe, Cu, Zn, Mn, Co, Mo, Ni ve Cr ve siyah şeyller ile fosfat kayalarında Se ve Cd önemli miktarlarda bulunmaktadır (Haygarth 1994). Anılan bu mineral ve kayaların zamanla ayrışması ile toprağa ağır metaller karışmaktadır. Topraklardaki bir diğer ağır metal kaynağı, erozyon, orman yangınları ve volkanik faaliyetlerdir. Yapılan araştırmalarda volkanik lavda yüksek oranda ağır metallerin bulunduğu çeşitli araştırmacılar tarafından ortaya konmuştur (Pacyna 1986, Seaward ve Richardson 1990, Pierzynski vd. 2000). Çizelge 1.1'de dünya topraklarında ağır metal elementlerinin içerikleri gösterilmiştir.

Çizelge 1.1 Dünya topraklarında belirlenen iz ve ağır metal elementlerin konsantrasyonları (Anonymous 1995)

Element	Konsantrasyon, (mg kg ⁻¹)	Ortalama, (mg kg ⁻¹)
Arsenik, As	1-50	5
Kadmiyum, Cd	0.01-0.70	0.06
Krom, Cr	1-1000	100
Kurşun, Pb	2-200	10
Civa, Hg	0.01-0.30	0.03
Baryum, Ba	100-3000	430
Bor, B	2-100	10
Bakır, Cu	2-100	30
Mangan, Mn	20-3000	600
Nikel, Ni	5-500	40
Selenyum, Se	0-2	0.30
Gümüş, Ag	0.01-5	0.05
Çinko, Zn	10-300	50

İnsan kaynaklı ağır metal kirliliğine bir etken de sanayileşmedir. Enerji üretiminde kullanılan yakıtlar ve sanayi atıkları yüksek oranda ağır metal içermektedir. Maden ocaklarında işleme, taşıma ve ergitme vb. gibi işlemler ağır metallerin çevreye yayılmasında büyük rol oynamaktadır. Kentsel atıklar ve baca gazları gibi faktörler de çevrede ağır metallerin toksik seviyelerde birikmelerine neden olmaktadır (Pendias ve Pendias 1989, Basta 2005). Çeşitli yollarla toprağa bulaşan ağır metaller çizelge 1.2’de verilmiştir.

Anılan çizelgeden de görülebileceği gibi, Organik gübreler ve kompost ile evsel katı ve sıvı atıklar çok çeşitli ağır metal içermektedirler. Bunu kimyasal gübreler ve zirai ilaçlar ile atmosferik depozitler takip etmektedir.

Tarım topraklarında bulunan ağır metallere Fe, Mo, Cu, Zn, Ni, Co ve Mn bitkilerin ve canlıların gelişimi için mutlak gerekli element olmaları ile birlikte yararlılık durumları konsantrasyonlarına bağlı olarak değişmektedir. Ag, As, Hg, Cd, Pb, Cr ve Sb vb. gibi elementlerin ise canlılar için mutlak besin elementi olarak işlevleri bulunmamakta ve birkaç mg kg⁻¹ konsantrasyonda bile organizmalar için toksik etki yaratmaktadır (Niess 1999, White 2004).

Çizelge 1.2 Çeşitli kaynaklardan topraklara bulaşan ağır metaller (Barry ve Rayment 1997)

Kaynaklar	Baskın ağır metaller
Kimyasal gübreler ve zirai ilaçlar	Cd, Cu, Mo, Pb, Zn, Hg, Pb
Kaliteli olmayan sulama suları	Cd, Fe
Organik gübreler ve kompost	Cd, Cr, Cu, Fe, Hg, Mn, Mo, Ni, Pb, Zn
Evsel katı ve sıvı atıklar	Cd, Cr, Cu, Fe, Hg, Mn, Mo, Ni, Pb, Zn
Toprak düzenleyiciler (leonardit, kireç, jips, vb.)	Cu, Mn, Pb, Zn
Eksoz gazları, aerosoller	Pb
Kömür	Pb
Maden atıklar	Cd, Cu, Fe, Hg, Mn
Boya maddeleri	Cd, Pb
Lastikler	C, Zn
Atıkların yakılması	Cd, Pb
Atmosferik depozitler	As, Pb, Cr, Hg, Cu, Cd, U

Tarım topraklarında ağır metallerin aşırı birikimi çevresel sorunların yanında bitkiler tarafından alınarak besin zincirine dahil olması ile doğrudan ya da dolaylı olarak insan sağlığını olumsuz yönde etkilemektedir. Çevre Bakanlığı tarafından yayımlanan yönetmelik (Anonim 2001) ile tarım topraklarında müsaade edilen ağır metal element sınır değerleri (Çizelge 1.3) incelendiğinde, Türkiye toprakları genelde alkalın karakterli oldukları için tarım topraklarında 3 mg kg⁻¹'a kadar Cd'a izin verilebilmektedir. Ancak kirleticilerden gelen kadmiyumun toprakta birikeceği düşüncesiyle belli aralıklarla topraklarda Cd analizi yapılarak toprakta birikim düzeyleri takip edilmelidir.

Toprakta bulunan ve canlıların gelişimine olumsuz etkide bulunan ağır metallere birisi de kadmiyumdur. Kadmiyum çevreye ve canlılara toksik etki yapan ağır metallerin başında gelmektedir. Doğada kolay taşınması ve suda yüksek çözünürlüğüne sahip olması gibi nedenlerden dolayı bitkisel ve hayvansal üretimde verimin azalmasına, kalitesiz ve sağlıksız gelişime neden olmaktadır (Adriano 1992, Wagner 1993, Pinto 2004).

Bitki kökleri aracılığı ile topraktan alınan kadmiyum bitkide birçok fizyolojik olayların yapısının değişmesine neden olmaktadır. Bitki su dengesini olumsuz etkileyerek stomaların açılmasının engellenmesi, fotosentez, karbonhidrat ve antioksidan

metabolizmalarının bozulmasına yol açarak bitkinin sağlıklı bir şekilde büyümesini engellemektedir (Sanita di Toppi vd. 1999, Khan vd. 2004, Mobin vd. 2007, Feng vd. 2010, Shi vd. 2010).

Çizelge 1.3 Topraktaki ağır metal sınır değerleri (Anonim 2001)

Ağır metal	pH<6, mg kg ⁻¹ , fırın kuru toprak	pH>6, mg kg ⁻¹ , fırın kuru toprak
Kurşun	50 **	300**
Kadmiyum	1 **	3**
Krom	100**	100**
Bakır*	50**	140**
Nikel*	30**	75**
Çinko*	150**	300**
Civa	1 **	1.5**

* pH değeri 7'den büyük ise Bakanlık sınır değerleri % 50'ye kadar artırılabilir.

** Yem bitkileri yetiştirilen alanlarda çevre ve insan sağlığına zararlı olmadığı bilimsel çalışmalarla kanıtlandığı durumlarda bu sınır değerlerin aşılmasına izin verilebilir

Kadmiyumun çevre unsurları üzerine yarattığı sorunları azaltmak, topraklara bulaşma yollarını önlemek bunların yanı sıra topraklarda mevcut kadmiyumu etkisiz hale getirmek suretiyle son yıllarda bazı girişimlerde bulunulmuştur. Toprakta yüksek konsantrasyonda bulunan kadmiyumun bitkiler üzerinde toksik etkisinin önlenmesinde genellikle kil, zeolit, fosfat, karbonat, mikroorganizma ilavesi, organik ve inorganik madde ilavesi gibi işlemler uygulanmaktadır (Shahid vd. 2014, Sun vd. 2016).

Bitkilerde Cd toksisitesini en az düzeye indirmek için farklı teknikler kullanılmaktadır. Günümüzde, ağır metal stresi karşısında bitki toleransını artırmak için biyokömür uygulaması yaygın bir şekilde görülmektedir. Bazı çalışmalar biyokömürün diğer toprak düzenleyicilerine kıyasla daha önemli düzeyde toprakların fizikokimyasal özelliklerini geliştirdiğini göstermiştir. Yüksek gözeneklilik, yüksek özgül yüzey alanı ve daha yüksek oranda adsorpsiyon alanı gibi çeşitli özelliklerinden ötürü, topraktaki ağır metaller ve organik kirleticiler gibi bileşikler hareketsizleştirme ve tutma yeteneğine sahiptir (Ok vd. 2011, Rizwan vd. 2016).

Biyokömürün diğer benzersiz özelliği olan yüksek kation tutma kapasitesi ve toprak biyo çeşitliliğini artırması ağır metal stresini azaltmada önemli bir etkinlik

sağlamaktadır. Toprakların Cd stresini önlemede biyokömürün pozitif etki yaptığı ve kadmiyum iyonunu fikse ederek etkili bir şekilde bağladığı bildirilmiştir (Lehmann 2007, Zhang vd. 2014).

Kadmiyum birikiminin diğer bitkilere oranla yaprağı tüketilen sebzelerde yüksek miktarlarda olduğu ve ıspanak bitkisi, yapraklı sebze grubunda olup hızlı büyüyen, geniş yapraklı ve bünyesinde Cd taşınmasının ve birikiminin önemli düzeyde olduğu kaydedilmiştir (Verma vd. 2007).

Bu çalışmada kadmiyum birikiminin fazla olduğu bilinen (Verma vd. 2007) ıspanak (*Spinacia oleracea* L.) bitkisinde kadmiyum birikiminin ya da toksisitesinin önlenmesi hem ıspanak bitkisinin gelişimini hem de ıspanak bitkisinin tüketilmesi ile insanlarda kadmiyum birikiminin önlenmesi önemli olmaktadır. Toprakta ve bitkide kadmiyumun olumsuz etkilerini gidermede ya da azaltmada organik materyallerin doğrudan kullanılması veya bu materyallerden elde edilen biyokömürün kullanılması giderek yaygınlaşmaktadır.

Bu çalışmada kadmiyumca kirlenmiş topraklarda ortaya çıkan tehlike ve sorunlara çözüm yolları bulunması hedeflenmektedir. Bu amaçla tavuk gübresinden elde edilen biyokömürün kullanılmasıyla toprakta kadmiyum çözünürlüğü ve bitki tarafından alınımı üzerine etkisinin araştırılması yanında, aynı zamanda biyokömürün bitki gelişimi ve besin elementleri alımı üzerindeki etkisinin incelenmesi amaçlanmıştır.

2. KURAMSAL TEMELLER ve KAYNAK ÖZETLERİ

2.1 Kadmiyum

Kadmiyum, atom numarası 48, atom ağırlığı 112.4 g Mol^{-1} olan, $20 \text{ }^\circ\text{C}$ sıcaklığında yoğunluğu 8.65 g cm^{-3} , erime noktası $320.9 \text{ }^\circ\text{C}$ ve kaynama noktası $765 \text{ }^\circ\text{C}$ ve oksidasyon durumu Cd^{+2} olan geçiş elementlerinin ikinci sırasının sonunda bulunur. Hg ve Pb ile birlikte, Cd büyük üç zehirli ağır metallere biridir ve bitki bünyesinde herhangi bir gerekli biyolojik işlevde yer aldığı bilinmemektedir. Kadmiyum, periyodik tabloda doğrudan çinkonun altında bulunmaktadır (Campbell 2006). Kadmiyum elementi kimyasal özellikler açısından ağır metal sınıfına girmektedir.

Ağır metal ise yoğunluğu 6 g cm^{-3} 'den büyük olan kimyasal elementler olup doğada iz miktarda bulunan ve yüksek konsantrasyonda canlılara toksik etki eden ve evrensel kirletici olarak (Cherian ve Goyer 1989) kabul edilen bir elementtir. Ağır metallere biri olan kadmiyum, günümüzde çeşitli kullanım alanlarıyla ve çevre kirliliğindeki önemli rolü ile gündeme gelmiş oldukça toksik bir metaldir. Kadmiyum nispeten nadir bir elementtir ve doğada saf olarak bulunmaz. Kadmiyum bitki yaşamında daha çok toksik etkileri ile bilinen bir elementtir (Çatak vd. 2000). Kadmiyum, çinko üretimine eşlik eden metal olarak üretilmiştir. Çinko üretiminde ortaya çıkıncaya kadar havaya, yiyeceklere ve suya doğal süreçlerle önemli miktarlarda karışmamıştır. Ancak günümüzde kadmiyum da çevre kirliliğine sebep olan ağır metallere arasında yerini almıştır.

2.2 Kadmiyum Kaynakları ve Dünyadaki Durumu

Doğada kadmiyumun önemli kaynakları doğal etmenler ve insan kaynaklı (antropojenik) faaliyetlerdir. Antropojenik kaynaklardan meydana gelen kadmiyum, doğal kaynaklar ile kıyaslandığında daha önemli düzeyde kirletmektedir. Kadmiyum ve bileşiklerinin antropojenik kaynakları; a) Enerji sektörü (petrol ve gaz rafineleri, termal enerji santralleri ve diğer yanma tesisleri), b) Metal üretimi ve işleme, c) Maden

sanayisi (çimento ve tuğla üretimi, kireç ve diğer maden işleme fırınları, cam üretimi, seramik, fayans ve porselen ürünlerin üretimi), d) Kimya sanayisi (organik ve inorganik kimyasalların üretimi, azotlu, fosforlu ve potasyumlu gübrelerin üretimi), e) Katı ve sıvı atıkların işlenmesi, f) Kâğıt ve ahşap üretim işlemleri, g) Gıda sanayi sektörü, hayvansal ve bitkisel ürünlerin işlenmesi ve tarımsal organik ve inorganik girdiler şeklinde sıralanabilmektedir (Anonymous 2010). Ayrıca endüstriyel üretim aşamalarında oluşan baca gazları da önemli bir kadmiyum kirletici kaynağıdır. Sıralanan faaliyetler sonucu ortaya çıkan kadmiyum özellikle tarım topraklarında birikmektedir.

Anonymous (2008) tarafından yapılan araştırmada kadmiyum, çinko, kurşun, bakır ve kadmiyum ergitme işlemleri aşamalarında, kömür ve yağ yakıtlı kazanların atıklarında, kadmiyum içeren ham fosfatlardan üretilen fosforlu gübrelerde ve kentsel kanalizasyon çamuru ile yakma fırınları atıklarında bulunmaktadır.

Kirlenmemiş topraklardaki Cd konsantrasyonu toprak ana materyali ve tekstüre bağlı olarak değişiklik göstermektedir (Korte 1992). Kadmiyum konsantrasyonu topraklarda 0.04 mg kg^{-1} ile 0.1 mg kg^{-1} arasında, bitkilerde ise 0.04 mg kg^{-1} ile 0.12 mg kg^{-1} arasında (Stigliani 1995), ana materyalin etkisi ile toprağın Cd konsantrasyonu Güneş vd. (2010)'a göre $0.01-0.20 \text{ mg kg}^{-1}$ arasında, Korte (1992)'ye göre ise $0.2-1.1 \text{ mg kg}^{-1}$ arasında değiştiği bildirilmektedir. Granit kökenli topraklar yüksek ($0.1-0.30 \text{ mg kg}^{-1}$) kum taşı ve kireç taşı kökenli topraklar ise düşük ($0.03-0.035 \text{ mg kg}^{-1}$) miktarlarda kadmiyum içermektedir (Güneş vd. 2010). Kadmiyum konsantrasyonu kumlu topraklarda $0.01-0.30 \text{ mg kg}^{-1}$ ve siltli topraklarda ise $0.20-0.80 \text{ mg kg}^{-1}$ arasında değişmektedir (Kabata-Pendias ve Pendias 1984, Korte 1992). Toprakta ana materyalin orijinine ya da kirlenme durumuna bağlı olarak 3 mg kg^{-1} Cd tolere edilebilir (kritik düzey) konsantrasyon olarak kabul edilmektedir (Bergmann 1992, Anonim 2001).

2.3 Kadmiyum Kaynağı Olarak Fosforlu Gübreler

Tarım topraklarına kadmiyumun bulaşmasında bir diğer önemli kaynak fosfatlı gübrelerdir. Özellikle ham fosfat yataklarında bulunan kadmiyum gübre üretim aşamasında gübreye geçmektedir. Bu nedenle fosforlu gübrelerde önemli miktarlarda

kadmiyum bulunmaktadır. Gerçekten de Van Kauwenbrgh (2001) farklı ülkelerde çıkarılan ham fosfat yataklarından almış olduğu örneklerde yapılan analizler sonucu Cd kondastrasyonun çok geniş sınırlar içerisinde değiştiğini ve ortalama fazla Cd kondastrasyonunun 92 mg kg⁻¹ ile Idaho, ABD'den alınan örneklerde, ortalama en düşük Cd kondastrasyonunun ise 5 mg kg⁻¹ ile El-Hasa, Ürdün'den alınan örneklerde olduğu belirlemiştir (Çizelge 2.1).

Çizelge 2.1 Önemli fosfat kayası yataklarına sahip ülkelerdeki fosfat kayaçlarında belirlenen Cd kondastrasyonları (Van Kauwenbrgh 2001)

Ülke	Bölge	Kondastrasyon aralığı, mg Cd kg ⁻¹	Ortalama, mg Cd kg ⁻¹
İsrail	Zin	20-40	31
	Belirtilmemiş	20-28	24
	Arada	12-17	14
Ürdün	El-Hasa	3-12	5
Fas	Belirtilmemiş	10-45	26
	Bou Craa	32-43	38
	Khouriba	3-27	15
	Youssoufia	4-51	23
Senegal	Taiba	60-115	87
Togo		48-67	58
Tunus		30-56	40
ABD	Orta Florida	3-20	9
	Kuzey Florida	3-10	6
	İdaho	40-150	92
	Kuzey Carolina	20-51	38

Benzer şekilde Mengel ve Kirkby (1987) dünyanın çeşitli ülkelerinde çıkartılan kaya fosfatların kadmiyum kondastrasyonlarının 0.30-84.0 mg kg⁻¹ arasında değişim gösterdiğini rapor etmişlerdir. Van Kauwenberg (2002) farklı ülkelerde piyasada satılan fosfatlı gübrelerden örnekler almış ve Cd analizleri yapmıştır. Ham fosfat kaynaklarına göre örneklenen gübrelerin fosforlu gübrelerin 0.14 mg kg⁻¹ ile 50.9 mg kg⁻¹ arasında değişen miktarlarda Cd içerdiğini rapor etmiştir (Çizelge 2.2).

Çizelge 2.2 Farklı ülkelerden örneklenmiş fosfatlı gübrelere belirlenen kadmiyum konsantrasyonları (Van Kauwenbergh 2002)

Fosfat kayası menşeli gübre	Örneklenen ülke	Cd konsantrasyonu mg kg⁻¹
DAP	Çin	2.22±0.05
DAP	Vietnam	1.34±0.43
DAP	Türkiye	9.36±0.75
DAP	Hindistan	6.12±0.95
MAP	Türkiye	2.78±4.82
MAP	Brezilya	0.14±0.21
MAP	Brezilya	50.9±4.57
NP	Türkiye	10.4±1.35
NP	Yunanistan	3.12±0.49
NP	Yunanistan	2.49±0.41
NPK	Yunanistan	1.05±0.22
NPK	Yunanistan	13.8±0.88
NPK	Tanzanya	0.22±0.23
NPK	Çin	0.60±0.05
NPK	Çin	1.51±0.51
NPK	Malawi	0.30±0.03
NPK	Mozambik	0.21
NPK	Tayland	1.96
NPK	Türkiye	5.28±0.28
NPK	Yunanistan	0.80±0.18
NPK	Brezilya	10.6±2.64
NPK	Brezilya	11.5±0.67
NPK	Yunanistan	3.23±0.68
NPK	Yunanistan	3.66±0.86
NPK	Yunanistan	2.25±0.05
NPK	Yunanistan	3.51±0.99
NPK	Yunanistan	4.25±0.06
NPK	Brezilya	9.10±3.00
P	Yunanistan	8.98±0.94
P	Yunanistan	5.51±1.20
PK	Almanya	3.19
PK	Avusturya	1.19
NSP	Vietnam	0.65±0.01
TSP	Brezilya	26.7±0.98

2.4 Kadmiyumun Topraktaki Formları ve Bitki Alımını Etkileyen Faktörler

Topraklarda kadmiyum toprağın değişim yüzeylerine (kil yüzeyleri, Fe ve Mn oksitleri ve organik madde) bağlı olarak, toprak çözeltisinde çözünmüş halde ve mikroorganizma ve bitki bünyesinde bulunur (Schmitt ve Sticher 1991). Kadmiyumun metalik kadmiyum (Cd), kadmiyum oksit (CdO), kadmiyum sülfid (CdS), kadmiyum karbonat (CdCO₃), kadmiyum orto-fosfat {Cd₃(PO₄)₃} ve kadmiyum flüorit (CdF₂) gibi bileşikleri suda çözünemez iken (Weast 1986), kadmiyum klorit (CdCl₂) kadmiyum bromid (CdBr₂), kadmiyum iyodid (CdI₂), kadmiyum nitrat {Cd(NO₃)₂} ve kadmiyum sülfat (CdSO₄) gibi bileşikleri suda çözünmektedir (Weast 1986, Budavari vd. 1989).

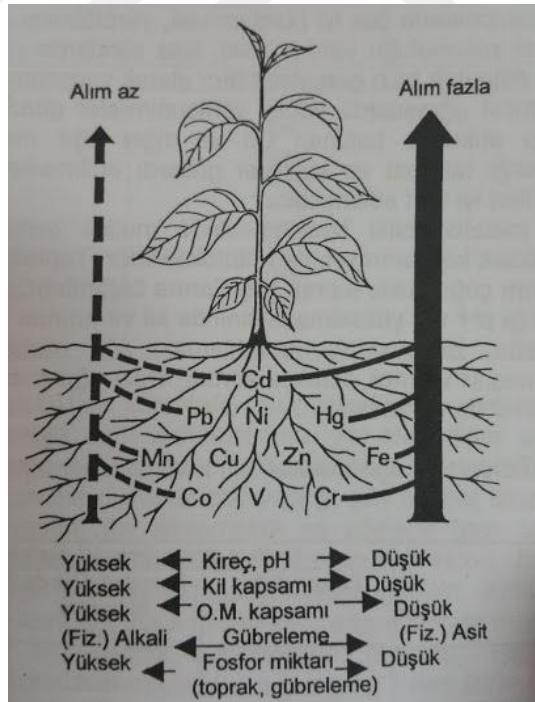
Kadmiyumun a) çözüdür, b) değişebilir ve c) şelatlanmış formları hareketli ve bitki tarafından kolay alınabilir formlarıdır. Toprağı oluşturan materyallerin ayrışması sırasında Cd kolayca ayrışarak toprak çözeltisine geçer ve birkaç çeşit kompleks iyon ve organik şelat oluşturabilir.

Bitki köklerinin Cd alımı, toprak çözeltisinde bulunan serbest ya da kompleks olarak bulunan Cd⁺² iyon formu olduğu düşünülmektedir. Dolayısıyla, Cd⁺² iyonunun konsantrasyonunu etkileyen herhangi bir tepkime veya toprak koşulları bitkideki Cd birikim miktarına etki eder (Sposito ve Page 1984, Schmitt ve Sticher 1991, Kabata-Pendias ve Sadurski 2004). Toprakların bazı kimyasal özellikleri ile topraklarda bulunan elementler ile organik madde miktarı ve bitkilerin özellikleri kadmiyum alımı üzerine etkilidirler.

Topraklarda bulunan ağır metallerin alımı genellikle toprak koşullarına ve bitki faktörlerine bağlıdır. Ağır metallerin yayırlılığı genellikle toprak pH'sı, kil ve humus miktarları ve gübrelemeye bağlı olarak artmakta ya da azalmaktadır. Toprakta Cd alımına etki eden bitki ve toprak faktörleri çizelge 2.3 ve şekil 2.1'de gösterilmiştir.

Çizelge 2.3 Kadmiyum alımını etkileyen toprak ve bitki faktörleri (Chaney ve Hornick 1978)

Toprak faktörleri	Cd alımı durumu
pH	Azalan pH ile Cd alımı artar
Toprak tuzluluğu	Artan tuzluluk ile Cd alımı artar
Mevcut Cd konsantrasyonu	Artan Cd konsantrasyonu ile Cd alımı artar
Metal tutucular	Artan adsorpsiyon ile Cd alımı azalır
a. Organik madde	Yüksek organik madde düzeyi ile Cd alımı azalır
b. KDK	Yüksek KDK ile Cd alımı azalır
c. Kil ve Fe, Mn oksitler	Bulunmaları ile Cd alımı azalır
Mikro elementler (Zn eksikliği)	Cd alımını artırır
Makro elementler: N, P, K	Bitkiye göre değişiklik gösterir
Sıcaklık	Yüksek sıcaklık alımı artırır
Havalanma, su baskını	Alımı azaltır
Bitki faktörleri	
Bitki çeşidi	Yapraklısebzeler>yumrulubitkiler>tahıllar>meyveler
Bitki dokusu	Yaprak > tane, meyve ve yenilen kökler
Yaprak yaşı	Yaşlı yapraklar > Genç yapraklar
Metal interaksiyon	Zn varlığı alımını azaltır.
Kök salgıları	Ortamın pH'sini Cd düşürerek artırır.



Şekil 2.1. Farklı toprak özelliklerinin ve gübrelemenin ağır metal alımına etkisi (Bergmann 1992, Güneş vd. 2010'dan alıntı)

2.5 Kadmiyumun Bitki Gelişimi Üzerine Etkisi

Genellikle ağır metallerin aşırılığı ile karşı karşıya kalan topraklar geri dönüştürülemez hale gelebilmektedir. Özellikle kadmiyum sadece toprağı kirletmekle kalmayıp, farklı yollarla tüm doğa unsurlarına tehdit oluşturmaktadır. Kadmiyum toprak, kök ve tohum sisteminde yüksek hareketliliğı nedeniyle, insan ve canlı sağlığı açısından ciddi problemlere neden olabilecek niteliğe sahip ağır metaldir. Kadmiyum bakımından kirli topraklarda yetişen bitkilerin yenilebilir kısımlarında geniş ölçüde biriktiriliyor olması bu ağır metalin besin zincirine katılmasına neden olmaktadır (Monteiro vd. 2009).

Kadmiyum birikiminin yumru köke sahip ve yaprağı yenen sebzelerde diğer bitki türlerine göre daha yüksek olduğu bilinmektedir. Buna göre, marul, ıspanak, hindiba, havuç, tere, pazı (Bergmann 1992), tütün yaprakları (Lugon-Moulin vd. 2006) ile salatalık, ıspanak, kereviz ve lahananın yüksek düzeyde, mısır, fasulye ve bezelyenin ise düşük düzeyde Cd biriktirme yeteneğıne sahip olduğu bildirilmiştir (Davis ve Calton-Smith 1980). Bitkilerde en yüksek kadmiyum birikiminin marul, ıspanak ve kırmızıturp olduğu rapor edilirken (Giordano ve Mays 1977), başka bir çalışmada ise birikimin marul, kırmızıturp, pancar ve ıspanak şeklinde olduğu bildirilmiştir (Shariat ve Farshi 1997). Marul, ıspanak, hindiba, havuç, tere, pazı, kırmızıturp tütün yaprakları, salatalık, ıspanak, kereviz ve lahananın doğal olarak önemli düzeyde kadmiyum biriktiren bitkiler olduğu söylenebilir.

Kadmiyum birçok bitki türünde genel büyüme inhibisyonuna ve anormalliklere neden olur. Yüksek Cd konsantrasyonuna maruz kalan bitkilerin köklerinde zamk oluşumu, kahverengileşme ve çürüme gerçekleşir, bitkinin kök ve toprak üstü aksamın gelişimini engellenir; yapraklarda kıvrılma, kloroz ve nekroz semptomları oluşur (Hassan vd. 2005a, Rascio ve Navari-Izzo 2011). Kadmiyum toksistesine maruz kalmış bitkilerde stomaların açılması, solunum ve fotosentez aktivitelerin gerilediğı saptanmıştır (Sanita di Toppi ve Gabrielli 1999). Kadmiyum, klorofil biyosentezini azaltması nedeniyle kloroplast metabolizmasının bozulduğu ve CO₂ fiksasyonunda önemli rol oynayan enzimlerin aktivitelerin engellendiğini rapor edilmiştir (Stobart vd. 1985). Canlılar için toksik özellikteki ağır metaller, enzimlerdeki kükürtün ve azotun bağlarından birisine

bağlanarak enzimleri etkisiz hale getirirler. Ayrıca kadmiyum, bakır, kurşun ve civa hücre membranına bağlanarak hücre duvarında madde taşınımını engeller (Güçlü 1999). Ayrıca, Cd bitki besin elementleri ve su alımı, taşınması, kullanılmasına müdahale ettiği belirtilmiştir (Das vd. 1997).

Kadmiyum toksisitesinin belirgin semptomları, kloroz, yaprak deformasyonu ve bodurlaşmadır. Klorozun nedeni kadmiyumun Fe noksanlığı (Haghiri 1973) ve P noksanlığı yaratması ile Mn taşımın azalmasından (Goldbold ve Hutterman 1985) kaynaklandığı belirtilmiştir.

Bitki gelişimi için kadmiyumun metabolik olarak üstlendiği herhangi bir rol bulunmamaktadır. Bitkiler kadmiyumu köklerdeki korteks dokuları aracılığıyla almakta, köklere giren kadmiyum apoplastik ve simplastik yollar ile ksileme ulaşmaktadır (Salt vd. 1995). Kadmiyumun bitkiler üzerinde belirgin toksik etkileri; fotosentetik ve enzim aktivitelerini, besin elementlerinin taşınımını engellemesidir (Kabata-Pendias 2001). Kadmiyum ile kirlenmiş topraktan bitki kökleri tarafından Cd kolaylıkla alınabilir ve toprak üstü aksamalara taşındıktan sonra bitki biyokimyasal ve fizyolojik süreçleri ile etkileşime girip, bitki morfolojisini ve büyüme hızını etkilemektedir (Sanita di Toppi ve Gabbrielli 1999, Uruguchi vd. 2009).

Moreno vd. (1999) kadmiyum fitotoksitesini üzerine yaptığı çalışmada, kadmiyumun toprak mikro organizmaları ve toprakta yarayışlı besin elementleri üzerine olumsuz etki ettiğini ve bitki besin elementlerinin alımını engellediğini belirtmişlerdir.

Toprakta yüksek Cd konsantrasyonu Fe redüktaz enzim aktivitelerini engelleyerek Fe noksanlığına neden olduğu ve fotosentezi şiddetli bir şekilde azalttığı rapor edilmiştir (Alcantara vd. 1994).

Kadmiyumun bitki fizyolojisi üzerine bir başka olumsuz etkisi ise, Fodor vd. (1995) tarafından çeltik ve ayçiçeği bitkilerinde plasma zarı ATPaz enzim aktivitesini azalttığı

ve lipid peroksidasyonu yaratarak hücre zarının fonksiyonlarını yitirdiği şekilde açıklanmıştır.

Fasulye bitkisine 48 saat süreyle 3 µM Cd uygulanmış ve yaprak hücrelerinde genişlemenin engellendiği, hücre duvarı elastikiyetinin azaldığı görülmüştür (Poschenrieder vd. 1989). Kadmiyum üzerinde yapılan birçok çalışmada, kadmiyum toksitesitesi altında bitkilerde serbest oksijen radikalleri artarak ya da enzimatik veya enzimatik olmayan antioksidan miktarını azaltarak bitkilerde oksidatif zararlanmalara yol açtığı rapor edilmiştir (Somashekaraiah vd. 1992).

Leon vd. (2002) beş farklı biber çeşidine uygulanan artan düzeyde kadmiyum klorürün bitki gelişim parametreleri ve antioksidatif enzim aktivitesine etkisini araştırmışlardır. Artan kadmiyum klorürün bitkinin fotosentez aktivitesi, yaprak alanı, yaprak kuru ağırlığı ve yaş ağırlığı üzerine olumsuz etkide bulunduğu, ancak bu etkinin biber çeşitlerine göre farklılık gösterdiğini belirtmişlerdir.

Hassan vd. (2005b) iki çeşit çeltik bitkisi kullanarak yaptıkları çalışmada; kadmiyum toksitesitesinin bitki gelişimi, antioksidatif enzim aktivitesi ve lipid peroksidasyon düzeyi üzerine olan etkisini araştırmışlardır. Araştırma sonunda, yapraklardaki kadmiyum konsantrasyonunun artışına bağlı olarak klorofil içeriğinin, bitki boyunun, SOD (süper oksit dismutaz), POD (peroksidaz) ve KAT (katalaz) enzim aktivitelerinin azaldığını bu karşın lipid peroksidasyonun göstergesi olan MDA (melon di aldehit) içeriğinin arttığını bildirmişlerdir.

Correa vd. (2006) kadmiyumun marul, lahana ve yulaf bitkilerinin gelişimi, yaş ağırlık, çimlenme oranı ve antioksidatif enzim aktivitesi üzerine olan etkisini belirlemek amacıyla yürüttükleri sera denemesinde toprağa 0, 6.25, 12.5 ve 50 mg kg⁻¹ Cd uygulamışlardır. Deneme sonunda, marul, lahana ve yulaf bitkisinde kadmiyum uygulamalarının bitki gelişimi ve biokütlesi üzerine etkisi olumsuz etkide bulunurken, enzim aktivitelerinin (katalaz, peroksidaz, süperoksitdismutaz ve glutatyon redüktaz) kontrolle karşılaştırıldığında önemli ölçüde artış gösterdiğini belirlemiştir.

Dias vd. (2013) yürüttükleri sera denemesinde 0, 1, 10 ve 50 µM düzeylerinde uygulanan kadmiyumun marul bitkisinde rubisko (ribüloz 1-5 bifosfat karboksilaz) enzim aktivitesi, CO₂ özümleme oranı, bitkinin gelişmesi ve besin elementi alımı üzerine etkisi araştırılmıştır. Araştırma sonunda 10 ve 50 µM düzeylerinde uygulanan kadmiyumun rubisko aktivitesinde ve karbondioksit özümleme oranında, besin maddeleri alımında ve kuru madde miktarında azalmaya neden olduğunu saptamışlardır.

López-Millán vd. (2009) tarafından yapılan bir çalışmada, Cd elementinin toksik etkilerini incelemek üzere kontrollü koşullarda 10 ve 100 µM kadmiyum uygulayarak hidroponik sistemde domates bitkisi (*Solanum lycopersicum*) yetiştirilmiştir. Kadmiyum uygulanması, domatesin sürgünlerinde ve köklerinde olumsuz etkilere neden olmuş ve her iki Cd dozu da bitki büyümesini azaltmış, 10 µM Cd konsantrasyonunda yapraklarda kloroz belirtileri gösterirken, 100 µM Cd dozunda ise yapraklarda nekrotik lekeler oluşmuş ve her iki uygulamada da kök kahverengileşmesi gözlemlenmiştir. Ayrıca, Cd 10 µM uygulanmasında orta düzeyde Fe noksanlığı ile ilişkili semptomlar gözlenebilirken, yüksek Cd dozunda (100 µM) bitki gelişimini sınırlandırmıştır.

Bağdatlıoğlu vd. (2010) yaptıkları survey çalışmada Manisa bölgesinden aldıkları domates, kiraz, çilek, üzüm, pırasa, soğan, marul, sarımsak, nane, ısırgan otu, ıspanak gibi bitkilerde yaptıkları analizler sonucu bu bitkilerde Cu, Zn ve Ni konsantrasyonlarının güvenilir sınırlar içerisinde olduğunu, Cd konsantrasyonunun belirlenemediğini, Pb konsantrasyonunun ise çok düşük düzeylerde olduğunu saptamışlardır.

Street vd. (2010) çalışmalarında çeşitli boyutlarda (küçük 8-10 g, orta 16-20 g, büyük 80-95 g) Güney Afrika soğanı (*T. violacea*) bitkisine 2 ve 5 mg kg⁻¹ dozlarında kadmiyum uygulamışlar ve bitkide Cd birikimi ve mikro besin maddesi dağılımında farklılıkları ortaya koymaya amaçlamışlardır. Kadmiyumun 5 mg kg⁻¹'ye kadar uygulanması büyük bitkilerin büyüme parametreleri üzerinde belirgin bir etkiye sahip değilken, 2 ve 5 mg kg⁻¹ kadmiyum uygulanması ile orta büyüklükteki bitkilerin yaprak uzunluğu ve taze yaprak ağırlığı azalmış ve küçük boyuttaki bitkilerin yaprak sayısını önemli ölçüde azaltmıştır. Küçük boyuttaki bitkilerin yapraklarında, orta ve büyük boy

bitkilerden daha fazla Cd birikimi olmuştur. 2 ve 5 mg kg⁻¹ kadmiyum uygulaması, küçük ve orta boy bitkilerin yapraklarında Cu, Fe, Mo ve Zn içeriğini düşürmüş ancak büyük boyuttaki bitkilerin mikro besin maddeleri üzerinde herhangi bir etki yapmamıştır. Bu çalışma ile *T. violacea*'nın Cd biriktirme kabiliyetine sahip olduğu belirlenirken, bitki boyutunun Cd birikimi ve dağılımı açısından önemli bir rol oynadığı da saptanmıştır.

Da-lin vd. (2011) tarafından yapılan bir çalışmada, kadmiyumun sorgum bitkisi fizyolojik özellikleri üzerine etkisi incelenmiştir. Cd sorgum bitkisinin büyümesini belirli bir aralıkta uyarılmış, ancak Cd konsantrasyonu 25 mg kg⁻¹ ve üzeri dozlarda bitki gelişimini önemli ölçüde önlemiştir. Üç tür sorgum bitkisinin büyüme ve gelişim aşamalarında Cd toksisitesinin klorofil sentezi ve kök aktivitesi üzerine olumsuz etki yaptığı kaydedilmiştir.

Ferreira vd. (2016) tarafından yapılan bir çalışmada; ayçiçeği üzerine kadmiyumun, bitki gelişimi ve Cd konsantrasyonu üzerine olan etkilerini araştırmak için sera koşullarında hidroponik ortamda araştırma yapmışlardır. Araştırmada Cd'un 2.5, 5.0, 7.5 ve 10.0 µM konsantrasyonlarına maruz bırakılan bitki biyokütleleri toplam yaprak, gövde ve köklerin kuru ağırlıkları kontrol grubuna kıyasla % 40, % 34, % 47 ve % 42 oranlarında azalmıştır. Kadmiyum dozlarına bakılmaksızın, ayçiçeği bitkisinde Cd dağılımı incelendiğinde, kadmiyumun en çok kök, ardından yaprak ve gövdede birikimi gerçekleşmiştir. Ayrıca, artan Cd konsantrasyonuna bağlı olarak bitki besin elementleri üzerine olumsuz etki gösterdiği ve bitki büyümesini olumsuz yönde etkilediğini belirtmişlerdir. Tüm sonuçlar değerlendirildiğinde, yapraklardaki magnezyum, demir ve manganın düşük konsantrasyonda bulunması sonucu ile bitki biyokütlesinde azalma ve yapraklarda kloroz ve nekroz belirtileri saptanmıştır.

2.6 Kadmiyumun Ispanak Bitkisinin Gelişimi Üzerine Etkisi

Mckenna vd. (1993) besin çözeltileri ortamında marul ve ıspanak bitkileri ile yaptıkları çalışmada, besin çözeltilisine ağır metallerce kirlenmiş bölge topraklarına karşılık gelen kirlilik yaratabilecek düzeyde çinko (0.40-8.91 µM Zn) ve kadmiyum (0.0-0.32 µM Cd)

uygulamışlardır. Kadmiyum uygulamasıyla besin çözeltilisinde yetiştirilen marul ve ıspanak bitkilerinin genç yapraklarına göre yaşlı yapraklarında daha fazla kadmiyumun biriktiğini, marul bitkisinin genç yapraklarında çinko konsantrasyonunun artmasına neden olurken ıspanak bitkisi genç yapraklarına etkili olmadığını belirlemişlerdir.

Ali vd. (2012) Nijerya’da yaptıkları survey çalışmasında 10 farklı marketten aldıkları ıspanak bitkisinde Cd konsantrasyonunu belirlemişlerdir. Araştırma sonunda kadmiyum konsantrasyonunun 0.01 mg kg^{-1} ile 0.39 mg kg^{-1} arasında değiştiğini belirlemişlerdir.

Naik vd. (2013) yürüttükleri sera denemesinde toprağa 0 ile 100 mg kg^{-1} arasında değişen 8 farklı konsantrasyonda kadmiyum uygulayarak ıspanak ve lahanada bitkileri yetiştirmişlerdir. Deneme sonunda, kadmiyumun 10 ve 15 mg kg^{-1} Cd uygulamalarına kadar ıspanak ve lahanada bitkilerin tüketilebilir yapraklarında Cd konsantrasyonları sırasıyla 1.56 ve 1.38 mg kg^{-1} olarak belirlenmiştir. 60 günlük gelişim sonrası, artan Cd düzeyleri ile toplam klorofil miktarı azalmış ve maksimum azalış 100 mg kg^{-1} Cd uygulamasında olmuş ve kontrole göre ıspanak ve lahanada sırasıyla % 31.7 ve % 32.0 oranlarında azalma saptanmıştır. ıspanak ve marul bitkilerin yetiştirilme sonrası 100 mg kg^{-1} Cd uygulanan topraklarında DTPA ile ekstrakte edilebilir Cd konsantrasyonları 22.09 ve 24.22 mg kg^{-1} düzeyinde çıkmıştır. DTPA ile ekstrakte edilen Cd konsantrasyonu, yaprak alanı ve toplam klorofil içeriği ile önemli ölçüde negatif korelasyon gösterirken, kök ve gövde Cd konsantrasyonları pozitif yönde ilişkili bulunmuştur.

Alia vd. (2015) ağır metal toksisitesinin ıspanak (*Spinacia oleracea*) bitkisinde sürgün ve kök uzunlukları ile toplam protein, lif özellikleri, nem içeriği ve besin kompozisyonu üzerine etkisini araştırmışlardır. Saksı denemesinde ağır metaller tek ve kombinasyon şeklinde uygulanmıştır. Kurşun ($300, 400$ ve 500 mg kg^{-1}), kadmiyum ($0.5, 1.0$ ve 1.5 mg kg^{-1}) ve çinkonun ($250, 500$ ve 700 mg kg^{-1}) yanı sıra karışım dozlarında Cd ve Pb ($0.5-300, -400, 1.5-500 \text{ mg kg}^{-1}$), Cd ve Zn ($0.5-250, 1-500, 1.5-700 \text{ mg kg}^{-1}$) ve Pb ve Zn ($300-250, 400-500, 500-700 \text{ mg kg}^{-1}$) dozlarında ıspanak yetiştirilmiştir. Ağır metallerin hem tekli hem de kombinasyon uygulamalarında ıspanak bitkisindeki toksisite önemli ölçüde artmış, ıspanak bitkisinin büyüme parametreleri ve besin

içerikleri azalmıştır. Cd ve Pb, Cd ve Zn, ayrıca Pb ve Zn kombinasyonlarının toksisite belirtileri, tek uygulamalarda gözlemlenen etkilerden daha yüksek olduğu tespit edilmiştir. Tekli ağır metallerin neden olduğu en yüksek toksisite Cd>Pb>Zn şeklinde gerçekleşmiş, kombinasyonlardaki en yüksek toksisite ise Cd ve Pb ile birlikte uygulanmış toprakta yetiştirilen bitkilerde görülmüştür.

2.7 Biyokömür

Biyokömür, organik materyal parçaları, organik gübre, organik atıklar gibi biyokütlenin, havasız veya nispeten az oksijenli, kapalı bir ortamda yakılması (piroliz) sonucu elde edilen karbon açısından zengin ve bol mineral içeren bir toprak düzenleyicisidir. Daha teknik terimlerle biyokömür, sınırlı oksijen (O₂) ortamında ve nispeten yüksek sıcaklıklarda (<900 °C) organik materyalin termal olarak ayrışmasıyla elde edilmektedir (Lehmann ve Joseph 2009, Blackwell vd. 2009).

Biyokömür gözenekli ve boşluklu yapısı, negatif yüklü yüzeyleri ve karboksil, hidroksil, fenoksil ve karbonil gibi fonksiyonel gruplara sahiptir (Zhao ve Nartey 2014). Bu özellikler toprağa uygulandığında biyokömüre önemli adsorbent özelliği kazandırır. Ağır metaller ile kirlenmiş toprakların ıslahında biyokömürün adsorpsiyonu ve immobilizasyonu sayesinde ağır metallerin yayılabilirliği ve hareketliliği azalmakta ve ağır metallerin olumsuz etkileri önlenmiş olmaktadır (Chen vd. 2011, Regmi vd. 2012)

Biyokömürde iç küre yüzeyler, iyonik ve kovalent bağları içeren güçlü etkileşim mekanizmasına sahiptir (Liang vd. 2010). Ağır metallerin biyokömüre bağlanma eğilimi, biyokömürün katyonların orbitalleri elektron konfigürasyonu ve fonksiyonel gruplarına bağlıdır (Cao vd. 2009, Liu vd. 2009, Mohammed vd. 2011, Regmi vd. 2012). Çökelme biyokömürün ağır metalleri ile en önemli etkileşim şeklidir (Tong vd. 2011). Biyokömürlerin çoğu tam karbonlaşmış organik madde ve karbonlaşmamış organik madde içerdiği ve karbonlaşmış organik maddenin adsorbent ve adsorbent olmayan fraksiyonları içerdiği düşünülmektedir (Zhao ve Nartey 2014). Biyokömürün sorpsiyonu karbonize ve karbonize olmayan fraksiyonların yüzeyleri ve kütle özellikleri tarafından kontrol edilir (Chen vd., 2008). Yukarıda anılan biyokömürün kimyasal

yapısı ve özellikleri ağır metallerin adsorpsiyonunda, immobilizasyonunda ve canlıya yararlı durumunda önemli rol oynar.

Biyokömürün tarımsal üretim ve çevre yönetiminde oynadığı rol hakkında bilime dayalı önemli bulgular mevcuttur. Blackwell vd. (2009) biyokömürün toprağa uygulanma amaçlarını tarımsal karlılık, çevre kirliliği ve ötrofikasyon riskinin yönetimi, bozulmuş tarım alanlarının iyileştirilmesi ve toprak karbonunun atmosfere karışmasını önleyip toprağa bağlanması şeklinde özetlemiştir. Beesley vd. (2011) ise biyokömürün toprak verimliliğini ve bitki gelişimini artırıcı, hidrokarbon, pestisit ve ağır metal kirliliğini azaltıcı etkilerinden dolayı kullanılmasının yararlı olacağını ifade etmişlerdir.

Biyokömürün toprak özellikleri üzerine olan olumlu etkilerini Glaser vd. (2002) dört başlık altında toplamıştır. Bunlar;

- a) Biyokömür etkili adsorbant olması nedeniyle toprağa uygulandığında toprakta bulunan bitki besin elementleri, ağır metaller ve zirai ilaç kalıntıları tutmakta ve bu kimyasalların yüzey ve toprak altı sularına karışmasını engellemektedir.
- b) Biyokömür önemli oranda bitki besin elementleri içermektedir. Toprağa uygulandığında sahip olduğu besin maddelerini yavaş bir şekilde bitkilere sağlamaktadır.
- c) Biyokömürün düşük yoğunluğa sahip olması nedeniyle toprağa uygulandığında ağır killi topraklarda toprak yoğunluğunu düşürerek drenaj, havalanma ve kök gelişimi artırmaktadır. Kumlu topraklarında ise toprağın su ve besin elementleri tutma kapasitesini artırmaktadır.
- d) Alkali özelliği nedeniyle azotlu gübrelerden kaynaklanan asitleşmeyi önlemektedir. Ayrıca asidik toprakların kireç ihtiyacını azaltmaktadır.

Biyokömürün mineral madde (kül) miktarı ile dağılımını ve organik madde yapısını piroliz yöntemi belirler. Piroliz süresi ve sıcaklığı biyokömürün kül miktarını ve organik madde miktarını önemli düzeyde etkiler (James ve Joseph 2009).

Saman ve tane kabukları (kavuz) gibi silisyum içeriği yüksek olan materyallerde kül miktarı ağırlık cinsinden % 24'e kadar çıkabilir (Raveendran vd. 1995). Hayvan gübrelere yüksek kül miktarına sahiptirler. Tavuk gübresinden elde edilen biyokömür % 45'e (Koutcheiko vd. 2007) ve kemiklerden elde edilen biyokömür ise % 84'e (Purevsuren vd. 2004) kadar kül içerdiği rapor edilmiştir.

Okimori, vd. (2003) biyokömürün kalite değerlendirilmesinde pH, uçucu bileşikler ve içerikleri, kül miktarı, su tutma kapasitesi, kütle yoğunluğu, boşluk hacmi ve spesifik yüzey alanı gibi özelliklerin temel alınmasını önermişlerdir. Bu özellikler ise materyalin organik madde miktarı ile piroliz sıcaklığına bağlı olarak değişiklik göstermektedir.

Biyokömürün besin elementlerince zengin olması, topraktaki besin elementlerinin dinamiklerini değiştirmesi ya da kimyasal olarak toprak reaksiyonunu katalize eden aktif yüzeylerin sağlanması, toprağın fiziksel özelliklerini iyileştirerek bitki köklerinin büyümesine ve besin maddelerinden faydalanmasına ortam sağlaması gibi birtakım özelliklere sahip olması tarımsal üretimde kullanılmasını yaygınlaştırmaktadır (Sohi vd. 2009).

2.8 Biyokömürün Ağır Metal Toksikitesi Üzerine Etkileri

Doğal etmenler ve insan faaliyetleri sonucu topraklarda ve sularda meydana gelen kimyasal kirlenmelerin ve fiziksel bozulmaların azaltılmasında biyokömür önemli rol oynayabilmektedir.

Yapılan birçok araştırmada biyokömürün topraktaki kirleticileri bağlayabildiği ve çevre üzerine olan olumsuz etkilerini azaltabildiği ve gıda zincirine girme riskini en az düzeye indirdiği ortaya konulmuştur. Biyokömür yüksek KDK'ya sahip olmasından dolayı fosfat, amonyum, ağır metaller, organik ve inorganik kirleticiler gibi zararlı unsurları yüzey alanlarında tutmakta ve böylece yüzey ve yeraltı su kaynaklarına bulaşmalarını engellemektedir (Lehmann vd. 2003).

Namgay vd. (2010) biyokömürün toprağa uygulanmasıyla mısır bitkisinin ağır metal elementlerini alma düzeyini belirlemek amacıyla kontrollü koşullarda bir çalışma yürütmüşlerdir. 550 °C’de elde edilen odun biyokömürü 0, 5 ve 15 g kg⁻¹ dozlarında, ağır metaller ise As, Cd, Cu, Pb ve Zn 0, 10 ve 50 mg kg⁻¹ konsantrasyonlarında uygulanmıştır. Biyokömür uygulandıktan sonra toprağın ekstrakte edilebilir elementleri analiz edilmiştir. Sonuçlar, odun biyokömürü uygulamasının mısır bitkisi kuru madde miktarı üzerine önemli bir etkisinin olmadığını gösterirken, ağır metal uygulamaları, ağır metal çeşidine bağlı olarak mısır kuru madde miktarını % 10’dan % 93’e kadar önemli ölçüde azalttığını göstermiştir. Bununla birlikte biyokömür uygulaması ile mısır bitkisinin toprak üstü aksamında As, Cd ve Cu konsantrasyonunun azaldığı, Pb ve Zn konsantrasyonlarında ise önemli bir değişiklik olmadığı saptanmıştır. Ortam pH’sının 7 olması durumunda ağır metallerin biyokömüre tutulma sırasının Pb > Cu > Cd > Zn > As şeklinde olduğu saptanmıştır. Biyokömür uygulamasının bitkilerin ağır metal alımını önemli ölçüde azalttığı ve ağır metalce kirlenmiş toprakları ıslahında potansiyel bir madde olarak kullanılmasının önem arz ettiği bu çalışmada vurgulanmıştır.

Fellet vd. (2011) yaptıkları bir çalışmada, biyokömür uygulamasının maden atıklarındaki ağır metal toksisitesini önleme potansiyelini araştırmışlardır. Çalışmada bahçe budama artıklarından elde edilmiş biyokömür dört farklı oranda (% 0, % 1, % 5 ve % 10) maden atıkları sonucu ağır metal bulaşmış bir toprağa uygulamışlardır. Araştırma sonunda biyokömür oranları arttıkça toprakta pH, kation değişim kapasitesi ve su tutma kapasitesinin arttığını buna karşın Cd, Pb ve Zn ‘nun yarayışlı miktarında azalmaların olduğunu, en fazla azalmanın ise Cd konsantrasyonunda olduğunu saptamışlardır.

Jin vd. (2011) biyokömür ile ilgili yapılan bir çalışmada, topraktaki metallerin davranışları, çözünürlüğü, yararlanabilirliği, taşınması ve dağılımlarını önemli ölçüde etkileme potansiyeline sahip olduğunu göstermektedir. Biyokömürün ağır metalce kirli topraklara uygulanması, toprağı yerinde iyileştirmesi potansiyeline sahip olduğu ve metallerin hareketliliğini ve çözünürlüğünü azalttığı, böylece metallerin bitkilerdeki toksisitesini azalttığı belirtilmiştir. Buna ek olarak, biyokömür bitki besin maddelerinin kullanılabilirliğini ve mikrobiyolojik aktiviteyi artırması sonucu tarımsal verimliliği de

artırmaktadır. Tavuk gübresinden üretilen biyokömürün, bitki artıklarından elde edilmiş biyokömüre kıyasla hem metallerin immobilizasyonunda hem de bitki büyümesinde daha etkili olduğu saptanmıştır. Bu nedenle, tavuk gübresinden elde edilen biyokömürün ağır metalce kirlenmiş toprakların fitostabilizasyonunda başarıyla kullanılabileceğini önermiştir.

Park vd. (2011) biyokömürün Hint hardalı bitkisinde ağır metallerin alımı ve fitotoksitesini azaltmadaki etkisini araştırmak üzere tavuk gübresi ve bitki atıklarından piroliz yoluyla elde edilen biyokömür kullanmışlardır. Biyokömür uygulamasının, amonyum nitratla ekstrakte edilebilir Cd, Cu ve Pb miktarını azalttığını, % 1 oranında toprağa karıştırılan tavuk gübresinden elde edilen biyokömürün toprak üstü bitki kuru ağırlığını % 353, kök ağırlığını ise % 572 oranında artırdığını, bunun azalan ağır metal aktivitesine ve P, K gibi bitki besinlerinin artan aktivitesine bağlandığını, her iki biyokömürün Hint hardalında Cd, Cu ve Pb birikimini önemli oranda azalttığını ve Cu hariç ağır metal birikimi azalmasının uygulanan biyokömür miktarı ile doğru orantılı olduğunu belirtmişlerdir.

Lu vd. (2014) tarafından yapılan bir çalışmada, bambu ve çeltik samanlarından üretilmiş biyokömürün doğal olarak Cd, Cu, Pb ve Zn elementlerince kirlenmiş kumlu tın bir toprakta, bitkinin besin elementi alınımı ve bitki büyümesi üzerine etkilerini araştırmak amacı ile saksı denemesi yürütmüşlerdir. Denemede, bambu ve çeltik samanı biyokömürü ≥ 500 °C sıcaklığında piroliz edilmiştir, < 0.25 mm ve < 1 mm elekten geçirilmiş ve üç dozda (% 0, % 1 ve % 5) uygulanmıştır. Cd, Cu, Pb ve Zn metallerine toleranslı bir bitki olan *Sedum plumbizincicola* X. H. Guo et S. B. Zhou sp. nov. (dam koruğu) bitkisi metal alımı incelenmesinde kullanılmıştır. Toprağa biyokömür uygulaması ile *S. plumbizincicola* bitkisinin toprak üstü biyokütle miktarını önemli düzeyde artırmıştır. Deneme sonunda biyokömür ile iyileştirilmiş topraklarda pH değerleri daha yüksek çıkmış; bu etki, yüksek biyokömür dozunda ve küçük parçacık boyutunda daha belirgin hale gelmiştir. TCLP (Toxicity Characteristic Leaching Procedure) ile ölçülen Cd, Cu, Pb ve Zn elementlerin çözünürlüğü biyokömür uygulanmış topraklarda kontrol toprağına göre önemli derecede düşük olduğu, buna paralel olarak toprak üstü bitki biyokütlesinde birikilen Cd, Cu, Pb ve Zn

konsantrasyonları da azaldığı saptanmıştır. Çeltik samanı biyokömürü sürgünlerde Cu ve Pb konsantrasyonlarını % 46 ve % 71 oranlarında, bambu biyokömürü sürgünlerdeki Cd konsantrasyonunu % 49 oranında azaltmıştır. Biyokömürün parçacık boyutu bitki sürgünlerinde Cd, Cu ve Pb konsantrasyonları üzerinde herhangi bir etkisi olmadığı halde, daha ince biyokömür sürgündeki Zn konsantrasyonunu kaba olanlardan daha etkili bir şekilde azalttığı kaydedilmiştir. Sonuç olarak, biyokömürün bitkinin ağır metal alımı üzerindeki etkisi yalnızca biyokömürün hammaddesi ve uygulama oranı ile değil, aynı zamanda ağır metallerin özellikleri ile de değiştiği rapor edilmiştir.

Yaban (2015), sera koşullarında yürütülen denemede bitki materyali olarak Xanthi/2A tütün çeşidi kullanmıştır. Denemede tütün bitkilerine 3 farklı Cd dozu (0, 10 ve 20 mg kg⁻¹) ve 4 farklı biyokömür dozu (% 0, 1, 2 ve 3) uygulaması yapılmıştır. Bitkiler Cd belirtilerinin şiddetine ve yeşil aksamda meydana gelen büyüme gerilemesine bağlı olarak dikimden sonraki 54. günde hasat edilmiştir. Hasat edilen bitkilerde Cd, N, P, K, Mg, Fe, Zn, Cu ve Mn analizleri yapılmıştır. Elde edilen sonuçlara göre toprağa artan dozlarda Cd uygulaması ile tütün bitkisinin Cd içeriği hem inkübasyonlu hem de inkübasyonsuz koşullarda biyokömürün tüm uygulamalarında istatistiksel olarak önemli artışlar meydana getirmiştir. Ancak Cd içeriğinde meydana gelen bu artışların toprağa biyokömür uygulamaları ile birlikte önemli azalmaların olduğu görülmüştür. Kadmiyum 10 mg kg⁻¹ ve biyokömür % 0 dozlarında 68.9 µg bitki⁻¹ olan yeşil aksam Cd içeriği, biyokömür % 3 dozunda inkübasyonsuz koşullarda 49.1 µg bitki⁻¹ iken, inkübasyonlu koşullarda ise 38.2 µg bitki⁻¹'ye düşmüştür. Kadmiyumun 20 mg kg⁻¹ dozunda ise 98.7 µg bitki⁻¹ olan Cd içeriği % 3 biyokömür dozunda inkübasyonsuz koşullarda 51.7 µg bitki⁻¹, inkübasyonlu koşullarda ise 62.4 µg bitki⁻¹'ye düşmüştür. Çalışmada elde edilen veriler Cd ile kirlenmiş topraklara biyokömür uygulanması ile bitkilerin Cd alımının azaltılabileceğini göstermiştir.

Younus vd. (2016) ıspanak bitkisi ile yürüttükleri sera denemisinde farklı miktarlarda kadmiyum uygulanmış (0, 25, 50, 75 ve 100 mg Cd kg⁻¹ toprak) toprağa pamuk sapından elde edilen biyokömürden % 0, % 3 ve % 5 oranlarında uygulamışlardır. Denemede biyokömürün kadmiyumla kirlenmiş toprakta yetiştirilen ıspanak (*Spinacia oleracea*) bitkisinin Cd alımı, fotosentetik, fizyolojik ve biyokimyasal tepkimelerini

incelemişlerdir. Sonuçlar 52 günlük ıspanak fidelerinde Cd toksisitesinin büyüme, fotosentetik pigmentleri, amino asit ve protein içeriğini azalttığını göstermiştir. Kadmiyum uygulaması, bitkilerde Cd, şeker, askorbik asit ve malondialdehit (MDA) konsantrasyonlarını artırmıştır. Biyokömür uygulaması, ıspanak bitkilerinde Cd elementinin olumsuz etkilerini hafifletmiş, Cd stresinde biyokömür uygulaması bitkilerin büyüme, fotosentez faaliyetleri ve protein içeriğini artırırken Cd konsantrasyonu ve MDA içeriğini düşürmüştür. Kontrole göre biyokömürün neden olduğu maksimum kuru madde artışı % 25 ile % 5 biyokömür uygulanmasında görülmüştür. Biyokömürün ıspanakta bulunan Cd toksik etkilerini Cd stresindeki fizyolojik ve biyokimyasal özellikleri değiştirerek iyileştirebileceği sonucuna varılmıştır.

Abbas vd. (2017) çeltik samanından elde ettikleri biyokömürün topraktaki Cd immobilizasyonu ve buğday bitkisi gelişimi üzerine olan etkilerini araştırmışlardır. Yütütülen sera denemesinde, toprağa w/w esasına göre % 0, % 1.5, % 3 ve % 5 oranında çeltik samanından elde edilen biyokömür uygulanmış ve iki hafta boyunca inkübe edilmiştir. Süre sonunda, buğday bitkisi olgunlaşana kadar yetiştirilmiştir. Deneme sonunda, biyokömür uygulamasının, toprak ve toprak çözeltisi pH'sını, bitkide ve toprak çözeltisinde silisyum içeriğini artırırken, topraktaki yarayıklı Cd konsantrasyonunu azalttığını, kontrole kıyaslandığında, bitki boyu, tepe ve kök kuru madde ile tane verimini artırdığını saptamışlardır. Ayrıca, biyokömür uygulaması, oksidatif stresi azaltırken, sürgünlerde antioksidan enzimlerin aktivitesini kontrole göre arttırdığını, Cd ve Ni konsantrasyonlarını düşürürken, buğdayın toprak üstü aksamda, köklerinde ve tanelerinde Zn ve Mn konsantrasyonlarını arttırdığını belirlemişlerdir. Buğday tanelerindeki Cd konsantrasyonu kontrole göre % 1.5, % 3 ve % 5 oranlarında uygulanan biyokömür sayesinde sırasıyla % 26, % 42 ve % 57 oranlarında azaldığını rapor etmişlerdir. Araştırma sonunda çeltik samanı biyokömürü uygulaması topraktaki ağır metallerin immobil hale getirilmesinde ve alımında ve tanelere taşınmasında azaltıcı etkide bulunmasından dolayı kullanılmasını önermektedirler.

Şahin vd. (2017), sera koşullarında yürüttükleri çalışmada, çeltik bitkisinde arsenik (As) birikiminin azaltılması üzerine biyokömürün etkisi araştırmışlardır. Uygulamalar

sırasıyla; kontrol, 60 mg kg⁻¹ As ve 60 mg kg⁻¹ As + 20 g kg⁻¹ biyokömür şeklindedir. Biyokömür uygulamasına bağlı olarak, As ile kirlenmiş toprakta yetiştirilen çeltik bitkisinin kuru ağırlığında artış gözlenmiştir. 60 mg kg⁻¹ As uygulaması ile çeltik bitkisinin kuru ağırlığı kontrole göre azalmıştır. As uygulaması ile çeltik bitkisinin As konsantrasyonu artarken, 20 g kg⁻¹ biyokömür uygulaması ile bitkinin As konsantrasyonunu önemli düzeyde azaltmıştır. Arsenik toksisitesi ile bitkide H₂O₂ birikimi artmış, ilave edilen biyokömür uygulamasına bağlı olarak H₂O₂ konsantrasyonu azalmıştır. Katalaz (CAT) ve askorbat peroksidaz (APX) aktiviteleri biyokömür uygulaması ile önemli düzeyde artmıştır. Arsenik uygulamasına bağlı olarak çeltik bitkisinin N, S ve Zn konsantrasyonlarını artarken, Cl, Fe, Cu ve Mn konsantrasyonlarını azalmıştır. Kontrol ve As uygulamalarıyla karşılaştırıldığında, biyokömür uygulamasının bitki N, P, K ve S konsantrasyonlarını önemli düzeyde arttırdığı belirlenmiştir. Çeltik bitkisinde As birikimini toksisitesini önlemek için tavuk gübresinden elde edilen biyokömürün kullanılabileceği sonucuna varılmıştır.

2.9 Biyokömürün Bitkilerde Ağır Metal Toksisitesini Önleme Mekanizmaları

Kadmiyum toksisitesini önlemek için farklı uygulamalar kullanılmış, günümüzde ağır metal stresine karşı bitki toleransını artırmak için biyokömür uygulamalarının iyi sonuç verdiği bildirilmiştir (Ahmad vd. 2016). Ağır metalle kirlenmiş topraklarda biyokömür uygulaması ile soya fasulyesi, mısır, pirinç ve ıspanak gibi ürünlerde toksisite etkisinin azaltıldığı ve verimin artırıldığı kaydedilmiştir (Southavong vd. 2012).

Biyokömürün toprak mikrobiyolojik aktivitesini uyardığı gözlemlenmiştir. Biyokömür etkisi ile toprağın fiziksel, kimyasal ve biyolojik süreçlerinin kombinasyonu topraktaki mikrobiyolojik aktiviteye olumlu etki yaptıkları ve özellikle besin maddesi sağlayarak mikorizaların etkinliğini artırdığı belirlenmiştir (Warnock vd. 2007, Steiner vd. 2008).

Uchimiya vd. (2012) yaptıkları bir çalışmada, toprakta ağır metallerin stabilizasyonunda elektrostatik etkileşimler, iyonik değişim, proton değişimiyle tutulma ya da spesifik ligand bağlanma yoluyla biyokömür ile etkileşime girmesi gerektiği belirtilmiştir. Araştırmacılar South Carolina'dan alınan Ultisol toprakta Pb, Cu, Ni ve Cd elementlerin

adsorpsiyonu üzerine 350 °C ve 650 °C’de piroliz edilmiş beş farklı materyalden (süt ineği gübresi, altlık, domuz gübresi, tavuk gübresi ve hindi gübresi) elde edilmiş biyokömürün etkilerini incelemiştir. Biyokömür uygulamaları ağır metallerin toprakta tutulmalarını artırmıştır. Araştırma sonunda, biyokömür uygulanmış toprak ekstraktında belirlenen ağır metal konsantrasyonları, kontrol uygulamalarından elde edilen ekstraktlarda belirlenen ağır metal konsantrasyonlarına oranla Pb, Cu, Ni ve Cd konsantrasyonlarının düşük belirlendiği rapor edilmiştir.

Tsibart (2017) yaptıkları bir çalışmada, farklı ağır metaller ile kirlenmiş toprakların iyileştirilmesinde biyokömür uygulamasının etkinliğini ortaya koymuşlardır. Bu amaçla farklı kirlilik seviyelerine ve farklı fiziksel ve kimyasal özelliklere sahip iki toprak ile 21 gün süre ile inkübasyon denemesi gerçekleştirilmiştir. Çalışmada kullanılan toprakların birisi Zn madeninin bulunduğu alandan alınması nedeniyle Cd, Pb ve Zn elementlerince yüksek konsantrasyona sahip Belçika toprağı, diğeri ise madencilik faaliyetlerine yakın bir tarım alanından alınan Güney Kore toprağı olmak üzere iki farklı alandan alınmıştır. Araştırmada odun parçaları, yemek atıkları, tavuk gübresi ve inek gübresinden elde edilen farklı biyoköürler kullanılmıştır. Sonuçta, biyokömür uygulamalarına bağılı olarak toprakta pH, EC ve organik madde miktarında artışların olduğu, buna karşın toprakta CaCl₂ ile ekstrakte edilebilir Cd ve Zn formlarında azalışların olduğu, Pb ve As konsantrasyonlarında belirgin bir azalmanın görülmediği belirlenmiştir. Toprakta Cd ve Zn hareketliliğini azaltan en etkili uygulamanın yemek atığı + odun biyoköürü olduğu, ağır metallerin immobilizasyonu etkileyen en önemli faktörün biyoköürün yüksek pH, yüksek oksijen içeriğı, yüksek yüzey alanı ve C-O-C fonksiyonel gruplarına sahip olması olduğu rapor edilmiştir.

2.10 Biyoköürünün Bitki Gelişimi ve Bitki Besin Elementleri Üzerine Etkisi ile İlgili Yapılan Çalışmalar

Biyoköür toprak kalitesini iyileştirmek ve bitkisel üretimi artırmak için bir toprak düzenleyici olarak kullanılmaktadır (Day vd. 2004). Biyoköürün bariz olumlu bir özelliğı, bitkilere direk olarak besin maddeleri sağlaması, toprakta bulunan besin elementlerin yıkanmasını önlemesi ve dolaylı olarak toprak kalitesini iyileştirerek

bitkilerin besin elementlerinden yararlanma durumunu artırması ve buna bağılı olarak gübre kullanım etkinliğinin artırılmasına neden olmaktadır.

Liu vd. (2013) yaptıkların derlemede, 21 ülkeden 59 biyokömür ile yürütölen saksı denemesi ve 57 biyokömür ile yürütölen tarla denemesinden elde edilen verileri incelemişlerdir. Biyokömür uygulaması ürün verimliliğini ortalama % 11 artırmıştır. 30 ton ha⁻¹ ve daha düşük dozda biyokömür uygulaması verimde önemli artışlara neden olmaktadır. Biyokömür uygulamasıyla verimdeki artış miktarının bitki çeşidine bağılı olarak değıştığını ve bu artışların baklagil bitkilerinde % 30, sebzelerde % 29, çim ve mera bitkilerinde % 14, mısırda % 8, buğdayda % 11 ve çeltikte % 7 olduğunu bildirmişlerdir.

İnal vd. (2015) tarafından yürütölen bir çalışmada, işlenmiş tavuk gübresinin (0, 5, 10 ve 20 g kg⁻¹) ve biyokömürünün (0, 2.5, 5, 10 ve 20 g kg⁻¹) kireçli toprağın kimyasal özellikleri ile fasulye (*Phaseolus vulgaris*) ve mısır (*Zea Mays*) bitkilerin gelişimi üzerine etkileri değılendirilmiştir. İnkübasyon deneyinde, işlenmiş tavuk gübresi ve biyokömür, toprak pH'nın ve bitkinin alınabilir Fe miktarının azaltmasına karşın, bitkiye yararışlı P, Zn, Cu ve Mn konsantrasyonlarında artışa neden olmuştur. Tavuk gübresi ve biyokömür, toprakta değıştirilebilir katyonların (K, Ca ve Mg) konsantrasyonlarını artırmış. Tavuk gübresi ve biyokömür uygulamaları mısır ve fasulye bitkilerinin gelişimini artırmış, denemede kullanılan tavuk gübresi ve biyokömürü fasulye bitkisinde N, P, K, Ca, Fe, Zn, Cu ve Mn konsantrasyonlarında artışına neden olmuştur. Mısır bitkisinde ise N, P, K, Zn, Cu ve Mn elementlerin artışını sağlamıştır ve Ca ve Mg konsantrasyonlarını ise azaltmıştır. Bu çalışmanın sonuçları, tavuk gübresinden elde edilen biyokömürün tarım amaçlı etkili bir şekilde kullanılabileceğini ortaya koymaktadır.

Şahin vd. (2016) çalışmasında, tavuk gübresinden elde edilmiş biyokömür (BK) ve fosfor ile zenginleştirilmiş biyokömürün (BK+fosfor) marul bitkisinin birinci ve ikinci ürün verim ve mineral element konsantrasyonlarına etkisi belirlenmiştir. Araştırmada marul bitkisi kontrol ile P konsantrasyonu 200 mg kg⁻¹ olacak şekilde fosfor, BK ve BK+ fosfor uygulamaları ile vejetasyon dönemi boyunca yetiştirilmiştir. Hasat edilen

bitkilerin yaş ağırlıkları ile N, P, K, Ca, Mg, Fe, Zn, Cu ve Mn konsantrasyonları belirlenmiştir. Bitkilerin ilk hasadın ardından aynı saksılara uygulamaların bakiye etkisini belirlemek amacıyla tekrar marul fidesi dikilmiş ve ilk hasattaki parametreler üzerine etkisi belirlenmiştir. Araştırma sonucunda en yüksek yaş ağırlık her iki denemede de fosfor ve BK+fosfor uygulamasından elde edilmiştir. Birinci denemeden elde edilen ürünün N konsantrasyonları üzerine uygulamaların etkisi istatistiki olarak önemli bir fark yaratmazken, ikinci üründe en yüksek N konsantrasyonu BK ve BK+fosfor uygulamasında belirlenmiştir. Her iki üründe de en yüksek P, K, Ca ve Mg konsantrasyonunu BK + fosfor uygulamasında belirlenmiştir. Uygulamaların birinci ve ikinci ürünün Fe, Zn, Cu ve Mn konsantrasyonları üzerine etkisi farklı olmuştur. Bu araştırma sonucunda tükenmekte olan fosfor kaynaklarının daha etkin kullanılabilmesi için biyokömür ile fosforun karıştırılarak uygulanmasının etkili bir strateji olacağını söylemek mümkündür.

Veronika vd. (2017) tarafından sera koşullarında yapılan bir çalışmada, münavebeli ekim (ıspanak (ilkbaharda) hardal ıspanak (sonbaharda)) ile ekilen ıspanak (*Spinacia oleracea L.*) ve hardal (*Sinapis alba L.*) bitkilerin büyüme ve metabolizmaları üzerine biyokömürün etkisi incelenmiştir. Biyokömürün toprağa uygulanması sonucu ıspanak bitkisinde gelişmenin önemli ölçüde arttığı ve artışın kontrole göre ilkbaharda % 102 ve sonbaharda ise % 353 oranlarında olduğu belirlenmiştir. Biyokömür bitkinin Ca, Mg ve Na konsantrasyonlarını azaltmış, ancak tüm bitkilerde K konsantrasyonunu artırmıştır. Demir ve P konsantrasyonu üzerine ise etkili olmamıştır. Biyokömür uygulanmış topraktan hasat edilen bitkilerde, sonbahar ıspanağı hariç, serbest amino asitlerin toplam içeriği daha yüksek bulunmuştur. Kontrol ile karşılaştırıldığında, biyokömür bitkideki prolin içeriğini artırmış ve en yüksek artış hardalda % 186 oranında gerçekleşmiştir. Sonuçlar biyokömür uygulamasına hardal bitkisinin ıspanak bitkisinden daha duyarlı olduğunu göstermiştir.

Bu çalışmada kadmiyumca kirlenmiş topraklarda ortaya çıkan tehlike ve sorunlara çözüm yolları bulunması hedeflenmektedir. Bu amaçla tavuk gübresinden elde edilen biyokömürün kullanılmasıyla toprakta kadmiyum çözünürlüğü ve bitki tarafından alınımı üzerine etkisinin araştırılması yanında, aynı zamanda biyokömürün bitki gelişimi ve besin elementleri alımı üzerindeki etkisinin incelenmesi amaçlanmıştır.

3. MATERYAL ve YÖNTEM

3.1 Materyal

3.1.1 Denemede kullanılan toprak örneği ve bitki materyali

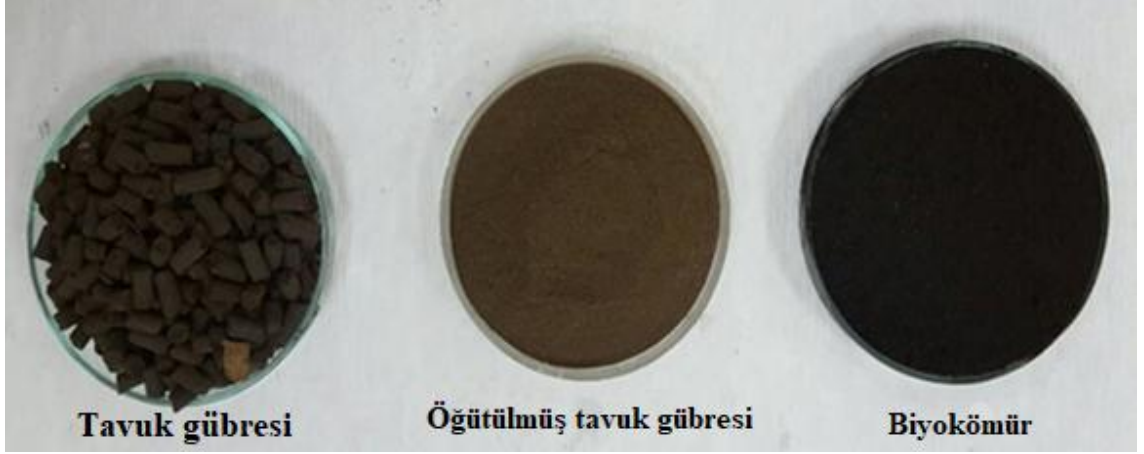
Sera denemesinde Ankara Üniversitesi Ziraat Fakültesi Toprak Bilimi ve Bitki Besleme Bölümü deneme alanından alınan toprak örneği kullanılmıştır. Deneme bitkisi olarak ıspanak (*Spinacia oleracea* L. Cv: Matador) bitkisi kullanılmıştır. Ticari olarak temin edilen bu çeşit kısa saplı olup 16-25 °C sıcaklık aralığında optimum yetişmektedir.

3.1.2 Denemede kullanılan biyokömürün hazırlanması ve bazı özellikleri

Çalışmada tavuk gübresinden elde edilmiş biyokömür kullanılmıştır. Önce pelet haline getirilmiş olan tavuk gübresi öğütülmüş ve 65 °C sıcaklığında sabit ağırlığa ulaşincaya dek sıcak hava sirkülasyonlu kurutma dolabında kurutulmuştur. Kurutulan tavuk gübresi 250-300 °C sıcaklığa ayarlı kül fırınında (Şekil 3.1) sınırlı oksijen koşullarında 2 saat süreyle normal atmosfer basıncı altında yakılarak piroliz edilmiş ve 2 mm çapında elek ile elendikten sonra denemede kullanılabilir hale getirilmiştir (Şekil 3.2).



Şekil 3.1 Biyokömürün elde edildiği yakma fırını (Foto: A. Ouedraogo)



Şekil 3.2 Tavuk gübresi, tavuk gübresinden elde edilen biyokömür (Foto: A. Ouedraogo)

3.2 Yöntem

3.2.1 Toprak örneğinin alınması ve analize hazırlanması

Denemede kullanılan toprak örneği, Ankara Üniversitesi Ziraat Fakültesi Toprak Bilimi ve Bitki Besleme Bölümü deneme alanından Jackson (1958) tarafından belirtildiği gibi 0-20 cm derinlikten mikro element bulaşmasına yol açmayacak şekilde alınmıştır. Alınan toprak örneği güneş görmeyen gölge bir yerde polietilen bir örtü üzerinde hava kuru duruma gelinceye kadar kurutulmuş, varsa iri kesekler ezilmiş ve 4 mm'lik elekten elenmiştir. İyice karışan toprak örneğinden alınan bir kısım toprak 2 mm'lik elekten elenmiş ve laboratuvar analizleri için ayrılmıştır. Toprak örneğinin alınması sırasında ve çözümlenmeye hazırlanması aşamalarında çeşitli nedenlerle ortaya çıkabilecek bulaşmaları önlemek için gerekli özen gösterilmiştir.

3.2.2 Toprak örneğinde yapılan fiziksel ve kimyasal analizler ile uygulanan yöntemler

Tekstür: Toprak örneklerinin kum, silt ve kil fraksiyonları Bouyoucos (1951) tarafından bildirildiği şekilde Hidrometre yöntemine göre belirlenmiş, tekstür sınıfları ise Anonymous (1951)'e göre saptanmıştır.

Toprak reaksiyonu (pH): Grewelling ve Peech (1960) tarafından bildirildiği şekilde saf su ile 1:2,5 oranında sulandırılmış toprak örneğinde cam elektrotlu pH-metre (W.T.W 522 Model) ile belirlenmiştir

Elektriksel iletkenlik (EC): Anonymous (1951) tarafından açıklandığı şekilde saf su ile 1:2,5 oranında sulandırılmış toprak örneğinde W.T.V Model EC-metresi ile belirlenmiştir.

Kireç (CaCO₃): Hızalan ve Ünal (1966) tarafından bildirdiği şekilde kalsimetrik yöntemle belirlenmiştir. Yöntemde 0.5 g toprak örneği alınmış ve üzerine 10 ml % 10'luk HCl çözeltisi ilave edilmiştir. Reaksiyon sonucu açığa çıkan CO₂ gazı miktarının Scheibler kalsimetresinde belirlenen hacminden yararlanılarak hesaplanma yoluyla belirlenmiştir.

Organik madde: Jackson (1962) tarafından bildirildiği şekilde değiştirilmiş Walkley-Black yaş yakma yöntemine göre belirlenmiştir.

Tarla kapasitesi: Porselen havana tartılan 100 g toprak örneği üzerine 10 ml saf su konulmuş ve 2 saat bekletilmiştir. Süre sonunda 10 ml suyun ıslattığı kısım alınarak tartılmış ve 105 °C'de kurutulmuş ve 100 g toprağın tuttuğu su miktarından hesaplama yoluyla tarla kapasitesi belirlenmiştir.

Toplam azot belirlemesi: Bremner (1965) tarafından bildirildiği şekilde Kjeldahl yöntemine göre belirlenmiştir.

Bitkiye yararlı fosfor belirlemesi: Olsen vd. (1954) tarafından bildirildiği şekilde 0.5 M NaHCO₃ (pH 8.5) çözeltisi ile ekstraksiyonu sonucu ekstrakta geçen fosfor konsantrasyonu ICP-OES (Inductively Coupled Plasma-Optical Emission Spectrometry, Perkin Emler Model DV 2100) cihazı ile belirlenmiştir (Boss ve Fredeen 2004).

Değişebilir potasyum, kalsiyum ve magnezyum belirlenmesi: Pratt (1965) tarafından bildirildiği şekilde toprak örneği 1.0 N nötr amonyum asetat (pH 7.0) çözeltisi ile ekstrakte edilerek ekstrakta geçen potasyum, kalsiyum ve magnezyum ICP-OES (Inductively Coupled Plasma-Optical Emission Spectrometry, Perkin Emler Model DV 2100) cihazı ile belirlenmiştir (Boos ve Fredeen 2004).

Bitkiye yarayışlı kadmiyum, demir, bakır, çinko, mangan belirlenmesi: Lindsay ve Norvell (1978) tarafından bildirildiği şekilde 0,005 M DTPA + 0,01 M CaCl₂ + 0,1 M TEA (pH 7,3) ekstrakt çözeltisi ile ekstrakte edilmesiyle toprak çözeltisine geçen kadmiyum, demir, bakır, çinko ve mangan ICP-OES (Inductively Coupled Plasma-Optical Emission Spectrometry, Perkin Emler Model DV 2100) cihazı ile belirlenmiştir (Boss ve Fredeen 2004).

Bitkiye yarayışlı bor: Wolf (1971) tarafından bildirildiği şekilde Na-asetat ekstraksiyon yöntemine göre ekstrakte edilen toprak çözeltisindeki B miktarı, ICP-OES (Inductively Coupled Plasma-Optical Emission Spectrometry, Perkin Emler Model DV 2100) cihazı ile belirlenmiştir (Boss ve Fredeen 2004).

3.2.3 Toprak analiz sonuçlarının değerlendirilmesi

Sera denemesinde kullanılan toprak örneğinde yapılan analizler sonucu elde edilen ve çizelge 3.1’de verilen değerler EK 1’de verilen yeterlilik sınıflarına göre değerlendirilerek yorumlanmıştır. Analiz sonuçlarında kullanılan birimler SI sistemine göre verilmiştir.

Deneme toprağı killi tın tekstür sınıfında, organik madde düzeyi düşük, hafif tuzlu, haif alkali, kireç kapsamı yüksek, fosfor, kalsiyum ve mangan konsantrasyonları düşük, toplam azot miktarı orta, potasyum, magnezyum, demir, bakır, çinko ve bor konsantrasyonları ise yüksek, kadmiyum konsantrasyonu ise çok düşük düzeyde olduğu belirlenmiştir (Çizelge 3.1, EK 1).

Çizelge 3.1 Deneme toprağının bazı fiziksel ve kimyasal özellikleri

Özellikler	Değerler	Değerlendirme
Kum, g kg ⁻¹	334	
Silt, g kg ⁻¹	278	Killi tın
Kil, g kg ⁻¹	388	
pH, 1:2.5 su	7.96	Hafif alkali
EC, 1:2.5 su, dS cm ⁻¹	0.22	Tuzsuz
Kireç, g kg ⁻¹	85	Orta kireçli
Tarla kapasitesi, g kg ⁻¹	263	
Organik madde, g kg ⁻¹	10.3	Az
Toplam N, g kg ⁻¹	11.0	Orta
Bitkiye yararışlı P, mg kg ⁻¹	1.45	Çok az
Bitkiye yararışlı K, mg kg ⁻¹	486	Fazla
Bitkiye yararışlı Ca, mg kg ⁻¹	844	Az
Bitkiye yararışlı Mg, mg kg ⁻¹	608	Fazla
Bitkiye yararışlı Cd, mg kg ⁻¹	0.006	Çok az
Bitkiye yararışlı Fe, mg kg ⁻¹	4.63	Yüksek
Bitkiye yararışlı Cu, mg kg ⁻¹	2.16	Yeterli
Bitkiye yararışlı Zn, mg kg ⁻¹	0.82	Yeterli
Bitkiye yararışlı Mn, mg kg ⁻¹	5.65	Az
Bitkiye yararışlı B, mg kg ⁻¹	2.69	Yeterli

3.2.4 Denemede kullanılan biyokömürde yapılan analizler ve uygulanan yöntemler

Reaksiyon (pH): Biyokömür 1:5 oranında su karışımı ile cam elektrotlu pH-metre (W.T.W 522 Model) ile belirlenmiştir (Jackson 1967).

Elektriksel iletkenlik (EC): Biyokömür 1:5 oranında su karışımı ile EC-metre (W.T.W 522 Model) ile belirlenmiştir (Jackson 1967).

Organik madde: Biyokömürünün organik madde içeriği, kül fırınında 500±50 °C'de 4 saat yakılması sonucu oluşan yanma kaybından (ağırlık azalmasından) hesaplanarak bulunmuştur (Hornech vd. 1989).

Toplam azot belirlemesi: Bremner (1965) tarafından bildirildiği şekilde Kjeldahl yöntemine göre belirlenmiştir.

Toplam fosfor, potasyum, kalsiyum, magnezyum, kadmiyum, demir, bakır, çinko, mangan ve bor belirlenmesi: Denemede kullanılan biyokömür HNO₃:HClO₄ (4:1) karışımı ile yaş yakma yöntemine göre yakılmıştır. Yaş yakma yöntemi ile elde edilen ekstrakta toplam fosfor, potasyum, kalsiyum, magnezyum, kadmiyum, demir, bakır, çinko, mangan ve kuru yakma yöntemi ile elde edilen ekstrakta bor ICP-OES (Inductively Coupled Plasma-Optical Emission Spectrometry, Perkin Emler Model DV 2100) cihazı ile belirlenmiştir (Boss ve Fredeen 2004).

Denemede kullanılan biyokömüre ilişkin analiz sonuçları çizelge 3.2’de toplu olarak verilmiştir.

Analiz sonuçlarına göre, denemde kullanılan biyokömürün pH’sı çok kuvvetli alkali, aşırı tuzlu, organik madde ve toplam azot, fosfor, potasyum, kalsiyum, magnezyum, demir, bakır, çinko, mangan ve bor konsantrasyonları bakımından zengin yönünden oldukça zengin, Cd konsantrasyonu bakımından ise fakir bulunmuştur.

Çizelge 3.2 Denemede kullanılan tavuk gübresi biyokömürüne ait kimyasal özellikler

Özellikler	Değerler	Değerlendirme
pH,	10,1	Kuvvetli alkali
EC, dS cm ⁻¹	11,8	Aşırı tuzlu
Organik madde, g kg ⁻¹	516	Yüksek
Toplam N, g kg ⁻¹	51,2	Yüksek
Toplam P, g kg ⁻¹	0.20	Zengin
Toplam K, g kg ⁻¹	32.8	Zengin
Toplam Ca, g kg ⁻¹	81.8	Zengin
Toplam Mg, g kg ⁻¹	9.30	Zengin
Toplam Cd, mg kg ⁻¹	0.2	Düşük
Toplam Fe, g kg ⁻¹	3.47	Zengin
Toplam Cu, g kg ⁻¹	0.13	Zengin
Toplam Zn, g kg ⁻¹	0.61	Zengin
Toplam Mn, g kg ⁻¹	0.78	Zengin
Toplam B, g kg ⁻¹	0.09	Orta

3.2.5 Sera denemesinin kurulması ve yürütülmesi

Biyokömürünün kadmiyum toksisitesini önleme ve mineral element konsantrasyonları üzerine etkisinin araştırıldığı sere denemesi 08.11.2017 tarihinde Ankara Üniversitesi Ziraat Fakültesi Toprak Bilimi ve Bitki Besleme Bölümü serasında, tesadüf parselleri deneme desenine göre 2 faktörlü ve 3 tekerrürlü olacak şekilde 3 kg toprak alan polietilen kaplı plastik saksılarda yürütülmüştür (Alpaslan vd. 1998).

Sera denemesinde kadmiyum ve tavuk gübresinden elde edilen biyokömür aşağıda gösterilen deneme planına göre ekimden önce uygulanmıştır.

Deneme Konuları:

Kadmiyum

- a) Cd₀: 0 mg kg⁻¹ (kontrol)
- b) Cd₂₅: 25 mg Cd kg⁻¹
- c) Cd₅₀: 50 mg Cd kg⁻¹
- d) Cd₁₀₀: 100 mg Cd kg⁻¹

dozlarında CdSO₄'tan tohum ekiminden önce çözelti şeklinde uygulanmış ve toprakla iyice karıştırılmıştır.

Biyokömür

- a) BK₀: 0 g kg⁻¹ (Kontrol)
- b) BK₅: 5 g kg⁻¹
- c) BK₁₀: 10 g kg⁻¹

dozlarında her bir kadmiyum uygulama düzeyine ekim öncesi katı formda uygulanmış ve toprakla iyice karıştırılmıştır.

Tohum ekiminden önce temel gübreleme amacıyla tüm saksılara 150 mg N kg⁻¹ (Amonyum nitrattan), 60 mg P kg⁻¹ ve 75 mg K kg⁻¹ (KH₂PO₄'ten) uygulanmıştır. Ayrıca üst gübreleme olarak 02.02.2018 tarihinde 20 mg N kg⁻¹ (Amonyum nitrat) verilmiştir.

Denemede her bir saksıya 25 adet ıspanak tohumu ekim derinliği 1-3 cm arasında olacak şekilde ekilmiştir ve bitkiler 2-3 yapraklı olduğu dönemde 17.11.2017 tarihinde 15 adet bitki olacak şekilde seyreltme işlemi yapılmıştır. Deneme süresince bitkiler saf su ile tarla kapasitesinin % 80'i olacak şekilde sulanmış ve belirli aralıklarla fenolojik gözlemler yapılarak ıspanak bitkisinin uygulanan kadmiyuma ve biyokömüre olan tepkileri incelenmiştir.

3.2.6. Hasat

Bitkiler, 14 hafta süren gelişimleri sonunda 13.02.2018 tarihinde kök ile gövdenin birleştiği yerden kesilerek hasat edilmiştir. Su ile iyice doyurulan saksılardaki kökler çıkartılmış ve elek yardımı ile yıkanmıştır. Hasat edilen toprak üstü aksam ve kök örnekleri çeşme suyu ve saf su ile iyice yıkanmış ve 65 °C'de sabit ağırlığa ulaşınca dek sıcak hava sirkülasyonlu kurutma dolabında kurutulmuştur.

3.2.7 Bitki toprak üstü aksam ve kök örneklerinde yapılan analizler ve uygulanan yöntemler

Kuru ağırlıkları belirlenen toprak üstü ve kök örnekleri herhangi, bir bulaşmaya yol açmayacak şekilde bitki öğütme değirmeninde öğütülmüştür. Öğütülen tüm bitki örnekleri (toprak üstü aksam ve kök) Berghof-MWS-2 Model 24 yakma üniteli mikrodalga örnek parçalayıcıda konsantre nitrik asit ile yaş yakılmıştır. Yaş yakılan bitki örnekleri dereceli tüplere son hacim 14 ml olacak şekilde ultra saf su (Human UP, 18,3 MΩ/cm dirençte su) ile tamamlanmış ve Whatman no 42 filtre kağıdı ile süzölmüştür.

Toplam azot: Toprak üstü aksam ve kök örneklerinde toplam azot Bremner (1965) tarafından bildirildiği şekilde Kjeldahl yöntemine göre yapılmıştır.

Toplam kadmiyum, fosfor, potasyum, kalsiyum, magnezyum, demir, bakır, çinko, mangan ve bor belirlenmesi: Mikrodalga fırında yaş yakma yöntemiyle hazırlanan ekstrakta toplam kadmiyum, fosfor, potasyum, kalsiyum, magnezyum, demir, bakır,

Çinko, mangan ve bor ICP-OES (Inductively Coupled Plasma-Optical Emission Spectrometry, Perkin Emler Model DV 2100) cihazı ile belirlenmiştir (Boss ve Fredeen 2004).

Bitkide örneklerinde yapılan analiz sonuçlarının değerlendirilmesi: Sera denemesinden elde edilen tüm bitki örneklerinde yapılan analizler sonucu elde edilen değerler EK 2’de verilen yeterlilik sınıflarına göre değerlendirilerek yorumlanmıştır.

3.8 İstatistik Analizleri

Araştırma sonunda elde edilen verilerin önemliliği, tesadüf parselleri deneme desenine göre MINITAB paket programı (Minitab 17.1.0) kullanılarak yapılmış ve ortalamalar arasındaki farkın önemlilik durumu ise MSTAT paket programı kullanılarak, Duncan Çoklu Karşılaştırma Testi ile belirlenmiştir.

3.9 ICP-OES (Inductively Coupled Plasma-Optical Emission Spectrometry, Perkin Elmer Model DV 2100) alıřma Parametreleri

Toprak ve bitki örneklerinde araştırma kapsamında yapılan analizlerde kullanılan ICP-OES cihazının alışma şartları ve elementlerin belirlenmesinde seilen dalga boyları Çizelge 3.3’de verilmiştir.

izelge 3.3 ICP-OES cihazı ayarları ve elementleri belirleme dalga boyları

Ayarlar	Değerler	Elementler	Dalga boyları, λ nm ⁻¹
Argon plasma gas flow (L/min)	15	P	213.617
Argon nebulizer gas flow (L/min)	0.80	K	766.490
Argon auxiliary gas flow (L/min)	0.2	Ca	317.933
Power (Watt)	1300	Mg	285.213
Plasma aerosol type	Wet	Cd	228.802
Nebulizer set up	Instant	Fe	238.204
Sample flow rate (ml/min)	1.5	Cu	327.393
Sprey chamber	Perkin-Elmer	Zn	206.200
Flush time	5	Mn	257.610
Replicate	3	B	249.677

3.10 Bitki Analizlerinde Kullanılan Referans Bitki Materyali ve Analiz Değerleri

Toprak üstü aksam ve kök örneklerinde yapılan analizlerin doğruluğunu belirleyebilmek için Amerika Birleşik Devletleri National Institute of Standards and Technology (NIST)'den temin edilen sertifikalı domates bitkisi yaprak (Standart Reference Material 1573a) örneği kullanılmıştır. Sera denemesinden elde edilen ıspanak bitki toprak üstü ve kök örneklerinde kullanılan yöntemlere göre üç paralelli olarak analize hazırlanan referans domates bitkisi yaprak örneğinde sertifikasında belirtilen değerler ile analiz sonucu belirlenen ortalama değerler çizelge 3.4'de verilmiştir.

Çizelge 3.4 Sertifikalı domates bitkisi yaprak örneğinde olması gereken ve analiz sonucu belirlenen değerler

Elementler	Olmaması gereken	Analiz sonucu belirlenen
Toplam N, g kg ⁻¹	30.3 ±1.5	29.2±2.1
Toplam P, g kg ⁻¹	2.16±0.04	2.05±0.03
Toplam K, g kg ⁻¹	27.0±0.5	28.0±1.5
Toplam Ca, g kg ⁻¹	50.5±0.9	51.1±0.6
Toplam Cd, mg kg ⁻¹	1.52±0.04	1.49±0.05
Toplam Fe, g kg ⁻¹	368±7.0	371±5.7
Toplam Cu, g kg ⁻¹	4.70±0.14	4.03±0.11
Toplam Zn, g kg ⁻¹	30.9±0.7	29.8±0.4
Toplam Mn, g kg ⁻¹	246±8.0	251±5.4
Toplam B, g kg ⁻¹	33.3±0.7	34.1±0.5

4. BULGULAR ve TARTIŞMA

4.1 Kadmiyum ve Biyokömür Uygulamalarının Ispanak Bitkisinin Gelişimi Üzerine Etkisi

Artan miktarlarda verilen kadmiyumun (Cd) ve biyokömürün (BK) ıspanak bitkisinin toprak üstü aksamı ile kök gelişimi üzerine etkili olmuş ve Cd ile biyokömürün ferdi etkileri istatistiki olarak önemli ($P < 0.01$) bulunurken, Cd x BK interaksiyonu önemsiz bulunmuştur (Çizelge 4.1).

Artan miktarlarda uygulanan Cd ıspanak bitkisinin toprak üstü aksamının ve kökünün gelişimi üzerine olumsuz etki göstermiş ve toprak üstü aksam kuru madde miktarı ile kök kuru madde miktarı biyokömür uygulamalarından bağımsız olarak sürekli azalmıştır (Çizelge 4.1, Şekil 4.1). Özellikle $Cd_{100}BK_0$ uygulamasında ıspanak bitkisinde Cd stresi görülmüş ve bitki yaprakları Cd uygulanmayan ancak biyokömür uygulanan saksılardaki bitkilere göre daha cılız gelişim göstermiş ve yapraklar normalden daha küçük kalmıştır (EK4 resim). Ayrıca yapraklarda kadmiyum toksisitesi belirtilerinden olan kloroz ve bodurlaşmada görülmüştür. Kadmiyum ve biyokömür uygulanmadığı (Cd_0BK_0) durumda ıspanak bitkisi toprak üstü aksam kuru madde miktarı 3.5 g saksı^{-1} , kök kuru madde miktarı ise $0.38 \text{ g saksı}^{-1}$ iken 100 mg kg^{-1} kadmiyum uygulandığında kontrole göre topraküstü aksam % 63.4 azalarak $1.28 \text{ g saksı}^{-1}$ 'ya, kök ise % 42.1 oranında gerileyerek $0.22 \text{ g saksı}^{-1}$ 'ya gerilemiştir. Benzer durum 25 mg kg^{-1} ve 50 mg kg^{-1} kadmiyum uygulamalarında da belirlenmiştir. Toprağa 25 mg kg^{-1} ve 50 mg kg^{-1} Cd uygulandığında toprak üstü kuru madde miktarı kontrole göre sırasıyla % 15.1 ve % 37.4 oranlarında, kök kuru madde miktarı ise sırasıyla % 18.4 ve % 26.3 oranında azalmıştır.

Biyokömür uygulamaları birlikte değerlendirildiğinde kadmiyum uygulamalarına bağlı olarak ıspanak bitkisinin kuru madde miktarı sürekli olarak azalmış ve toprak üstü aksam kuru madde miktarı ortalama olarak $3.85 \text{ g saksı}^{-1}$ 'dan (Cd_0) % 58.4 oranında azalarak $1.60 \text{ g saksı}^{-1}$ 'ya (Cd_{100}) gerilemiştir. Benzer durum kök kuru madde miktarında da belirlenmiş ve ortalama olarak $0.32 \text{ g saksı}^{-1}$ 'dan (Cd_0) % 35.7 oranında

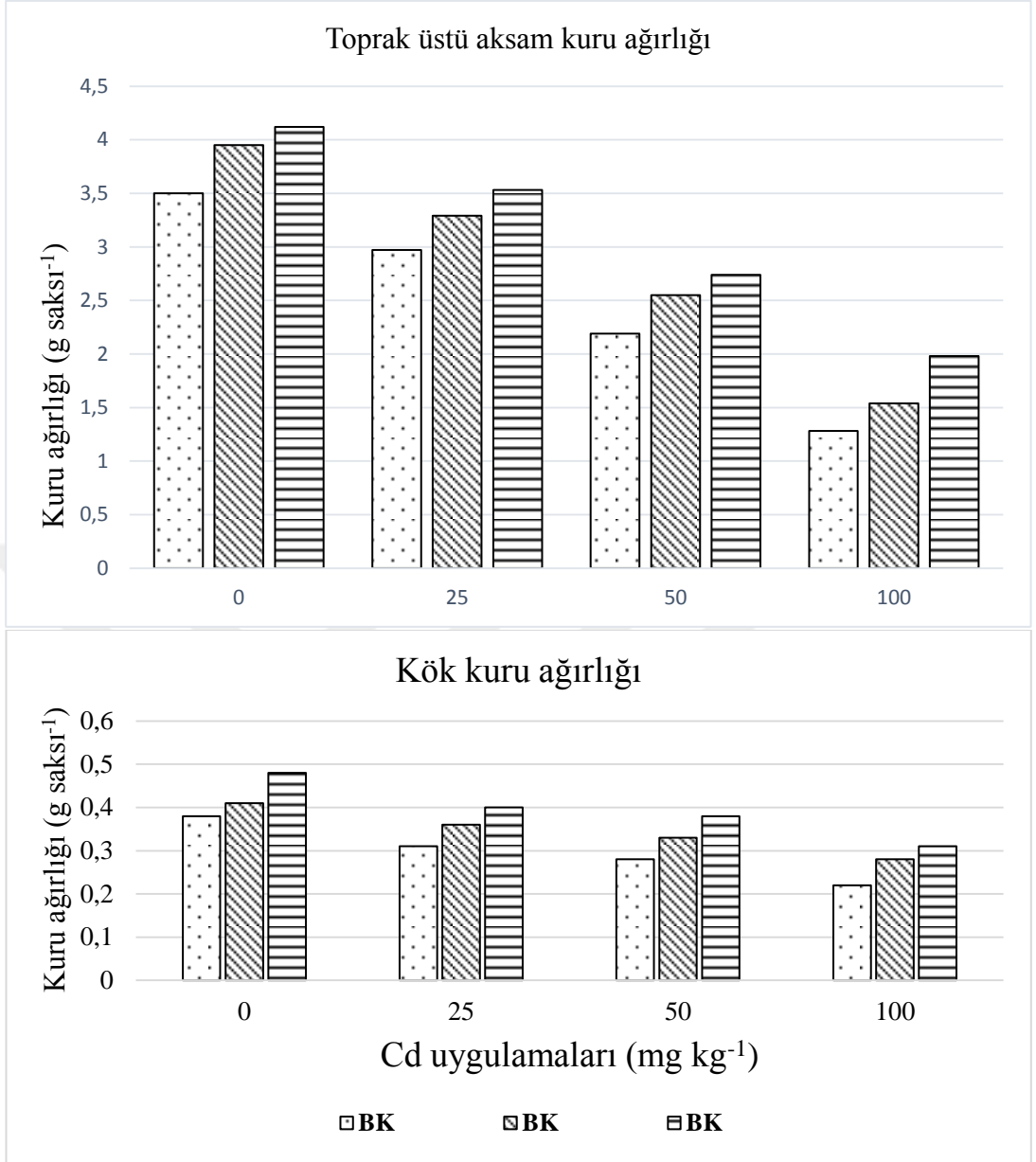
azalarak 0.27 g saksı⁻¹'ya gerilemiştir. Ortalamalar arasında belirlenen azalmalar arasındaki farklar istatistiki olarak önemli bulunmuştur (Çizelge 4.1).



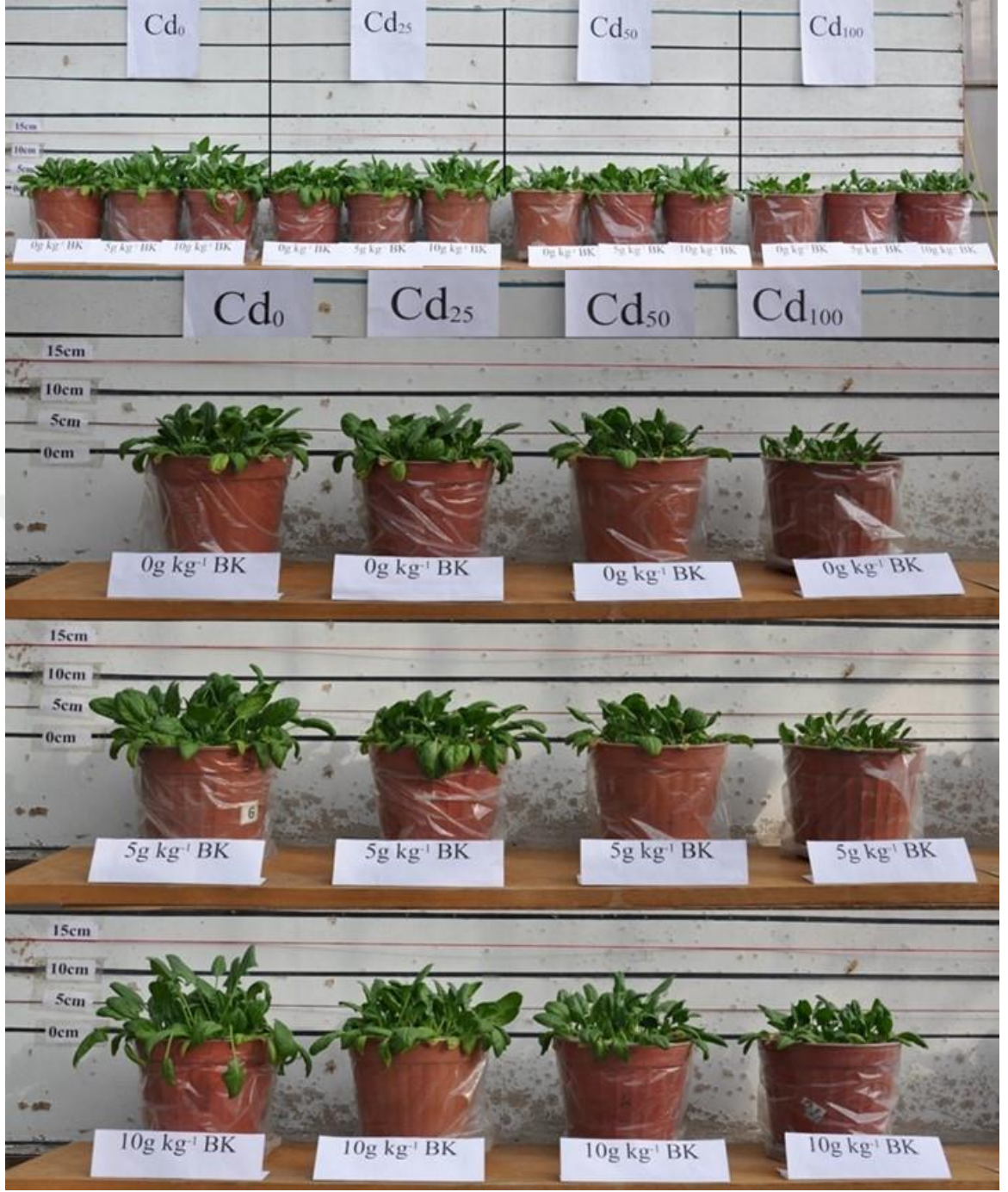
Çizelge 4.1 Biyokömürün ıspanak bitkisi kuru madde (g saksı⁻¹) üzerine etkisi

Cd, mg kg ⁻¹		Toprak üstü aksam				Kök			
		Biyokömür (g kg ⁻¹)				Biyokömür (g kg ⁻¹)			
		0	5	10	ort	0	5	10	ort
0		3.50±0.13	3.95±0.02	4.12±0.08	3.85±0.10 a	0.38±0.007	0.41±0.02	0.48±0.02	0.42±0.01 a
25		2.97±0.10	3.29±0.01	3.53±0.02	3.26±0.08 b	0.31±0.14	0.36±0.01	0.40±0.05	0.36±0.04 ab
50		2.19±0.003	2.55±0.05	2.74±0.03	2.49±0.08 c	0.28±0.02	0.33±0.01	0.38±0.003	0.33±0.01 bc
100		1.28±0.12	1.54±0.12	1.98±0.18	1.60±0.12 d	0.22±0.01	0.28±0.007	0.31±0.007	0.27±0.01 c
Ort		2.48±0.25 c	2.83±0.27 b	3.09±0.24 a		0.29±0.03 b	0.34±0.01 ab	0.39±0.02 a	
F değeri	Cd	346.94***				5.01**			
	BK	45.39***				4.09*			
	CdxBK	0.54 ^{öd}				0.04 ^{öd}			
LSD,0.05	Cd	0.15				0.08			
	BK	0.13				0.07			

öd: önemli değil, *: p<0.05, **: p<0.010; ***: p<0.001. Aynı sütunda aynı harfle gösterilen ortalamalar arasındaki fark önemli değildir (Duncan testi, p<0,05).



Şekil 4.1 Kadmiyum ve biyokömür uygulamalarının ıspanak bitkisi kuru madde (g saksı⁻¹) üzerine etkileri



Şekil 4.2 Kadmiyum ve biyokömür uygulamalarının ıspanak bitkisinin gelişimi üzerine etkileri

Kadmiyum toksisitesi altında yetiştirilen bitkilerde gelişimin azalmasına solunum, karbohidrat metabolizması, klorofil oluşumu, Calvin döngüsü, bitki besin elementleri alımı ve DNA, RNA ve diğer proteinlerin biyosentezi gibi faktörler etkili olmaktadır (Lindberg ve Wingstrand 1985, Reese ve Roberts 1985, Van Assche ve Clijster 1990).

Kadmiyum toprak canlıları ve bitkiler için fitotoksik element (Gussarson vd. 1996, Pereira vd. 2011) olduğu için bitki gelişimi olumsuz yönde etkilenmiş ve kuru madde miktarında sürekli azalmalar görülmüştür. Ağır metallerin özellikle kadmiyumun enzimlerin kimyasal yapısında bulunan kükürtün ve azotun bağlarından birisine bağlanarak enzimleri etkisiz hale getirerek enzimatik aktiviteyi sınırlandırılarak büyümeyi geriletmekte ve ayrıca kadmiyum hücre membranına bağlanarak hücre duvarından hücre içerisine veya hücre dışına madde geçişi ile madde taşınımını engelleyerek bitki gelişimini yavaşlatmaktadır (Güçlü 1999). Diğer yandan Cd bitki besin elementleri ve su alımı, taşınması, kullanılmasına da müdahale edebildiği (Das vd. 1997) için de bitki büyümesi olumsuz yönde etkilenmiş olabilmektedir. Alia vd. (2015) tarafından ıspanak bitkisi ile yaptıkları çalışmada, toprağa uygulanan 0.5, 1.0 ve 1.5 mg kg⁻¹ kadmiyum dozlarına bağlı olarak ıspanak bitkisinin gelişimi ve Cd toksisitesi kadmiyum dozlarındaki artışa paralel olarak arttığı belirlenmiştir. Benzer bulgular Mckenna vd. (1993), Naik vd. (2013) ve Correa vd. (2006) tarafından da rapor edilmiştir.

ıspanak bitkisinin gelişimi üzerine kadmiyum uygulamalarının olumsuz etkisi, artan miktarlarda uygulanan biyokömür ile kısmen giderilmiştir (Şekil 4.2). Kadmiyum uygulanmadığı ve uygulandığı koşullarda biyokömür uygulaması ıspanak bitkisinin toprak üstü aksamı ve kök kuru madde miktarları sürekli artmıştır (Şekil 4.2). Cd₀ uygulamasında kontrole göre toprağa 5 g kg⁻¹ biyokömür uygulandığında toprak üstü aksamda kuru madde miktarı % 12.8 oranında, kök kuru madde miktarı ise % 7.9 oranında artmıştır. Bu artışlar Cd₀ da 10 g kg⁻¹ biyokömür uygulandığında ise toprak üstü aksamda % 17.7 oranında, kök kuru madde miktarında ise % 26.3 oranında olmuştur. Denemede kullanılan biyokömürün organik madde miktarınca (512 g kg⁻¹) ve diğer besin madde içeriklerince zengin olması bitki gelişimini olumlu yönde etkilemiştir. Biyokömürün bitki gelişimi üzerine neden olduğu artış; toprağın kimyasal

özelliklerini iyileştirdiği, toprakta besin elementlerinin yayılmasını artırarak P, K, Ca, Mg ve Zn alımlarını artırdığına bağlanmıştır (Lehmann ve Rondon 2006, Steiner vd. 2007). Ayrıca düşük sıcaklıklarda elde edilen (250-400 °C) biyokömürün C=O ve C-H fonksiyonel grupları artmakta ve böylelikle besin maddesi alımını teşvik etmektedir (Glaser vd. 2002). Diğer yandan organik materyal biyokömüre dönüştürüldüğünde yüksek miktarda poröz yapıya sahip olduğu için (Gabbot 2008) toprağın su tutma kapasitesini artırmakta ve bitki gelişimini olumlu yönde etkilemektedir. Günes vd. (2015) yaptıkları çalışmada farklı sıcaklıklarda elde edilen biyokömürün marul ve mısır bitkisinin gelişimini olumlu yönde etkilediğini ve kuru madde miktarında artışların olduğunu rapor etmişlerdir. Park vd. (2011) biyokömürün Hint hardalı bitkisinde toprak üstü bitki kuru ağırlığını % 353, kök ağırlığını ise % 572 oranında artışa neden olduğunu belirtmişlerdir.

Biyokömür uygulaması kadmiyumun ortamda bulunmasından etkilenmemiş ve ıspanak bitkisinin toprak üstü aksam ve kök kuru madde miktarını artırmıştır. Gerçekten de toprağa 100 mg kg⁻¹ kadmiyum uygulandığında ise uygulanan biyokömüre bağlı olarak toprak üstü ve kök kuru madde miktarlarında göreceli olarak artışlar belirlenmiştir. Gerçekten de 100 mg kg⁻¹ kadmiyum uygulamasında 5 g kg⁻¹ biyokömür uygulandığında toprak üstü ve kök kuru madde miktarı belirlenen artışlar sırasıyla % 20.3 ve % 27.2 oranında olurken, 10 g kg⁻¹ biyokömür uygulandığında bu artışlar sırasıyla % 54.6 ve % 40.9 oranında olmuştur.

Kadmiyum uygulamaları birlikte değerlendirildiğinde biyokömür uygulamalarına bağlı olarak ıspanak bitkisinin kuru madde miktarı sürekli olarak artmış ve toprak üstü aksam kuru madde miktarı ortalama olarak 2.48 g saksı⁻¹'den (BK₀) % 24.6 oranında artarak 3.09 g saksı⁻¹'ya (BK₁₀) yükselmiştir. Benzer durum kök kuru madde miktarında da belirlenmiş ve ortalama olarak 0.29 g saksı⁻¹'den (BK₀) % 34.5 oranında artarak 0.39 g saksı⁻¹'ya yükselmiştir. Ortalamalar arasında belirlenen azalmalar arasındaki farklar istatistiki olarak önemli bulunmuştur (Çizelge 4.1).

Biyokömür kadmiyumun bitki gelişimi üzerine olan olumsuz etkisini önlemiştir. Gerçekten de, toprağa 100 mg kg⁻¹ kadmiyum uygulandığında kontrole göre toprak üstü

aksamda kuru madde miktarında belirlenen azalış % 63.4 iken, 10 g kg⁻¹ biyokömür uygulandığında bu azalış % 51.9 düzeyine gerilemiştir. Toprağa 100 mg kg⁻¹ kadmiyum uygulandığında kontrole göre kök kuru madde miktarında belirlenen % 42.1 iken, toprağa 10 g kg⁻¹ biyokömür uygulandığında azalışta belirlenen oran % 35.4'e gerilemiştir. Biyokömürün kadmiyum varlığında bile kuru madde miktarında yarattığı artış biyokömürün gözenekli ve boşluklu yapıda olması, negatif yüklü yüzeylerinin bulunması ve karboksil, hidroksil, fenoksil ve karbonil gibi fonksiyonel gruplara sahip (Zhao ve Nartey 2014) olması nedeniyle biyokömüre önemli adsorbent özelliği kazandırmasıyla açıklanabilir. Biyokömürün sahip olduğu bu özellik, özellikle ağır metaller ile kirlenmiş toprakların ıslahında biyokömürün adsorpsiyonu ve immobilizasyonu sayesinde bu ağır metallerin yayışlılığı ve hareketiliği azalmakta ve ağır metallerin olumsuz etkileri önlenmiş olmaktadır (Chen vd. 2011, Regmi vd. 2012). Ayrıca, biyokömürler aktif yüzeyler ile iyonik ve kovalent bağları içeren güçlü etkileşim mekanizmasına sahiptirler (Liang vd. 2010). Bu özellikleri ile ağır metalleri fonksiyonel gruplarına bağlarlar (Cao vd. 2009, Liu vd. 2009, Mohammed vd. 2011, Regmi vd. 2012) ve ağır metallerin toksik etkilerini engellerler.

4.2 Kadmiyum ve Biyokömür uygulamalarının Ispanak Bitkisinin Kadmiyum Konsantrasyonu Üzerine Etkisi

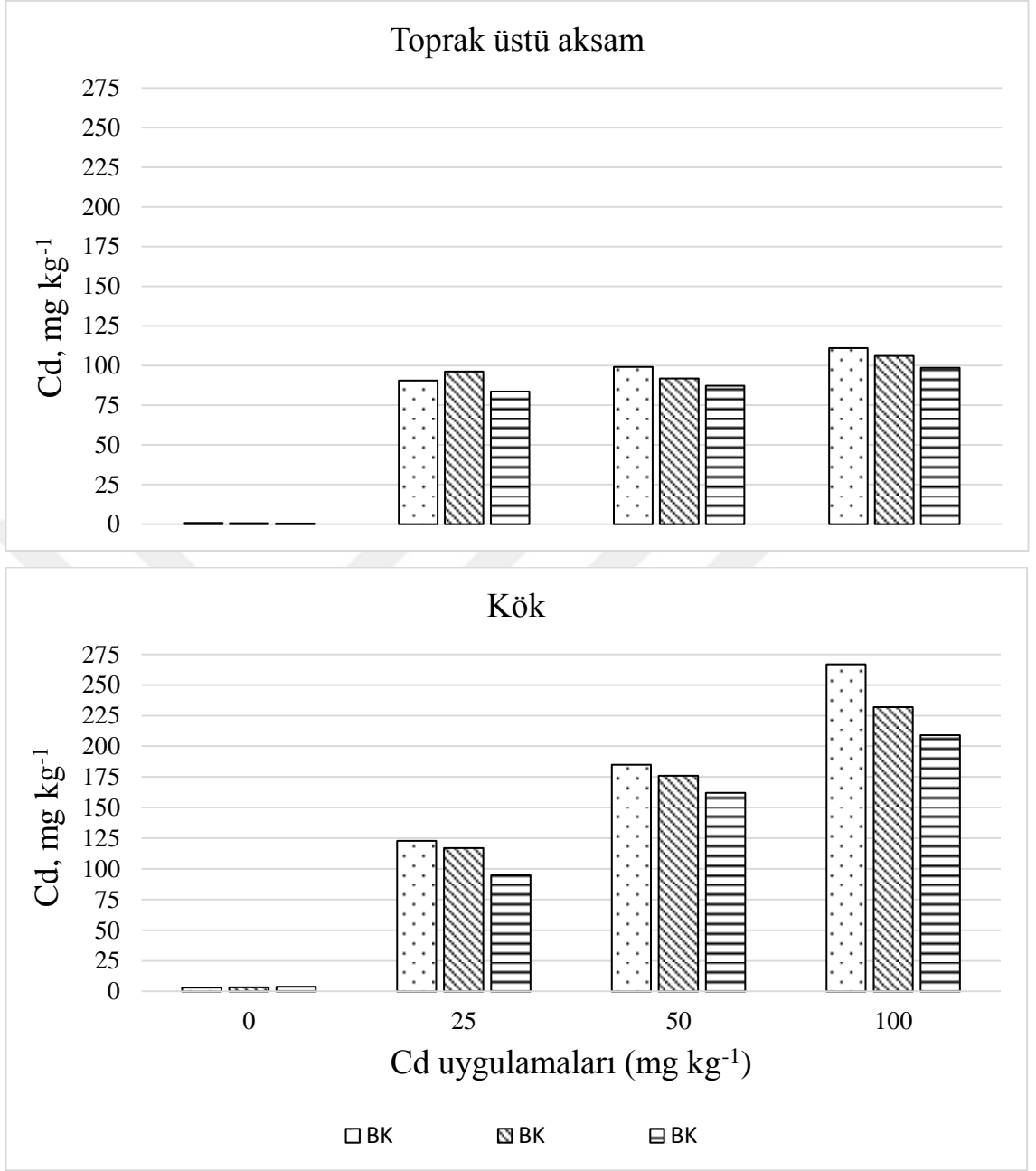
Artan miktarlarda verilen kadmiyumun (Cd) ve biyokömürün (BK) ıspanak bitkisinin toprak üstü aksamı ile kök Cd konsantrasyonu üzerine etkili olmuş ve kadmiyum uygulamaları ile biyokömür uygulamalarının ferdi etkileri istatistiki olarak önemli (P<0.001) bulunmuştur. Toprak üstü aksamı Cd konsantrasyonu üzerine Cd x BK interaksyonu önemli bulunurken kök Cd konsantrasyonu üzerine Cd x BK interaksyonu önemsiz bulunmuştur (Çizelge 4.2).

Artan miktarlarda uygulanan Cd ıspanak bitkisinin toprak üstü aksamının ve kökünün kadmiyum konsantrasyonlarını biyokömür uygulamalarından bağımsız olarak sürekli artırmıştır (Çizelge 4.2, Şekil 4.2).

Çizelge 4.2 Biyokömürün ıspanak bitkisinde kadmiyum konsantrasyonu (mg kg⁻¹) üzerine etkisi

Cd, mg kg ⁻¹	Toprak üstü			Kök				
	Biyokömür (g kg ⁻¹)			Biyokömür (g kg ⁻¹)				
	0	5	10	0	5	10	ort	
0	0.72±0.04 Da	0.63±0.009 Da	0.44±0.04 Ca	3.82±1.00	3.45±0.07	3.23±0.55	3.5±0.34 D	
25	90.6±5.07 Ca	86.2±2.70 Cab	83.6±1.06 Bb	123±7.17	117±2.50	95±5.35	112±5.04 C	
50	99.2±0.55 Ba	91.8±0.60 Bb	87.2±0.17 Bb	185±2.86	176±8.74	162±7.18	174±4.62 B	
100	111±1.22 Aa	106±0.07 Aa	98.5±0.25 Ab	267±27.3	232±2.14	209±16.0	236±12.3 A	
Ort				144±29.6 a	132±25.6 ab	118 ±23.7 b		
F değeri	Cd	2265.25***			288.55***			
	BK	21.19***			6.87**			
	CdxBK	2.96*			1.48 ^{öd}			
LSD,0.05	Cd	5.08			17.1			
	BK				14.7			

öd: önemli değil, *: p<0.05, **: p<0.010; ***: p<0.001. Aynı sütunda aynı harfle gösterilen ortalamalar arasındaki fark önemli değildir (Duncan testi, p<0,05). Küçük harfle yatay, büyük harfle ise dikey sütun ortalamaları arasındaki farklar gösterilmiştir.



Şekil 4.3 Kadmiyum ve biyokömür uygulamalarının ıspanak bitkisi Cd konsantrasyonu (mg kg⁻¹) üzerine etkileri

Kadmiyum ve biyokömür uygulanmadığı (Cd_0BK_0) durumda ıspanak bitkisi toprak üstü aksam Cd konsantrasyonu 0.72 mg kg^{-1} , kök Cd konsantrasyonu ise 3.82 mg kg^{-1} iken 100 mg kg^{-1} kadmiyum uygulandığında kontrole göre toprak üstü aksam kadmiyum konsantrasyonu 154 kat artarak 111 mg kg^{-1} a, kök ise 54.7 oranında artarak 209 mg kg^{-1} 'a yükselmiştir. Benzer durum 25 mg kg^{-1} ve 50 mg kg^{-1} kadmiyum uygulamalarında da belirlenmiştir. Toprağa kadmiyum uygulanmasıyla bitkinin Cd konsantrasyonunun artması beklenen sonuçtur. Nitekim bu çalışmada da diğer bitkilere oranla yüksek düzeylerde Cd biriktirebilme özelliğine sahip ıspanak (Giordano ve Mays 1977, Davis ve Calton-Smith 1980, Bergmann 1992, Shariat ve Farshi 1997) bitkisine 25 , 50 ve 100 mg kg^{-1} düzeylerinde Cd uygulandığında toprak üstü ve kök Cd konsantrasyonlarının sürekli artması beklenen sonuç olmuştur. Toprağa 100 mg kg^{-1} kadmiyum uygulanan saksılarda yetişen ıspanak bitkisinde görsel olarak gözlenen gelişim bozukluğuna (Şekil 4.3) kadmiyum toksitesitesi altında yetiştirilmeye zorlanan bitkilerde serbest oksijen radikallerinin artmasıyla ya da enzimatik olan veya olmayan antioksidan miktarının azalmasına bağlı olarak oksidatif zararlanmaların yol açtığına yol açtığı (Somashekaraiyah vd. 1992) düşünülmektedir. Mckenna vd. (1993), Naik vd. (2013) ve Alia vd. (2015) yürüttükleri sera denemelerinde uygulanan Cd dozlarına bağlı olarak ıspanak bitkisinin Cd konsantrasyonlarının arttığını belirlemişlerdir. Benzer sonuçlar fasulye bitkisi ile (Poschenrieder vd. 1989), beş farklı biber çeşidi ile (Leon vd. 2002), iki farklı çeltik çeşidi ile (Hassan vd. 2005b), marul, lahanası ve yulaf bitkileri ile (Correa vd. 2006), marul bitkisi ile (Dias vd. 2013) ve domates bitkisi ile (López-Millán vd. 2009) yapılan denemelerde de rapor edilmiştir.

ıspanak bitkisinde kök kadmiyum konsantrasyonunun toprak üstü aksamın kadmiyum konsantrasyonu ile kıyaslandığında daha yüksek olduğu görülmektedir (Çizelge 4.2). Kadmiyum, bitkiler için gerekli element olmamasına karşın, kökleri aracılığıyla topraktan pasif absorpsiyon ile alınmaktadır (Smeyers-Vermeke vd. 1962). Kökler aracılığı ile alınan Cd oksijen veya azot ligantları ile ksilemde hareket eder ve yapraklara taşınır ancak ABA kadmiyum çekimine neden olur ve ABA yapraklarda Cd birikimini önemli ölçüde azaltır (Salt vd. 1995). Kadmiyumun retranslokasyonla tekrar köke taşındığı ve göreceli olarak köklerde birikmekte (Kabata-Pendias ve Wiacek 1985) ve köklerde ağır metal birikiminin toprak üstü aksamlarından daha fazla olmaktadır

(Ramos vd. 2002). Genellikle bitkide kadmiyum birikiminin kök>gövde>yaprak>meyve>tane olduğu yönünde görüş bildirilmiştir (Fergusson 1990, Blum 1997).

Biyokömür uygulaması ıspanak bitkisi toprak üstü aksamının ve kökünün Cd konsantrasyonu önemli oranlarda azaltmıştır (Çizelge 4.2, Şekil 4.2). Cd₀ uygulamasında kontrole göre toprağa 5 g kg⁻¹ biyokömür uygulandığında toprak üstü aksamda Cd konsantrasyonu % 12.5 oranında, 10 g kg⁻¹ biyokömür uygulandığında ise % 38.9 oranında azalmıştır.

Toprağa 100 mg kg⁻¹ Cd uygulandığında ise biyokömürün Cd üzerine azaltıcı etkisi devam etmiş ve 5 g saksı⁻¹ biyokömür uygulamasında kadmiyum konsantrasyonu % 4.5 oranında, 10 g kg⁻¹ biyokömür uygulandığında ise meydana gelen azalma % 11.3 oranında gerçekleşmiştir. Ispanak bitkisi kök Cd konsantrasyonu ise Cd₀ uygulamasında kontrole göre toprağa 5 g kg⁻¹ biyokömür uygulandığında toprak üstü aksamda Cd konsantrasyonu % 9.7 oranında, 10 g kg⁻¹ biyokömür uygulandığında ise % 15.4 oranında azalmıştır. Toprağa 100 mg kg⁻¹ kadmiyum uygulandığında ise biyokömürün kadmiyum üzerine azaltıcı etkisi devam etmiş ve 5 g saksı⁻¹ biyokömür uygulamasında kadmiyum konsantrasyonu % 13.1 oranında, 10 g kg⁻¹ biyokömür uygulandığında ise meydana gelen azalma % 21.7 oranında gerçekleşmiştir. Elde ettiğimiz sonuçlara benzer sonuçlar (Park vd. 2013) tarafından da rapor edilmiştir.

Tavuk gübresi ve yeşil atık biyokömürlerin ağır metallerin sorpsiyonu ve immobilizasyon kapasitesi üzerine yapılan bir çalışmada, Cd ve Pb immobilizasyonu yönünden tavuk gübresi biyokömürünün daha etkili olduğu belirlenmiştir. Şehir atıkları biyokömürü çeltik tarlalarına uygulandığında topraktaki yarayışlı Cd ve pirinç tanesinde Cd konsantrasyonlarını azalttığı saptanmıştır. Biyokömürün Cd'un bitkiye yarayışlı miktarını azaltmasındaki en etkin etmen, yüksek katyon değişim yüzeylerinde Cd'u bağlanmasından kaynaklanmaktadır (Bian vd. 2014). Biyokömür içerisinde yüksek düzeyde bulunan N, P, K ve diğer bitki besin elementleri topraktaki Cd ile rekabete girerek Cd konsantrasyonunun azalmasını ve bitkiye taşınmasını engellediği belirtilmiştir (Zhang vd. 2014).

Biyokömürün kadmiyumun alımını azaltıcı/engelleme etkisi sahip olduğu fonksiyonel gruplarından ileri gelmektedir (Zhi-liang 2018). Biyokömür, alkali karakterde olması yanında, iyon değişim kapasitesinin yüksek olmasıyla ve fonksiyonel grupları sayesinde toprakta kadmiyumu önemli ölçüde tutmakta ve bitkiler tarafından alınması engellemektedir (Zhi-liang 2018). Ayrıca biyokömür iç küre yüzeylerinde iyonik ve kovalent bağları içeren güçlü etkileşim mekanizmalarına (Liang vd. 2010) ve ağır metallerin biyokömüre bağlanabileceği fonksiyonel gruplarına (Cao vd. 2009, Liu vd. 2009, Mohammed vd. 2011, Regmi vd. 2012) sahiptirler. Biyokömürler, sahip oldukları bu özellikleri ile toprak çözeltisinde bulunan başta kadmiyum olmak üzere ağır metaller ile bağ oluşturarak/fikse edilerek toprak çözeltisinde yayırlığının azalmasına ve dolayısı ile bitkiler tarafından alınmasına engel olurlar. Ayrıca biyokömürlerin ağır metallerle birlikte çökmesi de ağır metallerin alımının engellenmesinde önemli bir etkidir (Tong vd. 2011). Diğer yandan biyokömür ilave edilmesi ile toprak pH'sının göreceli artması ile değişebilir Cd fraksiyonunun immobilizasyonu Cd konsantrasyonunun azalmasına neden olmaktadır (Houben ve Sonnet 2015, Mohamed vd. 2018).

4.3 Kadmiyum ve Biyokömür Uygulamalarının Ispanak Bitkisinin Makro Element Konsantrasyonları Üzerine Etkisi

Artan miktarlarda verilen kadmiyumun (Cd) ve biyokömürün (BK) ıspanak bitkisinin toprak üstü aksamı ile kök azot, fosfor, potasyum, kalsiyum ve magnezyum konsantrasyonları üzerine farklı düzeylerde etkili olmuştur. Kadmiyum uygulamaları ıspanak bitkisinin toprak üstü aksamı P ($p<0.05$), K ($p<0.001$), Ca ($p<0.001$) ve Mg ($p<0.001$) konsantrasyonları üzerine etkili olurken, biyokömür uygulamaları ise ıspanak bitkisinin toprak üstü aksam P ($p<0.001$), K ($p<0.001$) ve Mg ($p<0.05$) konsantrasyonları üzerine etkili olmuştur (Çizelge 4.3, 4.4, 4.5, 4.6 ve 4.7). Kadmiyum uygulamaları ıspanak bitkisinin kök P ($p<0.001$), K ($p<0.001$) ve Ca ($p<0.001$) konsantrasyonları üzerine etkili olurken, biyokömür uygulamaları ise ıspanak bitkisinin kök N ($p<0.05$), P ($p<0.01$) ve K ($p<0.001$) konsantrasyonları üzerine etkili olmuştur (Çizelge 4.3-4.7). Kadmiyum biyokömür interaksiyonu ise bahsedilen element konsantrasyonları için önemli bulunmamıştır. Hernandez vd. (1996)'e göre kadmiyum stresi altında yetiştirilen bitkilerde toprak üstü aksamda nitrat redüktaz enzim aktivitesinin engellenmesi sonucu bitkinin topraktan nitrat azotu alımı ve tepeye

taşınımı azalmaktadır. Ayrıca, Van Assche ve Clijsters (1990) Cd toksitesine bağlı olarak proteinlerdeki sülfürhidril gruplarına metallerin bağlanması sonucunda, makro besin elementlerinin yer değiştirmesine, yapılarının tahrip edilmesine veya aktivitelerinin engellenmesine yol açarak N eksikliğine neden olduğunu rapor etmişlerdir. Ancak bizim çalışmamızda kadmiyum uygulamasının ıspanak bitkisinin azot konsantrasyonu üzerine önemli bir etkisi bulunmamıştır.

Toprağa 10 g kg^{-1} düzeyinde biyokömür uygulandığında ıspanak bitkisinin ortalama kök azot konsantrasyonu artmıştır (Çizelge 4.3). Biyokömür uygulamasına bağlı olarak kök azot konsantrasyonunun artmasına toprakta biyokömürden kaynaklanan mikrobiyal aktivitenin etkili olabileceği ve toprakta bulunan azotun kısa sürede mineralize olabilmesi etkili olacağı kanaatine varılmıştır. Kadmiyum uygulamaları ıspanak bitkisinin toprak üstü aksamın ve kökün fosfor konsantrasyonunu sürekli olarak azaltmıştır. Kadmiyum uygulanmadığında (Cd_0) toprak üstü aksamın 6.38 g kg^{-1} olan ortalama fosfor konsantrasyonu toprağa 100 mg kg^{-1} Cd uygulandığında % 11.1 oranında azalarak 5.67 g kg^{-1} 'a gerilemiştir (Çizelge 4.4).

Kökte ise Cd_0 (kontrol) uygulamasında 9.71 g kg^{-1} olan ortalama fosfor konsantrasyonu toprağa 100 mg kg^{-1} Cd uygulandığında % 48.5 oranında azalarak 5.00 g kg^{-1} 'a gerilemiştir (Çizelge 4.4). Ispanak bitkisinde fosfor ağırlıklı olarak kökte birikmiş ve toprak üstü aksama taşınımı kadmiyum tarafından engellenmiştir. Toprağa kadmiyum uygulandığında toprakta var olan VA mikorhizanın etkinliği azalmakta ve bitki kökleri aracılığıyla fosforu alamamaktadır (Zhong vd. 2012). Biyokömürün toprakta yarayışlı fosfor konsantrasyonun artırılmasında dolaylı bir etki, biyokömürün mikroriza aktivitesini artırdığı ve bitki ile mikoriza ilişkisini geliştirdiği, bitkinin doğrudan organik ve çözülemez formdaki P erişimini sağladığı rapor edilmiştir (Deluca vd. 2009, Hammer vd. 2014). Ayrıca, özellikle köklerde belirlenen kadmiyum ile fosfor arasındaki interaksiyondan dolayı birinin ortamda fazla bulunması diğersinin alımını azaltmaktadır (Kabata-Pandias 2011).

Çizelge 4.3 Biyokömürün ıspanak bitkisinde azot konsantrasyonu (g kg⁻¹) üzerine etkisi

Cd, mg kg ⁻¹		Toprak üstü			Kök		
		Biyokömür (g kg ⁻¹)			Biyokömür (g kg ⁻¹)		
		0	5	10	0	5	10
0	59.3±0.02	59.5±0.14	60.3±0.10	30.5±0.01	28.9±0.07	34.4±0.05	
25	57.7±0.08	57.8±0.06	50.72±0.11	30.6±0.05	28.7±0.25	31.1±0.13	
50	59.8±0.22	58.5±0.19	58.4±0.05	28.7±0.09	31.3±0.12	30.0±0.28	
100	59.2±0.02	59.5±0.04	59.3±0.04	28.5±0.04	27.9±0.04	31.6±0.04	
Ort					29.5±0.03 b	29.2±0.07 b	31.8±0.08 a
F değeri	Cd	2.08 ^{öd}			1.14 ^{öd}		
	BK	0.04 ^{öd}			4.45*		
	Cd x BK	0.25 ^{öd}			1.43 ^{öd}		
LSD,0.05	Cd						
	BK				0.19		

öd: önemli değil, *: p<0.05, **: p<0.010; ***: p<0.001. Aynı sütunda aynı harfle gösterilen ortalamalar arasındaki fark önemli değildir (Duncan testi, p<0,05).

53

Çizelge 4.4 Biyokömürün ıspanak bitkisinde fosfor konsantrasyonu (g kg⁻¹) üzerine etkisi

Cd, mg kg ⁻¹		Toprak üstü				Kök			
		Biyokömür (g kg ⁻¹)				Biyokömür (g kg ⁻¹)			
		0	5	10	ort	0	5	10	ort
0	5.17±0.31	6.57±0.21	7.4±0.11	6.38±0.34 a	8.15±1.43	8.69±0.90	12.2±3.30	9.71±1.25 a	
25	5.09±0.55	6.24±0.68	7.82±0.23	6.38±0.47 a	3.57±0.07	5.89±0.89	7.16±0.95	5.54±0.64 b	
50	4.93±0.05	6.25±0.11	6.67±0.10	5.95±0.26 ab	3.49±0.23	4.71±0.87	6.57±0.66	4.92±0.55 b	
100	5.13±0.02	5.71±0.14	6.15±0.09	5.67±0.15 b	3.44±0.65	4.19±0.39	7.36±0.85	5.00±0.68 b	
Ort		5.08±0.13 c	6.19±0.18 b	7.01±0.20 a		4.66±0.69 b	5.87±0.62 b	8.35±1.03 a	
F değeri	Cd	4.20*				10.50***			
	BK	42.91***				9.38**			
	CdxBK	1.84 ^{öd}				0.22 ^{öd}			
LSD,0.05	Cd	0.49				2.06			
	BK	0.43				1.78			

öd: önemli değil, *: p<0.05, **: p<0.010; ***: p<0.001. Aynı sütunda aynı harfle gösterilen ortalamalar arasındaki fark önemli değildir (Duncan testi, p<0,05).

Çizelge 4.5 Biyokömürün ıspanak bitkisinde potasyum konsantrasyonu (g kg^{-1}) üzerine etkisi

Cd, mg kg^{-1}		Toprak üstü				Kök			
		Biyokömür (g kg^{-1})				Biyokömür (g kg^{-1})			
		0	5	10	ort	0	5	10	ort
0	100.8±7.16	125.3±2.57	136.0±3.04	120±5.72 a	49.2±5.78	51.5±8.08	66.7±0.64	55.8±3.97 a	
25	93.6±11.0	98.7±11.2	110.5±2.15	100±5.22 b	31.4±0.97	35.2±10.2	46.3±6.40	37.6±4.15 b	
50	83.0±3.01	93.1±0.05	95.24±1.90	90.4±2.15 c	43.9±2.75	45.1±1.48	48.4±4.53	45.8±1.72 b	
100	74.0±4.04	78.7±1.61	82.5±2.30	78.4±1.88 d	27.7±0.90	32.4±0.15	54.3±0.51	38.1±4.11 b	
Ort	87.8±4.29 b	98.9±5.66 a	106±6.09 a		38.1±3.00 b	41.1±3.63 b	53.9±2.92 a		
F değeri	Cd	32.44***				9.41***			
	BK	11.35***				12.33***			
	Cd x BK	1.40 ^{öd}				1.06 ^{öd}			
LSD,0.05	Cd	9.18				8.09			
	BK	7.95				7.01			

öd: önemli değil, *: $p<0.05$, **: $p<0.010$, ***: $p<0.001$. Aynı sütunda aynı harfle gösterilen ortalamalar arasındaki fark önemli değildir (Duncan testi, $p<0,05$).

54

Çizelge 4. 6 Biyokömürün ıspanak bitkisinde kalsiyum konsantrasyonu (g kg^{-1}) üzerine etkisi

Cd, mg kg^{-1}		Toprak üstü				Kök			
		Biyokömür (g kg^{-1})				Biyokömür (g kg^{-1})			
		0	5	10	ort	0	5	10	ort
0	11.3±0.75	12.2±0.40	12.7±0.38	12.1±0.33 d	15.1±2.14	18.0±3.52	19.4±1.94	17.5±1.46 b	
25	16.8±2.07	17.1±1.80	20.2±0.26	18.1±0.96 c	21.4±0.96	20.4±0.22	19.8±0.06	20.6±0.36 b	
50	25.4±1.37	25.9±0.96	25.2±0.02	25.5±0.49 b	30.3±2.23	27.6±1.54	24.5±4.50	27.5±1.73 a	
100	30.0±0.68	31.2±0.76	29.1±0.53	30.1±0.45 a	38.0±8.51	30.5±2.91	26.6±3.83	31.7±3.28 a	
F değeri	Cd	181.18***				10.32***			
	BK	0.88 ^{öd}				1.09 ^{öd}			
	Cd x BK	1.41 ^{öd}				0.94 ^{öd}			
LSD,0.05	Cd	1.73				5.85			
	BK								

öd: önemli değil, *: $p<0.05$, **: $p<0.010$, ***: $p<0.001$. Aynı sütunda aynı harfle gösterilen ortalamalar arasındaki fark önemli değildir (Duncan testi, $p<0,05$).

Çizelge 4.7 Biyokömürün ıspanak bitkisinde magnezyum konsantrasyonu (g kg^{-1}) üzerine etkisi

Cd, mg kg^{-1}	Toprak üstü				Kök		
	Biyokömür (g kg^{-1})				Biyokömür (g kg^{-1})		
	0	5	10	ort	0	5	10
0	10.2±0.32	11.9±0.23	12.5±0.08	11.5±0.36 c	10.4±1.40	10.7±1.39	11.2±0.27
25	12.5±1.83	13.3±0.20	13.9±0.12	13.2±0.57 ab	10.8±0.56	10.4±0.67	10.1±0.70
50	13.8±0.29	14.4±0.19	13.6±0.12	13.9±0.15 a	12.9±0.88	11.8±0.66	11.3±0.61
100	12.3±0.29	12.4±0.21	13.3±0.44	12.7±0.23 b	10.8±0.61	10.4±0.23	10.1±0.41
Ort	12.2±0.56 b	13.0±0.30 ab	13.3±0.19 a				
F değeri	Cd BK Cd x BK	9.22 *** 4.16* 0.98 ^{öd}			2.65 ^{öd} 0.57 ^{öd} 0.39 ^{öd}		
LSD,0.05	Cd BK	0.98 0.84					

öd: önemli değil, *: $p<0.05$, **: $p<0.010$; ***: $p<0.001$. Aynı sütunda aynı harfle gösterilen ortalamalar arasındaki fark önemli değildir (Duncan testi, $p<0,05$).

Biyokömür uygulaması ıspanak bitkisinin fosfor alımını olumlu yönde teşvik etmiş ve hem toprak üstü aksamda hem de kökte fosfor konsantrasyonunu önemli miktarlarda artırmıştır (Çizelge 4.4). Novak vd. (2009) toprağa uygulanan üzüm posası, yer fıstığı ve çeltik biyokömürlerin yarayışlı P konsantrasyonlarını kontrol uygulamasına göre % 65, % 40 ve % 28 düzeylerinde artırdığını saptanmıştır.

Biyokömürün fosfor alınmasındaki rolü, taşıdığı anyonik moleküllerin fosforun fosfat şeklinde fiksasyonunu engelleyerek doğal organik anyonlar olarak toprağın değışim komplekslerinde kaldıkları ve böylelikle bitkinin fosfordan daha fazla yararlanmasına olanak sağlamasıyla açıklamak mümkündür (Sibanda ve Young 1986, Bolan vd. 1994). Novak vd. (2009) biyokömür uygulamaları ile bitkinin fosfor konsantrasyonundaki artışı toprağa biyokömür gibi organik maddenin eklenmesi ile toprakta fosforun fiksasyonunu azaltıldığını ve fosforun çözünürlüğünü arttırdığı şeklinde açıklamıştır. Deluca vd. (2009) organik maddenin biyokömüre dönüştürülmesi esnasında yüksek miktarda çözülebilir P içeriğine sahip olduğunu ve bu materyalinin toprağa ilave edilmesi ile bitkideki fosfor konsantrasyonu önemli düzeyde arttığını bildirmişlerdir. Nelson vd. (2011) tarafından yürütülmüş bir çalışmada toprağa biyokömür eklenmesiyle birlikte fosforun yarayışlılığı daimi olmamak kaydı ile artırıldığı ve biyokömürün fosfor adsorpsiyonunu engellemesine neden olduğu rapor edilmiştir. Biyokömür bitki fosfor alımı ile ilgili yapılan başka bir çalışmada; biyokömür ve organik gübreler P yarayışlılığını artırmasında sinerji bir etki bulunmaktadır. Biyokömür birçok mekanizma ile bitkiye yarayışlı P konsantrasyonu artırmaktadır. Bu mekanizmalar: biyokömürde bulunan çözünebilir ve değışebilir P, biyokömürün toprak pH'sini artırması, toprakta P elementin Al, Fe ve Ca ile kompleksleri çözmesi ve P döngüsündeki mikro organizmaların aktivitelerin geliştirilmesinden kaynaklandığı belirtilmiştir (Deluca vd. 2009, Xu vd. 2013).

Kadmiyum uygulamaları ıspanak bitkisinin toprak üstü aksamın ve kökün potasyum konsantrasyonunu sürekli olarak azaltmış ancak potasyum ağırlıklı olarak toprak üstü aksamda birikmiştir (Çizelge 4.5). Kadmiyum uygulanmadığında (Cd_0) toprak üstü aksamın 120 g kg^{-1} olan ortalama potasyum konsantrasyonu toprağa 100 mg kg^{-1} Cd uygulandığında % 34.7 oranında azalarak 78.4 g kg^{-1} 'a gerilemiştir (Çizelge 4.5). Kökte

ise Cd₀ (kontrol) uygulamasında 55.8 g kg⁻¹ olan ortalama potasyum konsantrasyonu toprağa 100 mg kg⁻¹ Cd uygulandığında % 31.7 oranında azalarak 38.1 g kg⁻¹'a gerilemiştir (Çizelge 4.5). Potasyum konsantrasyonundaki azalmanın nedenini Lindberg ve Wingstrand (1985) Cd elementinin aktif K alımında sorumlu olan ATPaz'a olumsuz etkide bulunmasıyla, Marschner (1995) ise Cd toksisitesi koşullarında kök hücresi membranlarında meydana gelen deformasyonlardan kaynaklanan potasyum alımının azalmasına bağlamışlardır.

Kadmiyum toksisitesi bitkilerin besin elementi alımlarını olumsuz yöne etkilediğini ve kadmiyum toksisite altında yetiştirilen bezelye bitkisinin potasyum alımı kadmiyum tarafından önemli düzeyde engellediği belirlenmiştir (Khan vd. 2015). Kadmiyum uygulaması arpa bitkisinin kök potasyum konsantrasyonunu azaltırken, toprak üstü aksam potasyum konsantrasyonunda önemli bir değişikliğe neden olmadığı rapor edilmiştir (Metwally vd. 2005, Guo vd. 2017).

Artan dozlarda uygulanan biyokömür ıspanak bitkisinin potasyum alımını olumlu yönde etkilemiş ve hem toprak üstü aksamı ile kökünün potasyum konsantrasyonunu önemli düzeylerde artırmıştır (Çizelge 4.5). Biyokömür potasyumca zengin olması yanında bünyesinde bulunan potasyumun bitkiler tarafından kolay alınabilir formda olması (Lehmann vd. 2003, Chan vd. 2007) biyokömürün bitkiler tarafından potasyum alımındaki artışa neden olmaktadır. Biyokömürün bitki potasyum konsantrasyonu üzerine olan etkisinin araştırıldığı bir çalışmada, potasyum konsantrasyonu açısından biyokömür uygulama dozları arasında önemli bir fark olmamasına rağmen (Nedjimi ve Daoud 2009) genel olarak biyokömür bitki K konsantrasyonu arttırdığı belirlenmiştir (Güneş vd. 2015). Wang vd. (2018) toprak potasyum dinamikleri üzerine biyokömürün etkisini araştırdığı çalışmada, 450 °C sıcaklığında hazırlanan bamboo biyokömürünün dozları (0, 5, 10 ve 25 g kg⁻¹) kışlık buğday bitkisinin potasyum konsantrasyonunu artırdığını, bitkideki potasyum konsantrasyonunun artışına biyokömürün potasyumca zengin olmasının ve biyokömürdeki potasyumun toprakta potasyum çözen bakterilerin gelişimi olumlu yönde etkilemesine neden olduğunu belirtmişlerdir.

Kadmiyum uygulamaları ıspanak bitkisinin toprak üstü aksamının ve kökünün kalsiyum kontrasyonunu sürekli olarak artırmıştır (Çizelge 4.6). Kadmiyum uygulanmadığında (Cd_0) toprak üstü aksamın 12.1 g kg^{-1} olan ortalama kalsiyum konsantrasyonu toprağa 100 mg kg^{-1} Cd uygulandığında 2.48 kat artarak 30.1 g kg^{-1} 'a yükselmiştir (Çizelge 4.6). Kökte ise Cd_0 (kontrol) uygulamasında 17.5 g kg^{-1} olan ortalama kalsiyum konsantrasyonu toprağa 100 mg kg^{-1} Cd uygulandığında 1.81 kat artarak 31.7 g kg^{-1} 'a yükselmiştir (Çizelge 4.6). Literatürlerde kadmiyumun bitkinin kalsiyum konsantrasyonu üzerine olumsuz yönde etki ettiği belirtilmesine karşın denememizde tersi bir durum oluşmuştur. Bu durum ıspanak bitkisi için özel bir durum olabilir.

Denememizde biyokömür uygulaması ıspanak bitkisinin kalsiyum konsantrasyonu üzerine etkili olmaz iken Major vd. (2010) tarafından yapılan 4 yıllık süre tarla denemesinde 0, 8 ve 20 ton ha^{-1} dozlarında uygulanan biyokömürün bitkinin kalsiyum alımını artırdığını, Güneş vd. (2015) ise biyokömür uygulamasının marul bitkinin kalsiyum alımını azalttığını rapor etmişlerdir.

Kadmiyum ve biyokömür uygulamaları ıspanak bitkisinin toprak üstü aksamının magnezyum kontrasyonunu sürekli olarak artırmıştır (Çizelge 4.7). Kadmiyum uygulanmadığında (Cd_0) toprak üstü aksamın 11.5 g kg^{-1} olan ortalama magnezyum konsantrasyonu 100 mg kg^{-1} Cd uygulandığında % 10.4 oranında artarak 12.7 g kg^{-1} 'a yükselmiştir (Çizelge 4.7). Biyokömür uygulanmadığında (BK_0) ise 12.2 g kg^{-1} olan ortalama magnezyum konsantrasyonu toprağa 10 g kg^{-1} biyokömür uygulandığında % 9.01 oranında artarak 13.3 g kg^{-1} 'a yükselmiştir (Çizelge 4.7). Kupper vd. (1998) Cd toksisitesi altında bitki Mg konsantrasyonda meydana gelen artışlar nedeni Cd klorofil yapısında bulunan Mg ile yer değiştiği rapor edilmiştir.

Çalışmamızda biyokömür uygulamasına bağlı olarak ıspanak bitkisinin toprak üstü aksamında magnezyum konsantrasyonunda artış olmasına karşın, Güneş vd. (2015) yaptıkları çalışmada uygulanan biyokömüre bağlı olarak marul bitkisinin magnezyum konsantrasyonunda azalmanın olduğunu belirlemişlerdir.

4.3 Kadmiyum ve Biyokömür Uygulamalarının Ispanak Bitkisinin Mikro Element Konsantrasyonları Üzerine Etkisi

Artan miktarlarda verilen kadmiyumun (Cd) ve biyokömürün (BK) ıspanak bitkisinin toprak üstü aksamı ile kökün demir, bakır, çinko, mangan ve bor konsantrasyonları üzerine farklı düzeylerde etkili olmuştur. Kadmiyum uygulamaları ıspanak bitkisinin toprak üstü aksamı Fe ($p<0.001$), Cu ($p<0.001$), Zn ($p<0.001$), Mn ($p<0.001$) ve B ($p<0.001$) konsantrasyonları üzerine etkili olurken, biyokömür uygulamaları ise ıspanak bitkisinin toprak üstü aksam Fe ($p<0.001$), Zn ($p<0.001$) ve Mn ($p<0.01$) ve B ($p<0.001$) konsantrasyonları üzerine etkili olmuştur (Çizelge 4.8, 4.9, 4.10, 4.11 ve 4.12). Kadmiyum uygulamaları ıspanak bitkisinin kök Cu ($p<0.001$), Zn ($p<0.01$) ve Mn ($p<0.01$) konsantrasyonları üzerine etkili olurken, biyokömür uygulamaları ise ıspanak bitkisinin sadece kök Zn ($p<0.001$) konsantrasyonu üzerine etkili olmuştur (Çizelge 4.8-4.12). Kadmiyum biyokömür interaksyonu ise toprak üstü aksamda tüm element, kökte ise sadece mangan konsantrasyonları için önemli bulunmuştur.

Artan miktarlarda verilen kadmiyumun ve biyokömürün ıspanak bitkisinin toprak üstü aksamı ve kökün demir konsantrasyonu üzerine dalgalı etkiler yapmış ve uygulama konularına bağlı olarak demir konsantrasyonunda artış ve azalışlar belirlenmiştir (Çizelge 4.8). Ferreira vd. (2016) tarafından ayçiçeği bitkisi ile yaptıkları çalışmada ise bitki yaprak demir konsantrasyonunun uygulanan kadmiyuma bağlı olarak azaldığını rapor etmişlerdir. Veronika vd. (2017) tarafından sera koşullarında ıspanak ve hardal bitkileri ile yaptıkları çalışmada uygulanan kadmiyumun bitkilerin demir konsantrasyonu üzerine ise etkili olmadığını bildirmişlerdir. Mielki vd. (2016) uygulanan biyokömürün toprak pH'sini yükselterek yarıyıllık Fe konsantrasyonunun azalmasına neden olduğunu ve bu nedenle bitkide demir konsantrasyonunun azaldığını rapor etmiştir. Güneş vd. (2015) yaptıkları çalışmada biyokömür uygulaması marul bitkisinde demir konsantrasyonunda azalmaya neden olduğunu belirlemişlerdir.

Çizelge 4.8 Biyokömürün ıspanak bitkisinde demir konsantrasyonu (mg kg⁻¹) üzerine etkisi

Cd, mg kg ⁻¹		Toprak üstü			Kök		
		Biyokömür (g kg ⁻¹)			Biyokömür (g kg ⁻¹)		
		0	5	10	0	5	10
0	74.2±3.25 Cb	66.3±3.26 Bc	92.9±1.77 Aa	3088±590	3594±202	2750±308	
25	82.7±2.17 Ba	71.2±0.09 Bb	84.0±2.22 Ba	3658±380	4117±1534	4399±817	
50	65.7±0.83 Db	70.1±0.45 Bb	90.1±1.49 ABa	4228±221	4303±174	4434±52.4	
100	115±2.84 Aa	106±0.42 Ab	88.8±4.06 ABc	4557±540	4507±252	4346±1246	
F değeri	Cd BK Cd x BK	98.80*** 21.53*** 30.52***			2.26 ^{öd} 0.13 ^{öd} 0.20 ^{öd}		
LSD,0.05	Cd BK	6.62					

öd: önemli değil, *: p<0.05, **: p<0.010; ***: p<0.001. Aynı sütunda aynı harfle gösterilen ortalamalar arasındaki fark önemli değildir (Duncan testi, p<0,05). Küçük harfle yatay, büyük harfle ise dikey sütun ortalamaları arasındaki farklar gösterilmiştir.

60

Çizelge 4.9 Biyokömürün ıspanak bitkisinde bakır konsantrasyonu (mg kg⁻¹) üzerine etkisi

Cd, mg kg ⁻¹		Toprak üstü			Kök			
		Biyokömür (g kg ⁻¹)			Biyokömür (g kg ⁻¹)			
		0	5	10	0	5	10	ort
0	14.0±0.14 Bb	14.8±0.33 Bab	15.9±0.25 Aa	15.3±2.94	15.5±2.08	15.9±1.96	15.6±1.19 B	
25	17.1±0.90 Aa	17.1±1.12 Aa	16.1±0.20 Aa	13±2.29	14.1±0.28	18.8±0.81	15.3±1.14 B	
50	11.5±0.34 Ca	11.8±0.30 Ca	12.0±0.19 Ba	30.8±2.71	32.7±0.09	34.4±1.80	32.6±1.07 A	
100	11.7±0.41 Ca	10.0±0.16 Db	8.00±0.96 Cc	29.7±0.43	35.3±1.38	27.9±1.76	30.9±1.29 A	
F değeri	Cd BK Cd x BK	93.72*** 1.06 ^{öd} 4.85**			83.76 *** 1.90 ^{öd} 2.22 ^{öd}			
LSD, 0.05	Cd BK	1.61			3.02			

öd: önemli değil, *: p<0.05, **: p<0.010; ***: p<0.001. Aynı sütunda aynı harfle gösterilen ortalamalar arasındaki fark önemli değildir (Duncan testi, p<0,05). Küçük harfle yatay, büyük harfle ise dikey sütun ortalamaları arasındaki farklar gösterilmiştir.

Çizelge 4.10 Biyokömürün ıspanak bitkisinde çinko konsantrasyonu (mg kg⁻¹) üzerine etkisi

Cd, mg kg ⁻¹	Toprak üstü			Kök			
	Biyokömür (g kg ⁻¹)			Biyokömür (g kg ⁻¹)			
	0	5	10	0	5	10	ort
0	30.2±0.60 A c	36.2±0.10 Ab	41.2±0.35 Aa	34.7±0.98	42.5±2.36	45.2±3.18	40.8±1.96 B
25	19.9±1.00 B c	28.3±0.16 Bb	34.6±1.08 Ba	35.1±0.45	41.6±0.72	44.4±1.13	44.3±1.43 A
50	16.6±0.49 C c	19.5±0.67 Cb	23.8±0.50 Ca	31.4±1.94	39.9±0.96	42.6±0.25	38.0±1.80 C
100	15.6±0.17 C c	17.7±0.16 Db	19.6±0.31 Da	30.0±1.32	38.5±0.93	41.6±1.11	36.7±1.83 C
Ort				32.8±0.85 c	40.6±0.76 b	43.4±0.87 a	
F değeri	Cd	643.99***			5.12**		
	BK	268.07***			53.53***		
	Cd x BK	17.59***			0.15 ^{öd}		
LSD, 0.05	Cd	1.64			2.54		
	BK				2.20		

öd: önemli değil, *: p<0.05, **: p<0.010, ***: p<0.001. Aynı sütunda aynı harfle gösterilen ortalamalar arasındaki fark önemli değildir (Duncan testi, p<0,05). Küçük harfle yatay, büyük harfle ise dikey sütun ortalamaları arasındaki farklar gösterilmiştir.

Çizelge 4.11 Biyokömürün ıspanak bitkisinde Mn konsantrasyonu (mg kg⁻¹) üzerine etkisi

Cd, mg kg ⁻¹	Toprak üstü			Kök			
	Biyokömür (g kg ⁻¹)			Biyokömür (g kg ⁻¹)			
	0	5	10	0	5	10	
0	63.2±0.57 Aa	52.1±0.84 Bb	55.8±0.74 Bb	144±0.27 Ab	168±1.97 Aa	133±8.01 Bb	
25	61.0±6.09 ABa	65.7±0.21 Aa	66.6±0.74 Aa	121±0.19 Ba	126±1.09 Ca	137±3.29 ABa	
50	55.8±0.80 Ba	45.6±0.12 Cb	46.5±0.21 Cb	149±1.80 Aa	123±5.07 Cb	144±2.71 ABa	
100	40.6±0.81 Ca	33.8±0.75 Db	36.0±0.20 Dab	124±17.2 Bb	144±1.95 Ba	152±3.96 Aa	
F değeri	Cd	106.11***			5.94 **		
	BK	9.02**			1.47 ^{öd}		
	Cd x BK	4.19**			6.67***		
LSD, 0.05	Cd	5.79			17.5		
	BK						

öd: önemli değil, *: p<0.05, **: p<0.010, ***: p<0.001. Aynı sütunda aynı harfle gösterilen ortalamalar arasındaki fark önemli değildir (Duncan testi, p<0,05). Küçük harfle yatay, büyük harfle ise dikey sütun ortalamaları arasındaki farklar gösterilmiştir.

Çizelge 4.12 Biyokömürün ıspanak bitkisinde bor konsantrasyonu (mg kg⁻¹) üzerine etkisi

Cd, mg kg ⁻¹	Toprak üstü			Kök		
	Biyokömür (g kg ⁻¹)			Biyokömür (g kg ⁻¹)		
	0	5	10	0	5	10
0	72.2±3.08 Aa	54.1±0.57 ABb	52.9±0.36 Ab	19.2±1.37	20.3±1.29	28.7±3.23
25	64.6±2.30 Ba	57.2±0.08 Ab	55.7±1.07 Ab	20.0±2.74	23.7±1.25	19.3±0.65
50	56.5±0.87 Ca	53.1±1.22 Ba	49.1±0.51 Bb	23.7±2.33	23.7±3.15	23.0±1.40
100	53.1±0.85 Ca	46.7±0.19 Cb	45.7±0.15 Bb	20.6±1.01	22.1±0.76	19.6±0.67
F değeri	Cd	61.69 ***			1.64 ^{öd}	
	BK	68.37 ***			1.39 ^{öd}	
	Cd x BK	9.22 ***			2.88 ^{öd}	

öd: önemli değil, ***: p<0.001. Aynı sütunda aynı harfle gösterilen ortalamalar arasındaki fark önemli değildir (Duncan testi, p<0,05). Küçük harfle yatay, büyük harfle ise dikey sütun ortalamaları arasındaki farklar gösterilmiştir.

Artan miktarlarda verilen kadmiyum ıspanak bitkisinin toprak üstü aksamı bakır konsantrasyonunu azaltırken, kök bakır konsantrasyonunu artırmıştır (Çizelge 4.9). Biyokömür uygulaması ise toprak üstü aksamın bakır konsantrasyonu üzerine dalgalı etkiler yapmış ve uygulama dozlarına bağlı olarak bakır konsantrasyonunda artış ve azalışlar belirlenmiştir (Çizelge 4.9). Artan miktarlarda verilen Cd toprak üstü aksamdaki bakır konsantrasyonunu Cd₅₀ ve Cd₁₀₀ uygulamalarında belirgin şekilde azaltmıştır. Larbi vd. (2002) tarafından yapılan çalışmada, yüksek Cd konsantrasyonun şeker pancarı bitkisinin Cu konsantrasyonunu azalttığı rapor edilmiştir. Biyokömür toprakta yarayışlı bakır miktarını adsorbe etmesi nedeniyle bitkinin bakır alımını azaltmaktadır (Salamani vd. 2014). Karami vd. (2011) çayır otu bitkisiyle yaptıkları çalışmada biyokömür uygulamasının bakır konsantrasyonunu azalttığını belirlemişlerdir. Park vd. (2011) lahanaya bitkisine uygulanan biyokömürün bakır alımını azalttığını bildirmişleridir.

Kadmiyum uygulamaları ıspanak bitkisinin toprak üstü aksamın ve kökün çinko konsantrasyonunu sürekli olarak azaltırken, biyokömür uygulamaları hem toprak üstü aksamın hem de kökün çinko konsantrasyonunu artırmıştır (Çizelge 4.10).

Kadmiyum uygulaması ile toprak üstü aksam çinko konsantrasyonunda meydana gelen azalmalar ıspanak bitkisi için kritik çinko sınır değerinin (20-24 mg Zn kg⁻¹) altına düşmüştür. Diğer bir deyişle kadmiyum ile kirlenmiş topraklarda bitkilerde çinko noksanlığı ortaya çıkabilmektedir. Bu üzerinde önemle durulması gereken bir bulgudur. Kadmiyumun bitkide Zn alımını azaltmaktadır (Grant ve Bailey. 1997, Grant vd. 2002). Kadmiyum uygulamasına bağlı olarak bitki Zn konsantrasyonunda meydana gelen bu azalma Cd ile Zn arasında görülen antagonistik ilişkinin bir sonucu olmuş olabilir. Çünkü bitkide Cd ve Zn arasında etkileşim olduğu ve yüksek kadmiyum Çin hardalı bitkisi Zn konsantrasyonu azalmasına neden olduğu belirtilmiştir (Wong vd. 1984). Çinko eksikliğinde yetişen bitkilerin daha fazla Cd alması, benzer kimyasal özelliklere sahip olan Zn ve Cd'un membranlar üzerindeki absorpsiyon noktaları için rekabet etmesine bağlanmıştır (Grant vd. 1998, Welch vd. 1999, Cakmak vd. 2000). Benzer sonuçlar Mason (2013) ve Larbi vd. (2002) tarafından yapılan çalışmalarda da rapor edilmiştir.

Biyokömür uygulaması, bitkinin toprak üstü aksamı Zn konsantrasyonlarını artırmıştır. Biyokömür uygulamalarına bağlı olarak, Cd₀BK₀ uygulamasına göre BK₅ ve BK₁₀ uygulamalarındaki bitkinin toprak üstü aksamı Zn konsantrasyonunda BK₀ uygulamasına göre sırasıyla % 19.8 ve % 36.4 oranlarında artış görülmüştür. Güneş vd. (2015) farklı sıcaklıklarda elde edilen tavuk gübresi biyokömürü marul bitkisinin gelişimi ve mineral element konsantrasyonlarında yaptıkları çalışmada, 300 °C ve 350 °C sıcaklıklarda elde edilen biyokömür bitki Zn konsantrasyonu artırdığını rapor etmişlerdir. Benzer sonucu Mandal vd. (1988) mısır ve çeltik bitkileri ile yaptıkları çalışmada, uygulanan biyokömürün toprak organik maddesini artırmasından dolayı bitkilerin Zn alımının arttığını belirlemişlerdir.

Kadmiyum uygulaması ıspanak bitkisinin toprak üstü aksamın ve kökün mangan ve bor konsantrasyonunu sürekli olarak azaltırken, biyokömür uygulamaları ıspanak bitkisinin toprak üstü aksamın mangan ve bor konsantrasyonunu, kökte ise sadece bor konsantrasyonunu azaltmıştır (Çizelge 4.11-4.12). Biyokömür uygulanmadığı (BK₀) durumda (Cd₀) uygulamasına göre Cd₂₅, Cd₅₀, Cd₁₀₀ dozlarında bitki Mn konsantrasyonu sırasıyla % 3.48, % 11.7 ve % 35.7 oranlarında azalmıştır (Çizelge 4.11). Yüksek miktarlardaki kadmiyum konsantrasyonu Mn elementine antagonistik etki ettiği için bitkiler tarafından Mn alımı ve taşınımını engellenmektedir (Larbi vd. 2002, Dong vd. 2006, Wu vd. 2007). Buna karşılık yüksek Mn konsantrasyonuna sahip olan topraklarda da bitkiler tarafından kadmiyum alımının engellendiği Cataldo vd. (1981) tarafından rapor edilmiştir. Antagonistik etkiden dolayı farklı bitkilerde kadmiyum mangan alımını engellemiştir (Wallace vd. 1977).

Biyokömürün alkali karakterde olması (Bromfield vd. 1983, Albuquerque vd. 2014) mangan yarayırlılığını sınırlandıran önemli bir faktördür. Uygulanan biyokömürün toprak pH'sini yükselterek yarayırlı mangan konsantrasyonunun azalmasına dolayısı ile bitkilerin toprakta mevcut olan mangandan yararlanamamalarına neden olmuştur (Mielki vd. 2016). Güneş vd. (2015) marul bitkisi ile yaptıkları çalışmada uygulanan biyokömüre bağlı olarak deneme bitkisinin bor konsantrasyonu azaldığını rapor etmişlerdir.

5. SONUÇ ve ÖNERİLER

Kadmiyum uygulaması ıspanak bitkisinin gelişimini olumsuz yönde etkilemiş ve toprak üstü aksam ile kök kuru madde miktarlarını azaltmıştır. Buna karşın uygulanan biyokömüre bağlı olarak ıspanak bitkisinin gelişimi olumlu yönde etkilenmiş ve toprak üstü aksam ile kök kuru madde miktarı artmıştır. Araştırma sonunda biyokömürün kadmiyum toksisitesini azaltmada başarı ile kullanılabileceğini göstermiştir.

Kadmiyum uygulamaları ıspanak bitkisinin toprak üstü aksamının fosfor, potasyum, bakır, çinko, mangan ve bor konsantrasyonlarını azaltırken, kalsiyum, magnezyum ve kısmen demir konsantrasyonlarının artmasına neden olmuştur. Ispanak bitkisi kökünde fosfor, potasyum, çinko, ve mangan konsantrasyonlarında azalmalara neden olurken, kalsiyum ve çinko konsantrasyonlarında artışlara neden olmuştur.

Biyokömür uygulamaları ıspanak bitkisinin toprak üstü aksamının fosfor, potasyum, kalsiyum, magnezyum, çinko konsantrasyonlarında artışa neden olurken, mangan ve bor konsantrasyonlarında azalışlara neden olmuştur. Demir ve bakır konsantrasyonlarında ise artış ve azalışlara neden olmuştur. Ispanak bitkisi kökünde fosfor, kalsiyum ve çinko konsantrasyonlarının artmasına neden olmuştur.

Özellikle kadmiyumla kirlenmiş/kirletilmiş topraklarda yetişen bitkilerde kadmiyumun çinko konsantrasyonu üzerine olan azaltıcı etkisinden dolayı bitkilerde çinko noksanlığı görülebilmektedir. Bu nedenle kadmiyum ile kirlenmiş topraklarda çinkolu gübrelemeye ayrı bir önem verilmesi gerekmektedir.

Biyokömürün iyi bir toprak düzenleyicisi olduğu ve birçok besin maddesinin bitkilerce kolay alınmasını sağladığı ve kadmiyum toksisitesini önlediği göz önüne alındığında uygun ve ekonomik biyokömür eldesi yollarının araştırılması ve geliştirilmesi yararlı olacaktır.

KAYNAKLAR

- Abbas, T., Rizwan, M., Alia, S., Zia-ur-Rehmanb, M., Qayyum, M.F., Abbas, F., Hannan, F. Rinklebe, J. and Ok, Y.S. 2017. Effect of biochar on cadmium bioavailability and uptake in wheat (*Triticum aestivum* L.) grown in a soil with aged contamination. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 140, 37–47
- Adriano, D.C. 1992. *Biogeochemistry of Trace Metals*. Boca Raton, Florida, pp. 109-158.
- Ahmad, M., Ok, Y.S., Rajapaksha, A.U., Lim, J.E., Kim, B.Y., Ahn, J.H., Lee, Y.H., Al-Wabel, M.I., Lee, S.E. and Lee, S.S. 2016. Lead and copper immobilization in a shooting range soil using soybean stover- and pine needle-derived biochars: chemical, microbial and spectroscopic assessments. *J Hazard Mater* 301, 179-186.
- Albuquerque, J.A., Calero, J.M., Barrón, V., Torrent, J., Campillo, M.C., Gallardo, A. and Villar, R. 2014. Effects of biochars produced from different feedstocks on soil properties and sunflower growth. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science* 177, 16-25.
- Alcantara, E., Romera, F.J., Canete, M. and De La Guardia, M.D. 1994. Effects of heavy metals on both induction and function of root Fe (III) reductase in Fe-deficient cucumber (*Cucumis sativus* L.) plants. *J. Exp. Bot.* 45, 1893-1898.
- Ali, Z.N., Abdulkadir, F.M. and Imam, M.M. 2012. Determination of some heavy metals in spinach and lettuce from selected markets in Kaduna metropolis. *Nigerian Journal of Chemical Research*. Vol. 17.
- Alia, N., Sardar, S., Muhammad, S., Khalid, S., Alam, S., Siddique, S., Ahmed, T. and Scholz M. 2015. Toxicity and bioaccumulation of heavy metals in spinach (*spinacia oleracea*) grown in a controlled environment. *Int. J. Environ. Res. Public Health*, 12, 7400-7416.
- Alpaslan, M., Güneş, A. ve İnal, A. 1998. *Deneme Tekniği*. Ankara Üniversitesi Ziraat Fakültesi Yayın No: 1501, Ders Kitabı: 455 s. Ankara.
- Anonim. 1988. *Türkiye Gübreler ve Gübreleme Rehberi*. Köy Hizmetleri Gen. Müd., Toprak ve Gübre Araştırma Ens. Müg. Genel Yayın No: 151, Teknik Yayınlar No: T-59, p., 231.
- Anonim. 2001. *Toprak Kirliliğinin Kontrolü Yönetmeliği*, 10 Aralık 2001 tarih ve 24609 sayılı Resmi Gazete.
- Anonymous. 1951. *Soil Survey Manual*. U.S.D.A. Handbook No:18.

- Anonymous. 1990. FAO. Micronutrient. Assessment at the Country Level: An International Study. FAO Soil Bulletin by Mikko Sillanpaa. Rome
- Anonymous. 1995. U.S. Environmental Protection Agency. Contaminants and Remedial Options at Selected Metal-Contaminated Sites. EPA/540/R-95/512. Cincinnati: National Risk Management Research Laboratory.
- Anonymous. 2008. USGS, Mineral Commodity Summaries, Cadmium. pp 42-43.
- Anonymous. 2010. European Pollutant Release and Transfer Register (E-PRTR). <http://prtr.ec.europa.eu/Home.aspx>. Erişim tarihi:23.08.2018.
- Anonymous. 2011. FAO, 2011. Fao in the 21st Century. Ensuring food security in a changing world. Rome.
- Bagdatlioglu, N., Nergiz, C. and Ergonul, P.G. 2010. Heavy metal levels in leafy vegetables and some selected fruits. *J. Verbr. Lebensm*, 5:421-428
- Barry, G. and Rayment, G.E. 1997. Heavy metals and nutrients in soils and sediments of Raine island, Great Barrier Reef. *Land Contam. Reclam.* 5(4), 281–285.
- Basta, N. T., Ryan, J. A. and Chaney, R. L. 2005. Trace element chemistry in residual-treated soil: key concepts and metal bioavailability. *Journal of Environmental Quality*, 34(1), 49-63.
- Beesley, L., Moreno-Jiménez, E., Gomez-Eyles, J. L., Harris, E., Robinson, B. and Sizmur, T. 2011. A review of biochars' potential role in the remediation, revegetation and restoration of contaminated soils, *Environ. Pollut.*, 159, 3269–3282.
- Bergmann, W. 1992. Nutritional Disorders of Plants. Gustav Fischer. New York.
- Bian, R., Joseph, S., Cui, L., Pan, G., Li, L., Liu, X., Zhang, A., Rutledge, H., Wong, S., Chia, C., Marjo, C., Gong, B., Munroe, P. and Donne, S. 2014. A three-year experiment confirms continuous immobilization of cadmium and lead in contaminated paddy field with biochar amendment. *J. Hazard. Mater.* 272,121-128.
- Blackwell, P. Riethmuller, G. and Collins, M. 2009. Biochar Application to Soil. Biochar for Environmental Management Science and Technology. Edited by Johannes Lehmann and Stephen Joseph. First published by Earthscan in the UK and USA.
- Blum, W.H. 1997. Cadmium uptake by higher plants. In: proceedings of extended abstracts from the fourth international conference on biogeochemistry of trace elements, pp. 109-110, Berkeley, USA. University of California.

- Bolan, N., Naidu, S., Mahimairaja, R. and Baskaran, S. 1994. Influence of low molecular- weight organic acid on the solubilization of phosphates. *Biology and Fertility of Soils*, 18, 311-319.
- Bouyoucos, G.J. 1951. A Recalibration of Hydrometer for Marking Mechanical Analysis of Soil. *Agronomy Journal*. Vol. 43, pp. 434-438.
- Bremner, J.M. 1965. Total nitrogen pp: 1149-1178. *Methods of soil analysis. Part 2. Chemical and microbiological properties*. Ed. C.A. Black. Amer. Soc. of Agron. Inc. Pub. Agron. Series. No: 9, Madison, Wisconsin, U.S.A.
- Bromfield, S.M., Cumming, R.W., David, D.J. and Williams, C.H. 1983. Change in soil pH, manganese and aluminium under subterranean clover pasture. *Aust. J. Exp. Agric. Anim. Husb.* 23,181–191.
- Budavari, S., O'Neil, M.J., Smith, A. and Heckelman, P.E. 1989. *The Merck Index: An Encyclopedia of Chemicals, Drugs, and Biologicals*, Merck and Company Inc., Rahway, NJ.
- Buss, W., Kammann, C. and Koyro, H. W. 2012. Biochar reduces copper toxicity in *Chenopodium quinoa* wild in a sandy soil. *J. Environ. Qual.* 41, 1157-1165.
- Cakmak, I., Welch, R.M., Erenoğlu, B., Romheld, V., Norvell, W.A. and Kochian, L.V. 2000. Influence of varied zinc supply on re-translocation of cadmium (^{109}Cd) and rubidium (^{86}Rb) applied on mature leaf of durum wheat seedlings. *Plant and Soil*, 219, 279-284.
- Campbell, P.G.C. 2006. Cadmium-A priority pollutant. *Environmental Chemistry*, 3(6), 387-388.
- Cao, X., D., Ma, L., N., Gao, B. and Harris, W. 2009. Dairy-manure derived biochar effectively sorbs lead and atrazine, *Environ. Sci. Technol.*, 43, 3285-3291.
- Cataldo, D.A., Garland, T.R. and Wildung, R.E. 1981. Cadmium distribution and chemical fate in soybean plants. *Plant Physiol.* 68, 835-839.
- Chan, K.Y., Van Zwieten, L., Meszaros, I., Downie, A. and Joseph, S. 2007. Assessing the agronomic values of contrasting char materials on Australian hardsetting soil. In *Proceedings of the Conference of the International Agrichar Initiative*.
- Chaney, R.L. and Hornick, S.B. 1978. Accumulation and effects of cadmium on crops. In: *Proc 1st Int.Cd Conference*, San Francisco. Metal Bulletin Ltd., London.
- Chen, B.L., Zhou, D.D. and Zhu, L. Z. 2008. Transitional adsorption and partition of non- polar and polar aromatic contaminants by BCs of pine needles with different pyrolytic temperatures. *Environ. Sci. Technol.*, 42, 5137-5143.

- Chen, X., Chen, G., Chen, L., Chen, Y., Lehmann, J. and McBride, B. M. 2011. Adsorption of copper and zinc BCs produced from pyrolysis of hardwood and corn straw in aqueous solution. *Bioresour. Technol.*, 102, 8877-8884.
- Cherian, M.G. and Goyer, R.A. 1989. Cadmium toxicity. *Comm. Toxicol.* 3, 191-206
- Correa, A.X.R., Rörig, R.L., Verdinelli, A.M., Cotella, S., Ferard, J.F. and Radetski, C.M. 2006. Cadmium phytotoxicity: Quantitative sensitivity relationships between classical endpoints and antioxidative enzyme biomarkers. *Science of the Total Environment*, 357, 120-127.
- Çatak, E., Çolak, G., Tokur, S. ve Bilgiç, O. 2000. Bazı domates ve tütün genotiplerinde kadmiyum etkilerini inceleyen istatistiksel bir çalışma. *B.A.Ü. Fen Bilimleri Enstitüsü Dergisi*, 2,1-2.
- Da-lin, L., Kai-qi, H., Jing-jing, M., Wei-wei, Q., Xiu-ping W. and Shu-pan Z. 2011. Effects of cadmium on the growth and physiological characteristics of sorghum plants. *African Journal of Biotechnology* Vol. 10(70), 15770-15776
- Das, P., Samantaray, S. and Rout, G.R. 1997. Studies on cadmium toxicity in plants *Environmental Pollution*, 98, 29-36.
- Davis, R.D. and Calton-Smith, C. 1980. *Crops as Indicators of the Significance of Contamination of Soil by Heavy Metals*, WRC, Stevenage TR140.
- Day, D., Evans, R. J., Lee, J.W. and Reicosky, D. 2004. Valuable and stable co-product from fossil fuel exhaust scrubbing. Prepr. Paper, American Chemical Society Div. Fuel Chemistry, 49, 352-355.
- DeLuca, T. H., MacKenzie, M. D. and Gundale, M. J. 2009. Biochar effects on soil nutrient transformations. pp. 251-270. In Lehmann, J., Joseph, S. (eds.), *Biochar for Environmental Management: Science and Technology*. Earthscan, London, UK.
- Dias, M.C., Monterio, C., Montinho, J., Correria, C., Gonçalves, B. and Santos, C. 2013. Cadmium toxicity affects photosynthesis and plant growth at different levels. *Acta Physiol. Plant*, 35,1281-1289.
- Dong, J., Wu, F. and Zhang, G. 2006. Influence of Cadmium on Antioxidant Capacity and Four Microelement Concentrations in Tomato Seedlings (*Lycopersicon esculentum*), *Chemosphere*, 64(10), 1659-1666.
- Fellet, G., Marchiol, L., Delle, V.G. and Peressotti A. 2011. Application of biochar on mine tailings: effects and perspectives for land reclamation. *Chemosphere* 83, 1262-1297.
- Feng, J., Shi, Q., Wang, X., Wei, M., Yang, F. and Xu, H. 2010. Silicon Supplementation Ameliorated the Inhibition of Photosynthesis and Nitrate

Metabolism by Cadmium (Cd) Toxicity in *Cucumis sativus* L. *Scientia Horticulturae*, 123(4), 521-530.

Ferguson J.E. 1990. *The Heavy Elements: Chemistry, Environmental Impact and Health Effect*. Pergamon Press, Oxford.

Ferreira, M.A.S., Jorge, A. G.S., Silvany, C.M., Claudia, B.A., Marcela, R.B. and André, D.A.N. 2016. Cadmium effects on sunflower growth and mineral nutrition. *African Journal of Agricultural Research*. Vol. 11(37), 3488-3496.

Fodor, A., Szabo-Nagy, A. and Erdei, L. 1995. The effects of cadmium on the fluidity and H⁺-ATPase activity of plasma membrane from sunflower and wheat roots. *J. Plant Physiol.* 14,787-792.

Follet, R.H. and Lindsay, W.L. 1970. Profile distribution of zinc, iron, manganese and copper in Colorado soils. *Colorado Exp. Station Tech. Bull.* 110. USA.

Gabbott, P. 2008. *Principles and applications of thermal analysis*. Blackwell Publishing, 330-377.

Giordano, P.M. and Mays, D.A. 1977. Yield and heavy metal content of several vegetable species grown in soil amended with sewage sludge. In *Biological Implications of Heavy Metals in the Environment*. ERDA Rep. Conf. 750929, Oak Ridge, Tennessee.

Glaser, B., Lehmann, J. and Zech, W. 2002. Ameliorating physical and chemical properties of highly weathered soils in the tropics with charcoal. A review. *Biol. Fertil. Soils* 35, 219-230.

Goldbold, D.L. and Hutterman, A. 1985. Effect of zinc, cadmium and mercury on root elongation on *Picea abies* (Karst.) seedlings and the significance of these metals to forest die-back. *Environ. Pollution* 38, 375-381.

Grant, C.A. and Bailey, L.D. 1997. Effect of phosphorus and zinc fertilizer management on cadmium accumulation in flaxseed. *J. Sci. Food Agric.*, 73, 307-314.

Grant, C.A., Bailey, L.D., Harapiak, J. T. and Flore, N. A. 2002. Effect of phosphate source, rate and cadmium content and use of *Penicillium bilaii* on phosphorus, zinc and cadmium concentration in durum wheat grain. *Journal of Science of Food and Agriculture*. 82(3), 301-308.

Grant, C.A., Buckley, W.T., Bailey, L.D. and Selles, F. 1998. Cadmium accumulation in crops. *Can. J. Plant Sci.* 78, 1-17.

Grewelling, T. and Peech M. 1960. *Chemical Soil Test*. Cornell University Agricultural Experiment Station Bulletin, No: 960, p., 54.

- Güçlü, K. 1999. pH ve kaompleksan bağımlı ağır metal adsorpsiyonunun incelenmesi ve modellenmesi. Doktora tezi, İ.Ü. Fen Bilimleri Enstitüsü.
- Gunes, A., Inal, A., Sahin, O., Taskin, M. B., Atakol, O. and Yilmaz, N. 2015. Variations in mineral element concentrations of poultry manure biochar obtained at different pyrolysis temperatures, and their effects on crop growth and mineral nutrition. *Soil Use and Management*, 31, 429-437.
- Güneş, A., Alpaslan, M. ve İnal, A. 2010. Bitki Besleme ve Gübreleme. Ankara Üniversitesi Ziraat Fakültesi Yayın No: 1581, Ders Kitabı 553. Ankara. ISBN: 978-975-+482-878-8.
- Gussarsson, M., Adalsteinsson, S., Jensen, P. and Asp, H. 1995. Cadmium and copper interactions on the accumulation ve distribution of Cd and Cu in birch (*Bentula pendula* Roth) seedlings. *Plant Soil*, 171, 185-187.
- Haghiri, F. 1973. Plant uptake of cadmium as influenced by cation exchange capacity, organic matter, zinc and soil temperature. *J. Environ. Qual.* 2, 93-96.
- Hajkowicz, S., Hatton, T., McColl J., Meyer, W. and Young, M. 2003 Futures. Exploring Future Landscapes: a Conceptual Framework for Planned Change. Land and Water Australia, Canberra.
- Hammer, E.C., Balogh-Brunstad, Z., Jakobsen, I., Olson, P.A., Stipp, S.L.S. and Rillig, M.C. 2014. A mycorrhizal fungus grows on biochar and captures phosphorus from its surfaces. *Soil Biol. Biochem.* 77, 252-260.
- Hassan, J.M., Shao, G. and Zhang, G. 2005a. Influence of cadmium toxicity on growth and antioxidant enzyme activity in rice cultivars with different grain cadmium accumulation. *Journal of Plant Nutrition*, 28, 1259-1270.
- Hassan, M.J., Wang, F., Ali, S. and Zhang, G. 2005b. Toxic effects of cadmium on rice as affected by nitrogen fertilizer form. *Plant Soil* 277:845- 856.
- Haygarth, P.M. 1994. Global importance and global cycling of selenium, in *Selenium in the Environment* (Eds W. T. Frankenberger & S. Benson). Marcel Dekker, New York, pp. 1-27.
- Hernandez, L.E., Carpena-Ruiz, R. and Garate, A. 1996. Alterations in the mineral nutrition of pea seedlings exposed to cadmium. *J. Plant Nutr.* 19, 1581-1598.
- Hızalan, E. and Ünal, H. 1966. Topraklarda Önemli Kimyasal Analizler. Ankara Üniversitesi Ziraat Fakültesi Yayınları, 278, s. 88.
- Hornech, D.A., Hart, J.M., Topper, K. and Koepsell, B. 1989. Methods of soil analysis used in the soil testing laboratory at Oregon State University. *Agri. Exp. Sta.*, 1- 21. Oregon, USA

- Houben, D. and Sonnet, P. 2015. Impact of biochar and root-induced changes on metal dynamics in the rhizosphere of *Agrostis capillaris* and *Lupinus albus*. *Chemosphere* 139, 644–651.
- Inal, A., Gunes, A., Sahin Ö., Taskin M.B. and Kaya E.C. 2015. Impacts of biochar and processed poultry manure, applied to a calcareous soil, on the growth of bean and maize. *Soil Use and Management*, 31, 106–113.
- Jackson, M.L. 1958. *Soil Chemical Analysis*. p. 1-498. Prentice- Hall, Inc. Englewood Cliffs, New Jersey, USA.
- Jackson M.L. 1962. *Soil Chemical Analysis*, Prentice Hall Inc. New York, p. 498.
- Jackson, M.L. 1967. *Soil Chemical Analysis*. Prentice Hall of India Private Limited, New Delhi.
- James, E.A. and Joseph, S. 2009. Characteristics of Biochar: Microchemical Properties. P. 34-52. *Biochar for environmental management. Science and technology*. Edited by Lehmann J. and Joseph S. p.416.
- Jin, H. P., Girish, K.C., Nanthi, S.B., Jae, W.C. and Thammared, C. 2011. Biochar reduces the bioavailability and phytotoxicity of heavy metals. *Plant Soil*, 348, 439-451.
- Jones, Jr, J. B., Wolf, B. and Mills, H. A. 1991. *Plant Analysis Handbook*. Micro-Macro Publishing, Inc
- Kabata-Pendias, A. 2011. *Trace Elements in Soils and Plants*, 4th ed. CRC Press, Taylor and Francis Group, LLC. 6000 Broken Sound Parkway NW, Suite 300, Boca Raton, Florida, 534 p.
- Kabata-Pendias, A. and Sadurski, W. 2004. Trace elements and compounds in soil. In: *Elements and Their Compounds in the Environment*, 2 eds. E. Merian, M. Anke, M. Ihnat, M. Stoepler, 79–99, Wiley-VCH, Weinheim.
- Kabata-Pendias, A. and Wiacek, K. 1985. Excessive uptake of heavy metals by plants from contaminated soil, *Soil Sci. Ann.*, 36(4), 33-38.
- Karami, N., Clemente, R., Moreno-Jiménez, E., Lepp, N.W. and Beesley, L. 2011. Efficiency of green waste compost and biochar soil amendments for reducing lead and copper mobility and uptake to ryegrass. *J. Hazard. Mater.* 191, 41–48.
- Khan, A., Khan, S., Khan, M.A., Qamar, Z. and Waqas, M. 2015. The uptake and bioaccumulation of heavy metals by food plants, their effects on plants nutrients, and associated health risk: a review. *Environ. Sci. Pollut. Res.* 22(18), 13772–13799.

- Khan, N.A., Samiullah, S. Singh, R. and Nazar, N. 2007. Activities of antioxidative enzymes, sulphur assimilation, photosynthetic activity and growth of wheat (*Triticum aestivum*) cultivars differing in yield potential under cadmium stress, *Journal of Agronomy and Crop Science*, 193(6), 435-444.
- Korte, F. 1992. *Lehrbuch der Ökologischen Chemie*. 3. Auflage; Georg Thieme: Stuttgart, New York, Vol. 3, 373 pp.
- Kupper, H., Kupper, F. and Spiller M. 1998. In situ detection of heavy metal substitution chlorophylls in water plants. *Photosynthesis Res* 58,123–133.
- Larbi, A., Morales, F., Abadía, A., Gogorcena, Y., Lucena, J.J. and Abadía, J. 2002. Effects of Cd and Pb in sugar beet plants grown in nutrient solution: induced Fe deficiency and growth inhibition. *funct. Plant Biol.* 29, 1453-1464.
- Lehmann, J. 2007. Bio-energy in the black. *The Ecological Society of America*, 5, 381-387.
- Lehmann, J., da Silva, J. P., Steiner C., Nehls, T., Zech, W. and Glaser, B. 2003. Nutrient availability and leaching in an archaeological Anthrosol and a Ferralsol of the Central Amazon basin: fertilizer, manure and charcoal amendments. *Plant and Soil* 249, 343–357.
- Lehmann, J. and Joseph, S. 2009. Biochar for Environmental Management: An Introduction. pp. 1-9. *Biochar for environmental management. Science and Technology*. Edited by Lehmann, J. and Joseph, S. 416p.
- Lehmann, J. and Rondon, M. 2006. Bio-char soil management on highly weathered soils in the humid tropics. *Biological approaches to sustainable soil systems*. CRC Press, Boca Raton, FL, pp. 517-530.
- Lehmann, J., da Silva Jr., J. P., Steiner, C., Nehls, T., Zech, W. and Glaser, B. 2003. Nutrient availability and leaching in an archaeological Anthrosol and a Ferralsol of the Central Amazon basin: Fertilizer, manure and charcoal amendments, *Plant and Soil*, 249, 343–357
- Leon, A.M., Palma, J. M., Corpos, F.J., Gomez, M., Romerpuertas, M.C., Mateos, R. M. and Sandalio, L.M. 2002. Antioxidative enzyme in cultivars of pepper plants with different sensitivity to cadmium. *Plant Physiology and Biochemistry*, 40, 813-820.
- Liang, B., Lehmann, L., Sohi, S.P., Thies, J.E., O'Neil, B., Trujillo, L., Gaunt, J., Solomon, D., Grossman, J., Neves, E. and Luizao, F.J. 2010. Black carbon affects the cycling on non-black carbon in soil, *Org. Geochem.*, 41, 206-213.
- Lindberg, S. and Wingstrand, G. 1985. Mechanisms for Cd²⁺ inhibition of (K⁺, Mg²⁺) ATPase activity and uptake in roots of sugar beet (*Beta vulgaris*) *Physiol. Plant.* 63, 181-6.

- Lindsay, W.L. and Norvell, W.A. 1978. Development of a DTPA test for zinc, iron, manganese, and copper. *Soil Science Society of America Journal*, 42, 421-428.
- Liu, X., Zhang, A., Ji, C., Joseph, S., Bian, R., Li, L., Pan, G. and Paz-Ferreiro, J. 2013. Biochar's effect on crop productivity and the dependence on experimental conditions-A meta-analysis of literature data. *Plant Soil*. doi:10.1007/s11104-013-1806-x.
- Liu, Z. and Zhang, F.S. 2009. Removal of lead from water using biochars prepared from hydrothermal liquefaction of biomass, *J. Hazard. Mater.* 167, 933-939.
- López-Millán, A.F., Sagardoy, R., Solanas, M., Abadía, A. and Abadía J. 2009. Cadmium toxicity in tomato (*Lycopersicon esculentum*) plants grown in hydroponics. *Environmental and Experimental Botany* 65,376–385
- Lu, K., Yang, X., Shen, J., Robinson, B., Huang, H., Liu, D., Bolan, N., Pei, J. and Wang, H. 2014. Effect of bamboo and rice straw biochars on the bioavailability of Cd, Cu, Pb and Zn to *Sedum plumbizincicola*. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 191(2014), 124-132
- Lugon-Moulin, N., Ryan, L., Donini, P. and Rossi, L. 2006. Cadmium content of phosphate fertilizers used for tobacco production. *Agron. Sustain. Dev.*, 26, 151-155.
- Major, J., Rondon, M., Molina, D., Riha, S.J. and Lehmann, J. 2010. Maize yield and nutrition after 4 years of doing biochar application to a Colombian savanna oxisol. *Plant and Soil*, 333,117-128.
- Mandal, B., Hazra, G.C. and Pal, A.K. 1988. Transformation of zinc in soils under submerged conditions and its relation with zinc nutrition of rice. *Plant and Soil*, 106,121-126.
- Marschner, H. 1995. *Mineral Nutrition of Higher Plants* 2nd ed. Academic Press. San Diego, CA, USA,
- Mason, R.P. 2013. *Trace metals in aquatic systems*. John Wiley & Sons, Chichester p.440.
- Mckenna, I.M., Chaney, R.L. and Williams, F.M. 1993. The effects of cadmium and zinc interactions on the accumulation and tissue distribution of zinc and cadmium in lettuce and spinach. *Environ. Pollut.* 79, 113-20
- Mengel, K. and Kirkby, E.A. 1987. *Principles of Plant Nutrition*. International Potash Institute, Bern, Switzerland.
- Metwally, A., Safronova, V.I., Belimov, A.A. and Dietz, K.J. 2005. Genotypic variation of the response to cadmium toxicity in *Pisum sativum* L. *Journal of Experimental Botany* 56, 167-178.

- Mielki, G.F., Novais, R.F., Ker C., Vergütz, L. and Castro, G.F. 2016. Iron availability in tropical soils and iron uptake by plants. *Revista Brasileira de Ciencia do Solo*, 40, 1-14.
- Mobin, M. and Khan, N.A. 2007. Photosynthetic activity, pigment composition and antioxidative response of two mustard (*Brassica juncea*) cultivars differing in photo- synthetic capacity subjected to cadmium stress, *Journal of Plant Physiology*, 164(5), 601- 610.
- Mohamed, I., Ali, M., Ahmed, N., Mohamed, H.H., Abbas, M.H.H., Abdelsalam, M., Azab, A., Raleve, D. and Fang, C. 2018. Cow manure-loaded biochar changes Cd fractionation and phytotoxicity potential for wheat in a natural acidic contaminated soil. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 30, 348-353
- Mohammed, F.M., Roberts, E.P., Hill, A., Campen, A.K. and Brown, N.W. 2011. Continuous water treatment by adsorption and electrochemical regeneration, *Water Res.*, 45, 3065-3074.
- Monteiro, M.S., Santos, C., Soares, A. and Mann, R. 2009. Assessment of biomarkers of cadmium stres in lettuce. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 72, 811-818.
- Moreno, J.L., Hernandez, T. and Garcia, C. 1999. Effects of a cadmium-containing sewage sludge compost on dynamics of organic matter and microbial activity in an arid soils. *Biol. Fert. Soils*, 28, 230-237.
- Naik, S.K., Pandit, T.K., Patra, P.K. and Das, D.K. 2013. Effects of graded levels of cadmium on spinach and cabbage grown in an inceptisol. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, 44(10), 1629-1642.
- Namgay, T., Singh, B. and Singh, B.P. 2010. Influence of biochar application to soil on the availability of As, Cd, Cu, Pb, and Zn to maize (*Zea mays* L.), *J. Aust. Soil Res.*, 48, 638-647.
- Nedjimi, B. and Daoud, Y. 2009. Cadmium accumulation in *Atriplex halimus* subsp. *Schweinfurthii* and its influence on growth, proline, root hydraulic conductivity and nutrient uptake. *Flora -Morphology, Distribution, Functional Ecology of Plants*, 204, 316-324.
- Nelson, N.O., Agudelo, S.C., Yuan, W. and Gan, J. 2011. Nitrogen and phosphorus availability in biochar-amended soils. *Soil Science*, 176(5), 218-226.
- Niess, D.H. 1999. Microbial heavy-metal resistance. *Applied Microbiol. Biotech.*, 51, 730-750

- Novak, J.M., Busscher, W.J., Laird, D.L., Ahmedna, M., Watts, D.W. and Niandou, M. A.S. 2009 Impact of biochar amendment on fertility of a southeastern Coastal Plain soil. *Soil Science*, 174, 105-112.
- Ok, Y.S., Kim, S.C., Kim, D.K., Skousen, J.G., Lee J.S., Cheong, Y.W., Kim S.J. and Yang J.E. 2011. Ameliorants to immobilize Cd in rice paddy soils contaminated by abandoned metal mines in Korea. *Environ Geochem Health*, 33, 23-30.
- Okimori, Y., Ogawa, M., and Takahashi, F. 2003. Potential of CO₂ emission reductions by carbonizing biomass waste from industrial tree plantation in south Sumatra, Indonesia. *Mitigat. Adaptat. Strateg. Global Change*, 8, 261-280.
- Olsen, S.R., Cole, C.V., Watanabe, F.S. and Dean, N.C. 1954. Estimation of available phosphorus in soil by extraction with sodium bicarbonate. U. S. Dept. of Agri. Cir., 939, Washington. D.C.
- Pacyna, J.M. 1986. Atmospheric trace elements from natural and anthropogenic sources. In: Nriagu JO, Davidson CI (Eds) *Toxic metals in the atmosphere*, Chap 2. Wiley, New York.
- Park, H.J., Choppala, G.K., Bolan, N.S., Chung, J.W. and Chuasavathi, T. 2011. Biochar reduces the bioavailability and phytotoxicity of heavy metals. *Plant and Soil*, 348, 439-451.
- Park, J.H., Choppala, G.H., Lee, S.J., Bolan, N., Chung, J.W. and Edraki, M. 2013. Comparative sorption of Pb and Cd by biochars and its implication for metal immobilization in soil, *Water Air Soil Poll.*, 224, 1711
- Pendias, H. and Pendias K. 1989. *Trace elements in soils and plants*. CRC Press, Florida.
- Pereira, B.F.F., Rozane, D.E., Araújo, S.R., Barth, G., Queiroz, R.J.B., Nogueira, T.A. R. and Malavolta, E. 2011. Cadmium availability and accumulation by lettuce and rice. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, 35(2), 645-654.
- Pierzynski, G.M., Sims, J.T. and Vance, G.F. 2000 *Soils and Environmental Quality*, CRC Press, 2nd edition, London, UK,
- Pinto, A.P., Mota, A.M.M., de Varennes, A. and Pinto F.C. 2004. Influence of organic matter on the uptake of cadmium, zinc, copper and iron by sorghum. *Sci. Tot. Environ.*, 326, 239-247
- Poschenrieder, C.H.P., Gunse, B. and Barcelo, J., 1989. Heavy metals effects on plants. *Plant Physiol.* 190, 1365-1371.

- Pratt, P.F. 1965. Methods of soil analysis. Part 2. Chemical and microbiological properties. Ed. C. A. Black. Amer. Soc.of Agron. Inc.Puc. Agron., Series No. 9.
- Ramos, I., Esteban, E., Lucena, J.J. and Garate A. 2002. Cadmium uptake and subcellular distribution in plant of *Lactuca sp.* Cd-Mn interaction. Plant Sci., 162, 761-767.
- Rascio, N. and Navari-Izzo F. 2011. Heavy metal hyperaccumulating plants: How and why do they do it? and what makes them so interesting? Plant Science, 180, 169-181.
- Raveendran, K., Ganesh, A. and Khilart, K.C. 1995. Influence of mineral matter on biomass pyrolysis characteristics. Fuel, 74, 1812-1822.
- Reese, R.N. and Roberts, L.W. 1985. Cadmium-induced ultrastructural changes in suspension-cultured tobacco cells. Journal of Plant Physiology, 122, 123-130.
- Regmi, P., Moscoso, J.L.G., Kumar, S., Cao, X., Mao, J. and Schafran, G. 2012. Removal of copper and cadmium from aqueous solution using switchgrass biochar produced via hydrothermal carbonization process. J. Environ. Manage., 109, 61-69.
- Richards, L.A. 1954. Diagnosis and Improvement of Saline and Alkali Soils. United States Department of Agriculture Handbook 60, 94-66.
- Rizwan, M., Ali S., Qayyum, M.F., Ibrahim, M., Rehman, M.Z., Abbas, T. and Ok, Y.S. 2016. Mechanisms of biochar-mediated alleviation of toxicity of trace elements in plants: a critical review. Environ Sci Pollut Res, 23, 2230-2248.
- Salmani, M.S., Khorsandi, F., Yasrebi, J. and Karimian, N. 2014. Biochar effects on copper availability and uptake by sunflower in a copper contaminated calcareous soil. International journal of plant, Animal and Environmental Sciences, 4, 389-294.
- Salt, D.E., Prince, R.C., Pickering, I.J. and Raskin, I. 1995. Mechanisms of cadmium mobility and accumulation in Indian mustard. Plant Physiol., 109, 1427-1433.
- Sanita, Di Toppi, L. and Gabbrielli, R.1999. Response to cadmium in higher plants. Environ. Exp. Bot., 41, 105-130.
- Schmitt, H.W. and Sticher, H. 1991. Heavy metal compounds in the soil. In: Metals and Their Compounds in the Environment - Occurrence, Analysis and Biological Relevance (Merian, E. Ed.). VCH, New York, pp. 311-331.
- Seaward, M.R.D. and Richardson D.H.S. 1990. Atmospheric sources of metal pollution and effects on vegetation. In: Shaw AJ (eds.) Heavy metal tolerance in plants evolutionary aspects. CRC Press, Boca Raton, pp. 75-94

- Shahid, M., Xiong, T., Masood, N., Leveque, T., Quenea, K., Austruy, A., Foucault, Y. and Dumat, C. 2014. Influence of plant species and phosphorus amendments on metal speciation and bioavailability in a smelter-impacted soil: a case study of food-chain contamination. *J. Soil. Sediment*, 14, 655-665.
- Shariati, M. and Farshi, S. 1997. Heavy metal accumulation in south Tehran vegetable crops. *J. Soil and Water*, 5:3.
- Shi, G.C. Liu, C., Cai, Q., Liu Q. and Hou, C. 2010. Cadmium accumulation and tolerance of two safflower cultivars in relation to photosynthesis and antioxidative enzymes. *Bulletin of Environmental and Contamination Toxicology*, 85(3), 256-263.
- Sibanda H.M. and Young, S.D. 1986. Competitive sorption of humus acids and phosphate on oethite, gibbsite and two tropical soils. *Journal of Soil Science*, 37, 197-204.
- Smeyers-Verbeke, J., Graera, M., Françaiois, M., Jaegere, R. and Massart M.L. 1978. Cadmium uptake by intact wheat plants. *Plant Cell and Environment*, 1, 291-296.
- Sohi, S., Elisa, L.C., Krull, E. and Bol, R. 2009. Biochar, climate change and soil: A review to guide future research. *CSIRO Land and Water Science Report series*, ISSN: 1834-6618 pp. 32-38.
- Somashekaraiah, B.V., Padmaja K. and Prasad A.R.K. 1992. Phyto-toxicity of cadmium ions on germinating seedlings mung bean (*Phaseolus vulgaris*): involvement of lipid peroxides in chlorophyll degradation. *Physiol. Plant.*, 85, 85-89.
- Southavong, S., Preston, T.R. and Man, N.V. 2012. Effect of soil amender (biochar or charcoal) and biodigester effluent on growth of water spinach. *Livestock Research for Rural Development*, Vol 24.
- Sposito, G. and Page, A.L. 1984. Cycling of metal ions in the soil environments, in *Metal Ions in Biological Systems*, Sigel, H., M., Dekker, (eds), 287, New York.
- Steiner, A., Teixeira, W.G. and Zech, W. 2008. Soil respiration curves as soil fertility indicators in perennial central Amazonian plantations treated with charcoal, and mineral or organic fertilizers. *Tropical Sci*, 47, 218-230.
- Steiner, C., Glaser, B., Teixeira, W., Lehmann, J., Blum, W. and ZechW. 2008. Nitrogen retention and plant uptake on a highly weathered Central Amazonian Ferralsol amended with compost and charcoal. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*, 171, 893-899.

- Stigliani, W.M. 1995. Global perspectives and risk assessment, in Biogeodynamics of Pollutants in Soils and Sediments, Salomons, W. and Stigliani, W. M. (eds.), Springer, p 331, Berlin.
- Stobart, A.K., Griffiths, W., Bukhari, I. A. and Sherwood, R.P. 1985. The effect of cadmium on the biosynthesis of chlorophyll in leaves of barley. *Physiol. Plant.*, 63, 293-298.
- Street, R.A.M., Kulkarni, G., Stirk, W. A., Southway, C. and Van Staden, J. 2010. Effect of cadmium on growth and micronutrient distribution in wild garlic (*Tulbaghia vio-lacea*). *South African Journal of Botany*, 76(2), 332-336.
- Sun, L., Wu, Q., Liao, K., Yu, P., Cui, Q., Rui, Q. and Wang, D. 2016. Contribution of heavy metals to toxicity of coal combustion related fine particulate matter (PM_{2.5}) in *Caenorhabditis elegans* with wild-type or susceptible genetic background. *Chemosphere* 144, 2392-2400.
- Şahin, Ö., Taşkın, M.B., Kaya, E.C. ve Taşkın, H. 2016. Fosfor ile Zenginleştirilmiş Biyokömürün Marul Bitkisinin (*Lactucasativa* L. cv. Maritima) Gelişimi ve Mineral Element Konsantrasyonu Üzerine Etkisi. *Çukurova Tarım Gıda Bil. Der.*, 31(3), 101-107.
- Şahin, Ö., Taskın, M.B., Kaya, E.C. ve Taskın H. 2017. Tavuk Gübresi Biyokömürünün Çeltik Bitkisi Arsenik Alımı ve Arsenik Düzeyleri Üzerine Etkisi ve Oksidatif Stres İle İlişkisi. *Uludağ Üniversitesi Ziraat Fakültesi Dergisi*, Cilt 31 Sayı 1.
- Tian, S., Lu, L., Zhang, J., Wang, K., Brown, P., He, Z., Liang, J. and Yang, X. 2011. Calcium protects roots of *Sedum alfredii* H. against cadmium-induced oxidative stress. *Chemosphere*, 84, 63-69.
- Tong, X., Li, J., Yuan, J. and Xu, R. 2011. Adsorption of Cu (II) by biochars generated from three crop straws. *Chem. Eng. J.*, 172, 828-834.
- Toppi, S.L. and Gabrielli, R. 1999 Response to cadmium in higher plants. *Environ. Exp. Bot.*, 41, 105-130.
- Tsibart A. 2017. Heavy metal behavior in contaminated soil amended with biochar. Erasmus Mundus International Master of Science in Environmental Technology and Engineering, Course N0: 2011-0172.
- Uchimiya, M., Cantrell, K.B., Hunt P.G, Novak J.M. and Chang, S. 2012. Retention of heavy metals in a Typic Kandudult amended with different manure-based biochars. *J. Environ. Qual.*, 41, 1138-1149.
- Uraguchi, S., Mori, S., Kuramata, M., Kawasaki, A., Arai, T. and Ishikawa, S. 2009. Root-to-shoot Cd translocation via the xylem is the major process determining shoot and grain cadmium accumulation in rice. *J. Exp. Bot.*, 60 (9), 2677-2688.

- Van Assche, F. and Clijsters, H. 1990. Effects of metals on enzyme activity in plant. *Plant Cell and Environment*, 13, 195-206.
- Van Kauwenbergh, S.J. 2001. Cadmium in phosphate rock and fertilizers. Paper presented at The Fertilizer Institute 2001 World Fertilizer Conference, Chicago, Illinois. p. 25.
- Van Kauwenbergh S.J. 2002. Cadmium content of phosphate rocks and fertilizers, International Fertilizer Industry Association (IFA) Technical Conference, Chennai, India, September 2002.
- Verma P., George K.V., Singh H.V. and Singh R.N. 2007. Modeling cadmium accumulation in radish, carrot, spinach and cabbage. *Appl Mathem Mod* 31, 1652–1661
- Veronika, Z., Kateřina, B., Daniela, P., Pavla, K. and Pavel, T. 2017. Effect of biochar application on the content of nutrients (Ca, Fe, K, Mg, Na, P) and amino acids in subsequently growing spinach and mustard. Vol. 63, 2017, No. 7, 322–327.
- Yaban, H. 2015. Biochar uygulamalarının tütün (*Nicotiana tabacum*) bitkisinin kadmiyum alımı ve mineral beslenmesi üzerine etkisi. Yüksek Lisans Tezi (basılmamış) Gaziosmanpaşa Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Tokat.
- Younis, U., Malik, S.A., Rizwan, M., Qayyum, M.F., Ok Y.S., Shah, M. H.R., Rehman, R. A. and Ahmad, N. 2016. Biochar enhances the cadmium tolerance in spinach (*Spinacia oleracea*) through modification of Cd uptake and physiological and biochemical attributes. *Environ Sci Pollut Res*, 23, 21385–21394
- Zhang, Z.Y., Meng, J., Dang, S. and Chen, W.F. 2014. Effect of Biochar on Relieving Cadmium Stress and Reducing Accumulation in Super japonica Rice. *Journal of Integrative Agriculture*, 13(3), 547-553.
- Zhao, B. and Nartey O. D. 2014. Characterization and evaluation of biochars derived from agricultural waste biomass from Gansu, China. The World Congress on Advances in Civil, Environmental and Materials Research (ACEM14). Busan, Korea, August 24-28.
- Zhi-liang, C., Jian-qiang, Z., Ling, H., Zhi-hui, Y., Zhao-jun, L. and Min-chao, L. 2018. Removal of Cd and Pb with biochar made from dairy manure at low temperature. *Journal of Integrative Agriculture*. 17(0), 60345-7
- Zhong, W.L., Li, J.T., Chen, Y.T., Shu, W.S. and Liao, B. 2012. A study on the effects of lead, cadmium and phosphorus on the lead and cadmium uptake efficacy of *Viola baoshanensis* inoculated with arbuscular mycorrhizal fungi. *J Environ Monit.*, 14(9), 2497-504.

- Wagner, G.J. 1993. Accumulation of cadmium in crop plants and its consequences to human health. *Adv. Agron.*, 51, 73-212
- Wallace, A., Romney, E.M., Alexander, G.V., Mueller, R.T., Soufi, S.M. and Patel, M.P. 1977. Some interactions in plants among cadmium, other heavy metals and chelating agents. *Agron. J.* 69, 18-20.
- Wang, L., Xue C., Nie, X., Liu, Y. and Chen F. 2018. Effects of biochar application on soil potassium dynamics and crop Uptake. *J. Plant Nutr. Soil Sci.*, 000, 1-9
- Warnock, D.D., Lehmann, J, Kuyper, T.W. and Rilling, M.C. 2007. Mycorrhizal responses to biochar in soil-concepts and mechanisms. *Plant Soil*, 300, 9-20.
- Weast, R.C. 1986. *CRC Handbook of Chemistry and Physics*, 1985-1986, CRC Press Inc., Boca Raton, FL.
- Welch, R.M., Hart, J.J., Norvell, W.A., Sullivan, L.A. and Kochian, L.V. 1999. Effects of nutrient solution zinc activity on net uptake, translocation, and root export of cadmium and zinc by separated sections of intact durum wheat (*Triticum turgidum*) seedling roots. *Plant and Soil*, 208, 243-250.
- Wolf, B. 1971. The Determination of Boron in Soil Extracts, Plant Materials, Composts, Manures, Water and Nutrient Solutions, *Soil Science and Plant Analysis*, 2, 363-374.
- Wong, M.K., Chuah, G.K. Koh, L.L., Ang, K.P. and Hew, C.S. 1984. The uptake of cadmium by *Brassica Chinensis* and its effect on plant zinc and iron distribution. *Environ. Expt. Bot.*, 24, 189-195.
- Wu, F.B., Zhang, G.P., Dominy, P., Wu, H.X. and Bachir, D.M.L. 2007. Differences in yield components and kernel Cd accumulation in response to Cd toxicity in four barley genotypes. *Chemosphere* 70, 83-92.
- Xu, G., Wei, L.L., Sun, J.N., Shao, H.B. and Chang, S.X . 2013. What is more important for enhancing nutrient bioavailability with biochar application into a sandy soil: Direct or indirect mechanism? *Ecological engineering*, 52, 19-124.

EKLER

EK 1 Sera denemesinde kullanılan toprağın makro ve mikro element miktarları için sınıflandırma değerleri	83
EK 2 Sera denemesinde kullanılan ıspanak bitkisi için makro ve mikro element miktarlarının yeterlilik sınıfları (Jones vd. 1991).....	84
EK 3 Bitkiler için kadmiyum konsantrasyonu yeterlilik sınıfı (Kabata-Pendias 2011)..	85
EK 4 Uygulamaların ıspanak bitkisi gelişimi üzerine etkileri	86

EK 1 Sera denemesinde kullanılan toprağın makro ve mikro element miktarları için sınıflandırma değerleri

Besin maddesi	Yeterlilik sınıfı					Kaynak	
	Çok az	Az	Yeter	Fazla	Çok fazla		
P, mg kg ⁻¹	< 2,5	2,5-8,0	8,0-25	25-80	> 80	Anonymous 1990	
K, mg kg ⁻¹	< 50	50-100	100-300	300-1000	> 1000	Anonymous 1990	
Ca, mg kg ⁻¹	< 238	238-1150	1150-3500	3500-10000	> 10000	Anonymous 1990	
Mg, mg kg ⁻¹	< 50	50-160	160-480	480-1500	> 1500	Anonymous 1990	
Zn, mg kg ⁻¹	< 0,2	0,2-0,7	0,7-2,4	2,4-8,0	> 8	Anonymous 1990	
Mn, mg kg ⁻¹	< 4	4-14	14-50	50-170	>170	Anonymous 1990	
B, mg kg ⁻¹	< 0.5	0.5-1.0	1.0-2.4	2.5-5.09	> 5	Anonymous 1990	
Kireç, g kg ⁻¹	Az kireçli	Kireçli	Orta kireçli	Fazla kireçli	Çok fazla kireçli	Anonim 1988	
	< 10	10-50	50-150	150-250	> 250		
Organik madde, g kg ⁻¹	Çok az	Az	Orta	İyi	Yüksek	Anonim 1988	
	0-10	10-20	20-30	30-40	> 40		
Tuz, g kg ⁻¹	Tuzsuz	Hafif tuzlu	Orta tuzlu	Çok tuzlu	Richards, 1954		
	0-1,5	1,5-3,5	3,5-6,5	> 6,5			
Toprak reaksiyonu, pH	Kuvvetli asit	Orta asit	Hafif asit	Nötr	Hafif alkali	Kuvvetli alkali	Anonim 1988
	< 4,5	4,5-5,5	5,5-6,5	6,5-7,5	7,5-8,5	> 8,5	

EK 2 Sera denemesinde kullanılan ıspanak bitkisi için makro ve mikro element miktarlarının yeterlilik sınıfları (Jones vd. 1991)

Bitki kısmı: Genç yaprak			
Yetiştirme süresi: 30-50 günlük			
Element	Noksan	Yeterli	Fazla
N, g kg ⁻¹	30-39	40-60	>60
P, g kg ⁻¹	2.5-2.9	3-6	>7
K, g kg ⁻¹	40-49.9	50-80	>80
Ca, g kg ⁻¹	5-6.9	7-12	>12
Mg, g kg ⁻¹	4-5.9	6-10	>10
Fe, mg kg ⁻¹	50-59	60-200	>200
Cu, mg kg ⁻¹	3-4	5-25	>25
Zn, mg kg ⁻¹	20-24	25-100	>100
Mn, mg kg ⁻¹	20-29	30-250	>250
B, mg kg ⁻¹	15-24	25-60	>60

EK 3 Bitkiler için kadmiyum konsantrasyonu yeterlilik sınıfı (Kabata-Pendias 2011)

Element	Normal	Kabul edilebilir	Toksik
Cd, mg kg ⁻¹	0.05-0.2	0.2-0.5	5-30



EK 4 Uygulamaların ıspanak bitkisi gelişimi üzerine etkileri





ÖZGEÇMİŞ

Adı Soyadı : Abdoul-Rasmane OUEDRAOGO
Doğum tarihi : 31/12/1988
Doğum yeri : Gaskay - KAD/ Burkina Faso
E-Posta : abdoulraogo@gmail.com
Tel : +(90) 536 685 00 75
Adres : Köşk Mah. Anavatan Cad. 36/A Keçiören/Ankara- Türkiye
Medeni hali : Bekar
Yabancı dil : Türkçe, Fransızca, İngilizce, Arapça

EĞİTİM DURUMU (Kurum ve YIL)

Lisans: Kahramanmaraş Sütçü İmam Üniversitesi, Ziraat Fakültesi, Toprak Bilimi ve Bitki Besleme Bölümü, 2012-2016.

Yüksek Lisans: Ankara Üniversitesi, Toprak Bilimi ve Bitki Besleme, 2018

HAKEMLİ DERGİLER

Akça H., Taban, N., Turan, M.A., Taban, S., **Ouedraogo, A.R.**, Türkmen, N., 2017. Türkiye’de sarımsak tarımı yapılan toprakların verimlilik durumu. Journal of Soil Science and Plant Nutrition of Turkey. 5 (2) 93-100

ULUSLARARASI SEMPOZYUM SUNUM

Akça, H., Turan, M.A., Taban, N., Taban, S., **Ouedraogo, A.R.**, Türkmen, N. 2017. Türkiye’de Sarımsak Tarımı Yapılan Bazı Yöre Topraklarının Potansiyel Beslenme Problemleri ve Toprak Özellikleri ile İlişkisi. 5th International Participation Soil and Water Resources Congress, Kırklareli, 12-15 Eylül.

Akça, H., Turan, M.A., Taban, N., Taban, S., **Ouedraogo, A.R.**, Türkmen, N. 2017. Türkiye’de Sarımsak Tarımı Yapılan Farklı Yöre Topraklarının Selenyum İçerikleri ve Bazı Temel Toprak Özellikleri Arasındaki İlişkiler. 5th. International Participation Soil and Water Resources Congress, Kırklareli, 12-15 Eylül.

PROJELER

Taban, S., **Ouedraogo, A.R.**, 2018. Ispanak (*Spinacia oleracea*. L.) Bitkisinde Biyokömürün Kadmiyum Toksisitesini Önleme ve Mineral Element Konsantrasyonları Üzerine Etkisi. Ankara Üniversitesi Bilimsel Araştırma Projeleri Koordinatörlüğü, 18L0447001 nolu Proje, (Devam ediyor).

KATILDIĞI EĞİTİM PROGRAMLARI

Business Management (2014- 2015) SWISS eLearning Institute

Global Agriculture and Food Science (March 04th – June 29th, 2018) Japan / Niigata

