



**T.C.
SIVAS CUMHURİYET ÜNİVERSİTESİ
FENBİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ**

**BIYOKÖMÜR EKLENEN TOPRAKTA FİĞ (*Vicia sativa*) BİTKİ
GELİŞİMİNE ARSENİKLİ SULAMA SUYU ETKİSİ**

YÜKSEK LİSANS TEZİ

**Eymen HAMİT
(20169220005)**

**Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı
Tez Danışmanı: Prof. Dr. Şükrü ASLAN**

**SIVAS
HAZİRAN- 2019**

EYMEN HAMİT 'in hazırladığı ve “**Biyokömür Eklenen Toprakta Fiğ (*Vicia sativa*) Bitki Gelişimine Arsenikli Sulama Suyu Etkisi**” adlı bu çalışma aşağıdaki jüri tarafından **ÇEVRE MÜHENDİSLİĞİ ANABİLİM DALI**'nda **YÜKSEK LİSANS TEZİ** olarak kabul edilmiştir.

Tez Danışmanı	Prof. Dr. Şükrü ASLAN Sivas Cumhuriyet Üniversitesi
Jüri Üyesi	Doç Dr. Nevzat BEYAZIT Ondokuz Mayıs Üniversitesi
Jüri Üyesi	Dr. Öğr. Üyesi Mustafa ÖZTÜRK Sivas Cumhuriyet Üniversitesi

Bu tez, Cumhuriyet Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü tarafından **TEZLİ YÜKSEK LİSANS TEZİ** olarak onaylanmıştır.

Prof. Dr. İsmail ÇELİK
FENBİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ MÜDÜRÜ

Bu tez, Cumhuriyet Üniversitesi Senatosu'nun 20.08.2014 tarih ve 7 sayılı kararı ile kabul edilen Fen Bilimleri Enstitüsü Lisansüstü Tez Yazım Kılavuzu (Yönerge)'nda belirtilen kurallara uygun olarak hazırlanmıştır.



*Bu tez, Cumhuriyet Üniversitesi Bilimsel Araştırma Projeleri (CÜBAP) Komisyonu tarafından **M-693** Nolu proje kapsamında desteklenmiştir.*



Bütün hakları saklıdır.
Kaynak göstermek koşuluyla alıntı ve gönderme yapılabilir.

© Eymen HAMİT, 2019

Çalışma sırasında bana destek olan aileme, hocalarıma ve tüm arkadaşlarıma...



ETİK

Cumhuriyet Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü, Tez Yazım Kılavuzu (Yönerge)'nda belirtilen kurallara uygun olarak hazırladığım bu tez çalışmada;

- ✓ Bütün bilgi ve belgeleri akademik kurallar çerçevesinde elde ettiğimi,
- ✓ Görsel, işitsel ve yazılı tüm bilgi ve sonuçları bilimsel ahlak kurallarına uygun olarak sunduğumu,
- ✓ Başkalarının eserlerinden yararlanılması durumunda ilgili eserlere, bilimsel normlara uygun olarak atıfta bulunduğumu ve atıfta bulunduğum eserlerin tümünü kaynak olarak gösterdiğimi,
- ✓ Bütün bilgilerin doğru ve tam olduğunu, kuralların verilerde herhangi bir değişiklik yapmadığımı,
- ✓ Tezin herhangi bir bölümünü, Cumhuriyet Üniversitesi veya bir başka üniversitede, bir başka tez çalışması olarak sunmadığımı; beyan ederim.

11.06.2019

Eymen HAMİT

KATKI BELİRTME VE TEŞEKKÜR

Bu çalışmanın başlangıcından sonuna kadar karşılaştığım her türlü sorunun aşılmasında bana yardımcı olan, deneyimleri ve bilgisi ile benim yolumu aydınlatan ve bana yol gösteren danışman hocam Sayın Prof. Dr. Şükrü ASLAN'a gönülden teşekkür ederim.

Ayrıca proje ve tez yürütülmesi sürecinde teknik ve bilimsel uyarı ve önerilerinden yararlandığım Dr. Öğr. Üyesi Mustafa ÖZTÜRK'e içten teşekkürlerimi sunarım.

Çalışmam boyunca bilgi ve deneyimleri ile yardımcı olan Sivas Meslek Yüksekokulu Bitkisel ve Hayvansal Üretim Bölümü'nden Dr. Öğr. Üyesi Ahmet DEMİRBAŞ'a teşekkür ederim.

Bu zorlu süreçte çalışmam boyunca her zaman yanımda olup benden desteklerini esirgemeyen, beni motive eden sevgili annem ve babam olmak üzere kardeşlerim ve arkadaşlarıma teşekkür ederim.

ÖZET

BIYOKÖMÜR EKLENEN TOPRAKTA FİĞ (*Vicia sativa*) BİTKİ GELİŞİMİNE ARSENİKLİ SULAMA SUYU ETKİSİ

Eymen HAMİT

Yüksek Lisans Tezi

Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı

Danışman: Prof. Dr. Şükrü ASLAN

2019, 75 + xv sayfa

Günümüzde, toprak, su ve hava ortamlarında yaygın olarak birikmeye başlayan ağır metaller, dünyadaki bütün canlıların hayatını olumsuz yönde etkileyen önemli bir çevre sorunudur. Arsenikli suların bitki sulamasında kullanılmasıyla, arsenik (As) bitkiye geçmekte ve bitkinin doğrudan tüketimi veya hayvan bünyesine geçmesiyle en son alıcı olarak insanlara ulaşmaktadır.

Son yıllarda bitki üretim kalitesini arttırmak ve geliştirmek amacıyla toprağa biyokömür (biochar) uygulaması yapılmaktadır. Biyokömür, toprak ortamından ağır metalin bitkiye aktarımını sınırlandırmakta, topraktan bitki besin maddesi kaybını önlemekte ve bitki gelişimini arttırmaktadır.

Bu çalışmada, toprağa farklı biyokömür dozları (%0, %1, %2, %3) eklenerek sulama suyunda mevcut As'nin fiğ bitkisinin gelişimine etkisi ve As'in bitki aksamalarında birikimi araştırılmıştır. Fiğ bitkileri, 5 farklı dozda (0.00 (kontrol) – 1.00 – 2.00 – 4.00 – 8.00 mg As/L) As ile kirlenmiş sulama suyu ile sulanmıştır. Bitkilerin gelişimleri gözlemlenerek, bitki boyu ve bitki sayısı belirlenerek, hasat ettikten sonra bitkilerin kök, gövde ve yaprağı ile yetişmiş olduğu toprakta As birikimleri belirlenmiştir.

Yapmış olduğumuz çalışma sonucunda sulama suyu ile verilen As'nin büyük oranda bitki aksamalarında (fiğ kökünde max.: 70.46 mg/kg As, fiğ gövdesinde 21.66 mg/kg As) biriktiği tespit edilmiştir. Yüksek As derişimi, bitki büyümesini ve gelişimini olumsuz etkilemektedir. Uygulanan çözeltilerdeki As'nin çoğu topraktan bitkiye aktarıldığı

için, toprakta As derişimi, bitki kök ve gövde aksamlarına göre daha düşük düzeylerde tespit edilmiştir.

Bitki büyümesine As etkisini belirlemek amacıyla, bitki kök ve gövde aksamlarında mikro ve makro elementlerin miktarları incelenmiştir. Sulama suyu ile As'nin verilmesi sonucu, N, P ve Mg elementlerinin bitki gövdesine aktarımını arttırdığı belirlenmiştir. Ancak, As'nin bitki gövde aksamına, K, Ca, Cu, Mn, Fe ve Zn elementlerinin taşınımını engellediği belirlenmiştir. Bitki kök aksamına ise N ve P elementlerinin aktarımını arttırdığı, K, Mg ve Ca elementlerinin taşınımını engellediği belirlenmiştir. Yalnız kökteki mikro elementlerinin taşınımını etkilemediği bulunmuştur.

Fiğ bitkisine, sulama suyu ile uygulanan As derişiminin yükseltilmesi ve biyokömür eklenmesinin, bitki kök ve gövde aksamında As birikimini arttırdığı, tespit edilmiştir. Fakat toprağa %3 bitokömür eklendiğinde, 2.00 mg/L ve daha yüksek As derişimlerinde, fiğ bitkisi toprak üstü aksamında As birikimi azalmaktadır.

Anahtar Kelimeler: Arsenik, biyokömür, fiğ, sulama suyu

ABSTRACT

Effects of Arsenic Contaminated Irrigation Water on Common Vetch (*Vicia sativa*) Plant Growth with the Presence of Biochar

Eymen HAMİT

Master of Science Thesis

Department of Environmental Engineering

Supervisor: Prof. Dr. Şükrü ASLAN

2019, 75 + xv pages

Nowadays, heavy metals, which have become widespread in soil, water and air environments, are an important environmental problem negatively affecting the lives of all living things in the world. With the use of arsenic (As) contaminated waters in plant irrigation, As passes to the plants and reaches humans as the last recipient with the direct consumption of the plant or the transition to the animal body.

In recent years, biochar has been applied to the soil in order to increase and improve the plant production quality. Biochar limits the transfer of heavy metals from the soil environment to the plants and prevents the loss of plant nutrients from the soil and increases the plant growth.

In this study, different biochar doses (0%, 1%, 2%, 3%) were added to the soil and the effect of As in irrigation water on the development of common vetch plant and accumulation of As in the plant tissues was investigated. In this context, the common vetch plants were irrigated with 5 different concentrations of As contaminated waters (0.00 (control) - 1.00 - 2.00 - 4.00 - 8.00 mg As/L). By observing the development of plants, the length and number of plants were determined, and the level of As accumulation in the roots and shoots of plant was measured after harvesting. Additionally, the As level in the plant grown soils were also measured.

As a result of the experimental study, As which was given by irrigation waters was mainly accumulate in the root of common vetch plant and some of the As was

transferred to the aboveground biomass (max. 70.46 mg / kg As in the root, 21.66 mg / kg As in the aboveground biomass). High concentrations of As inhibited the plant growth and development. Due to the most of the As was transferred from the soil to the plants, As concentration in the soil was determined at lower levels than plant roots and shoots.

Within the scope of the study, micro and macro elements of the plant tissues were determined in order to evaluate the effects of As to the common vetch plant growth. It was found that As facilitate the transition to the shoots of plant of the following elements N, P, and Mg. However, As inhibited the transfers of K, Ca, Cu, Mn, Fe, and Zn elements to the shoots. Although the N and P elements transfer to the root of plant was increased with addition arsenic in the irrigation water, K, Mg, and Ca elements movements to the root was inhibited. Significant effects of the As on the micro elements transmission could not be observed for the root.

It was found the As level in common vetch plant root and shoot parts has been increased with the increase of As concentration in irrigation waters and the biochar added in the soil. However, accumulation of As in the common vetch plant tissues could be limited by applying 3% biochar into the agricultural soil when the irrigation water contains 2.00 mg/L or higher concentration of As.

Key Words: Arsenic, biochar, common vetch, irrigation water

İÇİNDEKİLER DİZİNİ

ÖZET.....	viii
ABSTRACT.....	x
ŞEKİLLER DİZİNİ.....	xiv
ÇİZELGELER DİZİNİ.....	xv
1. GİRİŞ.....	1
2. ARSENİK.....	5
2.1. Arsenik Kaynakları.....	5
2.2. Çevre ve Sağlık Etkileri.....	5
2.3. Çevrede As Bileşikleri.....	6
2.4. Toprakta As Birikimi ve Bileşikleri.....	7
2.5. Bitkilerde As Birikimi ve As Bileşikleri.....	8
2.6. Türkiye’de As kirlenmesi.....	12
3. TOPRAK ARITIMI.....	15
3.1. Biyokömür.....	15
3.1.1. Bitki büyümesine biyokömür etkisi.....	16
3.1.2. Biyokömür kullanımı ile As tepkisi.....	18
3.1.2.1. Toprak pH'sında artış.....	18
3.1.2.2. Organik madde uygulanması.....	19
3.1.2.3. Redox koşullarında değişiklik.....	19
3.1.2.4. Fosfor temini.....	20
3.1.3. Biyokömür eklenen toprakta biyokimyasal reaksiyonlar.....	21
3.1.3.1. Besin temini ve bitki büyümesini geliştirmesi.....	21
3.1.3.2. Faydalı toprak mikroorganizmasında artış.....	22
3.1.3.3. Patojenlerin ürettiği toksinlerin tutulması.....	22
3.1.3.4. Kök salgıların adsorpsiyonu.....	23
3.1.4. Ağır metallerle kirlenmiş topraklarda bitki büyümesine biyokömür etkisi.....	23
3.1.5. Biyokömür uygulamalarında metallerin hareketsizleştirilmesinde mekanizmalar.....	24
3.1.5.1. Toprak pH'ında artış.....	24
3.1.5.2. İyon değişimi.....	25
3.1.5.3. Fiziksel adsorpsiyon.....	26
3.1.5.4. Mineral kül ile çökeltme.....	27
3.1.5.5. Toprak özelliklerinin iyileştirilmesi.....	27
3.1.6. Biyokömür’ün olumsuz etkisi.....	28
4. FİĞ BİTKİSİ.....	29

4.1. Fiğ Bitkisi Besin Değeri.....	29
4.2. Fiğ Bitkisinin Dñnyada ve Tñrkiye’de Üretimi.....	31
4.3. Ağır Metallerin Fiğ Bitkisine Etkisi.....	34
5. ÇALIŞMA AMACI.....	35
6. MATERYAL VE METOD.....	36
6.1. Denemelerde Kullanılan Biyokömür Özellikleri.....	36
6.2. Denemelerde Kullanılan Toprağın Temini, Saksılara Fiğ Ekimleri	37
6.3. Bitkilerin Sulanması	39
6.4. Bitki Analizleri.....	40
6.4.1. Bitkilerde azot analizleri.....	41
6.4.2. Metal ve inorganik parametre analizleri.....	41
6.4.3. Arsenik analizleri.....	42
6.4.4. İstatistiksel analizler.....	42
7. ARAŞTIRMA BULGULARI VE TARTIŞMA.....	43
7.1. Gövde Gözlemleri ve Analizleri.....	43
7.2. Kök Analizleri.....	48
7.3. Sonuçların Tartışılması.....	52
7.3.1. Bitkide ve toprakta As birikimi.....	52
7.3.2. Fiğ bitkisi fiziksel özelliklerin değerlendirilmesi	56
7.3.3. Fiğ bitkisi makro elementlerin değerlendirilmesi.....	58
7.3.4. Fiğ bitkisi mikro elementlerin değerlendirilmesi.....	63
8. SONUÇ VE ÖNERİLER.....	67
KAYNAKLAR.....	69
ÖZGEÇMİŞ.....	75

ŞEKİLLER DİZİNİ

Şekil 2.1. Doğada As döngüsü.....	5
Şekil 2.2. As bileşikleri.....	6
Şekil 3.1. Biyokömür'e olan organik ve inorganik kirletici sorpsiyon mekanizmaları	26
Şekil 6.1. Biyokömür örnekleri.....	36
Şekil 6.2. Toprağın elekten elenmesi ve kurutulması	37
Şekil 6.3. Saksıların doldurulması ve fiğ tohumu sayımı.....	38
Şekil 6.4. Fiğ bitki büyüme ortamı hazırlanması	38
Şekil 6.5. Kontrollü sera ortamında fiğ bitki gelişimi.....	39
Şekil 6.6. Fiğ bitkisinin yetiştirilmesinde kullanılan deneme deseni.....	39
Şekil 6.7. Fiğ bitkilerinin gelişimi	39
Şekil 7.1. Fiğ bitkisi gelişimleri	43
Şekil 7.2. Bitki gövde ve kök aksamlarında As birikimleri	54
Şekil 7.3. Bitki gövdesi kuru ağırlığı	57
Şekil 7.4. Bitki kökü kuru ağırlığı	57
Şekil 7.5. Bitki boyu	58
Şekil 7.6. Bitki gövde sayısı	58
Şekil 7.7. Bitki gövde ve kök aksamlarında N derişimleri	59
Şekil 7.8. Bitki gövde ve kök aksamlarında P derişimleri.....	60
Şekil 7.9. Bitki gövde ve kök aksamlarında K derişimleri	61
Şekil 7.10. Bitki gövde ve kök aksamlarında Mg derişimleri	62
Şekil 7.11. Bitki gövde ve kök aksamlarında Ca derişimleri	63
Şekil 7.12. Bitki gövde ve kök aksamlarında Fe derişimleri.....	64
Şekil 7.13. Bitki gövde ve kök aksamlarında Cu derişimleri.....	65
Şekil 7.14. Bitki gövde ve kök aksamlarında Mn derişimleri.....	66
Şekil 7.15. Bitki gövde ve kök aksamlarında Zn derişimleri.....	66

ÇİZELGELER DİZİNİ

Çizelge 1.1 Bazı ülkelerdeki toprakta bazı ağır metallerin derişimi ve güvenli sınır değerleri.....	2
Çizelge 1.2 Birleşik Devlet Çevre Koruma Ajansı (USEPA) hava, toprak ve suda ağır metal derişimi için maksimum kirlenme seviyeleri.....	3
Çizelge 1.3. Bitkilerdeki çevre açısından bazı önemli ağır metallerin aralığı.....	4
Çizelge 2.1. Gıda ürünlerinde ve diğer bitkilerde As birikimi.	12
Çizelge 3.1. Bazı çalışmalarda toprağa biyokömür ilavelerinin bir sonucu olarak kök kütleindeki değişimler ve sürgün-kök oranlarındaki değişiklikler...	18
Çizelge 4.1. Fiğ'deki bazı besleyici değerleri.....	31
Çizelge 4.2. Türkiye'deki yem bitkileri üretimi.....	32
Çizelge 4.3. Türkiye'de 2004-2017 yıllar arasında yem bitkisi ekim alandaki değişmeler.....	33
Çizelge 4.4. Bazı ülkelerde yem bitkileri ekim alanları	33
Çizelge 6.1. Mısır bitkisinden elde edilen biyokömür materyalinin bazı fiziksel ve kimyasal özellikleri	36
Çizelge 6.2. Kullanılan toprağın bazı fiziksel ve kimyasal özellikleri.....	37
Çizelge 6.3. Sulamada kullanılan şebeke suyunun bazı kimyasal özellikleri.....	40
Çizelge 7.1. Fiğ bitkisi sulama miktarları ve toplam As yüklemeleri.....	43
Çizelge 7.2. Fiğ bitkisi gözlemleri ve gövde aksamında As birikimleri.....	44
Çizelge 7.3. Fiğ bitkisi gövdesinde makro element derişimleri (%).....	46
Çizelge 7.4. Fiğ bitkisi gövdesinde mikro element derişimleri (mg/kg).....	47
Çizelge 7.5. Fiğ bitkisinin kök kuru ağırlıkları ve As birikimleri.....	48
Çizelge 7.6. Fiğ bitkisinin kökünde makro element derişimleri (%).....	50
Çizelge 7.7. Fiğ bitkisinin kökünde mikro element derişimleri (mg/kg).....	51
Çizelge 7.8. Bitki ve toprakta As birikimleri (mg/kg).....	54

1. GİRİŞ

Günümüzde, toprak, su ve hava ortamlarında yaygın olarak birikmeye başlayan ağır metaller, dünyadaki bütün canlıların hayatını olumsuz yönde etkileyen önemli bir çevre sorunudur. Ağır metallerin çevreye yayılmasında endüstriyel, volkanik ve tarımsal faaliyetler (gübre, ilaçlar) ile kentsel atıklar önemli etken olarak görülmektedir (Asri ve Sönmez, 2006).

Ağır metaller, özgül ağırlığı 5 g/cm^3 ve üzerindeki elementlerdir (Üstbaş ve diğ., 2009). Bozunmayan veya parçalanamayan kirleticiler olarak kabul edildiğinden, ağır metallerle kirlenmiş topraklarda derişimlerinin azaltılması çok önemlidir (Al-Wabel ve diğ., 2015). En yaygın görülen toprak kirletici ağır metaller Cd, Cr, As, Hg, Pb, Cu ve Zn'dur. Bu ağır metaller bitki dokularında birikerek gıda zinciri yoluyla hayvan yemi ve gıdalara ulaşmaktadır. Rusya'da nikel rafinasyon işçileri üzerinde yapılan bir çalışmada, mide ve akciğer kanserine yakalanma oranlarında artış belirlenmiştir. Benzer sonuçlar İngiltere ve Japonya'daki rafinasyon işçileri üzerinde de rastlanılmıştır (Çağlarımak ve Hepçimen, 2010).

İnsan aktiviteleri veya toprağın jeolojik oluşumuna bağlı olarak topraktaki metal derişimleri, 1 mg/kg (ppm) ile 100.000 mg/kg arasında değişmektedir. Örnek olarak topraklardaki toplam Zn derişimi $10\text{--}300 \text{ ppm}$, bitkiler tarafından alınabilir Zn derişimi ise $3.6\text{--}5.5 \text{ ppm}$ aralığında değişmektedir. Bitkilerdeki Zn derişimleri normal bitkilerde $5\text{--}100 \text{ ppm}$ aralığındadır. Görülen toksisiteler genel olarak 400 ppm 'den sonra başlamaktadır. Toprakta 100 mg/kg bitki kuru maddesinde ise $15\text{--}30 \text{ mg/kg}$ 'dan fazla bakır toksik etkilidir (Asri ve Sönmez, 2006). Farklı ülkelerde toprakta ağır metal derişimleri Çizelge 1.1. de sunulmuştur.

Amerika Birleşik Devletleri'nde 1200 bölge, kirlenmiş toprakların işlenmesi için Ulusal Öncelik Listesinde (NPL) bulunmakta ve bu durum sorunun yaygınlığını göstermektedir. NPL'deki sahaların yaklaşık %63'ü zehirli ağır metallerden kaynaklanan kirlenmeyi içermektedir (Tehlikeli Atık Danışmanı, 1996). Örneğin sahada sırasıyla %15 kurşun, %11 krom, %8 kadmiyum ve %7 bakır bulunduğundan metal kirlenmesi önemli bir sorundur. Kadmiyum, bakır, kurşun, civa, nikel ve çinko en tehlikeli olarak kabul edilmekte ve ABD Çevre Koruma Ajansı'nın (EPA) öncelikli kirleticiler listesinde yer almaktadır (Mulligan ve diğ., 2001).

Çizelge 1.1. Bazı ülkelerdeki toprakta bazı ağır metallerin derişimi ve güvenli sınır değerleri (mg/kg).

Bölge	Zn	Cu	Cd	Pb	Ni	Kaynak
Avrupa'da rastgele seçilmiş gözlem noktaları	-*	13.01	0.09	15.3	18.36	Tóth ve diğ., 2016
Kuzey İngiltere	150	80.4	1.2	175	-	Akbar ve diğ., 2006
İspanya, Madrid	210	72	-	161	14	Madrid ve diğ., 2002
İtalya, Napoli	223	94	0.58	204	11.6	Cicchella ve diğ., 2008
Fransız ormanı	40.23	32.15	0.22	18.4	11	Hernandez ve diğ., 2003
Fransa, Mortagne du Nord	-	-	1.92	230.8	-	
Hırvatistan, Zagreb	77.9	20.8	0.66	25.9	-	
Avustralya, Creswick-Ballararat	273.17	13.95	-	16.58	-	Sun ve diğ., 2010
Ibadan, Nijerya	228.6	46.8	8.4	95.1	-	
Çin, Şangay	301.4	59.25	0.52	70.69	31.14	Wei ve diğ., 2010
Çin, Hong Kong	103	16.2	0.36	-	-	Sun ve diğ., 2010
Hindistan, Varanasi	4.36	3.11	86.74	15.61	17.96	Sharma ve diğ., 2007
Hindistan, Chennai	128.2	154.4	-	41.8	-	Sun ve diğ., 2010
Suriye, Şam	84	30	-	10	35	Möller ve diğ., 2005
Türkiye'nin kuzeybatı	45	16	0.1	19	36	Coşkun ve diğ., 2006
Türkiye, Trakya	45	20	0.2	33	-	Sun ve diğ., 2010
Kirlenmemiş topraklarda dünya aralığı	17-125	6-60	0.07-1.1	10-70	1-200	Hernandez ve diğ., 2003
Minimum kabul edilen değer	250	150	10	200	100	
Maksimum kabul edilen değer	400	200	20	750	150	Tóth ve diğ., 2016
Avrupa Birliği güvenli limitleri	300	140	3	300	75	Nagajyoti ve diğ., 2010

*: Bu yıllara ait veriler bulunamamıştır.

Metaller, toprağa adsorbe olabilir, nehirlere ve göllere taşınabilir veya önemli bir içme suyu kaynağı olan yeraltısularına sızabilir. Çizelge 1.2'de hava, toprak ve su ortamlarında ağır metal derişimi için maksimum kirlenme seviyeleri sunulmuştur.

İçme suyu ve yiyecek alımı yoluyla ağır metallerin hayvanlarda, bitkilerde ve insanlarda birikmesine yol açılabilmektedir (Mulligan ve diğ., 2001).

Çizelge 1.2. Birleşik Devlet Çevre Koruma Ajansı (USEPA) hava, toprak ve suda ağır metal derişimi için maksimum kirlenme seviyeleri (Duruibe ve diğ., 2007).

Ağır metal	Max derişim. havada (mg/m ³)	Maks. derişim. toprakta (mg/kg)	Maks. derişim. içme suyunda (mg/L)
Cd	0.1-0.2	85	0,005
Pb	--	420	0,01 ^π (0,0)
Zn	1,5	7500	5,00
Hg	--	<1	0.002
Ca	5	Az miktarda	50
Ag	0.01	--	0.0
As	--	--	0.01

- - hiçbir kılavuz mevcut değil; Paranteze içindeki değer, istenen sınırdır; WOH, ABD'den uyarlanmış – OSHA

Ağır metaller, bitki dokularında çok fazla biriktiğinde organizmalar ve yaşamsal çeşitli gelişme süreçleri; mineral beslenme, transpirasyon, fotosentez, enzim aktivitesi, nükleik asit yapısı, klorofil biyosentezi ve çimlenme gibi bitkinin organizmalar ve canlılıklarının değişmesine neden olur. Ayrıca membranlarda hasar ve hormon dengesinin bozulması gibi fizyolojik etkiler de görülmektedir (Okcu ve diğ., 2012). Ağır metaller, gaz transferi, CO₂ fiksasyonu, solunum ve besin emilimi gibi fizyolojik süreçlere karışır. Ağır metal alımı, artan derişimlere yanıt olarak doğrusal değildir. Metallerin alımını etkileyen; sıcaklık, toprak pH'ı, toprak havalandırma ve gübreleme, bitki türleri arasındaki rekabet, bitki türü, kök sistemi, topraktaki elementlerin mevcudiyeti gibi pek çok faktör vardır. Çevresel faktörler ve bitki türüne göre bitkilerde ağır metal seviyeleri geniş ölçüde değişmektedir (Nagajyoti ve diğ., 2010). Bitkilerde gözlenen bazı ağır metal aralığı Çizelge 1.3'te sunulmuştur.

Türkiye' de sanayileşme ve artan trafik yoğunluğu, diğer kirleticilerle birlikte ağır metallerin de çevredeki oranlarını arttırdığından bitkilerin gelişimi ve fonksiyonları olumsuz etkilenmektedir (Okcu ve diğ., 2012). Türkiye'de yapılan bir çalışmada, karayolu çevresindeki bitkilerin yaprakları üzerinde biriken kurşun içeriğinin Dünya Sağlık Örgütü'nün kabul ettiği limitin (kuru bitki materyalinde 10 ppm) çok üzerinde belirlenmiştir (Üstbaş ve diğ., 2009).

Çizelge 1.3. Bitkilerdeki çevre açısından bazı önemli ağır metallerin aralığı (Nagajyoti ve diğ., 2010)

Elementler	Arazi bitkileri µg/g kuru ağırlık
As	0.02 – 7
Cd	0.1 – 2.4
Hg	0.005 – 0.02
Pb	1 – 13
Sb	0.02 – 0.06
Co	0.02 – 0.5
Cr	0.2 – 1
Cu	4.15
Fe	140
Mn	15–100
Mo	1–10
Ni	1
Sr	0.30
Zn	8–100

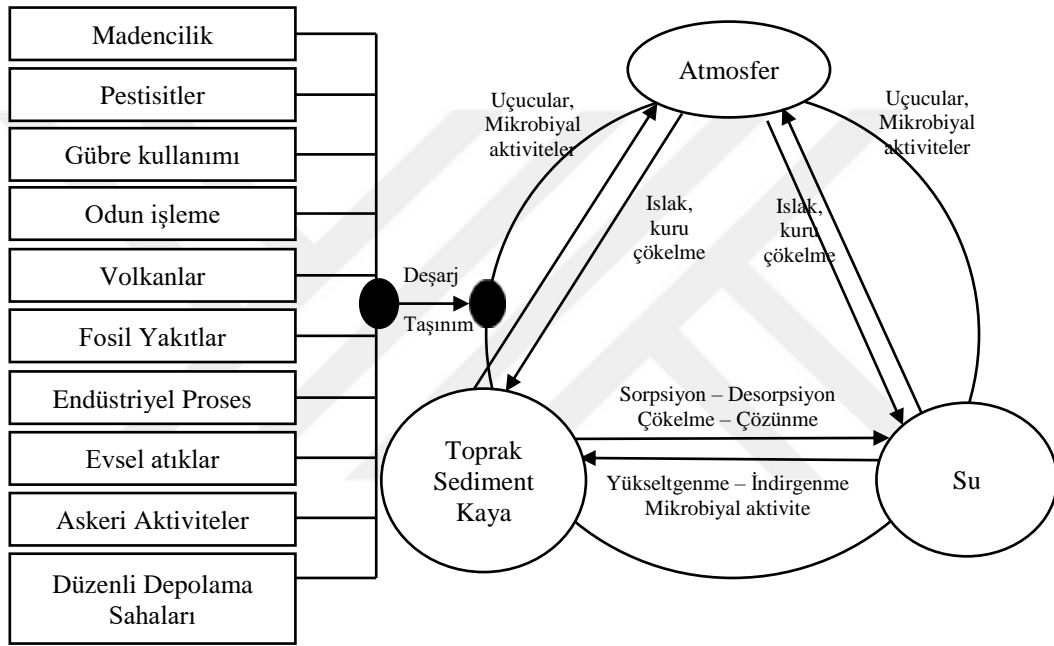
As, yer kabuğundaki en bol elementlerden biridir ve metal olmayan veya metaloid olarak sınıflandırılır. As toksisitesi, dünyanın birçok bölgesinde artan su, toprak ve ürün kirliliği nedeniyle küresel bir sorun haline gelmiştir (Tripathi ve diğ., 2007).

2. ARSENİK

As tarihte bilinen en eski zehirli maddedir. Günümüze kadar terör ve savaş, insan sağlığını korumak amacıyla, veba ile mücadele, kürtaj, bitki ve hayvan gelişimini sağlamak üzere tarım ilacı (pestisit) olarak kullanılmıştır (Frankenberger, 2001).

2.1. Arsenik Kaynakları

As yerkabuğunda en çok bulunan yirminci elementtir. Oluşumu ve döngüsü Şekil 2.1.'de verilen As, doğada hem doğal hem antropojenik (yapay) kaynaklı olarak bulunabilir (Frankenberger, 2001).



Şekil 2.1. Doğada As döngüsü (Wang ve Mulligan, 2006).

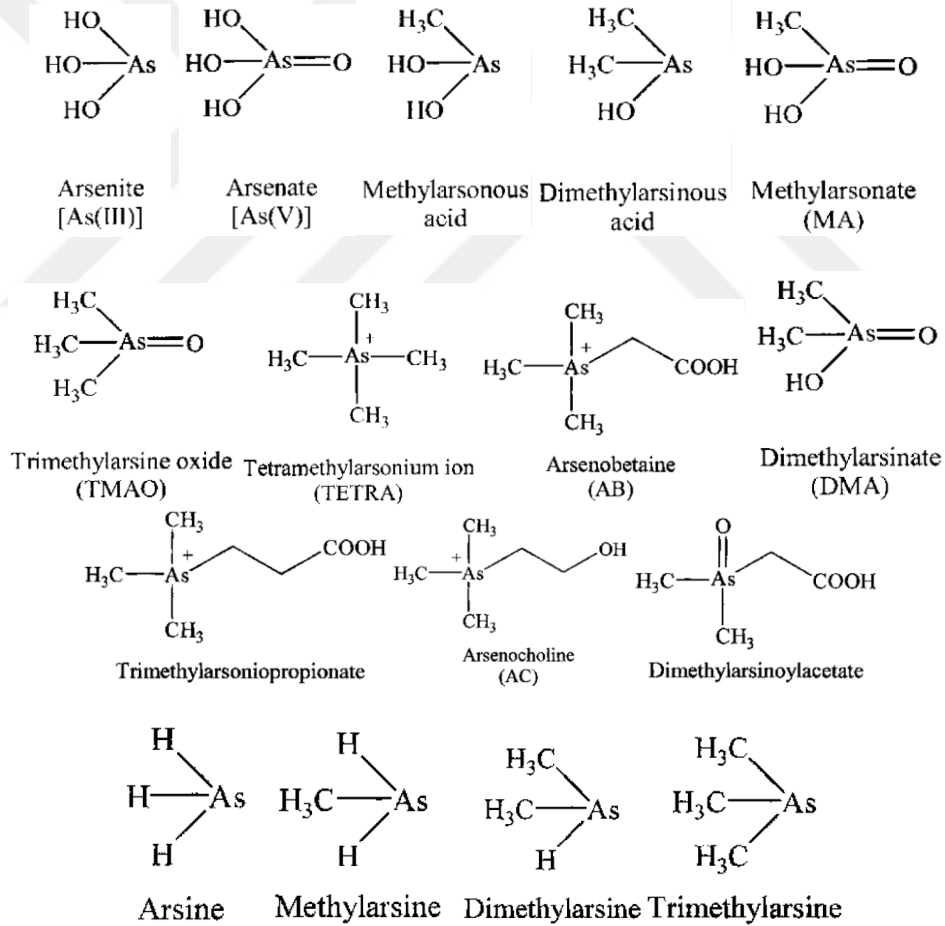
2.2. Çevre ve Sağlık Etkileri

Yapay ve doğal kaynaklı As kirlenmesi, dünyanın birçok yerinde görülen küresel bir sorundur. Düşük As seviyelerine kronik maruz kalma, deri, karaciğer, böbrek, dolaşım sistemi, mide-bağırsak sistemi, sinir sistemi ve kalbi etkileyebilir (Frankenberger, 2001). Buna ek olarak çevresel unsurlar (özellikle içme suyuyla) As maruziyetinin kronik etkileri arasında nörolojik etkiler, hipertansiyon (yüksek tansiyon), periferik vasküler, kardiyovasküler (kalp damar), solunum, şeker hastalıkları ve deri kanseri de dâhil olmak üzere maligniteler (habis tümör) sayılabilir. İnsan derisi, As elementine hassastır ve cilt lezyonları, kronik As maruziyeti ile ilgili en yaygın etkilerden biridir.

Deri lezyonlarının artması, içme sularında 0,005-0,01 mg/L As aralığında maruz kalma düzeylerinde gözlenmiştir. Akciğer, mesane, böbrek, karaciğer ve rahim, As kaynaklı habis tümör olarak kabul edilir. İş ortamlarında çalışanlar, As zehirlenmesinin açık hastalığın belirtileri başlangıcından önce maruziyetin azaltılmasına yardımcı olmak için saç, idrar, tırnak veya kan gibi biyolojik numunelerde As içeriğinin ölçülmesi yoluyla As maruziyet seviyesi için sıklıkla izlenir (Yoshida ve diğ., 2004). Bangladeş'te ve As problemi yaşayan ülkelerde yapılan araştırmalar, yetişkinler için As alımının günlük üst sınırı olarak 10–19 µg/kg ve 0-6 yaş arasında aşırı veya subkronik maruziyet sınırları için 5–15 µg/kg değerler bildirmiştir (Gunduz ve diğ., 2010).

2.3. Çevrede As Bileşikleri

Çevrede bulunan As bileşikleri aşağıdaki gibi gösterilmiştir (şekil 2.2).



Şekil 2.2. As bileşikleri (Frankenberger, 2001)

2.4. Toprakta As Birikimi ve Bileşikleri

Geçtiğimiz yüzyılda tarımsal üretimin yoğunlaşmasına bağlı olarak su ve üst toprakta ekolojik ve kimyasal etkilerin artması gözlenmiştir ve dünya çapında ülkeler koruma önlemleri oluşturmuştur (Casentini ve diğ., 2011).

Toprak ortamında As hareketliliği, mineral yüzeyler özellikle Fe (hidro) oksitler üzerinde adsorpsiyon/desorpsiyon ile yönetilmektedir. As hareketliliğini, pH, çözünmüş organik karbon, fosfat, karbonat, sülfat gibi rakip anyonlar ve düşük miktarda klorür ve nitrat, yaşlanma süreçleri ve mikrobiyal aracılı redoks dönüşümleri gibi çeşitli faktörler süreçleri etkilemektedir. As'in demir (hidro) oksit ve kalsit (kristalleşmiş kalsiyum karbonat) ile diğer fazlarla çökmesi ve çözünmesi de önemli bir rol oynayabilir (Casentini ve diğ., 2011).

Bitkiler tarafından As alımı, hareketlilik, türleşme ve çözünmüş As'in bitki köklerine maruz kalma süresi ile kontrol edilir. Çözünmüş biyoyararlı As fraksiyonu, pH, redoks potansiyeli, drenaj koşulları, organik madde içeriği, mevsimsel değişimler ve toprakta gerçekleşen kimyasal süreçler toprak özelliklerinin (fosforlu gübre ilavesi) bir fonksiyonudur (Casentini ve diğ., 2011).

As toksisitesi, kumlu topraklarda killi topraklardan daha yüksektir ve 40 mg/kg mahsullar için tahmini ortalama toksisite eşiği bulunmaktadır (Casentini ve diğ., 2011). Topraklarda As derişimi normalde 10 mg/kg'ın altında olmasına rağmen yüksek As derişimine sahip sulama suyu kullanılan bölgelerde toprakta derişim 83 mg As/kg'a kadar olabilmektedir. As seviyeleri yüzey topraklarında (derinlik 0–15 cm) 0–31.8 mg/kg arasında değişmekte, 15–30 cm arası topraklarda daha yüksek seviyelerde olmak üzere 56 mg/kg'a kadar ulaşmaktadır (Öztürk ve diğ., 2017). Topraktaki As miktarı coğrafi bölgeler arasında önemli ölçüde farklıdır. Avrupa toprağında, As ortalama derişimi yaklaşık 7.0 mg/kg'dır. Ancak Polonya'nın güneybatısındaki As tahmini seviye 18.10 mg/kg'dır (Farooq ve diğ., 2016).

Kirlenmiş yeraltısuyunun sulama için kullanımından kaynaklanan riskler dünya çapında endişe oluşturmaktadır. Asya ve Güneydoğu Asya'da, su altındaki pirinç sahalarındaki As birikiminin dinamikleri, yeraltı sularındaki yaygın olarak yüksek As derişimleri ve çok sayıda etkilenen insan nedeniyle yoğun olarak incelenmiştir. Tarımda As ile kirlenmiş toprağın kullanımı, ekinlerdeki As birikimini ve bitki büyümesini

azaltmaktadır. Bengal havzasında pirinç sahalarında toprağın üst tabakasında 10–70 mg/kg As, %16'lık ortalama pirinç verim kaybına neden olduğu tahmin edilmektedir. Çin topraklarında 50 mg/kg seviyelerinde As, buğday kök gelişimini azaltmaktadır. Avrupa arpa tarlalarında <30 mg As/kg derişimlerinde olumsuz bir etki gözlemlenmemiştir (Casentini ve diğ., 2011).

Yunanistan, Halkidiki şehrinde 1000 µg/L'nin üzerinde yeraltısuyu As seviyeleri ölçülmüştür. Yeraltısuyu, 2005 yılında 10 µg/L'lik (EC Direktif, 1998) Avrupa yasal limitine uymadığı için içme suyu için kullanılmamasına rağmen, hala sulama için tek kaynağı temsil etmektedir. Birçok toprakta As derişimi, Bangladeş'in As ile etkilenen (kirlenmiş yeraltıları kullanarak) bölgelerinde, topraklardakinden çok daha yüksek 40 mg As/kg sınır değerin üzerine ulaşmıştır. Kirlenme, sulama sisteminden yatay olarak en az 50 cm'ye kadar ve dikey olarak tipik bitkilerin kök derinliklerine kadar uzanır. Sulama sistemi çevresinde, kirlenme en az 1.5 m mesafeye yatay olarak uzanırken, sulama uygulamalarına dikey dağılımı ile ilgili temel örneklerde aşağı doğru hareket gözlemlenmiştir (Casentini ve diğ., 2011).

Zn ve Fe oksitleri, zeolitlerin uygulanması gibi As ile kirlenmiş toprakların çeşitli iyileştirme stratejileri bildirilmiştir, ancak bunların etkinliği, biyoyararlanımın azaltılması ve bitki büyümesi üzerindeki olumsuz etkiler açısından da değerlendirilmelidir. Sulama yoluyla topraklara As girdisini ve ekinlere olan etkisini azaltmak için bir dizi çevresel, tarımsal ve sosyal önlemler Brammer (2009) tarafından listelenmiştir; bunlar alternatif sulama kaynakları, çeşitli tarımsal önlemler, toprak değişikliklerinin kullanımı, hiperakümülatör bitkilerin yetiştirilmesi, kirlenmiş toprağın uzaklaştırılması ve alternatif karışım yöntemlerinin kullanılması olarak bildirilmiştir. Artan toprak ve ekinlerdeki As seviyelerinin ciddi bir sorun olduğu ülkelerde, tarımsal araştırmaları, toprak araştırması, laboratuvar tesislerini geliştirmek için ek kaynakların tahsis edilmesi gerekebilir. Kırsal kredi ve tarımla ilgili kurumların desteklenmesi, böylece etkilenen çiftçilere uygun öneriler ve hizmetler sunulabilir (Casentini ve diğ., 2011).

2.5. Bitkilerde As Birikimi ve As Bileşikleri

As, düşük derişimlerde hayvan beslenmesinde önemli bir rol oynamakta ve bitki büyümesi için de yararlı olmaktadır. Mısır, patates, çavdar, buğday, fiğ ve yonca

bitkilerinde gözlendiği gibi düşük derişimlerde As, bitki gelişimini olumlu etkilemektedir Doğal ve insan faaliyetleri, topraklarda yaygın As kirliliğine neden olmakta ve toprak kirliliği, özellikle tarım alanlarında ciddi bir çevresel tehlike haline gelmiştir. Yüksek derişimde As, tüm bitkiler için zehirlidir ve klorozise, nekroza, büyümenin inhibisyonuna ve son olarak ölüme neden olmaktadır (Gulz ve diğ., 2005).

As'ın bitkiler tarafından alımı, öncelikle kök sistemi ile gerçekleşir. As, gövde aksamına kolayca geçmediğinden, bazı durumlarda yenilebilir bitki kısımlarında As düşük seviyelerdedir (<2 mg/kg). Bazı çalışmalarda ise bazı bitkilerde As derişimi, yenilebilir kısımlarında nispeten yüksek biriktiği belirlenmiştir (Gulz ve diğ., 2005).

As, hayvansal ve insan sağlığını etkilemeyen derişimlerde bitkiler için oldukça toksik olduğundan, sürgünlerdeki As seviyelerinin hayvan veya insan sağlığı için izin verilen maksimum seviyeyi aşmadan, ürün hasarı hatta ölümü meydana gelebilmektedir (Gulz ve diğ. 2005). Jacobs ve Keeney (1970), yapmış olduğu bir çalışmada toprakların As kirlenmesinin, yetiştirilen mahsullerin tüketicileri için bir sağlık riski sunmaktan ziyade, esas olarak bitkinin üretkenliğini etkilediğini belirlemiştir. As bazı bitkilerde yüksek oranlarda (5 – 40 mg/kg) birikebilir. Bhumbla ve Keefer (1994), 25–50 mg/kg içeren toprakta yetişen yonca ve otlaklarda 6–12 mg/kg (yaş ağırlık) As derişimleri bulmuşlardır. Tsutsumi (1983), topraktaki 312 mg/kg As derişiminde pirinç samanında 149 mg/kg'a kadar As belirlenmiştir (Gulz ve diğ. 2005).

Bitkilerde As birikimi araştırılmasına rağmen, topraktaki As ile bitki alımı arasındaki ilişki hala iyi anlaşılammıştır. Toprak, doku ve kimyasal bileşimi, As'ın bitkilerde bulunduğunu yöneten önemli faktörlerdir. Woolson (1971), As'ın killi kum toprağında, bitkiye toksik olmadığını ve siltli kil toprağında, düşük toksisiteye sahip olduğunu bildirmiştir. Jacobs ve Keeney (1970), As'ın kumlu toprakta, killi topraktan daha fazla mısır üzerinde fitotoksik olduğunu bildirmiştir. Smith ve diğ. (1998), inorganik As, kum toprağında yetiştirilen bitkilerde, kil toprağında yetiştirilen bitkilere kıyasla beş kat daha fazla toksik olduğunu bulmuştur. Diğer topraklara göre kumlu topraklar, kuvvetli As sorplayıcı; Fe ve Al oksitlerini, kil minerallerini ve organik maddeleri daha düşük oranda içerdiklerinden daha yüksek miktarlarda As, bitki tarafından alınmakta ve dolayısıyla fitotoksiste beklenmektedir (Gulz ve diğ., 2005).

Sadiq (1986), mısır tarafından As alımının, kireçli topraklarda toplam As derişimi ile değil, suyla ekstrakte edilebilir As derişimi ile ilişkili olduğunu bulmuştur. Ancak, çoğu araştırmada, bitkilerin As alımına odaklanılmakta, uygulanan toplam As dozlarının sadece toprak üzerindeki etkileri, çoğunlukla çözünlüğü dikkate alınmaksızın karşılaştırılmaktadır (Gulz ve diğ., 2005).

Bitkilerde As birikimi, bitki türlerine ve yaşam alanına göre de değişmektedir. Karasal bitkilerin topraktan As alımı genellikle düşüktür. Çoğu karasal bitkilerde sürgündeki As derişimi kökteki As derişimden düşüktür. *Pteridaceae* ailesine ait karasal eğrelti otları özellikle yüksek As tutma özelliği göstermekte ve As derişimi, sürgün/kök oranı yüksektir. Zeytin ağaçlarının yaşı ve kök, gövde, dal ve yaprakların büyük kütesinden dolayı, As'ın topraktan zeytinlere taşınması, köklerden zeytinlere geçişi sınırlandıran yavaş bir süreçtir (Casentini ve diğ., 2011). Domínguez ve diğ. (2008), As ile kirlenmiş topraklarda (130 mg As/kg) yetişen odunsu bitkilerin yapraklarında 0.25–0.83 mg/kg arasında As bulmuştur ve aynı topraklarda yetişen zeytin ağaçlarının yapraklarındaki As oranı (0.32 mg As/kg), bitkilerde kabul edebilir (0.01–1 mg As/kg) aralığını aşmamıştır. As hızlı büyüyen bitkilerin yenilebilir aksamlarına daha hızlı ve daha yüksek derişimlerde aktarıldığından, As kirlenmesine maruz kalan tarım alanlarında soğan, domates, lahana, patlıcan gibi taze mahsullerde As derişimleri ile ilgili çalışmalar yapılmalıdır (Casentini ve diğ., 2011).

Wauchope (1983), bitki filizlerinde As birikiminin, çözünebilir toprak As derişimleri ile orantılı olduğunu ve aynı çözeltili içinde yetiştirilen farklı türlerin bitkilerinde benzer olduğunu bildirmesine rağmen Otte ve Ernst (1994), topraktan As alımının bitki türleri arasında oldukça farklı olabileceğini açıklamaktadır (Gulz ve diğ., 2005).

Topraklarda arsenatın bağlanması etkileyen en büyük etken fosfattır. Artan fosfat derişiminin arsenat salınımına, artan arsenat derişiminin ise fosfat salınımının neden olması beklenir. As ve P arasındaki rekabet, sadece toprak matriks alanlara bağlı değildir, aynı zamanda canlı organizmaların, özellikle bitki köklerinin bağlanması da etkiler (Gulz ve diğ. 2005). Meharg ve Macnair (1994), arsenat ve fosfat aynı mekanizma ile bitki köklerine alındığını bulmuştur. Toprakta P alımın aktivitesini ve P gübre olarak kullanma halinde, bitkilerde As derişimini güçlü bir şekilde etkileyebilmektedir. Toprak ve bitkiler, P varlığından etkilenmesine bağlı olarak, literatürde bitkilerde As birikimi ve toksisitesi ile ilgili olarak çelişkili sonuçlara neden

olabilir. Arsenat ve fosfatın toprak ve bitki kimyasındaki benzerlikler, P ekin bitkilerinin talep edilmesinin As alımını önemli bir faktör olabileceğini düşündürmektedir. Gulz (1999), Gulz and Gupta (2000), hidroponik sistemde (suda bitki yetiştirme), İngiliz çayı, bezelye, mısır, soya fasulyesi, ayçiçeği, kolza, tütün ve buğday filizlerinde As birikiminin yüksek P talebi ile bilinen bitkilerin yem ve besin bitkileri için İsviçre tolerans değerini önemli ölçüde aştığını (4 ve 0.2 mg As/kg) bulmuştur.

As, pirinç ve buğday gibi bitkilerin tanelerine ve As ile kirlenmiş sulama suyu ile sebze ve meyve bitkilerine girebilir Çizelge 2.1.'te bazı ülkelerdeki gıda ürünlerinde ve diğer bitkilerde As birikimi sunulmuştur. Pirinç, ciddi As kirlenmesinin meydana geldiği bölgelerdeki en önemli üründür, tanelerde 2 mg/kg As ve gövdede 92 mg/kg'a kadar biriktiği bildirilmiştir. Bu nedenle birçok pirinç tüketicisinin beslenmesi, As kirlenmesinden dolayı tehdit altındadır. As'ın yenilebilir aksamına alınmasını en aza indirmek, mahsulleri iyileştirmek için çok önemlidir. Gıdada As birikimi, endişe vericidir ve esas olarak As ile kirlenmiş suların kullanılmasından kaynaklanmaktadır. Tahıllar gibi yenilebilir bitki aksamının As kirlenmesini kısıtlamak için kökten filizlere bulaşmasını önlemek yeterli olmaktadır. Bununla birlikte, kök ekinleri (patates ve havuç) için bu strateji uygulanamaz, ve As alımının engellenmesi gerekir (Tripathi ve diğ., 2007).

Bitki dokularındaki toplam element derişiminin belirlenmesi, metal metabolizmasını ve toksisitesini analiz etmek için gerekli olan farklı çözünmüş metal formları hakkında yeterli bilgi sağlamamaktadır. Karasal ve sucul bitki dokularında baskın inorganik As formları arsenat (AsV) ve arsenit (AsIII) olmakla birlikte bunların nispi oranları bitki türleri arasında farklılık göstermektedir. Bitkiler As(V) ile büyütüldüğünde, As(III) olarak As'ın %90'ından fazlası kök ve sürgünlerde bulunmuştur (Farooq ve diğ., 2016). D'Amato ve diğ (2011), buğdaydaki baskın formu As(III) olarak açıklamıştır. Karasal bitkilerde inorganik As hâkimdir. Birkaç istisna dışında şimdiye kadar incelenen tüm bitki türleri, arsenit veya çoğunlukla arsenat içermektedir. Methylarsonate ve dimethylarsinate de yaygın olarak bulunur. Karasal bitkilerde trimethylarsine oksidin yaygın olarak gözlemlenmiştir. Arsenobetaine ve tetramethylarsonium iyonu çeşitli bitki türlerinde düşük seviyelerde tespit edilmiştir. Bazı bitkiler aşırı yüksek As

derişimlerini (%1 kuru kütle civarında) biriktirir. As (III) formunun genellikle As türleri arasında en fazla toksik olduğu düşünölmektedir (Frankenberger, 2001).

Çizelge 2.1. Gıda ürünlerinde ve diğer bitkilerde As birikimi (Tripathi ve diğ., 2007)

Gıda Mahsulleri, Sebze veya Meyve	Ülke	Toplam As (mg/kg Kuru Ağırlık)
Pirinç	Bangladeş, Çin, Tayvan, Amerika Birleşik Devletleri, Vietnam, Batı Bengal, Hindistan, Avrupa	0.08–2.05
Buğday	West Bengal, India	0.74
Patates, tatlı patates, havuç, turp, soğan, sarımsak, Karnabahar, brokoli, lahana, kereviz, çin marulu, zencefil, domates, salatalık, yumurta bitkisi, ıspanak ve bambu	Çin	0.029–0.217
Yılan kabağı, taro, yeşil papaya ve fil ayağı	Bangladeş	0.338–0.489
Buğday unu, zerdeçal tozu, fasulye ve yeşil biber	Batı Bengal, Hindistan	0.080–0.335

2.6. Türkiye’de As Kirlenmesi

Epidemiyolojik çalışma ve bulgu sonuçları ile içme suyunda As için kabul edilebilir değer, Dünya Sağlık Örgütü (WHO) tarafından 10 µ/L olarak kabul edilmiştir. (WHO, 1993). Bu kapsamda Türkiye’de de içme suyu için kabul edilebilir As değeri 10 µg/L’ye düşürölmüştür. Türkiye’de, özellikle batı bölgelerinde, su kaynaklarında 10 µg/L’den 7754 µg / L’ye değişen As derişimlerine rastlanmıştır. Aksaray bölgesinde çeşitli su kaynaklarında ölçölen 62 örnekten bazılarında (kuyu, baraj, nehir ve kaynak) As değerleri sınır değer olarak kabul edilen 10 µ/L’den daha yüksek belirlenmiştir. Şehir şebekesinden alınan su örneklerinde 13.6 µ /L As bulunmuştur. Bu değerler, Dünya Sağlık Örgütünün As değerinden biraz daha yüksektir (Altaş ve diğ., 2011). Bu alan, içme ve tarım amaçlı zengin bir yeraltısuyu kaynağıdır. Sıcak su örneklerinde As derişimi 436.7 ve 594.0 µg/L arasında ölçölmüştür ve ulusal ve uluslararası standartların yaklaşık 50 kat daha yüksek belirlenmiştir. Bu durumun doğal bir sonucu, sıcak jeotermal suları ovadaki soğuk su kaynakları karışması ile, soğuk yüzey ve yeraltı sularındaki As seviyeleri de ulusal ve uluslararası standartların üstünde bulunmuştur. Eski Cu–Pb–Zn madeni ve Simav ilçe merkezine yakın olan atık bertaraf sahasından

alınan iki kuyu örneklerinde, ölçülen As seviyeleri 561.1 µg/L kadar yüksek bir seviyeye ulaşmıştır. Yeraltısularındaki ortalama As seviyesinin, Simav Ovası yüzey akiflerinde 99.2 µg/L olduğu tespit edilmiştir (Gunduz ve diğ., 2010).

As, Bigadiç bölgesinde temel kirleticilerden biridir. Yeraltısuyu örneklerinde 33 ile 911 µg/L arasındaki derişimlerde As bulunmuştur. As değerleri Simav ve Günevi madenlerine yakın bölgelerde artarak 305 µg/L 'ye kadar ulaşmış ancak çalışma alanının güneyinde azaldığı kaydedilmiştir. As (III) 'ün inceleme alanındaki yeraltısuları için baskın As türü olduğu bulunmuştur. As (III), As (V) 'den daha hareketli ve toksik olduğundan, bu yeraltı sularının içilmesi insan sağlığına tehdit oluşturabilmektedir (Gemici ve diğ., 2008).

Hisarcık bölgesinde alınan tüm içme suyu örneklerinde ortalama As seviyesi, içme suyunda maksimum derişim seviyesini (USEPA) 0.05 mg As/L aşan 0.46 mg As/L bulunmuştur. USEPA'nın risk analizine göre, bu derişimlerden daha fazla As içeren içme suyunun kanser riskini %3–4 oranında artıracığı belirtilmektedir. Ayrıca bazı örneklerde çok yüksek As seviyeleri (3.00 mg As/L) bulunmuş ve bu suyun içeriği yüksek zehirlenme riski taşıyabilmektedir (Çöl ve Çöl, 2004).

Van bölgesinde, kirlenmiş toprak örneklerinde As derişimi 0.2–40 ppm bulunmuştur, ancak jeolojik yapılara göre As seviyesi, 100 ppm'ye kadar çıkabilmektedir. Sulardaki As seviyesi arazi yapısına, suların derinliklerine ve kirletici kaynaklarına bağlı olarak değişmektedir. Derin kuyu sularında 0.35–1.14 ppm arasındayken, yüzeysel kuyu sularında 0.00–0.30 ppm olarak bulunmuştur (Yılmaz ve Ekici, 2004).

Balçova jeotermal sahasındaki sularda, insan ve bitkilere toksik etkileyen As sıklığı araştırılmıştır. Jeotermal saha içme ve sulama suyu kalitesine etki etmektedir. Balçova jeotermal suyunda 1419 µg/L As belirlenmiştir. İçme suyu kabul edilebilir maksimum sınırlarına göre neredeyse 28 kat daha fazladır. Emet ve Simav ilçelerinde As ile kirlenmiş sıcak suyu soğuk suyla karışma sorunu yaşadığı gibi Balçova'daki içme ve sulama kaynakları da kirlenmektedir. Ayrıca soğuk su sondajlarındaki aşırı çekimlerin de rolü büyüktür (Şimşek, 2005).

Sivas'ın Şarkışla ilçesinde toprak ve yeraltı suyunda As içeriği araştırılmıştır. Bölgedeki kayalardan alınan numunelerde 2.1–55 mg/kg aralığında As belirlenmiştir. Alüvyonel sedimanlarda 7.91–51.8 mg/kg arasında değişen ve ortalama olarak 28.25 mg/kg As

tespit edilmiştir. Yeraltısuyu As oranları, 0.5 µg/L–345 µg/L arasında ölçülmüştür. Kuyulardan gelen içme sularının As değerleri, içme suları için standart değer olan 10 µg/L değerinin 30 kat daha fazla olduğu tespit edilmiştir. 2014 yılından itibaren Şarkışla Belediyesi tarafından içme suyu As arıtma tesisi projesi tamamlanmıştır (Öztürk ve diğ., 2017).

Ağır metaller bütün ekolojik sisteme yayılmaktadır. İstanbul balık pazarından alınan midyelerde en yüksek 0,098 mg/kg As ve en düşük 0,019 mg/kg As ölçülmüştür. Dünya Sağlık Örgütü tarafından belirlenmiş değerler ile karşılaştırılarak As oranının kabul edebilir seviyesinde olduğu gözlenmiştir (Kayhan ve diğ., 2006).



3. TOPRAK ARITIMI

Kirlenmiş toprakların kullanımı ile besin zinciri yoluyla kirleticilerin tüketicilerde oluşacak sağlık sorunlarını önlemede temel olarak dört farklı toprak yönetim seçeneği söz konusudur.

- i. Kirlenmiş bölgenin kullanımının yasaklanması,
- ii. Kirleticiyi bölge içinde immobilize (hareketsizleştirme) etmek ve bölgeyi sürekli izleyerek diğer bölgelere geçişi kontrol altında tutmak.
- iii. Kirlenmiş toprağı uzaklaştırarak özel bir bertaraf sahasında depolamak.
- iv. Toprağı bölge içinde (in-situ) veya bölge dışında temizlemek (ex-situ) (Kocaer ve Başkaya, 2003).

Genellikle ağır metallerle kirlenmiş toprakları eski haline döndürmek için arazide ve arazi dışında arıtma teknikleri uygulanmaktadır. Günümüzde hareketsizleştirme ve fitoremediasyon teknikleri, ağır metallerle kirlenmiş toprakları iyileştirmek için etkili bir yöntem olarak görülmektedir (Al-Wabel ve diğ., 2015). Son zamanlarda biyokömür, topraktaki ağır metallerin ve fenolik bileşiklerin uzaklaştırılmasında uygun bir seçenek olarak değerlendirilmektedir. Bir aktif kömür öncü maddesi olarak biyokömür, aktif kömürün kullanıldığı alanlarda uygulanarak, yerel kaynakların değerlendirilmesi ve aktif karbona nazaran daha düşük maliyetlerde üretilmesi bakımından avantajlar sunmaktadır (Akgül, 2017). Organik atıkların karbonlaştırılmasından (piroliz) elde edilen biyokömür, toprakta karbonun tutulmasını etkilediğinden ve aynı zamanda toprak fiziko-kimyasal ve biyolojik özelliklerini de değiştirebildiğinden alternatif bir katkı maddesi olarak kullanılabilmesi görülmektedir (Al-Wabel ve diğ., 2015).

3.1. Biyokömür

Modern biyokömür endüstrisi kısmen yeni olsa da biyokömür'ün doğada oluşumu yüzyıllar boyunca kendiliğinden devam etmektedir. Bitkisel atıklar, toprak altında kaldığında kendiliğinden oluşan ot yangını ile çok uzun sürelerde karbonize olur ve biyokömür oluşur. Biyokömür, saf karbon değildir, hidrojen ve oksijen gibi yan fonksiyonel grupları içeren organik kaynaşmış moleküllerin karışımıdır (Akgül, 2017).

En bilinen biyokömür, odun kömürü üretimidir. Ağaç talaşları ve atıkları, ekin artıkları, kabuk, kahve, yer fıstığı, fındık, ceviz, mısır, pirinç, çam, kil (Ladygina ve Rineau, 2013; Lehmann ve Joseph, 2015), çim, tohum öğütmesi, meyve çekirdekleri, yosunlar, hayvan gübresi ve arıtma çamurları, biyokömür üretiminde kullanılmaktadır (Gül ve diğ., 2015).

Biyokömür, toprakta bozunmaya karşı dirençlidir, bozunma süresi on yıl ile yüz yıl arasında değişir (Ladygina ve Rineau, 2013). Biyokömür, yüksek oksijen içeriğine sahiptir. Dolayısıyla yüksek yüzey asit–baz fonksiyonel faaliyetleri yürütür. Organik bileşiklerin adsorpsiyonu, ağır metallerin ve toprak sızıntısından ağır metallerin uzaklaştırılması, çevresel iyileştirmede biyokömür, potansiyel bir maddedir (Beesley ve diğ., 2013).

Biyokömür kullanımı kimyasal ve biyolojik kalitesine bağlı olarak toprağın özelliklerini etkileyebilir. Biyokömür uygulanan topraklarda etkileri, toprak tipi, metal ve hammadde türü, piroliz koşulları ve toprağa uygulanan miktarı gibi çeşitli faktörlere bağlıdır (Al-Wabel ve diğ., 2015). Biyokömür üretimi ile organik madde özellikleri farklılaşarak daha etkin madde elde edilmektedir. Biyokömür, yüksek iç yüzey alanına, yüksek kation değişim kapasitesine ve düşük bozunma hızına sahiptir (Ladygina ve Rineau, 2013).

3.1.1. Bitki büyümesine biyokömür etkisi

Biyokömür'ün toprağa ilave edilmesiyle, özellikle ek gübreler veya kompost edilen yeşil atık gibi organik değişiklikler ile kombinasyon halinde, biyokömürün bitki verimliliğini arttırabildiği çalışmalar bulunmaktadır. Alandaki uzun vadeli etkileri de (uygulamadan 2 ila 3 yıl sonra) gözlemlenmiştir, örneğin yapraktaki N oranında ve toprağın üzerinde çim biyokütlesinde önemli artışlar görülmüştür ancak biyokömür uygulanmasının bazı olumlu etkileri sadece düzenli olarak tekrarlanmasıyla sağlanabilmektedir (Beesley ve diğ., 2013). Ayrıca topraktan fosfor ve azot gibi elementlerin bitkiler tarafından daha kolay alınabilmesini sağlayarak toprak için iyi birer besin maddesi olmaktadır (Akgül, 2017). Mısır mahsulü gelişimine farklı hammaddelerden üretilen biyokömür etkisi araştırılmıştır. Çalışmada, 8 farklı ağaç, ürün atıkları, gübre ve atık çamuru, piroliz sıcaklığı 330-500 °C'de farklı biyokömür oranları (%0.2, %0.5, %2.0 ve %5.0) uygulanmıştır. Tavuk gübresinden üretilen biyokömürün, bitki büyümesinde en olumlu tepkiye neden olduğu belirlenmiştir. Gübre, kâğıt çamuru veya gıda atığından elde edilen biyokömür, yüksek uygulama oranlarında eklendiğinde bitki büyümesinde azalma olmuştur. Araştırmacılara göre, %2.00'ın üzerindeki biyokömür uygulama oranlarının genellikle mısır büyümesini iyileştirmede sonucuna ulaşılmıştır. Diğer taraftan biyokömür %0.2 oranı ile uygulandığında, N ekin alımı tamamen uygulanmış olmuştur ve kontrol örneklerindeki ile karşılaştırıldığında N

oranı %15 daha yüksek bulunmuştur, ancak daha yüksek uygulama oranlarında N alımında azalma olmuştur (Ladygina ve Rineau, 2013).

Sohi ve diğ (2010), biyokömür'ün bitki büyümesi ve mahsul verimliliğini arttırması, gübre kullanım verimliliğini yükseltmesi gibi toprak fonksiyonlarını nutrientsiz geliştirmeden olabileceğini açıklamaktadır. Biyokömür uygulanması, yüksek verim koşullarında üretimde gübre tasarrufu sağlarken, düşük verim koşullarında ürün verimleri artabilir. Biyokömür uygulanan çalışmalarda daha fazla bitki büyümesinin ortaya çıktığı durumlarda, büyüyen biyoküttele daha fazla C izolasyonu sağlanmaktadır. Bu durumda organik maddenin toprağa dönüşünün artmasına neden olabilmektedir (Al-Wabel ve diğ., 2015).

Biyokömür'ün toprak fiziksel özelliklerine etkisi, bitki büyümesine doğrudan etkisi, kök bölgesi içindeki hava ve suyun nüfuzunun derinliği ve bulunabilirliği, büyük oranda toprak fiziki yapısıyla belirlenir (Lehmann ve Joseph., 2015). Biyokömür'ün bazı özellikleri bitki büyümesi ve çevre sağlığı açısından topraktaki işlevlerle ilgili etkilerle ilişkili olduğu kanıtlanmıştır (Ladygina ve Rineau, 2013). Biyokömür ilavelerine verilen olumlu bitki büyüme tepkileri, oldukça yıpranmış toprak mineralleri içeren bölgelerden (örneğin: oksitler ve 1:1 kil mineralleri) ve çoğunlukla katyon tutma oranındaki artışa veya asiditenin azalmasından olduğu bildirilmiştir. Verim artışları toprak-su ilişkileri veya mikrobik süreçlerdeki değişiklikler gibi faktörlerle ilişkili olabilir. Uzun süreli sürekli ekim ile verimi düşen topraklara biyokömür eklenmesi pek çok fayda sağlayabilir. Avustralya'daki yarı çorak topraklardan elde edilen sonuçlar, saksı denemelerinde biyokömür, gübre ile birlikte kullanıldığında olumlu etki göstermiştir. Endonezya'da ise mısır ve yerfıstığının verimlerini biyokömür N gübresi ile birlikte uygulandığında arttırmıştır (Lehmann ve Joseph., 2015).

Biyokömür ilavesi ile belirgin bir şekilde bitkinin köklerine etkisi, biyokömür özelliklerine ve farklı toprak ortamlarında, kök ve sürgün büyümesini kısıtlayan koşullara bağlı olarak değişiklik göstermektedir. Besin veya su mevcudiyeti, pH veya havalandırma gibi belirli bir toprağın kimyasal ve fiziksel özelliklerini geliştiren özelliklere sahip biyokömür, kök gelişimini arttıracaktır. Birkaç durumda, biyokömür eklendikten sonra hem kök ve sürgün biyokütlesi hemde sürgünün kök oranı arttığı belirlenmiştir. Biyokömür kullanılmasıyla kök kütlesindeki değişimler ve sürgün-kök oranlarındaki değişiklikler Çizelge 3.1. de sunulmuştur (Lehmann ve diğ., 2011).

Çizelge 3.1. Bazı çalışmalarda toprağa biyokömür ilavelerinin bir sonucu olarak kök kütlesindeki değişimler ve sürgün-kök oranlarındaki değişiklikler (Lehmann ve diğ., 2011).

Ürün	Kök biyokütlesi (kontrolden % değişim)	Yer üstü biyokütle (kontrolden % değişim)	Sürgün-kök oranı (kontrolden % değişim)
Bezelye	-24	-37	-17
Huş ağacı	-13	+29	+34
Çam	+300	+350	+58
Börülce	+17 / 28	+68 / +83	+44
Mısır	+88 / 92	+28 / 48	-23 / -49
Fasulye	-9.9 / +9.3	+3.5 / +77.4	+29 / +37
Pirinç	+1 / +10	+1 / +152	+2 / +200
Buğday	-5 / +110	-25 / +73	-33 / +58

Pozitif değerler bir artış, negatif olanlar bir azalma

Biyokömür, besin ve su mevcudiyetine sahip olabileceği düşünüldüğünde, biyokömür kullanılmasıyla kök dinamiğinde bir rol oynama olasılığı yüksektir. Bununla birlikte, sürgün-kök oranlarının bazı durumlarda azalması ve artması söz konusu olmaktadır (Lehmann ve diğ., 2011).

3.1.2. Biyokömür kullanımı ile As tepkisi

Biyokömür uygulamalarının kirletici maddelerin çoğu için 'pozitif' etkileri (immobilizasyon) vardır, ancak bazıları için 'olumsuz' etki (mobilizasyon) yapabilmektedir. As, diğer metaller gibi toprakta oksi-anyon olarak mevcuttur. Biyokömür'ün katyonik metalleri tutabilmesine rağmen çok ve farklı elementle kirlenmiş topraklara biyokömür eklenmesi, As'in mobilizasyonuna yol açabilir. Biyokömürle değiştirilmiş topraklarda As mobilizasyonuna yol açabilecek başlıca dolaylı etkiler; toprak pH'ında artış, çözülmüş organik karbondaki artış, redoks'ta azalma potansiyeli ve daha yüksek fosfat hareketliliği olarak açıklanmaktadır (Ladygina ve Rineau, 2013).

3.1.2.1. Toprak pH'sında artış

As, kil mineralleri ve organik madde gibi negatif yüklü yüzeylere bağlanan katyonik metallerin aksine topraktaki Fe ve Mn oksitler gibi pozitif yüklü yüzeylere bağlanır. Toprak pH'ı arttığında, bu negatif yüklü yüzeylere metaller bağlanır. Katyonik metallerin aksine, toprak pH değeri arttığında pozitif yüklü toprak yüzeylerinden As salınmaktadır. Çoğu çalışmalar, toprak pH'ının, kirlenmiş topraklara biyokömür uygulamasından sonra arttığını ve toprak pH'ının, As hareketliliğini ve organizmalar

tarafından alımını arttırdığı bildirilmiştir. As, toprakta pH 3–8 aralığında iken daha fazla çözünür. Bu nedenle, biyokömür ilavesi ile toprağın pH değerini ve As'in biyoyararlanımını artırabilir (Ladygina ve Rineau, 2013).

3.1.2.2. Organik madde uygulanması

Topraklara biyokömür uygulaması ile toprakta organik maddeyi artırır ve organik maddeyi absorbe etmek için bağlanma bölgeleri sağlayarak çözünmüş organik karbonu artırabilir veya azaltabilir. As, okside-anyonik davranışından dolayı negatif yüklü biyokömür yüzeylere diğer metallere göre daha az çeker. Bu nedenle As, biyokömür ilavesiyle katyonik metaller gibi hareketsizleştirilmemektedir. Biyokömür, çözünmüş organik karbonu arttırdığında, As hareketliliğinin de artacağı düşünülmektedir, çünkü bu iki parametre genellikle birbirleriyle pozitif ilişkilidir. Bu As'in hareketlenmesi, toprak iyileştirme amaçları için biyokömür'ün etkinliğini azaltacaktır (Ladygina ve Rineau, 2013).

3.1.2.3. Redoks koşullarında değişiklik

Biyokömür'ün toprağa uygulanması, toprak gözenekliliği ve kütle yoğunluğunda azalma ile sonuçlanır. Toprak hidrolojisindeki bu değişiklik, hava ile dolu büyük gözenekleri ve su ile dolu küçük gözenekleri kullanarak anoksik koşullar devam edebilecektir. As, redoks koşullarındaki değişikliklere duyarlıdır. Anoksik şartlarda As genel olarak indirgenmiş formda olacaktır. As (III), As (V) 'den daha hareketli ve toksiktir ve oksik koşullarda bulunur. Genel olarak, toprak kütle yoğunluğundaki bir azalmanın havalandırmayı arttırmasına rağmen, biyokömür içindeki küçük mikro gözenekler, indirgeyici koşullara sahip olabilir. Bu farklı bölgelerde yükseltgenme indirgenme oluşması nedeniyle As'in birleşme değerinde bir azalmayla sonuçlanabilir. Bu farklı bölgeler biyota (bitki kök kılları) ile temas halindeyse, organizmalar yüksek seviyelerde As (III)'e maruz kalabilir, artan alımlar ve potansiyel olarak toksik etkilerini artırabilir. Bununla birlikte, biyokömürün, topraklardaki mezo ve mikro ölçekli gözeneklerin redoks potansiyeli üzerindeki etkisi, literatürde şu ana kadar sınırlıdır (Ladygina ve Rineau, 2013).

3.1.2.4. Fosfor temini

Kirlenmiş topraklar genel olarak besin maddeleri açısından zayıf olduğundan bitki büyümesi için gübre uygulaması gereklidir. Bazı biyokömürler (kümes hayvanı yem gübrelereinden elde edilenler gibi) biyoyararlı fosfor kaynaklarıdır. Fosfat, kimyasal olarak As (V)'e çok benzemektedir, bu yüzden As (V)'i toprak yüzeylerinden ayırarak, As salınımına sebep olur (Lomaglio ve diğ., 2017). Suda çözünebilen topraktaki As ve fosfor fraksiyonları, bitki tarafından kolayca alınabildiğinden suda çözünebilen fraksiyonlarındaki değişiklikler, bitki üzerindeki arsenat ve fosfatın etkileşimli etkilerini anlamak için önemlidir. Deneysel çalışmalar, arsenat seviyelerinde, arsenat oranları ve çözünebilir fosfat arasında pozitif bir ilişki olduğunu göstermektedir. Toprakta, arsenat ve fosfat varlığı incelendiğinde, uygulanan fosfatın %22–123'ünün suda çözünebilir olmasına rağmen uygulanan arsenatın sadece %13–26'sının suda çözünebilir olduğunu ve toprak tarafından fosfattan daha fazla arsenatın adsorbe ettiği görülmektedir. Topraktaki arsenat ve fosfat etkileşimlerinin adsorbsiyon bölgeleri için rekabet ederek toprak çözeltisindeki derişimlerini arttırdığı gözlemlenmiştir. Örneğin, As ile kirlenmiş topraklara fosforlu gübrenin uygulanmasıyla, topraktaki toplam As'nin yaklaşık %77'sinin daha derinlere dağılmasına neden olmuştur (Tu ve Ma, 2003). Bununla birlikte, As çözünen fraksiyonu bitkiler tarafından alınmazsa, yüzey ve yeraltısularına As sızma riski artmaktadır. Biyokömür toprağa eklendiğinde As derişiminin yeraltısuyunda artabileceğini, ancak bitkiye aktarılmasının azaltılabileceğini gösteren değerlendirmeler bulunmaktadır (Lomaglio ve diğ., 2017).

Fosfat, bitki arsenat alımına etkisi bitki yetiştirme koşullarına bağlıdır. Arsenat ve fosfat genel olarak aynı alım sistemi tarafından bitkiye taşındığından ve bu sistemin fosfata olan ilgisi arsenattan çok daha fazla olduğundan, fosfat bitkilerin arsenat alımını ve toksisitesini etkin bir şekilde azaltabilir. Ancak, toprak sisteminde; toprak koşullarına ve/veya bağlı fosfat/arsenat seviyelerine bağlı olarak fosfat, bitkideki As derişimini rekabet yoluyla azaltabilir ve/veya arsenat fitotoksitesini azaltarak bitki büyümesini artırabilir veya bitki tarafından arsenat alımını ve dolayısıyla fitotoksiteyi artırabilir (Tu ve Ma, 2003). Fosfat sınırlı olduğunda, fosfat alım sisteminin uyarılması nedeniyle As, bitkilere daha yüksek oranlarda alınır. Bazı çalışmalarda ise bitki dokusundaki P ve As derişimi veya besin çözeltisinde bulunan As türlerinden önemli ölçüde

etkilenmediği ve bitkide önemli P derişim farklılığı tespit edilememiştir (Kertulis ve diğ., 2005).

Toprağa biyokömür uygulamaları ile As toksisitesinde artış olduğu belirlenmesine rağmen, demir oksitlerin sorbent olarak toprağa uygulanması ile As salınımı kontrol edilebilir (Beesley ve diğ., 2013; Ladygina ve Rineau, 2013; Wang ve diğ., 2017).

As kadar, diğ er elementler, Sb, W ve Mo artan pH ile daha hareketlidir, Cr redoks değişikliklerine karşı duyarlıdır. Çözünmüş organik karbonla, Cu, Pb ve Hg birlikte harekete geçirilir veya toprak tutma ve bitki alımı sırasında, Cd/Zn antagonistik (zıt bir şekilde) veya sinerjik (etkileş en) davranış gösterirler. Organik toprak değişiklikleri genellikle büyüme yi destekler ve sonuçta toprak organizmalarının biyokütlesini arttırır. Tarımda biyokömür kullanıldığında organizmalar karasal besin zincirine temel eser elementler kobalt, bakır, demir, manganez, vb. kaynağı olabilir ve ikincil tüketicilere ve insanlara kirleticinin ulaş masına sebep olur (Ladygina ve Rineau, 2013).

Biyokömür, As derişimi üzerindeki etkisi ve bitki–toprak sisteminde aktarım ile ilgili sınırlı sayıda çalışma yapılmıştır ve bunların sonuçları çeliş kilidir. Hartley ve diğ. (2009), biyokömür uygulaması sonrasında bitki dokularında As miktarında artış olmadığını, Namgay ve diğ. (2010) ve Beesley ve diğ., (2013) As miktarının azaldığını belirlerken, Zheng ve diğ. (2012) bitki aksamlarında As derişiminin arttığını tespit etmiş lerdir (Beesley ve diğ., 2013).

3.1.3. Biyokömür eklenen toprakta biyokimyasal reaksiyonlar

3.1.3.1. Besin temini ve bitki büyümesini geliştirmesi

Çoğu biyokömür, doğrudan bitki beslenmesine katkıda bulunan elementleri içeren özellikle gübrelerden ve tarımsal kalıntılardan hazırlanmaktadır (Ladygina ve Rineau, 2013). Bununla birlikte, toplam besin içeriğ inden daha önemli olan bitkinin kullanabileceği bu besinlerin oranıdır. Çeş itli mikrobik topluluk yapısı, verimli besin maddelerinin bitki hücrelerine aktarılması ve toprakta daha fazla besin tutulması ile ilişkilendirilir ve bu durum, tarım toprağ ından çevreye besin kaybının azaltılmasında faydalı olur (Gul ve diğ., 2014).

Bitki, besinleri doğrudan sağ lamanın yanı sıra biyokömür, bitki beslenmesini, besin maddesinin kullanılabilirliğini artıran mekanizmalar yoluyla geliştirebilir. Bu durum kation değişimi ile nutrientlerin alıkonma süresini geliştirme ve bazı spesifik

elementlerin toksisitesini azaltmak fosfor ve kükürt dönüşümlerini değiştirme ve mikorizyal işlemleri (mycorrhizal functioning) geliştirme ile sağlanabilir. Toprağa biyokömür eklendiğinde toprağın verim kapasitesini arttırdığı ve besin maddelerinin kayıplarını azalttığı bildirilmiştir (Ladygina ve Rineau, 2013).

3.1.3.2. Faydalı toprak mikroorganizmasında artış

Biyokömür'ün tarımsal açıdan önemli olan çeşitli toprak mikroorganizmalarının aktivitesini uyardığı ve toprakların mikrobiyolojik özelliklerini büyük ölçüde etkileyebileceği belirlenmiştir (Lehmann, ve Joseph, 2015). Biyokömür, üretildiğinde sterildir ve bu nedenle baskılayıcı gübrelerle ortaya çıktığı gibi, hastalık önlemesini zorlaştırabilecek yöresel mikroorganizma türlerinden yoksundur. Ancak, biyokömür toprağa karıştırıldığında, sıklıkla mikrobiyal biyokütle, mikrobiyal yapısını, solunumu ve toprak ve rizosferin her ikisinde de enzim aktivitesini önemli derecede etkiler. Toprağa biyokömür'ün karıştırılması, mikrobiyal büyümeyi uyarır ve durgun toprak mikroorganizmalarını harekete geçirir. Bu durum kısa sürede mikrobiyal solunum hızlarında önemli artışlara neden olur, ancak solunum hızları genellikle ilk hızlı artıştan sonra azalır (Ladygina ve Rineau, 2013).

Biyokömür gözenekleri, yırtıcı toprak mikro eklemcilerden koruyan bakteriler (0.3 ila 3 mm arası boyutlardaki), mantarlar (2–80 mm) ve protozoalar (7–30 mm) gibi toprak mikroorganizmalarına habitat ve sığınak olarak hizmet eder. Biyokömür'ün mikro boşluk karbon iskelet yapısında tutunan etilen üreten bazı mikroorganizmaların kök bölgesinde gelişimi ile nitrifikasyon bakterilerinin azalması ile mikrobiyal popülasyon ve biyoçeşitliliği etkilemesi ve sonucunda bitki verimliliği hem de bitki direnci üzerinde etkisi söz konusudur. Genel olarak rizosfer mikroorganizmalarının ve özellikle *Pseudomonas*, *Bacillus* ve *Trichoderma* cinslerine ait seçilmiş türlerin, birçok tarımsal sistemde bitki gelişimini ve hastalığa karşı bitki direncini arttırdığı bilinmektedir (Ladygina ve Rineau, 2013).

3.1.3.3. Patojenlerin ürettiği toksinlerin tutulması

Toprak patojenleri, farklı kimyasal bağlara sahip çeşitli biyopolimerlerin oluşturduğu karmaşık bir kök membran engel ile karşılaşır. Bu engelin parçalanması için patojen, her biri hücre duvarının spesifik bir bileşenine karşı aktif olan bir çeşit enzim salgılar. Patojenler tarafından salgılanan en önemli enzimler, *selüloz* ve *pektini* parçalayabilen enzimlerdir. Buna ek olarak, toprak patojenleri *oxalic*, *phenylacetic*, *succinic*, and *lactic*

asitler gibi önleyici bileşikler salgılar. Hastalıkta (Patogenez) önemli bir etken olan bu bileşikler, hastalık bulaşmış dokularda ve civarında pH'ı azaltır. Biyokömür'ün adsorpsiyon kalitesi, salgılanan enzimlerin ve engelleyici (inhibitör) bileşiklerin adsorbe edilmesiyle, bitki kökü hücre duvarlarıyla olan temasını azaltarak patojen saldırısına karşı potansiyel olarak koruyucu bir rol oynayabilir. Enzimler, kök hücre duvarlarıyla temas halinde olmadığında, biyokömür, yeraltı bitki dokusunu patojen saldırısından koruyabilir. Elber ve Pignatello (2011), tarafından yapılan bir çalışmada, biyokömür eklenmesi ile *arbuscular mycorrhiza* mantarlar vasıtasıyla bitkinin kökünün büyümesinde bir gelişim görülmüştür. Genellikle alkalın olan ve yüksek bir tampon kapasitesine sahip olan biyokömür, bu asitlerin kök yakınındaki pH'taki etkisini de hafifletebilir (Ladygina ve Rineau, 2013).

3.1.3.4. Kök salgıların adsorpsiyonu

Kökler tipik olarak geniş bir dizi organik ve inorganik kimyasal içeren salgıların büyük miktarlarını serbest bırakır. Bu bileşikler, toprak mikroorganizmalarının büyümesi ve gelişimi üzerinde önemli bir etkiye sahiptir. Biyokömür'ün küçük ve büyük organik moleküller için iyi bilinen adsorpsiyon yeteneği göz önüne alındığında, biyokömür'ün kök salgı kimyasallarını adsorbe etmesi, rizosfer kimyasını ve mikrobik topluluk yapısını değiştirmesi beklenmektedir (Ladygina ve Rineau, 2013).

Domatesin hidroponik kültürü (suda bitki yetiştirme) için bir besin çözeltisine biyokömür eklenmesi, hem çözeltideki karbon derişiminde önemli bir düşüşe hem de bitkinin kuru ağırlığında ve meyve veriminde belirgin artışlara neden olmuştur. Hidroponik kültürde domates büyümesinin, biyokömür üzerinde adsorpsiyon ile besin çözeltisinden uzaklaştırılan kök salgıları tarafından engellendiği sonucuna varılmıştır (Ladygina ve Rineau, 2013).

3.1.4. Ağır metallerle kirlenmiş topraklarda bitki büyümesine biyokömür etkisi

Biyokömür'ün ağır metal immobilizasyonu, toprak ıslahında ve fitotoksitesini azaltmada etkin olarak kullanılabilir. Biyokömür kullanımında ağır metal immobilizasyonu ve sorpsiyonu; iyon değişimi, kimyasal adsorpsiyon, kompleksleşme ve yüzey etkileşimi gibi çeşitli bileşik işlemler sonucu meydana gelmektedir (Ladygina ve Rineau, 2013).

Toprağa biyokömür eklenmesi, bitkiye ağır metal taşınımını azaltmakta ve tohum çimlenme gelişimini arttırmaktadır. Biyokömür, ağır metale bağlı olarak farklı davranmaktadır. Biyokömür eklenen topraktaki Zn ve Cd'nin azalması, As ile karşılaştırıldığında daha yüksek olduğu belirlenmiştir (Beesley ve diğ., 2010).

3.1.5. Biyokömür uygulamalarında metallerin hareketsizleştirilmesinde mekanizmalar

Organik değişiklikler, kirlenici hareketliliği ve biyoyararlanımı azaltan farklı fiziko-kimyasal mekanizmalar metalleri hareketsizleştirir. Yüzey alanının artırılması hidrofobik organik kirlenicilerin sorpsiyonu için yararlı olabilirken biyokömürün piroliz sıcaklığının ve yüzey alanının artırılması metallerin hareketsizleştirme kapasitesinin azalmasına neden olmaktadır. Polar organik kirlenicilerdeki gibi metallerin biyokömür yüzeyine sorpsiyonu, biyokömürün yüzey alanından daha fazla yüzey kimyası tarafından kontrol edilmektedir (Ladygina ve Rineau, 2013).

Biyokömür ile metal hareketsizleştirme için beş mekanizma söz konusudur:

1. Toprak pH'ında artış
2. İyon değişimi
3. Fiziksel adsorpsiyon
4. Çökelme
5. Toprak özelliklerinin iyileştirilmesi (Ladygina ve Rineau, 2013).

3.1.5.1. Toprak pH'ında artış

Topraklara biyokömür eklenmesi genellikle toprak pH'ını artırır (Al-Wabel ve diğ., 2015; Beesley ve diğ., 2013). Biyokömür'ün pH'ı, üretim sıcaklığı ve hammadde türü (ahşaptan üretilen biyokömür, bitki kalıntısı ve gübreden üretilen biyokömüre göre daha yüksek bir pH'a sahip olma eğilimi) ile ilgili alkalın pH'tan kaynaklanmaktadır (Gul ve diğ., 2015).

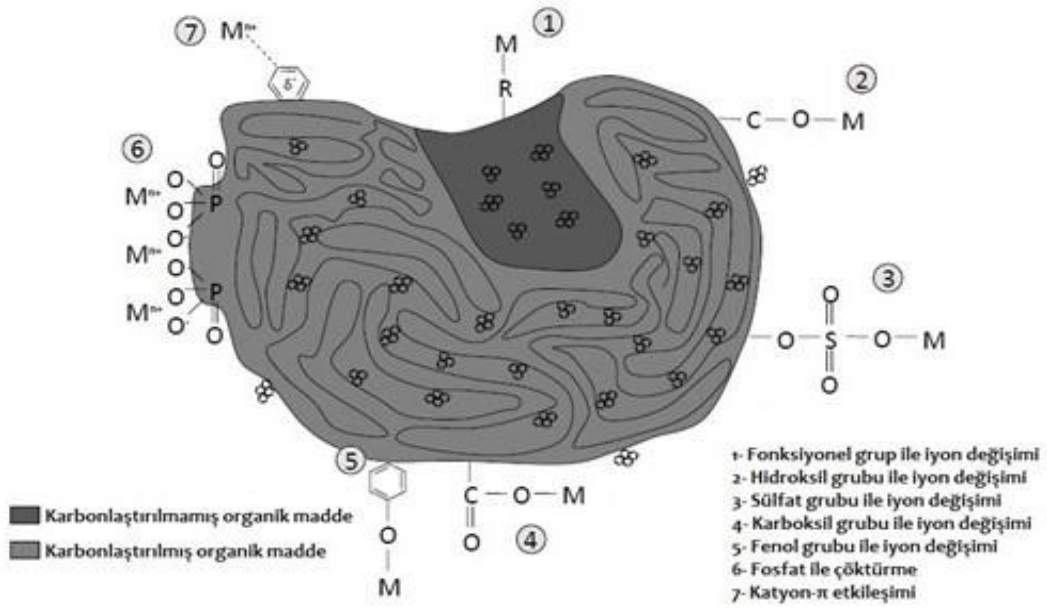
Biyokömür, yüzeyler üzerinde, toprak çözeltisinden H^+ iyonlarını bağlayan negatif yüklü fenolik, karboksil ve hidroksil grupları içerir, toprak çözeltisindeki H^+ iyon derişimini azaltır ve toprak pH değerini artırır. Ayrıca, biyokömür kaynaklı silikatlar, karbonatlar ve bikarbonatlar, H^+ iyonlarına bağlanabilir böylece onları toprak çözeltisinden alabilir ve toprak pH'ında bir artışa katkıda bulunur (Gul ve diğ., 2015). Toprağın pH'ını yükselterek, sorpsiyon alanları için H^+ ve Mn^+ arasındaki rekabetin

azalması nedeniyle metallerin hareketliliği ve alınabilirliği azalır (Ladygina ve Rineau, 2013).

Bazı biyokömür türleri 8.0'den yüksek bir pH değerine sahip oldukları göz önüne alındığında, bu gibi alkalın maddeler kirlenmiş topraklara ilave edildiğinde, bazı elementlerin hareketliliğine karşı etkili olabilir. Biyokömür hızlı ve önemli şekilde Cd ve Zn derişimlerini azaltır, özellikle Cd derişiminde belirgin bir düşüş belirlenmiş ve buna göre biyokömür, Cd 'un tutulmasına güçlü bir eğilimi vardır. Topraktaki ağır metal hareket mekanizmalarının farklı olduğu düşünülmektedir. Örneğin, Cu, öncelikle çözünmüş organik karbon (ÇOK) ve As, pH'ın yükselmesinden etkilenir, ancak Cd ve Zn'daki büyük düşüşü kontrol eden mekanizmaların aydınlatılması daha zordur. Toprak pH'ındaki artışların, çözeltideki Cd' nin adsorpsiyon ile tutulumun arttığı belirlenmiştir (Beesley ve Marmiroli, 2011).

3.1.5.2. İyon değişimi

Organik maddenin piroliz daha sonra atmosfere maruz kalması biyokömür yüzeylerin oksijenasyonuna yol açar ve sonuçta biyokömür'ün geniş iç yüzey alan üzerinde oksijen içeren fonksiyonel grupların (Karboksil, hidroksil, fenol ve karbonil grupları) oluşumuna neden (Şekil. 3.1.). Bu işlevsel gruplar, önemli miktarda negatif yük ve yüksek bir Katyon Değişim Kapasitesi (KDK) sağlar (Ladygina ve Rineau, 2013). Biyokömür yüzeylerinde metal iyonlarının sorpsiyonu, çözeltiye H⁺ ve aynı zamanda Na, Ca, S, K ve Mg salınımıyla eşzamanlı olarak gerçekleşir. Bu durum sadece protonlanmış (asit) fonksiyonel gruplardaki metallerin sorplanmasını değil, aynı zamanda diğer katyonlarla olan değişimini de göstermektedir. Biyokömür'ün yüzeyindeki oksijenli fonksiyonel gruplar, redoksa duyarlı metallerin oksidasyonunda da rol oynayabilir. Düşük sıcaklıklarda pirolizlenen biyokömür'ün KDK'nin çoğunun, karbonlaşmamış organik maddelerin varlığından kaynaklanmaktadır. Yüksek oranlarda karbonlaşmamış organik madde içeren biyokömür, toprak çözeltisinde, ÇOK derişimini artırabilir. Biyokömür'den salınan ÇOK'daki artış, organik karbona yönelik yüksek bir eğilime sahip olan metallerin (Cu, Pb, Hg) ortak hareket etmesine ve dolayısıyla biyokömürle iyileştirilmiş topraklarda daha büyük metal hareketliliğine yol açmaya eğilimlidir (Ladygina ve Rineau, 2013).



Biochar'a olan organik (örn., PAHs) ve inorganik (M = metal) kirlenici sorpsiyonunun mekanizmaları. Organik maddeler, karbonlaştırılmamış organik maddeye onu bölmekte ya da karbonlaştırılmış organik maddenin iç yüzeylerine adsorbe etmektedirler. İnorganik maddeler ise, Biochar'a yüzeyindeki farklı fonksiyonel gruplara bağlanmakta ve katyon- π etkileşimleri vasıtasıyla Biochar'a adsorbe edebilmektedirler.

Şekil. 3.1. Biyokömür'e olan organik ve inorganik kirlenici sorpsiyon mekanizmaları (Ladygina ve Rineau, 2013).

3.1.5.3. Fiziksel adsorpsiyon

Birçok çalışma, metallerin biyokömür ile hareketsiz hale getirmenin, biyokömür'ün yüzeyinde eşit olmayan bir şekilde proton ve diğer katyonların salınmasına neden olduğunu ortaya koymaktadır. Aslında, protonlar veya katyonlar serbest bırakıldıkça daha fazla metal adsorbe edilir. Bu uyumsuzluk, metallerin biyokömür kullanarak hareketsiz hale getirmeyi tek başına katyon veya proton değişimiyle açıklanamayacağını göstermektedir (Ladygina ve Rineau, 2013).

Topraklara biyokömür eklendiğinde, KDK ve toprak asitliği gibi bazı kimyasal özelliklerini değiştirebildiğinden ağır metalleri hareketsiz hale getirmek için uygun koşullar sağlar ve ağır metallerin bitkiye aktarımı kısıtlandığından bitkilerde ağır metal derişimi azalmaktadır. Biyokömür üzerindeki yüzey fonksiyonel gruplar ve adsorpsiyon bölgeleri, katyonik ağır metal ile komplekslerin oluşması yoluyla toprak katyonu değişim kapasitesini artırabilir ve dolayısıyla toprağın metal değişim kapasitesi artar.

Biyokömür toprağa eklendiği zaman, toprağın kütle yoğunluğunun ve toprak nem içeriğinin fiziksel özelliklerini geliştirip pH ve EC değerlerine etkiler (Al-Wabel ve diğ., 2015).

3.1.5.4. Mineral kül ile çökelme

Biyokömür üretimi için kullanılan kaynak materyalleri doğada nadiren %100 organik ve kaçınılmaz olarak mineraller içerir, bu mineraller pirolizden sonra biyokömür matriksinde kalır ve elde edilen biyokömür'ün organik olmayan (veya kül) kısmına katkıda bulunur. Kaynak materyallerin mineral içeriği, odunsu biyokütle için <math><1\%</math>'den, gübre veya mahsul kalıntılarına türetilen kaynak malzemeleri için %25'e kadar değişebilir. Yüksek sıcaklıkta piroliz sonrası ortaya çıkan biyokömür'deki kül içeriği gübreden türetilenler için %50'ye kadar, kemik tozu kaynaklı kaynaklarda ise %85'e kadar çıkabilmektedir. Biyokömür, kül, Na, K, Ca, Mg, P, S, Si ve C'nin mineral tuzlarında zenginleşir ve derişimleri piroliz sıcaklığında artar. Bu elementler genellikle oksitlenmiş formda bulunur ve bu nedenle metal hareketsizliğini tamamlayıcı nitelikte yüzey özelliklerine sahiptir (Ladygina ve Rineau, 2013). Metal hareketsizleşmenin, esasen mineral bileşenlere (karbonat, silikat ve fosfat) bağlı olarak birlikte çökelme ile oluşabileceği ve metallerin (hidr) oksit, karbonat veya fosfat çökelti oluşumuyla sonuçlanabileceği de mümkündür (Al-Wabel ve diğ., 2015).

3.1.5.5. Toprak özelliklerinin iyileştirilmesi

Toprağa biyokömür eklenmesi: toprak fiziksel, biyolojik ve kimyasal özelliklerinde bir miktar değişikliklere neden olur ve toprak mikrobiyal kütle, organik karbon, su tutma kapasitesi ve besin maddesi kullanım verimliliğini artırır. Toprak yapısı ve işlevi üzerine bu pozitif etkilerin sonuçları; (i) toprağın daha fazla su tutması, (ii) erozyon ve yüzey akış azalması, (iii) sızıntı önlenmesi ve (iv) bitki büyümesinin artmasıdır. Toprağın hidrolojik özelliklerini değiştirmesi, topraklardaki metallerin yüzeysel ve yeraltısularına sızıntı ve erozyon yoluyla girme riskini azaltır. Bitki örtüsü bitki kökleri toprağı tutması ve gövdenin rüzgâr hızını azaltması nedeniyle rüzgâr ve su erozyonunu azaltır. Kirlenmiş toprakları biyokömürle değiştirmenin yararları, kirlenici biyoyararlanımdaki azalma ile sınırlı değildir. Biyokömür, entegre bir iyileştirme ve ekolojik restorasyon projesinin bir parçası olarak risk yönetimine çok faydalar sağlayabilir (Ladygina ve Rineau, 2013).

3.1.6. Biyokömür'ün olumsuz etkisi

Toprak mikrobiyal popülasyonlarının sağlığı ve çeşitliliği, toprak işlevi ve ekosistem için kritik öneme sahip olduğundan, toprak yapısı ve stabilitesi, besin döngüsü, havalandırma, su kullanım verimliliği, hastalık direnci ve C depolama kapasitesi gibi etkenler açısından önemlidir. Brussaard ve diğ (2007), organik değişikliklerin, belki de topraklarda biyolojik çeşitliliği yönetmenin en önemli aracı olduğunu öne sürmektedir. Organik değişikliklerin miktarı, kalitesi ve dağılımı, her biri toprak besin ağının besleyici yapısını etkilediği iyi bilinmelidir. Bu nedenle, bu yönlerin tümü, bir toprak yönetim aracı olarak biyokömür'ün kullanımında dikkate alınmalıdır. Son çalışmalarda, biyokömür özelliklerinin birincil parçalayıcılar (bakteri ve mantarlar) düzeyinde etkilerine odaklanmıştır. İkincil parçalayıcılar, yırtıcı hayvanlar ve toprak hayvanları da dahil olmak üzere diğer fonksiyonel gruplar da besin ve enerji döngüsünde önemli rol oynamaktadır. Biyokömür'ün kök dinamiği de dahil olmak üzere çeşitli besleyici düzeylerde toprak biyolojik canlılarına biyokömür özelliklerine göre etkilemektedir (Lehmann ve diğ., 2011).

Biyokömür uygulamasından sonra bitki gelişiminde artış görülen çalışmalarda, biyokömür'ün mantarlar üzerinde olumsuz bir etkisi olduğu açıklanmıştır. Biyokömür'ün toprağa eklenmesi, hastalığa ve toprak bastırma gücüne karşı ve bitki direncini etkiler. Biyokömür, mantar öldürücüler, böcek öldürücüler ve herbisitler dahil olmak üzere, toprağa uygulanan haşere ürünlerini adsorbe edebileceğinden, tarım ilaçlarının etkinliğini olumsuz etkileyebilir (Ladygina ve Rineau, 2013).

Biyokömür'de çeşitli organik moleküller, bazı durumlarda toprak mikroorganizmalarının artmasına neden olabilir ve aktivitesini olumsuz veya olumlu etkileyebilir. Farklı mikroorganizma gruplarının etkilenmesi farklı olabilir. Biyokömürle değiştirilmiş bazı topraklarda mikrobiyal oranın arttığı görülmüştür (Lehmann ve diğ., 2011). Diğer taraftan biyokömür ilavelerinin ardından mantar bolluğu veya nispi orandaki azalmalar da gözlenmiştir (Ladygina ve Rineau, 2013).

4. FİĞ BİTKİSİ

Dünyadaki gıda ekonomisi gelişmesi ile et, süt ve süt ürünleri gibi hayvansal ürünlere gereksinme artmaktadır. Tarım sadece hayvancılık üretiminin büyümesine bağlı değildir, aynı zamanda yem ürünleri gibi gıda maddelerini temin eden diğer sektörlerle de bağlantılardan etkilenmektedir (FAO, 2015). Yem bitkileri tarımı, sürekli ve güvenli kaba yem üretiminin en önemli yoludur (Yolcu ve Tan, 2008). Fiğ bitkisi, yüksek besin değeri, soğuk ve kuraklığa karşı toleransı nedeniyle aşırı derecede soğuk ve yüksekte bulunan alanlarda büyük ölçüde yetiştirilmektedir (Rui ve diğ., 2018).

4.1. Fiğ Bitkisi Besin Değeri

Hayvancılıkta sürekli ihtiyaç olan bitkisel proteini temin etmek için baklagiller çok önemli bir kaynaktır. En önemli yıllık yemlik baklagil türleri arasında yaygın fiğ (*Vicia sativa* L.) ve tüylü fiğ (*Vicia villosa* Roth.) bulunmaktadır (Georgieva ve diğ., 2016). Fiğ bitkisi, ot ve tanesi yüksek oranda protein, vitamin, mineral maddeler içermesi ve lezzetli olması nedeniyle yaş ot, kuru ot, silaj ve tanesi kesif yem olarak hayvan beslenmesinde kullanılmaktadır. Diğer taraftan bir baklagil bitkisi olan fiğ, toprağı azot ve organik maddece zenginleştirmektedir. Bu nedenle, meyve bahçeleri altında ekilen fiğ, çiçeklenme döneminde sürülüp toprağı gömülerek toprak verimliliğinin (toprağın fiziksel, kimyasal ve biyolojik özelliklerini) sürdürülmesinde katkıda bulunmaktadır (Erdurmuş ve diğ., 2010).

Çoğu baklagil için, yem biyokütle ve yem kalitesi genellikle negatif olarak ilişkilidir. Bu dengeleme etkisine, besin maddelerinin en üst düzeyde elde etmek için optimum olan tavsiye edilen çiçek aşamasıdır (Georgieva ve diğ., 2016). Samarah ve Ereifej (2009), fiğ tohumu olgunlaştıkça makro ve mikro element düzeylerinin arttığını belirtmiştir. Diğer yıllık baklagillere kıyasla, fiğ bitkisi (200 g/kg'den fazla kuru yem madde) yüksek kaba protein içeriğine sahiptir (Georgieva ve diğ., 2016) ve fiğ tohumu %20'den fazla ham protein içerir (Uzun ve diğ., 2011). Lingorski (2011), tarla bezelyesi, beyaz lupine (acı bakla), civciv fiğ, acı fiğ, at fasulyesi ve soya fasulyesi ile karşılaştırıldığında, yaygın fiğde daha fazla kaba içerik bulmuştur. Fiğ, lizin (birçok proteinde bulunan bir aminoasit) içeriğine göre, diğer baklagillere kıyasla (özellikle bezelyeye), daha zengindir (yaygın fiğde 13 g/kg ve tüylü fiğde 14 g/kg kuru yem madde). Ayed ve diğ. (2001), yaygın fiğ samanının besleyici değeri (kaba protein) tüylü

fiğ samanına göre daha yüksek olduğunu açıklamaktadır. Yem kalitesi kapsamında, özellikle geviş getiren hayvan beslenmesi açısından önemli olan yapısal karbonhidratların içeriğidir. Yapısal karbonhidratlar, nötr deterjan lifi (NDF) ve asit deterjan lifini (ADF) içerir. Minta ve Tsige. (2014), fiğ türleri arasında NDF ve ADF içeriğinde önemli farklılıklar olduğunu belirtmişlerdir. Ona dayanarak fiğ sativa, fiğ villosa'ya göre daha düşük değerler içerir. Aksine Ayed ve Kollab (2001), fiğ sativada daha fazla NDF içeriği bulmuşlardır. Yemlik baklagil kalitesinin bir diğer önemli parametresi, kuru maddenin canlı dışında yapay ortamda (laboratuvar ortamı) sindirilebilirliğidir. Fiğ samanının sindirilebilirliği hakkında bilgiler azdır. Abd El Moneim (1993), Ayed ve Collab (2001), görüşleriye, bu parametreye göre baklagil kalitesi, fiğ villosa'da fiğ sativa'ya kıyasla çok daha düşüktür. Fiğ türleri de dahil olmak üzere yemlik baklagillerin kalitesinin iyileştirilmesi, yeni ve daha yüksek kalitedeki çeşitlerin gelişmesini sağlamak için ana kalite parametrelerinde (protein, lif) yeterli genetik değişkenlik olmasını gerektirir (Georgieva ve diğ., 2016).

Otlu baklagil yemlerinin değerlendirilmesi için ot kalitesi özellikleri önemlidir. Yemlik baklagillerin yüksek ham protein içeriği, verimli bir N kaynağı olması ve yüksek bir sindirimle birlikte kaliteli yem sunması nedeniyle yüksek besin değeri, ekonomik ve ekolojik özelliklere sahiptir. Besleyici değeri açısından fiğ villosa'ya kıyasla fiğ sativa'nın daha iyi yem kalitesi olduğunu göstermiştir (Georgieva ve diğ., 2016). Çizelge 4.1. de fiğ bitkisinde besleyici maddeler gösterilmiştir. Nispeten yüksek miktarda temel amino asitler (lizin, lösin, arginin ve fenilalanin artı tirozin) içerirler ve ayrıca önemli miktarda A, C ve E ve β -karoten vitaminleri bulunmaktadır. Bazı çalışmalarda, yaygın fiğ tohumlarının, K, Mg ve Mn bakımından oldukça eksik olduğunu, ancak fosfor ve demir bakımından zengin olduğu bulunmuştur (Uzun ve diğ., 2011).

Yaygın fiğdeki genel mineral element içeriğinin; Ca (1083.4 mg/Kg), Cu (11.7 mg/Kg), Mg (1533.2 mg/Kg), Mn (14.5 mg/Kg), P (5006.4 mg/Kg), S (2204.5 mg/Kg), Zn (31.5 mg/Kg) ve K (% 1.23) bulunmuştur. Ham protein içeriği ise %24,4 olup %15,0 - %33,7 arasında değişmektedir. Diğer çalışmalarda da, yaygın fiğ tohumlarının rapor edilen ham protein içeriği %23.2–%32.0 aralığında değişmektedir (Uzun ve diğ., 2011).

Çizelge 4.1. Fiğ’deki bazı besleyici değerler (Georgieva ve diğ., 2016).

Besleyici Değeri	Fiğ Villosa (<i>Vicia Villosa</i>)	Fiğ Sativa (<i>Vicia Sativa</i>)
Protein İçeriği (g/kg KA)	211.4	189.5
Nötr Deterjan Lifi (NDF)(g/kg KA)	451.9	409.2
Asit Deterjan Lifi (ADF)(g/kg KA)	378.5	352.4
Asit Deterjan Lignin (ADL)(g/kg KA)	74.0	67.9
Sindirim Kalitesi (IVDMD) KA %	52.9 %	63.9%

Lignin: Bitkide kök ve gövdenin sert ve odunsu yapısını oluşturan madde.
KA: kuru ağırlık.

4.2. Fiğ Bitkisinin Dünyada ve Türkiye’de Üretimi

Tohumlar, çiftlik hayvanları için sadece önemli bir protein ve enerji kaynağı olmakla kalmaz, aynı zamanda vejetaryen insanlar için de insan tüketimi için büyük bir potansiyele sahiptir. Kıtık yıllarında, tohumlar Avrupa’da ve Orta Doğu ülkelerinde tuzlu suda detoksifikasyon sonrası çorbalarda kullanılmıştır (Rui ve diğ., 2018; Tamkoç ve Avcı, 2004; Uzun ve diğ., 2011). En önemli tohum kaynaklarından biri olan fiğ bitkisi, geleneksel olarak Güneydoğu Avrupa bölgelerinde yetiştirilmektedir ve yeşil yem, kuru ot, yemlik, silaj, hayas ve yeşil gübre olarak kullanılabilir (Georgieva ve diğ., 2016). Fiğ bitkisi baklagiller familyasından olup bu familyaya bağlı fiğ (*Vicia L.*) cinsi içerisinde 150 kadar tür bulunmaktadır (Tamkoç ve Avcı, 2004). Elçi ve Açıkgöz (1993)’e göre bu türlerden 59 âdeti Türkiye vejetasyonunda doğal olarak kendiliğinden yetişmektedir. Tarımı yapılan tür sayısı ise 14 kadardır. Ülkemizde en çok adi fiğ (*Vicia sativa L.*) ve Macar fiğinin (*Vicia pannonica Crantz.*) tarımı yapılmaktadır (Tamkoç ve Avcı, 2004). 2018 yılında Türkiye’deki toplam fiğ üretimi Türkiye İstatistik Kurumu (TÜİK) verilerine göre 4273945 tona ulaşmıştır. Ayrıca fiğ bitkisi üretim oranı Türkiye’deki toplam üretilen yem bitkilerine göre 2018 de %14.7’dir (Gıda, Tarım ve Hayvancılık Bakanlığı). Türkiye’deki yem bitkileri üretimi Çizelge 4.2.’de gösterilmiştir. Tarımı yapılmamakla birlikte *Vicia cracca L.* Anadolu’nun bazı kesimlerinde doğal plantasyonlar halinde bulunur. Bu plantasyonlar meyve bağlama döneminde köylüler tarafından biçilerek kurutulmakta ve kaliteli kaba yem olarak değerlendirilmektedir. Fiğ aynı zamanda yabani arılar ve bal arıları için iyi bir nektar kaynağıdır. Türkiye, fiğ’in gen merkezi olmasına rağmen bu bitkilerden yeterince faydalandığı söylenemez. Fiğ bitkisinin tohumu, yeşil ve kuru otu iyi bir hayvan yemidir. Aynı zamanda fiğ iyi bir münavebe ve yeşil gübre bitkisidir (Rui ve diğ., 2018; Tamkoç ve Avcı, 2004).

Çizelge 4.2. Türkiye’deki yem bitkileri üretimi (TÜİK, 2018)

Yem Türü (Ton)	2013	2014	2015	2016	2017	2018
Korunga	1630572	1646256	1655985	1982047	2001379	1 934 847
Burçak	54 566	30 455	24 849	20 363	17 327	16 507
Mısır	259 335	251 645	235 405	230 645	220 884	215 443
Hayvan Pancarı	131 289	127 300	114 165	111 974	98 537	92 069
Yem şalgamı	345 125	319 970	329 970	355 667	370 729	298 373
Buğday	136 681	111 867	92 610	310 882	375 585	348 160
Arpa	31 596	50 752	46 649	69 199	281 063	416 963
Çavdar	2 828	7 177	6 411	8 857	24 124	59 029
Bezelye	-	70 422	84 821	121 124	139 366	210 706
Fiğ	4492466	4168085	4281259	4542042	4597600	4 273 945
Üçgül	2 528	2 478	2 378	2 378	2 280	46
Yonca	12 616 178	13 432 968	13 949 958	15 714 381	17 561 190	17 544 946
Yulaf	1 088 168	1 156 553	1 180 294	1 549 846	1 755 323	2 843 686
Sorgum	59 358	59 033	59 019	60 371	65 523	66 808
Tritikale	67 801	84 310	90 529	119 461	150 823	190 730
Mürdümük	158 671	146 812	138 554	116 703	103 029	98 238
İtalyan çimi	-	17 023	58 046	210 935	348 046	448 086

*Bu yıllara ait veriler bulunamamıştır.

Türkiye’deki yem bitkilerinin toplam ekim alanı yıldan yıla genişleme eğilimi göstermekle birlikte, bu genişlemenin artış hızı oldukça yavaştır. Bu bitkiler içerisinde en geniş ekim alanına sahip olan fiğ ve yoncanın ekim alanı düzenli olarak artmaktadır. Desteklemeler başlamadan önce 1999 yılında tohum ve kuru ot üretimi amacı ile toplam fiğ üretim alanı 233 000 hektar iken 2010 yılında bu alan 4 288 400 hektara ulaşmıştır. TÜİK verilerine göre, aşağıda 2004–2018 yılları arasında toplam fiğ üretim alanımız Çizelge 4.3. de verilmiştir.

Örneğin, Avustralya’da bu oran %50’ye yaklaşırken, birçok Kuzey Avrupa ülkesinde %25’ler düzeyinde bulunmaktadır. İncelenen Avrupa ülkelerinde en düşük pay Türkiye’dedir. Türkiye’de yonca ekim alanı 260 bin ha kadar olduğu halde, Bulgaristan’da 400 bin ha, Fransa’da 600 bin ha, İtalya’da 1.3 milyon ha, Kanada’da 2.5 milyon ha, Arjantin’de 7.5 milyon ha, ABD ise 11 milyon ha’ya ulaşmaktadır (Açıkgöz ve diğ., 2005).

Çizelge 4.3. Türkiye’de 2004-2018 yıllar arasında yem bitkisi ekim alandaki değişimler (ha olarak) (TÜİK, 2018).

YILLAR	FİĞ	YONCA	MISIR	KORUNGA
2004	2 200 000	3 200 000	1 550 000	1 070 000
2005	2 500 000	3 750 000	2 000 000	1 100 000
2006	3 862 882	4 440 296	2 598 913	1 176 029
2007	6 391 774	5 348 965	2 690 132	1 298 958
2008	5 796 842	5 557 215	2 888 829	1 401 295
2009	4 695 529	5 692 958	2 740 031	1 508 927
2010	4 288 400	5 688 107	2 937 336	1 570 810
2011	4 754 756	5 585 525	3 127 946	1 536 445
2012	5 694 254	6 741 832	3 540 882	1 963 349
2013	4 990 430	6 286 419	4 027 160	1 914 391
2014	4 269 348	6 923 055	4 149 529	1 949 088
2015	4 365 182	6 620 459	4 231 233	1 914 036
2016	4 428 378	6 501 107	4 257 753	1 936 940
2017	4 456 256	6 594 319	4 862 296	1 961 808
2018	3 869 465	6 351 052	4 726 428	1 817 338

Çizelge 4.4. Bazı ülkelerde yem bitkileri ekim alanları (Açıkgöz ve diğ., 2005).

Ülke	Toplam Tarla Arazisi (m ha)	Yem Bitkileri Ekim Alanı (m ha)	Yem Bitkileri Ekim Alanlarının Tarla Arazisi İçindeki Oranı (%)
Avustralya	50.304	25.056	49.8
Y. Zelanda	1.5	0.236	15.7
ABD	175.209	40.225	23.0
İngiltere	5.652	1.437	25.4
Fransa	18.447	4.754	25.8
Almanya	11.813	4.317	36.5
İtalya	8.172	2.47	30.2
Danimarka	2.292	0.693	30.2
Hollanda	0.905	0.284	31.4
Yunanistan	2.72	0.319	11.7
Bulgaristan	4.424	0.278	6.3
Romanya	9.402	1.595	17.0
Türkiye	23.805	0.744	3.1

FAO (2002) kaynakları ile hazırlanan Çizelge 4.4. incelendiğinde, birçok ülkede toplam tarla arazisi içerisindeki yem bitkilerinin payının büyük boyutlara ulaştığı görülmektedir.

4.3. Ağır Metallerin Fiğ Bitkisine Etkisi

Fiğ bitkilerinde belirli bir kirletici ve etkilerini gösteren spesifik araştırma çalışmaları vardır. Bunların arasında, herbisit toprak kalıntılarının etkileri, dizel yakıtın etkisi, ya da büyüme geciktirici olan *mepiquat* klorürün fiğın tohum verimi ve verim bileşenlerine etkisi ancak fiğ bitkisine ağır metallerin etkisi ile ilgili çalışmalar sınırlıdır. Sierra ve diğ. (2008) fiğ bitki, köklerindeki Hg derişiminin diğerk aksamlarına göre önemli ölçüde daha yüksek olduğunu göstermektedir. Kökte 7.6 kat daha fazla cıva bulunmuştur. Metaller, tohumlar dâhil tüm bitki aksamlarına ulaşabilir.

Ağır metaller, fiğ sürgünlerinin boy ve köklerini olumsuz etkilemektedir. Bitkiler tarafından ağır metal alımı bitki ve metale göre farklılık göstermektedir. Pečiulytė ve diğ. (2006), kirli topraklarda büyüyen mısır ve fiğ bitkileri kısa sürede önemli miktarlarda Pb, Cu ve Zn aldığını tespit edilmiştir. Ancak mısır bitkileri daha yüksek bir Cu içeriğı biriktirirken, fiğ bitkileri daha yüksek bir Zn içeriğı biriktirmiştir.

5. ÇALIŞMANIN AMACI

Geçtiğimiz yüzyılda tarımsal üretimin yoğunlaşmasına bağlı olarak yeraltısuyu, içme suyu ve üst toprakta As miktarının arttığı gözlenmiştir. As toksisitesi, dünyanın birçok bölgesinde artan su, toprak ve ürün kirliliği nedeniyle küresel bir sorun haline gelmiştir.

As ile kirlenmiş yeraltısuyunun tarım arazilerinin sulanmasında ve hayvan beslenmesinde kullanımından kaynaklanan riskler konusunda dünya çapında endişe artmaktadır. Bu kapsamda tarım alanlarında As ile kirlenmiş toprağın kullanımı sonucu tarım ürünlerinde As birikimine ve bitki kuru madde verim azalmasına sebep olmuştur. As, bitki ve hayvan ürünlerinin tüketilmesi ile besin zinciri yoluyla insanlara ulaşmaktadır. Son yıllarda, insan faaliyetlerinden dolayı Türkiye de dâhil birçok ülkede çevrede artan As oranı gözlenmektedir.

Fiğ (*Vicia sativa*) yetiştirilen tipik ana yem mahsulüdür ve Türkiye’de yoncadan sonra en fazla üretimi yapılan yem bitkisidir. As içerikli sulama suyu ile sulanan fiğ bitkisinde As birikmesi olmakta ve fiğ yem bitkisinin hayvan yemi olarak kullanılmasıyla As hayvan organlarında birikebilmektedir.

Bu çalışma kapsamında, hayvan yemi olarak Türkiye’de yaygın kullanıma sahip, fiğ bitkisine ülkemizde, sularda belirlenen en yüksek As derişimi ($\cong 8$ mg As/L) ile birlikte dört farklı As değişimine sahip su sentetik olarak laboratuvarında hazırlanarak sulama suyu olarak kullanılmıştır. Toprağa dört farklı biyokömür dozları (kontrol, %1, %2, %3) eklenerek sulama suyunda mevcut As’nin fiğ bitkisinin gelişimine etkisi ve As’nin bitkilerde birikimi incelenmiştir.

Bu kapsamda, fiğ bitkisi, kontrollü sera koşullarında saksılarda yetiştirilmiştir. Biyokömür, belirlenen oranlarda toprağa eklenerek farklı derişimlerde As ile kirletilmiş sulama suyu ile sulanan bitkilerin büyümeleri gözlemlenerek, hasat zamanında bitkilerin kök ve gövde aksamlarından alınan örneklerde ve toprakta As birikimlerinin ölçülmesi amaçlanmıştır.

Bitkilere uygulanan toplam As miktarları sulama suyundaki derişimlere göre hesaplanarak, deneylerin tamamlanması ile bitkide ve toprakta As miktarı ayrı ayrı saptanmıştır. Farklı oranlarda toprağa eklenen biyokömür’ün As varlığıyla bitki büyümesine ve fiğ bitkisi tarafından As alımına etkisi tespit edilmiştir.

6. MATERYAL VE METOD

6.1. Denemelerde Kullanılan Biyokömür Özellikleri

Biyokömür yavaş piroliz işlemi ile 500 °C sıcaklıkta üretilmiştir. Biyokömür materyalinin bazı fiziksel ve kimyasal özellikleri Çizelge 6.1. de sunulmuştur. Biyokömür üretimi, biyokütlenin oksijensiz ortamda ısıtılması adı verilen yavaş piroliz işlemi ile elde edilmiştir. Kül fırını sıcaklığı kademeli olarak artırılarak 500 °C'ye getirilmiş ve ortalama 2 saat içerisinde tamamlanmıştır (Bayram, 2015). Elde edilen biyokömürün resimleri şekilde 6.1.de gösterilmektedir.

Çizelge 6.1. Mısır bitkisinden elde edilen biyokömür materyalinin bazı fiziksel ve kimyasal özellikleri (Bayram, 2015).

Biyokömür Verimi (%)	27.12
Tarla Kapasitesi (%)	117.21
Piroliz Sıcaklığı	500 °C
Solma Noktası (%)	107.86
Yarayışlı Su İçeriği (%)	9.35
Spesifik Yüzey Alanı m² /g	397.55
Karbon %	88.34
Azot %	0.29
C/N	304.864

Parametre	Hammadde	Biyokömür
P (g/kg)	0.40	0.39
K (g/kg)	6.78	9.53
Ca (g/kg)	0.38	1.70
Mg (g/kg)	0.57	1.19
Fe (mg/kg)	92.5	321.4
Zn (mg/kg)	42.2	84.5
Mn (mg/kg)	17.3	41.1
Cu (mg/kg)	4.3	13.8
pH	5.88	9.21
EC (ms/cm)	9.81	9.3



Şekil 6.1. Biyokömür örnekleri

6.2. Denemelerde Kullanılan Toprağın Temini, Saksılara Fiğ Ekimleri

Saksı deneysel çalışmalarında fiğ ekimi için toprak, Cumhuriyet Üniversitesi Yerleşkesinde, tarımsal araziden temin edilmiştir. Toprak kaba elekten geçirilerek, atmosfer koşullarında kurutulmuş, sırasıyla 4 mm ve 2 mm gözenek aralığındaki eleklerden elenmiştir şekil 6.2. de gösterilmiştir. Çalışmada kullanılan toprağın bazı fiziksel ve kimyasal özellikleri Çizelge 6.2.'de gösterilmiştir.



Şekil 6.2. Toprağın elekten elenmesi ve kurutulması

Çizelge 6.2. Kullanılan toprağın bazı fiziksel ve kimyasal özellikleri (Öztürk, 2018).

Parametre	Değer	Parametre	Değer	Parametre	Değer
Tekstür	Killi tın	P ₂ O ₅ (kg/da)	3.58	Fe (mg/kg)	3.22
pH	7.30	K ₂ O (kg/da)	92.5	Zn (mg/kg)	0.45
As (mg/kg)	0.012	Org. Mad.%	1.3	Mn (mg/kg)	2.40
Tuz (%)	0.029	Kireç (%)	15.8	Cu (mg/kg)	1.19

Fiğ bitki büyümesi için toprağa temel gübreleme; 100 mg P/kg (TSP), 100 mg K/kg (K₂SO₄), 100 mg N/kg (NH₄)₂SO₄ uygulanmıştır. Ayrıca 2.5 mg Fe/kg, mikro bitki besin maddeleri karışımı (Bor %1.5 w/w, Demir % 3.0 w/w, Mangan % 3.0 w/w, Çinko % 4.0 w/w) ilave edilerek sağlanmıştır (Aslan, 2018). Deneysel çalışmalarda biyokömür, saksılara %1 (100 g biyokömür/10 kg toprak), %2 (200 g biyokömür/10 kg toprak) ve %3 (300 g biyokömür/10 kg toprak) olmak üzere üç farklı oranlarda eklenerek saksılardaki toprakla karıştırılmış ve 10 kg bitki büyüme ortamı toprak saksılara doldurulmuştur. Deneysel çalışmalarda her saksıya 100 adet fiğ tohumu ekimi, 10 kg toprak kapasiteli saksılara yapılmıştır. Fiğ tohum oranı, 9000 g/da olarak

belirlenmiştir (Avcioğlu vd., 2009). Saksuların doldurulması ve fiğ tohumu sayımı Şekil 6.3. de gösterilmiştir.



Şekil 6.3. Saksuların doldurulması ve fiğ tohumu sayımı

Fiğ bitki tohum ekimleri 22/05/2017 tarihinde gerŐekleŐtirilmiŐtir. Araştırma, tesadüf bloklarında parselleri deneme desenine göre üç tekerrürlü olarak yürütülmüŐtür (Şekil 6.4, 6.5 ve 6.6).



Şekil 6.4. Fiğ bitki büyüme ortamı hazırlanması



Şekil 6.5. Kontrollü sera ortamında fiğ bitki gelişimi

As Dozları	0,00 mg/L As				1,00 mg/L As				2,00 mg/L As				4,00 mg/L As				8,00 mg/L As			
	Biyokömür Dozları				0%				1%				2%				3%			
Saksimler	3	6	9	12	15	18	21	24	27	30	33	36	39	42	45	48	51	54	57	60
	2	5	8	11	14	17	20	23	26	29	32	35	38	41	44	47	50	53	56	59
	1	4	7	10	13	16	19	22	25	28	31	34	37	40	43	46	49	52	55	58

Şekil 6.6. Fiğ bitkisinin yetiştirilmesinde kullanılan deneme deseni

6.3. Bitkilerin Sulanması

Bitkilerin ekimleri sonrası, 01/06/2017 tarihinde fiğ bitkileri çimlenmeye başlamıştır. Tüm bitkilerin çimlenmesi 03/06/2017 tarihinde gerçekleşmiştir (Şekil 6.7.).



A

B

Şekil 6.7. Fiğ bitkilerinin gelişimi A (17.06.2017), B (23.06.2017)

Bitkiler ekimden çimlenmeye kadar şebeke suyu ile gelişimi sağlanmıştır. Çalışmada sulama suyu olarak kullanılan şebeke suyunun bazı kimyasal özellikleri Çizelge 6.3. de sunulmuştur.

Bitki, çimlenme ile hasat dönemine kadar sulama suyuna beş farklı derişimde Sodyum As ($\text{NaAs}^{\text{III}}\text{O}_2$) içeren şebeke suyu ile sulanmıştır. Araştırmada, As dozları: 0 (kontrol) – 1.00 – 2.00 – 4.00– 8.00 mg As/L olarak belirlenmiştir. Tüm bitkilere eşit miktarda sulama suyu verilerek farklı As yüklemeleri yapılmıştır.

As yüklemesi, Eşitlik (1) formülüne göre hesaplanmıştır

As Yüklemesi = Sulama suyu miktarı (L) x Sulama suyu As derişimi (mg/L) Eşitlik (1)

Sulama suyu, toprak nemi sabit (%70) olmak üzere, saksılardan sızma olmadan ve sulama suyu miktarları her saksı için sabit tutularak ilave edilmiştir.

Çizelge 6.3. Sulamada kullanılan şebeke suyunun bazı kimyasal özellikleri (Sivas Belediyesi, 2017).

Parametre	Değer (mg/L)	Parametre	Değer (mg/L)	Parametre	Değer (mg/L)
pH	7.87	Ag	<0.0004	SO_4^{-2}	19
As	0	Sb	<0.002	Zn	0.05
Cd	<0.003	Be	<0.0004	Ca	138.90
Cr	<0.0005	Cl^-	26	Mg	51.55
F	0.14	Cu	0.035	K	1.5
Zn	0.05	PO_4^{-3}	0.11	Na	9.98
Hg	<0.0004	Fe	0.01	Serbest Cl^-	0.80
NO_2^-	0.003	Mn	0.027	Se	<0.0004
NO_3^-	0.75	Al	0		
NH_4^+	0	CN^-	0.012		

6.4. Bitki Analizleri

Fiğ bitkisi, tek yıllık bitki olduğundan fiziksel gelişimini belirlemek amacıyla bitki boyu, gövde kalınlığı, dal gelişimi takip edilmiştir. Yetişme dönemi sonrası bitkiler bir seferde hasat edilerek, kök üstü (gövde ve yaprak) örnekleri alınmıştır. Hasat sonrası bitki kökleri topraktan ayrılarak temizlenmiştir. Bitki kök üstü ve kök örneklerinden Makro (N ,P ,K ,Mg ,Ca) ve Mikro (Cu, Mn, Fe, Zn) elemenleri analizi yapılmıştır. Ayrıca bitkilerin yetiştiği topraklardan numuneler alınarak, As analizi de yapılmıştır.

Hasat sonrası fiğ bitkileri, çeşme suyu ve 2 defa saf sudan geçirilerek toprak ve diğer kaba kirleticiler uzaklaştırılmıştır. Yıkama suyu laboratuvar koşullarında buharlaştırılarak bitki yaş ağırlıkları ölçülmüştür. Bitki örneklerinin 65–75 °C'da, 48 saat kurutularak ve çevre koşullarında soğutulması ile kuru ağırlıkları hassas terazi ile belirlenmiştir.

6.4.1. Bitkilerde azot analizleri

Kurutulan bitkiler, HD-702 model (Şimşekler Laborteknik) bitki öğütme değirmeninde öğütülerek analize hazır hale getirilmiştir. Azot, modifiye Kjeldahl yöntemiyle (Bremner, 1965); derişik H₂SO₄ ile yaş yakılma sonucu bitki örneklerindeki azot, NH₄⁺'a çevrilmekte ve güçlü alkali ortamda yapılan damıtma sonunda ortaya çıkan NH₃ miktarının belirlenmesi sonunda bitki azot miktarı hesaplanmaktadır.

Bitkide azot tayini, yakma, destilasyon ve titrasyon aşamalarında gerçekleştirilmektedir. Öğütülmüş bitki numunesinden 0,2 g tartılarak yakma balonuna konulmuştur. Üzerine katalizör, selen reaksiyon karışımı ve potasyum sülfat karışımını içeren tablet ve 5 ml sülfürik asit ilave edilir ve yakma setinde (VELP Scientifica marka DKL 12 serisi) renk yeşil oluncaya kadar yakma işlemine devam edilmiştir. Yakma işlemi süresince yakma ünitesindeki sıcaklık 410 °C' nin üzerine çıkmamaktadır. Yakma işleminden sonra örnekler distilasyon amacıyla kjeldahl azot ve protein tayin cihazına (VELP Scientifica marka UDK 139 serisi) aktarılarak %33'lük, 35 mL sodyum hidroksit ilave edilmiştir. Distilasyonda tutucu olarak %4'lük 15 mL borik asit [Litresinde 10 mL karışık indikatör ("Mischindikator 5", Firma Merck) bulunan] kullanılmıştır ve borik asit rengi, azot varlığında mor renkten yeşil renge dönüşmektedir. Yeşil renge dönüşen borik asit çözeltisi 0.1 N'lik sülfürik asit ile renk tekrar mora dönüşene kadar titre edilerek harcanan sülfürik asit miktarı kaydedilmektedir. Distilasyon sırasında, kullanılan sodyum hidroksit, yakma işleminden sonra oluşan asitli ortam pH'nın 14'e yükselmesini sağlayarak NH₃'ı buhar vasıtası ile taşıyarak tutucu olan borik asitin amonyum borata dönüşmesini sağlamaktadır.

6.4.2. Metal ve inorganik parametre analizleri

P, K, Fe, Mn, Zn ve Cu içerikleri, yaş çözünürleştirme işlemleri için 0.2 g bitki örnekleri, derişik 5 mL HNO₃ (%65 saflıkta Merck marka, CAS Numarası: 100456.2500) ve 2 mL H₂O₂ (%34,5-%36,5 saflıkta Sigma-Aldrich marka, CAS Numarası: 7722.84.1) eklenerek Milestone Srl - ETHOS EASY model mikrodalga fırında (200 °C'de 40 dakika) çözünürleştirme işlemleri yapılır. P için 882 nm'lik UV-spektrofotometrede (Murphy ve Riley 1962), K, Fe, Mn, Zn ve Cu ölçümleri ise Analytik Jena AG - contraAA 700 model Atomik Absorpsiyon Spektrometresi ile

gerçekleştirilmiştir (Güzel ve diğ., 1992). Örnekler analize hazırlanmış, ancak henüz laboratuvarında ölçümler gerçekleştirilmemiştir.

6.4.3. Arsenik analizleri

Bitki ve toprak örneklerinin As analizlerinde Hidrür Oluşturmalı Atomik Absorpsiyon Spektrometresi kullanılmıştır. Örneklerin çözeltiliye alınma işlemleri mikrodalga ve yaş çözünürleştirme tekniği uygulanarak gerçekleştirilmiştir. Kurutma, öğütme gibi ön işlemlere tabi tutulan homojenize edilmiş toprak, kök ve bitki örnekleri yaş çözünürleştirme işlemleri için 0.2 g örneklere derişik 6 mL HNO₃ ve 2 mL H₂O₂ eklenerek mikrodalga fırında (Milestone Srl- ETHOS EASY model) çözünürleştirme işlemleri gerçekleştirilmiştir. Çözünürleştirilen örnekler, süzülerek saf su ile 20 mL'ye tamamlanarak analize hazır hale getirilmiştir. Örneklerin As element ölçümleri Analytik Jena AG- contrAA 700 model Atomik Absorpsiyon Spektrometresi ile yapılmıştır.

Bitki, kök ve gövde/yaprakta As ölçümleri Çukurova Üniversitesi Ziraat Fakültesi Toprak Bilimi ve Bitki Besleme Bölümü laboratuvarlarında yapılmıştır. Bu kapsamda fiğ bitkisi kök ve gövde/yaprak, toprak ve su örneklerinde As analizleri yapılmıştır.

6.4.4. İstatistiksel analizler

Elde edilen araştırma bulgularının istatistiki analizi, SPSS 20.0 for Windows paket programı kullanılarak gerçekleştirilmiştir. Ortalamalar arasındaki farklılıklar Tukey testi ile belirlenmiştir.

7. ARAŞTIRMA BULGULARI VE TARTIŞMA

Fiğ bitkileri, Cumhuriyet Üniversitesi Sivas Meslek Yüksekokulu Bitkisel ve Hayvansal Üretim Bölümü uygulama alanında sera ortam koşullarında yetiştirilmiştir.

Fiğ bitkilerine uygulanan farklı dozlarda As içeren sulama suyu miktarları ve As yüklemeleri Çizelge 7.1'de, bitki gelişimi görüntüleri Şekil 7.1.'de gösterilmektedir. 3 ay bitki yetiştirme döneminde her saksı eşit miktarda toplam 18.35 L As içeren şebeke suyu ile sulanmıştır.

Çizelge 7.1. Fiğ bitkisi sulama miktarları ve toplam As yüklemeleri

	As Dozları (mg/L)				
	0.00	1.00	2.00	4.00	8.00
Toplam sulama miktarı (mL)	18350	18350	18350	18350	18350
Toplam As yüklemesi (mg/saksı)	0.00	18.35	36.7	73.4	146.8



Şekil 7.1. Fiğ bitkisi gelişimleri (A; 23/06/2017, B; 17/06/2017)

7.1. Gövde Gözlemleri ve Analizleri

Kontrol saksı deneysel çalışmasında (As eklenmeden), biyokömür eklenmeyen saksıda, bitki kuru madde miktarı 30.87 g olarak belirlenmiştir (Çizelge 7.2). %2 biyokömür dozuna kadar bitki kuru madde miktarı kısıtlı miktarda (0.26 g, %0.84) artış göstermesine rağmen %3 biyokömür dozunda, bitki kuru madde verimi %17.4 azalarak 25.5 g' a düşmüştür.

Biyokömür uygulanmayan fiğ bitki saksısı ile As içeren sulama suyu ile yetiştirilen fiğ bitkileri incelendiğinde bitki kuru madde veriminin azaldığı görülmektedir. %1 biyokömür dozu ve 1.00 mg As/L ve 2.00 mg As/L derişimlerinde kontrol bitkisine göre kuru madde verimi %15 azalırken, daha yüksek As derişimleri olan 4.00 ve 8.00

mg/L için verim azalması sırası ile % 20.4 ve %25.8 olarak gerçekleşmiştir. Kuru madde verim azalmaları diğer uygulanan As derişimleri ve biyokömür dozları içinde benzer olarak tespit edilmiştir.

Çizelge 7.2. Fiğ bitkisi gözlemleri ve gövde aksamında As birikimleri

As derişimi (mg/L)	Biyokömür dozu (%)	Kuru ağırlık	Bitki boyu	Gövde sayısı	As birikimi
		(g)	(cm)	(adet)	(mg/kg)
0.00	0	30.87±0.34 a	41.00±0.00 a-d	74.33±8.39 a-d	2.18±0.46 j
	1	31.15±0.77 a	40.50±0.71 a-e	74.00±0.00 a-d	2.36±0.30 ij
	2	31.13±0.45 a	43.50±2.12 ab	72.50±2.12 a-d	2.59±0.11 ij
	3	25.51±1.85 b-d	42.00±2.83 a-c	77.00±2.83 a-d	2.28±0.26 j
1.00	0	21.37±0.20 hi	41.67±0.58 a-c	77.67±4.04 a-d	3.31±0.36 h-j
	1	26.37±0.48 bc	41.00±1.00 a-d	77.67±1.53 a-d	3.98±0.17 g-j
	2	26.50±1.15 b	41.00±0.00 a-d	75.67±2.08 a-d	4.00±0.57 g-j
	3	23.65±0.01 e-g	41.00±3.00 a-d	81.67±4.51 ab	4.83±0.35 f-j
2.00	0	26.25±1.52 b-d	44.67±0.58 a	75.00±3.61 a-d	6.85±1.76 e-i
	1	26.34±0.10 bc	39.67±0.58 b-f	75.50±2.12 a-d	8.85±1.72 d-f
	2	24.67±0.69 d-f	37.33±2.52 d-g	71.00±1.41 cd	8.17±1.22 d-g
	3	18.49±0.69 k	37.00±1.00 d-g	81.50±0.71 ab	7.69±0.46 d-h
4.00	0	22.87±0.22 gh	36.00±0.00 fg	82.67±3.21 a	10.09±0.32 de
	1	24.80±0.62 c-e	42.50±0.71 a-c	83.00±5.00 a	11.80±1.24 cd
	2	26.26±0.00 b-d	42.00±1.41 a-c	81.00±5.66 a-c	11.84±3.59 cd
	3	23.48±1.03 e-g	39.50±0.71 b-f	76.33±0.58 a-d	10.61±4.08 de
8.00	0	21.16±0.62 ij	36.00±0.00 fg	70.33±3.51 d	15.71±0.12 bc
	1	23.11±0.11 fg	36.33±2.31 e-g	79.50±4.95 a-d	16.57±1.24 b
	2	22.01±0.00 g-i	38.33±1.15 b-f	75.50±0.71 a-d	21.66±1.07 a
	3	19.61±0.56 jk	34.00±2.00 g	73.50±0.71 a-d	19.88±2.93 ab

P < 0.05

Fiğ bitki boyu 1.00 ve 2.00 mg As/L derişimlerinde artma eğiliminde olduğu görülmektedir. Diğer As derişimlerinde (4.00 ve 8.00 mg As/L) ise bitki boyu kısalmaktadır. 2.00 mg As/L sulama suyu derişiminde en yüksek bitki boyu ve 8 mg As/L sulama suyu derişiminde en düşük bitki boyu tespit edilmiştir. Biyokömür ilavesi bitki boyuna etkisi görülmemektedir. Bitki sayısı, kontrol bitkisinden As derişiminin 4.00 mg As/L'ye yükselmesiyle artış belirlenmiştir. Daha yüksek As derişiminde (8.00 mg As/L) ise bitkilerin sayısı azalmıştır. Biyokömür ilavesiyle bitki sayısında artma eğilimi olduğu görülmüştür.

Sulama suyunda As derişimi artmasıyla hem yapraklarda hem de gövdede As birikimi artmaktadır. Toprağa biyokömür eklenmesi, sulama suyundan bitki gövde aksamına As taşınımını arttırdığı belirlenmiştir. Sulama suyuna, biyokömürsüz saksılara As eklenmesi ile fiğ bitkisi toprak üstü aksamda (gövde = yaprak+dal) As birikimi yaklaşık

olarak 3.31 mg/kg'dan (1.00 mg As/L), 15.71 mg/kg' a (8.00 mg As/L) kadar artış belirlenmiştir. 1.00 mg As/L derişim için biyokömür oranının yükselmesi ile gövde aksamına As taşınımı düşük seviyelerde olsa da artış göstermektedir. 2.00 mg As/L derişimin üzerindeki uygulamalarda ise saksılarda %3 biyokömür oranlarında gövde aksamına As taşınımı daha kısıtlı olarak gerçekleşmekte ve fiğ gövde aksamında As birikimi azalmaktadır.

Biyokömür eklenmeyen kontrol saksısı bitki gövde aksamında N, %1.35 olarak belirlenmiştir ve As eklenmesiyle % N artarak 4.00 mg As/L derişimde, %1.59 olarak belirlenmiştir. 8.00 mg As/L sulama suyu derişiminde ise gövde aksamında N oranı %1.33' e azalma göstermiştir.

Biyokömür dozu arttıkça bütün As derişimleriyle gövdedeki N birikiminde artış gözlemlenmiştir (Çizelge 7.3.). Kontrol saksında görüldüğü gibi saksıda biyokömür oranının artması ile bitki gövde aksamında N oranı, %1.35'ten %1.62'ye artış göstermektedir. Benzer N oranı artışı 4.00 mg As/L sulama suyu derişiminde de tespit edilmiştir ve kontrol bitkileri ile karşılaştırıldığında biyokömür eklenmesiyle %N oranı artış göstermektedir. Sulama suyu As derişimi 8 mg/L olarak uygulandığında %N oranı tüm biyokömür dozlarında kontrol bitkisine göre daha düşük elde edilmesine rağmen %3 biyokömür dozunda, N, %1.68 olarak ölçülmüştür. En yüksek As derişimi ve biyokömür dozunda bitki gövde aksamında kontrol saksına göre daha yüksek N (%1.62) görülmektedir.

Bitki gövde aksamında P miktarı, uygulanan tüm As dozlarında kontrol bitkisine göre daha yüksek olarak tespit edilmiştir. En yüksek P oranı, 4.00 mg As/L (%0.49) uygulanmasında görülmektedir. As uygulanmayan saksılarda, toprağa biyokömür eklenmesi bitki P içeriğini %0.30'den, %0.38'a kadar yükselmesini sağlamıştır. Benzer P oranı artışı 1.00 ve 2.00 mg As/L sulama suyu derişimlerinde de tespit edilmiştir ve kontrol bitkileri ile karşılaştırıldığında biyokömür eklenmesiyle % P oranı yükselmektedir. Sulama suyu As derişimi 4.00 ve 8.00 mg/L olarak uygulandığında % P oranı biyokömür dozu yükselmesiyle azalmaktadır. 8.00 mg As/L olarak uygulandığında ise % P oranı, kontrol bitkisinde %0.47 olarak ölçülmüş ve biyokömür dozunun artması ile düşme eğiliminde olarak %3 biyokömür uygulanmasında %0.31 olarak tespit edilmiştir. En yüksek bitki toprak üstü aksam P içeriği 2.00 mg/L derişiminde, %2 ve %3 biyokömür oranlarında %0.53 olarak tespit edilmiştir.

Çizelge 7.3. Fiğ bitkisi gövdesinde makro element derişimleri (%)

As derişimi (mg/L)	Biyokömür dozu (%)	N	P	K	Mg	Ca
0.00	0	1.35±0.21 b	0.30±0.03 g	5.67±0.91 a-h	0.47±0.09 a-c	1.81±0.28 a-d
	1	1.50±0.06 ab	0.36±0.01 fg	5.89±0.53 a-f	0.51±0.00 a-c	1.94±0.04 a-c
	2	1.77±0.31 ab	0.39±0.06 c-g	5.28±0.27 b-i	0.56±0.04 ab	2.13±0.07 a
	3	1.62±0.02 ab	0.38±0.06 d-g	6.14±0.84 a-d	0.58±0.02 ab	1.90±0.12 a-c
1.00	0	1.41±0.19 b	0.33±0.04 g	4.98±0.25 c-i	0.50±0.07 a-c	1.70±0.13 a-d
	1	1.58±0.42 ab	0.33±0.04 fg	4.88±0.21 e-i	0.49±0.03 a-c	1.61±0.04 b-d
	2	1.52±0.06 ab	0.31±0.02 g	6.02±0.71 a-e	0.57±0.08 ab	1.97±0.38 ab
	3	1.66±0.02 ab	0.37±0.03 e-g	6.22±0.43 ab	0.63±0.10 a	1.96±0.08 ab
2.00	0	1.59±0.17 ab	0.36±0.04 e-g	4.66±0.48 g-i	0.51±0.04 a-c	1.73±0.11 a-d
	1	1.71±0.09 ab	0.39±0.05 d-g	4.95±0.07 d-i	0.57±0.13 ab	1.73±0.14 a-d
	2	1.81±0.09 ab	0.53±0.03 ab	5.08±0.01 b-i	0.54±0.00 ab	1.71±0.13 a-d
	3	1.92±0.30 a	0.53±0.05 a	5.06±0.20 b-i	0.58±0.04 ab	1.80±0.16 a-d
4.00	0	1.59±0.23 ab	0.49±0.01 a-c	4.57±0.04 hi	0.54±0.04 ab	1.50±0.23 cd
	1	1.64±0.18 ab	0.48±0.02 a-d	5.80±0.09 a-g	0.54±0.02 ab	1.56±0.20 b-d
	2	1.67±0.16 ab	0.46±0.04 a-e	6.20±0.66 a-c	0.56±0.11 ab	1.62±0.28 b-d
	3	1.80±0.14 ab	0.43±0.02 b-f	6.61±1.05 a	0.52±0.02 a-c	1.38±0.02 d
8.00	0	1.33±0.15 b	0.47±0.01 a-d	4.40±0.36 i	0.37±0.03 c	1.40±0.16 d
	1	1.62±0.01 ab	0.35±0.06 fg	4.60±0.23 g-i	0.44±0.00 bc	1.59±0.05 b-d
	2	1.62±0.16 ab	0.33±0.03 fg	4.66±0.15 g-i	0.43±0.00 bc	1.53±0.03 b-d
	3	1.68±0.01 ab	0.31±0.01 g	4.71±0.47 f-i	0.49±0.01 a-c	1.66±0.04 b-d

P <0.05

Sulama suyuna As eklenmesi ile bitki gövde aksamında %K miktarında azalma belirlenmiştir. Kontrol saksılarında görüldüğü gibi biyokömür oranı arttıkça bitki gövde aksamında K oranı %5.67'den, %6.14'e artış görülmüştür. Benzer K oranı artışı tüm As derişimlerinde de tespit edilmiştir ve kontrol bitkileri ile karşılaştırıldığında biyokömür eklenmesiyle %K oranı artış göstermektedir. Sulama suyu As derişimi 8.00 mg/L'de ise, bitki gövde aksamında K birikimi diğer As derişimlerine göre azalmasına rağmen %K oranı 4.40'dan, 4.71'e artmaktadır.

Bitki gövde aksamında Mg oranı, 4.00 mg As/L derişimi (%0.54) uygulanmasına kadar artmasına rağmen 8.00 mg As/L uygulanmasında %0.37'ye azalmaktadır. Kontrol saksılarında görüldüğü gibi biyokömür arttıkça bitki gövde aksamlarında Mg oranı %0.47'den, %0.58'e artış görülmüştür. Benzer Mg oranı artışı tüm As sulama suyu derişimlerinde de tespit edilmiştir.

Sulama suyunda As derişiminin artması ile bitki gövde aksamında Ca oranı azalmaktadır (çizelge 7.3). Kontrol saksılarında görüldüğü gibi saksı toprağında biyokömür oranı arttıkça bitki gövde aksamında Ca oranı %1.81'den, %1.90'a

artmaktadır. En yüksek derişim olan 8.00 mg As/L sulama suyunda da Ca oranı %1.40'ten, 1.66'ye artış belirlenmiştir. Benzer Ca oranı artışı, tüm sulama suyu As derişimlerinde de tespit edilmiştir ve kontrol bitkileri ile karşılaştırıldığında biyokömür eklenmesiyle % Ca oranı artış göstermektedir (Çizelge 7.3).

Fiğ bitki gövde aksamında mikro element analiz sonuçları Çizelge 7.4' de sunulmuştur. As derişimi arttıkça, bitki toprak üstü aksamda Cu birikimi azalmaktadır. Kontrol örneklerinde Cu birikimi 9.52 mg/kg olarak tespit edilirken, 8.00 mg As/L dozunda gövde aksamında Cu oranı, 3.48 mg/kg'a azalmaktadır. Kontrol örneklerinde, toprağa biyokömür eklenmesi ile gövdedeki Cu birikimi 9.52 mg/kg'dan, 10.63'e artmasına rağmen tüm As dozlarında Cu birikiminde düşüş görülmüştür. 8.00 mg As/L sulama suyu derişiminde de biyokömür eklenmesi ile Cu birikimi 3.48 mg/kg'dan, 2.19 mg/kg'a kadar düşüş tespit edilmiştir. Toprağa biyokömür eklenmesiyle bitki toprak üstü aksama Cu aktarımı As derişimi ile azalmaktadır.

Çizelge 7.4. Fiğ bitkisi gövdesinde mikro element derişimleri (mg/kg)

As derişimi (mg/L)	Biyokömür dozu (%)	(mg/kg)			
		Cu	Mn	Fe	Zn
0.00	0	9.52±0.71 ab	40.98±16.27 b-f	228.50±66.89 c-e	22.67±9.16 ab
	1	10.44±0.09 ab	53.17±9.55 ab	262.95±21.00 bc	23.40±2.14 a
	2	11.01±0.12 a	69.74±1.51 a	377.15±32.31 a	24.27±0.95 a
	3	10.63±1.38 bc	52.55±7.44 a-c	246.70±28.28 b-d	23.04±3.67 ab
1.00	0	8.38±0.53 cd	45.23±3.61 b-f	205.27±17.70 c-e	15.56±2.65 c-f
	1	5.81±0.06 e	45.77±2.49 b-e	212.70±0.99 c-e	16.88±3.86 b-d
	2	5.34±0.16 ef	45.01±9.04 b-f	230.75±77.43 b-e	13.47±0.99 c-g
	3	5.29±0.25 ef	49.94±3.38 b-d	214.75±2.33 c-e	13.89±1.84 c-g
2.00	0	4.44±0.07 fg	55.02±1.03 ab	229.75±32.31 b-e	14.09±1.90 c-g
	1	8.02±0.48 d	53.21±4.36 ab	339.90±22.34 ab	19.41±1.80 a-c
	2	4.52±0.94 fg	50.96±5.50 bc	239.15±77.15 b-e	14.15±0.53 c-g
	3	3.81±0.49 g-i	51.36±6.28 bc	172.60±21.21 c-e	10.64±1.05 d-g
4.00	0	4.16±0.53 f-h	38.71±11.70 b-f	134.55±6.58 e	11.81±1.09 d-g
	1	3.09±0.46 h-k	38.57±10.74 b-f	215.10±73.48 c-e	16.17±1.90 c-e
	2	3.10±0.50 h-k	37.70±1.10 b-f	208.93±62.90 c-e	10.24±1.92 e-g
	3	3.29±0.30 g-k	27.26±3.37 f	142.45±30.76 de	9.48±0.65 fg
8.00	0	3.48±0.51 g-j	34.76±3.53 c-f	161.05±22.13 c-e	11.26±2.21 d-g
	1	2.66±0.24 i-k	31.72±5.59 d-f	205.60±50.44 c-e	12.07±0.63 d-g
	2	2.45±0.02 jk	31.27±3.25 ef	215.05±69.93 c-e	11.68±0.16 d-g
	3	2.19±0.18 k	31.33±2.87 ef	203.43±7.73 c-e	8.22±0.66 g

P < 0.05

As eklenmeyen sulama suyunun bitkiye uygulanması ile bitki gövde aksamında Mn derişimi tüm biyokömür oranlarında kontrol saksısına göre daha yüksek olarak

gerçekleşmiştir. Kontrol bitkisinde (As ve biyokömür eklenmeyen toprak) bitki gövde aksamında Mn derişimi, 40.98 mg/kg olarak belirlenirken %3 biyokömür oranında gövde Mn miktarı, 52.55 mg/kg'a artmıştır. 2.00 mg As/L dozunda Mn miktarı 55.02 mg/kg'a artmasına rağmen, 4.00 ve 8.00 mg As/L dozlarında düşüş (8.00 mg As/L dozunda 34.76 mg/kg) görülmüştür. Benzer sonuçlar 1.00 ve 2.00 mg As/L dozlarında görülürken 4.00 ve 8.00 mg As/L dozlarında biyokömür eklenmesiyle gövde aksamında Mn miktarı azalmaktadır. Kontrol bitkisi ile karşılaştırıldığında Mn derişimi biyokömürsüz toprakta 40.98 mg Mn/kg'dan, 8.00 mg As/L derişiminde 34.76 mg Mn/kg'a azalmaktadır.

7.2 Kök Analizleri

Fiğ bitkileri hasat edildikten sonra bitki kökleri topraktan çıkarılmıştır. Kök aksamı kuru ağırlıkları ve As birikimleri Çizelge 7.5'te sunulmuştur.

Çizelge 7.5. Fiğ bitkisinin kök kuru ağırlıkları ve As birikimleri

As derişimi (mg/L)	Biyokömür dozu (%)	Kuru ağırlık (g)	As birikimi (mg/kg)
0.00	0	2.07±1.19 a-c	4.98±0.05 e
	1	2.59±0.18 a-c	4.68±0.14 e
	2	2.75±0.40 a-c	5.65±0.04 e
	3	3.31±0.31 a	5.41±0.42 e
1.00	0	2.47±1.68 a-c	10.46±0.30 e
	1	2.67±0.90 a-c	12.53±0.39 e
	2	2.70±0.13 a-c	12.57±0.17 e
	3	2.56±0.30 a-c	12.90±0.74 de
2.00	0	2.79±0.26 a-c	16.75±2.89 c-e
	1	2.70±0.11 a-c	29.42±0.01 c
	2	3.27±0.49 ab	30.52±4.64 c
	3	2.94±0.71 a-c	27.73±0.73 cd
4.00	0	1.89±0.59 a-c	55.98±19.79 ab
	1	1.75±0.73 a-c	56.79±6.86 ab
	2	1.34±0.39 c	53.33±4.25 b
	3	1.67±0.42 a-c	63.03±1.53 ab
8.00	0	1.53±0.34 a-c	66.94±13.37 ab
	1	1.49±0.41 a-c	69.78±5.68 a
	2	1.37±0.43 bc	70.46±8.17 a
	3	1.23±0.42 c	68.19±4.53 ab

P < 0.05

Toprağa biyokömür eklenmesi, bitki kök aksam kuru madde ağırlığını 2.07 g'dan 3.31 g'a arttırmıştır. Sulama suyuna As eklenmesi 2.00 mg/L derişimine kadar kuru madde

verimini arttırmaktadır. 4.00 ve 8.00 mg As/L sulama suyu derişimlerinde ise kuru madde verimi azalmaktadır. Kontrol örneğinde kuru madde miktarı 2.07g olmasına rağmen 8.00 mg As/L sulama suyu derişiminde, kuru madde ağırlığı 1.53g'a azalmaktadır. Saksılara biyokömür eklenmesiyle, 8.00 mg As/L sulama suyu derişiminde kök kuru madde ağırlığı 1.53g'dan, 1.23g'a kadar azalmaktadır. Toprağa biyokömür eklenmesiyle kök kuru madde verimi düşük As sulama suyu derişimlerinde (0.00, 1.00 ve 2.00 mg As/L) artmasına rağmen toprağa biyokömür eklenmesi, 4.00 mg/L üzerinde As derişimlerinde bitki kök aksamına As toksik etkisini engelleyemediğinden kuru madde verimi azalmaktadır.

Sulama suyunda As derişimi artmasıyla bitki kök aksamda As birikimi yükselmektedir. Toprağa biyokömür eklenmesi, sulama suyundan bitki kök bünyesine As taşınımını arttırdığı belirlenmiştir. 2.00 ve 4.00 mg As/L sulama suyu derişimlerinde toprağa biyokömür eklenmesiyle fiğ kök aksamında As birikimi daha fazla olmaktadır. 1.00 mg As/L sulama suyu derişiminde biyokömür eklenmesiyle kökteki As birikimi 10.46'dan, 12.90'a artmasına rağmen 2.00 mg As/L sulama suyu derişiminde biyokömür eklenmesiyle kökteki As birikimi 16.75'den, 27.73'e kadar artmıştır (Çizelge 7.5).

As derişiminin artmasıyla kökte %N birikimi artma eğilimli olduğu gözlemlenmiştir. Biyokömür dozu arttıkça tüm As derişimlerinde kök aksamda %N birikiminde düşüş görülmektedir. Kontrol saksılarında, N birikimi %2.37'den, %2 biyokömür dozunda %2.54'e kadar artmasına rağmen sulama suyu As derişimi 4.00 mg/L olarak uygulandığında N birikimi, % 2.53'ten % 2.48'e azalmıştır. Toprağa biyokömür eklenmesiyle kökte % N birikimi As derişimi ile azalmaktadır (Çizelge 7.6).

As derişiminin artmasıyla kök aksamda P miktarı artmaktadır. Kontrol saksılarında görüldüğü gibi biyokömür oranı arttıkça bitki kök aksamında P oranı %0.51'den, %0.57'ye artmaktadır. Kontrol bitkileri ile karşılaştırıldığında, 1.00 ve 2.00 mg As/L sulama suyu derişimlerinde, biyokömür eklenmesiyle kök aksamda P oranı artarken saksılara 4.00 ve 8.00 mg As/L uygulandığında ise P oranı, biyokömür dozu yükselmesiyle azalmaktadır. 8.00 mg As/L sulama suyu derişimlerinde P oranı %0.64'ten, %0.56'ya kadar düşmüştür.

Toprağa biyokömür eklenmesi bitki kök aksamında K miktarını azaltmaktadır. Biyokömür oranı kontrol saksılarında görüldüğü gibi arttıkça bitki gövde aksamında K

oranı %2.89'dan, %2.80'e düşmesine rağmen tüm sulama suyu As derişimlerinde, kök K miktarında artış tespit edilmiştir ve kontrol bitkileri ile karşılaştırıldığında biyokömür eklenmesiyle % K oranı artış göstermektedir. Sulama suyu As derişimi 2 mg/L olarak uygulandığında %K oranı %2.37'den, %3.44'e artış kaydedilmiştir.

Çizelge 7.6. Fiğ bitkisinin kökünde makro element derişimleri (%)

As derişimi (m/L)	Biyokömür dozu (%)	N	P	K (%)	Mg	Ca
0.00	0	2.37±0.08 cd	0.51±0.01 de	2.89±0.31 a-d	0.78±0.07 ab	0.96±0.03 a
	1	2.47±0.10 a-d	0.52±0.01 c-e	2.31±0.24 c-e	0.65±0.09 a-d	0.62±0.04 bc
	2	2.54±0.09 a-d	0.53±0.05 b-e	2.69±0.63 a-d	0.65±0.07 a-d	0.43±0.05 cd
	3	2.33±0.02 d	0.57±0.04 a-e	2.80±0.28 a-d	0.63±0.03 b-d	0.48±0.00 b-d
1.00	0	2.47±0.02 a-d	0.53±0.00 b-e	2.62±0.44 a-d	0.77±0.10 a-c	0.56±0.04 b-d
	1	2.42±0.12 a-d	0.50±0.00 e	2.69±1.02 a-d	0.71±0.03 a-d	0.55±0.17 b-d
	2	2.46±0.03 a-d	0.55±0.03 a-e	2.76±0.24 a-d	0.65±0.08 a-d	0.54±0.08 b-d
	3	2.39±0.01 b-d	0.56±0.01 a-e	2.92±0.39 a-d	0.61±0.06 cd	0.48±0.09 b-d
2.00	0	2.53±0.11 a-d	0.54±0.01 b-e	2.37±0.40 b-e	0.76±0.10 a-d	0.54±0.04 b-d
	1	2.41±0.06 a-d	0.57±0.04 a-e	3.21±0.36 a-c	0.77±0.03 a-c	0.46±0.04 b-d
	2	2.40±0.04 b-d	0.55±0.03 a-e	3.39±0.12 ab	0.78±0.01 ab	0.50±0.16 b-d
	3	2.44±0.15 a-d	0.61±0.03 a-c	3.44±0.62 a	0.80±0.07 a	0.52±0.00 b-d
4.00	0	2.53±0.05 a-d	0.61±0.03 a-c	2.60±0.42 a-d	0.63±0.05 b-d	0.66±0.03 b
	1	2.49±0.04 a-d	0.58±0.03 a-e	2.48±0.13 a-e	0.64±0.03 a-d	0.56±0.14 b-d
	2	2.45±0.12 a-d	0.55±0.02 b-e	2.66±0.10 a-d	0.60±0.04 d	0.48±0.02 b-d
	3	2.48±0.01 a-d	0.55±0.03 b-e	2.73±0.21 a-d	0.65±0.09 a-d	0.47±0.05 b-d
8.00	0	2.66±0.09 a	0.64±0.11 a	1.55±0.10 e	0.62±0.04 b-e	0.38±0.10 d
	1	2.61±0.04 a-c	0.60±0.04 a-d	1.91±0.17 de	0.70±0.07 a-d	0.40±0.02 cd
	2	2.63±0.10 ab	0.62±0.02 ab	2.56±0.54 a-e	0.76±0.09 a-d	0.42±0.05 cd
	3	2.55±0.14 a-d	0.56±0.03 a-e	2.63±0.66 a-d	0.76±0.07 a-d	0.47±0.02 b-d

P < 0.05

Mg oranı, As derişimi artmasına bağı olarak düşme eğiliminde olduğu görülmüştür. Kontrol saksılarında görüldüğü gibi toprakta biyokömür oranı arttıkça bitki kökünde Mg oranı % 0.78'dan % 0.63'e azalmaktadır. 1.00 mg As/L derişiminde, biyokömür eklenmesiyle Mg oranı, % 0.77'den, % 0.61'e azalmasına rağmen 2.00 mg As/L ve üzerinde As derişimlerinde, biyokömür eklenmesiyle Mg oranı artmıştır. % Mg, 8.00 mg As/L sulama suyu derişiminde, biyokömür eklenmeyen toprakta % 0.62 olarak belirlenirken, biyokömür oranı %3 olduğunda kök aksamda Mg oranı % 0.76'ya yükseldiğini tespit edilmiştir.

Biyokömür, fiğ bitki kök aksamında Ca oranını azaltmaktadır (Çizelge 7.6). Kontrol saksısı bitki kök aksamında Ca, %0.96 olarak belirlenirken, toprağa biyokömür eklenmesi ile Ca oranı kademeli olarak azalmakta ve %3 biyokömür oranında % 0.48'e

düşmektedir. As, kök aksamda Ca miktarını azalmasına neden olmaktadır. Kontrol örneğinde, Ca oranı %0.96 olmasına rağmen, 8.00 mg As/L sulama suyu derişiminde %0.38'e kadar düşmüştür. Toprakta %3 biyokömür oranında As derişiminin, kök aksamda % Ca oranında önemli bir farklılığa neden olmadığı görülmektedir.

Toprakta biyokömür, fiğ bitki kök askamında Cu, Mn ve Zn element derişimlerinin azalmasını, Fe elementinin ise artmasını sağlamaktadır (Çizelge 7.7).

Kontrol saksısı kök örneklerinde Cu element miktarı, 2.00 mg/L As derişimine kadar artmakta, daha yüksek As derişimlerinde ise Cu element miktarı azalma eğilimi göstermektedir. As olmadan (kontrol örnekleri) biyokömür eklenmesi ile kökte Cu birikimi 14.28 mg/kg'dan, 10.82'ye düşmüştür (Çizelge 7.7).

Çizelge 7.7. Fiğ bitkisinin kökünde mikro element derişimleri (mg/kg)

As derişimi (mg/L)	Biyokömür dozu (%)	(mg/kg)			
		Cu	Mn	Fe	Zn
0.00	0	14.28±0.38 a-c	67.39±0.34 ab	1714.00±0.00 a-c	175.60±2.21 a
	1	12.32±0.59 b-d	57.63±1.71 a-d	1760.00±79.20 a-c	132.20±41.72 ab
	2	12.67±0.06 b-d	56.23±8.39 a-d	1789.00±92.08 a-c	59.74±11.75 cd
	3	10.82±0.99 d	52.61±5.35 a-d	1763.50±7.78 a-c	51.28±17.70 cd
1.00	0	14.52±1.12 a-c	49.94±4.97 b-d	1644.50±113.84 c	38.78±5.88 cd
	1	13.05±0.50 b-d	46.86±16.99 d	1757.50±269.41 a-c	99.79±84.44 bc
	2	11.69±1.16 cd	46.30±7.66 d	1742.00±181.25 a-c	41.37±1.37 cd
	3	12.47±0.11 b-d	47.18±6.87 cd	1663.00±21.21 bc	40.95±4.05 cd
2.00	0	15.27±1.64 ab	59.87±1.59 a-d	1827.00±147.08 a-c	38.90±2.04 cd
	1	16.42±0.38 a	55.44±0.97 a-d	1907.50±146.37 a-c	69.40±21.64 cd
	2	13.16±1.07 a-d	71.11±2.57 a	1924.50±13.44 ab	35.48±8.20 d
	3	13.07±1.27 b-d	59.08±6.87 a-d	1761.00±134.35 a-c	35.10±2.47 d
4.00	0	14.95±0.38 a-c	67.96±17.49 ab	1690.00±227.69 a-c	51.90±16.03 cd
	1	14.03±1.09 a-d	64.43±3.22 a-d	1819.00±60.81 a-c	66.48±52.96 cd
	2	12.66±1.12 b-d	65.70±5.01 a-d	1810.00±14.14 a-c	33.43±1.88 d
	3	11.85±0.84 cd	65.13±0.33 a-d	1792.50±7.78 a-c	39.97±0.81 cd
8.00	0	14.91±3.64 a-c	67.26±6.48 a-c	1957.50±57.28 a	39.50±1.91 cd
	1	14.41±0.06 a-c	62.84±5.58 a-d	1852.00±35.36 a-c	39.74±4.46 cd
	2	14.24±0.58 a-c	60.26±1.00 a-d	1854.33±38.99 a-c	40.42±2.61 cd
	3	14.66±1.22 a-c	61.53±10.37 a-d	1781.50±19.09 a-c	35.78±2.43 d

P < 0.05

0.00 mg/L As derişiminde toprağa As eklendiğinde; artan As dozu ile 1.00 mg As/L derişimine kadar kökündeki Mn derişimi 67.39 mg/kg'dan 49.94 mg/kg'a kadar azalmıştır. Daha yüksek As dozlarında (2.00 mg/L'den itibaren) Mn derişiminin tekrar

artmaya başladığı belirlenmiştir. 4.00 ve 8.00 mg As/L dozu ile Mn derişimi, kontrol bitkisinde As eklemeksizin elde edilen değere (≈ 67.39 mg/kg) kadar artmıştır.

Kontrol bitkisinde toprağa biyokömür eklendiğinde ise bitkide Mn derişimi 67.39 mg/kg'dan, 52.61 mg/kg'a düşmüştür. 4.00 mg As/L derişiminde, biyokömür eklendiğinde bitkide Mn derişimi 67.96 mg/kg'dan, 65.13 mg/kg'a azalmaktadır. Kontrol bitkileri ile karşılaştırıldığında farklı As derişimlerinde, biyokömür eklenmesiyle Mn derişimi sınırlı olarak azalmaktadır.

Kontrol bitkisinde toprağa biyokömür eklenmesi ile fiğ bitkisi kök aksamında Fe derişimi 1714 mg Fe/kg'dan, 1763.50 mg Fe/kg'ye kadar artmıştır. 1.00 mg As/L derişiminde biyokömür eklenmesi ile Fe aktarımı 1644.50 mg Fe/kg'dan, % 2 biyokömür dozuna kadar 1742.00 mg/kg'a artmasına rağmen %3 biyokömür dozunda Fe aktarımı 1663.00 mg/kg' a azalmaktadır. Sulama suyuna As eklenmesi uygulanan %1 ve %2 biyokömür dozlarında Fe elementinin, topraktan kök bünyesine aktarımının artmasına sebep olmaktadır. Kontrol bitkisi ile karşılaştırıldığında biyokömür, topraktan bitki kök bünyesine Fe aktarımını arttırmaktadır. As eklenmesiyle, bitki kökündeki Fe derişiminde önemli bir değişim tespit edilmemiştir.

Kontrol saksısında 8.00 mg/L olarak As toprağa eklendiğinde Zn aktarımı, 175.60 mg/kg'dan 35.78'e kadar düşmüştür. Toprakta As artmasına bağlı olarak Zn aktarımı azalmaktadır. Bunun yanı sıra As olmadan (kontrol örnekleri) biyokömür eklenmesi ile kökteki Zn birikimi 175.60 mg/kg'dan, 51.28 ye düşmüştür. 4.00 mg As/L derişiminde %1 biyokömür eklenmesiyle, Zn birikiminin 51.90 mg/kg'dan, 66.48'ye kadar artmasına karşın %2 ve %3 biyokömürün eklenmesi, Zn birikiminin düşmesine neden olmuştur.

7.3. Sonuçların Tartışılması

7.3.1. Bitkide ve toprakta As birikimi

As içeren rodentisitler (kemirgen öldürücü ilaçlar), herbisitler, böcek öldürücüler ve As miktarı yüksek sulama suyu ve yeraltısuyu kullanımı ile tarlalar, meyve bahçeleri, seralar üzerinde ve çevresinde As kirlenmesine neden olmaktadır. As, bitkiler için gerekli değildir ve bilinen herhangi bir metabolik işlevi yoktur. Bitki türleri, çoğu bitki için 5 ile 100 mg As/kg kuru ağırlığa kadar değişen toksisite eşik seviyeleri ile As'ye olan toleranslarında farklılık gösterir. Düşük derişimlerde As, arsenatın oksitlenmiş

formu, aynı nakil yolu ile bir fosfat analogu olarak hareket edebilir. Bu arsenat kök hücreler tarafından alındıktan sonra bitki dokusuna küçük bir miktar nakledilebilir ancak çoğunluğu arsenite indirgenebilir. Arsenit toprağa geri aktarılır, bitki dokusu içinde kök ve yapraklara taşınır veya hücre içi boşluğunda depolanması için organik bir bileşik ile kompleks haline getirilir. As, gövde veya yaprak dokusuna çok az taşınan arsenitin çoğunu kök içinde depolamaya eğilimlidir. *Pirinç, salatalık, Brassica juncea, domates, Spartina patensi ve Spartina alterniflora* As, gövdeye taşınan sadece küçük bir bölümle kökte arsenite indirgenir. Kök içinde depolama eğiliminin aksine, As biriktiren bitkiler büyük bir kısmını gövdeye çekeceklerdir (Reed ve diğ., 2015).

Bazı çalışmalara göre biyokömür hem biyokömürün ham maddesi hem de metallerin özelliklerine göre değişen metal adsorpsiyonu (As, Cd ve Pb) için önemli bir potansiyele sahip olduğunu göstermektedir. Biyokömürün üzerindeki metalin (loid) sorpsiyon dizisi, Pb> Cu> Cd> Zn> As bu elementlerin toprak organik maddesi ve aktif karbon üzerindeki sorpsiyon davranışı ile benzerdir. Biyokömürün, besin eklenmesi ve gübre kullanım verimliliğindeki iyileştirmeler yoluyla toprak verimliliğini artırmaya yönelik potansiyel faydaları iyi bilinmektedir (Kookana ve diğ., 2011).

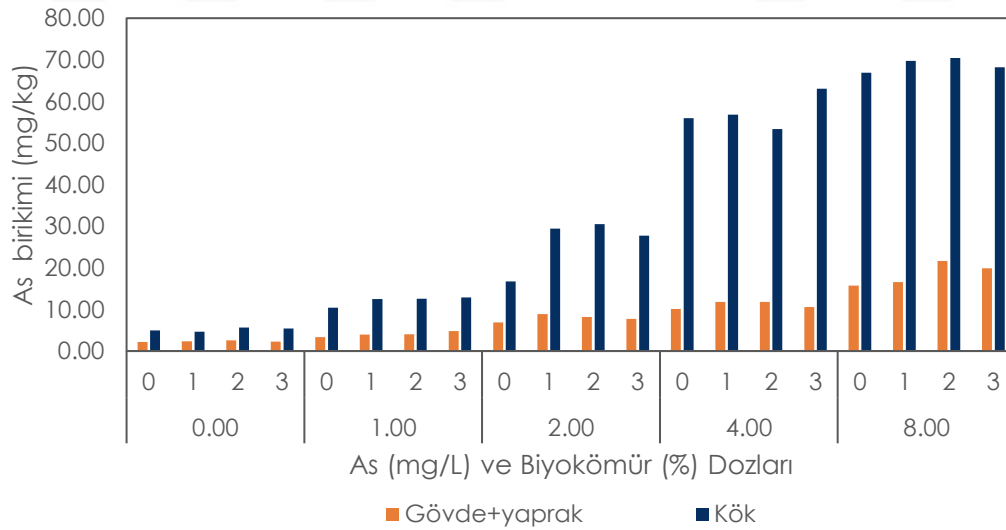
Yapmış olduğumuz çalışma, fiğ bitkisinin As'ye hassas olduğunu ve sulama suyundaki As derişiminin artmasının bitki kökünde ve gövdesinde As birikimini artırdığı bulunmuştur. Bitki gövdesinde As birikiminin yüksek seviyelerde biriktiği ancak yapılan As yüklemesine göre kökte daha fazla biriktiği tespit edilmiştir. Bitkinin yetiştirildiği toprakta As derişimi ise kök ve gövdede biriken As'ten daha düşük bulunduğundan fiğ bitkisi As'yi biriktirme eğilimindedir. Literatür ile kıyaslandığında, fiğ bitkileri üzerine çok fazla bir çalışma olmamasına rağmen, elde ettiğimiz sonuçlar diğer çalışmaların sonuçlarına benzerdir. Bitkilerle ilgili yapılmış olan tüm çalışmalarda, sulama suyunda veya toprakta As derişiminin artması ile bitkide As birikiminin arttığı görülmüştür (Çizelge 7.8 ve Şekil 7.2).

Yapmış olduğumuz çalışmanın sonuçlarına göre toprağa biyokömür eklenmesi ile bitki kök ve gövde aksamalarında As derişimi artmaktadır. Toprağa uygulanan biyokömür, fiğ bitkisinde As birikimini olumsuz etkilemiştir. Brennan ve diğ. (2014) yapmış olduğu bir çalışmada As alımı ve ekstrakte edilebilirliği kullanılan biyokömür tipine göre değiştiğini göstermiştir.

Çizelge 7.8. Bitki ve toprakta As birikimleri (mg/kg)

As Derişim (mg/L)	Biyokömür dozu (%)	Gövde ve Yaprak	Kök	Toprak	
				Alınabilir As	Toplam As
0.00	0	2.18	4.98	0.01±0.00	4.14
	1	2.36	4.68	0.01±0.00	*
	2	2.59	5.65	0.02±0.00	*
	3	2.28	5.41	0.02±0.00	4.05
1.00	0	3.31	10.46	0.02±0.00	*
	1	3.98	12.53	0.03±0.00	4.81
	2	4.00	12.57	0.03±0.00	*
	3	4.83	12.90	0.02±0.01	4.82
2.00	0	6.85	16.75	0.05±0.01	*
	1	8.85	29.42	0.05±0.00	5.48
	2	8.17	30.52	0.05±0.00	*
	3	7.69	27.73	0.04±0.01	3.68
4.00	0	10.09	41.98	0.05±0.00	*
	1	11.80	54.52	0.10±0.00	7.39
	2	11.84	53.33	0.03±0.00	*
	3	10.61	63.03	0.09±0.00	1.99
8.00	0	15.71	66.94	0.04±0.02	*
	1	17.44	69.78	0.05±0.01	5.79
	2	21.66	70.46	0.16±0.04	*
	3	19.88	68.19	0.15±0.01	5.77

(P<0.05) * ölçülmemiş değerler



Şekil 7.2. Bitki gövde ve kök aksamalarında As birikimleri

Gulz ve diğ, (2005) yapmış olduğu bir çalışmada mısır, kolza, ingiliz çimi ve ayçiçeği tarafından As alımı; bitki türleri, bitki aksamaları ve topraklar arasında önemli ölçüde değiştiğini göstermiştir. Bütün bitkiler, köklerdeki As alımını artırarak artan çözünebilir

As derişimine tepki gösterdiği ve köklerdeki As derişimi ve topraktaki çözünebilir As derişimi arasında yakın ilişki olduğu açıklanmıştır. Köklerden sürgünlere önemli ölçüde As taşınımı olması, yapraklarda, tahıllarda ve yem bitkilerinde As derişiminin kabul edebilir sınırları geçmesine neden olmuştur (Gulz ve diğ., 2005).

Deneysel çalışma sonunda saksılardan alınan toprak örneklerinde As analiz sonuçları Çizelge 7.8'de sunulmuştur. Çizelgeden görüldüğü gibi alınabilir As miktarı 0.2 mg/kg'dan daha düşüktür. Topraktaki toplam As miktarı ise As derişimine bağlı olarak artmaktadır. Biyokömür uygulanması, toprakta toplam As miktarına önemli etkisi bulunmamaktadır.

As ile kirlenmiş sulama suyu ve toprak, As derişiminin bitki gelişimi üzerine yapılan çalışmalar farklı sonuçlar göstermektedir. Bazı çalışmalarda As'nin bitki gelişimini olumsuz etkileri belirlenirken, bazı derişimlere kadar olumsuz (toksik) etkinin bulunmadığını ve bazı durumlarda As'nin bitki gelişimine olumlu etkileri olduğunu açıklayan çalışmalar da bulunmaktadır.

Hayvan metabolizması için gerekli olduğu kanıtlanmış olmasına rağmen, As'nin önemli bir bitki besin maddesi olduğu gösterilmemiştir. Bununla birlikte mısır, bezelye, buğday, patates, çavdar, soya fasulyesi, pamuk, pirinç ve domates için arsenat ilaveleri ile büyümenin uyarılması rapor edilmiştir (Carbonell ve diğ., 1998).

Dong ve diğ., (2008) yapmış olduğu çalışmada As ile kirlenmiş topraklarda yetiştirilen bitkiler tarafından fosfor alınmasını kolaylaştırıp bitki büyümesine ve gelişimine neden olduğu açıklanmıştır. Bununla birlikte, soğan bitkisinin farklı aksamalarında As'nin fotosentez biyokimyasını etkilediği ve soğanın gelişmesinin artmasına sebep olduğunu gösteren bir As miktarı tespit edilmemiştir. Başka bir çalışmada organik As'ye maruz kalan bitkinin gövde kuru ağırlığında düşüş bildirilmektedir. Kök uzunluğu ve kuru ağırlığını As'nin olumsuz etkilediği açıklanmıştır (Öztürk, 2018).

As'nin fiğ bitkisi gelişimi üzerine etkisini araştırdığımız bu çalışmada, fiğ bitkisi kuru ağırlığının, sulama suyundaki As derişiminin yükselmesi ile kontrol bitkisine kıyasla düştüğü tespit edilmiştir. Kökte ise 2.00 mg As/L'ye kadar As artış ile kontrol bitkisine kıyasla As miktarının yükseldiği tespit edilmiştir. Daha yüksek As yüklemelerinde, bitki kök kuru ağırlığı azalmaktadır. Bu durumda sulama suyundaki As derişiminin 1.00–2.00 mg As/L olması ile As'nin bitki kökü gelişimine olumlu etkisi görülmektedir

Fiğ bitkisi büyümesine ve kirletici metal(loid) fiğ aksamalarında birikimi konusunda yapılan çalışmalarda benzer sonuçlar elde edilmiştir.

Gelişim süresi boyunca bütün fiğ bitkisinin aksamalarına (gövde, yaprak ve kök) Hg aktarımı olduğu ve aksamlarda Hg dağılımı sıralaması [Hg] kök >> [Hg] yaprak >> [Hg] gövde \approx [Hg] tohum olarak belirlenmiştir (Sierra ve diğ., 2008).

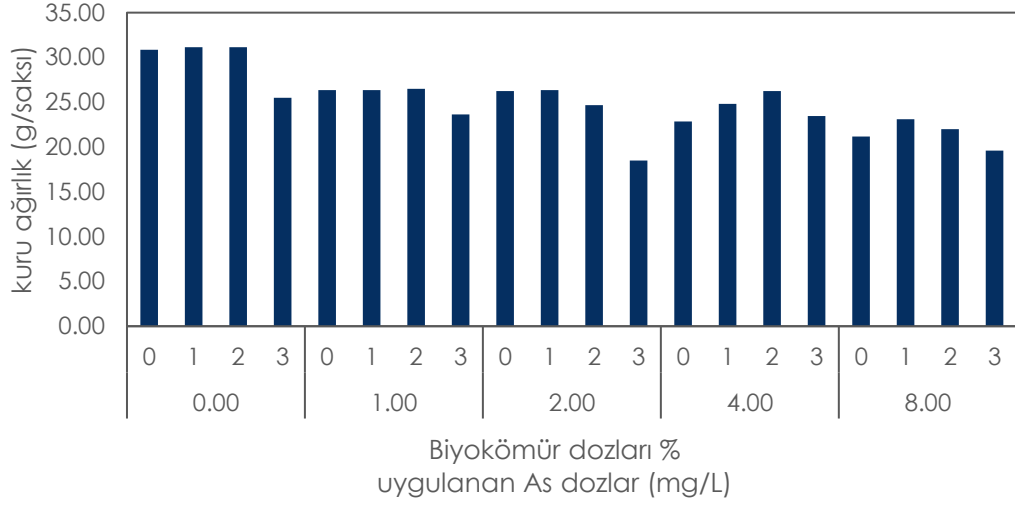
Rui ve diğ. (2016), fiğ bitkisinin kök uzunluğu, 10 gün boyunca Cd derişimine maruz kaldığında, önemli ölçüde kısaldığını açıklamıştır. Bu arada bazı fiğ türlerinde (Cd-dayanıklı) Cd derişiminin gövde yüksekliği ve kuru ağırlığı üzerinde anlamlı bir etkisi yoktur. Ancak diğ er fiğ türünde (Cd- duyarlı) gövdenin yüksekliği ve kuru ağırlığı Cd derişiminden olumsuz etkilenmiştir. Her iki fiğ çeşidinin filizlerinde ve köklerinde Cd birikimi, Cd derişimi artması ile artmıştır. Tüm derişimlerde, her iki çeşitte de kök aksamda, gövdeye göre daha fazla Cd birikmiştir (Rui ve diğ., 2016).

Muccifora ve diğ. (2013), Cu derişimi, fiğ bitkisinin kökünün büyümesini engellediğini göstermiştir. Bu başarısız büyümenin, Cu'ın hücre bölünmesi veya hücre uzaması ile karışması veya heterotrofik embriyo (bitkiye dönüşen bir tohumun parçası) periyodu sırasında besin kıtlığına bağlı olmasından kaynaklandığı düşünülmüştür. Özellikle Cu fazlalığı, hem amilazları ve protein aktivitesini etkileyerek hem de bitkinin aksamlarına besin transferini engelleyerek besinsel mobilizasyonu bozabilmektedir (Muccifora ve diğ., 2013).

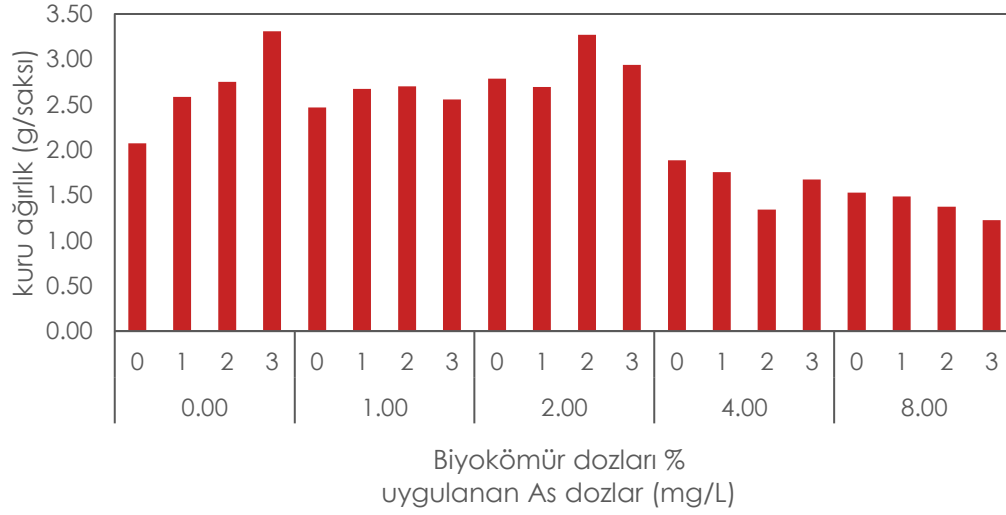
7.3.2. Fiğ bitkisi fiziksel özelliklerin değerlendirilmesi

Sulama suyundaki As derişimi arttıkça fiğ bitkisi gövde kuru ağırlığında azalma olmuştur. Kökte ise yüksek As derişimi (4.00 ve 8.00 mg As/L) uygulanmasıyla aynı sonuç elde edilmiştir. Düşük As derişimlerinde (1.00, 2.00 mg As/L) ise kök kuru ağırlığının artma eğiliminde olduğu tespit edilmiştir.

Toprağa %1 ve %2 biyokömür eklenmesi ile gövde kuru ağırlığında gelişme kaydedilmiştir. Fiğ bitkisinin kök kuru ağırlık değerleri ise 2.00 mg As/L derişimlerine kadar bitki gelişiminin olumlu yönde etkilendiği tespit edilmiştir. Ancak As uygulamalarında bitkinin gövde kuru ağırlığı As dozlarının bitki gelişimine olumsuz etki yaptığını ve toksik olarak bitki gelişimini etkilediğini göstermektedir (Şekil 7.3, Şekil 7.4).

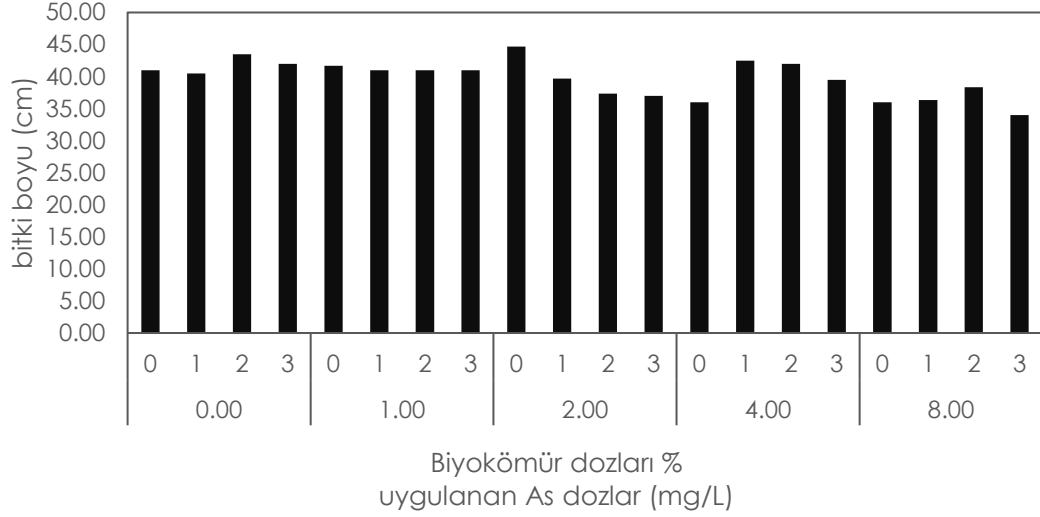


Şekil 7.3. Bitki gövdesi kuru ağırlığı

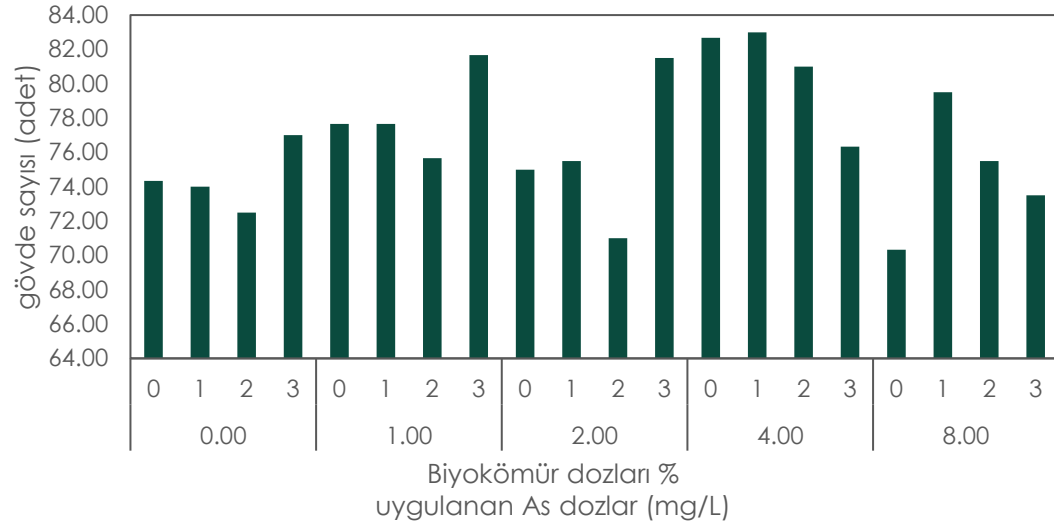


Şekil 7.4. Bitki kökü kuru ağırlığı

Fiğ bitkilerinin gövde boyları ve sayıları değerlendirildiğinde, As derişimine bağı olarak bitki boyunun düşük As seviyelerinde (1.00 ve 2.00 mg As/L) olumlu yönde etkilenmektedir. Bitki sayısı ise 4.00 mg/L As derişiminde olumlu yönde etkilenmiştir. Daha yüksek As yüklemelerinde bitki sayısı azalmaktadır. Biyokömür ilavesi bitki boyuna etkisi görülmemektedir (Şekil 7.5 ve Şekil 7.6).



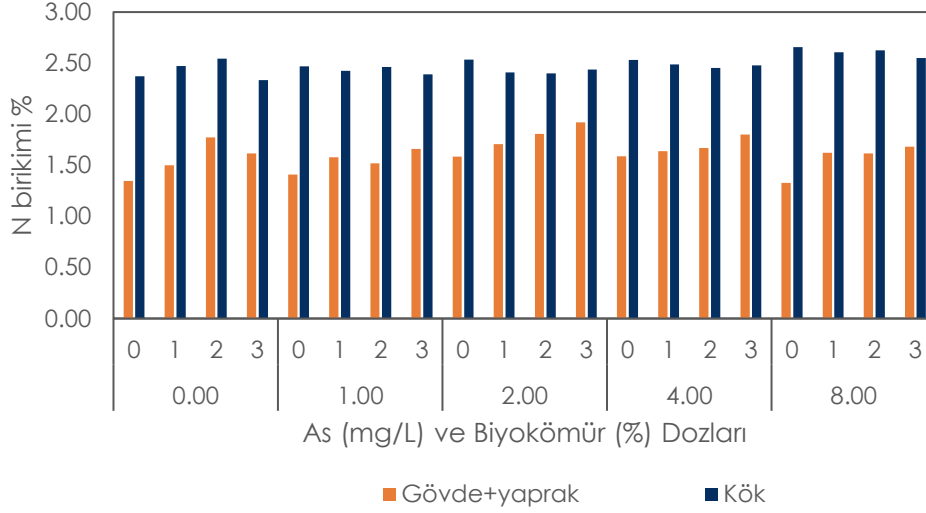
Şekil 7.5. bitki boyu



Şekil 7.6. bitki gövde sayısı

7.3.3. Fiğ bitkisinde makro elementlerin değerlendirilmesi

Fiğ bitkisi en önemli baklagil yem bitkilerinden biridir. Organik tarım alanlarında temel gübreleme yoluyla neredeyse bitkinin azot gereksiniminin tümünü veya büyük bir kısmını karşılayabilmektedir (Açıkgöz, 2005). Çalışma kapsamında N elementinin fiğ bitkilerinde sulama suyunda As derişiminin artması ile bitkinin kök ve gövde aksamlarında artma eğiliminde olduğu gözlemlenmiştir. Düşük As derişimlerinde As, bitkileri olumlu etkileyerek N alımını arttırdığı görülmektedir. Yüksek As derişimleri (8.00 mg As/L), fiğ bitkisi kök ve gövdede N alımını engellemekte ve gövde aksamında N derişiminde azalma görülmektedir (Şekil 7.7).



Şekil 7.7. Bitki gövde ve kök aksamalarında N derişimleri

Biyokömür dozu artmasıyla gövdede N birikimi artmasına rağmen biyokömür kullanımı ile kökte N miktarında düşüş kaydedilmiştir. Bu durum literatür ile kıyaslanınca, biyokömürün, bitkilerin N birikimini zenginleştirebileceği görülmektedir. Toprağa biyokömür ilavesinin amonyak emisyonu tarafından yakalanmasıyla mevcut N’u toprağına geri döndürmenin bir sonucu olarak N miktarı arttığı bulunmuştur (Beesley ve diğ., 2013)

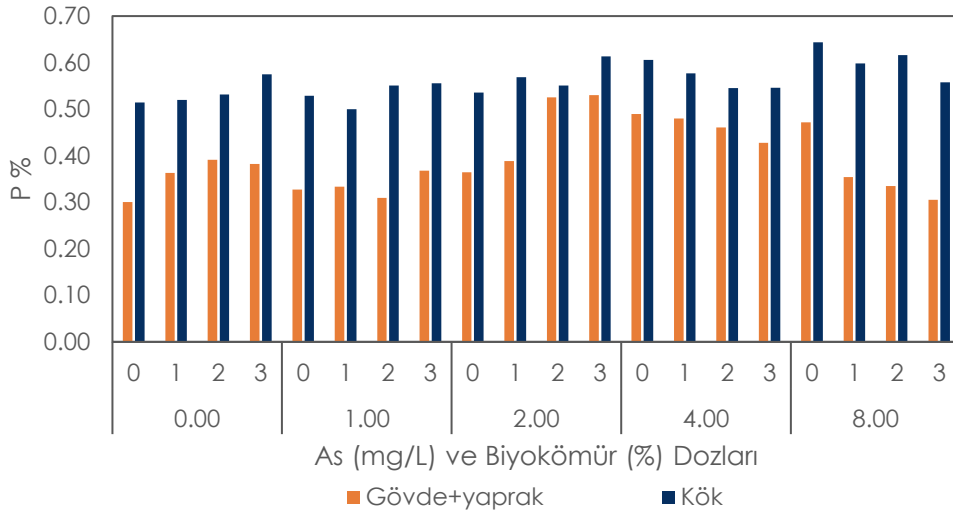
Biyokömür uygulamasının ardından N dinamiğindeki değişiklikler tam olarak anlaşılamamıştır. Bununla birlikte, biyokömürün toprakta uygulanmasını N’un immobilizasyonuna yol açabileceği öne sürülmüştür. Ancak bu etki biyokömür tipine, toprağına ve temas sürelerine bağıdır. Biyokömür, topraktaki N dinamiklerini değiştirdiğinden, N’ un gaz kayıplarını etkilemesi beklenebilir. N’ un N₂O olarak kaybı, topraktan atmosfere N kaybı için küçük fakat çevresel olarak önemli bir rol oynar. Nitröz oksit, nitrifikasyon ve denitrifikasyon dahil olmak üzere topraktaki çeşitli mekanizmalarla üretilir ve biyokömürün bu süreçlerin değiştirilmesinde önemli bir rol oynayabileceği öne sürülmüştür (Kookana ve diğ 2011).

Arsenat ve fosfat genel olarak aynı alım sistemi tarafından bitkiye taşındığından ve bu sistemin fosfata olan ilgisi arsenattan çok daha fazla olduğundan, fosfat bitkilerin arsenat alımını ve toksisitesini etkin bir şekilde azaltabilir. Ancak, toprak sisteminde; toprak koşullarına ve/veya bağı fosfat/arsenat seviyelerine bağı olarak fosfat, bitkideki As derişimini rekabet yoluyla azaltabilir ve/veya arsenat fitotoksitesini azaltarak bitki

büyümesini artırabilir veya bitki tarafından arsenat alımını ve dolayısıyla fitotoksisiteyi artırabilir (Tu ve diğ., 2003).

Sulama suyu As derişiminin yükselmesi ile fiğ bitkilerinde P miktarı yükselmektedir. Bu durumda bitkinin P alımına olumlu olarak etki ettiğini söylemek mümkündür. Ancak yüksek As yüklemelerinde As, bitkiler üzerinde diğere besin elementlere olumsuz etki yaparak, bitkinin gelişimini olumsuz etkilediği görülmektedir.

Bitkiye 2.00 mg/L As derişimine kadar, biyokömür dozunun artması bitki gövdesinde ve kökünde P birikimi artma eğilimindedir fakat 4.00 ve 8.00 mg/L As uygulamasında ise, biyokömür dozu arttıkça P miktarı azalmıştır. P sonuçları değerlendirildiğinde bitki kökünün, bitki gövde ve yaprağından daha yüksek P içerdiği ve sulama suyundaki As derişiminin artması ile bitkideki P derişiminin genel olarak arttığı görülmektedir. Sulama suyunda As derişiminin yükselmesi, bitki kök ve gövdelerine olumlu etki yapmakta ve topraktan P alımını kolaylaştırmaktadır. Ancak yüksek As derişimlerinde biyokömür ilavesiyle bitkinin kök ve gövdesinde olumsuz etki yapmakta ve topraktan P alımını azaltmaktadır (Şekil 7.8).

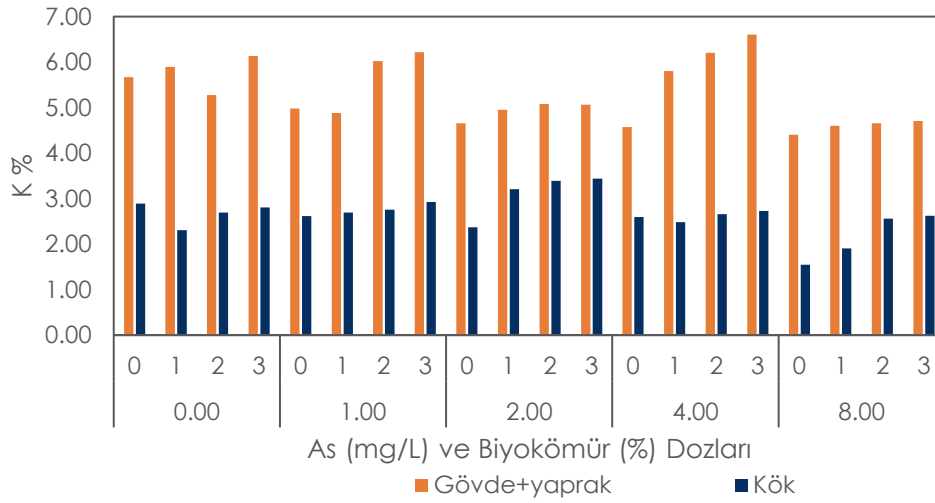


Şekil 7.8. Bitki gövdesinde ve kökünde P derişimleri

Beesley ve diğ. (2013), As ile kirlenmiş topraklarda yetiştirilen domates bitkilerinde biyokömür kullanılmasıyla bitkideki P birikiminin arttığını ve düşük As derişimlerinde biyokömürün, P alımını kolaylaştırabildiğini bulmuşlardır.

Fiğ bitkilerinde K miktarı, As derişiminden düşük oranda etkilenmiştir. Ancak As yüklemesinin yükselmesiyle muhtemelen fitotoksisiteden etkilenerek As derişiminin artmasıyla K miktarı düşüş eğilimli olduğu söylenebilmektedir. Bitki kök aksamında ise

As'nin en yüksek olduğu sulama suyu derişiminde (8.00 mg As/L) K'de belirgin düşüş görülmüştür (Şekil 7.9).



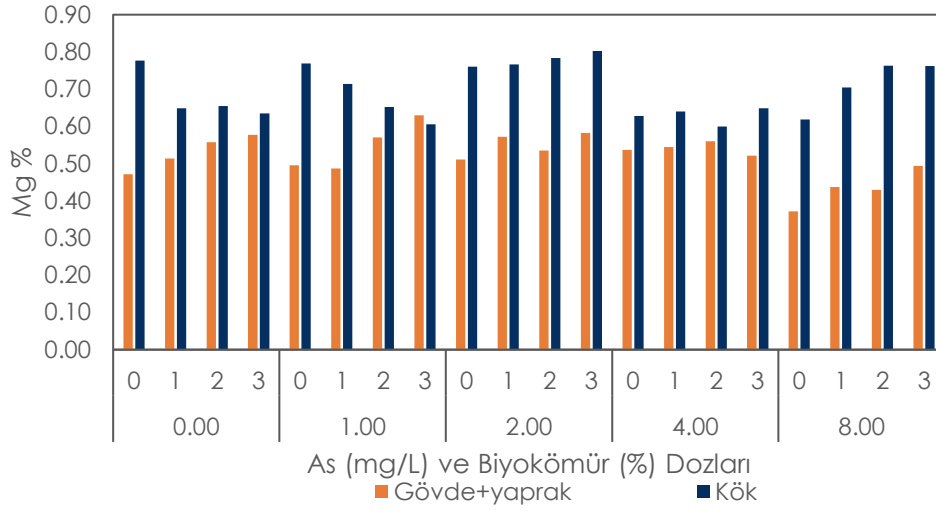
Şekil 7.9. Bitki gövde ve kök aksamalarında K derişimleri

Biyokömür kullanılmasıyla K miktarının arttığı kaydedilmiştir. Bitki yeşil aksamındaki K miktarı, kök aksamından daha yüksek bulunmuştur. Biyokömür kullanılması K elementi varlığını olumlu etkilemektedir.

Carbonell ve diğ. (1998), As kimyasal formu ve derişimi, bitki dokusunda makro ve mikro besin derişimlerini önemli ölçüde etkilediğini belirtmektedir. Organik arsenikler bitkideki en düşük K seviyesine neden olmuştur. Wallace ve diğ. (1980), fasulye bitkilerinde arsenat uygulama oranındaki artışa bağlı olarak köklerdeki K'nın depresyonunu bildirmiştir. Marin (1992), K inorganik ve organik arseniklerin piriç besin alımı üzerine etkileri incelendiğinde uygulanan As oranı arttıkça K derişiminde önemli bir azalma saptanmıştır. As bir anyon olarak ele alınır ve K anyonlar için katyon olduğu bilinir. İnorganik arsenikler ile K arasındaki ilişkinin bir kısmının, iyonik dengeyi koruma gerekliliğinden kaynaklanması mümkündür (Carbonell ve diğ., 1998). Kookana ve diğ. (2011), biyokömür ilavesi bitkide K elementi artmasına neden olmuştur.

As derişimi artmasıyla gövdede Mg birikiminin arttığı ve As'nin en yüksek olduğu sulama suyu derişiminde ise tekrar azaldığı kaydedilmiştir. Ancak kökte As derişimi artmasına bağlı olarak düşüş görülmüştür. Biyokömür dozu arttıkça yeşil bitki aksamalarında (gövde, yaprak) Mg birikiminin arttığı görülmüştür fakat kökte düşük As derişimlerinde (kontrol ve 1.00 mg As/L) Mg miktarında düşüş görülürken, yüksek As

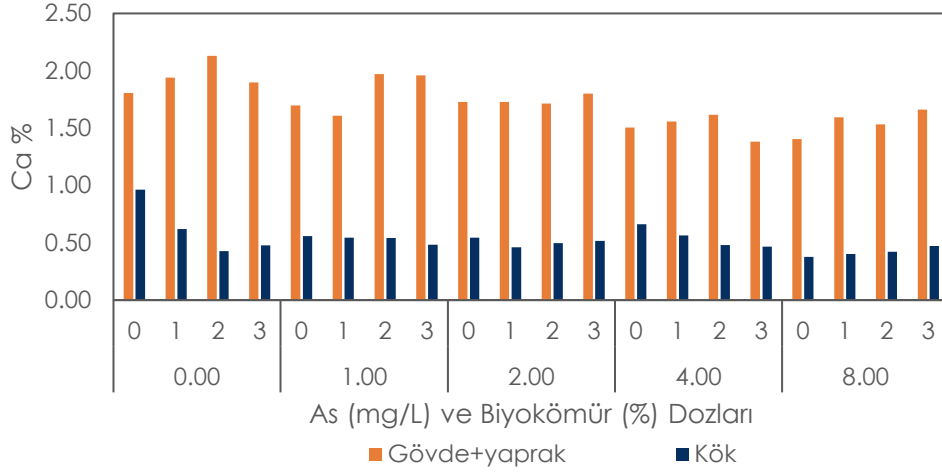
derişimlerinde (2.00, 4.00, 8.00 mg As/L) artış belirlenmiştir. Bitki kökünde Mg birikimi, bitki yeşil aksamlarına göre daha yüksek olduğu tespit edilmiştir (Şekil 7.10).



Şekil 7.10. Bitki gövde ve kök aksamalarında Mg derişimleri

Fiğ bitkisinin gövde ve kök aksamalarında Ca miktarı, sulama suyunda As derişimi yükseldikçe, düşme eğiliminde bulunmuştur. Ayrıca Ca miktarı kök aksamlarında, gövde ve yaprak aksamlarından daha düşük olduğu belirlenmiştir. As, Ca birikmesini olumsuz etkilemiştir (Şekil 7.11). Literatürde bahsedildiği gibi, As'nin transpirasyonu engelleyerek Ca taşınımını durdurması olarak açıklanmaktadır. As toksisitesinin bitki Ca seviyelerine olan etkisinin genel olarak, Ca'nın bitkinin içinden taşınmasını etkileyen transpirasyonun azalmasından kaynaklandığı düşünülmektedir (Öztürk, 2018).

Biyokömür eklendiğinde gövdedeki Ca birikiminde artış kaydedilmiştir. Kök aksamında gövdenin tersine biyokömür uygulanmasıyla Ca miktarında düşüş görülmüştür. Sadece 8.00 mg As /L uygulanmasında, biyokömür ilavesiyle kökteki Ca miktarında artış kaydedilmiştir.



Şekil 7.11. Bitki gövde ve kök aksamalarında Ca derişimleri

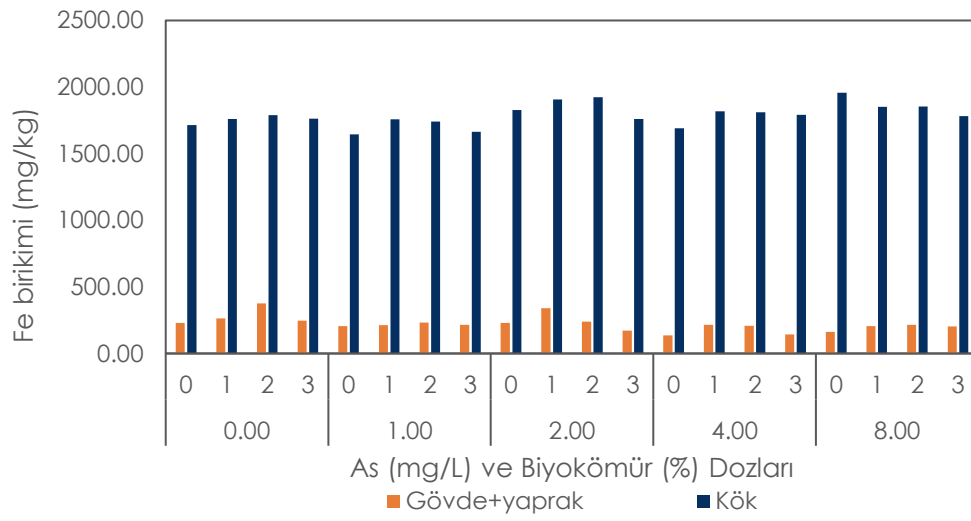
7.3.4. Fiğ bitkisi mikro elementlerin değeriendirilmesi

As'in köklerle sürgün arasındaki mikro besin dağılımı üzerindeki etkisi, kısmen toprak derişimi ve bitki türüne bağılı olarak değerişmektedir. Buna ek olarak, kök tarafından adsorpsiyon, translokasyon, bitki dokusu, büyüme aşaması ve diğeri elementler ile metabolik etkileşimler, bitkilerde mikro besinlerin dağılımını etkileyebilir. As toksisitesi, kökün membranlarını etkileyerek elementlerin taşınmasını sınırlayabilmektedir. Örneğini, fasulye bitkilerinde yapraktan kök aksamına derişimin oran farkını, büyüyen ortamda yüksek toksisitesi olmayan As içeriğı ile düşük Cu, Fe ve Mn derişimleri göstermiştir. Domateste, daha yüksek toksisitesi olmayan daha düşük Mn ve daha yüksek Zn derişimleri ile sonuçlanmıştır. Bu farklılıklar, alım ve translokasyon sırasında çeşitli iyonlar arasındaki As kaynaklı etkileşimlere atfedilebilmektedir. Örneğini, P-Cu etkileşimlerinin, metabolik reaksiyonlarda P' a benzer olarak hareket eden As tarafından etkilendiğı tahmin edilmektedir. Bitki dokusundaki As, bitkilere karşı yüksek toksisitesi nedeniyle nadiren insanlara zehirli seviyelere ulaşır (Reed ve diğ.,2015).

Reed vd diğ. (2015), gövde Fe derişimini, kök Fe derişiminden çok daha düşük belirlemiştir ve As'nin, Fe'i kökten gövdeye taşınımını engellediğini bildirmiştir. Fe'in translokasyonu üzerinde As'nin benzer etki gösterdiğini destekleyen çalışmalar bulunmaktadır (Öztürk, 2018).

Fiğ bitkilerinde Fe derişimleri incelendiğinde kökte Fe derişiminin çok daha yüksek olduğu görölmektedir. As'nin, Fe'in kökten gövdeye translokasyonu engelleyebildiği yorumlanabilmektedir.

Bitkinin As derişimi yükselmesi ile Fe miktarı düşme eğilimli olduğu bulunmuştur. Kökte ise As derişiminin artması Fe miktarına önemli etkisi görölmemektedir. Ancak 2.00 mg As/L derişiminde bitki gövdesinde Fe miktarı artmakta, kökte ise 2.00 ve 8.00 mg As/L derişimlerinde arttığı görölmüştür. Gövdede 2.00 mg As/L, kökte 2.00 ve 8.00 mg As/L derişimlerinde Fe'in miktarına olumlu etkilediğini söylemek mümkündür (Şekil 7.12).



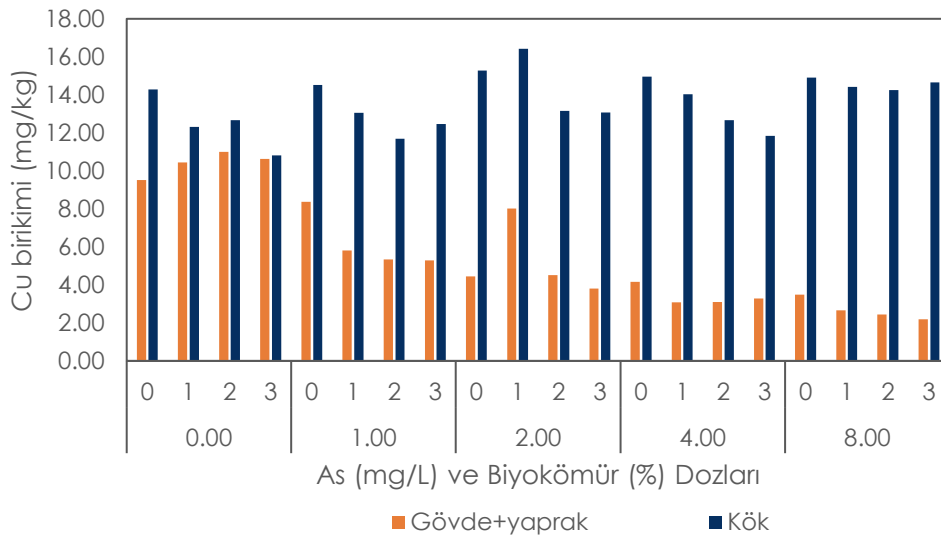
Şekil 7.12. Bitki gövde ve kök aksamalarında Fe derişimleri

Bitkideki (gövde ve kök) Fe birikimi, biyokömür ilavesiyle %1 ve %2 dozlarında arttığı ve %3 dozunda azaldığı tespit edilmiştir. Fakat 8.00 mg As/L derişiminde gövdedeki tüm biyokömür dozlarında Fe birikiminde düşüş kaydedilmiştir. Bundan dolayı biyokömürün bitkinin aksamalarında As toksik etkisini %1 ve %2 oranlarda engelleyebildiği görölmektedir. Biyokömürün, organik maddenin ve redoks aktif minerallerin, özellikle Fe ve Mn negatif yüzeyi arasındaki redoks reaksiyonlarından dolayı bu minerallerin artmasına yol açabilmektedir (Ladygina ve Rineau, 2013).

Cu, elektron taşıma proteinleri ve oksidasyon/indirgeme reaksiyonlarında bir bileşen olarak kullanılır. Cu, Cu/Zn süper oksit dismutaz ile reaktif oksijen türlerini etkisizleştirmek için kullanılır (Cu/ZnSOD). Bu enzim, hücre membranlarını süper oksit radikalleri tarafından saldırıya karşı korur (Öztürk, 2018). Reed ve diğ. (2015), bitkiyi

en düşük seviyede As'e maruz bırakınca gövdede Cu derişimi büyük oranda azalmıştır (kontrolün \leq %20'si). As'e düşük maruziyetle düşük Cu durumu, Cu eksikliğinin As toksisitesinin ilk etkilerinden biri olduğunu gösterir (Reed ve diğ., 2015).

Yapmış olduğumuz çalışmada kökte Cu miktarı, yeşil aksamalara göre daha fazla belirlenmiş ve As derişiminin etkisi grlmemektedir. As'in artması, gövdede Cu birikimini etkileyerek Cu miktarının düşmesine sebep olmuştur. Kökte ise Cu birikimine etkisi belirlenememiştir. As, Cu'nun birikmesini toksik etkilemediği ancak yeşil aksamlarına ulaşmasını engellediği belirlenmiştir (şekil 7.13).



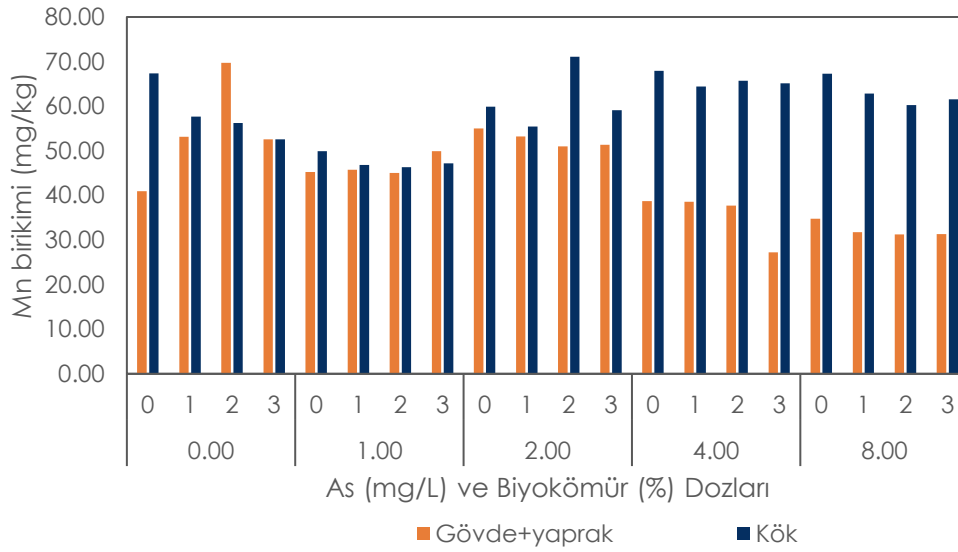
şekil 7.13. Bitki gövde ve kök aksamalarında Cu derişimleri

As olmadan (kontrol örnekleri) biyokömür eklenmesiyle gövdedeki Cu birikimi olumlu etkilenmiştir ve belirgin artış göstermiştir. As varlığı ile biyokömür oranı arttıka gövdedeki Cu derişimi azalmaktadır. Kökte ise kontrol örneklerindeki biyokömür ilavesiyle düşüş görülmesine rağmen 8.00 mg As/L uygulamasında biyokömür'un Cu derişimine etkisinin azaldığı grlmştir. Sulama suyundaki As derişiminin artması ile bitki üzerindeki etkileyen biyokömür işlevlerinin Cu birikimini olumsuz etkilediğini söylemek mümkündür.

Bu durum literatür ile kıyaslandığında sulama suyundaki As derişiminin artması ile bitki üzerindeki toksisitenin artarak Cu alımının engellendiği tahmin edilmektedir.

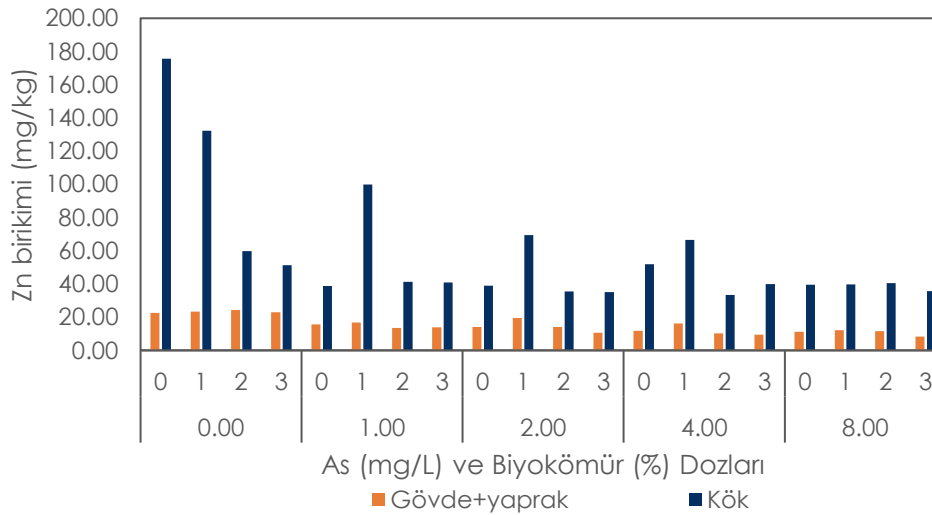
Veriler değerlendirildiğinde Mn miktarı, As artmasıyla fiğ bitkisinin gövdesinde 1.00 ve 2.00 mg As/L derişimlerinde artış görülürken kökte aynı As derişimlerinde düşüş gözlemlenmiştir. Diğer As derişimlerinde bitki gövdesinde Mn derişimi düşme

eğilimindeyken kökte değişme olmamıştır. Biyokömür eklenmesiyle Mn miktarı, gövde ve kök aksamlarında azalmaktadır (Şekil 7.14).



Şekil 7.14. Bitki gövde ve kök aksamlarında Mn derişimleri

Sulama suyundaki As derişiminin artması ile bitki gövde ve kök aksamlarında Zn miktarının düştüğü görülmektedir. %1 ve %2 biyokömür dozlarında bitki (gövde ve kök) aksamlarında Zn miktarı artmasına rağmen %3 dozunda azalmaktadır. Ayrıca Zn birikiminin kökte yeşil aksamlardan (gövde ve yaprak) daha fazla olduğu görülmüştür (Şekil 7.15).



Şekil 7.15. Bitki gövde ve kök aksamlarında Zn derişimleri

8. SONUÇLAR

As ile kirlenmiş yeraltısularının kullanılması topraklarda ve bitkilerde (gıda ürünleri) As birikimine sebep olmaktadır. As, oldukça hareketlidir ve bitki köklerinin yüksek As derişimine maruz kalmasıyla bitkilerin farklı kısımlarında birikmekte ve bitkilerin büyümesini ve verimliliğini olumsuz etkilemektedir.

As toksisitesi, tarımsal ürünlerde görülen etkisi, sulama ve içme suyundaki birikimi nedeniyle sulardaki As derişimi sınırlandırılmasına rağmen sulama suyundaki As derişimine dair bir sınırlandırma bulunmamaktadır. As ile kirlenmiş su, bitki sulamasında yaygın bir şekilde kullanılmakta ve besin zinciri yoluyla insanların sağlığını tehdit etmektedir.

Biyokömür, karbon tutumu, sera gazı emisyonlarını azaltma, yenilenebilir enerji, atık azaltma ve toprak değişikliği gibi potansiyel rolü nedeniyle gündeme gelmektedir.

Biyokömür bazlı ürünlerin mikro besinlerin ve toksik metallerin güçlü adsorbanları olduğu iyi bilinmektedir. Bununla birlikte, metallerin biyokömür üzerine adsorpsiyonu konusunda sınırlı araştırmalar bulunmaktadır. Son zamanlardaki bazı çalışmalar, biyokömürün, metal adsorpsiyonu için önemli bir potansiyele sahip olduğunu göstermektedir.

Bu çalışmada, Türkiye’de hayvan yetiştiriciliğinde yaygın olarak kullanılan fiğ bitkisinde toprağa dört farklı biyokömür dozları eklenerek sulama suyunda mevcut As’nin fiğ bitkisinin gelişimine etkisi ve As’in bitkilerde birikimi incelenmiştir.

Çalışma kapsamında, sulama suyunda As derişiminin artması farklı biyokömür dozları uygulanmasıyla bitki kökünde ve gövdesinde As birikiminin arttığı tespit edilmiştir. Fiğ bitkilerinin kök aksamında, yeşil aksama göre daha yüksek As biriktiği belirlenmiştir. Sulama suyunda düşük As derişimlerinde fiğ bitkisi, boyu ve bitki sayısının olumlu olarak etkilendiği belirlenmiştir. Fakat gövdenin kuru ağırlığı, As artmasıyla olumsuz etkilenirken kökte düşük As derişimlerinde bitki kuru ağırlığında artış görülmüştür.

Biyokömür ilavesi ile bitkinin fiziksel özellikleri gelişimlerinin sınırlandığı tespit edilmiştir. Sadece bitkinin kuru ağırlığını düşük As derişimlerinde iken hem gövdede hem de kökte olumlu etkilediği görülmüştür.

As varlığında biyokömür toprağa uygulandığında bitki gövdesinde N miktarını olumlu etkilediği ve kök aksamda N miktarı azalmaktadır. Ayrıca As derişiminin artması ile fiğ bitkisinin kök ve gövdesinde P miktarını arttırdığı belirlenmiştir. Biyokömür kullanılması, kontrol, 1.00 ve 2.00 mg As/L derişimleriyle bitki gövdesinde P birikimini olumlu etkilemiştir. Bitkideki K miktarının ise As derişiminden pek fazla etkilenmediği hatta artma eğiliminde olduğu gözlemlenmiştir. Biyokömür uygulanmasıyla bitkinin gövdesinde ve kökünde K miktarının yükseldiği görülmüştür. As derişimi arttıkça Mg elementinin birikimi gövdede artarken kökte azalmıştır. Biyokömür eklenmesi, gövdede Mg aktarımını azalttığı, kökte ise arttırdığı bulunmuştur. Ca elementinde ise bitkinin hem gövdes hem de kök aksamında As toksisitesine bağlı olarak düşüş kaydedilmiştir. Biyokömür ilavesiyle bitki gövdesinde Ca birikimi arttığı ve kökünde azaldığı gözlemlenmiştir.

Fiğ bitkilerinde Fe birikimi bitkinin kökünde gövdeye kıyasla çok daha yüksek belirlenmiştir. Biyokömür ilavesiyle Fe miktarı, %1 ve %2 biyokömür dozları ile artış görülmüştür. As eklendiğinde, Zn elementi birikiminin bitki aksamlarında azaldığı gözlemlenmiştir. Ancak biyokömür, %1 ve %2 dozları uygulanmasıyla gövde ve kökte Zn miktarında artış tespit edilmiştir. Çalışmada Mn miktarında, düşük As derişimleriyle (1.00 ve 2.00 mgAs/L) bitki gövdesinde düşüş görülürken bitki kökünde artış gözlemlenmiştir. Yüksek As derişimleriyle (4.00 ve 8.00 mg As/L) bitki gövde ve kök aksamlarında Mn miktarında belirgin bir değişme fark edilmemiştir. Biyokömür ilavesiyle bitki aksamlarında Mn birikiminin azaldığı görülmüştür. Cu elementi miktarı As maruziyetinin artması neticesinde gövdede düşme eğiliminde iken kökte bir değişiklik tespit edilmemiştir. Biyokömür ilavesi As varlığı ile Cu birikimini olumsuz etkilemiştir.

Fiğ bitkisinin sulama suyundaki As toksisitesinden etkilendiği belirlenmiştir. As, fiğ bitkisinin kök ve gövdesinde yüksek oranda birikim göstermiştir. Bitkilerde biriken As miktarı, bitki gelişimini düşürdüğü gibi çeşitli elementlerin topraktan bitki aksamlarına geçişini de sınırlamıştır. Ayrıca biyokömür kullanması, fiğ bitkisinin hem gövdesinde hem de kökünde As birikimini artırdığı belirlenmiştir.

As ile kirlenmiş toprakların iyileştirmesi için biyokömür uygulanması uygun olmadığı bulunmuştur. Fiğ bitkisinin mısır biyokömürüne hassasiyet gösterdiğine göre bu tür bitkilerle kullanılması tavsiye edilmemektedir.

KAYNAKLAR

- Açıkgöz, E., Altınok, R. H. S., Sancak, C., Tan, A., & Uraz, D.** (2005). Yem bitkileri üretimi ve sorunları. *Türkiye Ziraat Mühendisliği VI. Teknik Kongresi*, 503-518.
- Akbar, K. F., Hale, W. H., Headley, A. D., & Athar, M.** (2006). Heavy metal contamination of roadside soils of Northern England. *Soil Water Research*, 1(4), 158-163.
- Akgül, G.** (2017). Biyokömür: Üretimi ve kullanım alanları. *Selçuk Üniversitesi Mühendislik, Bilim ve Teknoloji Dergisi*, 5(4), 485-499.
- Altaş, L., Işık, M., & Kavurmacı, M.** (2011). Determination of arsenic levels in the water resources of Aksaray Province, Turkey. *Journal of Environmental Management*, 92(9), 2182-2192.
- Al-Wabel, M. I., Usman, A. R., El-Naggar, A. H., Aly, A. A., Ibrahim, H. M., Elmaghraby, S., & Al-Omran, A.** (2015). Conocarpus biochar as a soil amendment for reducing heavy metal availability and uptake by maize plants. *Saudi Journal of Biological Sciences*, 22(4), 503-511.
- Aslan, Ş.** (2018), Sulama sularındaki arseniğin yonca (*Medicago sativa*) ve fiğ (*Vicia sativa*) bitkilerinde birikimi ve bitki gelişimine etkisi, TÜBİTAK 115Y630 sonuç raporu.
- Asri, F. Ö., & Sönmez, S.** (2006). Ağır metal toksisitesinin bitki metabolizması üzerine etkileri. *Derim*, 23(2), 36-45.
- Bayram, Ö.** (2015). Farklı tarımsal atıklardan üretilen biyocharların çeşitli fiziksel ve kimyasal özelliklerinin belirlenmesi. *Gaziosmanpaşa Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü (Yüksek Lisans Tezi)*, 46s, Tokat.
- Beesley, L., & Marmiroli, M.** (2011). The immobilisation and retention of soluble arsenic, cadmium and zinc by biochar. *Environmental Pollution*, 159(2), 474-480.
- Beesley, L., Marmiroli, M., Pagano, L., Pignoni, V., Fellet, G., Fresno, T., ... & Marmiroli, N.** (2013). Biochar addition to an arsenic contaminated soil increases arsenic concentrations in the pore water but reduces uptake to tomato

plants (*Solanum lycopersicum L.*). *Science of the Total Environment*, 454, 598-603.

- Beesley, L., Moreno-Jiménez, E., & Gomez-Eyles, J. L.** (2010). Effects of biochar and greenwaste compost amendments on mobility, bioavailability and toxicity of inorganic and organic contaminants in a multi-element polluted soil. *Environmental Pollution*, 158(6), 2282-2287.
- Bremner, J.M.** (1965). Method of soil analysis. Part 2. Chemical and microbiological methods. American Society of Agronomy Inc. Madison, Wise S-1149-1178, USA.
- Casentini, B., Hug, S. J., & Nikolaidis, N. P.** (2011). Arsenic accumulation in irrigated agricultural soils in Northern Greece. *Science of The Total Environment*, 409(22), 4802-4810.
- Cicchella, D., De Vivo, B., Lima, A., Albanese, S., McGill, R. A. R., & Parrish, R. R.** (2008). Heavy metal pollution and Pb isotopes in urban soils of Napoli, Italy. *Geochemistry: Exploration, Environment, Analysis*, 8(1), 103-112.
- Coşkun, M., Steinnes, E., Frontasyeva, M. V., Sjobakk, T. E., & Demkina, S.** (2006). Heavy metal pollution of surface soil in the Thrace region, Turkey. *Environmental Monitoring and Assessment*, 119(1-3), 545-556.
- Çağlarırnak, N., & Hepçimen, A. Z.** (2010). Ağır metal toprak kirliliğinin gıda zinciri ve insan sağlığına etkisi. *Akademik Gıda*, 8(2), 31-35.
- Çöl, M., & Çöl, C.** (2004). Arsenic concentrations in the surface, well, and drinking waters of the Hisarcik, Turkey, Area. *Human and Ecological Risk Assessment*, 10(2), 461-465.
- Duruibe, J. O., Ogwuegbu, M. O. C., & Egwurugwu, J. N.** (2007). Heavy metal pollution and human biotoxic effects. *International Journal of physical sciences*, 2(5), 112-118.
- Erdurmuş, C., Çeçen, S., & Yücel, C.** (2010). Antalya koşullarında bazı yaygın fiğ (*Vicia sativa*) hat ve çeşitlerinin verim ve verim özelliklerinin saptanması. *Akdeniz Üniversitesi Ziraat Fakültesi Dergisi*, 23(1), 53-60.

- Farooq, M. A., Islam, F., Ali, B., Najeeb, U., Mao, B., Gill, R. A., ... & Zhou, W.** (2016). Arsenic toxicity in plants: cellular and molecular mechanisms of its transport and metabolism. *Environmental and Experimental Botany*, 132, 42-52.
- Frankenberger Jr, W. T. (Ed.).** (2001). *Environmental chemistry of arsenic*. CRC Press, 391p.
- Gemici, Ü., Tarcan, G., Helvacı, C., & Somay, A. M.** (2008). High arsenic and boron concentrations in groundwaters related to mining activity in the Bigadiç borate deposits (Western Turkey). *Applied Geochemistry*, 23(8), 2462-2476.
- Georgieva, N., Nikolova, I., & Naydenova, Y.** (2016). Nutritive value of forage of vetch cultivars (*Vicia sativa L.*, *Vicia villosa ROTH.*). *Banat's Journal of Biotechnology*, 7(14), 5.
- Ghani, W. A. W. A. K., Mohd, A., da Silva, G., Bachmann, R. T., Taufiq-Yap, Y. H., Rashid, U., & Ala'a, H.** (2013). Biochar production from waste rubber-wood-sawdust and its potential use in C sequestration: chemical and physical characterization. *Industrial Crops and Products*, 44, 18-24.
- Gulz, P. A., Gupta, S. K., & Schulin, R.** (2005). Arsenic accumulation of common plants from contaminated soils. *Plant and Soil*, 272(1-2), 337-347.
- Gunduz, O., Simsek, C., & Hasozbek, A.** (2010). Arsenic pollution in the groundwater of Simav Plain, Turkey: its impact on water quality and human health. *Water, Air, and Soil Pollution*, 205(1-4), 43.
- Güzel, N., Gülüt, K. Y., Ortaş, İ., & İbrikiçi, H.** (1992). Toprakta verimlilik analiz yöntemleri laboratuvar el kitabı. *Ziraat Fakültesi Yay*, (117).
- Hernandez, L., Probst, A., Probst, J. L., & Ulrich, E.** (2003). Heavy metal distribution in some French forest soils: evidence for atmospheric contamination. *Science of the Total Environment*, 312(1-3), 195-219.
- Kocaer, F. O., & Başkaya, H. S.** (2003). Metallerle Kirlenmiş Toprakların Temizlenmesinde Uygulanan Teknolojiler. *Uludağ Üniversitesi Mühendislik-Mimarlık Fakültesi Dergisi*, 131s, Bursa
- Kookana, R. S., Sarmah, A. K., Van Zwieten, L., Krull, E., & Singh, B.** (2011). Biochar application to soil: agronomic and environmental benefits and

unintended consequences. In *Advances in Agronomy* (112, 103-143). Academic Press.

Lehmann, J., & Joseph, S. (Eds.). (2015). Biochar for environmental management: science, technology and implementation. *Routledge*, 416s, London.

Lomaglio, T., Hattab-Hambli, N., Bret, A., Miard, F., Trupiano, D., Scippa, G. S., ... & Morabito, D. (2017). Effect of biochar amendments on the mobility and (bio) availability of As, Sb and Pb in a contaminated mine technosol. *Journal of Geochemical Exploration*, 182, 138-148.

Madrid, L., Díaz-Barrientos, E., & Madrid, F. (2002). Distribution of heavy metal contents of urban soils in parks of Seville. *Chemosphere*, 49(10), 1301-1308.

Möller, A., Müller, H. W., Abdullah, A., Abdelgawad, G., & Utermann, J. (2005). Urban soil pollution in Damascus, Syria: concentrations and patterns of heavy metals in the soils of the Damascus Ghouta. *Geoderma*, 124(1-2), 63-71.

Muccifora, S., & Bellani, L. M. (2013). Effects of copper on germination and reserve mobilization in *Vicia sativa L.* seeds. *Environmental Pollution*, 179, 68-74.

Mulligan, C. N., Yong, R. N., & Gibbs, B. F. (2001). Remediation technologies for metal-contaminated soils and groundwater: an evaluation. *Engineering Geology*, 60(1-4), 193-207.

Murphy, J., & Riley, J. P. (1962). A modified single solution method for the determination of phosphate in natural waters. *Analytica Chimica Acta*, 27, 31-36.

Nagajyoti, P. C., Lee, K. D., & Sreekanth, T. V. M. (2010). Heavy metals, occurrence and toxicity for plants: a review. *Environmental Chemistry Letters*, 8(3), 199-216.

Okcu, M., Tozlu, E., Kumlay, A. M., & Pehlivan, M. (2009). Ağır metallerin bitkiler üzerine etkileri. *Alınleri Zirai Bilimler Dergisi*, 17(2).

Öztürk, M., Aslan, Ş., & Demirbaş, A. (2017). Accumulation of arsenic in plants from arsenic contaminated irrigation water. *Pamukkale University Journal of Engineering Sciences*, 23(3), 289-297.

- Öztürk, M.**, (2018). Sulama sularındaki arseniğin yonca (*Medicago Sativa*) ve fiğ (*Vicia Sativa*) bitkileri ile toprakta birikimi ve bitki gelişimine etkisi. *Cumhuriyet Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü* (Doktora Tezi), 144s, Sivas.
- Pocketbook, F. S.** (2015). World food and agriculture 2015. *Rome: FAO*.
- Reed, S. T., Ayala-Silva, T., Dunn, C. B., & Gordon, G. G.** (2015). Effects of arsenic on nutrient accumulation and distribution in selected ornamental plants. *Agricultural Sciences*, 6(12), 1513.
- Rui, H., Chen, C., Zhang, X., Shen, Z., & Zhang, F.** (2016). Cd-induced oxidative stress and lignification in the roots of two *Vicia sativa L.* varieties with different Cd tolerances. *Journal of Hazardous Materials*, 301, 304-313.
- Sharma, R. K., Agrawal, M., & Marshall, F.** (2007). Heavy metal contamination of soil and vegetables in suburban areas of Varanasi, India. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 66(2), 258-266.
- Sivas Belediyesi.** (2017). Su ve Kanalizasyon İşleri (SİBESKİ) Müdürlüğü, Sivas İçme Suyu Arıtma Tesisi Tanıtım Broşürü.
- Sun, Y., Zhou, Q., Xie, X., & Liu, R.** (2010). Spatial, sources and risk assessment of heavy metal contamination of urban soils in typical regions of Shenyang, China. *Journal of Hazardous Materials*, 174(1-3), 455-462.
- Tamkoç, A., & Avcı, M. A.** (2004). Doğadan seçilen adi fiğ (*Vicia Sativa L.*) hatlarında bazı tarımsal karakterlerin belirlenmesi. *Selçuk Tarım ve Gıda Bilimleri Dergisi*, 18(34), 118-121.
- Tóth, G., Hermann, T., Da Silva, M. R., & Montanarella, L.** (2016). Heavy metals in agricultural soils of the European Union with implications for food safety. *Environment International*, 88, 299-309.
- Tóth, G., Hermann, T., Szatmári, G., & Pásztor, L.** (2016). Maps of heavy metals in the soils of the European Union and proposed priority areas for detailed assessment. *Science of the Total Environment*, 565, 1054-1062.
- Tripathi, R. D., Srivastava, S., Mishra, S., Singh, N., Tuli, R., Gupta, D. K., & Maathuis, F. J.** (2007). Arsenic hazards: strategies for tolerance and remediation by plants. *Trends in Biotechnology*, 25(4), 158-165.

- Tu, C., & Ma, L. Q.** (2003). Effects of arsenate and phosphate on their accumulation by an arsenic-hyperaccumulator *Pteris Vittata L.* *Plant and Soil*, 249(2), 373-382.
- TÜİK.** (2018). Türkiye İstatistik Kurumu, <http://www.tuik.gov.tr/> Son Erişim Tarihi: 12 Nisan 2018.
- Uzun, A., Gücer, S., & Acikgoz, E.** (2011). Common vetch (*Vicia Sativa L.*) germplasm: correlations of crude protein and mineral content to seed traits. *Plant foods for human nutrition*, 66(3), 254-260.
- Üstbaş, Y., Taşan, M., & Geçgel, Ü.** (2009). Trakya bölgesinde üretilen ayçiçeği tohumu (*Helianthus Annus L.*) yağlarında bakır, demir, kadmiyum ve kurşun içeriklerinin belirlenmesi. *Tekirdağ Ziraat Fakültesi Dergisi*, (55-60).
- Wang, S., & Mulligan, C. N.** (2006). Occurrence of arsenic contamination in Canada: sources, behavior and distribution. *Science of the total Environment*, 366(2-3), 701-721.
- Wei, B., & Yang, L.** (2010). A review of heavy metal contaminations in urban soils, urban road dusts and agricultural soils from China. *Microchemical Journal*, 94(2), 99-107.
- Yılmaz, O., & Ekici, K.** (2004). Van yöresinde içme sularında arsenikle kirlenme düzeyleri. *Yüzüncü Yıl Üniversitesi Veteriner Fakültesi Dergisi*, 15(1), 47-51.
- Yolcu, H., & Tan, M.** (2008). Ülkemiz yem bitkileri tarımına genel bir bakış. *Tarım Bilimleri Dergisi*, 14(3), 303-312.
- Yoshida, T., Yamauchi, H., & Sun, G. F.** (2004). Chronic health effects in people exposed to arsenic via the drinking water: dose–response relationships in review. *Toxicology and Applied Pharmacology*, 198(3), 243-252.

ÖZGEÇMİŞ

Kişisel Bilgiler

Adı Soyadı: Eymen HAMİT
Doğum Yeri- Tarihi: Halep – 27/01/1990
Askerlik Durumu: Muaf
Medeni Durum: Bekar
İletişim Adresi: İstanbul / Bahçelievler
Tel: (536) 290 7775
E-posta: Ayman.alhmid@gmail.com



Eğitim Bilgileri

Lisans : Halep Üniversitesi, Çevre Mühendisliği (2009 – 2014)

İş Denevimi

Ocak 2015	- Eylül 2015	Tercüman Rana Pardesu Şirketi, İstanbul
Haziran 2009	- Eylül 2010	Bilgisayar teknik destek Halep Belediyesi, Halep

Bilgisayar Bilgisi

- MS-Office Programları.
- Windows.
- Bilgisayar bakımı.
- AutoCad Programı.

Yabancı Dil

TÖMER SERTİFİKASI (C1)

Yayınlar

**International Advanced Researches & Engineering Congress-2017 Osmaniye
Korkut Ata University, Osmaniye, Turkey**
Kesikli Ünitelerde Biyolojik Denitrifikasyon Sürecine Bakır Etkisi