

T.C.
AKDENİZ ÜNİVERSİTESİ



**BİYOKÖMÜRÜN TOPRAĞIN BİYOLOJİK ÖZELLİKLERİ ÜZERİNE
ETKİLERİNİN İNCELENMESİ**

Abdul-latif ABDUL-AZİZ

FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ
TOPRAK BİLİMİ VE BİTKİ BESLEME
ANABİLİM DALI
DOKTORA TEZİ

ARALIK 2020

ANTALYA

T.C.
AKDENİZ ÜNİVERSİTESİ



**BİYOKÖMÜRÜN TOPRAĞIN BİYOLOJİK ÖZELLİKLERİ ÜZERİNE
ETKİLERİNİN İNCELENMESİ**

Abdul-latif ABDUL-AZİZ

FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ
TOPRAK BİLİMİ VE BİTKİ BESLEME
ANABİLİM DALI
DOKTORA TEZİ

ARALIK 2020






ANTALYA

T.C.
AKDENİZ ÜNİVERSİTESİ
FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ

BİYOKÖMÜRÜN TOPRAĞIN BİYOLOJİK ÖZELLİKLERİ ÜZERİNE
ETKİLERİNİN İNCELENMESİ

Abdullatif ABDUL AZİZ
TOPRAK BİLİMİ VE BİTKİ BESLEME
ANABİLİM DALI
DOKTORA TEZİ

Bu tez 09/12/2020 tarihinde jüri tarafından Oybirliği ile kabul edilmiştir.

Doç. Dr. İlker UZ 
Prof. Dr. Hasan MERDUN 
Prof. Dr. Erdem YILMAZ 
Prof. Dr. Oğuz Can TURGAY 
Dr. Öğr. Üyesi Selçuk GÖÇMEZ 

ÖZET

BİYOKÖMÜRÜN TOPRAĞIN BİYOLOJİK ÖZELLİKLERİ ÜZERİNE ETKİLERİNİN İNCELENMESİ

Abdul-latif ABDUL-AZİZ

Doktora Tezi, Toprak Bilimi ve Bitki Besleme Anabilim Dalı

Danışman: Doç. Dr. İlker UZ

Aralık 2020; 144 sayfa

Topraklara biyokömür uygulaması, toprak verimliliğini ve karbon tutulumunu artırmak ve iklim değişikliğini önlemek üzere sera gazı emisyonlarını düşürmek için uygun bir yaklaşım olarak tanımlanmaktadır. Biyokömürün toprağın fiziksel özelliklerini ve besin tutulumunu iyileştirmek, topraktaki besin döngülerinde etkili olan mikrobiyal varlığı ve kompozisyonunu olumlu yönde değiştirmek gibi yararları olduğu düşünülmektedir. Bununla birlikte, farklı tipteki biyokömürlerin topraktaki mikroorganizmalar ve toprağın biyolojik özellikleri üzerindeki etkileri daha az ilgi görmüştür ve araştırılması gerekmektedir. Bu tezin temel amacı biyokömür uygulamalarının toprak mikroorganizmaları ve toprağın biyolojik aktivitesi üzerindeki etkilerini incelemektir.

Bu tez, biyokömür uygulamasından sonra oluşan toprak biyolojik süreçleri ile ilgili olarak toprak mikroorganizmalarının davranışlarını anlamaya odaklanmış ve bu mikroorganizmalar ile biyokömür uygulamasından sonra toprak matrislerinde değişen kimyasal özellikler arasındaki ilişkiyi değerlendirmeye çalışmıştır. Çalışmada dört farklı tarımsal atığın (örtü altı domates atığı (*Solanum lycopersicum* L.), muz plantasyon atığı (*Musa species*), karanfil atığı (*Dianthus caryophyllus* L., 1753) ve bağ budama atığı (*Vitis vinifera* L., 1753)) iki farklı sıcaklıkta (300 ve 500 °C) piroliz edilmesiyle elde edilen sekiz farklı biyokömür kullanılmıştır. Biyokömür uygulamaları kullanılan bitki materyali ve son sıcaklığa göre bağ budama biyokömürü-300 °C (BB300), bağ budama biyokömürü-500 °C (BB500), domates biyokömürü-300 °C (DB300), domates biyokömürü-500 °C (DB500), karanfil biyokömürü-300 °C (KB300), karanfil biyokömürü-500 °C (KB500), muz biyokömürü-300 °C (MB300) ve muz biyokömürü-500 °C (MB500) olarak belirlenmiştir. Test bitkisi olarak kıvırcık marul (*Lactuca sativa* var. *crispa*) kullanılmıştır. Deneme, tesadüf parselleri deneme desenine göre sera koşullarında saksı denemesi şeklinde kurulmuştur. Deneme, ard arda iki yetiştiricilik döneminde, 5 tekerrürlü olarak yürütülmüş olup toplam 45 saksı (4 tarımsal atık × 2 piroliz sıcaklığı × 5 tekerrür + 5 kontrol) içermiştir. Marul fidelerinin dikiminden bir hafta evvel 2 ton/da hesabına göre her saksıya ilgili biyokömürlerden 80 g uygulanmış ve homojen bir şekilde karıştırılıp sulandıktan sonra inkübasyona bırakılmıştır. Yetiştiricilik boyunca temel gübreleme programı uygulanmış ve toplam 6 gübreleme yapılmıştır. Bu amaçla 18-18-18 gübresi sulama suyu ile birlikte 0.5 g/1.5 L oranında her saksıya uygulanmıştır. Ayrıca, yetiştiricilik döneminin ortasına denk gelen 3. gübrelemede sadece bir defa olmak üzere her saksıya 1 g/1.5 L oranında kalsiyum nitrat [$Ca(NO_3)_2$] gübresi uygulanmıştır. Her yetiştiricilik döneminde belirli aralıklarla (0, 2, 4, 6 ve 8. haftalar)

normal toprak örnekleri alınmış ve biyolojik parametreler (ürezaz, alkalın fosfataz, β -glikozidaz, dehidrojenaz, nitrifikasyon, denitrifikasyon, mezofilik bakteri sayısı) açısından analiz edilmiştir. Ayrıca her yetiştiricilik döneminin sonunda hasat sırasında alınan normal ve rizosfer toprağı örneklerinin makro ve mikro besin element kapsamaları belirlenmiştir. Ayrıca, hasattan sonra marulun kalite parametreleri ve verim ölçümleri yapılmıştır.

Biyokömür uygulamaları her iki dönemde de toprak kimyasal özelliklerini (pH, EC, organik karbon, alınabilir fosfor ve potasyum) iyileştirmiş ancak kontrole göre toprağın toplam nitrojen içeriğini artırmamıştır. Biyokömür uygulamaları biyokömür tipine ve dönemine bağılı olarak topraktaki mikrobiyal aktiviteleri etkilemiştir. Genel olarak, birinci dönemde karanfil (KB500) ve muz (MB300 ve MB500) uygulamalarında enzim aktivitelerinin diğere uygulamalara göre daha yüksek olduğı görülmüştür. Ancak, biyokömür uygulamalarının ikinci dönemde enzim aktiviteleri üzerinde istatistiki olarak bir etkisi olmamıştır. Topraktaki bakteri sayısı da her iki dönemde biyokömür uygulamalarından etkilenmemiştir. Her iki dönemde de kimyasal özellikler ve mikrobiyal aktivitede güçlü pozitif korelasyonlar görülmüştür. Genel olarak, toprakta pH ve EC değerleri ile biyolojik parametreler biyokömür ilavelerinden sonra rizosferde önemli ölçüde artmıştır. İkinci dönem domates (DB300) ve muz (MB500) biyokömür uygulaması bitki boyunu sırasıyla %15.2 ve %10.2 oranında artırmıştır. Bu sonuçlar biyokömürlerin, intrinsik fiziksel ve kimyasal özelliklerine bağılı olarak toprakla nasıl farklı etkileşimlere sahip olduğunu göstermektedir. Ayrıca bu tez, toprağı biyokömür uygulamalarına yönelik olarak kılavuz oluşturmaya odaklanan gelecekteki çalışmaların önemini vurgulamaktadır.

ANAHTAR KELİMELELER: Biyokömür, Kimyasal Özellikler, Biyolojik Özellikler, Piroliz Sıcaklığı, Marul, Normal toprak, Rizosfer.

JÜRİ: Doç. Dr. İlker UZ

Prof. Dr. Hasan MERDUN

Prof. Dr. Erdem YILMAZ

Prof. Dr. Oğuz Can TURGAY

Dr. Öğr. Üyesi Selçuk GÖÇMEZ

ABSTRACT

INVESTIGATING THE EFFECT OF BIOCHAR ON MICROBIAL PROPERTIES IN THE SOIL

Abdul-latif ABDUL-AZIZ

PhD Thesis in Soil Science and Plant Nutrition

Supervisor: Assoc. Prof. Dr. İlker UZ

December 2020; 144 pages

Soil amendment with biochar has been widely described as a suitable approach to improve soil fertility, sequester carbon and reduce greenhouse gas (GHG) emissions to mitigate climate change. The purported benefits of biochar addition to soils include improved soil physical properties and nutrient retention as well as changes in microbial composition and abundance which in turn affect nutrient cycling in the biochar amended soils. However, the impacts of different types of biochar on biological properties of soil have received less attention and need to be explored.

The aim of this thesis was to investigate the impact of biochar application on biological properties of soil. This thesis focuses on understanding the behaviour of soil microbes in relation to soil biological processes that occur following biochar application and attempts to assess the relationship between soil microbes and the chemical properties that are altered in soil matrices after biochar application. Four (4) different agricultural residues (vine pruning residue, tomatoes residue, clove residue and banana plantation residue) pyrolyzed at two different temperature (300 and 500 °C) to obtained biochars were used to conduct this experiment. The biochar types or treatments were identified according to the final temperature as Vinyard biochar-300 °C (BB300), Vinyard biochar-500 °C (BB500), Tomato biochar-300 °C (DB300), Tomato biochar-500 °C (DB500), Clove biochar-300 °C (KB300), Clove biochar-500 °C (KB500), Banana biochar-300 °C (MB300) ve Banana biochar-500 °C (MB500). A greenhouse pot experiments with lettuce (*lactuca sativa crispa*) as a test crop was conducted for two growing period within the year 2019. The experimental design consisted of a randomized complete block design with five replications and 9 treatments. The trial consisted of a total of 45 pots (4 agricultural waste × 2 pyrolysis temperature × 5 replications) + 5 controls). Initial soil properties were determined before the establishment of the experiment. In the greenhouse, bulk soil samples were taken during plant growth stages at a normal interval (0, 2nd, 4th, 6th and 8th week) and were analyzed for biological parameters (urease, alkaline phosphatase, β-glycosidase, dehydrogenase, nitrification, denitrification activities and a number of bacteria) while the rhizosphere soil was sampled at harvest for a similar purpose. Furthermore, soil samples were taken at the end of each experiment for chemical analysis (macro-micro nutrient). Quality parameters and yield measurements of lettuce were carried out after the harvest.

Biochar addition increased soil chemical properties (i.e. pH, EC, organic C, available P and K) in both seasons and decreased total N content of the soil. Biochar additions affected

the microbial properties in soil depending on the type of biochar and growing period applied. Generally, enzyme activities under Clove (KB500) and Banana (MB300 and MB500) biochar treatments were observed to be higher in the bulk soil than other treatments in the first growing period. However, biochar applications had no impact on enzyme activities in the second growing period. Similarly, mesophilic aerobic bacteria count in the soil was not affected by biochar additions in both growing periods. Furthermore, strong positive correlations were observed in chemical properties and microbial properties in both growing period. Generally, soil pH, EC and biological properties significantly increased in the rhizosphere after biochar additions. The application of Tomato (DB300) and Banana (MB500) biochars increased plant height by 15.2% and 10.2% respectively in the second growing period. Other quality parameters and yield was unaffected by biochar additions in both growing periods. These results remark how biochars have different interactions with soil, depending on their intrinsic physical-chemical characteristics. Also, this thesis emphasizes the importance of future work focused on formulating guidelines to biochar applications to the soil.

KEYWORDS: Biochar, Chemical Properties, Biological Properties, Pyrolysis Temperature, Lettuce, Bulk soil, Rhizosphere.

COMMITTEE: Assoc. Prof. Dr. İlker UZ

Prof. Dr. Hasan MERDUN

Prof. Dr. Erdem YILMAZ

Prof. Dr. Oğuz Can TURGAY

Asst. Prof. Dr. Selçuk GÖÇMEZ

ÖNSÖZ

Elhamdulillah, sonunda tezimi yazmayı tamamladım ama elbette etrafımdaki fantastik insanların yardımı ve desteği olmadan bu mümkün olmazdı. Her şeyden önce, doktora çalışmam boyunca gösterdiği sabır, motivasyon ve muazzam bilgi için danışmanım Doç. Dr. İlker UZ'a en içten şükranlarımı sunuyorum. Ayrıca, tez izleme komitemde görev yapan, yorum ve tavsiyeleri ile araştırmamın zenginleşmesini sağlayan Prof. Dr. Erdem YILMAZ ve Prof. Dr. Hasan MERDUN'a teşekkür etmek istiyorum. Tezimde kullanılan biyokömürün elde edilmesinde yardımlarını esirgemeyen Prof. Dr. Ali Çoşkan'a da teşekkürü bir borç bilirim.

Doktora öğrenimim için Türkiye Bursları Programı vasıtasıyla bana burs sağlayan Türkiye Cumhuriyeti devletine teşekkürü bir borç bilirim.

Tez çalışmam sırasında veri analizleriyle ilgili verdiği değerli tavsiyeler ve yardımlar için Dr. İsmail Emrah TAVALI'ya ve samimi ve huzurlu bir ortam sağladıkları için tüm Toprak Bilimi ve Bitki Besleme Anabilim Dalı öğretim üyelerine ve personeline teşekkür ederim. Ayrıca, arkadaşım ve meslekdaşım Moustapha Mahamane GALADIMA'ya, oda ve laboratuvar arkadaşlarım Elif YANIK, Ayşe Nur ALKAN ve Raziye YILMAZ'a hedefime doğru ilerlerken sağladıkları teşvik edici ve eğlenceli ortam için teşekkür ediyorum.

Son olarak tüm aileme sonsuz minnettarlığımı sunmak istiyorum. Benim için yapmış oldukları fedakârlıklardan dolayı anneme, eşime ve kardeşlerime duyduğum minnettarlık kelimelerle ifade edilemez. Sizlerin duasıdır beni şu ana kadar ayakta tutan.

İÇİNDEKİLER

ÖZET.....	i
ABSTRACT	iii
ÖNSÖZ.....	v
AKADEMİK BEYAN	ix
SİMGELER VE KISALTMALAR.....	x
ŞEKİLLER DİZİNİ.....	xii
ÇİZELGELER DİZİNİ	xv
1. GİRİŞ	1
2. KAYNAK TARAMASI.....	4
2.1. Seracılık ve bitkisel atıklar	4
2.2. Biyokömür üretimini ve özelliklerini etkileyen faktörler.....	5
2.2.1. Biyokömür hammaddeleri	5
2.2.2. Piroliz sıcaklığı ve süresi	6
2.3. Biyokömürün toprağın fiziksel ve kimyasal özelliklerine etkisi.....	7
2.3.1. Toprağın fiziksel özellikleri üzerine etkisi	7
2.3.2. Toprağın kimyasal özellikleri üzerine Etkisi	8
2.4. Biyokömürün toprakta mikrobiyal aktivite üzerine etkisi.....	8
2.5. Rizosfer ve normal toprakta biyokömür aktivitesi	11
2.6. Biyokömürün topraktaki mikrobiyal bolluk üzerine etkisi.	12
2.7. Toprak enzim aktiviteleri	13
2.8. Toprakta nitrifikasyon ve denitrifikasyon aktiviteleri	16
3. MATERYAL VE METOD	15

3.1. Materyal.....	15
3.1.1. Deneme alanı, süresi ve dönemi	15
3.1.2. Toprak.....	15
3.1.3. Biyokömür materyali	16
3.1.4. Bitki.....	17
3.1.5. Deneme konuları, denemenin kurulması ve yürütülmesi	17
3.1.6. Toprak örneklemesi	18
3.2. Metod.....	23
3.2.1. Biyolojik analizler.....	23
3.2.2. Fiziksel ve kimyasal analizler.....	25
3.2.3. Biyokömür analizleri	26
3.2.4. Marul verim ve kalite parametreleri	26
3.2.5. İstatistiksel analizler.....	26
4. BULGULAR.....	28
4.1. Biyokömür uygulamalarının toprağın biyolojik özellikleri üzerine etkileri.....	28
4.1.1. Üreaz aktivitesi	28
4.1.2. Alkali fosfotaz aktivitesi.....	33
4.1.3. β -glükosidaz aktivitesi	39
4.1.4. Dehidrojenaz aktivitesi	45
4.1.5. Nitrifikasyon aktivitesi.....	50
4.1.6. Denitrifikasyon aktivitesi.....	55
4.1.7. Toplam mezofilik aerobik bakteri sayısı.....	60
4.2. Biyokömür uygulamalarının toprağın kimyasal özellikleri üzerine etkileri.....	65
4.2.1. Toprakta pH ve EC değişimleri	65

4.2.2. Toprakta makro ve mikro besin element içeriklerindeki değişimler	76
4.3. Marulda verim ve kalite parametreleri	81
4.4. Ölçülen parametreler arasındaki korelasyon analizleri	83
5. TARTIŞMA	86
5.1. Biyokömür uygulamalarının toprağın biyolojik özellikleri üzerine etkileri.....	86
5.1.1. Üreaz aktivitesi	86
5.1.2. Alkalın fosfataz aktivitesi	88
5.1.3. β - Glikosidaz aktivitesi	90
5.1.4. Dehidrojenaz aktivitesi	93
5.1.5. Nitrifikasyon aktivitesi.....	95
5.1.6. Denitrifikasyon aktivitesi.....	98
5.1.7. Toplam mezofilik aerobik bakteri sayısı.....	100
5.2. Biyokömür uygulamalarının toprağın kimyasal özellikleri üzerine etkileri.....	102
5.2.1. Toprakta pH ve EC değişimleri	102
5.2.2. Toprakta makro ve mikro besin element içeriklerindeki değişimler	104
5.3. Marulda verim ve kalite parametreleri	106
5.4. Ölçülen parametreler arasındaki korelasyon analizleri	107
6. SONUÇLAR	109
7. KAYNAKLAR.....	111
8. EKLER	138
ÖZGEÇMİŞ	

AKADEMİK BEYAN

Doktora Tezi olarak sunduğum “Biyokömürün toprağın biyolojik özellikleri üzerine etkilerinin incelenmesi” adlı bu çalışmanın, akademik kurallar ve etik değerlere uygun olarak yazıldığını belirtir, bu tez çalışmasında bana ait olmayan tüm bilgilerin kaynağını gösterdiğimi beyan ederim.

01/12/2020

Abdul Latif ABDUL AZİZ

SİMGELER VE KISALTMALAR

Simgeler

%	: Yüzde
dS m ⁻¹	: Desisimens/metre
µg g ⁻¹	: Mikrogram/gram
kob g ⁻¹	: Koloni oluşturan birim/gram
mg kg ⁻¹	: Miligram/kilogram
kg	: Kilogram
g/cm ³	: Gram/santimetreküp
mm	: Milimetre
cm	: Santimetre
cm ²	: Santimetrekare
t da ⁻¹	: Ton/dekar
t ha ⁻¹	: Ton/hektar
mg/100 g	: Miligram/100 gram
ppm	: Milyonda kısım (part per million)
NO ₂ ⁻ -N	: Nitrit azotu
NO ₃ ⁻ -N	: Nitrat azotu
NH ₄ ⁺ -N	: Amonyum azotu
meq/100 g	: Miliekivalent/100 gram

Kısaltmalar

EC	: Elektriksel iletkenlik
pH	: Hidrojen iyonu konsantrasyonunun eksi logaritması
KDK	: Katyon değişim kapasitesi
PNP	: p-Nitrofenil fosfat disodyum hexahidrat
PNG	: p-nitrofenil-β-D-glukosit
TPF	: Trifenil formazan
DTPA	: Dietilentriaminpentaasetikasit

ICP	: İndüktif eşleşmiş plazma (Inductively Coupled Plasma)
KBÇ	: Kök boğazı çapı
BU	: Baş uzunluğu
YA	: Yaprak alanı
YS	: Yaprak sayısı
OBA	: Ortalama baş ağırlığı

ŞEKİLLER DİZİNİ

Şekil 3.1. Birinci (I) ve ikinci (II) yetiştiricilik dönemlerinde ölçülen ortalama sıcaklıklar.....	15
Şekil 3.2. Piroliz sonrası çalışmada kullanılan biyokömür görünümleri.....	20
Şekil 3.3. Çalışmada kullanılan biyokömürün öğütülme ve eleme sonrasındaki görünümü.....	21
Şekil 3.4. Çalışmanın serada yetiştiricilik (A & B) aşamalarından genel görünümler.	22
Şekil 4.1. Biyokömür uygulamalarının yetiştiricilik dönemi boyunca normal toprağın üreaz aktivitesi ($\mu\text{g NH}_4^+\text{-N g}^{-1}$ kuru toprak saat ⁻¹) üzerine zamana bağlı etkisi (I. Birinci dönem, II. İkinci dönem, BB: Bağ budama biyokömürü 300 °C & 500 °C, DB: Domates biyokömürü 300 °C & 500 °C, KB: Karanfil biyokömürü 300 °C & 500 °C, MB: Muz biyokömürü 300 °C & 500 °C).	29
Şekil 4.2. Biyokömür uygulamalarının yetiştiricilik dönemi sonunda normal toprak ve rizosfer toprağı üreaz aktivitesi ($\mu\text{g NH}_4^+\text{-N g}^{-1}$ kuru toprak saat ⁻¹) üzerine etkisi. (I. Birinci dönem, II. İkinci dönem, BB: Bağ budama biyokömürü 300 °C & 500 °C, DB: Domates biyokömürü 300 °C & 500 °C, KB: Karanfil biyokömürü 300 °C & 500 °C, MB: Muz biyokömürü 300 °C & 500 °C)	32
Şekil 4.3. Biyokömür uygulamalarının yetiştiricilik dönemi boyunca normal toprağın alkali fosfotaz aktivitesi ($\mu\text{g PNP g}^{-1}$ kuru toprak saat ⁻¹) üzerine zamana bağlı etkisi (I. Birinci dönem, II. İkinci dönem, BB: Bağ budama biyokömürü 300 °C & 500 °C, DB: Domates biyokömürü 300 °C & 500 °C, KB: Karanfil biyokömürü 300 °C & 500 °C, MB: Muz biyokömürü 300 °C & 500 °C).....	35
Şekil 4.4. Biyokömür uygulamalarının yetiştiricilik dönemi sonunda normal toprak ve rizosfer toprağı fosfotaz aktivitesi ($\mu\text{g PNP g}^{-1}$ kuru toprak saat ⁻¹) üzerine etkisi. (I. Birinci dönem, II. İkinci dönem, BB: Bağ budama biyokömürü 300 °C & 500 °C, DB: Domates biyokömürü 300 °C & 500 °C, KB: Karanfil biyokömürü 300 °C & 500 °C, MB: Muz biyokömürü 300 °C & 500 °C).....	38
Şekil 4.5. Biyokömür uygulamalarının yetiştiricilik dönemi boyunca normal toprağın β -glikosidaz aktivitesi ($\mu\text{g PNG g}^{-1}$ kuru toprak saat ⁻¹) üzerine zamana bağlı etkisi (I. Birinci dönem, II. İkinci dönem, BB: Bağ budama biyokömürü 300 °C & 500 °C, DB: Domates biyokömürü 300 °C & 500 °C, KB: Karanfil biyokömürü 300 °C & 500 °C, MB: Muz biyokömürü 300 °C & 500 °C).	41
Şekil 4.6. Biyokömür uygulamalarının yetiştiricilik dönemi sonunda normal toprak ve rizosfer toprağı β -glikosidaz aktivitesi ($\mu\text{g PNG g}^{-1}$ kuru toprak saat ⁻¹) üzerine etkisi. (I. Birinci dönem, II. İkinci dönem, BB: Bağ budama biyokömürü 300 °C	

& 500 °C, DB: Domates biyokömürü 300 °C & 500 °C, KB: Karanfil biyokömürü 300 °C & 500 °C, MB: Muz biyokömürü 300 °C & 500 °C) 44

Şekil 4.7. Biyokömür uygulamalarının yetiştiricilik dönemi boyunca normal toprağın dehidrogenaz aktivitesi ($\mu\text{g TPF g}^{-1}$ kuru toprak saat⁻¹) üzerine zamana bağlı etkisi (I. Birinci dönem, II. İkinci dönem, BB: Bağ budama biyokömürü 300 °C & 500 °C, DB: Domates biyokömürü 300 °C & 500 °C, KB: Karanfil biyokömürü 300 °C & 500 °C, MB: Muz biyokömürü 300 °C & 500 °C). 46

Şekil 4.8. Biyokömür uygulamalarının yetiştiricilik dönemi sonunda normal toprak ve rizosfer toprağı dehidrogenaz aktivitesi ($\mu\text{g TPF g}^{-1}$ kuru toprak saat⁻¹) üzerine etkisi. (I. Birinci dönem, II. İkinci dönem, BB: Bağ budama biyokömürü 300 °C & 500 °C, DB: Domates biyokömürü 300 °C & 500 °C, KB: Karanfil biyokömürü 300 °C & 500 °C, MB: Muz biyokömürü 300 °C & 500 °C) 49

Şekil 4.9. Biyokömür uygulamalarının yetiştiricilik dönemi boyunca normal toprağın nitrifikasyon aktivitesi ($\mu\text{g NO}_2^- \text{-N g}^{-1}$ kuru toprak saat⁻¹) üzerine zamana bağlı etkisi (I. Birinci dönem, II. İkinci dönem, BB: Bağ budama biyokömürü 300 °C & 500 °C, DB: Domates biyokömürü 300 °C & 500 °C, KB: Karanfil biyokömürü 300 °C & 500 °C, MB: Muz biyokömürü 300 °C & 500 °C). 51

Şekil 4.10. Biyokömür uygulamalarının yetiştiricilik dönemi sonunda normal toprak ve rizosfer toprağı nitrifikasyon aktivitesi ($\mu\text{g NO}_2^- \text{-N g}^{-1}$ kuru toprak saat⁻¹) üzerine etkisi. (I. Birinci dönem, II. İkinci dönem, BB: Bağ budama biyokömürü 300 °C & 500 °C, DB: Domates biyokömürü 300 °C & 500 °C, KB: Karanfil biyokömürü 300 °C & 500 °C, MB: Muz biyokömürü 300 °C & 500 °C)..... 54

Şekil 4.11. Biyokömür uygulamalarının yetiştiricilik dönemi boyunca normal toprağın denitrifikasyon aktivitesi ($\mu\text{g NO}_2^- \text{-N g}^{-1}$ kuru toprak saat⁻¹) üzerine zamana bağlı etkisi (I. Birinci dönem, II. İkinci dönem, BB: Bağ budama biyokömürü 300 °C & 500 °C, DB: Domates biyokömürü 300 °C & 500 °C, KB: Karanfil biyokömürü 300 °C & 500 °C, MB: Muz biyokömürü 300 °C & 500 °C). . 56

Şekil 4.12. Biyokömür uygulamalarının yetiştiricilik dönemi sonunda normal toprak ve rizosfer toprağı denitrifikasyon aktivitesi ($\mu\text{g NO}_2^- \text{-N g}^{-1}$ kuru toprak saat⁻¹) üzerine etkisi. (I. Birinci dönem, II. İkinci dönem, BB: Bağ budama biyokömürü 300 °C & 500 °C, DB: Domates biyokömürü 300 °C & 500 °C, KB: Karanfil biyokömürü 300 °C & 500 °C, MB: Muz biyokömürü 300 °C & 500 °C).... 59

Şekil 4.13. Biyokömür uygulamalarının yetiştiricilik dönemi boyunca normal topraktaki bakteri sayısı ($\times 10^3$ kob g^{-1} kuru toprak) üzerine zamana bağlı etkisi (I. Birinci dönem, II. İkinci dönem, BB: Bağ budama biyokömürü 300 °C & 500 °C, DB: Domates biyokömürü 300 °C & 500 °C, KB: Karanfil biyokömürü 300 °C & 500 °C, MB: Muz biyokömürü 300 °C & 500 °C). 61

- Şekil 4.14.** Biyokömür uygulamalarının yetiştiricilik dönemi sonunda normal toprak ve rizosfer toprağındaki bakteri sayısı ($\times 10^3$ kob g^{-1} kuru toprak) üzerine etkisi. (I. Birinci dönem, II. İkinci dönem, BB: Bağ budama biyokömürü 300 °C & 500 °C, DB: Domates biyokömürü 300 °C & 500 °C, KB: Karanfil biyokömürü 300 °C & 500 °C, MB: Muz biyokömürü 300 °C & 500 °C)..... 64
- Şekil 4.15.** Biyokömür uygulamalarının yetiştiricilik dönemi boyunca normal topraktaki pH üzerine zamana bağlı etkisi (I. Birinci dönem, II. İkinci dönem, BB: Bağ budama biyokömürü 300 °C & 500 °C, DB: Domates biyokömürü 300 °C & 500 °C, KB: Karanfil biyokömürü 300 °C & 500 °C, MB: Muz biyokömürü 300 °C & 500 °C). 67
- Şekil 4.16.** Biyokömür uygulamalarının yetiştiricilik dönemi sonunda normal toprak ve rizosfer toprağındaki pH değerleri üzerine etkisi. (I. Birinci dönem, II. İkinci dönem, BB: Bağ budama biyokömürü 300 °C & 500 °C, DB: Domates biyokömürü 300 °C & 500 °C, KB: Karanfil biyokömürü 300 °C & 500 °C, MB: Muz biyokömürü 300 °C & 500 °C). 70
- Şekil 4. 17.** Biyokömür uygulamalarının yetiştiricilik dönemi boyunca normal topraktaki EC'si ($dS m^{-1}$) üzerine zamana bağlı etkisi (I. Birinci dönem, II. İkinci dönem, BB: Bağ budama biyokömürü 300 °C & 500 °C, DB: Domates biyokömürü 300 °C & 500 °C, KB: Karanfil biyokömürü 300 °C & 500 °C, MB: Muz biyokömürü 300 °C & 500 °C)..... 72
- Şekil 4.18.** Biyokömür uygulamalarının yetiştiricilik dönemi sonunda normal toprak ve rizosfer toprağındaki EC'si ($dS m^{-1}$) değerleri üzerine etkisi. (I. Birinci dönem, II. İkinci dönem, BB: Bağ budama biyokömürü 300 °C & 500 °C, DB: Domates biyokömürü 300 °C & 500 °C, KB: Karanfil biyokömürü 300 °C & 500 °C, MB: Muz biyokömürü 300 °C & 500 °C)..... 75

ÇİZELGELER DİZİNİ

Çizelge 3.1. Denemede kullanılan toprağın fiziksel, kimyasal ve biyolojik özellikleri	16
Çizelge 3.2. Denemede kullanılan biyokömürün fiziksel ve kimyasal özellikleri	17
Çizelge 4.1. Biyokömür uygulamalarının yetiştiricilik dönemi boyunca normal toprağın üreaz aktivitesi ($\mu\text{g NH}_4^+\text{-N g}^{-1}$ kuru toprak saat ⁻¹) üzerine zamana bağlı etkisi.....	30
Çizelge 4.2. Biyokömür uygulamalarının yetiştiricilik dönemi sonunda normal toprak ve rizosfer toprağı üreaz aktivitesi ($\mu\text{g NH}_4^+\text{-N g}^{-1}$ kuru toprak saat ⁻¹) üzerine etkisi.....	33
Çizelge 4.3. Biyokömür uygulamalarının yetiştiricilik dönemi boyunca normal toprağın alkali fosfotaz aktivitesi ($\mu\text{g PNP g}^{-1}$ kuru toprak saat ⁻¹) üzerine zamana bağlı etkisi.....	36
Çizelge 4.4. Biyokömür uygulamalarının yetiştiricilik dönemi sonunda normal toprak ve rizosfer toprağı alkali fosfotaz aktivitesi ($\mu\text{g PNP g}^{-1}$ kuru toprak saat ⁻¹) üzerine etkisi.	39
Çizelge 4.5. Biyokömür uygulamalarının yetiştiricilik dönemi boyunca normal toprağın β -glikosidaz aktivitesi ($\mu\text{g PNG g}^{-1}$ kuru toprak saat ⁻¹) üzerine zamana bağlı etkisi.....	42
Çizelge 4.6. Biyokömür uygulamalarının yetiştiricilik dönemi sonunda normal toprak ve rizosfer toprağı β -glikosidaz aktivitesi ($\mu\text{g PNG g}^{-1}$ kuru toprak saat ⁻¹) üzerine etkisi.	45
Çizelge 4.7. Biyokömür uygulamalarının yetiştiricilik dönemi boyunca normal toprağın dehidrojenaz aktivitesi ($\mu\text{g TPF g}^{-1}$ kuru toprak saat ⁻¹) üzerine zamana bağlı etkisi.....	47
Çizelge 4.8. Biyokömür uygulamalarının yetiştiricilik dönemi sonunda normal toprak ve rizosfer toprağı dehidrojenaz aktivitesi ($\mu\text{g TPF g}^{-1}$ kuru toprak saat ⁻¹) üzerine etkisi.	50
Çizelge 4.9. Biyokömür uygulamalarının yetiştiricilik dönemi boyunca normal toprağın nitrifikasyon aktivitesi ($\mu\text{g NO}_2^-\text{-N g}^{-1}$ kuru toprak saat ⁻¹) üzerine zamana bağlı etkisi.....	52
Çizelge 4.10. Biyokömür uygulamalarının yetiştiricilik dönemi sonunda normal toprak ve rizosfer toprağı nitrifikasyon aktivitesi ($\mu\text{g NO}_2^-\text{-N g}^{-1}$ kuru toprak saat ⁻¹) üzerine etkisi..	55

Çizelge 4.11. Biyokömür uygulamalarının yetiştiricilik dönemi boyunca normal toprağın denitrifikasyon aktivitesi ($\mu\text{g NO}_2^- \text{-N g}^{-1}$ kuru toprak saat ⁻¹) üzerine zamana bağlı etkisi.....	57
Çizelge 4.12. Biyokömür uygulamalarının yetiştiricilik dönemi sonunda normal toprak ve rizosfer toprağı denitrifikasyon aktivitesi ($\mu\text{g NO}_2^- \text{-N g}^{-1}$ kuru toprak saat ⁻¹) üzerine etkisi.	60
Çizelge 4.13. Biyokömür uygulamalarının yetiştiricilik dönemi boyunca normal topraktaki bakteri sayısı($\times 10^3$ kob g ⁻¹ kuru toprak) üzerine zamana bağlı etkisi.....	62
Çizelge 4.14. Biyokömür uygulamalarının yetiştiricilik dönemi sonunda normal toprak ve rizosfer toprağındaki bakteri sayısı ($\times 10^3$ kob g ⁻¹ kuru toprak) üzerine etkisi.	65
Çizelge 4.15. Biyokömür uygulamalarının yetiştiricilik dönemi boyunca normal topraktaki pH üzerine zamana bağlı etkisi.....	68
Çizelge 4.16. Biyokömür uygulamalarının yetiştiricilik dönemi sonunda normal toprak ve rizosfer toprağındaki pH değerleri üzerine etkisi.	71
Çizelge 4.17. Biyokömür uygulamalarının yetiştiricilik dönemi boyunca normal topraktaki EC'si (dS cm^{-1}) üzerine zamana bağlı etkisi.	73
Çizelge 4.18. Biyokömür uygulamalarının yetiştiricilik dönemi sonunda normal toprak ve rizosfer toprağındaki EC (dS cm^{-1}) değerleri üzerine etkisi.	76
Çizelge 4.19. Biyokömür uygulamalarının yetiştiricilik dönemi sonunda normal toprağın toplam C (%), toplam N (%) ve alınabilir P (mg kg^{-1}) kapsamı üzerine etkileri.	77
Çizelge 4.20. Biyokömür uygulamalarının yetiştiricilik dönemi sonunda normal toprağın değişebilir K ($\text{meq}/100$ g), Ca ($\text{meq}/100$ g), Mg ($\text{meq}/100$ g) ve Na ($\text{meq}/100$ g) kapsamı üzerine etkileri.....	79
Çizelge 4.21. Biyokömür uygulamalarının yetiştiricilik dönemi sonunda normal toprağın alınabilir Fe (mg kg^{-1}) ve Mn (mg kg^{-1}) kapsamı üzerine etkileri.	80
Çizelge 4.22. Biyokömür uygulamalarının yetiştiricilik dönemi sonunda normal toprağın alınabilir Zn (mg kg^{-1}) ve Cu (mg kg^{-1}) kapsamı üzerine etkileri.	81
Çizelge 4.23. Biyokömür uygulamalarının marul bitkisinin yaprak sayısı (YS), bitki boyu (BB), kök boğazı çapı (KBÇ), baş uzunluğu (BU) ve klorofil kapsamı (K) üzerine etkileri.	82

Çizelge 4.24. Biyokömür uygulamalarının marul bitkisinin baş ağırlığı (OBA) ve verimi üzerine etkileri.	83
Çizelge 4.25. Ölçülen parametreler arasındaki korelasyon analiz sonuçları.....	85

1. GİRİŞ

Yoğun tarımsal kullanım ve değişen iklim koşullarına bağlı olarak toprak verimliliğinin bozulması, küresel gıda güvenliği açısından tehlike oluşturmakta ve toprak sağlığını ve verimliliğini artıran yeni ve çevre dostu teknolojilerin geliştirilmesini gerektirmektedir (Gisladottir ve Stocking, 2005). İnorganik gübreler “yeşil devrim” den bu yana bitkisel üretimin artırılmasında önemli bir rol oynamıştır. Bununla birlikte, bu gübreler devamlı aynı düzeyde verim elde edebilmek için sürdürülebilir bir çözüm değildir (Liu vd. 2010). Mineral gübrelerin uzun süreli aşırı kullanımı, hem toprak biyotasını hem de biyojeokimyasal süreçleri etkileyerek çevresel bir risk oluşturur ve tarımsal üretimi azaltır (Pietri ve Brookes, 2008). Topraktaki düşük verimlilik ve karbon kaybının üstesinden gelmek için toprağa organik madde (örneğin çiftlik gübresi, kompost veya atıksu arıtma çamuru şeklinde) eklenmesi tarımsal üretim sistemlerinde yaygın bir uygulama haline gelmiştir. Organik uygulamalar toprak organik maddesini sürdürülebilir bir şekilde korumak veya arttırmak, toprak verimliliğini ve ürün verimini korumak ve geliştirmek için yararlı araçlar olabilir. Ancak, ne yazık ki, bu materyallerin yarılanma ömrü nispeten kısadır. Örneğin, Butler ve Hooper (2010) kompostun topraktaki yarılanma ömrünü 10-14 hafta olarak bildirmişlerdir. Arıtma çamurundan kalan karbonun yarılanma ömrünün ise 39 ila 330 gün arasında değiştiği belirtilmiştir (Ajwa ve Tabatabai 1994). Düşük stabiliteyi nedeniyle bu organik materyallerin toprağa sürekli uygulanmaları gerekmektedir ki bu durum zaman ve ekonomik açıdan bir maliyet anlamına gelmektedir.

Biyokömür komposttan daha kararlı bir kaynaktır çünkü kompost zengin azot içeriğinden dolayı mikroorganizmalar tarafından hızla ayrıştırılır. Toprakta daha uzun süre kalan bir karbon kaynağı toprak yönetimi için önemlidir. Amazon toprakları üzerinde yapılan araştırmalar, kömürün eski uygarlıklar tarafından tarımsal amaçlı bir toprak iyileştirici olarak kullanıldığını ortaya koymuştur (Marris 2006). Birçok yüzyıl geçmiş olmasına rağmen, yeşil ve verimli alanları barındıran bölgelerde halen kömür mevcuttur. Daha ileri analizler biyokömür'ün kimyasal ve fiziksel özellikleri nedeniyle, verimi ve toprak özelliklerini iyileştirdiğini göstermiştir. Bitki örtüsü üzerindeki bu kadar önemli etkileri nedeniyle, biyokömür bilimsel olarak büyük bir ilgi odağı haline gelmiştir ve toprak verimliliğini artırmak için bir araç olarak kullanılıp kullanılmayacağı değerlendirilmektedir. Son yıllarda, bitki materyalinin kompostlanması yerine, karbonizasyonu (biyokömür) ve tarımda organik karbon kaynağı olarak kullanılması önerilmektedir. Biyokömür, çeşitli organik atık ve biyokütlelerin termal karbonizasyonu / dönüşümü ile elde edilen gözenekli ve kimyasal olarak aktif yüzeyler içeren yanma ürünleridir. Piroliz, oksijensiz koşullarda ısıtma (yaklaşık 400 ila 600 °C) yoluyla biyokütlenin termal ayrışmasıdır (Gvero vd. 2016; Hansen vd. 2015). Piroliz ile karşılaştırıldığında, gazlaştırma nispeten daha yüksek sıcaklıklarda (yaklaşık 700 °C ila 1200 °C) ve az miktarda oksijen altında gerçekleştirilir (Hansen vd. 2016). Biyokömür kömürden farklıdır çünkü karbon tutması yoluyla ekosistemi ve toprak verimliliği de dâhil olmak üzere toprak özelliklerini değiştirmek amacıyla toprağa uygulanır. Farklı üretim süreçleri ile elde edilen biyokömür, farklı fiziksel ve kimyasal özelliklere sahip olabilir. Örneğin, 500 °C'de budama atıklarından elde edilen biyokömür, 300 °C'de üretilen biyokömür ile karşılaştırıldığında daha yüksek pH, toplam gözeneklilik, elektriksel iletkenlik (EC) ve katyon değişim kapasitesi (KDK)'ne sahiptir (Méndez vd. 2017). Kimyasal açıdan

biyokömür, karbon açısından zengin bir üründür ve biyokütleden üretilmiş diğer karbon formlarına göre toprak ortamında mikrobiyal bozulmaya karşı çok daha dirençlidir (Lehmann vd. 2009). Biyokömür, toprağın fiziksel özelliklerini iyileştirir, gübre kullanımını azaltır, karbon alımını artırır, sera gazı emisyonlarını azaltır ve mikrobiyal aktivite ve yapı değişikliklerine neden olur. Biyokömür toprakta kendi ağırlığının altı katına kadar tutma kapasitesine sahip olup, bitkilerin topraktan besin elementlerini absorbe etmelerini kolaylaştırır (Glaser vd. 2014). Bu yetenekler tarımda, özellikle çöl topraklarında, avantaj sağlar. Biyokömür yüzeyindeki fonksiyonel gruplar topraktaki katyonik (kalsiyum, magnezyum ve potasyum gibi) aktiviteyi ve tarımsal üretim verimliliğini artırır. Ayrıca, biyokömür genellikle bazik olduğunda, asidik toprakların pH değerlerini artırarak toprak pH'ını düzenler (Ippolito vd. 2016).

Toprak enzimatik faaliyetleri, toprak özelliklerinde herhangi bir değişikliğe duyarlı oldukları gerçeği ışığında, toprak kalite indeksinin iyi bir göstergesidir. Hücre ölümü sonucunda topraktaki enzimler genellikle mikroorganizma, bitki kökleri ve hücrelerden salgılanır. Toprak organik maddesinin ve besin maddelerinin bozulması, dönüşümü ve mineralleşmesine toprak enzimleri aracılık eder. Örneğin selülaz, fosfataz ve diğer hidrolazlar gibi enzimatik faaliyetler, topraktaki herhangi bir bozukluğun bir göstergesi olarak düşünülebilir ve ayrıca toprak organik maddesi ile mineral madde arasındaki stokiometrik ilişkiyle de ilgili olabilir (Sinsabaugh vd. 2008). Bu nedenle, karbon ve diğer besin maddelerinin dönüşümünde önemli bir rol oynarlar. Örneğin, β -glukosidaz, üreaz ve aril sülfatazın sırasıyla topraktaki C, N ve sülfürün biyokimyasal reaksiyonlarını katalize ettiği kabul edilir. Alkali fosfataz ve asidik fosfataz, fosforun mineralizasyonu için önemlidir. Topraktaki mineral madde ve metal içeriğindeki değişiklik de mikrobiyal faaliyetleri etkiler. Toprak enzimlerinin incelenmesi, ekolojik değişim göstergelerinin yanı sıra organik madde bozunması ve mikrobiyal aktivite yoluyla topraktaki besinlerin salınımı hakkında bilgi verir. Toprak enzimleri analizi, toprak gübrelemesi, mikrobiyal aktivite, topraktaki çeşitli elementlerin biyokimyasal döngüsü, kirlilik derecesi (ağır metaller) ile bir korelasyon kurmaya ve bir ekosistemin ardışık aşamasını değerlendirmeye yardımcı olur. Dolayısıyla, bozulmuş topraklardaki enzim aktivitesi ölçümleri, çevresel değişimin veya yönetimin toprak enzim aktiviteleri üzerindeki etkilerinin incelenmesinde faydalıdır. Enzim aktivitesinin toprak verimliliğinin veya mikrobiyal aktivitenin bir indeksi olarak potansiyel kullanımı hakkında çeşitli çalışmalar bildirilmiştir (Alef vd. 1995). Mikroorganizmaların çevresel değişikliklere tepkisi, direnç (bozulmanın neden olduğu değişiklik miktarı) ve direnç ile iyileşmesi (bir bozulmadan sonra sonra iyileşme hızı) ile ölçülebilir (Orwin ve Wardle, 2005). Biyokömür'ün N, P, C ve S'de yer alan anahtar enzimlerin aktivitesi üzerindeki etkisinin anlaşılması bir araştırma önceliği olarak belirlenmiş ancak net olarak anlaşılammıştır. Mikrobiyal topluluk kompozisyonu veya enzim aktivitesindeki değişimler biyokömür ilavesinden kaynaklanabilir (Lehmann vd. 2011). Toprağa yapılan biyokömür uygulamalarından sonra karbonhidrat mineralize edici iki enzimin aktivitesinin azaldığı gösterilmiştir (Jin 2010). Hem glukozidazın hem de selobiyosidazın maksimum hızı, 12 t ha^{-1} biyokömür veya daha yüksek uygulama oranı ile çok düşük seviyelere inmiştir. Çimden üretilen saflaştırılmış enzimler ve hızlı piroliz biyokömürlerinde de glukozidaz aktivitesinde benzer düşüşler gözlenmiştir (Bailey vd. 2010). Topraktaki mikrobiyal aktiviteyi ve biyokütleyi belirlemek için kullanılan genel kriterler, toprak selülazı, β -glukozidaz,

dehidrojenaz, fosfataz ve üreaz aktiviteleri ile yapılan çalışmalara dayanmaktadır. Semenov vd. (1998) ile Deng ve Tabatabai (2002) toprakta ve mikrobiyal kültürlerde enzim aktivitesinin analizi için doğru ve kesin bir yöntem geliştirmişlerdir.

Toprakta oluşan olaylarda görev alan enzimleri üreten mikroorganizmalar toprak ortamının mimarları olarak görülürler ve sayıları, dağılımları ve çeşitlilikleri toprak fonksiyonu ve ekosistem kaynakları için kritik öneme sahiptir (Young ve Crawford 2004; Brussaard 1997). Biyokömürün tarımsal ekosistemlerdeki toprak mikroorganizmaları üzerinde olumlu etkileri olabileceğine dair bazı kanıtlar vardır. Domene vd. (2014), mikrobiyal biyokütlenin biyokömür uygulandıktan üç yıl sonra yaklaşık %100 arttığını bildirmişler ve bunu öncelikle biyokömür uygulaması sonucunda artan toprak nemine bağlamışlardır. Benzer şekilde, biyokömür uygulamasından iki yıl sonra, Jones vd. (2012) tarafından da mikrobiyal gelişimde artışlar gözlenmiştir. Buna karşın, diğer bazı çalışmalar biyokömürün mikrobiyal varlık üzerine ya çok az ya da hiç etkisi olmadığını bildirmişlerdir (Quilliam vd. 2012; Rutigliano vd. 2014; Imperato vd. 2016). Bununla birlikte, son çalışmalar biyokömür uygulanmış topraklarda sadece toprak mikrobiyal topluluğunun yapısındaki değişiklikleri ve bakteri hâkimiyetli topluluklara kaymaları değil aynı zamanda daha yüksek mantar / bakteri oranlarını da bildirmiştir (Jones vd. 2012; Chen vd. 2013; Bamminger vd. 2014b). Biyokömürün toprak mikroorganizmaları üzerindeki bu oldukça farklı etkileri toprak verimliliğindeki farklılıklar, yetiştirilen bitki çeşidi, biyokömür tipi ve iklim koşullarındaki farklılıklar ile açıklanabilir. Ek olarak, bakterilerin ve mantarların biyokömüre farklı tepkileri, toprak ortamında biyokömür ile baş etme yeteneklerindeki farklılıklardan kaynaklanabilir ki buna değişen substrat mevcudiyetine mantarlara kıyasla bakterilerin daha hızlı tepki vermesi, hareketlilik ve biyokömür gözeneklerinin kolonizasyonu açısından bakteriler ve mantarlar arasındaki farklar ve bazı mantar türlerinin biyokömürü ayrıştırabilmeleri örnek olarak gösterilebilir (Thies vd. 2015). Biyokömür ile iyileştirilen toprakların kimyasal ve fiziksel özellikleri ile toprak biotası üzerindeki etkileri arasındaki ilişkiler tam olarak anlaşılammıştır. Bu nedenle bu çalışmada biyokömürün toprağın biyolojik özellikleri üzerine etkileri incelenmektedir. Bu amaca ulaşmak için özel araştırma hedefleri i) Biyokömür uygulamalarının normal toprak ve rizosfer üzerindeki etkilerini mikrobiyal aktivite açısından belirlemek, ii) Farklı piroliz sıcaklıklarında farklı bitki atıklarından elde edilen farklı biyokömürlerin topraktaki mikrobiyal aktivite parametreleri üzerindeki etkilerini belirlemek, iii) Biyokömürün toprağa uygulanmasının bir sonucu olarak değişen kimyasal özellikleri araştırmaktır.

2. KAYNAK TARAMASI

Oksijen yokluğunda organik biyokütlenin eksik yanması (piroliz adı verilen bir işlem), biyokömür adı verilen oldukça yoğun, kararlı, aromatik bir yapıya sahip siyah kömürleşmiş bir materyalin oluşmasına yol açar. Piroliz, organik biyokütlenin, biyolojik ve kimyasal oksidanlara karşı oldukça dirençli olan ve toprak sisteminde yüzlerce ve hatta binlerce yıl kalabilen bir ürüne dönüştüğü bir süreçtir. Biyokütle içinde başlangıçtaki karbonun %50'sinden fazlasının pirolizden sonra biyokömürde kaldığı ve 100 yıl sonra başlangıçtaki biyokütle karbonunun %40'ından fazlasının hâlâ biyokömür içerisinde tutulacağı varsayılmaktadır (Goldberg 1985).

Biyokömür, toprağın kimyasal ve biyolojik özelliklerini iyileştirmek, sera gazı emisyonlarını azaltmak ve iklim değişikliğini önlemeye yardımcı olmak amacıyla karbonu tutmak üzere toprak düzenleyici olarak son yıllarda artan düzeyde kullanılmaktadır. Bununla birlikte, toprak mikroorganizmaları, toprak özellikleri ve biyokömür arasındaki etkileşim henüz tam olarak anlaşılamamıştır (Lehmann vd. 2011). Son zamanlarda biyokömürün kullanımı ve topraktaki tarımsal yararları hakkında geniş tartışmalar vardır. Birçok bilimsel literatür kaynağı biyokömürün toprağa uygulanmasının, verimliliği kolektif olarak artıracak şekilde toprağın fiziksel ve kimyasal özelliklerini ve ayrıca mikrobiyal toplulukların işlev ve yapısını olumlu şekilde etkilediğini göstermektedir. Bununla birlikte, diğer bazı çalışmalar biyokömür ilavesinin tarım toprakları üzerinde olumsuz etkiler de gösterebileceğini ortaya koymuştur. Bazı biyokömür ürünleri, biyokömür üretiminde kullanılan hammaddeye bağlı olarak belirli elementlerin yararışlılığını ve toksisitesini etkileyebilir (Kookana vd. 2011; Beesley vd. 2014). Farklı biyokömür tiplerinin kullanılan hammadde ve piroliz işlemlerine bağlı olarak farklı etkileri vardır. Biyokömürü çeşitli malzemelerden ve farklı piroliz koşullarında elde etmek için çok çeşitli teknik yöntemler vardır. Steinbeiss vd. (2009) her teknik yöntemin, farklı fizikokimyasal özelliklere sahip biyokömür ile sonuçlanan özel sıcaklık gereksinimi ve aktivasyon koşullarına sahip olduğunu belirtmişlerdir.

Tezin bu kısmında, biyokömürün toprak düzenleyici olarak kullanılması durumunda toprak sisteminde oynayacağı rolün ve etkisinin anlaşılabilmesi açısından biyokömürün özelliklerini ve mikrobiyal aktiviteyi teşvik etme mekanizmalarını etkileyen çeşitli faktörler üzerinde durulmuştur.

2.1. Seracılık ve bitkisel atıklar

Örtüaltı yetiştiriciliği olarak da tanımlanan seracılık faaliyetleri 19. yüzyılın başlarında Kuzey Avrupa ülkelerinde başlamış olup, II. Dünya savaşıdan sonra Dünya'da gelişme göstermiştir. Türkiye'de ise 1940'lı yıllarda Antalya ilinde başlayan seracılık faaliyetleri, günümüzde yoğun olarak Akdeniz ve Ege Bölgeleri'nde yapılmaktadır (Kervankıran 2011; Çerçioğlu ve Şahin 2016). Türkiye'de örtüaltı sebze yetiştiriciliği, ekonomiye katkı sağlayan önemli bir tarımsal üretim koludur. 2016 yılı Gıda ve Tarım Örgütü'nün verilerine göre; Avrupa 173561 ha, Güney Amerika 12502 ha, Kuzey Amerika 7288 ha, Asya 224974 ha ve Afrika 36993 ha örtüaltı sebze yetiştiriciliği alanına sahiptir

(FAO 2018). Türkiye örtüaltı varlığı bakımından Dünya’da ilk dört ülke arasında, Avrupa’da ise İspanya ile ilk sırada bulunmaktadır.

Türkiye’de bitkisel üretim sonrasında yılda yaklaşık olarak 12.8 milyon ton organik atık açığa çıkmaktadır (Başçetinçelik 2006). Özellikle seracılığın yoğun olarak yapıldığı Antalya ilinde yetiştiricilik yapılan 17252 ha cam ve plastik sera alanından her yıl yaş bazda yaklaşık 1182 ton, kuru bazda ise 176 bin ton bitkisel biyokütle atığı çıkmakta ve bu değerler Türkiye sera alanlarından çıkan atıkların yaklaşık olarak %70’ini oluşturmaktadır (Bilgin 2013). Türkiye’de üretim yapılan cam ve plastik seralardan her yıl kuru bazda yaklaşık 204 bin ton domates, 35 bin ton biber ve 14 bin ton patlıcan bitkisi atıkları olmak üzere toplamda 252.8 bin ton bitkisel biyokütle atığı ortaya çıkmaktadır (Bilgin 2012). Sebze üretimindeki artış ile atık miktarlarında da bir artış gözlenmektedir. Antón vd. (2005) örtü altı yetiştiricilikte en önemli problemin ortaya çıkan atıklar olduğunu belirlemiştir. Cheuk vd. (2003) bitkisel üretim sonucunda oluşan materyallerin meyve, bitki budama atıkları ve tüm bitki organları olduğu; örtü altı domates ve biber üretimi sonucunda yıllık 175 ton ha⁻¹ organik atık oluştuğunu belirlemiştir. Bu atıkların içermiş oldukları bitki besin maddesi miktarları bitki türüne göre değişmektedir. Örneğin domates bitkisinin hasat atıklarında depolanmış olarak kalan NPK miktarları 9.5 kg da⁻¹ N; 2.7 kg da⁻¹ P ve 13 kg da⁻¹ K olarak belirlenmiştir (Kaygısız 1996).

2.2. Biyokömür üretimini ve özelliklerini etkileyen faktörler

2.2.1. Biyokömür hammaddeleri

Biyokömürün hammaddeleri, bol miktarda bulunan, atık olarak sınıflandırılan, sıfır veya çok düşük maliyet ile elde edilen materyallerdir. Genel olarak bu materyaller orman ve tarımsal atıklardan oluşmaktadır. Bu kaynakların çoğu hasat sonrası oluşan atıklar ve ürünlerin işlenmesi sonucu oluşan yan ürünler ve atıklardır. Birçok ülkede bu kaynaklar nadiren kullanılmakta olup bertaraf edilmelerinde sorunlar yaşanmaktadır ve bu nedenle biyokömür sentezi için hammadde olarak kullanılabilirler. Söz gelimi, istilacı bir bitki türünden biyokömür üretimi, o bitki türünün yönetimini mümkün kılabilir ve bertaraf edilmesi ile ilgili sorunları çözebilir (Vijayaraghavan ve Ashokkumar 2017). Örneğin, hızlı bir şekilde çoğaldıkları ve deniz ve okyanuslarda bazı sorunlar yarattıklarından dolayı yosunlar, biyokömür için pratik ve ucuz bir alternatif hammadde görevi görebilir. Son zamanlarda, odun yongaları, hayvan gübreleri, deniz yosunları, bitki artıkları ve şehir katı atıkları da dahil olmak üzere çok çeşitli materyallerin biyokömür üretimi için uygun hammadde oldukları belirlenmiştir (Kameyama vd. 2016; Meng vd. 2014; Laird vd. 2010; Yuan ve Macquarrie, 2015; Poo vd. 2018; Yuan ve Xu 2011; Hoslett vd. 2019). Daha önce de belirtildiği üzere, hammaddenin spesifik doğası ve tipi biyokömür özelliklerini ve daha ileri düzeyde uygulanmasını önemli ölçüde etkiler. Sohi ve diğ. (2010), biyokömürdeki hammadde tiplerinin fonksiyonel grupları, yüzey alanını ve gözenekleri büyük ölçüde etkilediğini ve tüm bu özelliklerin biyokömürün sorpsiyon potansiyelini etkilediğini aktarmışlardır. Zhao vd. (2013) çeşitli mahsul atıkları, hayvan atıkları, gıda atıkları, odun atıkları ve su bitkileri de dahil olmak üzere on iki organik atığı karşılaştırarak hammaddenin biyokömür özellikleri üzerindeki etkisini araştırdıkları bir çalışmada hammadde tipinin C

içeriği, katyon değişim kapasitesi, kül bileşimi, karbon tutma kapasitesi, sabit C ve mineral madde kapsamı da dahil olmak üzere biyokömürün hayati özelliklerini güçlü bir şekilde etkilediğini belirlemiştir.

Hammaddenin doğası piroliz sürecini de güçlü bir şekilde etkiler. Örneğin, yüksek nem içeriğine sahip hammadde piroliz sonucunda oluşan biyokömürün nihai verimini etkileyebilir. Antal ve Gronli (2003), nem bakımından zengin hammaddelerin biyokömürün taşınmasının yanı sıra üretim maliyetlerini de arttırdığını belirtmiştir. Bu gözlemler, yüksek nemli biyomalzemelerin biyokömür üretimi için uygun olmayabileceğini göstermektedir. Ayrıca biyokömür karakteristiklerini belirgin şekilde etkileyen bir diğer önemli husus da hammaddenin bileşimi yani materyalde bulunan lignin, hemiselüloz, selüloz gibi bileşenlerin ve bazı inorganik maddelerin varlığı ve miktarıdır. Örneğin, sabit karbon içeren yüksek verimde biyokömür yüksek miktarda lignin içeren biyomalzemelerin (ladın ağacı ve çam ağacı gibi) pirolizi ile elde edilebilir (Rangabhashyam ve Balasubramanian 019). Makro gözenekli biyokömürün lignin kapsamı yüksek olan materyallerin pirolizi ile üretilbileceği, yüksek mikroporlu biyokömürün ise selüloz açısından zengin hammaddelerden elde edilebileceği bildirilmiştir (Joseph vd. 2007).

2.2.2. Piroliz sıcaklığı ve süresi

Piroliz sıcaklığı ve zamanı (yavaş veya hızlı) biyokömür verimi üzerinde oldukça etkilidir. Bitkisel biyokütle gibi hammaddeler öncelikle selüloz, lignin ve hemiselülozdan oluşur (Rutherford vd. 2012). Sıcaklık arttıkça, bu bileşenler yavaş yavaş pirolize olur. Selüloz ve hemiselüloz ile karşılaştırıldığında, lignin piroliz işlemine karşı çok daha direçlidir (Rutherford vd. 2012). Genel olarak, biyokömür formasyonu sırasıyla şu adımlara göre ilerler: i) hemiselülozun fraksiyonel ayrışması, ii) hemiselülozun tamamen ayrışması ve selülozun fraksiyonel ayrışması, iii) selülozun tamamen ayrışması ve ligninin fraksiyonel ayrışması ve iv) müteakip ayrışma ve yüksek derecede karbonizasyon (Tan vd. 2015). Sıcaklıktaki artışla birlikte biyokömür verimi genellikle azalırken sabit C içeriği artar. Bu durum uçucu maddelerin (CO_2 , NH_3 , CO , H_2O , $\text{C}_x\text{H}_y\text{O}_z$ ve HCN gibi) rasgele serbest bırakıldığı pirolizin farklı aşamaları sırasında meydana gelen olaylardan kaynaklanır ve biyokömür veriminin düşmesine neden olur (Becidan vd. 2007). Sıcaklık daha da arttıkça C açısından zengin bileşiklerin deşarjı azalırken, daha az miktarda C bileşiği salınır. Bunun bir sonucu olarak, geriye kalan biokömürün sabit C kapsamı artar. Yukarıda değinilen parametrelerin yanı sıra, piroliz sıcaklığı da biyokömürün gözenek boyutu dağılımını ve yüzey alanını etkiler. Biyokütleden gelen uçucu maddeler sıcaklıktaki artışla birlikte giderek daha fazla salınır ve bu durum biyokömürde giderek artan gözenek ve artan yüzey alanı ile sonuçlanır. Choi ve Kan (2019), piroliz sıcaklığının $350\text{ }^\circ\text{C}$ den $650\text{ }^\circ\text{C}$ ye çıkarılmasının yoncadan elde edilen biyokömür için yüzey alanı ve karbonizasyonda önemli artışlarla sonuçlandığını ve bu durumun da oluşan biyokömürün organik kirleticilere karşı genel adsorbsiyon kapasitesini artırdığını gözlemlemiştir.

2.3. Biyokömürün toprağın fiziksel ve kimyasal özelliklerine etkisi.

Toprak düzenleyici olarak biyokömür uygulaması, çeşitli toprak özellikleri üzerinde potansiyel bir etkiye sahiptir ve biyokömürün fizikokimyasal özelliklerine bağlı olarak tüm tarımsal sistemi değiştirebilir. Biyokömür uygulamasının strüktür, tekstür, gözeneklilik, agregat büyüklüğü ve yoğunluğu dahil olmak üzere toprağın fiziksel özellikleri üzerindeki etkisi toprağın havalanmasını, su tutma kapasitesini ve topraktaki mikrobiyal aktiviteyi etkileyebilir (Atkinson vd., 2010). Benzer şekilde, biyokömürün toprağın kimyasal özellikleri üzerinde de önemli bir etkisi vardır. Biyokömür ilavesi pH, EC, KDK ve dolayısıyla besinlerin tutulma ve kullanılabilirliğini değiştirebilir (Gundale ve DeLuca, 2007). Spokas ve Reicosky (2009) farklı tipteki biyokömürlerin farklı yapıdaki topraklar üzerindeki etkilerini incelemişler ve oluşan kimyasal etkinin hem biyokömür özelliklerine ve hem de toprak tipine bağlı olduğunu göstermişlerdir. Toprak sistemlerini değiştirme potansiyeli göz önüne alınarak, biyokömürün davranışını ve etkisini tahmin edebilmek için biyokömür ve toprak özellikleri arasındaki etkileşimin anlaşılması gerekmektedir. Yapılacak detaylı çalışmalar tarımsal üretim, karbon tutma veya sera gazı salınımını azaltmak üzere topraklara uygulanan farklı biyokömür tiplerinin etkilerini tahmin etmek için önemli ipuçları sağlayabilir.

2.3.1. Toprağın fiziksel özellikleri üzerine etkisi

Biyokömürün fiziksel özellikleri toprak özelliklerinin değiştirilmesinde önemli bir rol oynamaktadır. Biyokömürün spesifik özellikleri toprağa yüksek gözeneklilik ve yüzey alanı sağlar. Bu da toprak mikroorganizmaları için potansiyel olarak daha fazla yaşam alanının oluşması anlamına gelir. Ayrıca, yüksek KDK, katyonların bağlanmasını artırarak besin maddelerinin tutulumunu ve bitki ve mikroorganizmalara yararıyı artırır (Atkinson vd. 2010). Biyokömür uygulaması aynı zamanda sulama yönetimini ve su infiltrasyonunu geliştirebilir ve toprakta gübre uygulamalarına karşı tepkiyi iyileştirebilir. Asai vd. (2009) biyokömürün toprağın fiziksel özellikleri ve çeltik verimi üzerindeki etkisini araştırmışlardır. Denemeler, N ve P ilavesiyle birlikte 0 ile 16 t ha⁻¹ arasındaki uygulama oranlarında on bölgede gerçekleştirilmiştir. Sonuçlar hidrolik iletkenlikte bir iyileşme olduğunu ve düşük P içeriğine sahip bölgelerde çeltik veriminde artış olduğunu göstermiştir. Biyokömür ile gübre uygulamalarının birleştirilmesinin önemli bir sinerjistik tepki yarattığı görülmüştür. Hardie vd. (2014) bir elma bahçesinde biyokömür uygulaması sonrasında hidrolik iletkenlikte bir iyileşme tespit etmiştir. Topraktaki hidrolik iletkenliği ve diğer fiziksel özellikleri iyileştirmek kimyasal etkileşimler ve mikrobiyal aktivite için uygun koşulları sağlar. Ayrıca biyokömürün mikrobiyal bozunmaya karşı direncinin yüksek olması nedeniyle biyokömür ilavesinin toprağa etkisi uzun bir süre devam eder.

Toprağın fiziksel özellikleri toprak verimliliği ve bitkisel üretim için çok önemlidir. Bununla birlikte, biyokömür uygulandıktan sonra bunların nasıl değiştiği hakkında çok az bilgi bulunmaktadır. Potansiyel olarak, kumlu topraklar gibi zayıf fiziksel özelliklere sahip bazı topraklarda biyokömür kullanımı daha faydalı olabilir. Basso vd. (2013), biyokömür ilavesinin topraktaki su içeriğini kontrole kıyasla yaklaşık %23 oranında artırdığını öne sürmüştür. Elde edilen sonuçlar, ayrıca, kontrol toprağının hacim ağırlığının inkübasyon

süresi boyunca 1.41'den 1.45 g cm⁻³'e yükseldiğini gösterirken, biyokömür ilave edilmiş toprakların hacim ağırlığının kontrolden %9 daha düşük olduğunu ve inkübasyon süresi boyunca sürekli bir şekilde sabit kaldığını göstermiştir. Yeni bir elma bahçesi dikiminde kumlu tın bünyeli bir toprak üzerinde yapılan bir çalışmada Hardie vd. (2014), hacim ağırlığında bir azalma ile ilişkili olarak toplam gözenekliliğinin ve doymuş su içeriğinin arttığını bildirmişlerdir. Böylece, bu sonuçlar, kumlu toprağa biyokömür ilavesinin toprağın su tutma kapasitesini olumlu yönde etkileyerek suyun kullanılabilirliğini artırabildiğini göstermektedir. Birçok çalışma biyokömürün toprak stabilitesinin ve agregasyonunun, su yönetiminin, gözenekliliğinin ve yüzey alanının artmasına katkıda bulunduğunu göstermiştir. Biyokömürün topraktaki fonksiyonunun ve etkilerinin anlaşılması, toprak düzenleyici olarak biyokömürden en yüksek faydanın elde edilmesini sağlayacaktır (Sohi vd. 2010).

2.3.2. Toprağın kimyasal özellikleri üzerine etkisi

Biyokömür toprağın fiziksel özelliklerinin yanı sıra kimyasal özelliklerini de değiştirebilir. Ancak bu etkiler daha karmaşık olabilir. Biyokömürün toprağı etkileme şekli büyük olasılıkla biyokömürün kimyasal özelliklerindeki farklılıklara bağlı olacaktır (Unger vd. 2011). Kullanılan hammadde biyokömürün kimyasal özelliklerini etkiler. Örneğin, Unger vd. (2011), biyokömürün toprak kimyasal özellikleri üzerindeki etkisinde farklı koşullar ve farklı hammaddeler ile üretilen biyokömürün değişiklik yaratıp yaratmayacağını belirlemek için bir inkübasyon denemesi gerçekleştirmişlerdir. Bu çalışmada, toplam azot, toplam organik karbon, amonyum azotu (NH₄-N) ve nitrat-azotu (NO₃-N) gibi parametrelerin analizleri yapılmıştır. Sonuçlar biyokömür üretmek için kullanılan reaksiyon koşullarının ve organik materyallerin belirli toprak kimyasal özelliklerini farklı şekilde etkileyebileceğini düşündürmektedir.

Toprağa biyokömür ilaveleri kation değişim kapasitesini ve dolayısıyla besin tutma kapasitesini ve N, P, Ca ve S gibi besin maddelerinin yayılabilirliğini artırabilir. Ayrıca, biyokömür uygulaması sonrasında sıklıkla gözlenen toprak pH'ındaki artış besin dönüşümlerini ve bitki alım kinetiğini etkiler (Fowles 2007). Topraktaki biyokömür ve organik gübre uygulamalarının, muhtemelen, rizosferde bitki kökleri için kullanılabilir formda besin depolamasını artıracığı ve biyokömürün kireçleme etkisi (liming effect) nedeniyle toprak pH'ını yükselteceği bildirilmiştir. (Steiner vd. 2007; Singh vd. 2010; Lehmann vd. 2011). Her ne kadar biyokömürün toprak düzenleyici olarak kullanılmasının avantajlarına dair birçok kanıt mevcut ise de biyokömür ve toprak tipi kombinasyonlarının, topraktaki biyokömür reaksiyonlarının karmaşıklığı üzerine etkilerini anlamak için daha fazla araştırmaya ihtiyaç vardır.

2.4. Biyokömürün toprakta mikrobiyal aktivite üzerine etkisi

Biyokömürün toprak mikrobiyal aktivitesi üzerine etkileri toprakların mikrofaunası ve mikroflorasının bileşimi, mevcut toprak organik maddesinin türü ve miktarlarını da içeren birçok faktöre bağlıdır (Alexander 1977). Dönüşüm oranı yüksek organik madde içeren topraklar genellikle yüksek seviyede mikrobiyal aktivite ile ilişkilidir. Malç, kompost ve çiftlik gübresi gibi materyallerin toprak verimliliğini arttırdığı gösterilmiştir, çünkü bunlar

kolayca ve hızlı bir şekilde mineralize edilebilirler (Glaser vd. 2001; Tiessen vd. 1994). Ancak, hızlı mineralizasyon, toprak organik maddesinin hızlı bir şekilde tükenmesine neden olur ve sadece küçük bir kısmının toprakta depolanmasıyla sonuçlanır. Sonunda, tüm toprak organik maddesi solunum yoluyla CO₂ olarak atmosfere salınır. Bununla birlikte, pirojenik karbon ve odun kömürü gibi karbonize materyaller daha dayanıklıdır ve antropojenik topraklarda yüksek düzeyde toprak organik maddesi ve mevcut besin maddelerini korumaktan sorumludur (Glaser vd. 2000, 2001). Ancak biyokömürün bu dayanıklı doğası, toprak sistemindeki karbon ve azot döngüsünü kontrol eden kimyasal ve biyolojik süreçler üzerindeki etkisine ilişkin sınırlayıcı bir faktör olabilir (Novak vd. 2009).

Ticari olarak üretilen biyokömürlerin çoğu% 60'ın üzerinde karbondan oluşur. Bununla birlikte, bu karbon, biyokömürün çok kararlı olan aromatik omurgasında depolanır ve toprak mikroorganizmaları için kolay erişilebilir bir karbon kaynağı olmayabilir. Kuzyakov vd. (2009), çok yıllık ¹⁴C etiketli çimlerden üretilen biyokömürün toprakta inkübasyona bırakıldığı çalışmalarında ¹⁴C girdisinin %1.5-2.6'sının 624 gün sonra mikrobiyal yapıya dahil olduğunu belirlemişlerdir. Ayrıca, DeLuca (2006) yangınlar sırasında oluşan biyokömürün, fenoller gibi inhibe edici bileşikler adsorbe ederek brüt / net nitrifikasyon oranlarını artırdığını ortaya çıkarmışlardır. Buna ek olarak biyokömür ilavesinden sonra toprakta hal hazırda mevcut olan ve sonradan eklenen organik karbonun mineralizasyonunda bir artışın ölçüldüğü çalışmalar, biyokömürün mikrobiyal topluluk tarafından organik maddenin kometabolik ayrışmasını teşvik etme yeteneğine sahip olduğunu göstermiştir (Rogovska vd. 2008; Wardle vd. 2008). Kuzyakov vd. (2009) ayrıca, glikoz ilavesinin biyokömürün ayrışmasını altı kata kadar uyardığını ve mikroorganizmaların kometabolik aktivitelerinin her iki yönde de çalışabileceğini bulmuşlardır. Kararsız karbon tarafından indüklenen bu hazırlama etkisi (priming effect), kolayca bozunabilen substratın neden olduğu mikrobiyal aktivitedeki bir artış nedeniyle stabil karbonun mineralizasyon oranını artırabilir veya azaltabilir (Jenkinson 1966).

Biyokömür'ün mikroorganizmalar tarafından bir karbon kaynağı olarak kullanılabilirliği açık olsa da, biyokömürün tek karbon kaynağı olarak kullanıldığı Baldock ve Smernik (2002) tarafından yapılan inkübasyon çalışmalarında görüldüğü üzere, yine de mikrobiyal aktivitede bir azalmaya neden olabilir. ¹³C etiketli glikoz ve mayadan elde edilen biyokömürlerin kullanıldığı bir çalışmada Steinbeiss vd. (2009) glukozdan elde edilen biyokömürün mikrobiyal biyokütleyi destekleyemediğini ve inkübasyon döneminde toplam mikrobiyal biyokütlenin önemli ölçüde azalmasına yol açtığını, mayadan elde edilen biyokömürün ise önemli bir değişikliğe neden olmadığını tespit etmişlerdir. Mikrobiyal topluluk üzerindeki etki de biyokömürün iki tipi arasında farklılık göstermiştir. Glikoz türevi biyokömür gram negatif bakteriler tarafından kullanılırken maya türevi biyokömür mantar biyokütlesinde yaklaşık % 16 artışa ve gram negatif ve pozitif bakterilerde % 7-14 oranında azalmaya sebep olmuştur (Steinbeiss vd. 2009).

Biyokömür, mikroorganizmalara karbon kaynağı olarak hizmet vermenin yanı sıra, pH'ı, kation değişim kapasitesini, su tutma kapasitesini ve fosfor ve diğer bazı katyonlar da dahil olmak üzere besin kullanılabilirliğini artırarak toprak mikrobiyal aktivitesini artırabilir. (Glaser vd., 2002; Lucas vd., 1961). Biyokömür'ün gözenekli doğası, yalnızca toprakların su

tutma kapasitesini arttırmakla kalmaz, aynı zamanda mikroorganizmaların kolonileşmesi için uygun mikro yaşam alanları da sağlar (Joseph vd., 2010). Bu mikro gözenek habitatları, avcı organizmalara ve iklimsel aşırılıklara karşı sığınak ve nem sağlamanın yanı sıra çok çeşitli mikrobiyal toplulukların buralarda kolonize olmalarına izin verir (Saito, 1998; Thies ve Rilling, 2009).

Tarımsal ekosistemlerde, ayrıştırıcı mikroorganizmalar, toprak organik maddesinden bitki rizosferine besin salınımını teşvik ederler ki bu durum sürdürülebilir bitkisel üretim için gereklidir (Bardgett 2005). Toprağın biyolojik aktivitesini değerlendirmek için kullanılacak farklı enzimler ve metabolizma hızları gibi bazı araç ve indeksler mevcuttur. Artan biyolojik aktivite ve değişen topluluk yapısı ile birlikte N ve P tutulumunun arttığı gözlenmiş olup bu süreçler besin açısından fakir tarımsal ekosistemlerde bitki besin maddelerinin yarayışlılığını artırabilir (Pietikäinen vd. 2000; Thies ve Rilling 2009; Lehmann vd. 2011; Major vd. 2010). Tavuk gübresinden elde edilen biyokömürün %0-15 oranlarında uygulanması ile toprak dehidrojenaz aktivitesi 2.75'ten 8.96 mg TPF kg⁻¹ 24h⁻¹'e yükselmiştir (Park vd. 2011). Paz-Ferreiro vd. (2012), arıtma çamuru biyokömürünün %4 oranında uygulanmasıyla fosfomonoesteraz aktivitesinin kontrole kıyasla %70.8 arttığını belirtmişlerdir. Muhtemelen, organik N ve P-mineralize edici enzimlerin artışı N ve P'un bitkiler tarafından alınmasına ve ince ve kılcal köklerin biyokömür gözeneklerinin içerisine doğru büyümesine bağlanır. Bununla birlikte, Domene vd. (2014), bazal solunum ve beslenme oranları olarak ölçüldüğünde mikrobiyal aktivitede anlamlı bir değişiklik olmadığını, organik C'un mikroorganizmalar tarafından net değişim oranının biyokömür uygulamasıyla değil, toprak tekstüründeki farklılıklarla değiştiğini belirtmişlerdir. Bu sonuç, herhangi bir değişikliğin görülmediği veya daha düşük solunum oranlarının görüldüğü, tarla koşullarında uzun süreli yapılan diğer çalışmalar ile uyumludur (Woolf ve Lehmann 2012). Bu nedenle, artan mikrobiyal aktivitenin, taze biyokömürlerin kolayca mineralize olabilen organik içeriğine dayanması mümkündür.

Biyokömür ve mikorizal mantarlar arasındaki simbiyotik ilişkiler, bitki büyümesini teşvik etme ve verimi artırma kabiliyeti sayesinde tarımsal ve doğal ekosistemlerde çok önemlidir. Warnock vd. (2007) biyokömürün mikorizal birliktelik, varlık ve aktivite üzerindeki etkisini incelemek üzere, biyokömürün toprak fizikokimyasal özellikleri üzerindeki etkisini, diğer mikroorganizmalar üzerindeki dolaylı etkisini, bitki mantar sinyal etkileşimini ve allelopatik kimyasalların detoksifikasyonunu ve biyokömürün mantar avcılarına karşı sığınak olarak hizmet ederek mikorizaya sağladığı korumayı değerlendirmişlerdir. Biyokömür sadece mikorizal aktiviteyi doğrudan uyarmakla kalmaz, aynı zamanda ektomikoriza ve arbüsküler mikorizanın hif büyümesini ve kök kolonizasyonunu kolaylaştıran toprak mikroorganizmalarını (fosfat çözen bakteriler ve mikoriza yardımcı bakterileri) teşvik eder. (Founoune vd. 2002; Duponnois ve Planchette 2003; Hildebrandt vd. 2002, 2006). Mikroorganizmalar ve bitki kökleri arasındaki sinyaller, sorpsiyon kapasitesi ve toprak pH'ı üzerindeki etkisi nedeniyle biyokömürden etkilenebilir. Angelini vd. (2003) flavonoid bileşiklerinin, toprak pH'ının bir fonksiyonu olarak belirli toprak biyota gruplarını uyarabildiğini veya inhibe edebildiğini tespit etmişlerdir. Biyokömür ayrıca sinyal bileşiklerini adsorbe etme özelliğine sahiptir ve hem uyarıcı hem de inhibe edici bileşikleri topraktan uzaklaştıran bir sinyal rezervuarı veya lavabosu görevi görebilir

(Warnock vd. 2007). Bu etki, bu nedenle, toprak sistemi içindeki sinyal bileşiklerinin sayısında bir azalmaya neden olabilir ve kullanılan spesifik biyokömürün sorpsiyon özelliklerine bağlı olarak mikorizal hif büyümesini ve spor çimlenmesini doğrudan azaltabilir veya artırabilir (Warnock vd. 2007). Bu durum, bitki kökleri ve mikorizal mantarlar arasındaki ilişkilerin azalmasına neden olabilir.

Biyokömürün fiziksel özellikleri (yüksek mikro gözeneklilik), hifler ve kolonize olan bakteriler ile toprak avcıları arasında fiziksel bir bariyer görevi görebilir. (Saito, 1990; Ezawa vd. 2002). Biyokömürün gözenek boyutu çoğu zaman biyokömür partiküllerinde birçok bakteri ve mantarın başarılı bir şekilde kolonize olmasına izin verecek kadar büyüktür (Saito, 1990; Ezawa vd., 2002). Biyokömür, bu nedenle, arbüsküler, ericoid ve ektomikorizal simbiyoz ile sinerjistik olasılıklar sağlayabilir. Bununla birlikte, yetiştirilen bitki, toprak pH'ı ve besin durumuna bağlı olarak belli koşullar altında biyokömür mikoriza-kök birlikteliğini etkileyebilecek olumsuz durumlar da yaratabilir (Warnock vd. 2007).

2.5. Rizosfer ve normal toprakta biyokömür aktivitesi

Rizosfer, köklerden etkilenen köklerin etrafındaki toprak tabakası olarak tanımlanır (Hiltner 1904). Rizosfer bölgesi genellikle köklerin etrafında sadece bir ila birkaç milimetre kalınlığındadır (Stolp 1988). Bitki kökleri, mikroorganizmalar tarafından besin olarak kullanılan organik bileşikler salgıladığı için rizosfer bölgesi mikroorganizmalar açısından normal toprağa göre 1000 kat daha zengindir ve çok çeşitli mikrobiyal toplulukların gelişimini ve aktivitesini destekler. Bitki kökleri, rizosfer kimyasını i) organik bileşiklerin salınımı ve alımı ile, ii) köklerin ve rizosfer mikroorganizmalarının solunumuyla ilişkili gaz alışverişi (CO_2 / O_2) ile ve iii) protonların alımı veya salınımı ve redoks potansiyelindeki değişimlerle ilişkili olarak su ve besin alımı veya salınımı ile değiştirebilir (Neuman ve Römheld, 2012). Toprakta büyüdükçe kökler ayrıca rizosfer toprağının agregat stabilitesi, hidrofobikliği ve ayrıca polimerik maddelerin varlığı ile de modifiye edilen mikro gözeneklerin sayısı ve boyutu gibi fiziksel özelliklerini değiştirir (Neuman ve Römheld, 2012).

Su tutma, toprak pH'ındaki değişiklikler, mineral besin içeriği, toprak besin oranlarındaki değişimler, inhibitör bileşiklerin absorpsiyon veya detoksifikasyonu, bitkiler ve bunların simbiyotları arasındaki sinyal dinamiğini değiştirme gibi çeşitli mekanizmalar toprak mikrobiyotası üzerinde büyük bir etkiye sahiptir. Biyokömür, su infiltrasyonunu ve toprak suyu tutulumunu değiştirir (Ajayi vd. 2009; Ojeda vd. 2015). Biyokömür toprak pH'ını etkiler (kireçleme etkisi), KDK ve EC üzerinde olumlu bir etkiye sahiptir (Chan vd. 2007; Beesley vd. 2010; van Zwieten vd. 2010; DeLuca vd. 2009). Biyokömür'ün besinsel özellikleri, biyokütlenin azot, fosfor veya kükürt içeriği ile ilişkilidir. (DeLuca vd. 2009; Atkinson vd. 2010; Sohi vd. 2010). Biyokömür ilavesi topraktaki azot akışını değiştirir ve gaz halindeki N emisyonunu azaltır (Rondon vd. 2006). Başka bir olumlu faktör olarak, biyokömür orman topraklarında nitrifikasyon aktivitesini artırırken, mera topraklarında bu değişiklikler gözlenmemektedir. Bu etki, toprak mikroorganizmalarını engelleyen faktörleri hafifletebilen biyokömürün sorpsiyon özelliklerinden kaynaklanabilir (DeLuca vd., 2006). Biyokömür ayrıca topraktan gelen N_2O emisyonlarındaki azalmaya da katkıda bulunur,

ancak, bu durum biyokömürün kireçleme özelliği ile ilişkili değildir (Rondon vd. 2006; Yanai vd. 2007). Bir laboratuvar çalışmasında biyokömür ilavesi, önemli allelopatik kimyasallar olan düşük ağırlıklı aromatik asitlerde (sinnamik ve kumarik asitler) bir azalmaya neden olmuştur (Ni vd. 2011). Ayrıca biyokömür, topraktaki nitrojenaz dinamiklerini değiştirir. Mia vd. (2014) biyokömür uygulamasının nodül oluşumu ve N fiksasyonu (yüksek biyokömür dozlarında düşük oran) üzerinde etkili olduğunu göstermiştir. Öte yandan biyokömür, substratları bloke ederek veya absorbe ederek toprak enzimlerinin aktivitesini düşürebilir (Bailey vd. 2011). Biyokömürün hem kendi başına ve hem de toprağa uygulandıktan sonra besin yıkanmasını azalttığı tespit edilmiştir (Downie vd. 2007; Dünisch vd. 2007; Lehmann vd. 2003). Toprak fosforunun, çözünmeyen formlara daha az dönüşmesi nedeniyle biyokömür uygulanmış topraklardaki fosforun bitkiler için daha yararlı olduğu görülmüştür (Edelstein ve Tonjes 2012; Cui vd. 2011). Hayvan kemiği biyokömürünün bitkiler için uygun bir fosfat kaynağı ve faydalı toprak bakterileri için uygun bir taşıyıcı olduğu bildirilmiştir (Postma vd. 2010).

Rizosferde yaygın olarak çok sayıda farklı mikrobiyal tür bulunur. Bunlara örnek olarak demir şelatlayıcı siderofor ve antibiyotikler salgılama yetenekleri nedeniyle tarımda biyolojik kontrol potansiyeline sahip olan floresan *Pseudomonas* spp. (Smit ve Stacey 1990), simbiyotik azot fiksasyonu yapan *Rhizobium* ve birlüksel azot fiksasyonu yapan *Azospirillum* spp. *Bacillus subtilis* ve *Paenibacillus polymyxa* verilebilir. *Pseudomonas* spp. buğday, mısır, turp, fasulye ve patates gibi bitkilerin köklerinin mükemmel kolonizörleridir. Bu tür bakterilerin bitki köklerine adezyonu fizyolojilerinin önemli bir yönüdür. *Enterobacter*, *Klebsiella* ve *Azospirillum* spp. gibi bakterilerin bitki köklerine, bitki patojeni *Pseudomonas solanacearum*'un tütün hücrelerine ve *Pseudomonas syringae* pv.'nin bitki yaprak hücrelerine adezyon özellikleri giderek daha fazla incelenmekte ve anlaşılmalıdır (Smit ve Stacey 1990). Burada önemli olan nokta, rizosfer toprağında katı materyallere yapışan, rizoplan üzerinde doğal olarak bulunan bu türlerin, DNA ekstraksiyonuna tabi tutulduklarında organik bir tabakaya yapışmaları veya gömülmeleri nedeniyle ekstraksiyonda spesifik problemler ortaya çıkarabilmeleridir.

2.6. Biyokömürün topraktaki mikrobiyal bolluk üzerine etkisi.

Domene vd. (2014), 30 t ha⁻¹ biyokömür ilavesinden sonra mikrobiyal bolluğun 366.1'den 730.5 µg Cg⁻¹e yükselebileceğini belirtmişlerdir. Benzer şekilde, farklı ön inkübasyon sürelerinde (2-61 gün) mısırdan elde edilmiş biyokömür oranlarının artmasıyla (%0 ile %14) mikrobiyal bolluk %5-56 artmıştır (Domene vd. 2015). Biyokömür yüzeyinde daha fazla besin maddesi veya kararsız organik madde bulunması, daha az rekabet, gelişmiş habitat uygunluğu, artan su tutma ve havalanma ve pozitif hazırlama (priming) gibi birçok olası neden mikrobiyal bolluğun artmasından sorumlu olabilir (Pietikäinen vd., 2000; Bruun vd. 2012; Lehmann vd. 2011; Pietikäinen vd. 2000; Warnock vd. 2007; Wardle vd. 1999; Schimel vd. 2007; Zimmerman vd. 2011). Ayrıca, besin ve karbon yararlılığı mikrobiyal bolluğu etkileyebilir. Bu etki biyokömür tipi ve spesifik mikroorganizma grupları ile büyük ölçüde değişir. Değişen besin kaynakları yoluyla biyota ile simbiyotik ilişkilerin, bitkinin farklı taleplerinden oluştuğu düşünülebilir. Benzer açıklamalar, rizosferdeki salgılar veya kökteki dönüşümler ile artan C arzının etkisi için de geçerli olabilir (Lehmann vd. 2011).

Sonuç olarak, biyokömürün mikrobiyal bolluk üzerindeki etkisi, rizosfer ve normal toprak da dahil olmak üzere biyokömür ilavesinin yapıldığı bölgeye göre farklı olacaktır. Diğer yandan, besinin sınırlı olduğu koşullar altında, biyokömür uygulamasından sonra daha fazla besin mevcudiyeti nedeniyle mikrobiyal bolluk artabilir (Taylor 1951). Olası nedenler, biyokömür kaynaklı besinlerin tutulmasında veya besinin biyokömür tarafından salınmasında meydana gelen gelişmelerdir (Lehmann vd. 2011). Son zamanlarda yapılan bazı araştırmalar, besin ve C mevcudiyetinin mikrobiyal biyokütle üzerindeki etkisi ile ilgili olarak i) topraktaki mevcut besin maddesi ve C durumu, ii) eklenen besin maddesi ve C miktarı ve iii) mikroorganizmaların özellikleri gibi faktörlerin baskın olduğunu göstermiştir. Biyokömür ilavelerinden sonra toprakların pH'ı, biyokömürün asidik veya bazik olmasına bağlı olarak değişebilir. Farklı pH değerlerine sahip biyokömürler ile mikroorganizmalar için farklı yaşam koşulları oluşacaktır. Örneğin, Aciego Pietry ve Brookes (2008) benzer toprak koşulları altında pH değerinin 3.7'den 8.3'e yükseltilmesiyle mikrobiyal biyokütle C'unun 20'den 180 μg biyokütle C g^{-1} toprak ve mikrobiyal biyokütle ninhidrin-N'unun 0.5'den 4.5 μg ninhidrin N g^{-1} toprak değerine yükseldiğini belirtmişlerdir ki bu sonuç yükselen toprak pH'ının mikrobiyal biyokütleyi artırabildiğini göstermektedir. Ayrıca, pH değerleri değiştirildiğinde mikrobiyal bolluk üzerinde farklı etkiler oluşabilmektedir. pH değerinin 7 civarındaki değerlere yükselmesiyle bakteriyel popülasyonlarda bir artış gözlenmiş iken fungus bolluğunda herhangi bir değişiklik olmamıştır (Rousk vd. 2010). Besin ve C değişikliklerine benzer şekilde, önceden var olan toprak pH'ı, değişimin yönü ve büyüklüğü de pH değişikliklerinin seviyesini büyük ölçüde etkileyecektir. Mikrobiyal bolluk, mikroorganizmaların biyokömür yüzeylerine tutunmasından sonra artabilir. Bu tutunma mikroorganizmaları toprakta yıkanmaya daha az duyarlı hale getirir. Hidrofobik çekim, elektrostatik kuvvetler ve oluşan çökelti biyokömüre adsorpsiyonun ana süreçlerinde yer alır (George ve Davie, 1988). Ayrıca, iyi gelişmiş bir gözenek yapısı içeren biyokömür, mikroorganizmalar için bir yaşam ortamı sağlayabilir. Hem bakteri hem de mantarların biyokömürdeki gözenek habitatlarını keşfederek avcılara veya rakiplere karşı daha iyi korunacakları varsayılmaktadır (Ezawa vd. 2002; Saito ve Marumoto 2002; Thies ve Rillig 2009). Biyokömür, mikrobiyal büyümeyi engelleyecek toksinleri ve kimyasal sinyalleri sorbe etmek için kullanılabilir. Pollock (1947) biyokömürün büyümeyi inhibe eden maddeleri durdurabileceğini belirtmiştir. Ayrıca, yüksek piroliz sıcaklığı ile elde edilen biyokömürünün mikroorganizmalar için toksik olan bileşikler üzerinde daha güçlü adsorpsiyona sahip olduğu rapor edilmiştir (Chen vd., 2009; Kasozi vd., 2010). Ek olarak, nem mikrobiyal bolluğu büyük ölçüde etkileyebilir. Mikroorganizmalar, periyodik olarak kuraklık görülen topraklarda stres altında bulunurlar (Schimel vd., 2007). Biyokömür, geniş yüzey alanı nedeniyle yüksek su tutma kapasitesine sahip olup mikroorganizmaların büyümesini teşvik eder. Ancak, sadece biyokömür üretiminde kullanılan materyaller üzerinden ve biyokömürün özelliklerinden yola çıkarak daha detaylı bir sonuca ulaşmak mümkün değildir. Bakteri hücrelerinin veya büyümeyi düzenleyen bileşiklerin sorpsiyonda önemli bir rol oynayabileceği yönünde spekülasyonlar bulunmaktadır.

2.7. Toprak enzim aktiviteleri

Toprak enzim aktiviteleri hem doğal hem de antropojenik etkilere karşı çok hassastır ve oluşan değişikliklere hızlı bir tepki gösterir (Dick 1997). Bu nedenle enzim faaliyetleri,

çevresel stres veya amenajman uygulamalarından kaynaklanan toprak kalitesindeki değişimlerin etkili göstergeleri olarak kabul edilebilir. Bu toprak enzimleri, biyojeokimyasal döngülerde temel bir rol oynar, bitki örtüsünün gelişimini kolaylaştırır. Bunlar toprak altındaki süreçlerin önemli bir yönüdür. Topraktaki enzim aktivitesi, toprakta biriken enzimlerin aktivitelerinin ve mikroorganizmaların enzimatik aktivitelerinin bir sonucudur (Kiss vd. 1975). Enzim aktivitesi genellikle canlı ve çoğalan hücrelerle ilişkilendirilir. Ancak, bu enzimler canlı bir hücreden salgılanabilirler veya ölü hücrelerden de toprak çözeltisine salınabilirler. Toprak enzimlerinin incelenmesi, ekolojik değişimlerin göstergeleri olmanın yanı sıra, organik madde bozunması ve mikrobiyal aktivite yoluyla topraktaki besin maddelerinin salınımı hakkında bilgi verir. Toprak enzim analizi, gübreleme, mikrobiyal aktivite, topraktaki çeşitli elementlerin biyokimyasal dönüşümü, kirlilik derecesi (ağır metaller) ile korelasyonlar kurmaya ve bir ekosistemin ardışık aşamalarını değerlendirmeye yardımcı olur. Dolayısıyla, bozulmuş topraklardaki enzim aktivitesi ölçümleri, çevresel değişimin veya amenajman uygulamalarının toprak enzim aktiviteleri üzerindeki etkilerinin incelenmesinde faydalıdır. Enzim aktivitesinin toprak verimliliğinin veya mikrobiyal aktivitenin bir indeksi olarak potansiyel kullanımını hakkında çeşitli çalışmalar bildirilmiştir (Alef vd. 1995).

Topraktaki mikrobiyal aktiviteyi ve biyokütleyle belirlemek için kullanılan genel kriterler, toprakta selüloz, dehidrojenaz, fosfataz ve üreaz aktiviteleri ile ilgili yapılan çalışmalara dayanmaktadır. Semenov vd. (1998) ve Deng ve Tabatabai (2002) toprakta ve mikrobiyal kültürde selüloz aktivitesini belirlemek üzere doğru ve kesin bir yöntem geliştirmişlerdir. Fosfatazlar, toprakta kapsamlı bir şekilde incelenmiştir çünkü bunlar ester-fosfat bağlarının hidrolizini katalize ederek bitkiler ve mikroorganizmalar tarafından alınabilen fosfat salınımına yol açarlar (Speir ve Ross 1978; Malcom 1983; Tabatabai 1994; Quiquampoix ve Mousain 2005). Lenhard (1956) dehidrojenaz aktivitesini ölçerek toprakta ve diğer habitatlarda mikroorganizmaların metabolik aktivitesini belirleme kavramını ortaya koymuştur. Skujins ve McLaren (1968), birkaç yıl depoda bekletilen hava kuru topraklardaki dehidrojenaz aktivitesini incelemişlerdir. Ross ve Robert (1970), sıcaklık ve yağış dizileri ile ilişkili olarak mera toprağının enzim aktivitelerini ve oksijen alımını araştırmışlardır. Ross (1971) Yeni Zelanda'daki mera topraklarının dehidrojenaz aktivitesini incelemiştir. Viswanath vd. (1975) bazı toprakların dehidrojenaz aktivitesi üzerine kloroform ve toluen uygulamaları sonrasında hayatta kalan bakterilerin katkılarını tahmin etmiştir. Üreaz, toprakta dikkat edilmesi gereken bir diğer önemli enzimdir. Ürenin gübre olarak artan kullanımı, birçok araştırmacıyı ürenin topraktaki kaderini ve toprak faktörleriyle ilişkisini incelemeye yöneltmiştir. Yetiştiricilik geçmişi, topraktaki değişimler ve çevresel faktörler, topraktaki üreaz ve diğer enzimlerin aktivitesi üzerinde büyük bir etkiye sahiptir (Tabatabai 1977). Stojanovic (1959), Mississippi topraklarında üreaz aktivitesinde belirgin mevsimsel değişiklikler tespit etmiştir. Bir dizi çalışmada bildirilen toprağın enzimatik faaliyetlerindeki mevsimsel değişiklikler (Cortez vd. 1972; Frey 1965; Galstyan 1965; Ramirez-Martinez ve McLaren 1966) biyolojik olarak önemlidir, çünkü üzerinde buldukları substratların miktarını ve kalitesini değiştirirler. Mevsimsel değişikliklerden etkilenen çeşitli toprak işlemleri topraktaki enzim aktivite değişimlerinden sorumludur. Bazı tropikal bölgelerdeki özellikle düşük organik karbonlu ve yüksek pH'lı topraklarda gübre kullanım verimliliğini artırmak için toprağın üre hidrolize etme gücünün doğru değerlendirilmesi gereklidir.

Toprakların enzim aktiviteleri ile ilgili bir dizi çalışmaya rağmen farklı tarımsal sistemler altında toprakların dehidrojenaz ve üreaz aktiviteleri hakkında çok az şey bilinmektedir.

Toprağa gübre veya hayvan idrarı olarak eklenen üre, toprakta üreaz tarafından enzimatik olarak hidrolize edilir ve bunun sonucunda ortaya çıkan amonyak salınımı ve pH'daki yükselme çeşitli sorunlara yol açabilir. Bu sorunlara örnek olarak filizlenen fidelerin ve genç bitkilerin zarar görmesi, nitrit toksisitesi ve üre azotunun amonyak olarak buharlaşması (volatilizasyon) sonucunda hava ve su kirliliği verilebilir (Gasser 1964). Bu sorunları azaltmaya yönelik araştırma ihtiyacı, dünya tarımında ürenin gübre olarak kullanımının artması ile daha önemli bir hale gelmiştir (Klose ve Tabatabai 2000). Bu tür çalışmalar üreaz enzim aktivitesinin toprak profilindeki dağılımı ve toprak üreaz aktivitesini etkileyen faktörler konusunda güvenilir bilgilere ihtiyaç duymaktadır.

Fosfatazlar, fosforik asidin hem esterlerinin hem de anhidritlerinin hidrolizini katalize eden enzimlerdir. Uluslararası Biyokimya ve Moleküler Biyoloji Birliği İsimlendirme Komitesi'ne göre, fosforik monoester hidrolazlar veya fosfomonoesterazlar (EC 3.1.3), fosforik diester hidrolazlar veya fosfodiesterazlar (EC 3.1.4), trifosforik monoester hidrolazlar (EC 3.1.5), fosforil içeren anhidritler üzerinde etkili enzimler (EC 3.6.1) ve P-N bağları üzerinde etkili enzimler (EC 3.9) şeklinde sınıflandırılırlar. Fosfatazlar ayrıca regülasyon mekanizmasına (örneğin kalmodulin), aktiviteleri için metal katyonların gerekliliğine (örneğin Mg^{2+} ve Ca^{2+}) ve çeşitli fosfataz inhibitörlerine duyarlılıklarına göre alt gruplara ayrılabilir.

β -glukosidaz, toprakta yaygın ve baskın bir enzimdir (Eivazi ve Tabatabai 1988; Tabatabai 1994). Bu enzim, toprak ekosisteminde ayrışan bitki kalıntılarında bulunan çeşitli β -glukozitlerin hidrolizini katalize etmede rol oynadığı için önemlidir. Bundan dolayı, hidrolize ettiği bağın türüne göre isimlendirilir (Ajwa ve Tabatabai 1994; Martinez ve Tabatabai 1997). Bu enzim, disakkaritleri hidrolize eden glukozidazlar kategorisine dâhildir. α -D-glukopiranozidin hidrolizini katalize eden α Glukosidaz da glukozidazlar arasında yer alır. Diğer glukozidazlar ise β -galaktosidaz (laktaz olarak da adlandırılır) ve α -galaktosidazdır. β -glukozidaz, toprakta α -glukozidaz ve β -galaktosidazlardan daha belirgindir. Selülozun, topraktaki mikroorganizmalar için önemli bir karbon ve enerji kaynağı olan glikoza mikrobiyal olarak parçalanmasında hız sınırlayıcı bir enzimdir (Esen 1993; Tabatabai 1994). Enzim karakteristik olarak bir toprak kalitesi biyoidikatörü olarak faydalıdır ve geçmiş biyolojik aktivitenin bir yansımını, toprağın organik maddeyi (TOM) stabilize etme kapasitesini verebilir ve topraklar üzerindeki amenajman uygulamalarının etkisini tespit etmek için kullanılabilir (Bandick ve Dick 1999; Ndiaye vd. 2000). Bu, toprak kalitesi testi için benimsenmesini büyük ölçüde kolaylaştırmıştır (Bandick ve Dick 1999). Genel olarak, β -glukosidaz aktiviteleri, diğer rutin yöntemlerle doğru bir şekilde ölçülmeden çok önce organik karbondaki değişikliklerin gelişmiş kanıtlarını sağlayabilir (Joachim ve Patrick 2008). β -glukosidaz enzimi pH değişimlerine ve toprak amenajman uygulamalarına çok duyarlıdır. Acosta-Martinez ve Tabatabai (2000), β -glukozidazın pH değişikliklerine duyarlı olduğunu ve aktivitesinin toprak pH'ı ile önemli ölçüde pozitif korelasyon gösterdiğini bildirmişlerdir.

Dehidrojenaz, protonları ve elektronları substratlardan alıcılara aktararak toprak organik maddesini oksitleyen bir enzimdir. Bu enzim canlı hücrelerin ayrılmaz bir parçasıdır ve toprakta hücre dışı olarak birikmez (Das ve Varma 2011). Topraktaki dehidrojenaz aktiviteleri, toprağın genel mikrobiyal solunum aktivitesinin biyolojik göstergeleridir ve topraktaki mikroorganizmalar tarafından organik maddeyi parçalamak için kullanılır (Bolton vd. 1985). Burns (1978) dehidrojenaz enzim aktivitesinin genellikle topraktaki biyolojik aktivitenin bir göstergesi olarak kullanıldığını bildirmiştir. Bu enzim yalnızca toprak bakterileri hücreleri içinde oluşur. Bakteriyal bir konakçı olmadan kendi başlarına hareket etmezler. Bu nedenle, toprakta dehidrojenazın tespit edilmesi durumunda bakterilerin ortamda mevcut olduğu sonucuna varılabilir (Walls-Thumma 2000).

2.8. Toprakta nitrifikasyon ve denitrifikasyon aktiviteleri

Toprağın nitrifikasyon aktivitesi ile verimlilik potansiyeli arasında pozitif bir korelasyon mevcut olduğundan toprak laboratuvarlarında nitrifikasyon aktivitesinin belirlenmesi çok sık yapılmaktadır (Li vd. 2014). Toprakta nitrifikasyon aktivitesi ile ilintili çalışmaların genel olarak gübreleme materyallerinin (organik, kimyasal) topraktaki nitrifikasyon bakteri varlığı ve nitrifikasyona etkisi ile bitki yetiştirilen topraktaki amoniyumun (özellikle gübreleme, otlama vasıtasıyla gübreleme ve sulama) nitrifikasyon bakterileri ve nitrifikasyon aktivitesi üzerine etkileri şeklindeki önemli başlıkları kapsadığı görülmektedir. Chu vd. (2007) tarafından uzun süreli (16 yıl) organik ve kimyasal gübreleme altındaki topraktaki amonyum okside edici bakterilerin (AOB) topluluk yapısındaki değişimlerin incelendiği çalışma ile; AOB komünitesinin PK'lı gübrelemeye göre N'lu gübrelemeden daha fazla etkilenmiş ve N'lu gübreleme sonucunda Nitrosospira cluster 3 toprakta baskın duruma gelmiştir. Bu sonuçlar göstermiştir ki uzun süreli N'lu gübreleme topraktaki AOB sayısını ve nitrifikasyon aktivitesini arttırmaktadır. Benzer olarak, Wessen vd. (2010) tarafından yapılan çalışmada, bakteriyel amonyum okside edicilerin deneme toprağında potansiyel nitrifikasyon ile yakından ilişkili olduğu tespit edilmiştir. Yine, Shen vd. (2014) tarafından farklı tarım topraklarına dışarıdan uygulanan N'un topraktaki amonyum okside edicilerin varlığı ile nitrifikasyon aktivitesi durumu karşılaştırmalı olarak incelenen çalışma sonucunda; kısa süreli amonyumlu gübreleme sonrası alkali ve nötr reaksiyonlu toprağın amonyum oksidasyon kapasitesinin asit reaksiyonlu toprakta daha fazla olduğu tespit edilmiştir.

Çeşitli organik ve inorganik gübreleme materyallerinin nitrifikasyon bakterileri ve aktivitesine pozitif katkılar sağladığını bildiren çalışmalar literatürde mevcuttur. Sher vd. (2012) tarafından yapılan çalışmada; organik gübre uygulaması ile topraktaki amonyum dönüştüren bakterilerin (AOB) varlığı ve çeşitliliği izlenmiştir. Sonuç olarak; toprak yüzeyindeki AOB'nin oldukça fazla olduğu, derinlere gidildikçe sayılarının azaldığı, bu bakterilerin varlığının toprağın gözeneklilik, su miktarı, amonyum konsantrasyonu ile ilişkili olduğu belirlenmiştir. Sonuçlar göstermiştir ki organik gübre uygulanan üst topraktaki nitrat akümülyasyonu aerobik nitrifikasyon neticesinde meydana gelmektedir. Song vd. (2014) tarafından yapılan çalışmada, alkali reaksiyonlu toprağa anız biocharı farklı oranlarda ilave edilerek topraktaki AOB gelişimi izlenmiştir. Sonuçlara göre; biochar uygulamasının genel olarak topraktaki amonyum okside edicilerin varlık ve kompozisyonunu önemli ölçüde

arttırdığı tespit edilmiştir. Tsiknia vd. (2014) tarafından yapılan çalışmada zeytin atık suyu ilavesi ile topraktaki N döngülerinin durumu izlenmiştir. Sonuç olarak; zeytin atık suyu uygulamasının toprağın potansiyel nitrifikasyonunu arttırdığı tespit edilmiştir. Wang vd. (2014) tarafından hayvan gübresi uygulamasının toprakta amonyum okside edici topluluğa ve potansiyel nitrifikasyona olan etkileri izlenmiştir. Sonuçta; gübre uygulanmış toprağın AOB popülasyonunun arttığı ve potansiyel nitrifikasyonun da gübrelenen toprakta artış gösterdiği tespit edilmiştir. Chinnadurai vd. (2014) yaptıkları çalışmada, uzun süreli organik ve inorganik gübrelemenin topraktaki bakteriyel topluluğa ve toprak biyokimyasal proseslerine olan etkileri incelenmiştir. Sonuçlara göre; organik gübrelemenin toprakta fiksasyonu arttırdığı, diğer taraftan inorganik gübrelemenin ise nitrifikasyonu hızlandırdığı belirlenmiştir. Farklı olarak, Florio vd. (2014) tarafından yapılan çalışmada toprağa büyükbaş hayvan gübresi ile kombine olarak nitrifikasyon inhibitörü olan 3,4-dimetilpirazol fosfat (DMPP) ilave edilmiş ve sonuçta; bakteriyel hücrelerden farklı biyokimyasal metabolitler salgılanmasına rağmen DMPP'nin amonyum okside edici bakteriyel mikroorganizmaların faaliyetini inhibe ettiği tespit edilmiştir.

Denitrifikasyon ya da nitrat solunumu, nitrat ve nitrit bileşiklerinin, anaerobik koşullarda mikroorganizmalar tarafından redüksiyona uğratarak elementer azota dönüştürülmesi olayıdır. Azotun elementer hale geçerek atmosfere geri dönmesi kayıp olarak değerlendirildiği için topraktaki denitrifikasyon miktarının belirlenmesi o toprağın verimlilik durumunun ortaya konmasında önemli bir veri olarak kullanılmaktadır (Kale vd. 1987). Araştırmacılar tarafından günümüz koşullarında yapılan çalışmalar incelendiğinde; bitki yetiştirilen alanda denitrifiye edici bakteri topluluğunda ve buna bağlı denitrifikasyon aktivitesinde meydana gelen değişimler ile toprak fiziksel, kimyasal özelliklerindeki farklılıklar ve gübreleme materyali olarak toprağa ilave edilen organik-inorganik maddelerin denitrifikasyon aktivitesinde meydana getirdiği değişimleri kapsayan çalışmaların ön planda olduğu görülmektedir. Bitkili çalışmalarda mısır ve şeker kamışı gibi endüstri bitkilerinin rizosferi ile kök bulunmayan toprak alanında denitrifikasyon durumunu konu alan çalışmalar ön plana çıkmaktadır. Nitekim, Philippot vd. (2006) uzun süreli tarla denemesi şeklinde yürütülen çalışmada transgenik olmayan 3 farklı mısır vejetasyonu altındaki normal toprak ve rizosfer toprağındaki nitrat indirgeyici topluluğun aktivitesini incelemişlerdir. Sonuçta; topluluk yapısında normal toprak ile rizosfer toprağı arasında farklılık tespit edilmemiş iken nitrat redüktaz aktivitesinin rizosfer toprağında daha fazla olduğu belirlenmiştir. Ayrıca, Rachid vd. (2012) tarafından yapılan çalışmada şeker kamışı vejetasyonu altındaki toprakta bakteriyel topluluktaki değişimler izlenmiştir. Sonuç olarak; şeker kamışı yetiştirilen toprağın bakteriyel topluluk yapısının bitki yetiştirilmeyen toprağa göre önemli ölçüde farklılık gösterdiği tespit edilmiştir. Diğer taraftan, bu vejetasyonun toprakta nitroz oksit salınımını artırıcı etkide olmadığı da belirlenmiştir.

Toprak özellikleri (fiziksel-kimyasal) ve gübreleme materyali uygulaması ile denitrifikasyon arasındaki ilişkilerin konu edildiği çalışmalar incelendiğinde; Cuhel vd. (2010) tarafından toprak pH'sının N₂O ve N₂ emisyonları, denitrifikasyon aktivitesi ve denitrifiye edici topluluğunun değişimi üzerine etkisi incelenmiştir. Elde edilen sonuçlara göre; pH düşüklüğünün N₂O/(N₂O+N₂) oranında artışa sebep olduğu, potansiyel denitrifikasyonun bakteri topluluğu ile yakın ilişkili olduğu tespit edilmiştir. Benzer şekilde, Qin vd. (2013)

tarafından topraktaki denitrifikasyon aktivitesinin belirlenmesi amacıyla yapılan asetilen inhibasyon tekniği ile tespit edilen nitroz oksit salınımı ile toprak özellikleri arasındaki ilişki incelenmiştir. Sonuçta, toprak tekstürü ve besin içeriği ile denitrifikasyon aktivitesi arasında ilişki olduğu tespit edilmiştir. Yetiştirme ortamı olarak peat kullanılan çalışmada ise 2 farklı süs bitkisi yetiştiriciliği altındaki toprakta denitrifikasyon izlenmiştir. Sonuçlara göre; topraktan salınan nitroz oksit açısından bitki çeşidi ile toprağın denitrifikasyon kapasitesi arasında önemli bir ilişki tespit edilmemiştir (Anger ve Schenk 2005). Gübreleme materyallerinin başrolde olduğu çalışmalarda ise Peterson vd. (2013) tarafından 2 farklı derinlikteki toprağa (yüzey ve derin) çözdürülmüş organik C ilavesi yapılarak topraktaki denitrifikasyon değişimi izlenmiştir. Elde edilen sonuçlara göre; organik C uygulaması ile derin topraktaki potansiyel denitrifikasyon aktivitesinin yüzey toprağına göre önemli ölçüde arttırdığı tespit edilmiştir. Aynı şekilde, Enwall vd. (2005) tarafından uzun süreli organik ve inorganik gübrelemenin toprakta denitrifiye edici mikrobiyal topluluk yapısı ve aktivitesi ile toplam bakteriyel topluluk üzerine etkisinin incelendiği çalışma sonuçlarına göre; mineral gübrelemeye göre organik gübrelemenin potansiyel denitrifikasyon oranını daha fazla arttırdığı, amonyum sülfat ve arıtma çamuru uygulamasının topluluk yapısına önemli etkide bulunduğu tespit edilmiştir. Yine, Cheneby vd. (2010) tarafından yonca ve buğday atıklarının toprağına uygulanmasından sonra topraktaki redükte edici topluluğunun değişimi 11 ay boyunca izlenmiştir. Sonuç olarak; potansiyel nitrat redüksiyonunun karbon yarayırlılığı ve sıcaklık tarafından kontrol edildiği, bitki artıklarının nitrat redükte edici topluluğına önemli etkide bulunduğu ancak bu etkilerinin bir süreliğine devam ettiği tespit edilmiştir.

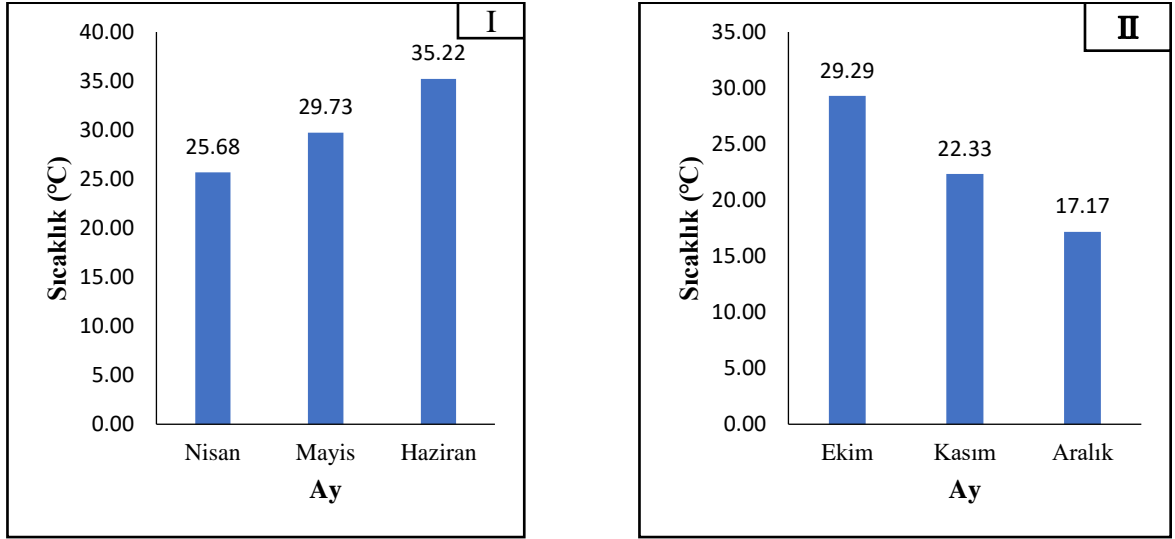
Biyokömür uygulamalarının toprağın enzim aktivitesi üzerine etkileri konusunda uluslararası literatürde yayınlanmış birçok çalışma bulunmaktadır. Ancak bu çalışmalar birbiri ile çelişen sonuçlar bildirmişlerdir. Biyokömürün etkisi, kullanılan hammadde, piroliz koşulları ve toprak tipini de kapsayan çok farklı faktörler tarafından etkilenebilir. Bu çalışmada biyokömürün toprağın biyolojik özellikleri üzerine etkileri incelenmiştir. Bu amaca ulaşmak için özel araştırma hedefleri i) Biyokömür uygulamalarının normal toprak ve rizosfer üzerindeki etkilerini mikrobiyal aktivite açısından belirlemek, ii) Farklı piroliz sıcaklıklarında farklı bitki atıklarından elde edilen farklı biyokömürlerin topraktaki mikrobiyal aktivite parametreleri üzerindeki etkilerini belirlemek, iii) Biyokömürün toprağına uygulanmasının bir sonucu olarak değişen kimyasal özellikleri araştırmaktır.

3. MATERYAL VE METOD

3.1. Materyal

3.1.1. Deneme alanı, süresi ve dönemi

Bu çalışma ilkbahar (birinci yetiştirme dönemi, I. dönem) ve sonbahar (ikinci yetiştirme dönemi, II. dönem) dönemlerinde olmak üzere arda iki dönem aynı saksılarda çakılı deneme şeklinde gerçekleştirilmiştir. Her iki dönemde de denemeler Akdeniz Üniversitesi Kampüsü'ndeki Ziraat Fakültesi modern seralarında gerçekleştirilmiştir. Her bitki yetiştirme dönemi dikimden hasada kadar yaklaşık 72 gün sürmüştür (birinci ve ikinci sezon için sırasıyla 9 Nisan - 4 Haziran 2019 ve 17 Ekim - 15 Aralık 2019). Birinci yetiştiricilik döneminde serada ortalama sıcaklıklar Nisan, Mayıs ve Haziran aylarında sırasıyla 25.68, 29.73 ve 35.22 °C olarak ölçülmüştür. İkinci büyüme döneminde ise ortalama sıcaklıklar Ekim, Kasım ve Aralık aylarında sırasıyla 29.29, 22.33 ve 17.17 °C olmuştur. Birinci dönemde seradaki sıcaklıkların marulun büyüme döneminde arttığı, ikinci dönemde ise azalan bir trend olduğu görülmektedir.



Şekil 3.1. Birinci (I) ve ikinci (II) yetiştiricilik dönemlerinde ölçülen ortalama sıcaklıklar

3.1.2. Toprak

Bu çalışma kapsamında saksı denemesinde kullanılan toprak, Antalya İli Aksu İlçesi sınırlarında bulunan Akdeniz Üniversitesi Ziraat Fakültesi Araştırma ve Uygulama Merkezi arazisinde, Tehneli serisinde Entisol ordosuna ait toprakların 0-30 cm derinliğinden elde edilmiştir. Alınan yaklaşık 500 kg toprak Akdeniz Üniversitesi Ziraat Fakültesi'ne ait Venlo tipi modern seralara getirilmiş ve 2 hafta boyunca polietilen levha üzerinde hava kuru hale gelene kadar kurutulmuştur. Kurutulan toprak 4 mm'lik elekten elenerek homojen bir şekilde karıştırılmış ve daha sonra denemede kullanılacak her bir saksıya 10 kg gelecek şekilde saksılara dağıtılmıştır.

Deneme için kullanılan toprağın özellikleri birinci yetiştiricilik dönemi öncesinde belirlenmiştir. Çalışmada kullanılan toprak tınlı-kil tekstüre sahip olup toprak reaksiyonu bakımından hafif alkalın karakterde (Soil Survey Staff 1951), çok kireçli (Kellog 1952) ve tuzsuz (Evliya 1960) sınıftadır. Toprağın toplam azot açısından yüksek (Loue 1968), organik madde açısından düşük (Thun vd 1955), değişebilir potasyum ve magnezyum açısından yeterli ve kalsiyum açısından yüksek olduğu görülmüştür (Pizer 1967; Loue 1968). Deneme toprağı ayrıca yarayışlı mangan ve bakır açısından yüksek, demir açısından yeterli (Lindsay ve Norvell 1978), yarayışlı fosfor açısından düşük (Olsen ve Sommers 1982) ve çinko açısından çok düşük olarak sınıflandırılmıştır (Lindsay ve Norvell 1978) (Çizelge 3.1).

Çizelge 3.1. Denemede kullanılan toprağın fiziksel, kimyasal ve biyolojik özellikleri

Parametre	Değeri
pH	7.70
Kireç (%)	29.80
Tuz (%)	0.018
Kum (%)	10.88
Kil (%)	42.40
Silt (%)	46.72
Tekstür	Tınlı-kil
Organik madde (%)	1.94
Toplam azot (%)	0.119
Bitkiye yarayışlı P (Kg P ₂ O ₅ /da)	2.62
Bitkiye yarayışlı K (kg K ₂ O/da)	35.00
Ektrakte edilebilir Ca (Kg CaO/da)	1407.40
Ektrakte edilebilir Mg (Kg MgO/da)	74.40
Bitkiye yarayışlı Fe (ppm)	7.95
Bitkiye yarayışlı Mn (ppm)	5.43
Bitkiye yarayışlı Zn (ppm)	0.12
Bitkiye yarayışlı Cu (ppm)	1.70
Üreaz aktivitesi (µg NH ₄ ⁺ -N saat ⁻¹)	24.31
Alkali fosfataz aktivitesi (µg PNP saat ⁻¹)	51.13
β-glikosidaz aktivitesi (µg PNG saat ⁻¹)	1.50
Dehidrogenaz aktivitesi (µg TPF saat ⁻¹)	0.53
Nitrifikasyon aktivitesi (µg NO ₂ ⁻ -N saat ⁻¹)	0.15
Denitrifikasyon aktivitesi (µg NO ₂ ⁻ -N saat ⁻¹)	0.10
Bakteri sayısı (kob g ⁻¹)	11.0 x 10 ³

3.1.3. Biyokömür materyali

Bu çalışmada, dört farklı tarımsal atık (örtü altı domates atığı (*Solanum lycopersicum* L.), muz plantasyon atığı (*Musa species*), karanfil atığı (*Dianthus caryophyllus* L., 1753) ve bağ budama atığı (*Vitis vinifera* L., 1753)) kullanılmıştır. Bu tarımsal atık malzemelerin büyük bir kısmı Antalya'da üretilmekte ve temel besin maddeleri (NPK) içerdiği değerlendirilmiştir. Atık malzemeler önce küçük parçalara (4-5cm) ayrılmış ve ardından kurutma fırınında kurutulmuştur. Kurutulan malzemeler 10 °C min⁻¹ ısıtma hızında iki farklı

sıcaklıkta (300 ve 500 °C) 12 saat yavaş pirolize tabii tutularak biyokömür elde edilmiştir. Elde edilen sekiz farklı biyokömür öğütülerek denemelerde kullanılmıştır. Biyokömür tipleri son sıcaklığa göre bağ budama biyokömürü-300 °C (BB300), bağ budama biyokömürü-500 °C (BB500), domates biyokömürü-300 °C (DB300), domates biyokömürü-500 °C (DB500), karanfil biyokömürü-300 °C (KB300), karanfil biyokömürü-500 °C (KB500), muz biyokömürü-300 °C (MB300) ve muz biyokömürü-500 °C (MB500) olarak belirlenmiştir. Çalışmada kullanılan piroliz sıcaklıkları (300 ve 500 °C) Avrupa Biyokömür Sertifikası (EBC, 2012) tarafından belirtilen sıcaklık aralığındadır. Farklı atıklardan elde edilen biyokömlerin bazı fiziksel ve kimyasal özellikleri Çizelge 3.2’de verilmiştir.

Çizelge 3.2. Denemede kullanılan farklı biyokömlerin fiziksel ve kimyasal özellikleri

Parametre	Biyokömür							
	BB300	BB500	DB300	DB500	KB300	KB500	MB300	MB500
pH	8.13	9.19	8.92	9.67	9.82	9.56	8.72	10.01
EC (dS m ⁻¹)	0.288	0.564	4.405	4.45	4.915	6.23	3.41	3.64
Nem (%)	3.34	4.03	4.89	3.01	4.8	4.15	3.79	2.72
Kül (%)	5.39	8.93	23.82	30.62	23.92	32.48	17.65	25.55
Uçucu (%)	33.26	14.01	30.87	19.86	38.66	22.55	37.13	17.38
Sabit C (%)	58.01	73.03	40.42	46.51	33.05	40.82	41.42	54.35
% C	63.57	54.75	60.00	51.62	54.00	49.93	51.75	47.69
% H	4.526	2.617	3.765	2.280	4.547	1.879	3.962	1.922
% N	1.373	0.860	1.777	1.393	3.217	2.491	0.672	1.038
% S	-	-	0.310	0.438	0.127	0.279	0.141	0.174
P (%)	0.26	0.27	0.62	0.83	0.41	0.48	0.14	0.33
K (%)	1.17	1.19	5.23	6.52	6.23	8.80	3.56	3.88
Ca (%)	1.31	2.00	2.48	2.62	3.25	0.44	2.95	4.63
Mg (%)	0.17	0.25	0.48	0.52	0.33	0.60	0.91	1.26
Fe (ppm)	817.7	1041	2378	3067	608.9	1332	288.6	1755
Mn (ppm)	61.7	63.4	109.2	145.7	342.8	412	213.9	434.6
Zn (ppm)	32.8	78.9	123.8	163	182.3	158	47.3	48.1
Cu (ppm)	26.2	24.1	36.1	39.7	44.2	26.2	17.2	21

3.1.4. Bitki

Denemede test bitkisi olarak kıvrırcık marul (*Lactuca sativa* var. *crispa*) bitkisi kullanılmıştır. Akdeniz Bölgesi’nde yoğun bir şekilde yetiştirilmesi ve yetiştiricilik ve bakım işlemlerinin kolay olması bu bitkinin test bitkisi olarak seçilmesinde etkili olmuştur.

3.1.5. Deneme konuları, denemenin kurulması ve yürütülmesi

Çalışmada dört farklı tarımsal atıktan (örtü altı domates atığı (*Solanum lycopersicum* L.), muz plantasyon atığı (*Musa species*), karanfil atığı (*Dianthus caryophyllus* L., 1753) ve bağ budama atığı (*Vitis vinifera* L., 1753)) iki farklı piroliz sıcaklığında (300 ve 500 °C) elde edilen biyokömler kullanılmıştır. Denemede (4 biyokömür x 2 farklı piroliz sıcaklığı) x 5

tekerrür + 5 kontrol uygulaması olmak üzere toplam 45 saksı konusu bulunmaktadır. Deneme tesadüf parselleri deneme desenine göre sera koşullarında saksı denemesi şeklinde kurulmuştur. Marul fidelerinin dikiminden bir hafta evvel 2 t da⁻¹ hesabına göre her saksıya önceden öğütülüp elenmiş (1 mm) biyokömürlerden 80 g uygulanmış ve homojen bir şekilde karıştırılıp sulandıktan sonra inkübasyona bırakılmıştır. Bir haftalık inkübasyon sürecinin ardından her saksıya bir fide gelecek şekilde marul fidelerinin saksılara dikimi gerçekleştirilmiştir. Deneme süresi boyunca toprakların nem durumları nem ölçer yardımıyla izlenmiş ve nem oranı tarla kapasitesinin %50'sine düştüğünde tarla kapasitesinin %70'ine ulaşıncaya kadar sulama yapılmıştır. Yetiştiricilik boyunca temel gübreleme programı uygulanmış ve toplam 6 gübreleme yapılmıştır. Bu amaçla 18-18-18 gübresi sulama suyu ile birlikte 0.5 g/1.5 L oranında her saksıya uygulanmıştır. Ayrıca, yetiştiricilik döneminin ortasına denk gelen 3. gübrelemede sadece bir defa olmak üzere her saksıya 1 g/1.5 L oranında kalsiyum nitrat [Ca(NO₃)₂] gübresi uygulanmıştır.

3.1.6. Toprak örnekleme

Fide dikimi öncesinde ve yetiştiricilik dönemi boyunca iki hafta arayla (yani 0, 2., 4., 6. ve 8. hafta) normal toprak örnekleri alınmıştır. Normal toprak örneklerine ek olarak hasat sırasında (8. hafta) rizosfer bölgesinden de örnekleme yapılmıştır. Yetiştiricilik dönemi boyunca alınan toprak örnekleri ve hasat sonunda alınan rizosfer bölgesi örneklerinde pH, EC, enzim aktivite analizleri ve bakteri sayımı yapılmıştır. Ayrıca yetiştiricilik dönemi sonunda hasat sırasında elde edilen toprak örneklerinin makro ve mikro element kapsamı belirlenmiştir. Enzim aktivitesi ve mikrobiyal sayım analizlerinde kullanılacak toprak örnekleri örneklemeden hemen sonra analize kadar +4 °C'de saklanmıştır. Genel olarak bu analizler örneklemeden hemen sonra yapılacak şekilde bir planlama yapılmıştır. Kimyasal analizler için kullanılacak olan örnekler ise hava kuru hale getirildikten sonra analize kadar oda sıcaklığında saklanmıştır.



BB300



BB500



DB300



DB500



KB300



KB500



MB300



MB500

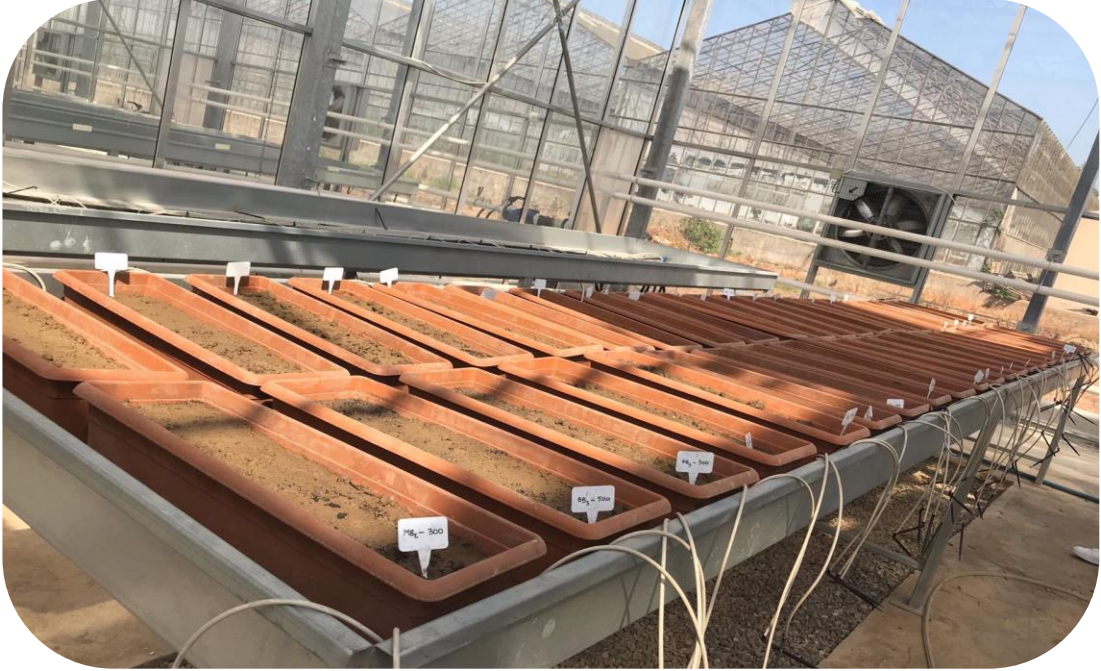
Şekil 3.2. Piroлиз sonrası çalışmada kullanılan biyokömür görünümleri.



Şekil 3.3. Çalışmada kullanılan biyokömürün öğütülme ve eleme sonrasındaki görünümü.



(A) Biyokömür'ün saksı toprağı ile karıştırılması.



(B) Serada bir bankta düzenlenmiş saksıların görünümü.

Şekil 3.4. Çalışmanın serada yetiştiricilik (A & B) aşamalarından genel görünümler.

3.2. Metod

Çalışma kapsamında yapılan analiz, hesaplama ve ölçümler aşağıdaki gibi gerçekleştirilmiştir.

3.2.1. Biyolojik analizler

Bu çalışma kapsamında, marul yetiştiriciliği sırasında alınan normal toprak örnekleri (her bir yetiştiricilik dönemi için 225, toplamda 450 toprak örneği) ve rizosfer toprağı örneklerinde (her bir yetiştiricilik dönemi için 45, toplamda 90 rizosfer toprağı örneği) aşağıda ayrıntıları verilen biyolojik analizler yapılmıştır.

Toplam aerobik mezofilik bakteri sayımı

Toplam bakteri sayımında, kültürel bir sayım yöntemi olan seyreltme-plak sayım yöntemi kullanılmıştır. Önce seyreltme işlemi gerçekleştirilmiştir. Seyreltme işleminden sonra her bir seyreltme tüpünden yaklaşık 100 µL alınarak nutrient agar bulunan petri kaplarına aktarılıp yayılmıştır. Katı besin ortamı ayrıca 50 mg L⁻¹ düzeyinde cycloheximide (antifungal) içermektedir. Bu petri kapları 28 °C de 3 gün inkübe edilmiş ve 30-300 koloni bulunan petrielerde koloni sayımları yapılarak bakteri sayısı aşağıdaki formüle göre hesaplanmıştır (Parkinson vd. 1971).

$$\text{Bakteri Sayısı (kob g – 1 kuru toprak)} = KS \times SO \times \text{PAÇM}$$

Bu formülde KS; Koloni sayısı, SO; Seyreltme oranı PAÇM; Petriye aktarılan çözelti miktarı

Nitrifikasyon aktivitesi

Bu analiz, toprak örneklerinin amonyum sülfat ile belli bir süre inkübe edilmesi ve sonrasında oluşan nitritin belirlenmesi prensibine dayanmaktadır. Beş gram nemli toprak örneği erlene konulmuş ve üzerine 0.1 mL sodyum klorat çözeltisi (1.5 M NaClO₃) ve 20 mL amonyum sülfat çözeltisi (1 mM) eklenmiştir. Ardından erlenin ağzı kapatılıp 25 °C de 5 saat inkübe edilmiştir. İnkübasyon sonunda 5 mL KCl çözeltisi (149.12 g/L) eklenmiş, iyice karıştırıldıktan sonra süzölmüştür. Süzükten 5 mL alınarak cam tüpe aktarılmış ve üzerine 3 mL tampon çözelti (0.19 M NH₄Cl, pH 8.5) ve 2 mL nitrit belirleme çözeltisi (2 g sülfanilamid ve 0.1 g naftil dietilen diamonyum klorür / 200 mL) ilave edilmiştir. İyice karıştırıldıktan sonra oda sıcaklığında 15 dakika bekletilmiş ve renk yoğunluğu 520 nm dalga boyunda ölçölmüştür. Aynı işlemler topraklı olarak kör içinde yapılmış ancak inkübasyon yerine bu süre boyunca -20 °C de bekletilmiştir. Örneklerde ölçölen değerler kör değerlerine göre düzeltildikten sonra ve standart çözelti değerleri de göz önüne alınarak aşağıdaki formüle göre hesaplanmıştır (Berg ve Rosswall 1985; Schinner ve diğerleri, 1995).

$$NO_2 - N (\mu g g - 1 \text{ kuru ağırlık})/saat - 1 = \frac{\text{Nitrit} - N (\mu g mL - 1) \text{ süzük} \times V}{t \times tka}$$

Bu formülde tka, 1 g nemli toprağın kuru ağırlığı; t, saat olarak inkübasyon süresi; V, analizde toprak örneğine eklenen çözeltilerin toplam hacmidir (25.1 mL).

Denitrifikasyon aktivitesi

Bu analizin dayandığı temel, toprağın nitrat ile birlikte suyla doymuş koşullarda inkübe edilmesi ve oluşan nitritin ölçülmesidir. Beş g nemli toprak test tüpüne konulmuş ve üstüne 4 mL DNP çözeltisi (0.9 mM 2,4-Dinitrofenol), 1 mL nitrat çözeltisi (25 mM KNO₃) ve 5 mL saf su ilave edilmiş ve iyice karıştırılarak 25 °C de 24 saat inkübasyona bırakılmıştır. İnkübasyon sonrasında 10 mL KCl çözeltisi (2 M) eklenip iyice karıştırıldıktan hemen sonra süzölmüştür. Süzükten 5 mL alınarak cam tüpe aktırılmış ve üzerine 3 mL tampon çözelti (0.19 M NH₄Cl, pH 8.5) ve 2 mL nitrit belirleme çözeltisi (2 g sülfanilamid ve 0.1 g naftil dietilen diamonyum klorür/200 mL) ilave edilmiştir. İyice çalkalayıp 15 dakika oda sıcaklığında bekledikten sonra oluşan renk yoğunluğu 520 dalga boyunda ölçölmüştür. Aynı işlemler topraklı olarak kör içinde yapılmış ancak inkübasyon yerine bu süre boyunca -20 °C de bekletilmiştir. Standart çözelti okumaları da dikkate alınarak hesaplamalar yukarıdaki formüle göre yapılmıştır (Abdelmagid ve Tabatabai 1987; Schinner v diğerleri, 1991).

Üreaz aktivitesi

Üreaz aktivitesinin belirlenmesi için 10 g toprak örneği üzerine 0.2 mL toluen ilave edildikten sonra üzerine 7.5 ml sitrat tampon çözeltisi (368 g sitrik asit ve 295 g potasyum hidroksit / 1 L, pH 6.7) ve 10 ml üre çözeltisi (%10) ilave edilerek çalkalanmıştır. Daha sonra bu karışım 3 saat süreyle 37 °C'de inkübe edilmiş ve ardından son hacim 37 °C'de distile su ile 100 mL'ye tamamlanmıştır. Sonrasında bu süspansiyon Whatman no 42 filtre kağıdı yardımıyla süzölmüş ve elde edilen süzükten 1 ml alınarak üzerine sırasıyla 10 ml saf su, 4 ml sodyum fenolat (62.5 g fenol /100 mL) ve 3 mL sodyum hipoklorit (%0.9) ilave edilmiştir. Açığa çıkan amonyum 578 nm dalga boyuna ayarlı spektrofotometrede okunarak aşağıdaki formüle göre hesaplanmıştır (Hoffman ve Teicher 1961).

$$\text{Üreaz aktivitesi } (\mu g NH_4 - N g - 1 \text{ kuru toprak saat} - 1) = \frac{C (NH_4 - N) \times V \times S}{dwt \times SW \times T}$$

Formuldeki kısaltmaların anlamları sırasıyla şu şekildedir; C: Hesaplanan NH₄+N konsantrasyonu, dwt: 1 g nemli toprağın kuru ağırlığı, V: Toprak çözeltisinin son hacmi, SW: Tartılan toprak ağırlığı (g), T: İnkübasyon süresi (saat), S: seyreltme faktörü

Alkali fosfotaz aktivitesi

Fosfataz aktivitesinin belirlenmesi için 1 g toprak örneğine 0.2 ml toluen, 4 ml MUB (12.1 g Tris, 11.6 g maleik asit, 14.0 g sitrik asit ve 6.3 g borik asit /1 L, pH 11) ve substrat olarak aynı tamponla hazırlanmış 1 ml p-nitrofenil fosfat (0.835 g PNP Fosfat/50 ml MUB) eklenmiştir. Bu karışım 37 °C'de 1 saat inkübe edilmiş, inkübasyonun ardından 1 ml 0.5 M

CaCl₂ ve 4 ml 0.5 M NaOH eklenerek aktivite durdurulmuş ve toprak süspansiyonu katlı filtreden süzölmüştür. Oluşan sarı renk yoğunluğu 410 nm'ye ayarlı spektrofotometrede ölçülmüştür. Süzüğün ρ -nitrofenol (PNP) içeriği saf ρ -nitrofenol ile hazırlanan kalibrasyon serisiyle karşılaştırılarak tespit edilmiştir. Fosfotaz enzim aktivitesi yukarıda üreaz için verilen formül yardımıyla hesaplanmış ancak sonuçlar “ $\mu\text{g PNP g}^{-1}$ kuru toprak saat⁻¹” olarak verilmiştir (Tabatabai ve Bremner 1969).

β -glikosidaz aktivitesi

β -glukosidaz aktivitesini belirlemek üzere 1 g toprak üzerine 0.2 ml toluen, 4 ml MUB (12.1 g Tris, 11.6 g maleik asit, 14.0 g sitrik asit ve 6.3 g borik asit / 1 L, pH 6) ve 1 ml PNG (ρ -nitrofenil- β -D-glukosit: 0.654 g β -D Glukozit / 50 ml MUB) çözeltisi eklenmiştir. 37 °C'de 1 saat inkübe edildikten sonra örnek üzerine 1 ml 0.5 M CaCl₂ ve 4 ml 0.1 M THAM tampon çözeltisi eklenmiştir. Katlı filtreden süzölen toprak süspansiyonundaki sarı renk yoğunluğu 410 nm'de spektrofotometrik olarak belirlenmiştir. Filtratın ρ -nitrofenol (PNG) içeriği saf ρ -nitrofenolle (1 g ρ -nitrofenol /1 L) hazırlanan kalibrasyon serisiyle karşılaştırılarak tespit edilmiştir. β -glikosidaz aktivitesi üreaz için verilen formül yardımıyla hesaplanmış ve sonuçlar “ $\mu\text{g PNG g}^{-1}$ kuru toprak saat⁻¹” olarak ifade edilmiştir (Eivazi ve Tabatabai 1988).

Dehidrogenaz aktivitesi

Dehidrogenaz aktivitesini belirlemek üzere kapaklı erlenlere 5 g nemli toprak tartılmış ve üzerine 5 ml TTC (0.8 g 2,3,5-Trifeniltetrazolyum klorid / 100 ml) çözeltisi eklenmiştir. Erlenlerin ağzı kapatılarak 30 °C'de 24 saat inkübe edilmiştir. İnkübasyonun ardından karışıma 40 ml aseton eklenerek 2 saat karanlıkta bekletilmiştir. Elde edilen süspansiyonun mavi bantlı filtreden süzölmemesinin ardından ortaya çıkan kırmızı rengin yoğunluğu spektrometrede 546 nm'de ölçülmüştür. Süzüğün TPF içeriği TPF standart çözeltisinden (50 mg Trifenil formazan / 100 ml aseton) hazırlanan kalibrasyon serisiyle karşılaştırılarak tespit edilmiştir. Dehidrogenaz aktivitesi aşağıdaki formüle göre hesaplanmış ve sonuçlar “ $\mu\text{g TPF g}^{-1}$ kuru toprak” olarak ifade edilmiştir (Thalman 1968).

$$\text{Dehidrogenaz aktivitesi } (\mu\text{g TPF g}^{-1} \text{ kuru toprak}) = \frac{C (\text{TPF}) \times V}{dwt \times SW}$$

Burada C (TPF): Hesaplanan TPF konsantrasyonu, V: Toprak çözeltisinin son hacmi, dwt: 1 g nemli toprağın kuru ağırlığı, SW: Tartılan nemli toprak ağırlığı

3.2.2. Fiziksel ve kimyasal analizler

Toprak tekstürü Bouyoucos hidrometre yöntemi kullanılarak belirlenmiştir (Bouyoucos 1951). Organik madde Modifiye Walkey-Black yöntemine (Walkley and Black, 1934) göre, pH ve EC 1: 2.5 toprak-su karışımında Jackson (1967)'a göre belirlenmiştir. Toplam azot modifiye Kjeldahl yöntemine (Kacar 1995) ve yarayıslı fosfor Olsen yöntemine

(Olsen ve Sommers 1982) göre, değişebilir K, Ca ve Mg, 1N Amonyum asetat yöntemi ile (Kacar 1995) ve Fe, Zn, Cu ve Mn ise DTPA ekstraksiyon yöntemi kullanılarak (Lindsay ve Norvell 1978) belirlenmiştir.

3.2.3. Biyokömür analizleri

Biyokömürlerin pH'ları 1:10 oranında biyokömür: su karışımında 2 saat çalkalama sonrasında pH-metre aleti ile, EC değerleri 1:10 oranında biyokömür: su karışımında EC metre aleti ile ölçülmüştür (Jundo vd. 2014). Biyokömüre ait nem, uçucu maddeler (UM), kül ve sabit karbon (SK) standart ASTM yöntemlerine göre belirlenmiştir (STM 305, 2011; STM 307, 2007; STM 309, 2007). Biyokömürün toplam C, H, N ve S analizleri İnönü Üniversitesi Bilimsel ve Teknolojik Araştırma laboratuvarında yapılmıştır. Biyokömür örneklerinde alınabilir (suda çözünebilir) bitki besin elementi (P, K, Ca, Mg, Zn, Mn ve Cu) içeriklerin belirlenmesi özel bir laboratuvardan hizmet alımı yoluyla gerçekleştirilmiştir.

3.2.4. Marul verim ve kalite parametreleri

Marul verim ve kalite parametrelerini belirlemek için her bir saksıdan bir bitki kullanılmıştır. Bu bitkilerde ölçümler yapılmış ve bunların ortalamaları alınarak uygulama başına sonuçlar verilmiştir. Hasat edilen bitkilerde ortalama baş ağırlığı değerleri kullanılarak marul için dekara verim hesaplanmış (saksıdaki bitki sayısı, ortalama baş ağırlığı ile çarpılmış ve bulunan değerler toplanmıştır) ve sonuçlar kg da^{-1} olarak ifade edilmiştir. Marul kalite parametreleri olarak da baş uzunluğu ve bitki boyu (cm; cetvel ile), kök boğazı çapı (cm; kumpas ile), klorofil ($\mu\text{mol m}^{-2}$; SPAD metre ile) ve yaprak sayısı (adet) şeklinde ölçümler yapılmıştır.

3.2.5. İstatistiksel analizler

Elde edilen sonuçlar SPSS 27.0 paket programı kullanılarak istatistiksel değerlendirmeye alınmıştır. Bu kapsamda deneme sonunda elde edilen sonuçların varyans, deneme boyunca elde edilen sonuçların ise tekrarlı ölçüm analizi ile önemlilikleri belirlenmiş (%5 düzeyinde), önemli bulunan sonuçlar Duncan çoklu karşılaştırma testi ile harflendirilerek derecelendirilmiş ve Pearson korelasyon testi ile de bu sonuçların birbirleri ile olan ilişkileri ortaya konulmuştur (SPSS 2008).

4. BULGULAR

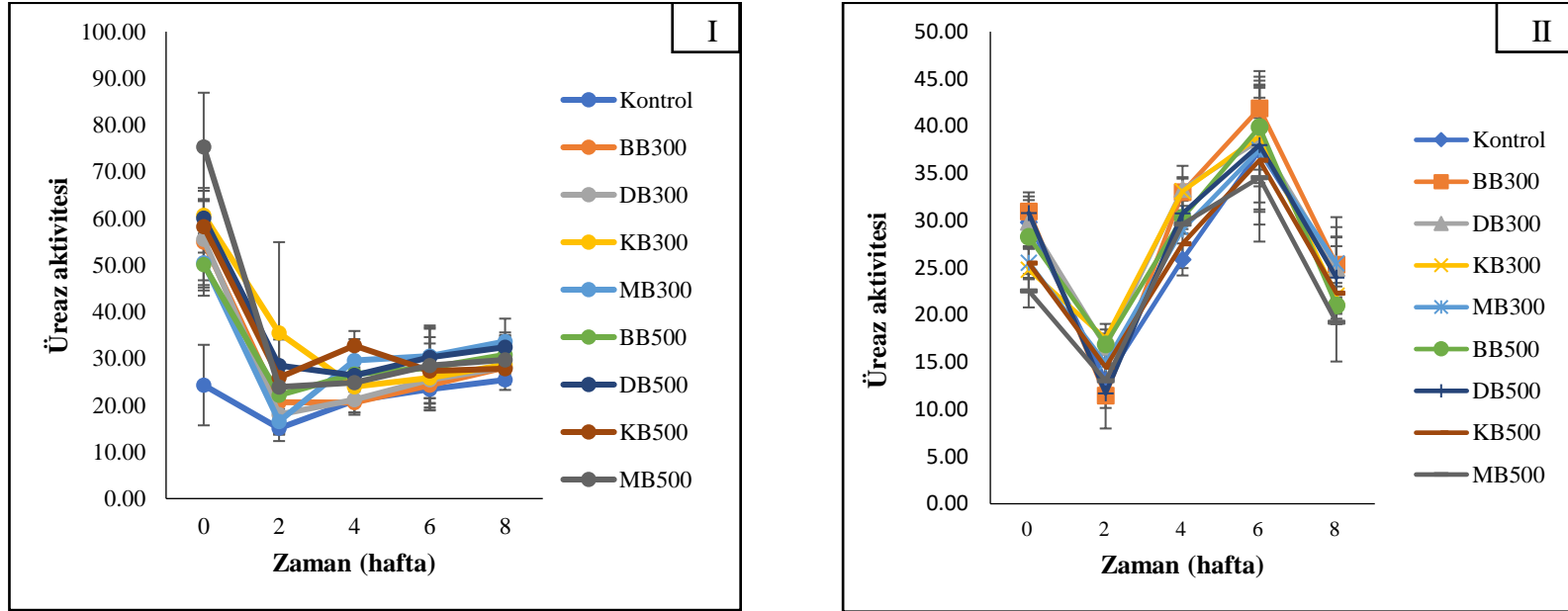
4.1. Biyokömür uygulamalarının toprağın biyolojik özellikleri üzerine etkileri

4.1.1. Üreaz aktivitesi

Yetiştiricilik dönemi boyunca normal toprakta izlenen üreaz aktivitesi

Biyokömür uygulamalarının normal topraktaki üreaz aktivitesi üzerine etkisi Şekil 4.1'de gösterilmiştir. Sonuçlar, biyokömür uygulamaları ile toprak üreaz aktivitesinin her iki yetiştiricilik dönemindeki örnekleme zamanlarında (0, 2, 4, 6 ve 8. hafta) önemli ölçüde etkilendiğini ($p < 0.001$) ortaya koymuştur (Çizelge 4.1). Ayrıca, üreaz aktivitesi biyokömür uygulamalarından sonra zaman içinde dalgalanma eğilimi göstermiştir. Birinci yetiştiricilik dönemi için üreaz aktivitesi önce azalmış ve sonra hafifçe artmıştır ($p < 0.001$); en yüksek üreaz aktivitesi 0. haftada, en düşük değer ise 2. haftada elde edilmiştir. İkinci yetiştiricilik dönemi için üreaz aktivitesi yine önce azalmış, devamında keskin bir şekilde artmış ve daha sonra ise azalmıştır ($p < 0.001$). Bu dönemde en yüksek üreaz aktivitesi 6. haftada, en düşük üreaz aktivitesi ise 2. haftada elde edilmiştir.

Biyokömür uygulamalarının toprağın üreaz aktivitesi üzerine etkilerinin istatistiki sonuçları Çizelge 4.1'de gösterilmiştir. Biyokömür uygulamaları, birinci yetiştiricilik döneminde üreaz aktivitesini anlamlı olarak etkilemiştir ($p < 0.05$). Bu noktada, KB300, MB300, BB300, DB300 ve KB500 uygulamaları kontrole göre üreaz aktivitesini önemli ölçüde (sırasıyla %60, %47.2, %44.6, %62.7 ve %67 oranında) arttırmışlardır. En yüksek üreaz aktivitesi DB500 uygulaması ile, en düşük aktivite ise kontrol ile elde edilmiştir. İkinci yetiştiricilik döneminde ise biyokömür uygulamaları üreaz aktivitesini istatistiki açıdan önemli düzeyde etkilememiştir. Birinci ve ikinci yetiştiricilik dönemlerinde uygulamalar ile zaman arasındaki etkileşim açısından anlamlı bir fark gözlenmemiştir.



Şekil 4.1. Biyokömür uygulamalarının yetiştiricilik dönemi boyunca normal toprağın üreaz aktivitesi ($\mu\text{g NH}_4^+\text{-N g}^{-1}$ kuru toprak saat $^{-1}$) üzerine zamana bağlı etkisi (I. Birinci dönem, II. İkinci dönem, BB: Bağ budama biyokömürü 300 °C & 500 °C, DB: Domates biyokömürü 300 °C & 500 °C, KB: Karanfil biyokömürü 300 °C & 500 °C, MB: Muz biyokömürü 300 °C & 500 °C)

Çizelge 4.1. Biyokömür uygulamalarının yetiştiricilik dönemi boyunca normal toprağın üreaz aktivitesi ($\mu\text{g NH}_4^+\text{-N g}^{-1}$ kuru toprak saat⁻¹) üzerine zamana bağlı etkisi

Uygulama	Yetiştiricilik Dönemi											
	I					II					I	II
	Zaman (hafta)										Ortalama (uygulama)	
	0	2	4	6	8	0	2	4	6	8		
Kontrol	24.31	15.06	20.95	23.44	25.42	29.84	13.07	25.88	31.03	24.75	21.84B ^{1,2}	24.91
BB300	54.95	20.64	20.57	24.27	28.09	30.96	11.47	32.99	41.87	25.33	29.71AB	28.52
DB300	55.56	18.01	21.15	25.44	28.06	29.87	16.63	33.34	38.49	24.95	29.64AB	28.66
KB300	60.72	35.51	23.98	25.83	28.67	24.78	17.49	33.10	38.94	22.06	34.94A	27.27
MB300	50.51	16.53	29.57	30.50	33.65	25.53	14.87	29.06	37.49	25.47	32.15A	26.48
BB500	50.11	22.16	26.68	28.02	30.83	28.27	16.90	30.30	39.89	21.00	31.57A	27.27
DB500	60.07	28.51	26.38	30.23	32.44	30.78	11.69	30.75	38.00	23.95	35.53A	27.04
KB500	58.27	25.93	32.79	27.38	27.83	25.51	14.46	27.53	36.39	22.31	34.44A	25.24
MB500	75.32	23.91	24.85	28.50	29.74	22.56	13.03	29.64	34.55	19.23	36.46A	23.80
Ortalama (zaman)	54.42a³	22.92b	25.21b	27.07b	29.41b	27.57c	14.4b0	30.29a	37.40d	23.23c		
ANOVA (Tekrarlı ölçüm; p<0.05)												
Zaman	35.30 ^{***}					57.96 ^{***5}						
Uygulama	0.91 ^{*4}					Ö. D						
Uygulama X Zaman	Ö. D					Ö. D						

1 Aynı harfle gösterilmeyen değerler arasındaki fark %5 düzeyinde önemlidir.

2 Aynı yetiştiricilik döneminde büyük harfle gösterilen değerler uygulamaların ortalaması arasındaki farkı göstermektedir.

3 Aynı yetiştiricilik döneminde küçük harfle gösterilen değerler her bir uygulamaya ait hafta bazındaki ortalamalar arasındaki farklılıkları göstermektedir.

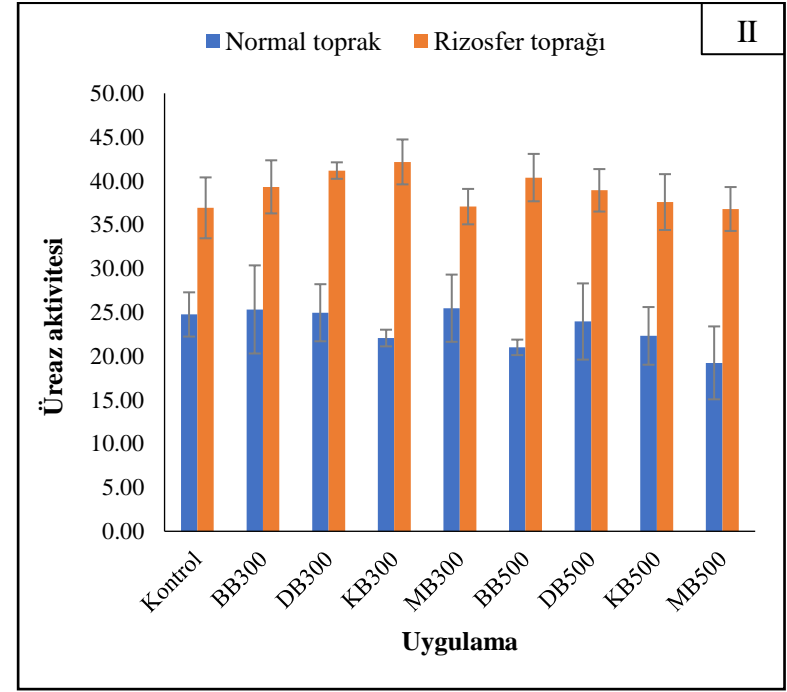
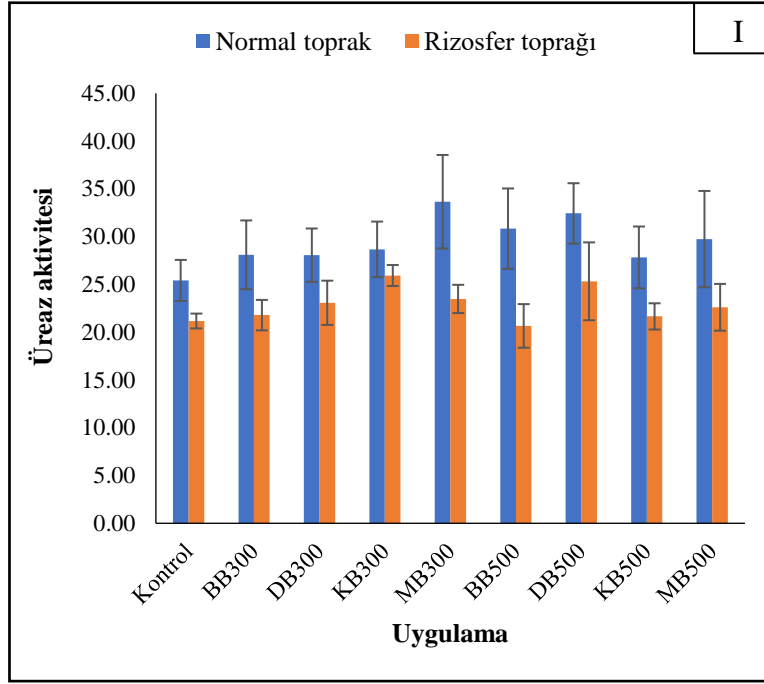
4 *; %5 düzeyinde önemlidir.

5 ***; %0,1 düzeyinde önemlidir.

Ö. D-Önemli değil.

Yetiştiricilik dönemi sonunda normal toprakta ve rizosfer toprağında üreaz aktivitesi

Yetiştiricilik dönemi sonunda normal toprak ve rizosfer toprağında belirlenen üreaz aktivitesi değerleri Şekil 4.2'de sunulmuştur. Sonuçlar, her iki yetiştiricilik döneminde normal toprak ile rizosfer toprağı arasında anlamlı bir fark olduğunu ortaya koymuştur. Rizosfer toprak uygulamaları ile karşılaştırıldığında, normal topraklarda kontrol, BB300, MB300, BB500 ve KB500 uygulamaları üreaz aktivitesini sırasıyla %20.1, %29.0, %43.3, %49.2, %28.6 oranlarında arttırmıştır (Şekil 4.2). Normal topraklarda en yüksek üreaz aktivitesi BB500 uygulamasında, en düşük üreaz aktivitesi ise kontrolde elde edilmiştir. İkinci yetiştiricilik dönemi için, rizosfer toprağının tüm uygulamalarında üreaz aktivitesi değerleri, normal toprağın değerlerinden önemli ölçüde daha yüksek olarak tespit edilmiştir ($p < 0.001$). Normal toprak uygulamaları ile karşılaştırıldığında, rizosfer topraklarında kontrol, BB300, DB300, KB300, MB300, BB500, DB500, KB500 ve MB500 uygulamaları üreaz aktivitesini sırasıyla %49.2, %55.2, %91.2, %45.5, %92.3, %62.5, %68.5 ve %91.3 oranlarında arttırmıştır (Şekil 4.2). Normal toprağa göre rizosfer topraklarında en yüksek artış MB300 uygulamasında, en düşük artış ise KB300 uygulamasında elde edilmiştir. Ancak, birinci ve ikinci dönem rizosferde biyokömür uygulamalarının birbirleriyle istatistiksel olarak benzerlik ($p < 0.05$) gösterdiği belirlenmiştir. Ayrıca, her iki dönem normal toprakta biyokömür uygulamalarının birbirleriyle istatistiksel olarak benzerlik ($p < 0.05$) gösterdiği belirlenmiştir (Çizelge 4.2).



Şekil 4.2. Biyokömür uygulamalarının yetiştiricilik dönemi sonunda normal toprak ve rizosfer toprağı üreaz aktivitesi ($\mu\text{g NH}_4^+\text{-N g}^{-1}$ kuru toprak saat⁻¹) üzerine etkisi (I. Birinci dönem, II. İkinci dönem, BB: Bağ budama biyokömürü 300 °C & 500 °C, DB: Domates biyokömürü 300 °C & 500 °C, KB: Karanfil biyokömürü 300 °C & 500 °C, MB: Muz biyokömürü 300 °C & 500 °C)

Çizelge 4.2. Biyokömür uygulamalarının yetiştiricilik dönemi sonunda normal toprak ve rizosfer toprağı üreaz aktivitesi ($\mu\text{g NH}_4^+\text{-N g}^{-1}$ kuru toprak saat⁻¹) üzerine etkisi

Uygulamalar	Yetiştiricilik Dönemi			
	I		II	
	Toprak			
	Normal	Rizosfer	Normal	Rizosfer
Kontrol	25.42	21.17	24.75	36.93
BB300	28.09	21.78	25.33	39.32
DB300	28.06	23.08	24.95	41.18
KB300	28.67	25.93	22.06	42.17
MB300	33.65	23.48	25.47	37.07
BB500	30.83	20.66	21.00	40.38
DB500	32.44	25.33	23.95	38.93
KB500	27.83	21.65	22.31	37.59
MB500	29.75	22.60	19.23	36.79
ANOVA (Tek yönlü; p<0.05)	Ö.D ¹	Ö.D	Ö.D	Ö.D

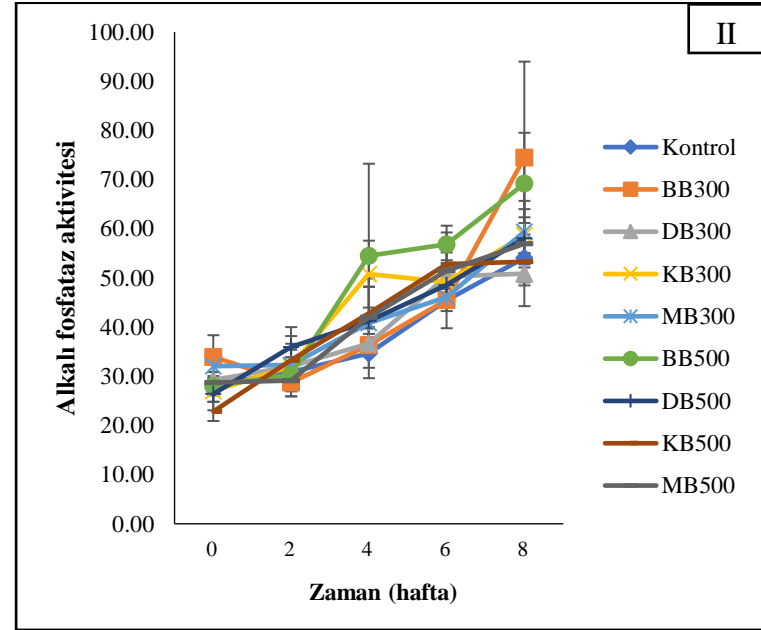
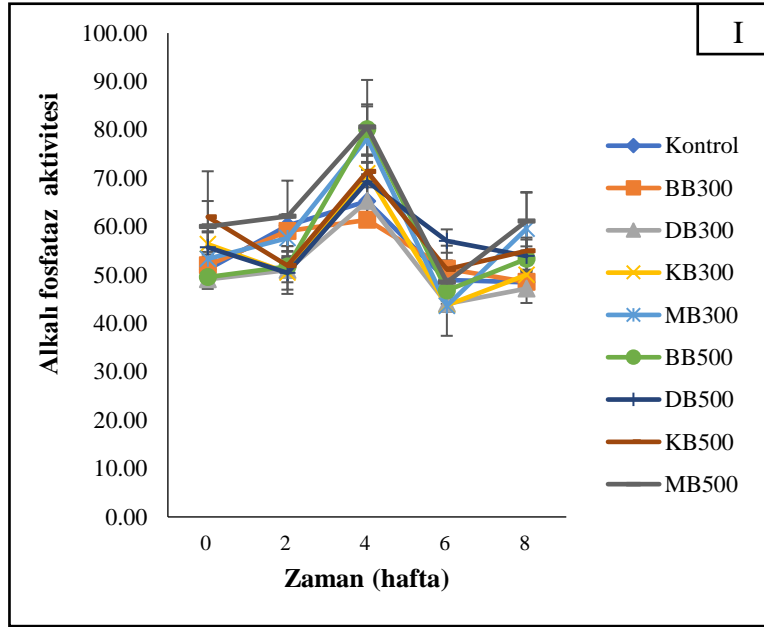
¹ Ö.D, Önemli değildir.

4.1.2. Alkali fosfataz aktivitesi

Yetiştiricilik dönemi boyunca normal toprakta izlenen alkali fosfataz aktivitesi

Marul yetiştiricilik dönemleri sırasında biyokömür uygulamalarının toprak alkali fosfataz aktivitesi üzerindeki etkileri Şekil 4.3'te sunulmaktadır. Sonuçlar her iki dönemde de zaman içinde uygulamaların istatistiksel olarak ($p < 0.001$) alkalın fosfataz aktivitesi açısından farklılıklar gösterdiğini ortaya koymuştur. Alkalın fosfataz aktivitesi, özellikle birinci yetiştiricilik döneminde zaman içinde genel bir dalgalanma eğilimi göstermiştir. Birinci yetiştiricilik döneminde önce bir artış, ardından bir düşüş ve en sonunda da hafif bir artış gözlenmiştir ($p < 0.001$). En yüksek zirve 4. haftada gözlenirken en düşük seviye 6. haftada elde edilmiştir. Alkali fosfataz aktivitesi ikinci yetiştiricilik döneminde daha farklı bir eğilim göstermiş ve zaman içerisinde devamlı yukarı doğru bir artış göstermiştir ($p < 0.001$). En yüksek alkalın fosfataz aktiviteleri zirvesi noktası olan 8. haftada, en düşük alkali fosfataz aktiviteleri ise 0. haftada elde edilmiştir.

Biyokömür uygulamalarının, zaman ve etkileşimlerin yetiştiricilik dönemi boyunca normal toprağın alkalın fosfataz aktivitesi üzerine etkileri ve istatistiksel analiz sonuçları Çizelge 4.3'te görülmektedir. Biyokömür uygulamaları, birinci yetiştiricilik dönemindeki alkalın fosfataz aktivitesini önemli ölçüde arttırmıştır ($p < 0.01$). MB500 uygulaması, alkalın fosfataz aktivitesi açısından MB300, DB500, KB500 ve BB500 uygulamaları ile istatistiksel olarak benzer ($p < 0.01$) fakat birinci yetiştiricilik dönemindeki kontrol grubundan anlamlı olarak ($p < 0.01$) daha yüksektir. Alkali fosfotaz aktivitesi, MB500 uygulaması ile kontrole göre %14 artmıştır ($p < 0.01$). Ancak ikinci yetiştiricilik döneminde uygulamalar arasında anlamlı bir fark oluşmamıştır ($p < 0.05$) (Çizelge 4.3). Her iki yetiştiricilik döneminde de uygulamalar ve zaman arasındaki etkileşim önemsiz bulunmuştur ($p < 0.05$).



Şekil 4.3. Biyokömür uygulamalarının yetiştiricilik dönemi boyunca normal toprağın alkali fosfataz aktivitesi ($\mu\text{g PNP g}^{-1}$ kuru toprak saat^{-1}) üzerine zamana bağlı etkisi (I. Birinci dönem, II. İkinci dönem, BB: Bağ budama biyokömürü 300 °C & 500 °C, DB: Domates biyokömürü 300 °C & 500 °C, KB: Karanfil biyokömürü 300 °C & 500 °C, MB: Muz biyokömürü 300 °C & 500 °C)

Çizelge 4.3. Biyokömür uygulamalarının yetiştiricilik dönemi boyunca normal toprağın alkali fosfotaz aktivitesi ($\mu\text{g PNP g}^{-1}$ kuru toprak saat⁻¹) üzerine zamana bağlı etkisi

Uygulama	Yetiştiricilik Dönemi											
	I					II					I	II
	Zaman (hafta)										Ortalama (uygulama)	
	0	2	4	6	8	0	2	4	6	8		
Kontrol	51.13	30.87	65.27	49.00	48.48	28.27	30.87	34.66	45.49	54.10	54.81BC ^{1,2}	38.68
BB300	52.00	28.73	61.38	51.25	48.56	33.96	28.73	36.34	45.49	74.48	54.46BC	43.80
DB300	49.13	31.96	65.27	44.05	47.20	29.26	31.96	36.66	50.27	50.88	51.33C	39.81
KB300	56.36	32.08	70.97	43.74	50.05	27.00	32.08	50.77	49.19	58.70	54.32BC	43.55
MB300	53.32	32.32	78.29	43.63	59.58	32.05	32.32	40.81	46.14	59.41	58.50AB	42.15
BB500	49.53	30.39	80.09	46.80	53.34	28.00	30.39	54.53	56.83	69.18	56.30BC	47.79
DB500	55.72	35.98	69.35	57.01	53.95	26.43	35.98	41.26	48.61	58.06	57.30ABC	42.07
KB500	61.99	33.32	71.38	48.37	52.96	22.85	33.32	42.78	52.82	53.30	57.33ABC	41.01
MB500	60.03	29.14	80.57	48.50	61.11	28.75	29.14	42.03	51.45	57.00	62.47A	41.67
Ortalama (zaman)	54.36b ³	31.64b	71.40a	48.04c	52.80b	28.51d	31.64d	42.20c	49.59b	59.45a		
ANOVA (Tekrarlı ölçüm p<0.05)												
Zaman	37.82***					39.12*** ⁴						
Uygulama	2.65** ⁵					Ö. D ⁶						
Uygulama X Zaman	Ö. D					Ö. D						

1 Aynı harfle gösterilmeyen değerler arasındaki fark %5 düzeyinde önemlidir.

2 Aynı yetiştiricilik döneminde büyük harfle gösterilen değerler uygulamaların ortalaması arasındaki farkı göstermektedir.

3 Aynı yetiştiricilik döneminde küçük harfle gösterilen değerler her bir uygulamaya ait hafta bazındaki ortalamalar arasındaki farklılıkları göstermektedir.

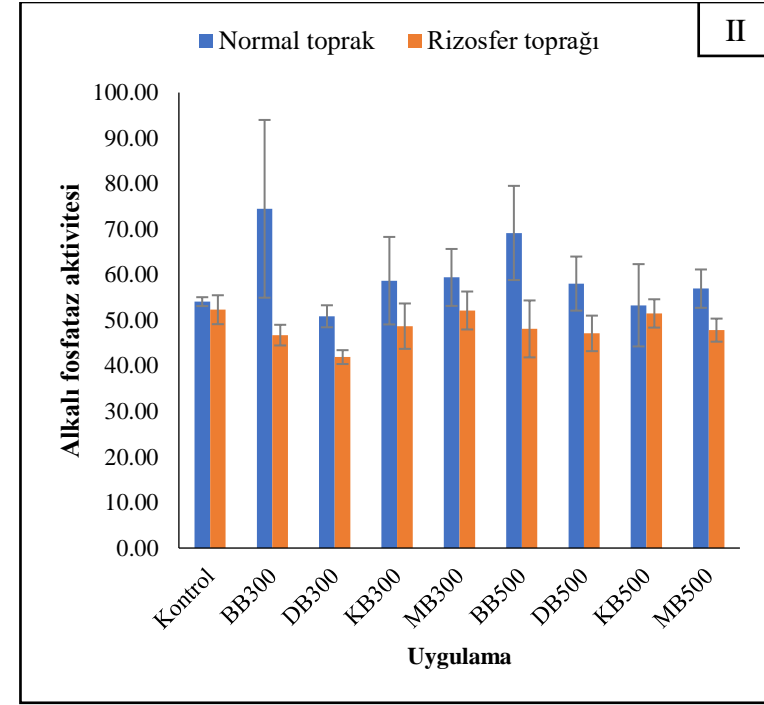
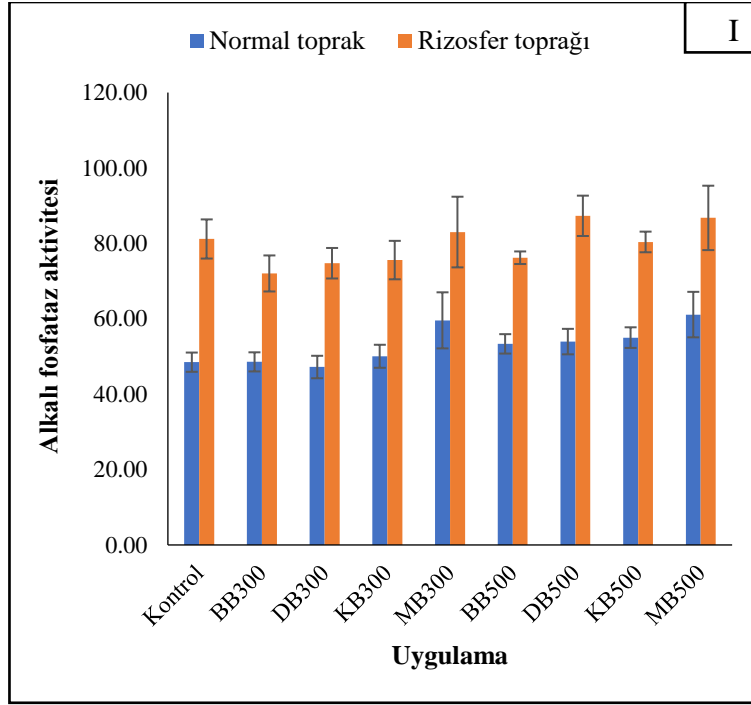
4 ***; %0,1 düzeyinde önemlidir.

5 **; %1 düzeyinde önemlidir.

6 Ö.D-Önemli değil.

Yetiştiricilik dönemi sonunda normal toprakta ve rizosfer toprağında alkali fosfataz aktivitesi

Toprakta biyokömür uygulamalarının yetiştiricilik dönemi sonunda normal toprak ile rizosfer toprağının alkalın fosfataz aktivitesi ($\mu\text{g PNP g}^{-1}$ kuru toprak saat⁻¹) üzerine etkileri karşılaştırmalı olarak Şekil 4.4 ve Çizelge 4.4'de gösterilmiştir. Sonuçlar birinci dönem için alkalın fosfataz aktivitesi açısından normal toprak ile rizosfer toprağı arasında istatistiksel bir farklılığı ($p < 0.001$) ortaya koymuştur. Birinci dönemde rizosferden alınan toprak, alkalın fosfataz enzim aktivitesi açısından normal toprağa göre tüm uygulamalarda anlamlı derecede yüksek bulunmuştur. Normal toprak uygulamaları ile karşılaştırıldığında, rizosfer toprağında kontrol, BB300, DB300, KB300, MB300, BB500, DB500, KB500 ve MB500 uygulamaları alkali fosfataz aktivitesini sırasıyla %67.4, %48.3, %58.3, %51.0, %39.3, %42.8, %61.8, %46.9 ve %42.0 oranlarında arttırmıştır (Şekil 4.4). Normal toprağa göre rizosfer topraklarında en yüksek artış kontrolünde, en düşük artış ise BB300 uygulamasında elde edilmiştir. İkinci dönem için alkalın fosfataz aktivitesi açısından normal toprak ile rizosfer toprağı arasında istatistiksel bir farklılık oluşmuştur ($p < 0.001$). Rizosfer toprak uygulamaları ile karşılaştırıldığında, normal toprakta BB300, DB300, BB500, DB500 ve MB500 uygulamaları alkali fosfataz aktivitesini sırasıyla %59.3, %11.8, %31.3, %23.2, ve %19.1 oranlarında arttırmıştır (Şekil 4.4). Rizosfer toprağa göre normal topraklarında en yüksek artış BB300 uygulamasında, en düşük artış ise DB300 uygulamasında elde edilmiştir. Ancak, birinci ve ikinci dönem rizosferde biyokömür uygulamalarının birbirleriyle istatistiksel olarak benzerlik ($p < 0.05$) gösterdiği belirlenmiştir (Çizelge 4.4). Ayrıca, her iki dönem normal toprakta biyokömür uygulamalarının birbirleriyle istatistiksel olarak benzerlik ($p < 0.05$) gösterdiği belirlenmiştir (Çizelge 4.4).



Şekil 4.4. Biyokömür uygulamalarının yetiştiricilik dönemi sonunda normal toprak ve rizosfer toprağı alkalı fosfat az aktivitesi ($\mu\text{g PNP g}^{-1}$ kuru toprak saat⁻¹) üzerine etkisi (I. Birinci dönem, II. İkinci dönem, BB: Bağ budama biyokömürü 300 °C & 500 °C, DB: Domates biyokömürü 300 °C & 500 °C, KB: Karanfil biyokömürü 300 °C & 500 °C, MB: Muz biyokömürü 300 °C & 500 °C)

Çizelge 4.4. Biyokömür uygulamalarının yetiştiricilik dönemi sonunda normal toprak ve rizosfer toprağı alkali fosfotaz aktivitesi ($\mu\text{g PNP g}^{-1}$ kuru toprak saat⁻¹) üzerine etkisi

Uygulamalar	Yetiştiricilik Dönemi			
	I		II	
	Toprak			
	Normal	Rizosfer	Normal	Rizosfer
Kontrol	48.48	81.16	54.10	52.33
BB300	48.56	72.02	74.48	46.74
DB300	47.20	74.73	50.88	41.92
KB300	50.05	75.57	58.70	48.71
MB300	59.58	83.00	59.41	52.16
BB500	53.34	76.19	69.18	48.12
DB500	53.95	87.31	58.06	47.13
KB500	52.96	77.81	53.30	51.51
MB500	61.12	86.76	57.00	47.84
ANOVA (Tek yönlü; p<0.05)	Ö.D	Ö.D	Ö.D	Ö.D

¹Ö. D; Önemli degil.

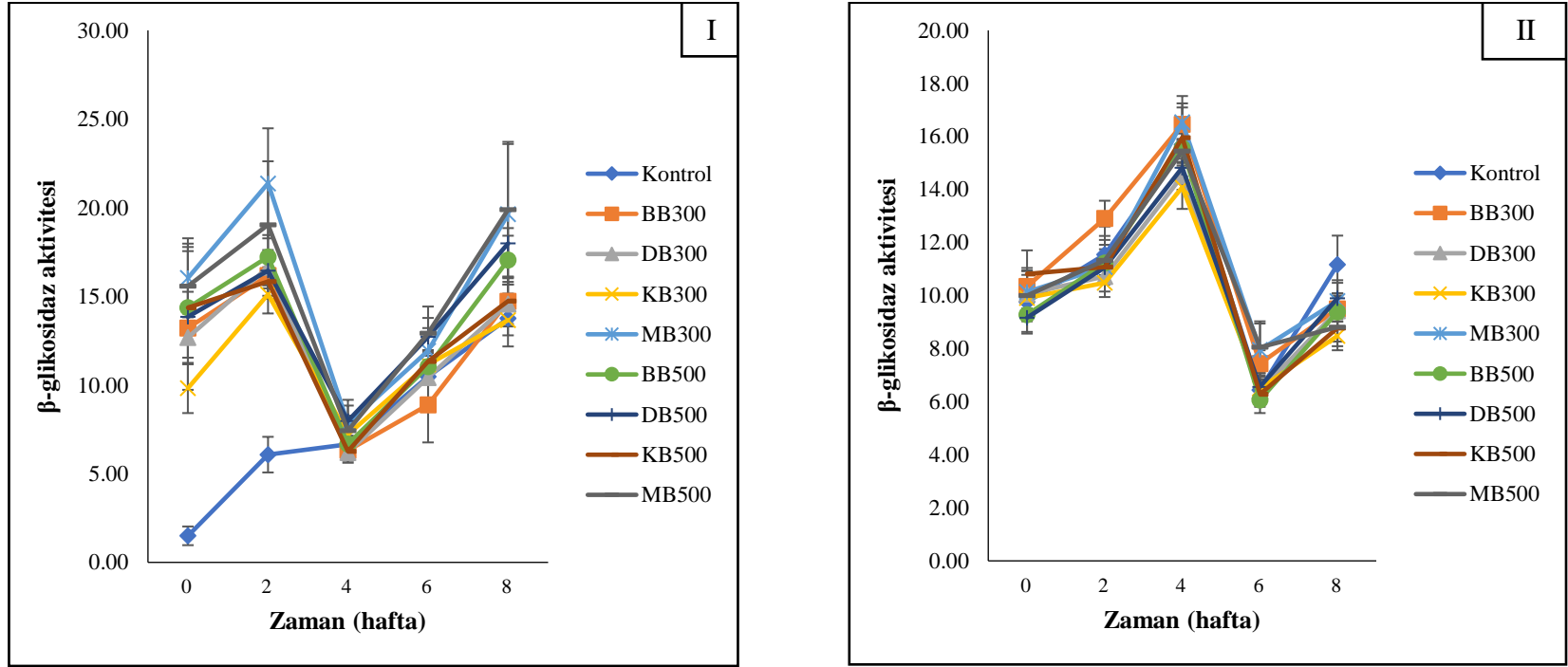
4.1.3. β -glikosidaz aktivitesi

Yetiştiricilik dönemi boyunca normal toprakta izlenen β -glikosidaz aktivitesi

Yetiştiricilik dönemi boyunca β -glikozidaz aktivitesindeki değişimler Şekil 4.5'te sunulmuştur. Sonuçlar, her iki dönemde β -glikozidaz aktivitesinin zaman içinde istatistiksel olarak değiştiğini ($p < 0.001$) göstermektedir. β -glikozidaz aktivitesi genel bir dalgalanma eğilimi gösterirken, özellikle birinci dönem 4. ve 8. haftalarda, ikinci dönem 4. haftada sıçrama yapmıştır. İkinci dönem dikkat çekici bir şekilde, 8. haftadaki enzim aktivitesi, 4. haftada elde edilen aktiviteye benzerdi. Birinci dönem için β -glikozidaz aktivitesi zaman içinde önce düşmüş ve sonra tekrar artış göstermiştir ($p < 0.001$). İkinci dönemde ise β -glikosidaz aktivitesi zamanla artmış ve sonra düşmüştür ($p < 0.001$). Topraktaki β -glikozidaz aktivitesinin en düşük noktası, birinci ve ikinci yetiştiricilik dönemlerinde sırasıyla 4. ve 6. haftalarda gözlenmiştir.

Biyokömür uygulamalarının, zaman ve etkileşimlerin yetiştiricilik dönemi boyunca normal toprağın β -glikozidaz aktivitesi üzerine etkileri ve istatistiksel değerlendirme Çizelge 4.5'te görülmektedir. β -glikozidaz aktivitesinde her iki dönemdeki uygulamalar açısından istatistiksel bir fark vardır (birinci ve ikinci dönem için sırasıyla $p < 0.001$ ve $p < 0.01$ düzeyinde önemli). Birinci dönemde biyokömür uygulamaları ile kontrol arasında önemli farklılıklar ($P < 0.001$) olduğu belirlenmiştir. Biyokömür uygulamaları ile kontrolden daha yüksek β -glukozidaz aktiviteleri elde edilmiştir. MB300, BB500, DB500 ve MB500 uygulamalarındaki β -glikozidaz aktivitesi istatistiksel olarak benzerdir, ancak BB300, DB300 ve KB300 uygulamalarından önemli ölçüde daha yüksektir. Bu noktada, BB300, DB300, KB300, MB300, BB500, DB500, KB500 ve MB500 uygulamaları, β -glikozidaz

aktivitesini kontrole göre önemli ölçüde arttırmışlardır (sırasıyla %54.2, %57.4, %48.1, %99.5, %72.3, %79.2, %62.5 ve %94.4). BB300, DB300, KB300, BB500 DB500 ve KB500 uygulamaları arasında istatistiksel benzerlikler de bulunmuştur. İkinci dönem için β -glikozidaz aktivitesinde uygulamalar açısından istatistiksel bir fark ($p < 0.05$) mevcuttur. Uygulamaların hiçbiri istatistiksel olarak kontrolün üzerinde bir aktivite değeri göstermemiştir ($p < 0.05$). KB300 uygulaması ile β -glikozidaz aktivitesi, kontrole göre %9.5 oranında düşüş göstermiştir ($p < 0.05$). Ayrıca, biyokömür uygulamaları arasında istatistiksel olarak farklılık ($p < 0.05$) bulunmuş olup BB300 uygulaması DB300, KB300, BB500 ve DB500 uygulamalarına göre daha yüksek bir değer vermiştir. Ayrıca KB300 uygulaması istatistiksel olarak MB500 uygulamasına benzer, ancak KB300 uygulamasından farklıdır. Uygulamalar ve zaman arasındaki etkileşim her iki dönemde de önemsiz bulunmuştur ($p < 0.05$).



Şekil 4.5. Biyokömür uygulamalarının yetiştiricilik dönemi boyunca normal toprağın β -glikosidaz aktivitesi ($\mu\text{g PNG g}^{-1}$ kuru toprak saat^{-1}) üzerine zamana bağlı etkisi (I. Birinci dönem, II. İkinci dönem, BB: Bağ budama biyokömürü 300 °C & 500 °C, DB: Domates biyokömürü °C & 500 °C, KB: Karanfil biyokömürü 300 °C & 500 °C, MB: Muz biyokömürü 300 °C & 500 °C)

Çizelge 4.5. Biyokömür uygulamalarının yetiştiricilik dönemi boyunca normal toprağın β -glükosidaz aktivitesi ($\mu\text{g PNG g}^{-1}$ kuru toprak saat⁻¹) üzerine zamana bağlı etkisi

Uygulama	Yetiştiricilik Dönemi											Ortalama (uygulama)	Ortalama (uygulama)	
	I					II					I			II
	Zaman (hafta)													
	0	2	4	6	8	0	2	4	6	8				
Kontrol	1.50	6.08	6.66	10.48	13.76	9.77	11.55	15.69	6.45	11.18	7.70C ^{1,2}	10.93AB		
BB300	13.22	16.18	6.31	8.89	14.72	10.35	12.92	16.46	7.45	9.50	11.87B	11.33A		
DB300	12.69	16.65	6.21	10.43	14.56	10.07	10.73	14.52	6.41	9.44	12.12B	10.23BC		
KB300	9.84	15.11	7.21	11.16	13.67	9.91	10.49	14.09	6.51	8.48	11.40B	9.89 C		
MB300	16.05	21.38	7.83	11.93	19.63	10.14	11.08	16.54	7.95	9.80	15.36A	11.10AB		
BB500	14.36	17.23	6.68	11.04	17.05	9.28	11.23	15.57	6.07	9.39	13.27AB	10.31BC		
DB500	13.85	16.45	7.98	12.72	17.99	9.17	11.06	14.83	6.56	9.90	13.80AB	10.31BC		
KB500	14.36	15.84	6.27	11.33	14.74	10.81	11.08	15.96	6.28	8.77	12.51B	10.58ABC		
MB500	15.58	19.04	7.43	12.93	19.90	10.01	11.33	15.46	8.05	8.81	14.97A	10.73ABC		
Ortalama (zaman)	12.38b ^{1,3}	16.00a	6.95c	11.21b	16.22a	9.95c	11.28b	15.46a	6.86d	9.47c				
ANOVA (Tekrarlı ölçüm p<0.05)														
Zaman	44.80***					195.60***								
Uygulama	8.81*** ⁴					2.35* ⁵								
Uygulama X Zaman	Ö. D					Ö. D ⁶								

1 Aynı harfle gösterilmeyen değerler arasındaki fark %5 düzeyinde önemlidir.

2 Aynı yetiştiricilik döneminde büyük harfle gösterilen değerler uygulamaların ortalaması arasındaki farkı göstermektedir.

3 Aynı yetiştiricilik döneminde küçük harfle gösterilen değerler her bir uygulamaya ait hafta bazındaki ortalamalar arasındaki farklılıkları göstermektedir.

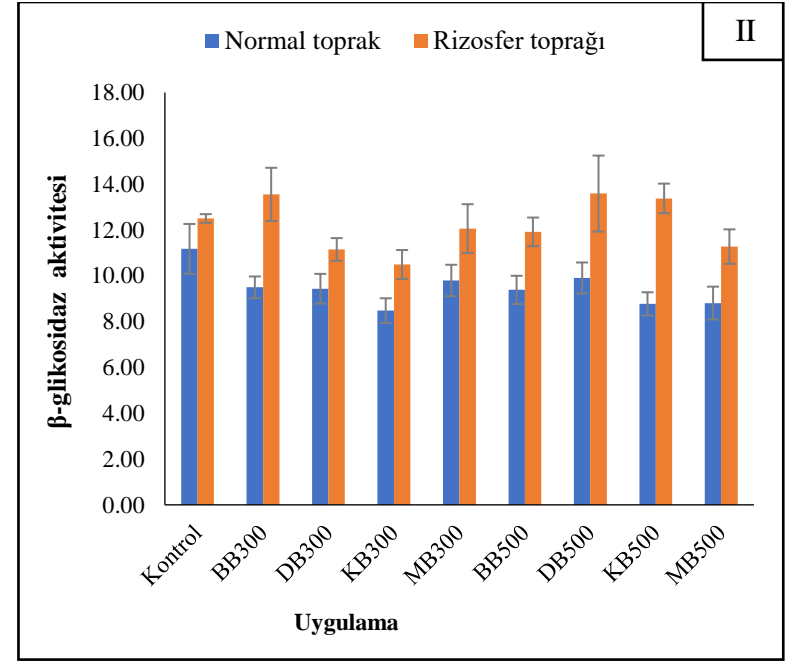
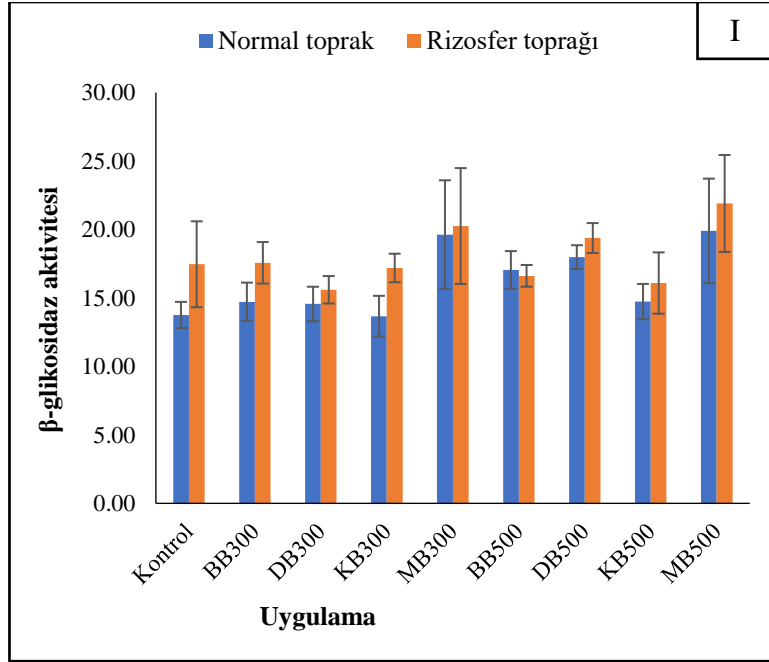
4 ***; %0,1 düzeyinde önemlidir.

5 *; %1 düzeyinde önemlidir.

6 Ö. D-Önemli değil

Yetiştiricilik dönemi sonunda normal toprakta ve rizosfer toprağında β -glikozidaz aktivitesi

Yetiştiricilik dönemi sonunda biyokömür uygulamaların normal toprak ve rizosfer toprağının β -glikozidaz aktivitesi üzerine etkileri Şekil 4.6 ve Çizelge 4.6'da verilmiştir. Sonuçlar, birinci dönemde β -glukozidaz aktivitesi açısından normal toprak ile rizosfer toprağı arasında istatistiksel bir farklılık olmadığını ($p < 0.05$) ortaya koymuştur. Normal toprak uygulaması ile karşılaştırıldığında, rizosfer toprağının KB300 uygulaması β -glikozidaz aktivitesini %25.8 oranlarında arttırmıştır (Şekil 4.6). Bununla birlikte, ikinci yetiştiricilik döneminde normal toprak ile rizosfer toprağı arasında β -glikozidaz aktivitesi açısından istatistiksel farklılıklar ($p < 0.001$) oluşmuştur. Rizosfer toprağının β -glikozidaz aktivitesi, normal toprağa göre önemli ölçüde daha yüksek bulunmuştur ($p < 0.01$). Normal toprak uygulamaları ile karşılaştırıldığında, BB300, DB300, KB300, MB300, BB500, DB500, KB500 ve MB500 uygulamaları rizosfer toprağının β -glikozidaz aktivitesini sırasıyla %392.0, %344.1, %474.4, %432.2, %412.35, %376.0, %487.3 ve %443.0 oranlarında arttırmıştır (Şekil 4.6). Normal toprağa göre rizosfer topraklarında en yüksek artış KB500 uygulamasında, en düşük artış ise DB300 uygulamasında elde edilmiştir. Ancak, birinci ve ikinci dönem rizosferde biyokömür uygulamalarının birbirleriyle istatistiksel olarak benzerlik ($p < 0.05$) gösterdiği belirlenmiştir (Çizelge 4.4). Buna ek olarak, her iki dönem normal toprakta biyokömür uygulamalarının birbirleriyle istatistiksel olarak benzer olduğu görülmüştür ($p < 0.05$) (Çizelge 4.4).



Şekil 4.6. Biyokömür uygulamalarının yetiştiricilik dönemi sonunda normal toprak ve rizosfer toprağı β -glukosidaz aktivitesi ($\mu\text{g PNG g}^{-1}$ kuru toprak saat⁻¹) üzerine etkisi (I. Birinci dönem, II. İkinci dönem, BB: Bağ budama biyokömürü 300 °C & 500 °C, DB: Domates biyokömürü 300 °C & 500 °C, KB: Karanfil biyokömürü 300 °C & 500 °C, MB: Muz biyokömürü 300 °C & 500 °C)

Çizelge 4.6. Biyokömür uygulamalarının yetiştiricilik dönemi sonunda normal toprak ve rizosfer toprağı β -glikosidaz aktivitesi ($\mu\text{g PNG g}^{-1}$ kuru toprak saat⁻¹) üzerine etkisi

Uygulama	Yetiştiricilik Dönemi			
	I		II	
	Toprak			
	Normal	Rizosfer	Normal	Rizosfer
Kontrol	13.76	17.46	11.18	52.33
BB300	14.72	17.57	9.50	46.74
DB300	14.56	15.60	9.44	41.92
KB300	13.66	17.19	8.48	48.71
MB300	19.63	20.25	9.80	52.16
BB500	17.05	16.62	9.39	48.11
DB500	17.99	19.38	9.90	47.12
KB500	14.736	16.09	8.77	51.51
MB500	19.90	21.90	8.81	47.84
ANOVA (Tek yönlü; p<0.05)	Ö. D ¹	Ö. D	Ö. D	Ö. D

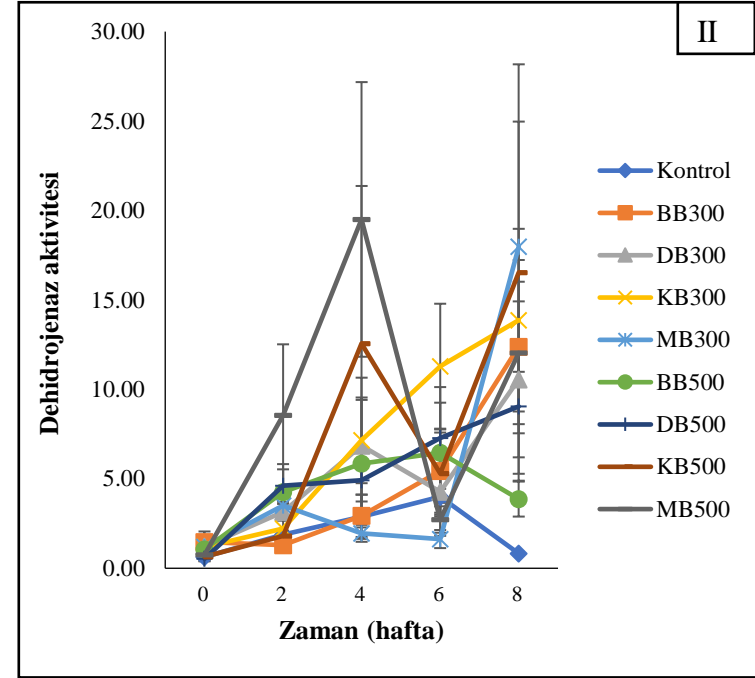
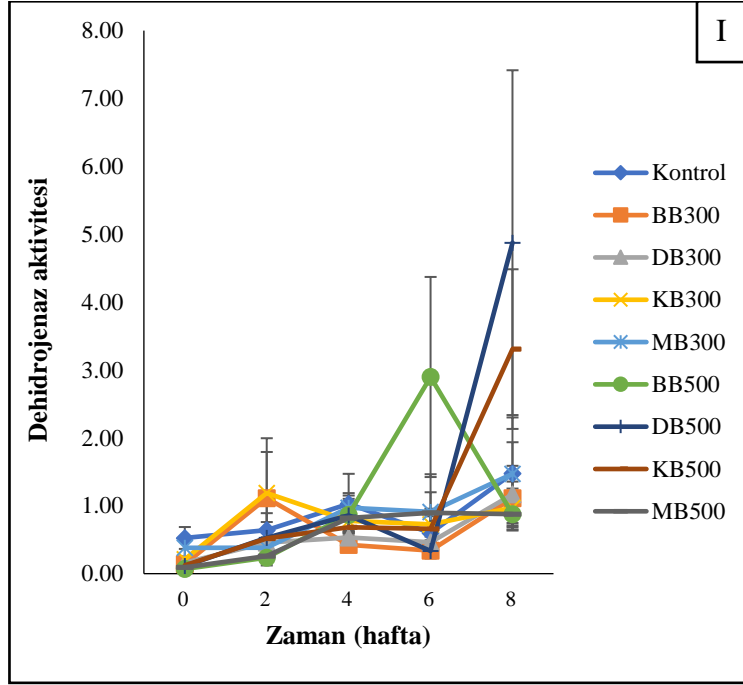
¹ Ö. D; Önemli değil.

4.1.4. Dehidrojenaz aktivitesi

Yetiştiricilik dönemi boyunca normal toprakta izlenen dehidrojenaz aktivitesi

Biyokömür uygulamalarının dehidrojenaz aktivitesi üzerindeki etkileri Şekil 4.7'de sunulmuştur. Her iki dönemde de zaman içinde uygulamalara ait dehidrojenaz aktivitelerinde istatistiksel bir farklılık ($p < 0.001$) ortaya çıkmıştır. Dehidrojenaz aktivitesi genellikle her iki dönemde ve tüm uygulamalarda bir dalgalanma eğilimi göstermiş, ancak birinci yetiştiricilik döneminde 2., 6. ve 8. haftalarda sıçrama yaparken ikinci yetiştiricilik döneminde 4. ve 8. haftalarda nispeten daha yüksek sıçramalar göstermiştir (Şekil 4.7).

Biyokömür uygulamalarının ve zamanın dehidrojenaz aktivitesi üzerindeki etkilerine ilişkin sonuçlar Çizelge 4.7'de verilmiştir. Sonuçlar her iki dönemde de uygulamalar arasında istatistiksel bir farklılık olmadığını ortaya koymuştur (Çizelge 4.7). Ayrıca, ikinci dönem için dehidrojenaz aktivitesi açısından uygulama ve zaman arasındaki etkileşim önemsiz bulunmuş iken birinci dönemde bu etkileşimin önemli çıkmıştır ($p < 0.05$).



Şekil 4.7. Biyokömür uygulamalarının yetiştiricilik dönemi boyunca normal toprağın dehidrojenaz aktivitesi ($\mu\text{g TPF g}^{-1}$ kuru toprak saat⁻¹) üzerine zamana bağlı etkisi (I. Birinci dönem, II. İkinci dönem, BB: Bağ budama biyokömürü 300 °C & 500 °C, DB: Domates biyokömürü 300 °C & 500 °C, KB: Karanfil biyokömürü 300 °C & 500 °C, MB: Muz biyokömürü 300 °C & 500 °C)

Çizelge 4.7. Biyokömür uygulamalarının yetiştiricilik dönemi boyunca normal toprağın dehidrojenaz aktivitesi ($\mu\text{g TPF g}^{-1}$ kuru toprak saat⁻¹) üzerine zamana bağlı etkisi

Uygulama	Yetiştiricilik Dönemi										Ortalama (uygulama)	Ortalama (uygulama)
	I					II						
	Zaman (hafta)											
	0	2	4	6	8	0	2	4	6	8		
Kontrol	0.53	0.64	1.03	0.60	1.47	0.67	1.89	2.88	4.00	0.82	0.85	2.00
BB300	0.14	1.11	0.42	0.34	1.11	1.46	1.29	2.93	5.44	12.39	0.62	2.25
DB300	0.16	0.46	0.53	0.46	1.19	1.21	3.15	6.85	4.28	10.56	0.56	2.13
KB300	0.21	1.19	0.78	0.73	0.97	1.19	2.22	7.15	11.29	13.87	0.78	4.42
MB300	0.38	0.38	0.97	0.91	1.47	1.20	3.51	1.95	1.63	17.97	0.82	1.73
BB500	0.07	0.23	0.87	2.90	0.88	1.06	4.26	5.84	6.45	3.87	0.99	3.53
DB500	0.11	0.53	0.86	0.34	4.88	0.53	4.62	4.92	7.28	9.04	1.34	3.49
KB500	0.12	0.52	0.68	0.66	3.31	0.64	1.81	12.55	5.29	16.53	1.06	4.08
MB500	0.09	0.26	0.82	0.89	0.87	0.74	8.55	19.50	2.73	12.04	0.59	6.32
Ortalama (zaman)	0.20c ^{1,2}	0.59bc	0.77b	0.87b	1.79a	0.97d	3.48cd	7.18b	5.38bc	10.79a		
ANOVA (Tekrarlı ölçüm; p<0.05)												
Zaman	10.11 ^{***3}					10.63 ^{***}						
Uygulama	Ö. D					Ö. D ⁵						
Uygulama X Zaman	1.94 ^{**4}					Ö. D						

1 Aynı harfle gösterilmeyen değerler arasındaki fark %5 düzeyinde önemlidir.

2 Aynı yetiştiricilik döneminde küçük harfle gösterilen değerler her bir uygulamaya ait hafta bazındaki ortalamalar arasındaki farklılıkları göstermektedir.

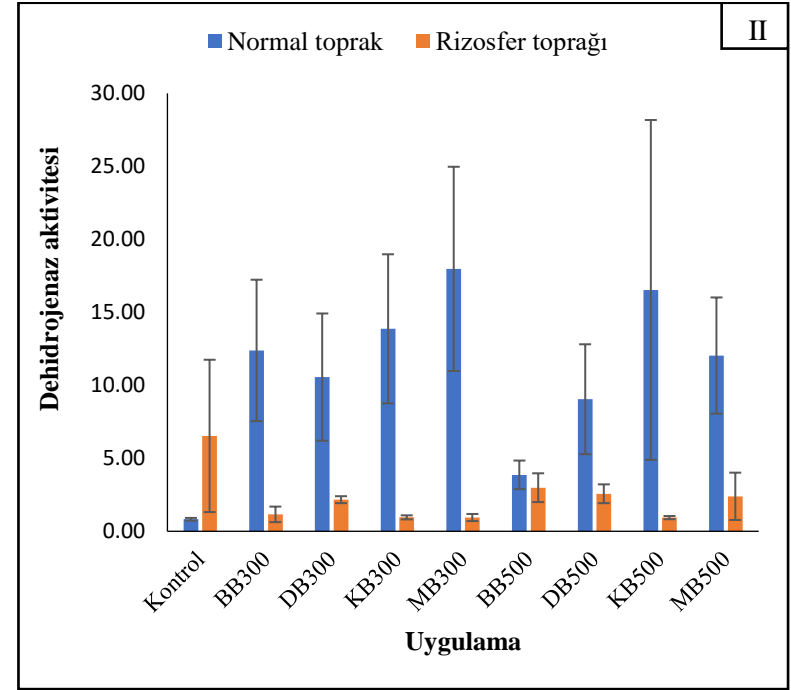
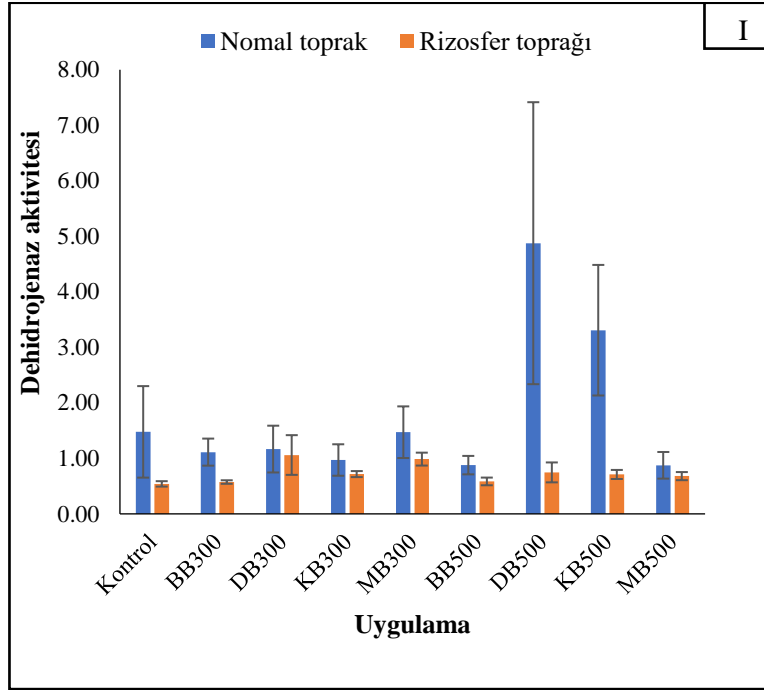
3^{***}; %0,1 düzeyinde önemlidir.

4^{**}; %1 düzeyinde önemlidir

5 Ö. D-önemli değil

Yetiştiricilik dönemi sonunda normal toprakta ve rizosfer toprağında dehidrojenaz aktivitesi

Biyokömür uygulamalarının yetiştiricilik dönemi sonunda normal toprak ve rizosfer toprağının dehidrojenaz aktivitesi üzerine etkileri Şekil 4.8'de sunulmuştur. Sonuçlar, her iki dönemdeki normal toprak ile rizosfer toprağı arasında istatistiksel bir fark olduğunu ortaya koymuştur (birinci ve ikinci dönem için sırasıyla $p < 0.01$ ve $p < 0.05$). Birinci dönem için normal toprak ile rizosfer toprağı arasında istatistiksel bir farklılık ($p < 0.05$) görülmüş ve normal toprağın dehidrojenaz aktivitesi rizosfer toprağına göre daha yüksek bulunmuştur. Kontrol, BB300, BB500, DB500 ve KB500 uygulamaları normal toprağın dehidrojenaz aktivitesini rizosfer toprağına göre sırasıyla %172.2, %94.7, %51.7, %550.7 ve %366.2 oranında artırmıştır (Şekil 4.8). En yüksek dehidrojenaz aktivitesi KB500 uygulamasında, en düşük dehidrojenaz aktivitesi ise BB500 uygulamasında elde edilmiştir. İkinci dönemde, normal toprağın dehidrojenaz aktivitesi rizosfer toprağından önemli ölçüde daha yüksek bulunmuştur. BB300, DB300, KB300, MB300, DB500, KB500 ve MB500 uygulamaları normal toprağın dehidrojenaz aktivitesini rizosfer toprağına göre sırasıyla %968.1, %386.6, %1360.0, %1811.7, %251.7, %1658.5 ve %401.7 oranında artırmıştır (Şekil 4.8). Dehidrojenaz aktivitesinde en yüksek artış KB500 uygulamasıyla, en düşük artış ise DB500 uygulamasıyla elde edilmiştir. Dikkat çekici bir şekilde ikinci dönemde rizosfer toprağına ait kontrol, normal toprağına ait kontrole göre %696.3 oranında önemli ölçüde artmıştır (Şekil 4.8). Birinci dönem uygulamalarda rizosfer toprağında önemli bir farklılık gözlenmiştir. KB300 ve KB500'e ait biyokömür uygulamaları dehidrojenaz aktivitesini kontrole göre sırasıyla %33.3 ve %31.5 oranında önemli ölçüde artırmıştır (Çizelge 4.8). Ancak, birinci dönem normal toprakta biyokömür uygulamalarının birbirleriyle istatistiksel olarak benzerlik ($p < 0.05$) gösterdiği belirlenmiştir. Ayrıca normal toprak ve rizosfer toprağındaki biyokömür uygulamalarının ikinci dönemde kontrole göre istatistiksel olarak benzer ($p < 0.05$) olduğu belirlenmiştir (Çizelge 4.8).



Şekil 4.8. Biyokömür uygulamalarının yetiştiricilik dönemi sonunda normal toprak ve rizosfer toprağı dehidrojenaz aktivitesi ($\mu\text{g TPF g}^{-1}$ kuru toprak saat⁻¹) üzerine etkisi (I. Birinci dönem, II. İkinci dönem, BB: Bağ budama biyokömürü 300 °C & 500 °C, DB: Domates biyokömürü 300 °C & 500 °C, KB: Karanfil biyokömürü 300 °C & 500 °C, MB: Muz biyokömürü 300 °C & 500 °C)

Çizelge 4.8. Biyokömür uygulamalarının yetiştiricilik dönemi sonunda normal toprak ve rizosfer toprağı dehidrojenaz aktivitesi ($\mu\text{g TPF g}^{-1}$ kuru toprak saat⁻¹) üzerine etkisi

Uygulama	Yetiştiricilik Dönemi			
	I		II	
	Toprak			
	Normal	Rizosfer	Normal	Rizosfer
Kontrol	1.47	0.54b ¹	0.82	6.53
BB300	1.11	0.57ab	12.39	1.16
DB300	1.17	1.06ab	10.56	2.17
KB300	0.97	0.72a	13.87	0.95
MB300	1.47	0.99ab	17.97	0.94
BB500	0.88	0.58ab	3.87	2.99
DB500	4.88	0.75ab	9.04	2.57
KB500	3.31	0.71a	16.53	0.94
MB500	0.87	0.68a	12.04	2.40
ANOVA (Tek yönlü; p<0.05)	Ö. D ³	2.24* ²	Ö. D	Ö. D

1 Aynı harfle gösterilmeyen değerler arasındaki fark %5 düzeyinde önemlidir.

2 *; %5 düzeyinde önemlidir.

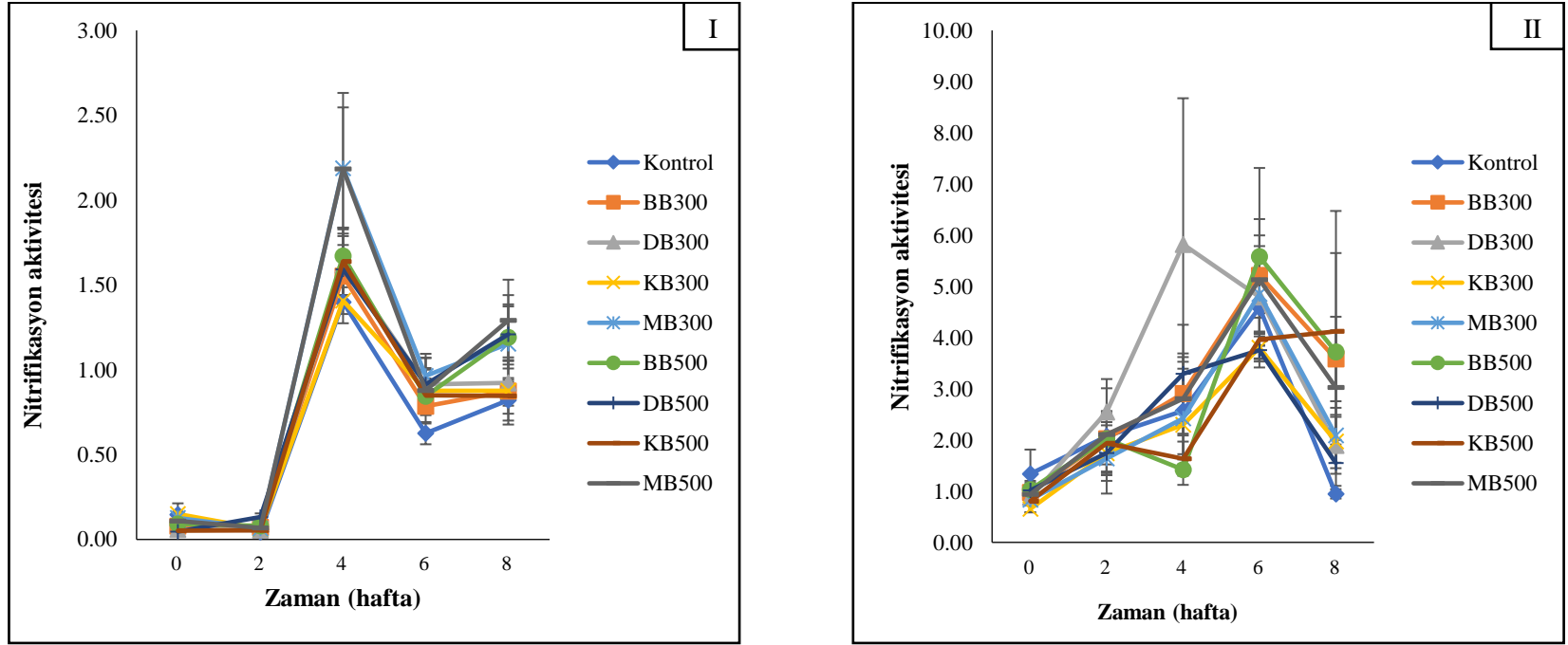
3 Ö.D; Önemli değildir

4.1.5. Nitrifikasyon aktivitesi

Yetiştiricilik dönemi boyunca normal toprakta izlenen nitrifikasyon aktivitesi

Yetiştiricilik dönemi boyunca normal toprağın nitrifikasyon aktivitesindeki değişimler Şekil 4.9'da sunulmuştur. Sonuçlar, her iki dönemde de zaman içinde uygulamaların nitrifikasyon aktivitesinde istatistiksel bir farklılık ($p < 0.001$) oluşturduğunu ortaya koymuştur. Birinci yetiştiricilik döneminde tüm uygulamalarda keskin bir artış ve azalma ($p < 0.001$) ve daha sonra bazı uygulamalarda en yüksek zirvenin görüldüğü 4. haftada küçük bir artış gözlenmiştir. İkinci yetiştiricilik dönemi için, 6. haftada gözlenen en yüksek zirve ve 0. haftada gözlenen en düşük değerler ile zaman içinde bir artış ve azalma ($p < 0.001$) olmuştur (Şekil 4.7).

Biyokömür uygulamalarının ve zamanın nitrifikasyon aktivitesi üzerindeki etkilerine ilişkin sonuçlar Çizelge 4.9'da verilmiştir. Birinci yetiştiricilik döneminde uygulamalar açısından istatistiksel bir fark ($p < 0.05$) gözlenmiştir. MB300 ve MB500 uygulamaları kontrol uygulamasına göre en yüksek artışı sağlamış olup ($p < 0.05$) artış oranı sırasıyla %47.5 ve %49.2 olmuştur. Diğer uygulamalar (Kontrol, BB300, DB300, KB300, BB500, DB500, KB500) nitrifikasyon aktivitesi açısından birbirine benzer ($p < 0.05$) olmuştur. İkinci dönemde ise uygulamaların nitrifikasyon aktivitesi üzerine etkisi önemsiz bulunmuştur ($p < 0.05$). Ayrıca her iki dönemde de uygulama ve zaman arasında etkileşimli bir etkisi önemsiz olmuştur (Çizelge 4.9).



Şekil 4.9. Biyokömür uygulamalarının yetiştiricilik dönemi boyunca normal toprağın nitrifikasyon aktivitesi ($\mu\text{g NO}_2\text{-N g}^{-1}$ kuru toprak saat⁻¹) üzerine zamana bağlı etkisi (I. Birinci dönem, II. İkinci dönem, BB: Bağ budama biyokömürü 300 °C & 500 °C, DB: Domates biyokömürü 300 °C & 500 °C, KB: Karanfil biyokömürü 300 °C & 500 °C, MB: Muz biyokömürü 300 °C & 500 °C)

Çizelge 4.9. Biyokömür uygulamalarının yetiştiricilik dönemi boyunca normal toprağın nitrifikasyon aktivitesi ($\mu\text{g NO}_2^- \text{N g}^{-1}$ kuru toprak saat⁻¹) üzerine zamana bağlı etkisi

Uygulama	Yetiştiricilik Dönemi											Ortalama (uygulama)	
	I					II					I		
	Zaman (hafta)										Ortalama (uygulama)		
	0	2	4	6	8	0	2	4	6	8			
Kontrol	0.15	0.04	1.40	0.63	0.82	1.34	2.07	2.57	4.59	0.95	0.61B ^{1,2}	2.30	
BB300	0.08	0.07	1.55	0.79	0.87	0.97	2.03	2.90	5.22	3.58	0.67B	2.94	
DB300	0.06	0.06	1.62	0.91	0.92	0.88	2.55	5.82	4.80	1.89	0.71AB	3.19	
KB300	0.15	0.06	1.41	0.88	0.88	0.65	1.74	2.30	3.80	1.97	0.68B	2.09	
MB300	0.13	0.07	2.19	0.96	1.15	0.83	1.64	2.42	4.85	2.09	0.90A	2.37	
BB500	0.09	0.08	1.67	0.84	1.19	1.03	2.02	1.42	5.58	3.72	0.78AB	2.76	
DB500	0.05	0.13	1.60	0.91	1.21	1.02	1.74	3.29	3.76	1.55	0.78AB	2.27	
KB500	0.05	0.05	1.64	0.85	0.85	0.81	1.94	1.64	3.96	4.12	0.69B	2.49	
MB500	0.11	0.07	2.18	0.88	1.29	0.94	2.11	2.81	5.13	3.03	0.91A	2.80	
Ortalama (zaman)	0.10d ^{1,3}	0.07d	1.70a	0.85c	1.02b	0.94c	1.98b	2.80b	4.63a	2.55b			
ANOVA (Tekrarlı ölçüm; p<0.05)													
Zaman	202.47 ^{**}					20.45 ^{***5}							
Treatment	2.56 ^{*4}					Ö. D							
Uygulama X Zaman	Ö. D ⁶					Ö. D							

1 Aynı harfle gösterilmeyen değerler arasındaki fark %5 düzeyinde önemlidir.

2 Aynı yetiştiricilik döneminde büyük harfle gösterilen değerler uygulamaların ortalaması arasındaki farkı göstermektedir.

3 Aynı yetiştiricilik döneminde küçük harfle gösterilen değerler her bir uygulamaya ait hafta bazındaki ortalamalar arasındaki farklılıkları göstermektedir.

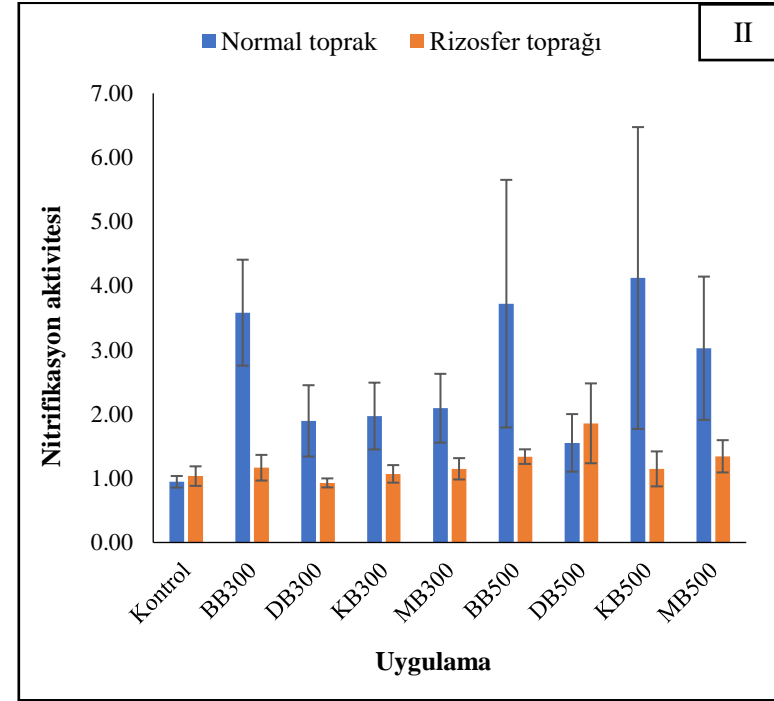
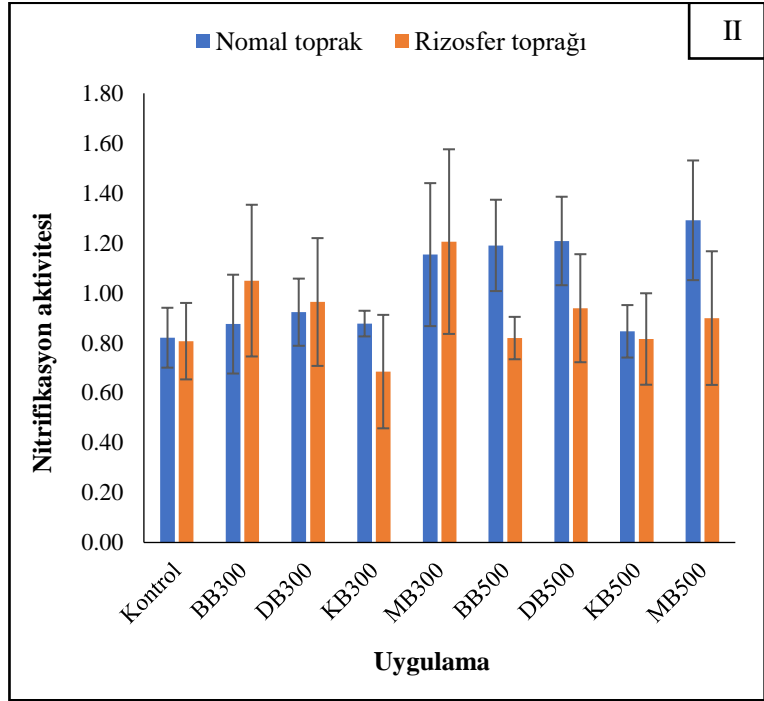
4*; %1 düzeyinde önemlidir.

5***; %0.1 düzeyinde önemlidir

6 Ö.D- Önemli değil

Yetiştiricilik dönemi sonunda normal toprakta ve rizosfer toprağında nitrifikasyon aktivitesi

Uygulamaların, yetiştiricilik dönemi sonunda normal toprağın ve rizosfer toprağının nitrifikasyon aktivitesi üzerine etkileri Şekil 4.10'da sunulmuştur. Birinci dönemde uygulamalar, nitrifikasyon aktivitesi açısından rizosfer toprağında ve normal toprakta bir değişiklik yaratmıştır. Rizosfer toprağına biyokömür uygulaması ile karşılaştırıldığında, normal toprağına yapılan BB500 uygulaması nitrifikasyon aktivitesini %45.1 oranlarında artırmıştır (Şekil 4.10). Ayrıca, ikinci dönemde normal toprak ile rizosfer toprağı arasında nitrifikasyon aktivitesinde istatistiksel farklılık ($p < 0.01$) oluşmuştur. Biyokömür uygulamaları ikinci dönemde normal toprağın nitrifikasyon aktivitesini rizosfer toprağına göre daha fazla artırmıştır. Rizosfer toprağına biyokömür uygulamaları ile karşılaştırıldığında, normal toprağına yapılan BB300, DB300, KB300, MB300, BB500, KB500 ve MB500 uygulamaları nitrifikasyon aktivitesini sırasıyla %206.0, %103.2, %84.1, %81.7, %177.6, %258.3 ve %126.1 oranlarında artırmıştır (Şekil 4.10). Normal toprağına göre rizosfer topraklarında en yüksek artış KB500 uygulamasıyla, en düşük artış ise MB500 uygulamasıyla elde edilmiştir. Birinci dönem normal toprakta biyokömür uygulamalarının birbirleriyle istatistiksel olarak benzerlik ($p < 0.05$) gösterdiği belirlenmiştir. Ayrıca normal toprak ve rizosfer toprağındaki biyokömür uygulamalarının ikinci dönemde kontrole göre istatistiksel olarak benzer ($p < 0.05$) olduğu belirlenmiştir (Çizelge 4.10).



Şekil 4.10. Biyokömür uygulamalarının yetiştiricilik dönemi sonunda normal toprak ve rizosfer toprağı nitrifikasyon aktivitesi ($\mu\text{g NO}_2\text{-N g}^{-1}$ kuru toprak saat⁻¹) üzerine etkisi (I. Birinci dönem, II. İkinci dönem, BB: Bağ budama biyokömürü 300 °C & 500 °C, DB: Domates biyokömürü 300 °C & 500 °C, KB: Karanfil biyokömürü 300 °C & 500 °C, MB: Muz biyokömürü 300 °C & 500 °C)

Çizelge 4.10. Biyokömür uygulamalarının yetiştiricilik dönemi sonunda normal toprak ve rizosfer toprağı nitrifikasyon aktivitesi ($\mu\text{g NO}_2^- \text{-N g}^{-1}$ kuru toprak saat⁻¹) üzerine etkisi

Uygulamalar	Yetiştiricilik Dönemi			
	I		II	
	Toprak			
	Normal	Rizosfer	Normal	Rizosfer
Kontrol	0.82	0.81	0.95	1.03
BB300	0.87	1.05	3.58	1.17
DB300	0.92	0.96	1.89	0.93
KB300	0.88	0.69	1.97	1.07
MB300	1.15	1.20	2.09	1.15
BB500	1.19	0.82	3.72	1.34
DB500	1.21	0.94	1.55	1.86
KB500	0.85	0.82	4.12	1.15
MB500	1.29	0.90	3.03	1.34
ANOVA (Tek yönlü; p<0.05)	Ö. D ¹	Ö. D	Ö. D	Ö. D

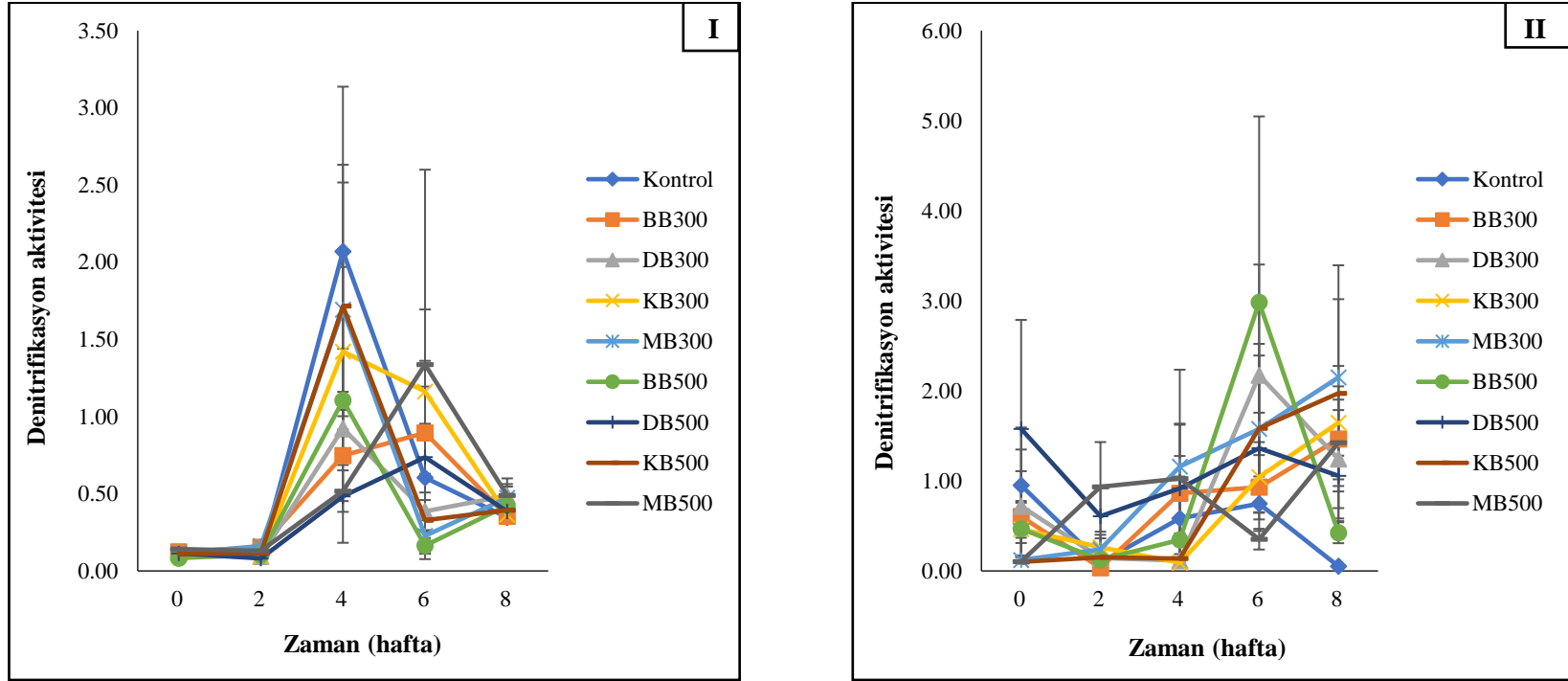
¹Ö. D; önemli değil.

4.1.6. Denitrifikasyon aktivitesi

Yetiştiricilik dönemi boyunca normal toprakta izlenen denitrifikasyon aktivitesi

Yetiştiricilik dönemi boyunca normal toprağın denitrifikasyon aktivitesindeki değişimler Şekil 4.11'de sunulmuştur. Sonuçlar, denitrifikasyon aktivitesinde her iki dönemde de istatistiksel olarak ($p < 0.001$) farklılık göstermiştir. Şekil 4.11 incelendiğinde tüm uygulamalara ait denitrifikasyon aktivitesi birinci dönemde artış ve azalma şeklinde genel bir dalgalanma eğilimi göstermiştir ($p < 0.001$) ve özellikle 4. ve 6. haftalarda artışlar gözlenmiştir. İkinci yetiştiricilik dönemi için denitrifikasyon aktivitesinde özellikle 6. ve 8. haftalarda artışlar olmuştur ($p < 0.001$).

Biyokömür uygulamalarının ve zamanın denitrifikasyon aktivitesi üzerindeki etkilerine ilişkin sonuçlar Çizelge 4.11'de verilmiştir. Biyokömür uygulamaları arasında her iki dönemde de istatistiksel bir fark ($p < 0.05$) gözlenmemiştir. Benzer şekilde, uygulama ve zaman arasındaki etkileşim de önemsiz bulunmuştur (Çizelge 4.10).



Şekil 4.11. Biyokömür uygulamalarının yetiştiricilik dönemi boyunca normal toprağın denitrifikasyon aktivitesi ($\mu\text{g NO}_2\text{-N g}^{-1}$ kuru toprak saat⁻¹) üzerine zamana bağlı etkisi (I. Birinci dönem, II. İkinci dönem, BB: Bağ budama biyokömürü 300 °C & 500 °C, DB: Domates biyokömürü 300 °C & 500 °C, KB: Karanfil biyokömürü 300 °C & 500 °C, MB: Muz biyokömürü 300 °C & 500 °C)

Çizelge 4.11. Biyokömür uygulamalarının yetiştiricilik dönemi boyunca normal toprağın denitrifikasyon aktivitesi ($\mu\text{g NO}_2^- \text{N g}^{-1}$ kuru toprak saat^{-1}) üzerine zamana bağlı etkisi

Uygulama	Yetiştiricilik Dönemi											Ortamala (uygulama)	
	I					II					I		II
	Zaman (hafta)												
	0	2	4	6	8	0	2	4	6	8			
Kontrol	0.10	0.10	2.07	0.61	0.35	0.95	0.09	0.58	0.75	0.05	0.64	0.49	
BB300	0.12	0.15	0.75	0.90	0.35	0.61	0.04	0.86	0.93	1.46	0.46	0.78	
DB300	0.12	0.10	0.94	0.39	0.49	0.72	0.15	0.11	2.17	1.24	0.40	0.88	
KB300	0.11	0.10	1.42	1.16	0.36	0.46	0.26	0.09	1.04	1.65	0.63	0.70	
MB300	0.12	0.16	1.69	0.23	0.47	0.12	0.24	1.16	1.58	2.15	0.53	1.05	
BB500	0.08	0.11	1.10	0.16	0.42	0.47	0.12	0.35	2.98	0.42	0.38	0.87	
DB500	0.11	0.08	0.48	0.74	0.39	1.58	0.61	0.92	1.36	1.05	0.36	1.10	
KB500	0.11	0.12	1.71	0.33	0.39	0.10	0.15	0.14	1.58	1.97	0.53	0.79	
MB500	0.14	0.13	0.52	1.33	0.49	0.10	0.93	1.02	0.35	1.42	0.52	0.77	
Ortamala (zaman)	0.11c ^{1,2}	0.11c	1.19a	0.65b	0.41bc	0.57b	0.29b	0.58b	1.42a	1.27a			
ANOVA (Tekrarlı ölçüm; p<0.05)													
Zaman	13.77***					5.49*** ³							
Uygulama	Ö.D					Ö. D							
Uygulama X Zaman	Ö. D					Ö. D							

1 Aynı harfle gösterilmeyen değerler arasındaki fark %5 düzeyinde önemlidir.

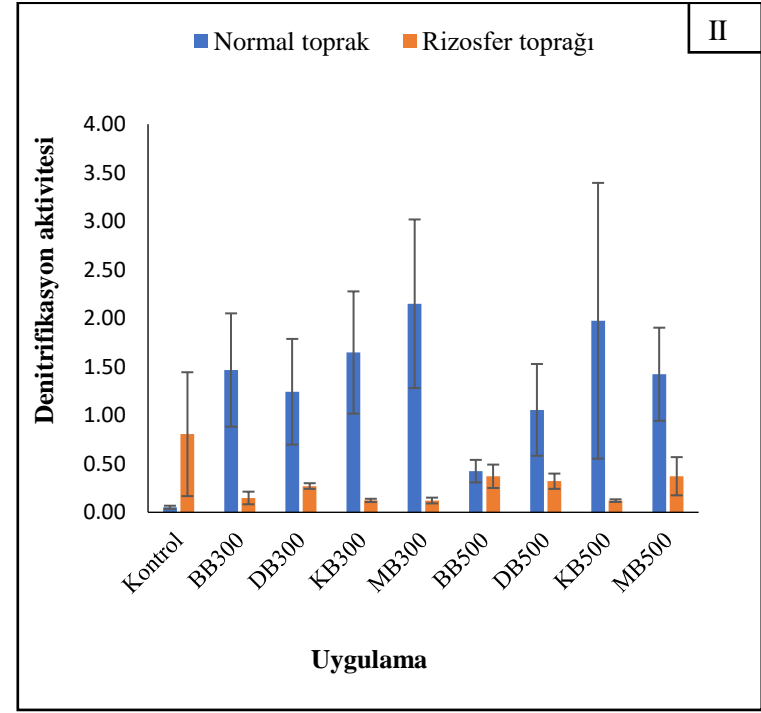
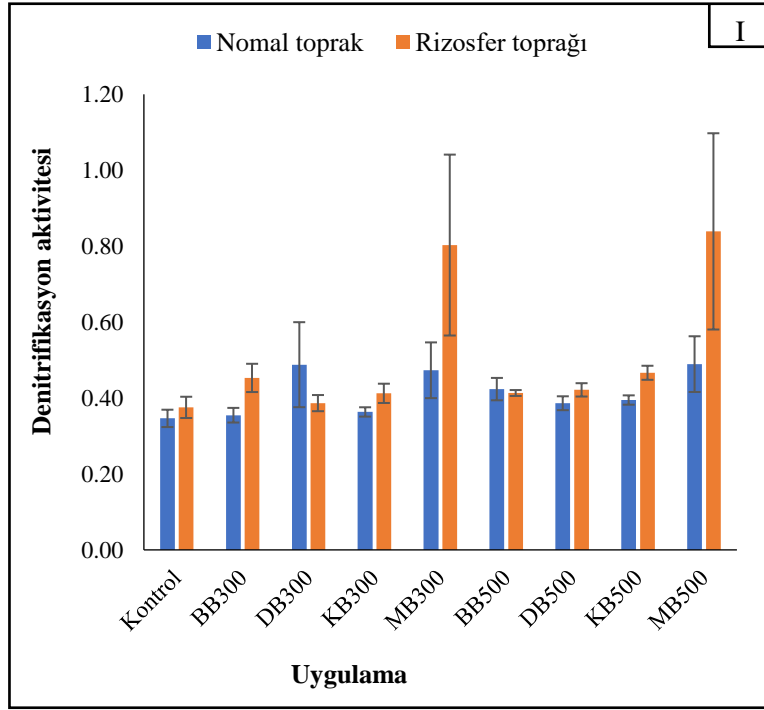
2 Aynı yetiştiricilik döneminde küçük harfle gösterilen değerler her bir uygulamaya ait hafta bazındaki ortalamalar arasındaki farklılıkları göstermektedir.

3 ***; %0,1 düzeyinde önemlidir.

4 Ö. D; Önemli değil.

Yetiştiricilik dönemi sonunda normal toprakta ve rizosfer toprağında denitrifikasyon aktivitesi

Uygulamaların, yetiştiricilik dönemi sonunda normal toprağın ve rizosfer toprağının denitrifikasyon aktivitesi üzerine etkileri Şekil 4.12'da sunulmuştur. Sonuçlar, denitrifikasyon aktivitesinin her iki dönemde de biyokömür uygulamasından sonra normal toprak ve rizosfer toprağı arasında istatistiksel olarak farklılık gösterdiğini ortaya koymuştur (birinci ve ikinci dönem için sırasıyla $p < 0.05$ ve $p < 0.001$). Birinci dönemde rizosfer toprağının denitrifikasyon aktivitesi normal toprağa göre artarken, ikinci dönemde ise tersi bir gözlem yapılmıştır. Birinci dönemde normal toprak ile karşılaştırıldığında, BB300, KB300, MB300, KB500 ve MB500 uygulamaları rizosfer toprağında denitrifikasyon aktivitesini %38.6, %13.9, %70.2, %20.5 ve %71.43 oranlarında önemli ölçüde arttırmıştır (Şekil 4.12). Normal toprağa göre rizosfer topraklarında en yüksek artış MB500 uygulamasıyla elde edilirken, en düşük artış rizosferde KB300 uygulama tarafından elde edilmiştir. İkinci dönem için normal toprakta BB300, DB300, KB300, MB300, DB500, KB500 ve MB500 uygulamalarındaki denitrifikasyon aktivitesi, rizosfer toprağının benzer uygulamalarına göre sırasıyla %873.3, %359.3, %1275.0, %1691.7, %228.1, %1541.7 ve %283.8 oranlarında artmıştır (Şekil 4.12). Rizosfer toprağa göre normal topraklarında en yüksek artış MB300 uygulaması ile elde edilirken, en düşük artış DB500 tarafından elde edilmiştir. Ancak topraklara biyokömür uygulamaları her iki dönemde denitrifikasyon aktivitesini, normal toprak ve rizosfer toprağına ait kontrolün üzerinde artırmamıştır (Çizelge 4.12).



Şekil 4.12. Biyokömür uygulamalarının yetiştiricilik dönemi sonunda normal toprak ve rizosfer toprağı denitrifikasyon aktivitesi (µg NO₂⁻-N g⁻¹ kuru toprak saat⁻¹) üzerine etkisi (I. Birinci dönem, II. İkinci dönem, BB: Bağ budama biyokömürü 300 °C & 500 °C, DB: Domates biyokömürü 300 °C & 500 °C, KB: Karanfil biyokömürü 300 °C & 500 °C, MB: Muz biyokömürü 300 °C & 500 °C)

Çizelge 4.12. Biyokömür uygulamalarının yetiştiricilik dönemi sonunda normal toprak ve rizosfer toprağı denitrifikasyon aktivitesi ($\mu\text{g NO}_2^- \text{N g}^{-1}$ kuru toprak saat⁻¹) üzerine etkisi

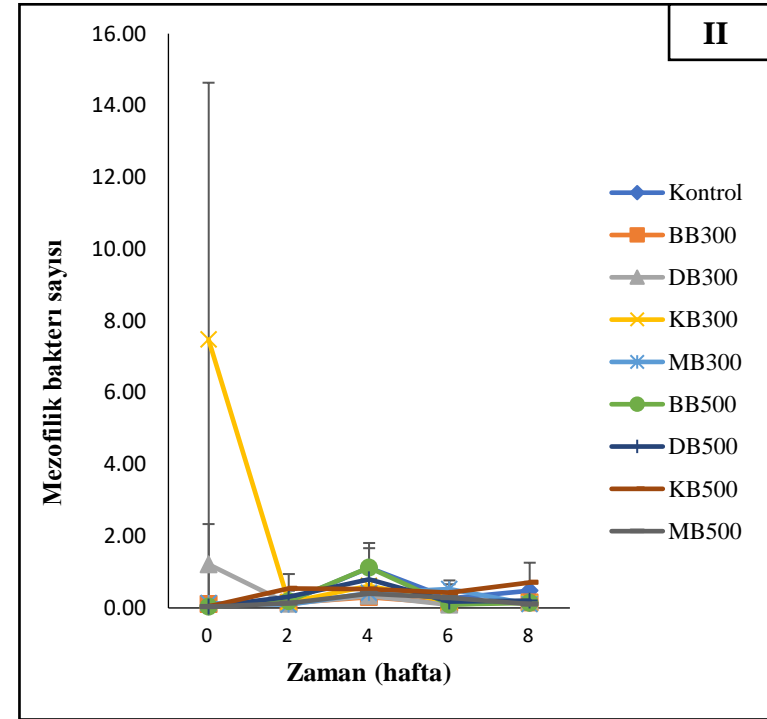
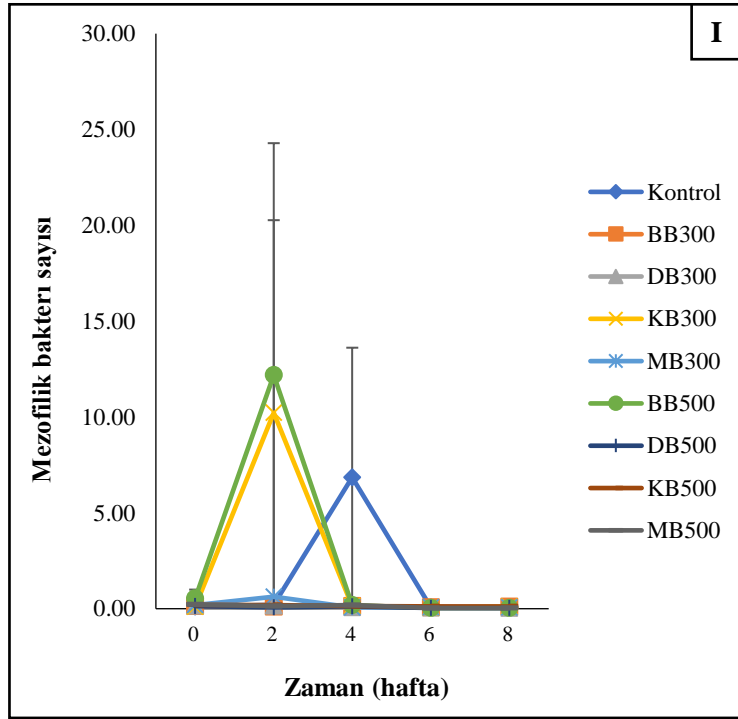
Uygulama	Yetiştiricilik Dönemi			
	I		II	
	Toprak			
	Normal	Rizosfer	Normal	Rizosfer
Kontrol	0.35	0.38	0.50	0.80
BB300	0.35	0.45	1.46	0.15
DB300	0.49	0.39	1.24	0.27
KB300	0.36	0.41	1.65	0.12
MB300	0.47	0.80	2.15	0.12
BB500	0.42	0.41	0.42	0.37
DB500	0.39	0.42	1.05	0.32
KB500	0.39	0.47	1.97	0.12
MB500	0.49	0.84	1.42	0.37
ANOVA (Tek yönlü; p<0.05)	Ö. D ¹	Ö. D	Ö. D	Ö. D

¹ Ö. D; Önemli değildir

4.1.7. Toplam mezofilik aerobik bakteri sayısı

Yetiştiricilik dönemi boyunca normal toprakta izlenen bakteri sayısı

Yetiştiricilik dönemi boyunca normal toprakta toplam mezofilik aerobik bakteri sayısındaki değişimler Şekil 4.13 ve Çizelge 4. 13’de sunulmuştur. Sonuçlar, her iki dönemde de zaman içinde tüm uygulamalarda toprak bakterilerinin sayısında anlamlı bir farkın olmadığını ($p < 0.05$) ortaya koymuştur. Birinci dönemde bakteri sayısında 2. ve 4. haftalarda artış olmuş ancak bu artış diğer haftalara göre anlamlı bulunmamıştır. İkinci dönemde, 0. hafta en yüksek bakteri sayısını vermiş ancak diğer haftalardan önemli ölçüde farklı olmamıştır. Uygulamalar açısından her iki dönemde de anlamlı bir fark oluşmamıştır. Biyokömür uygulamaları kontrol ile karşılaştırıldığında anlamlı bir farklılık gözlenmemiştir. Uygulama ve zaman etkileşiminin de önemli olmadığı belirlenmiştir.



Şekil 4.13. Biyokömür uygulamalarının yetiştiricilik dönemi boyunca normal topraktaki Mezofilik bakteri sayısı ($\times 10^3$ kob g⁻¹ kuru toprak) üzerine zamana bağlı etkisi (I. Birinci dönem, II. İkinci dönem, BB: Bağ budama biyokömürü 300 °C & 500 °C, DB: Domates biyokömürü 300 °C & 500 °C, KB: Karanfil biyokömürü 300 °C & 500 °C, MB: Muz biyokömürü 300 °C & 500 °C)

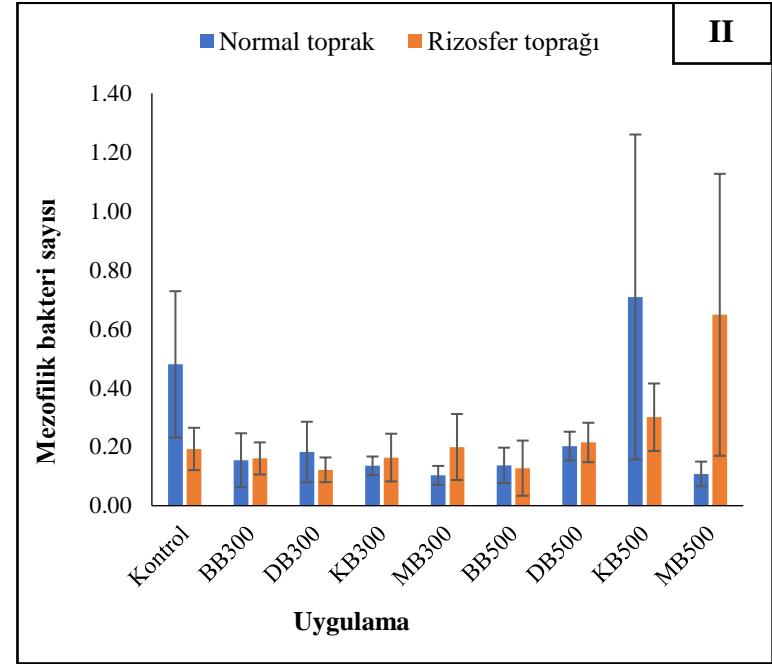
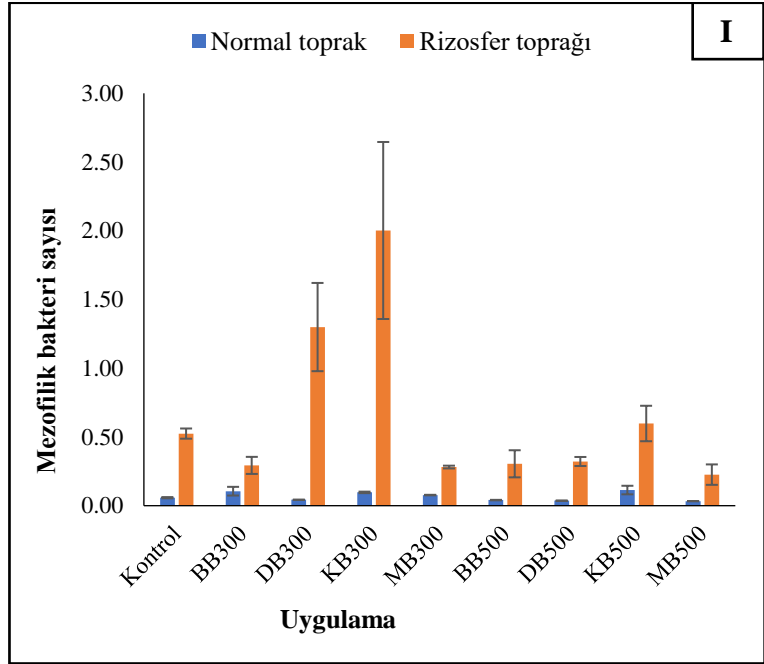
Çizelge 4.13. Biyokömür uygulamalarının yetiştiricilik dönemi boyunca normal topraktaki bakteri sayısı ($\times 10^3$ kob g^{-1} kuru toprak) üzerine zamana bağlı etkisi

Uygulama	Yetiştiricilik Dönemi											Ortalama (uygulama)	Ortalama (uygulama)	
	I					II					I			II
	Zaman (hafta)													
	0	2	4	6	8	0	2	4	6	8				
Kontrol	1.1	2.1	68.5	0.6	0.6	0.3	2.0	11.2	2.7	4.8	14.6	4.2		
BB300	1.3	1.0	1.4	0.7	1.1	1.1	1.4	2.9	1.4	1.5	1.1	1.7		
DB300	1.5	1.6	0.8	0.6	0.4	12.1	1.2	3.4	0.9	1.8	1.0	3.9		
KB300	1.1	10.2	1.4	0.6	1.0	74.8	1.6	6.2	1.8	1.4	2.1	1.7		
MB300	1.8	6.3	0.7	0.8	0.8	1.3	1.0	4.2	5.3	1.0	2.1	2.5		
BB500	5.4	12.2	1.9	0.4	0.4	0.3	1.8	11.2	0.9	1.4	26.0	3.1		
DB500	1.4	0.7	1.2	0.4	0.4	0.3	3.1	8.0	1.7	2.0	0.8	3.0		
KB500	2.0	1.9	1.3	1.2	1.1	0.4	5.4	5.2	4.3	0.8	1.5	4.5		
MB500	2.1	1.4	1.8	0.3	0.3	0.3	1.3	4.0	2.8	1.1	1.2	1.9		
Ortalama (zaman)	2.0	6.6	8.8	0.6	0.7	10.1	2.1	6.3	2.4	2.5				
ANOVA (Tekrarlı ölçüm; $p < 0.05$)														
Zaman	Ö. D ¹					Ö. D								
Uygulama	Ö. D					Ö. D								
Uygulama x Zaman	Ö. D					Ö. D								

¹Ö.D; Önemli değil

Yetiştiricilik dönemi sonunda normal toprakta ve rizosfer toprağında bakteri sayısı

Biyokömür uygulamaları sonrasında normal topraktaki bakteri sayısını rizosfer toprağı ile karşılaştıran sonuçlar Şekil 4.14'te verilmiştir. Sonuçlar, topraktaki bakteri sayısının brinci dönemi için normal toprak ile rizosfer toprağı arasında önemli ölçüde değiştiğini ($p < 0.001$) ortaya koymuştur. Rizosfer bakteri sayısı normal toprağı göre önemli ölçüde daha yüksek olarak belirlenmiştir. Birinci dönem normal toprak uygulamalarına kıyasla rizosfer toprağında kontrol, BB300, DB300, KB300, MB300, BB500, DB500, KB500 ve MB500 uygulamalarında bakteri sayısı sırasıyla %766.7, %163.6, %3150.0, %1900.0, %250.0, %650.0, %700.0, %445.5, ve %666.7 oranlarında artmıştır (Şekil 4.14). Normal toprağı göre rizosfer topraklarında en yüksek artış DB300 uygulaması ile elde edilirken, en düşük artış BB300 uygulaması tarafından elde edilmiştir. Bununla birlikte, ikinci dönemde normal toprak ile rizosfer arasında bakteri sayısında istatistiksel bir farklılık vardır. İkinci dönem normal toprak uygulamalarına kıyasla rizosfer toprağında MB500 uygulamasında bakteri sayısı %490.9 oranlarında artmıştır (Şekil 4.14). Birinci dönem normal toprakta kontrole göre bakteri sayısı sırasıyla %50, %50, %50 ve %100 oranlarında düşmüştür (Çizelge 4.14). Normal toprak birinci dönemde kontrole göre KB500 uygulamasında bakteri sayısı %83.3 oranlarında arttırmıştır. Birinci dönemde, rizosfer toprağındaki BB300 ve KB300 uygulamaları kontrole göre bakteri sayısını önemli ölçüde arttırmıştır (sırasıyla %150.0 ve %284.6 oranında). Ancak, topraklara biyokömür uygulamaları ikinci dönemde bakteri sayısını normal toprak ve rizosfer toprağına ait kontrole kıyasla artırmamıştır (Çizelge 4.14).



Şekil 4.14. Biyokömür uygulamalarının yetiştiricilik dönemi sonunda normal toprak ve rizosfer toprağındaki bakteri sayısı ($\times 10^3$ kob g^{-1} kuru toprak) üzerine etkisi (I. Birinci dönem, II. İkinci dönem, BB: Bağ budama biyokömürü 300 °C & 500 °C, DB: Domates biyokömürü 300 °C & 500 °C, KB: Karanfil biyokömürü 300 °C & 500 °C, MB: Muz biyokömürü 300 °C & 500 °C)

Çizelge 4.14. Biyokömür uygulamalarının yetiştiricilik dönemi sonunda normal toprak ve rizosfer toprağındaki bakteri sayısı ($\times 10^3$ kob g^{-1} kuru toprak) üzerine etkisi

Uygulamalar	Yetiştiricilik Dönemi			
	I		II	
	Toprak			
	Normal	Rizosfer	Normal	Rizosfer
Kontrol	0.6b	5.2c	4.8	1.9
BB300	1.1ab	2.9c	1.5	1.6
DB300	0.4c	13.0ab	1.8	1.2
KB300	1.0ab	20.0a	1.4	1.6
MB300	0.8abc	2.8c	1.0	2.0
BB500	0.4c	3.0c	1.4	1.3
DB500	0.4c	3.2c	2.0	2.1
KB500	1.1a	6.0bc	7.1	3.0
MB500	0.3c	2.3c	1.1	6.5
ANOVA (Tek yönlü; $p < 0.05$)	4.25** ²	5.76*** ³	Ö. D	Ö. D

1 Aynı harfle gösterilmeyen değerler arasındaki fark %5 düzeyinde önemlidir.

2**; %1 düzeyinde önemlidir

3***; %0,1 düzeyinde önemlidir

4 Ö.D; önemli değil.

4.2. Biyokömür uygulamalarının toprağıın kimyasal özellikleri üzerine etkileri

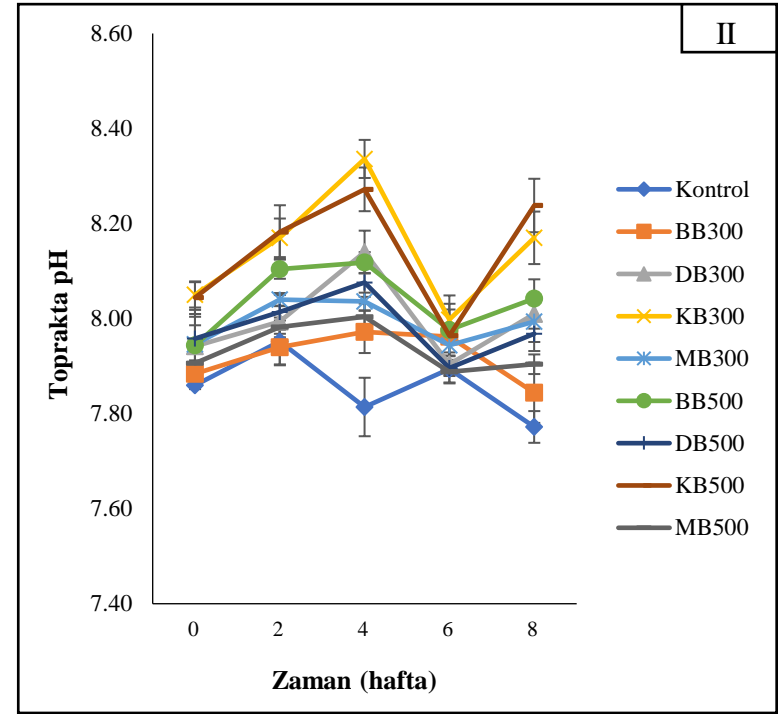
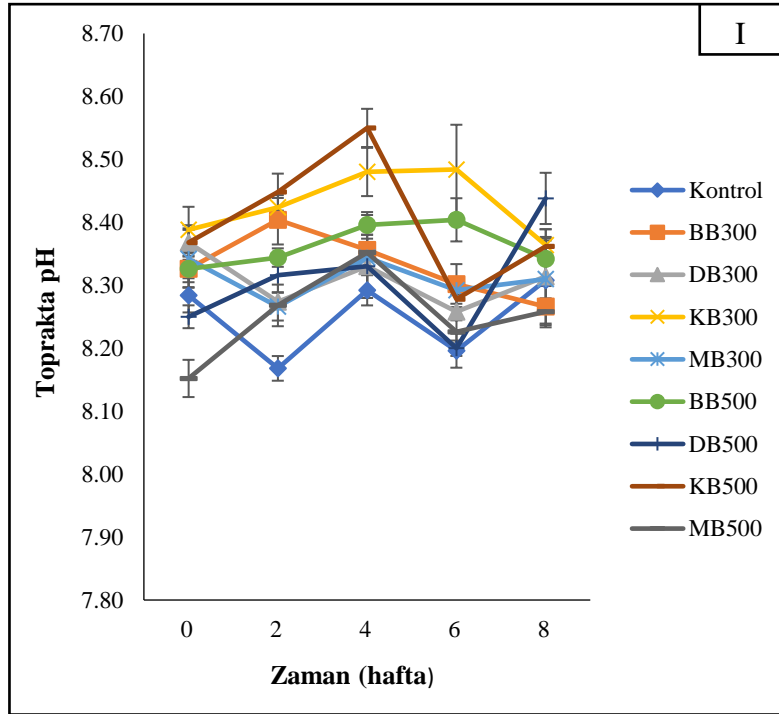
4.2.1. Toprakta pH ve EC değişimleri

Yetiştiricilik dönemi boyunca normal toprakta izlenen pH

Yetiştiricilik dönemi boyunca normal toprakta pH'ı değişimler Şekil 4.15 ve Çizelge 4. 15'de sunulmuştur. Her iki dönemlerdeki biyokömür uygulamalarından sonra pH'da zaman içinde bir değişiklik ($p < 0.001$) elde edilir. Birinci ve ikinci dönemler için incelendiğinde grafikler, tüm uygulamalarda zaman içinde toprak pH'ındaki küçük artışlar ve azalmalar ($p < 0.001$) ile dalgalanma eğilimi göstermiştir. Genellikle pH değerindeki en yüksek artış her iki dönemler de (I & II) 4. haftada gözlenmiştir. Biyokömür uygulamaları toprak pH'ında her iki dönemler boyunca kontrol boyunca zamanla artar ($p < 0.001$).

Uygulamalarda istatistiksel farklılıklar ($p < 0.001$), her iki dönemler de zaman ve etkileşim gözlendi (Çizelge 4.15). Uygulamalarda, MB500 uygulaması hariç biyokömür uygulamaları, toprak pH'ında birinci dönemdeki kontrolden önemli ölçüde farklıydı ($p < 0.001$). BB300 ve BB500 uygulamalarındaki toprak pH değerleri birbirine benzer ancak diğer uygulamalardan farklıydı ($p < 0.001$). KB300 ve KB500 uygulamalarının toprak pH değerleri benzer ancak diğer uygulamalardan farklıydı ($p < 0.001$). BB300, DB300, KB300, MB300, BB500, DB500 ve KB500 uygulamalarının toprak pH değerleri, kontrole göre sırasıyla 0.08, 0.06, 0.18, 0.06, 0.11, 0.06 ve 0.15 birim artmıştır ($p < 0.001$). Diğer

uygulamalarla karşılaştırıldığında, en yüksek pH değeri KB300 uygulaması ile elde edilmiştir. İkinci dönem için tüm uygulamalar toprak pH değerinde kontrolden istatistiksel olarak farklıdır ($p < 0.001$). Kontrole kıyasla, BB300, DB300, KB300, MB300, BB500, DB500, KB500 ve MB500 uygulamalarındaki toprak pH değeri, ikinci dönemde sırasıyla 0.06, 0.14, 0.29, 0.14, 0.18, 0.08, 0.28 ve 0.08 birim artmıştır. İkinci dönemdeki uygulamalar karşılaştırıldığında en yüksek birim KB500 uygulaması ile, en düşük birim BB300 uygulaması ile elde edilmiştir. İstatistiksel olarak, KB300 ve KB500 uygulamaları benzer ancak diğer uygulamalardan farklı olmuştur ($p < 0.001$). Ayrıca her iki dönemde uygulama ve zaman arasında pH değerinde etkileşimli bir etki ($p < 0.001$) vardır (Çizelge 4. 15).



Şekil 4.15. Biyokömür uygulamalarının yetiştiricilik dönemi boyunca normal topraktaki pH üzerine zamana bağlı etkisi (I. Birinci dönem, II. İkinci dönem, BB: Bağ budama biyokömürü 300 °C & 500 °C, DB: Domates biyokömürü 300 °C & 500 °C, KB: Karanfil biyokömürü 300 °C & 500 °C, MB: Muz biyokömürü 300 °C & 500 °C)

Çizelge 4.15. Biyokömür uygulamalarının yetiştiricilik dönemi boyunca normal topraktaki pH üzerine zamana bağlı etkisi

Uygulama	Yetiştiricilik Dönemi											Ortalama (uygulama)	Ortalama (uygulama)	
	I					II					I			II
	Zaman (hafta)													
	0	2	4	6	8	0	2	4	6	8				
Kontrol	8.28	8.19	8.29	8.20	8.31	7.86	7.95	7.81	7.89	7.77	8.25E ^{1,2}	7.86F		
BB300	8.33	8.40	8.36	8.30	8.27	7.88	7.94	7.97	7.96	7.84	8.33CD	7.92E		
DB300	8.37	8.27	8.33	8.26	8.31	7.94	8.00	8.14	7.90	8.01	8.31D	8.00BC		
KB300	8.39	8.42	8.48	8.48	8.36	8.05	8.17	8.34	8.00	8.17	8.43A	8.15A		
MB300	8.34	8.27	8.34	8.30	8.31	7.95	8.04	8.04	7.94	7.99	8.31D	8.00BC		
BB500	8.33	8.34	8.40	8.40	8.34	7.94	8.10	8.12	7.98	8.04	8.36BC	8.04B		
DB500	8.25	8.32	8.33	8.20	8.44	7.96	8.01	8.08	7.90	7.97	8.31D	7.98CD		
KB500	8.37	8.45	8.55	8.28	8.36	8.04	8.18	8.27	7.96	8.24	8.40AB	8.14A		
MB500	8.15	8.27	8.35	8.23	8.26	7.91	7.98	8.00	7.89	7.90	8.25E	7.94DE		
Ortalama (zaman)	8.31bc ^{1,3}	8.32bc	8.381a	8.29c	8.33b	7.95d	8.04b	8.09a	7.94d	8.00c				
ANOVA (Tekrarlı ölçüm; p<0.05)														
Zaman	8.71***					22.91*** ⁴								
Uygulama	16.67***					29.21***								
Uygulama x Zaman	3.154***					2.41***								

1 Aynı harfle gösterilmeyen değerler arasındaki fark %5 düzeyinde önemlidir.

2 Aynı yetiştiricilik döneminde büyük harfle gösterilen değerler uygulamaların ortalaması arasındaki farkı göstermektedir.

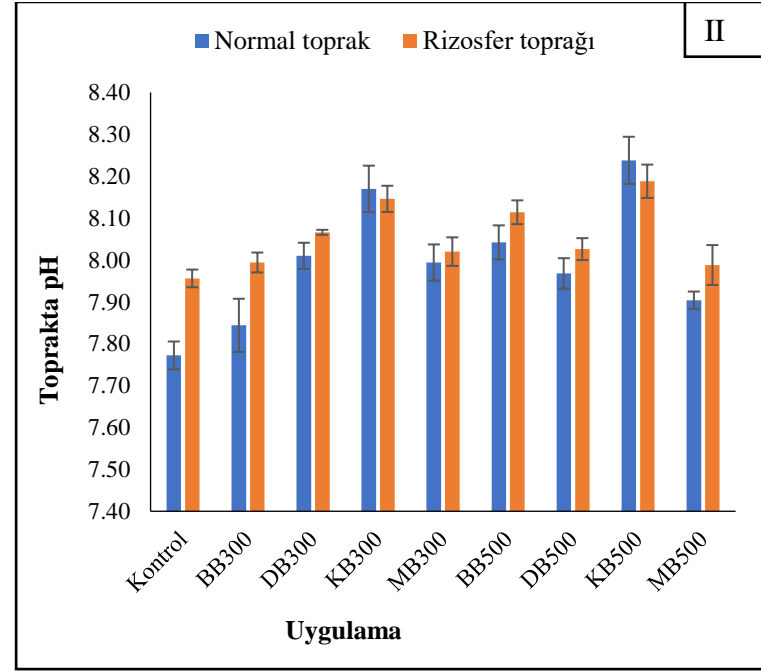
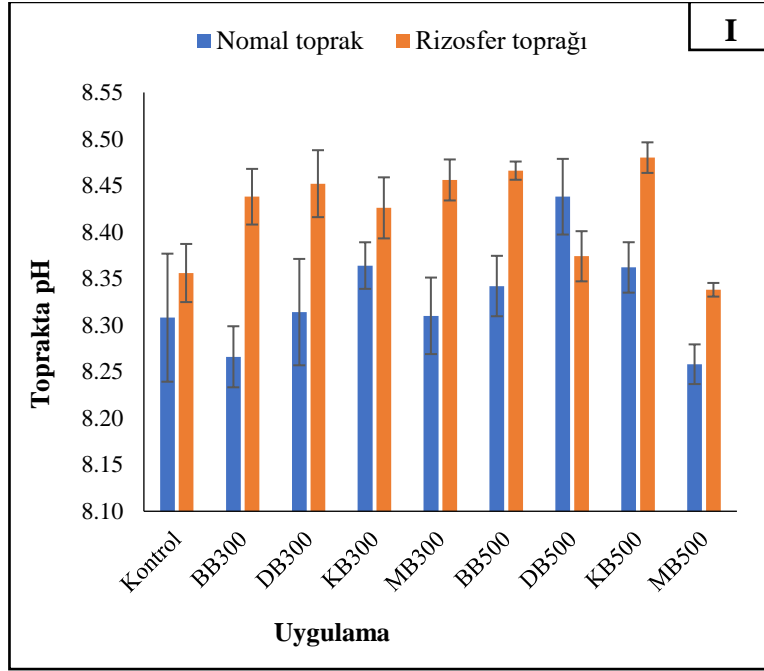
3 Aynı yetiştiricilik döneminde küçük harfle gösterilen değerler her bir uygulamaya ait hafta bazındaki ortalamalar arasındaki farklılıkları göstermektedir.

4 ***; %0,1 düzeyinde önemlidir.

Yetiştiricilik dönemi sonunda normal toprakta ve rizosfer toprağında pH

Yetiştiricilik dönemi sonunda normal toprak ve rizosfer toprağının pH değerlerindeki değişimler Şekil 4.16 ve Çizelge 4.16'da verilmiştir. Sonuçlar her iki dönemde de normal toprak ile rizosfer toprağı arasında istatistiksel bir farklılık ($p < 0.001$) olduğunu ortaya koymuştur. Rizosfer toprağının pH değerinin her iki dönemde de normal toprağın pH değerinden yüksek olduğu görülmüştür. Normal toprak ile karşılaştırıldığında, BB300, DB300, KB300, MB300, BB500 KB500 ve MB500 uygulamalarının rizosfer toprağının pH değerini sırasıyla %2.1, %1.7, %0.8, %1.8, %1.5, %1.4 ve %1.0 oranında artırdığı görülmüştür (Şekil 4.16). Rizosfer topraklarında en yüksek artış BB300 uygulaması ile ve en düşük artış KB500 uygulaması ile elde edilmiştir. İkinci dönemde normal toprak ile karşılaştırıldığında kontrol, BB300, DB300 ve MB500 uygulamalarının rizosfer toprağının pH değerini sırasıyla %2.4, %1.9, %0.7 ve %1.1 oranında artırdığı görülmüştür. Rizosfer topraklarında en yüksek artış BB300 uygulaması ile ve en düşük artış DB500 uygulaması ile elde edilmiştir (Şekil 4.16).

Biyokömür uygulamaları kontrol ile karşılaştırıldığında gözlenen istatistiksel farklılıklar Tablo 4.16'da sunulmuştur. Birinci dönemde kontrole kıyasla, rizosfer toprağında BB300, DB300, MB300, BB500 ve MB500 uygulamalarındaki pH değeri sırasıyla %1.0, %1.1, %1.2, %1.3 ve %1.4 oranında artmıştır. İkinci dönemde kontrole kıyasla, normal toprakta DB300, KB300, MB300, BB500, DB500, KB500 ve MB500 uygulamalarındaki pH değeri sırasıyla %3.1, %5.1, %3.0, %3.5, %3.0, %6.0 ve %1.7 oranında artmıştır. İkinci dönemde kontrole kıyasla, rizosfer toprağında DB300, KB300, BB500 ve KB500 uygulamalarındaki pH değeri sırasıyla %1.4, %2.4, %1.8 ve %2.9 oranında artmıştır. En yüksek artış KB500 uygulaması ile elde edilirken, en düşük artış rizosfer toprağına ait DB300 uygulaması ile elde edilmiştir. Ancak, birinci dönemde normal toprakta, biyokömür uygulamaları kontrole göre anlamlı derecede farklı çıkmamıştır (Çizelge 4.16).



Şekil 4.16. Biyokömür uygulamalarının yetiştiricilik dönemi sonunda normal toprak ve rizosfer toprağındaki pH değerleri üzerine etkisi (I. Birinci dönem, II. İkinci dönem, BB: Bağ budama biyokömürü 300 °C & 500 °C, DB: Domates biyokömürü 300 °C & 500 °C, KB: Karanfil biyokömürü 300 °C & 500 °C, MB: Muz biyokömürü 300 °C & 500 °C)

Çizelge 4.16. Biyokömür uygulamalarının yetiştiricilik dönemi sonunda normal toprak ve rizosfer toprağındaki pH değerleri üzerine etkisi

Uygulamalar	Yetiştiricilik Dönemi			
	I		II	
	Toprak			
	Normal	Rizosfer	Normal	Rizosfer
Kontrol	8.31	8.36cd ¹	7.77e	7.96e
BB300	8.27	8.44ab	7.84de	7.99de
DB300	8.31	8.45ab	8.01c	8.07bcd
KB300	8.36	8.43abc	8.17ab	8.15ab
MB300	8.31	8.46ab	8.00c	8.02cde
BB500	8.34	8.47a	8.04bc	8.11 abc
DB500	8.44	8.37bcd	8.00cd	8.03cde
KB500	8.36	8.48a	8.24a	8.19a
MB500	8.26	8.34d	7.90cd	7.99e
ANOVA (Tek yönlü; p<0.05)	Ö. D ⁴	3.80** ²	10.67*** ³	6.92***

¹Aynı harfle gösterilmeyen değerler arasındaki fark %5 düzeyinde önemlidir.

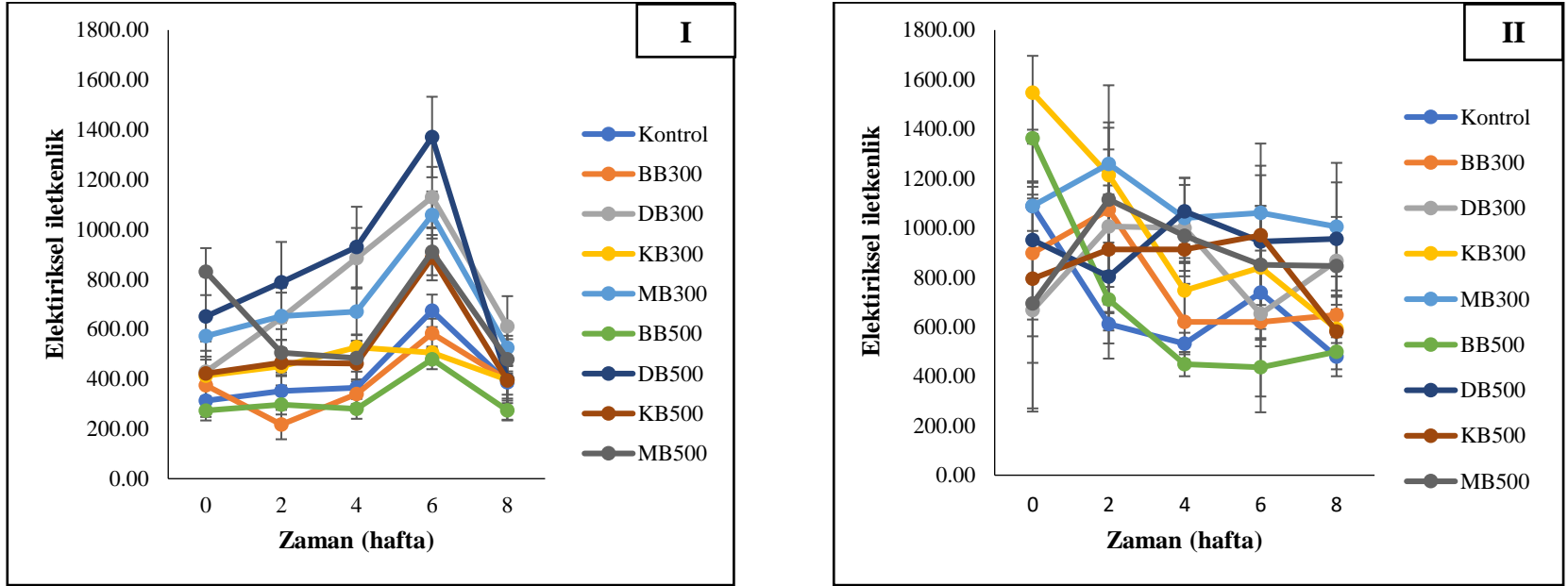
²**; %1 düzeyinde önemlidir

³***; %0,1 düzeyinde önemlidir

⁴Ö. D; Önemli değildir

Yetiştiricilik dönemi boyunca normal toprakta izlenen EC

Yetiştiricilik dönemi boyunca normal toprakta EC değişimleri Şekil 4.17 ve Çizelge 4.17’de sunulmuştur. Grafikler incelendiğinde, toprak EC'sinde sürekli bir artışla birlikte bir dalgalanma eğilimi ve zamanla bir düşüş (p <0.001) gözlenmiş; en yüksek değer ilk dönem 6. haftada elde edilirken, zamanla sürekli düşmüştür (p <0.05) ve en yüksek değer 0 ve 2. haftada elde edilmiştir. Birinci yetiştirme dönemi uygulamaları açısından EC'de istatistiksel bir farklılık oluşmuştur (Çizelge 4.17). Birinci dönem için biyokömür uygulamaları (B300, B500 ve KB300 uygulamaları hariç), EC değerini istatistiksel olarak benzer olan kontrole göre önemli ölçüde artırmıştır (p <0.001). Birinci dönemde DB300, MB300, DB500 ve MB500 uygulamaları EC değerini kontrole göre sırasıyla %77.1, %66.4, %98.1 ve %53.7 oranında önemli ölçüde artırmıştır. En yüksek EC değeri DB500 uygulamasıyla, en düşük değer ise BB500 uygulamasıyla elde edilmiştir. Birinci büyüme döneminde uygulama ile zaman arasında interaktif bir etki (p <0.001) gözlenmiştir. Ancak biyokömür uygulaması ikinci yetiştirme döneminde EC değerlerini etkilememiştir (p <0.05). Biyokömür uygulaması ikinci dönemde EC'yi artırmış ancak bu önemli olmamıştır (p <0.05). Ayrıca, uygulama ile zaman arasındaki etkileşim ikinci büyüme döneminde önemli bulunmamıştır (p <0.05).



Şekil 4. 17. Biyokömür uygulamalarının yetiştiricilik dönemi boyunca normal topraktaki EC'si (dS m^{-1}) üzerine zamana bağlı etkisi (I. Birinci dönem, II. İkinci dönem, BB: Bağ budama biyokömürü 300 °C & 500 °C, DB: Domates biyokömürü 300 °C & 500 °C, KB: Karanfil biyokömürü 300 °C & 500 °C, MB: Muz biyokömürü 300 °C & 500 °C)

Çizelge 4.17. Biyokömür uygulamalarının yetiştiricilik dönemi boyunca normal topraktaki EC'si (dS m^{-1}) üzerine zamana bağlı etkisi

Uygulama	Yetiştiricilik Dönemi											Ortalama (uygulama)	Ortalama (uygulama)	
	I					II					I			II
	Zaman (hafta)													
	0	2	4	6	8	0	2	4	6	8				
Kontrol	313.0	351.2	364.4	673.6	386.6	1088.0	611.8	532.4	738.2	479.0	417.8CDE ^{1,2}	689.9		
BB300	375.2	217.1	339.2	583.0	396.0	897.8	1073.0	620.0	619.4	647.6	382.1DE	771.6		
DB300	429.4	645.2	884.6	1129.6	611.0	667.4	1005.9	1000.0	652.4	866.8	740.0AB	838.5		
KB300	414.0	451.6	527.0	505.0	396.6	1546.4	1213.6	746.6	839.7	591.4	458.8CD	987.5		
MB300	572.0	652.0	670.4	1058.0	524.8	1088.3	1258.6	1040.4	1060.6	1005.0	695.4B	1090.6		
BB500	273.4	297.4	280.2	479.2	273.6	1361.8	710.8	449.2	436.2	499.2	320.8E	691.4		
DB500	651.4	788.2	929.4	1370.8	398.2	951.1	803.3	1067.0	944.2	955.8	827.6A	944.3		
KB500	422.0	465.2	461.8	886.8	394.2	794.4	913.3	912.4	969.9	581.0	526.0C	834.2		
MB500	830.8	505.8	484.2	910.6	479.0	694.6	1115.0	968.0	850.9	845.8	642.1B	894.9		
Ortalama (zaman)	475.7bc ^{1,3}	486.0bc	549.02b	844.1a	429.0c	1010.0a	967.3a	815.1ab	790.2ab	719.1b				
ANOVA (Tekrarlı ölçüm; $p < 0.05$)														
Zaman	34.59 ^{***}					2.61 ^{*4}								
Uygulama	21.68 ^{***5}					Ö. D ⁶								
Uygulama X Zaman	2.36 ^{***}					Ö. D								

1 Aynı harfle gösterilmeyen değerler arasındaki fark %5 düzeyinde önemlidir.

2 Aynı yetiştiricilik döneminde büyük harfle gösterilen değerler uygulamaların ortalaması arasındaki farkı göstermektedir.

3 Aynı yetiştiricilik döneminde küçük harfle gösterilen değerler her bir uygulamaya ait hafta bazındaki ortalamalar arasındaki farklılıkları göstermektedir.

4*; %1 düzeyinde önemlidir.

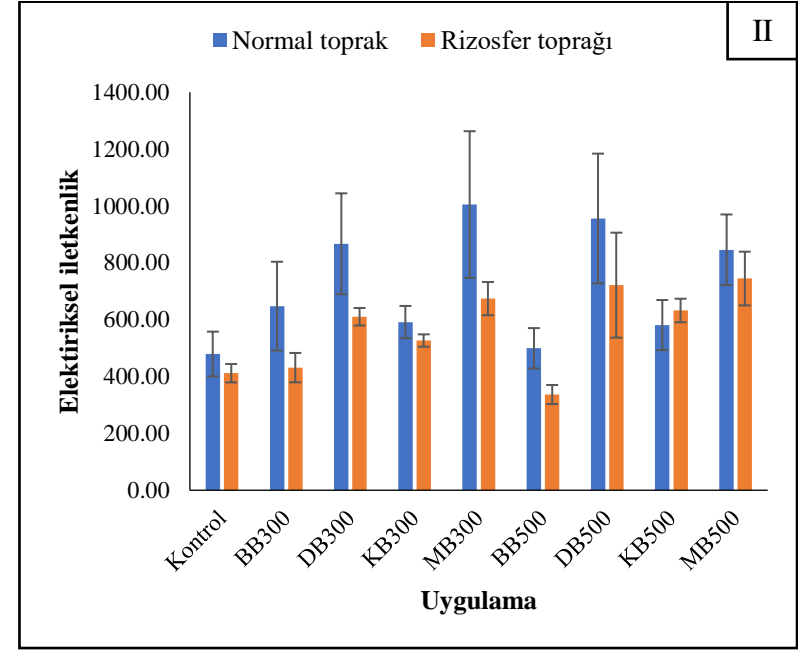
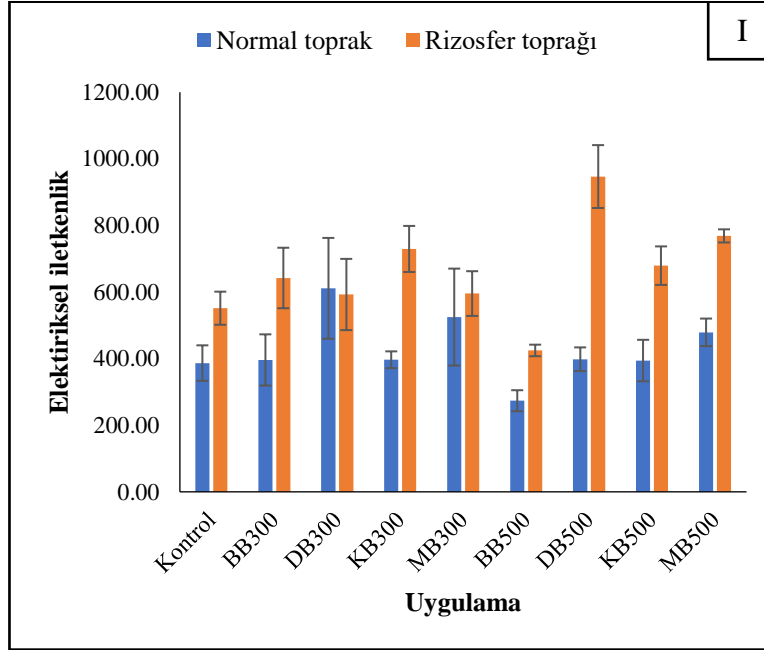
5***; %0.1 düzeyinde önemlidir.

6 Ö.D; önemi değil.

Yetiştiricilik dönemi sonunda normal toprakta ve rizosfer toprağında EC

Yetiştiricilik dönemi sonunda normal toprak ve rizosfer toprağının EC değerlerindeki değişimler Şekil 4.18 ve Çizelge 4.18 de verilmiştir. Sonuçlar, her iki dönemde de biyokömür uygulamalarından sonra rizosfer toprağı ile normal toprak arasında istatistiksel bir farklılığı (sırasıyla $p < 0.001$ ve $p < 0.01$ düzeyinde) ortaya çıkarmıştır. Birinci dönemdeki uygulamalarda rizosfer toprağındaki EC değerleri normal toprağa göre artış göstermiştir. Normal toprak ile karşılaştırıldığında, kontrol, BB300, KB300, DB500, DB500, KB500 ve MB500 uygulamalarının rizosfer toprağının EC değerini sırasıyla %42.6, %62.2, %83.9, %137.8, %72.3 ve %60.5 oranında önemli ölçüde artırdığı görülmüştür (Şekil 4.18). Ayrıca, ikinci dönemde rizosfer toprağı ile karşılaştırıldığında, BB300, DB300, MB300 ve BB500 uygulamalarının normal toprağın EC değerini sırasıyla %50.2, %42.1, %49.1 ve %13.6 oranında önemli ölçüde artırdığı görülmüştür (Şekil 4.18).

Biyokömür uygulamaları kontrol ile karşılaştırıldığında gözlenen istatistiksel farklılıklar Çizelge 4.18'da sunulmuştur. Birinci dönemde kontrole kıyasla, rizosfer toprağında DB500 uygulamasındaki EC değeri %71.7 oranında artmıştır. İkinci dönemde kontrole kıyasla, normal toprakta MB300, DB500 ve MB500 uygulamalarındaki EC değeri sırasıyla %63.8, %75.3 ve %80.9 oranında artmıştır. En yüksek artış MB500 uygulaması ile elde edilirken, en düşük artış rizosfer toprağına ait MB300 uygulaması ile elde edilmiştir. Ancak, her iki dönemde normal toprakta, biyokömür uygulamaları kontrole göre anlamlı derece farklı çıkmamıştır (Çizelge 4.18).



Şekil 4.18. Biyokömür uygulamalarının yetiştiricilik dönemi sonunda normal toprak ve rizosfer toprağındaki EC'si ($dS m^{-1}$) değerleri üzerine etkisi (I. Birinci dönem, II. İkinci dönem, BB: Bağ budama biyokömürü 300 °C & 500 °C, DB: Domates biyokömürü 300 °C & 500 °C, KB: Karanfil biyokömürü 300 °C & 500 °C, MB: Muz biyokömürü 300 °C & 500 °C)

Çizelge 4.18. Biyokömür uygulamalarının yetiştiricilik dönemi sonunda normal toprak ve rizosfer toprağındaki EC (dS m⁻¹) değerleri üzerine etkisi

Uygulama	Yetiştiricilik dönemi			
	I		II	
	Toprak			
	Normal	Rizosfer	Normal	Rizosfer
Kontrol	386.6	551.4bc	479.0	411.6cd
BB300	396.0	642.2bc	647.6	431.2bcd
DB300	611.0	592.6bc	866.8	610.2abc
KB300	396.6	729.4ab	591.4	526.6abcd
MB300	524.8	595.4bc	1005.0	674.0ab
BB500	273.6	424.6c	499.2	336.6d
DB500	398.2	946.8a	955.8	721.4a
KB500	394.2	679.2b	581.0	632.2abc
MB500	479.0	768.6ab	845.8	744.6a
ANOVA (Tek yönlü p<0.05)	Ö. D	4.33**	Ö. D	3.20**

1 Aynı harfle gösterilmeyen değerler arasındaki fark %5 düzeyinde önemlidir.

2 **: %1 düzeyinde önemlidir

3 Ö. D; Önemli değildir

4.2.2. Toprakta makro ve mikro besin element içeriklerindeki değişimler

Yetiştiricilik dönemi sonunda normal toprakta organik C, toplam N ve alınabilir P

Yetiştirme dönemi sonunda toprağın organik karbon kapsamı Çizelge 4.19'da sunulmuştur. Birinci dönemde organik karbon biyokömür uygulamalarından istatistiksel olarak etkilenmiştir (p <0.001). Toprağın organik karbon değerleri kontrole göre tüm biyokömür uygulamalarında önemli ölçüde artmıştır. BB300, DB300, KB300, MB300, BB500, DB500, KB500, MB500 uygulamaları kontrole göre topraktaki organik karbonu sırasıyla %54.7, %67.8, %40.2, %26.6, %100.6, %35.5, %30.2 ve % 74.6 oranında artırmıştır. En yüksek artış BB500 uygulamasıyla, en düşük artış ise MB300 uygulamasıyla elde edilmiştir. İkinci dönemde biyokömür uygulamaları (BB300 uygulaması hariç) toprağın organik karbon içeriğini önemli ölçüde etkilemiştir (p <0.01). DB300, KB300, MB300, BB500, DB500, KB500 ve MB500 uygulamaları kontrole göre topraktaki organik karbonu sırasıyla %102.8, %113.1, %67.3, %123.1, %94.0, %68.9 ve %147.0 oranında artırmıştır. En yüksek artış MB500 uygulamasıyla, en düşük artış ise MB300 uygulamasıyla elde edilmiştir. Bununla birlikte, BB300 uygulaması, kontrole göre toprak organik karbonunu önemli ölçüde artırmamıştır.

Yetiştiricilik dönemi sonunda normal toprağın toplam N ve alınabilir P kapsamı Çizelge 4.19'da sunulmuştur. Birinci dönemde toplam N konsantrasyonu biyokömür uygulamalarından etkilenmemiş (p <0.05) iken ikinci dönemde toplam N konsantrasyonu

istatistiksel olarak etkilenmiştir ($p < 0.01$). MB500 uygulamaları ile en yüksek toplam N konsantrasyonu ve BB300 uygulamaları ile en düşük toplam N konsantrasyonu elde edilmiştir. Kontrole kıyasla biyokömür uygulamalarından sonra toplam N konsantrasyonları istatistiksel olarak benzer olmuştur ($p < 0.05$). MB300, DB500 ve MB500 uygulamalarındaki toplam N konsantrasyonu birbirine benzer ancak BB300, KB300 ve BB500 uygulamalarından farklıdır ($p < 0.01$). Normal toprakta alınabilir P, her iki dönemdeki biyokömür uygulamalarından önemli ölçüde etkilenmiştir ($p < 0.01$) (Çizelge 4.19). Birinci dönem için DB300 uygulaması ile en yüksek alınabilir P (57.16 mg kg^{-1}) ve kontrol ile en düşük alınabilir P (40.04 mg kg^{-1}) elde edilmiştir. BB300 uygulaması, alınabilir P açısından istatistiksel olarak BB500 uygulamasına benzerdir. Bununla birlikte, BB300 ve BB500 uygulaması, alınabilir P'ye göre kontrolden daha yüksektir. DB300, MB300 ve DB500 uygulamalarında alınabilir P, kontrole göre sırasıyla %42.8, %29.9 ve %29.4 artış göstermiştir. İkinci dönem için DB300 uygulaması ile en yüksek alınabilir P (92.52 mg kg^{-1}), kontrol ile en düşük alınabilir P (59.49 mg kg^{-1}) değerleri elde edilmiştir. DB300, KB300, DB500 ve MB500 uygulamalarıyla alınabilir P, kontrole göre sırasıyla %55.5, %46.9, %32.8 ve %32.3 artış göstermiştir (Çizelge 4.19).

Çizelge 4.19. Biyokömür uygulamalarının yetiştiricilik dönemi sonunda normal toprağın organik C (%), toplam N (%) ve alınabilir P (mg kg^{-1}) kapsamı üzerine etkileri

Uygulama	C		N		P	
	Yetiştiricilik dönemi					
	I	II	I	II	I	II
Kontrol	3.38c	2.51c	0.23	0.25ab ¹	40.04c	59.49d
BB300	5.23b	3.55bc	0.30	0.21b	45.73bc	69.88cd
DB300	5.67b	5.09ab	0.25	0.27ab	57.16a	92.52a
KB300	4.74b	5.35b	0.27	0.23b	52.00ab	87.41ab
MB300	4.28b	4.20b	0.36	0.30a	40.53c	65.89cd
BB500	6.78a	5.60b	0.25	0.24b	47.05abc	66.49cd
DB500	4.58b	4.87b	0.27	0.31a	51.83ab	79.01abc
KB500	4.40b	4.24b	0.27	0.26ab	44.73bc	72.63bcd
MB500	5.90ab	6.20a	0.34	0.31a	49.46abc	78.71abc
ANOVA (Tek yönlü $P < 0.05$)	3.76***	6.2**	Ö. D ⁴	3.51** ²	3.09**	4.34**

¹Harflendirilen değerler biyokömür uygulamalarının ortalamasıdır. Aynı harfle gösterilmeyen değerler arasındaki farklar %5 düzeyinde önemlidir.

²** : %1 düzeyinde önemlidir.

³* : %1 düzeyinde önemlidir.

⁴Ö.D; önemli değil.

Yetiştiricilik dönemi sonunda normal toprakta değişebilir K, Ca, Mg ve Na

Yetiştiricilik dönemi sonunda normal toprağın değiştirilebilir K, Ca Mg ve Na kapsamı Çizelge 4.20'de sunulmuştur. Biyokömür uygulamaları, her iki dönemde de normal toprağın değişebilir K kapsamını artırmıştır. Kontrole kıyasla DB300, KB300, MB300, DB500, KB500 ve MB500 uygulamalarında değişebilir K, birinci dönem için

sırasıyla %185.0, %197.0, %67.0, %215.0, %279.0 ve %105.0 oranlarında, ikinci dönem için ise %495.0, %843.0, %281.0, %862.0, %1206.0 ve %486.0 oranlarında artmıştır. En yüksek değişebilir K (birinci ve ikinci dönem için sırasıyla 1.48 ve 2.75 meq / 100 g) KB500 uygulamasıyla elde edilmiştir. En düşük değişebilir K (birinci ve ikinci dönem için sırasıyla 0.39 ve 0.21 meq / 100 g) kontrol ile elde edilmiştir.

Biyokömür uygulamaları, her iki dönemde de bazı uygulamalar toprak değişebilir Mg'u artırmıştır (Çizelge 4.20). Kontrol ile karşılaştırıldığında, MB300 uygulaması birinci ve ikinci dönemde değişebilir Mg'u sırasıyla %23.0 ve %47.0 artırmıştır. Ayrıca ikinci dönemde MB500 uygulamasıyla değişebilir Mg kontrole göre %31 oranında artmıştır. MB300 uygulaması ile en yüksek değişebilir Mg konsantrasyonu (birinci ve ikinci dönem için sırasıyla 1.73 ve 2.02 meq / 100 g) elde edilirken en düşük değişebilir K değeri (birinci ve ikinci dönem için sırasıyla 1.24 ve 1.30 meq / 100 g) BB500 ve KB500 uygulamaları ile elde edilmiştir.

Birinci dönem biyokömür uygulamaların normal toprağın değişebilir Ca kapsamına etkisi önemsiz bulunmuştur. Ancak, ikinci dönemde değişebilir Ca biyokömür uygulamalarından istatistiksel olarak etkilenmiştir ($p < 0.01$) (Çizelge 4.20). Kontrolle karşılaştırıldığında ikinci dönemde KB300, BB500, DB500 ve KB500 uygulamalarında değişebilir Ca kapsamı sırasıyla %12.5, %12.0, %0.15 ve %22.8 oranında ve önemli düzeyde düşme göstermiştir. En yüksek değişebilir Ca (8.39 meq / 100 g) kontrol uygulamasıyla, en düşük değişebilir Ca (6.83 meq / 100 g) KB500 uygulamasıyla elde edilmiştir. Biyokömür uygulamalarından sonra toprakta değişebilir Ca'da da istatistiksel bir farklılık oluşmamıştır ($p < 0.05$). Biyokömür uygulamaları her iki dönem de değişebilir Na'u etkilememiştir ($p < 0.05$) (Çizelge 4.20). Birinci dönemde DB300, KB300 DB500 ve MB500 ortalama değerleri kontrole göre daha yüksek ancak istatistiksel olarak önemli bulunmamıştır ($p < 0.05$). İkinci dönemde BB300 uygulama ortalama değerleri kontrole göre daha yüksek ancak önemsiz bulunmuştur ($p < 0.05$). Ayrıca KB300 ve KB500 uygulamalarının ortalama değerleri her iki dönemde de kontrole göre daha yüksektir ancak anlamlı değildir ($p < 0.05$).

Çizelge 4.20. Biyokömür uygulamalarının yetiştiricilik dönemi sonunda normal toprağın değişebilir K (meq/100 g), Ca (meq/100 g), Mg (meq/100 g) ve Na (meq/100 g) kapsamı üzerine etkileri

Uygulama	Değişebilir katyon							
	K		Ca		Mg		Na	
	Yetiştiricilik dönemi							
	I	II	I	II	I	II	I	II
Kontrol	0.39	0.21e ^{1,2}	10.15	8.39a	1.41bcd	1.37b	0.26	0.29
BB300	0.46de	0.54de	9.51	8.18ab	1.30cd	1.36b	0.22	0.31
DB300	1.11b	1.25c	10.00	8.07abc	1.47bc	1.41b	0.32	0.26
KB300	1.16b	1.98b	9.69	7.46bcd	1.46bc	1.52b	0.28	0.35
MB300	0.65cd	0.80cd	9.03	7.82abc	1.73a	2.02a	0.22	0.26
BB500	0.42e	0.66de	9.00	7.49bcd	1.24d	1.33b	0.19	0.21
DB500	1.23b	2.02b	8.85	7.29cd	1.42bcd	1.37b	0.30	0.23
KB500	1.48a	2.75a	9.14	6.83d	1.37cd	1.30b	0.32	0.33
MB500	0.80c	1.23c	9.49	7.65abcd	1.59ab	1.79a	0.27	0.23
ANOVA (Tek yönlü P<0.05)	30.75 ^{***4}	20.17 ^{***}	Ö. D ⁵	3.49 ^{**2}	5.35 ^{***}	7.270 ^{***}	Ö. D	Ö. D

1 Aynı harfle gösterilmeyen değerler arasındaki fark %5 düzeyinde önemlidir.

2 Aynı yetiştiricilik döneminde küçük harfle gösterilen değerler her bir uygulamaya ait hafta bazındaki ortalamalar arasındaki farklılıkları göstermektedir.

3 **, %1 düzeyinde önemlidir.

4 ***, %0,1 düzeyinde önemlidir.

3 Ö.D; önemli değil.

Yetiştiricilik dönemi sonunda normal toprakta alınabilir Fe, Mn, Zn, Cu

Yetiştiricilik dönemi sonunda normal toprağın alınabilir Fe ve Mn kapsamı Çizelge 4.21'de sunulmuştur. Biyokömür uygulamaları ikinci dönemde normal toprağın alınabilir Fe ve Mn kapsamının üzerinde istatistiksel olarak önemli bir etki yapmamıştır. Ancak birinci dönemde uygulamaların önemli düzeyde farklılık yarattığı görülmüş olup bu farklılık biyokömür uygulamalarında kontrole göre bir düşüş şeklinde olmuştur ($p < 0.001$). DB300, DB500 ve MB500 uygulamalarında alınabilir Fe, kontrole göre sırasıyla %18.0, %18.0 ve %20.0 azalmıştır. BB500 uygulamasında alınabilir Mn, ikinci dönemde kontrole göre %21.0 azalmıştır. Normal toprakta alınabilir Zn ve Cu her iki dönemde de biyokömür uygulamalarından etkilenmemiştir ($p < 0.05$). Biyokömür uygulamaları ve kontrol arasında alınabilir Zn ve Cu açısından önemli bir fark ($p < 0.05$) gözlenmemiştir (Çizelge 4.22).

Çizelge 4.21. Biyokömür uygulamalarının yetiştiricilik dönemi sonunda normal toprağın alınabilir Fe (mg kg^{-1}) ve Mn (mg kg^{-1}) kapsamı üzerine etkileri

Uygulama	Fe		Mn	
	Yetiştiricilik dönemi			
	I	II	I	II
Kontrol	12.85a¹	9.74	23.48b	19.50
BB300	11.89ab	10.76	24.65b	25.64
DB300	10.59cd	8.49	26.12b	19.08
KB300	11.36bcd	8.83	24.42b	19.90
MB300	11.63abc	8.85	26.29b	20.50
BB500	12.52ab	10.34	18.48a	19.73
DB500	10.57cd	8.20	23.23b	15.55
KB500	11.74abc	9.63	23.42b	19.27
MB500	10.34d	9.00	22.50ab	18.86
ANOVA (Tek yön; $P < 0.05$)	4.89*** ²	Ö. D ⁴	2.66* ³	Ö. D

¹Harflendirilen değerler gübre uygulamalarının ortalamasıdır. Aynı harfle gösterilmeyen değerler arasındaki farklar %5 düzeyinde önemlidir.

²***; % 0.1 düzeyinde önemlidir.

³*; % 1 düzeyinde önemlidir.

⁴Ö.D.; önemli değil

Çizelge 4.22. Biyokömür uygulamalarının yetiştiricilik dönemi sonunda normal toprağın alınabilir Zn ve Cu (mg kg^{-1}) kapsamı üzerine etkileri

Uygulama	Zn		Cu	
	Yetiştiricilik dönemi			
	I	II	I	II
Kontrol	0.003	0.008	2.944	2.377
BB300	0.005	0.006	2.900	2.394
DB300	0.009	0.017	2.759	2.210
KB300	0.014	0.011	2.793	2.304
MB300	0.004	0.005	2.813	2.370
BB500	0.007	0.010	2.901	2.587
DB500	0.007	0.009	2.798	2.378
KB500	0.003	0.008	3.032	2.487
MB500	0.005	0.006	2.905	2.449
ANOVA (Tek yön; $P < 0.05$)	Ö. D	Ö. D	Ö. D	Ö. D

¹Ö.D.; önemli değil.

4.3. Marulda verim ve kalite parametreleri

Kalite parametreleri

Yetiştirme dönemi sonunda marul bitkisinde ölçülen yaprak sayısı (YS), bitki boyu (BB), kök boğazı çapı (KBÇ), baş uzunluğu (BU) ve klorofil (K) parametrelerine ait değerler Çizelge 4.23'te sunulmuştur. Bitki boyu dışındaki tüm parametreler üzerinde her iki dönemde de biyokömür uygulamalarının etkisi önemsiz bulunmuştur ($p < 0.05$). Bazı biyokömür uygulamaları, ikinci dönemdeki kontrole göre bitki boyunu önemli ölçüde etkilemiştir. Kontrole kıyasla DB300 ve MB500 uygulamalarındaki bitki boyu sırasıyla %15.2 ve %10.2 oranında artmıştır. DB300 ve MB500 uygulamaları ile elde edilen bitki boyu, diğer uygulamalardan önemli ölçüde daha yüksektir ($p < 0.05$). İkinci yetiştirme döneminde bitki boyu 19.70-22.70 cm arasında değişmiş olup en yüksek değer DB300 uygulaması ile elde edilirken, en düşük bitki yüksekliği kontrol ile elde edilmiştir.

Çizelge 4.23. Biyokömür uygulamalarının marul bitkisinin yaprak sayısı (YS), bitki boyu (BB), kök boğazı çapı (KBÇ), baş uzunluğu (BU) ve klorofil kapsamı (K) üzerine etkileri

Uygulama	YS (adet/1bitki ort.)		BB (cm)		KBÇ (mm)		BU (cm)		K ($\mu\text{mol m}^{-2}$)	
	Yetiştiricilik dönemi									
	I	II	I	II	I	II	I	II	I	II
Kontrol	44.0	29.60	13.72	19.70c ¹	14.39	12.30	19.52	23.20	30.82	21.80
BB300	40.8	31.20	15.62	20.60bc	12.51	12.62	18.58	24.80	33.90	27.06
DB300	41.4	34.60	15.32	22.70a	14.04	14.17	17.56	22.60	35.10	22.70
KB300	40.8	36.40	14.08	20.80bc	14.87	15.12	19.02	26.00	27.24	24.18
MB300	39.2	30.80	13.70	21.20abc	14.46	13.01	18.52	25.00	30.74	23.40
BB500	40.0	33.00	14.14	21.30abc	14.28	13.61	17.68	25.40	33.54	25.38
DB500	46.2	34.60	11.76	20.54bc	14.43	13.64	19.76	26.06	33.82	26.62
KB500	39.4	32.40	14.25	20.36bc	13.97	13.87	18.68	23.70	31.42	24.76
MB500	42.0	32.80	16.16	21.70ab	14.41	13.69	17.92	24.58	31.58	26.08
ANOVA (Tek yönlü; P<0.05)	Ö. D ³	Ö. D	Ö. D	2.72 ^{*2}	Ö. D	Ö. D	Ö. D	Ö. D	Ö. D	Ö. D

¹Harflendirilen değerler gübre uygulamalarının ortalamasıdır. Aynı harfle gösterilmeyen değerler arasındaki farklar %5 düzeyinde önemlidir

^{2*}; % 5 düzeyinde önemlidir.

³Ö.D.; önemli değil.

Marulda verim

Yetiştirme dönemi sonunda marul bitkisinin baş ağırlığı (BA) ve verim değerleri Çizelge 4.24'de sunulmuştur. Her iki yetiştirme dönemi için baş ağırlığı ve verim üzerine biyokömür uygulamalarının etkisi istatistiksel olarak anlamlı bulunmamıştır ($p < 0.05$). Dikkat çekici bir şekilde, bazı biyokömür uygulamalarında baş ağırlığı kontrolden daha yüksektir ancak bu durum istatistiksel olarak anlamlı bulunmamıştır. ($p < 0.05$).

Çizelge 4.24. Biyokömür uygulamalarının marul bitkisinin baş ağırlığı (OBA) ve verimi üzerine etkileri

Uygulama	BA (g/bitki)		Verim (t da ⁻¹)	
	Yetiştiricilik dönemi			
	I	II	I	II
Kontrol	94.49	173.97	0.19	0.35
BB300	92.32	187.34	0.18	0.37
DB300	81.71	221.03	0.16	0.44
KB300	92.32	221.73	0.18	0.44
MB300	89.51	205.99	0.18	0.41
BB500	67.92	190.49	0.14	0.38
DB500	101.16	201.02	0.20	0.40
KB500	82.12	188.49	0.16	0.38
MB500	93.58	217.01	0.19	0.43
ANOVA (Tek yönlü; P<0.05)	Ö. D ¹	Ö. D	Ö. D	Ö. D

¹Ö.D.; önemli değil

4.4. Ölçülen parametreler arasındaki korelasyon analizleri

Toprağın mikrobiyal aktivite ve kimyasal özellikleri ile ilgili korelasyon katsayısı (r) analizinin sonuçları Çizelge 4.25'te gösterilmektedir. Alkalın fosfatazın pH ve Ca ile istatistiksel olarak anlamlı doğrusal bir ilişkisi ($p < 0.001$) varken, β -glikozidaz, dehidrojenaz, nitrifikasyon, denitrifikasyon aktiviteleri, bakteri sayımı, EC, alınabilir P ve K ($p < 0.001$ düzeyinde ve $p < 0.05$ düzeyi) ile negatif bir korelasyon göstermiştir. β -glikozidaz, dehidrojenaz aktivitesi, nitrifikasyon aktivitesi, denitrifikasyon aktivitesi, bakteri sayısı, alınabilir P ve K ile istatistiksel olarak anlamlı doğrusal bir ilişkiye ($p < 0.001$) sahipken, pH ve Ca ($p < 0.001$ düzeyinde) ile negatif bir korelasyon göstermiştir. Dehidrojenaz aktivitesi denitrifikasyon aktivitesi, EC, alınabilir P ve K ile anlamlı doğrusal bir ilişki ($p < 0.001$), pH ve Ca ($p < 0.001$ düzeyinde) ile negatif bir korelasyon göstermiştir. Nitrifikasyon aktivitesi ile bakteri sayısı, alınabilir P ve K arasında istatistiksel olarak anlamlı doğrusal ilişki ($p < 0.001$ ve $p < 0.05$), pH ve Ca (sırasıyla $p < 0.05$ ve $p < 0.001$ düzeyinde) ile negatif korelasyon göstermiştir. Denitrifikasyon aktivitesi EC, alınabilir P ve K ile istatistiksel olarak anlamlı doğrusal bir ilişki ($p < 0.001$), pH ve Ca (sırasıyla $p < 0.05$ ve $p < 0.001$ düzeyinde) ile negatif korelasyon vermiştir. Bakteri sayısı ve Ca, istatistiksel olarak anlamlı negatif doğrusal ilişkiye sahip olmuştur ($p < 0.05$). Toprak pH ve Ca istatistiksel olarak anlamlı doğrusal bir ilişkiye sahipken ($p < 0.001$), alınabilir P ($p < 0.001$ düzeyinde) ile negatif bir korelasyon göstermiştir. EC,

alnabilir P, K ve Mg ile istatistiksel olarak anlamlı doğrusal bir ilişkiye ($p < 0.001$ ve $p < 0.05$) sahip olmuştur. Alnabilir P ve K istatistiksel olarak anlamlı doğrusal bir ilişkiye sahipken ($p < 0.001$), Ca ($p < 0.001$ düzeyinde) ile negatif bir korelasyon gözlenmiştir.

Çizelge 4.25. Ölçülen parametreler arasındaki korelasyon analiz sonuçları

Özellik	Üre	Fos.	Gliko	Dehi	Nitr	Denit	Bakt	pH	EC	C	TN	AP	K	Ca	Mg	Na
Üre																
Fos	0.50**															
Gliko	-0.18	-0.76**														
Dehy	-0.28**	-0.43**	0.44**													
Nitr	-0.16	-0.35**	0.42**	0.18												
Deni	-0.34*	-0.35**	0.37**	0.98**	0.15											
Bakt	-0.12	-0.25*	0.29**	0.03	0.50**	0.00										
pH	0.26*	0.73**	-0.66**	-0.31**	-0.22*	-0.26*	-0.03									
EC	-0.20	-0.44**	0.39**	0.39**	0.18	0.38**	-0.07	-0.55								
C	0.27**	0.17	-0.67	-0.10	0.05	-0.06	-0.16	0.18	0.06							
TN	0.40**	0.18	-0.03	0.01	-0.01	0.02	0.02	0.12	0.01	0.12						
AP	-0.16	-0.73**	0.65**	0.44**	0.25*	0.40**	0.17	-0.53**	0.44**	0.14	-0.07					
K	-0.18	-0.30**	0.19	0.38**	0.23*	0.36**	0.19	0.07	0.22*	0.11	-0.01	0.46**				
Ca	0.22*	0.69**	-0.64**	-0.38**	-0.37**	-0.32**	-0.25*	0.51**	-0.35**	-0.07	0.06	-0.58**	-0.38**			
Mg	-0.17	0.10	0.08	0.13	0.03	0.15	-0.07	-0.11	0.27*	-0.02	0.12	0.00	-0.01	0.19		
Na	-0.14	-0.11	0.05	0.11	0.10	0.11	0.16	-0.01	0.11	-0.17	-0.14	0.10	0.32	0.16	0.18	

Özellik, Özellikler, Üre, ureaz ($\mu\text{g NH}_4^+\text{-N}$ kuru toprak saat⁻¹), Fos, alkali fosfataz ($\mu\text{g PNP}$ kuru toprak saat⁻¹), Gliko, β -glikosidaz ($\mu\text{g PNG}$ kuru toprak saat⁻¹), Dehi, dehidrogenaz ($\mu\text{g TFP}$ kuru toprak saat⁻¹), Nitr, nitrifikasyon ($\mu\text{g NO}_2^-\text{-N}$ kuru toprak saat⁻¹), Denit, denitrifikasyon ($\mu\text{g NO}_2^-\text{-N}$ kuru toprak saat⁻¹), Bakt, bakteri sayısı ($\times 10^{-5}$ g⁻¹ kuru toprak), EC, elektiriksel iletkenlik (uS m^{-1}), C, karbon, TN, toplam azot (%), AP, alınabilir P (mg kg^{-1}), K, potasyum ($\text{meq}/100$ g), Ca, kalsiyum, ($\text{meq}/100$ g), Mg, magnezyum ($\text{meq}/100$ g) and Na, sodyum ($\text{meq}/100$ g). **. Korelasyon 0.01 düzeyinde önemlidir. *. Korelasyon 0.05 düzeyinde önemlidir.

5. TARTIŞMA

5.1. Biyokömür uygulamalarının toprağın biyolojik özellikleri üzerine etkileri

5.1.1. Üreaz aktivitesi

Yetiştiricilik dönemi boyunca normal toprakta izlenen üreaz aktivitesi

Enzim aktiviteleri, toprak yönetimindeki değişikliklere daha kısa sürede yanıt verebilecek temel kalite göstergeleri olarak kabul edilmektedir (Paz-Ferreiro vd. 2014). Toprakta üreaz azot dönüşüm sürecine dahil olan önemli bir enzim olduğundan ve üreyi hidrolize edebildiğinden dolayı (Makoi ve Ndakidemi 2008.) bu çalışmanın odak noktalarından biri biyokömür ilavesinin toprak üreaz aktivitesi üzerindeki etkisidir. Bu çalışmanın birinci döneminde, farklı özelliklerde dört biyokömür uygulamasına bağlı olarak üreaz aktivitesi değişiklikleri Çizelge 4.1'de verilmiştir. Biyokömür uygulamaları birinci dönemde üreaz aktivitesini etkilemiştir. Birinci yetiştiricilik döneminde toprakların üreaz aktivite değerleri; Kontrol: 15.06-25.42; BB300: 20.57-54.97; DB300: 18.01-55.56; KB300: 23.98-60.72; MB300:16.53-50.51; BB500:22.16-50.11; DB500: 26.38-60.07; KB500: 25.93-58.2 ve MB500: 23.91-75.3 $\mu\text{g NH}_4^+\text{-N g}^{-1}$ kuru toprak saat⁻¹ arasında değişim göstermiştir. Uygulamalardaki üreaz aktivitesi değerleri 21.84 ile 36.46 $\mu\text{g NH}_4^+\text{-N g}^{-1}$ kuru toprak saat⁻¹ arasında değişmektedir. En yüksek üreaz aktivitesi MB500 uygulaması (36.46 $\mu\text{g NH}_4^+\text{-N g}^{-1}$ kuru toprak saat⁻¹) ile elde edilmiştir. İkinci dönem ise, uygulamalarda istatistiksel farklılık bulunmamış ve her uygulama aşağıdaki üreaz aktivitesi değerlerine sahip olmuştur: Kontrol: 13.07-1.0; BB300: 11.47-41.87; DB300: 16.63-38.49; KB300: 17.49-38.49; MB300: 14.87-37.49; BB500: 16.90-39.89; DB500: 11.69-38.0; KB500: 14.46-36.39; MB500: 13.03-34.55 $\mu\text{g NH}_4^+\text{-N g}^{-1}$ kuru toprak saat⁻¹. Uygulamalar içinde üreaz aktivitesi 23.80 ile 28.52 $\mu\text{g NH}_4^+\text{-N g}^{-1}$ kuru toprak saat⁻¹ arasında değişmiştir. Her ne kadar BB300 uygulaması (28.52 $\mu\text{g NH}_4^+\text{-N g}^{-1}$ kuru toprak saat⁻¹) en yüksek üreaz aktivite değerini vermiş ise de kontrol ve diğer biyokömür uygulamaları ile karşılaştırıldığında istatistiksel olarak anlamlı bir farklılık oluşmamıştır. Birinci dönemde bazı uygulamaların üreaz aktivitesinde herhangi bir etki göstermemesinin nedeni hammadde tipi, piroliz koşulları, üretim yöntemi, uygulama oranı ve toprak tipi gibi topraktaki azot döngüsünü ve üreaz aktivitesini etkileyen faktörler ve bunlar arasındaki etkileşimler olabilir (Wu vd. 2013; Paz-Ferreiro vd. 2014). Bir sonraki yetiştiricilik döneminde (2. dönem), uygulamalar üreaz aktivitesini etkilememiştir. Bu, marulun monokültür olarak yetiştirilmesi, nem ve ayrıca biyokömürün yaşlanması etkisine bağlı olarak toprak özelliklerindeki düşüşe bağlanabilir. Gul vd. (2015) benzer bir duruma dikkat çekmişler ve özellikle oksidasyon ve toprak çözeltilisinden H⁺ birikimine bağlı yaşlanma sonucunda biyokömürün özelliklerinin değiştiğini bulmuşlardır. Buna karşılık, Natywa vd. (2014), monokültür yapılan toprakların solunum aktivitesinin, ürün rotasyonunun kullanıldığı topraklara kıyasla azaldığını bulmuşlardır. Vahed vd. (2011) üreaz aktivitesi için optimum pH değerinin 6 ile 7 arasında olduğunu bildirmiştir. Bu nedenle, ikinci dönemde aktivite değerlerinin daha düşük çıkmasının nedeni toprak pH'ı olabilir çünkü ikinci dönemde tüm uygulamalarda toprak pH değerleri birinci döneme göre daha yüksek olmuştur.

Biyokömür uygulamaları zaman içinde üreaz aktivitesini etkilemiştir (p <0.001). Enzim aktivitesinin zamansal değişimi Çizelge 4.1'de görülmektedir. Birinci yetiştiricilik

döneminde toprağın üreaz aktivitesi; 0. hafta 24.3-75.32, 2. hafta 15.06-35.51, 4. hafta 20.57-32.79, 6. hafta 23.44-30.50 ve 8. hafta 25.42-33.65 $\mu\text{g NH}_4^+-\text{N g}^{-1}$ kuru toprak saat⁻¹ arasında değişim göstermiştir. İkinci yetiştiricilik döneminde toprağın üreaz aktivitesi ise; 0. hafta 22.56-30.96, 2. hafta 11.47-17.49, 4. hafta 25.88-33.34, 6. hafta 31.03- 41.87 ve 8. hafta 19.23-25.47 $\mu\text{g NH}_4^+-\text{N g}^{-1}$ kuru toprak saat⁻¹ arasında değişim göstermiştir. Üreaz aktivite değerleri birinci ve ikinci büyüme dönemleri için sırasıyla 0. hafta (54.42 $\mu\text{g NH}_4^+-\text{N g}^{-1}$ kuru toprak saat⁻¹) ve 6. haftalarda (37.40 $\mu\text{g NH}_4^+-\text{N g}^{-1}$ kuru toprak saat⁻¹) en yüksek olarak belirlenmiştir. Bu, üreaz aktivitesinin zaman içinde stabil olmadığını göstermektedir. Üreazın stabilitesi, toprak nemi ve sıcaklığı gibi çeşitli faktörlere bağlıdır. Üreaz aktivitesi sıcaklık arttıkça artar ki bu durum sıcaklığın üreazın hidrolizi üzerindeki etkisini göstermektedir (Machuca vd. 2015). Toprak neminin %10 ve %21 oranında azalması üreaz aktivitesinde sırasıyla %10-67 ve %42-62 oranında azalmaya yol açmıştır ve bu da kuraklık ve daha yavaş besin dönüşüm hızı arasındaki bağlantıyı açıklamaktadır (Sardans ve Penuelas 2005). Yetiştiricilik sırasında belirli aşamalarda gözlenen üreaz aktivitesindeki düşüşün olası nedeni, alınabilir inorganik azot kullanımının biyokömür uygulamaları için en yüksek seviyeye ulaşmasıdır. Bu çalışmanın sonuçları, inkübasyon süresinin uzamasıyla toprak üreaz aktivitesinde azalan bir eğilimin görüldüğü önceki çalışmalarla uyumludur (Chang vd. 2015). 46. günde, her üç uygulamanın da üreaz aktivite değerleri 0.2 ($\mu\text{g NH}_4^+-\text{N g}^{-1}$ toprak saat⁻¹)'den düşük çıkmıştır. Bu durumun sebebi biyokömür'ün kendisinin, polisiklik aromatik hidrokarbonlar, etilen veya polihalojenli bileşikler gibi toprak mikrobiyal aktivitesini inhibe eden bazı uçucu toksik bileşikleri serbest bırakması olabilir. Yaşlanmayla birlikte toksik bileşenleri ortama vermesi, biyokömürün toprakta mikrobiyal aktiviteyi ve dolayısıyla azot mineralizasyonunu engelleyebileceğini düşündürmektedir. Ayrıca, biyokömürün zengin gözenek yapısı toprak enzimlerini adsorbe ederek toprakta azot mineralizasyonunu engelleyebilir (Chang vd. 2015). Toprak üreaz aktivitesi, toprakta net azot mineralizasyon oranı ile önemli ölçüde ilişkilidir. Genellikle, enzim aktivitelerindeki değişiklikler biyokömür ve kompost uygulamalarından sonra karbon ve kimyasal değişikliklere bir yanıt olabilir (Kotrocó vd. 2014). Kotrocó vd. (2014) tarafından yürütülen bir başka çalışmada, enzim aktivitelerinde değişiklikler gözlemlenmiş ve bu değişiklikleri biyokömür ve kompost uygulamalarından sonra karbon ve kimyasal değişikliklere verilen tepkiye bağlamışlardır. Biyokütle değişiklikleri, sezonda önemli bir değişikliğe neden olmak için yeterli değildi. Çalışmamızın sonuçları, artan biyokömür ilaveleri ile biyokömürün toprak üreaz faaliyetlerini azalttığını ortaya çıkaran Wu vd. (2013) tarafından yapılan önceki çalışmalarla çelişmektedir.

Bu çalışmada zaman ve uygulama kombinasyonunun üreaz aktivitesi üzerinde sinerjistik veya pozitif bir etkisi gözlenmemiştir. Biyokömür ve zaman kombinasyonunun üreaz aktivitesindeki değişimlere katkısı göz ardı edilebilir düzeyde olmasına rağmen yukarıda gösterildiği gibi biyokömür ve verilen besin maddelerinin miktarı, birinci yetiştiricilik döneminde enzim aktivitesinde değişiklikler yaratacak düzeyde olmuştur.

Yetiştiricilik dönemi sonunda normal toprakta ve rizosfer toprağında ureaz aktivitesi

Rizosfer, mikrobiyal aktivitenin en yoğun olduğu bir bölge olarak kabul edilir. Rizosferdeki yüksek biyokütle ve çeşitlilik esas olarak bitki ve mikroorganizmanın etkileşiminden kaynaklanmaktadır (Velasco vd. 2010). Bununla birlikte, biyokömür uygulanmış toprakta rizosfer ve normal toprak arasındaki mikrobiyal aktivite farklılıkları hakkında çok az bilgi bulunmaktadır. Bu çalışmada biyokömür uygulamaları, her iki

dönemde rizosfer ve normal toprak arasındaki etkileşim açısından üreaz aktivitesini etkilemiştir. Birinci dönem, sadece MB300 uygulamasında normal toprak ve rizosfer toprağı arasında önemli bir farklılık görülmüş ve üreaz aktivitesi rizosfer toprağına göre normal toprakta daha yüksek bulunmuştur (Çizelge 4.2). Bu bulgular, rizosferdeki enzimlerin normal topraktakilerden daha aktif olduğunu gösteren önceki çalışmalarla tutarlıdır (Tscherko vd. 2004; Zhang vd. 2011). Bununla birlikte, ikinci dönem tüm uygulamalarda, rizosfer toprağındaki üreaz aktivitesi normal toprağına göre daha yüksek bulunmuştur. İkinci dönemde normal toprağına kıyasla rizosfer toprağında gözlenen bu artış tüm uygulamalarda görüldüğünden dolayı ilgi çekicidir. Bu bulgu, Oladele vd. (2019) tarafından yürütülen çalışma sonuçlarıyla benzerlik göstermektedir. Bununla birlikte, Zhang vd. (2012), rizosfer toprağındaki üreaz aktivitesinin normal topraktan daha düşük belirlendiğini ve bunun da mikrobiyal topluluk yapısından kaynaklanabileceğini belirtmişlerdir. Toprak enzimlerinin, alınabilir bitki karbonu için rekabetçi yeteneklere sahip olan özel mikroorganizma grupları tarafından üretildiği bildirilmiştir (Buée vd. 2009). Biyokömür uygulamaları her iki dönemde de kontrole göre artmamıştır. Üreaz enzimi, toprağına uygulanan ve üre içeren azotlu gübrelerin NH_3 ve CO_2 'e dönüşümünü modüle eder. Bununla birlikte, diğer enzimlerde olduğu gibi, üreaz enzim aktivitesi toprak derinliği ile düşüş gösterir. Bu durum, toprak derinliği ile birlikte düşüş gösteren organik karbon içeriğine ve mikrobiyal popülasyona bağlanabilir (Oladele, 2019). Biyokömürün üreaz aktivitesi üzerindeki etkisi önemlidir, çünkü bu enzim azot döngüsünde ve yarayışlılığında kritik rol oynar. Bu çalışmada biyokömür uygulamaları arasında üreaz aktivitesi açısından önemli bir farklılık görülmemiştir. Bu sonuç, odun biyokömürü ve kompost uygulamaları ile üreaz aktivitesinde %40 artış bildiren Jin vd. (2009) ile çelişmektedir.

5.1.2. Alkalin fosfataz aktivitesi

Yetiştiricilik dönemi boyunca normal toprakta izlenen alkalin fosfataz aktivitesi

Alkalin fosfataz organizmaların yararlanamadığı organik formdaki fosforun (humus ve diğer organik maddelerin bileşimindeki fosfor) alınabilir inorganik formlara (HPO_4^{-2} ve H_2PO_4^-) dönüştürülmesi sürecinde görev alan bir enzimdir. Toprak ortamındaki fosfataz aktivitesi, toprak kolloidleri ve hümik maddelerle ilişkili enzimlerin, toprak çözeltisindeki serbest fosfatazların ve canlı ve ölü bitki hücreleri ve mikroorganizmalarla ilişkili fosfatazların aktivitesini yansıtır (Nannipieri vd. 1999). Organik fosfor mineralizasyon potansiyeli ve toprak biyolojik aktivitesinin iyi bir göstergesi olabilir (Dick ve Tabatabai 1993).

Biyokömür uygulamaları birinci dönemde alkalin fosfataz aktivitesini etkilemiştir. Bu çalışmanın birinci döneminde, farklı özelliklerde dört biyokömür uygulamasına bağlı alkalin fosfataz aktivitesi değişiklikleri Çizelge 4.3'te gösterilmiştir. Buna göre, birinci yetiştiricilik döneminde toprakların alkalin fosfataz aktiviteleri; Kontrol: 48.48-65.27; BB300: 48.56-61.38; DB300: 44.05-65.27; KB300: 43.74-70.97; MB300: 43.63-78.29; BB500: 46.80-80.09; DB500: 50.44-69.35; KB500: 48.37-71.38 and MB500: 48.50-80.57 $\mu\text{g PNP g}^{-1}$ kuru toprak saat⁻¹ arasında değişim göstermiştir. Uygulamalardaki alkalin fosfataz aktivite değerleri 51.33 ila 62.47 $\mu\text{g PNP g}^{-1}$ kuru toprak saat⁻¹ arasında değişmektedir. En yüksek alkalin fosfataz aktivite değeri MB500 uygulaması (64.47 $\mu\text{g PNP g}^{-1}$ kuru toprak saat⁻¹) ile elde edilmiştir. İkinci dönem ise uygulamalar arasında istatistiksel olarak farklılık bulunmamıştır. İkinci dönem elde

edilen alkali fosfotaz değerleri; Kontrol-28.27-54.10; BB300: 28.73-74.48; DB300: 29.26-50.88; KB300: 27.00-58.70; MB300: 32.05-59.58; BB500: 28.00-69.18; DB500: 26.43-58.06; KB500: 22.85-53.30; MB500: 28.75-61.11 $\mu\text{g PNP g}^{-1}$ kuru toprak saat⁻¹ arasında değişim göstermiştir. Uygulamalar içindeki alkalın fosfataz aktivite değerleri 38.68 ile 47.79 $\mu\text{g PNP g}^{-1}$ kuru toprak saat⁻¹ arasında değişmektedir. Her ne kadar BB500 uygulaması (47.79 $\mu\text{g PNP g}^{-1}$ kuru toprak saat⁻¹) en yüksek alkalın fosfataz aktivite değerini verse de, kontrol ve diğer uygulamalar açısından istatistiksel bir fark yoktu.

Biyokömür uygulamaları zaman içinde alkalın fosfataz aktivitesini etkilemiştir ($p < 0.001$). Enzim aktivitesinin zamansal değişimi de Çizelge 4.3'te görülmektedir. Birinci yetiştiricilik döneminde toprağın alkalın fosfotaz aktivitesi; 0. hafta 49.13-60.03, 2. hafta 50.44-62.15, 4. hafta 61.38-80.57, 6. hafta 43.63-57.01 ve 8. hafta 48.48-61.11 $\mu\text{g of NH}_4^+\text{-N g}^{-1}$ kuru toprak saat⁻¹ arasında değişim göstermiştir. İkinci yetiştiricilik döneminde toprağın alkalın fosfotaz aktivitesi ise; 0. hafta 22.85-33.96, 2. hafta 28.73-33.32, 6. hafta 34.66 to 54.53, 6. hafta 45.49-56.83 ve 8. hafta 53.30 to 74.48 $\mu\text{g PNP g}^{-1}$ kuru toprak saat⁻¹ arasında değişim göstermiştir. Alkalın fosfataz aktivite değerinin birinci ve ikinci dönemler için sırasıyla 2. haftada (54.42 $\mu\text{g NH}_4^+\text{-N g}^{-1}$ kuru toprak saat⁻¹) ve 8. haftada (37.40 $\mu\text{g NH}_4^+\text{-N g}^{-1}$ kuru toprak saat⁻¹) en yüksek olduğu belirlenmiştir. Alkalın fosfataz aktivitesi, birinci dönemde 2. haftada hafif bir sıçrama ve zamanla düzleşmiş bir eğilim gösterirken, ikinci dönem istikrarlı bir artış eğilimi göstermiştir.

Odun gibi lignoselülozik açıdan zengin hammaddelerden elde edilen biyokömür, toprak mikrobiyal bolluğu (≥ 60 gün) üzerinde çiftlik gübresi veya bitki atıkları gibi hammaddelerinden üretilen biyokömürlerden daha faydalı bir etkiye sahiptir (Gul vd. 2015). Bu nedenle, biyokömür için kullanılan hammaddelerin toprak fosfataz aktivitesini etkilemesi muhtemeldir. Birçok çalışma biyokömürün toprak fosfataz aktivitesi üzerinde olumlu ve olumsuz etkileri olduğunu göstermiştir. Örneğin, Jin vd. (2016) domuz gübresi biyokömürünün %0.5 ve %1.5 uygulama dozlarının toprak alkali fosfataz aktivitesini sırasıyla %28.5 ve %95.1 arttırdığını, ancak asit fosfataz aktivitesini sırasıyla %18.6 ve %34.0 oranında azalttığını bildirmiştir. Foster vd. (2016), çamdan elde edilen biyokömürün bir tınlı toprakta fosfataz aktivitesini önemli oranda düşürdüğünü bildirmişlerdir. Mısır sapı biyokömürünün alfişol toprağa uygulanmasının alkalın fosfataz aktivitesini %615 artırdığı ve bu durumun P'un bitkiler tarafından alınması ve ince ve kılcal köklerin biyokömürün gözeneklerinin içine doğru büyümesinin sonucunda fosfor mineralizasyon enzimlerinin sentezinin uyarılmasından kaynaklanabileceği bildirilmiştir (Lehmann vd., 2011). Biyokömür uygulamasının alkalın fosfataz aktivitesini azaldığı veya etkisinin görülmediği çalışmalarda normal toprak pH'nın nispeten yüksek olduğu görülmektedir (> 8) (Foster vd. 2016; Zhang vd. 2017; Liu vd. 2017). Başlangıçtaki yüksek toprak pH'ı biyokömür uygulamasının etkisini azaltabilir veya biyokömür toprak pH'ını alkalın fosfataz aktivitesi için optimumun çok üstüne çıkarabilir. Bu, biyokömürün alkalın fosfataz aktivitesi üzerindeki pozitif etkilerinin pH arttıkça asit ile nötr topraklarda ortaya çıkma olasılığının daha yüksek olduğunu göstermektedir. Bunun tersine olarak, mikrobiyal biyokütlerdeki artış veya mikrobiyal topluluk yapısında potansiyel bir değişim gibi pH dışındaki faktörler biyokömür varlığında artan alkalın fosfataz aktivitesinden sorumlu olabilir (Li vd. 2017; Ventura vd. 2014).

Zaman ve uygulama kombinasyonunun alkali fosfotaz aktivitesi üzerinde sinerjistik veya pozitif bir etkisi gözlenmemiştir (Çizelge 4.3). Ancak, yukarıda da

gösterildiği gibi, biyokömür ve sağlanan besin maddeleri birinci dönemde enzim aktivitesindeki farklılıkların oluşması için yeterli olmuştur.

Yetiştiricilik dönemi sonunda normal toprakta ve rizosfer toprağında Alkalın fosfataz aktivitesi

Toprak mikroorganizmaları, büyük biyokütleleri, yüksek metabolik aktivite ve kısa yaşam döngüleri nedeniyle büyük miktarlarda hücre dışı fosfataz üretebilir ve serbest bırakabilir. Ayrıca, fosfataz aktivitesi doğrudan toprak organik karbonu ve alınabilir fosfor ile ilişkilidir. Birinci dönemde, tüm uygulamalarda, rizosfer toprağındaki alkali fosfataz aktivite değerleri normal toprağına ait değerlerin üzerinde ölçülmüştür (Çizelge 4.4). Bitkilerin kökleri sadece çeşitli organik bileşikler yaymakla kalmaz, aynı zamanda rizosferlerindeki organik maddeleri ayrıştırmak için enzimleri serbest bırakır. Ayrıca, bu bölgedeki mikroorganizmalar da rizodepozitlerin etkisinden dolayı daha aktif hale gelir. Bu nedenle, daha geniş bir rizosfer boyutu ortaya çıkar (Liu vd. 2020). Rizosfer mikroorganizmaları, selüloz, kitin, lignin ve proteinler gibi yüksek moleküllü polimerlerin parçalanmaları için hücre dışı enzimler salgılayarak bu bileşiklerin N, P ve S'e mineralize olmalarına yol açar (Burns 1982; Nannipieri vd. 1996). Wang vd. (2006), rizosfer toprağının normal toprağına göre daha yüksek alkalin fosfataz aktivitesine sahip olduğunu bulmuşlardır. Phillips ve Fahey (2008), fosfataz enzim aktivitesinin akçağaç (*Acer saccharum* Marshall) ve kırmızı meşe (*Quercus rubra* L.) bitkilerinin rizosferlerinde normal toprağına göre daha yüksek olduğunu bildirmişlerdir. Badalucco vd. (1996), buğday rizosferinde çeşitli hidroliz faaliyetlerinin normal topraktan daha yüksek olduğunu ve rizoplana (rizosfer bölgesi) doğru artan bir gradyan olduğunu bildirmişlerdir. Tarafdar ve Jungk (1987), artan inorganik P, azalan organik P ve normal topraktan rizoplana doğru ilerleyen P fakirleşmesinin fosfataz aktivitesinin artmasıyla ilişkili olduğunu bildirmişlerdir. Çalışmamızın ikinci dönemindeki uygulamalardan biyokömür uygulamaları, rizosferin alkalin fosfataz aktivitesinin normal toprağına göre daha düşük olmasına neden olmuştur. Çalışmamıza benzer şekilde, Kuzyakov ve Razavi, 2019 daha düşük bir rizosfer enzim aktivitesi gözlemledi ve bunu gübre uygulamasının ardından rizosferi daraltan değişken organik bileşiklerin ve besinlerin eklenmesine bağladı. Büyüme ve bakım için bol miktarda kaynak olduğunda, mikroorganizmalar ve bitki kökleri enzimlerini çok uzağına yaymayabilirler (Liu vd. 2020). Ancak, biyokömür uygulamaları, rizosferdeki kontrole kıyasla alkalin fosfataz aktivitesini arttırmamıştır. Bulgularımızın aksine Xiao vd. 2017, asit fosfataz aktivitelerinin hepsinin altı "*Nothofagus longibracteata*" ormanındaki rizosferi önemli ölçüde etkilediğini bulmuşlardır.

5.1.3. β- Glikosidaz aktivitesi

Yetiştiricilik dönemi boyunca normal toprakta izlenen alkalin fosfataz aktivitesi

β-glikosidaz topraklarda yaygın ve baskın bir enzimdir (Eivazi ve Tabatabai, 1988; Tabatabai 1994). Bu enzim önemlidir çünkü toprak ekosisteminde ayrışan bitki atıklarında bulunan çeşitli β-glikozitlerin hidrolizini katalize etmede rol oynar. Enzim, toprak kalitesi biyoindekatörü olarak faydalıdır ve geçmiş biyolojik aktivitenin, toprağına organik maddesini stabilize etme kapasitesinin bir yansımasını verebilir ve topraklar üzerindeki amenajman etkisini tespit etmek için kullanılabilir (Bandick ve Dick, 1999; Ndiaye vd. 2000). Genel olarak, β-glikosidaz aktivitesi toprak organik maddesi,

biyolojik aktivite ve C döngüsü ile yakından ilişkilidir ve diğer rutin tekniklerle doğru bir şekilde belirlenmeden çok önce organik karbondaki değişimlerin işaretini verebilir (Adetunji vd. 2017).

Biyokömür uygulamaları birinci ve ikinci dönemlerde β -glikosidaz aktivitesini etkilemiştir. Bu çalışmanın birinci döneminde, farklı özelliklerde dört biyokömür uygulamasına bağlı β -glikosidaz aktivitesi değişiklikleri Çizelge 4.5'te verilmiştir. Birinci yetiştiricilik döneminde toprakların β -glikosidaz aktiviteleri; Kontrol: 1.50-13.76; BB300: 6.31-16.18; DB300: 6.21-16.65; KB300: 7.21-15.11; MB300: 7.83-21.38; BB500: 6.68-17.23; DB500: 7.98-17.99; KB500: 6.27-15.84 ve MB500: 7.43-19.90 $\mu\text{g PNG g}^{-1}$ kuru toprak saat⁻¹ arasında değişim göstermiştir. Uygulamalar içindeki β -glikosidaz aktivite değeri 7.70 ila 15.36 $\mu\text{g PNG g}^{-1}$ kuru toprak saat⁻¹ arasında değişmektedir. En yüksek aktivite, MB500 uygulaması hariç kontrol ve diğer uygulamalar üzerinde artış gösteren MB300 uygulaması (15.36 $\mu\text{g PNG g}^{-1}$ kuru toprak saat⁻¹) ile elde edilmiştir. İkinci dönemde ise uygulamalar arasında istatistiksel farklılık bulunmamış ve her uygulama aşağıdaki β -glikosidaz aktivitesi değerlerine sahip olmuştur: Kontrol: 6.45-15.69; BB300: 7.45-16.46; DB300: 6.41-14.52; KB300: 6.51-14.09; MB300: 7.93-16.54; B500:6.07-15.57; DB500: 6.56-14.83; KB500: 6.28-15.96 ve MB500: 8.05-15.46 $\mu\text{g PNG g}^{-1}$ kuru toprak saat⁻¹. Uygulamalar içindeki β -glikosidaz aktivitesinin değerleri 9.89 ile 11.33 $\mu\text{g PNG g}^{-1}$ kuru toprak saat⁻¹ arasında değişmiştir. BB300 uygulaması (11.33 $\mu\text{g PNG g}^{-1}$ kuru toprak saat⁻¹) görüldüğü gibi en yüksek β -glikosidaz aktivitesini vermiş olsa da, kontrol ve MB500 uygulamaları açısından istatistiksel bir fark yoktur. Toprakların β -glikozidaz aktivitesi, pH, toprak nemi, karbon içeriği gibi toprak özelliklerindeki değişikliklere duyarlıdır (Acosta-Martinez ve Tabatabai 2000; Zhang vd. 2017; Xiao-Chang ve Qin 2006). Biyokömür ilavesi toprak özellikleri üzerinde önemli etkilere sahip olduğundan β -glikozidaz aktivitesi de biyokömür ilavesinden etkilenmiştir. Bu çalışmaya benzer sonuçlar, siltli kil topraklarda, turba uygulanmış parsellerde muhtemelen turbadaki substrat mevcudiyeti nedeniyle sellobiyosidaz, β -ksilosidaz, β -glikosidaz ve arilsülfatazın yüksek aktivitelere sahip olduğunu ortaya koymuştur (Vepsäläinen vd. 2004). Ancak çalışmanın ikinci döneminde bazı biyokömür uygulamalarının kontrolden farklı olmadığı görülmüştür. Bu durum, güçlü adsorptif kapasiteye ve biyokömürün toprak β -glikosidaz aktivitesi üzerindeki karmaşık bir etkisine atfedilebilir. Bu sonuçlara benzer şekilde, meşe ve ceviz talaşı biyokömürünün siltli tınlı toprağa uygulanması anlamlı olmamakla birlikte daha yüksek β -glikosidaz aktivitesine neden olmuştur (Elzobair vd. 2016). Yapılan diğer çalışmalarda da bunu doğrulayan sonuçlara ulaşılmıştır. Wu vd. (2013) β -glikosidaz enzim aktivitesinde bir azalma saptamış ve bunu biyokömür formunda toprağa verilen karbonun yapısal açıdan katı olmasına ve bu nedenle topraktaki enzim aktivitesini harekete geçirememesine bağlamıştır.

Bu çalışmalar arasındaki enzim aktivitesi dinamiklerindeki farklılıklar, toprak nemi ve toprak kimyasal özelliklerindeki farklılıktan kaynaklanıyor olabilir. Siltli-kil toprakta, turba uygulanmış parsellerde muhtemelen turbadaki substrat mevcudiyeti nedeniyle sellobiyosidaz, β -ksilosidaz, β -glikosidaz ve arilsülfataz yüksek aktiviteye sahip olmuştur (Vepsäläinen vd. 2004). Fakat bizim çalışmamızda uygulanan biyokömür aynı uyarıcı etkiyi yapmamıştır. Jin (2010), mısır sapı biyokömürünün (550 °C'de yavaş piroliz) 0, 1, 12 ve 30 Mg ha⁻¹ (ağırlıkça %0, %0.05, %0.5 ve %1.3) oranında iki C-döngüsü enziminin (β -D-glukosidaz ve β -D-sellobiyosidaz) potansiyel aktivitesi

üzerindeki etkisini incelemiş ve biyokömürün toprağa ilavesinden sonra bu enzimlerin aktivitelerinin düştüğünü bulmuştur. Bailey ve diğ. (2010), çimenden üretilen hızlı piroliz biyokömürünün (ağırlıkça %0 veya %2) saflaştırılmış enzimlerin potansiyel aktivitesi üzerindeki etkilerini test etmişler ve glukozidaz potansiyel aktivitesinde bir düşüş gözlemlemişlerdir.

Biyokömür uygulamaları zamanla β -glikosidaz aktivitesini etkilemiştir ($p < 0.001$). Enzim aktivitesinin zamansal değişimi Çizelge 4.5'te görülmektedir. Birinci yetiştiricilik döneminde toprağın β -glikosidaz aktivitesi; 0. hafta 1.50-16.05, 2. hafta 6.08-21.38, 4. hafta 6.21-7.98, 6. hafta 8.89-12.93 ve 8. hafta 13.67-19.90 $\mu\text{g of PNG g}^{-1}$ kuru toprak saat⁻¹ arasında değişim göstermiştir. İkinci yetiştiricilik döneminde toprağın β -glikosidaz aktivitesi ise: 0. hafta 9.17-10.8, 2. hafta 10.49-12.92, 4. hafta 14.09-15.96, 6. hafta 6.07-8.05 ve 8. hafta 8.48 to 11.18 $\mu\text{g PNG g}^{-1}$ kuru toprak saat⁻¹ arasında değişim göstermiştir. Toprağın β -glikosidaz aktivitesinin değerinin birinci ve ikinci dönem için sırasıyla 8. hafta (16.22 $\mu\text{g g}^{-1}$ kuru toprak saat⁻¹) ve 4. haftada (15.46 $\mu\text{g PNG g}^{-1}$ kuru toprak saat⁻¹) en yüksek olduğu belirlenmiştir. Birinci dönem β -glikozidaz aktivitesinde bir artış eğilimi görülürken ikinci dönemde ters yönde bir eğilim gözlenmiştir. Bu dönemler arasındaki enzim aktivite dinamiklerindeki farklılıklar, toprak nemi ve toprak kimyasal özelliklerindeki farklılıktan kaynaklanıyor olabilir. Biyokömür uygulamasından önce toprakta görülen düşük organik madde içeriği, ancak birinci dönemde topraktaki enzim aktivitelerinin azaltmadı. Bazı yazarlar, organik maddenin artmasının topraktaki enzim aktivitesini arttırdığını bildirmiştir (Leiros vd. 2000). Artan biyokömür uygulamalarının enzim aktivitelerini arttırdığını tespit eden çalışmaların yanı sıra bunun tersi yönünde sonuçlar rapor eden araştırmalar da bulunmaktadır (Wu vd., 2013).

β -glikosidaz aktivitesindeki azalma, biyokömür yüzeyleri üzerindeki enzimlerin veya substratın potansiyel adsorbsiyonu ile ilişkili olabilir. Enzimlerin adsorbsiyonu, enzimlerin denatürasyonuna neden olabilir ve sonuç olarak β -glikozidaz gibi hücre dışı enzimlerin aktivitesini düşürebilir (Burns 1982; Bailey vd., 2011; Swaine vd., 2013; Sun vd., 2014). Lehmann vd., (2011) ayrıca daha uzun süreli inkübasyon, saha veya sera çalışmalarının mikroorganizma, enzim ve substratın biyokömür yüzeyine adsorbsiyonunu artırabileceğini belirtmişlerdir. Yüksek dozlarda biyokömür uygulamalarında elde edilen düşük β -glikosidaz aktivitesi, Lehmann vd. (2011)'nin belirttiği gibi uzun deneme süresi (220 gün) ile de açıklanabilir. Bu çalışmaların bulguları Wang vd. (2015) tarafından elde edilen sonuçlarla benzerlik göstermektedir. Wang vd. (2015) karbon döngüsünde yer alan toprak enzimlerinin (β -ksilosidaz hariç) başlangıçta bir artış gösterdiğini ve ardından mısır biyokömürünün oranının artmasıyla azaldığını bildirmişlerdir. Bizi sonuçlarımızın aksine ve diğer yazarlar tarafından da bildirildiği üzere (Bailey ve vd. 2011), Paz Ferreira vd. (2012) biyokömür uygulamasıyla β -glikosidaz enzim aktivitesinin azaldığını belirtmişlerdir.

Zaman ve uygulama etkileşiminin sinerjistik veya pozitif etkisi gözlenmemiştir. Ancak uygulanan biyokömür ve verilen besin maddelerinin miktarı, birinci dönemde enzim aktivitesindeki değişikliklerin oluşması için yeterli olmuştur.

Yetiştiricilik dönemi sonunda normal toprakta ve rizosfer toprağında β -glikosidaz aktivitesi

Birinci dönem normal toprak ve rizosfer toprağı arasında ve ayrıca uygulamalar arasında herhangi bir fark görülmemiştir. Bu, topraktaki mikroorganizmaların bileşiminden kaynaklanabilir. Bu bulgular, rizosfer toprağında enzimlerin normal topraktakilerden daha aktif olduğunu düşündüren önceki çalışmalarla (Tscherko ve diğ. 2004; Zhang vd., 2011) tezatlık oluşturmaktadır. Bununla birlikte, rizosfer toprağındaki β -glikosidaz aktivitesi, ikinci dönemde normal toprağa göre artmıştır (Çizelge 4.6). Bu rizosfer etkileri, köklerin büyük miktarlarda enzim üretmesine ve bunları rizosfer toprağına salmasına neden olabilecek çevresel stres faktörlerinin etkisi altındaki köklerin fizyolojik aktivitelerinden kaynaklanabilir. Bu arada, köklerin yakınındaki mikroorganizmalar, çevrelerine sürekli olarak çeşitli enzimler salgılar, bu da rizosfer bölgesinin içi ve dışı arasında çok farklı enzim aktivite profilleri ile sonuçlanır (Yuan vd. 1997). Rizosfer topraklarındaki azot dönüşümlerinin karbon dinamikleri ve mevcut karbonun köklerden salınması ile ilişkili olduğu iyi bilinmektedir (Qian vd. 1997). Rizosfer toprağının brüt N mineralizasyonu ve immobilizasyon oranları normal topraktan daha yüksektir ve bu, normal toprağa göre rizosferdeki daha yüksek mikrobiyal aktiviteye bağlıdır. Landi vd. (2006) çeşitli model kök salgılarının azot immobilizasyon oranları üzerindeki etkilerini incelemiş ve glikozun oksalik asitten daha etkili olduğunu bildirmiştir. Çünkü glikoz toprak mikroorganizmalarının daha büyük bir kısmını uyarmaktadır (Anderson ve Domsch 1978). Oksalik asit ise daha uzmanlaşmış bir mikroorganizma grubu tarafından ayrıştırılmıştır (Messini ve Favilli 1990). İkinci sezon için rizosfer toprağının β -glikozidaz aktivitesi normal toprağa göre daha yüksek bulunmuştur (Çizelge 4.6). Çeşitli çalışmalar, β -glikosidaz aktivitesinin toprak derinliği ile azaldığını ortaya çıkarmıştır. (Acosta-Martinez vd. 2003, Xiao-Chang ve Qin, 2006). Bunun nedeni, β -glikosidaz aktivitesinin büyük ölçüde substrat tedarikine bağlı olması ve esas olarak bu enzimi üreten mikroorganizmaların üst toprakta aktif olmasıdır (Xiao-Chang ve Qin 2006). Bu nedenle, β -glikosidaz aktivitesi, toprağın üst tabakalarındaki mikrobiyal popülasyon için daha yüksek basit şekerlerin varlığını belirtmek için kullanılabilir.

5.1.4. Dehidrojenaz aktivitesi

Yetiştiricilik dönemi boyunca normal toprakta izlenen dehidrojenaz aktivitesi

Toprak dehidrojenaz aktivitesi toprak mikroflorasının toplam oksidatif aktivite aralığını yansıtır ve sonuç olarak mikrobiyal aktivitenin bir göstergesi olarak kullanılır. Bu enzim sadece toprak bakterilerinde görülür. Bakteri olmadan kendi başlarına hareket etmezler. Bu nedenle, toprakta dehidrojenaz mevcut olması bakterilerin de mevcut olduğu anlamına gelir (Walls-Thumma 2000). Bu çalışmada biyokömür uygulamaları her iki dönemde de zamanla dehidrojenaz aktivitesini etkilememiştir ($p < 0.05$). Bu çalışmanın birinci döneminde, farklı özelliklerde dört biyokömür uygulamasına bağlı olarak dehidrojenaz aktivitesindeki değişimler Çizelge 4.7'de gösterilmiştir. Birinci yetiştiricilik döneminde toprakların dehidrojenaz aktiviteleri; Kontrol: Kontrol: 0.53-1.47; BB300: 0.14-1.11; DB300: 0.10-1.19; KB300: 0.21-1.19; MB300: 0.38-1.47; BB500: 0.07-2.90; DB500: 0.11-4.88; KB500: 0.12-3.31 and MB500: 0.09-0.89 $\mu\text{g TFP g}^{-1}$ kuru toprak saat⁻¹ arasında değişim göstermiştir. Uygulamalar içindeki dehidrojenaz aktivitesinin değeri 7.69 ila 15.36 $\mu\text{g TFP g}^{-1}$ kuru toprak saat⁻¹ arasında değişmektedir. En yüksek ortalama

dehidrojenaz aktivite değeri MB300 uygulaması ($15.36 \mu\text{g TFP g}^{-1}$ kuru toprak saat⁻¹) ile elde edilmiştir ancak uygulamalar arasındaki farklılıklar istatistiksel olarak önemli olmamıştır ($p < 0.05$). İkinci dönemde de uygulamalar arasında istatistiksel farklılık bulunmamıştır. Dehidrojenaz aktivite değerleri; Kontrol: 0.67-4.00; BB300: 1.29-12.39; DB300: 1.21-4.28; KB300: 1.19-13.87; MB300: 1.20-17.97; BB500: 1.06-4.26; DB500: 0.53-9.04; KB500: 0.64-16.53 ve MB500: 0.74-0.89 $\mu\text{g TFP g}^{-1}$ kuru toprak saat⁻¹ arasında değişim göstermiştir. Uygulamalar içindeki dehidrojenaz aktivitesinin değerleri 2.05 ila 8.71 $\mu\text{g TFP g}^{-1}$ kuru toprak saat⁻¹ arasında değişmiştir. En yüksek dehidrojenaz ortalama değeri, MB500 uygulamasında ($15.36 \mu\text{g TFP g}^{-1}$ kuru toprak saat⁻¹) gözlenmiştir. Bu çalışmada her iki dönemde de biyokömür uygulamaları kontrole göre dehidrojenaz aktivitesini arttırmıştır ancak bu artış istatistiksel olarak anlamlı olmamıştır ($p < 0.05$). Wu vd. (2013) de saman ve saman biyokömürü kullanıldıkları çalışmalarında benzer sonuçlar elde etmişlerdir. Bu araştırmacılar, buğday samanı biyokömürünü toprağa 10 ve 25 t ha⁻¹ dozlarında uyguladıklarında dehidrojenaz aktivitesinde bir farklılık görmemiş iken 15 ve 37.5 t ha⁻¹ dozlarında buğday samanı uyguladıklarında enzim aktivitesinde önemli bir artış görmüşlerdir. Öte yandan Lehmann ve Joseph (2015) biyokömürün toprağa 1 ila 12 t ha⁻¹ arasındaki dozlarda eklenmesinin organik maddenin mineralizasyonu ile ilgili bazı enzimlerin üretimini azaltabileceğini savunmuşlardır. Bu yazarlara göre, mikroorganizmaların biyokömür yüzeyinde kolonileşmesi ve büyümesi bir yandan organik maddenin artan mineralizasyonuna ve ancak diğer yandan bu enzimlerin üretimi için gerekli substrat miktarının azalmasına neden olmaktadır. Toprağa eklenen farklı türde biyokömürün mikrobiyal aktivite üzerine benzer bir etkisi Chintala vd. (2014) tarafından da gözlenmiştir ve mısır sapı biyokömürü, çim biyokömürü ve çam odun atığı biyokömürünün dehidrojenaz ve esteraz aktivitesini düşürdüğü tespit edilmiştir.

Dehidrojenaz aktivitesi zamana bağlı olarak değişmiştir ($p < 0.001$). Enzim aktivitesinin zamansal değişimi Çizelge 4.7'de verilmiştir. Birinci yetiştiricilik döneminde toprağın dehidrojenaz aktivitesi; 0. hafta 0.07-0.53, 2. hafta 0.23-0.46, 4. hafta 0.42-1.03, 6. haafta 0.34-2.90 ve 8. hafta 0.87-4.88 $\mu\text{g TFP g}^{-1}$ kuru toprak saat⁻¹ arasında değişim göstermiştir. İkinci yetiştiricilik döneminde toprağın dehidrojenaz aktivitesi ise: 0. hafta 0.53-1.21, 2. hafta 1.29-4.62, 4. hafta 1.95-19.50, 6. hafta 1.63-11.26 ve 8. hafta 0.82-12.39 $\mu\text{g TPF g}^{-1}$ kuru toprak saat⁻¹ arasında değişim göstermiştir. Toprağın dehidrojenaz aktivitesi değerlerinin her iki dönemde de için 8. haftada (sırasıyla 1.79 ve 10.79 $\mu\text{g TFP g}^{-1}$ kuru toprak saat⁻¹) en yüksek olduğu gözlenmiştir. Farklı teşvik etkisi biyokömürün fizyokimyasal özelliğinden kaynaklanıyor olabilir. Biyokömürlerdeki uçucu madde ve kullanılabilir besinler mikroorganizmalar için iyi bir kaynaktır, bu da biyokömür ile muamele edilmiş topraklarda parçalanabilir yapıda bir artışa ve sonuç olarak mikrobiyal aktivitenin artmasına neden olur (Zimmerman vd. 2011). Örneğin, dehidrojenazın topraktaki organik maddenin varlığı ile ilişkili olduğu düşünülmektedir (Serra-Wittling vd. 1995; Moeskops vd. 2010). Bizim sonuçlarımız Bailey vd. (2011) ve Ameloot vd. (2013) ile benzerlik göstermektedir ve 350 ile 500 °C arasında değişen düşük piroliz sıcaklıklarındaki biyokömür uçucu bileşiklerinin karbon döngüsünde görevli enzimler ile dehidrojenaz benzeri enzimlerin aktivitesini hızlandırdığı ileri sürülmüştür. Çalışmada gözlemlenen enzimlerin en yüksek aktiviteleri, hücre dışı toprak enzimleri ile biyokömürün fizyokimyasal karakteristik etkileşimlerinden kaynaklanmış olabilir ve bu da enzimlerin aktivitelerini artırabilir (Lehmann vd. 2011). Monika vd. (2019), toprağa 300 °C'de üretilmiş biyokömür ilavesinin, deneyin başlangıcında dehidrojenaz

aktivitesini önemli ölçüde arttırdığını ve 254 günlük inkübasyondan sonra önemli ölçüde azalttığını göstermiştir. Bizim sonuçlarımız bu araştırmacıların sonuçlarıyla çelişmektedir.

İkinci dönemde, zaman ve uygulama kombinasyonu tarafından uygulanan sinerjik veya pozitif etki gözlenmemiştir. Ancak uygulanan biyokömür ve verilen besin maddelerinin miktarı, ikinci dönemde enzim aktivitesindeki değişikliklerin oluşması için yeterli olmuştur. Ancak örnekleme zamanı ile biyokömür değişikliğinin birleştirilmesi, birinci dönemde topraktaki dehidrojenaz aktivitesi üzerinde önemli bir etkiye sahiptir.

Yetiştiricilik dönemi sonunda normal toprakta ve rizosfer toprağında dehidrojenaz aktivites

Toprak dehidrojenaz aktivitesi, topraktaki mikrobiyal aktivitenin bir göstergesi olarak kullanılır. Bu çalışmada biyokömür uygulamalarından sonra her iki dönemde de rizosfer toprağındaki dehidrojenaz aktivitesinin normal topraktan düşük olduğu görülmüştür ($p < 0.05$) (Şekil 4.7). Biyokömür, substratları bloke ederek veya adsorbe ederek toprak enzim aktivitesini azaltabilir (Bailey vd. 2011). Bu durum aynı zamanda mikrobiyal toplulukların bileşiminden de kaynaklanabilir. Toprak enzimlerinin absorbe edilebilir bitki karbonu için rekabetçi yeteneklere sahip olan özel mikroorganizma grupları tarafından üretildiği bildirilmiştir (Bue 'e vd. 2009). Benzer bulgular, normal yoncadan alınan rizosfer toprağı ile karşılaştırılmalı olarak transgenik yonca rizosferinde, azot fikse eden simbiyotik bakterilerle ilişki kurulmasına bakılmaksızın, daha düşük dehidrojenaz ve alkalın fosfataz aktivitesi tespit eden Donegan vd. (1999) tarafından rapor edilmiştir. Öte yandan Mia vd. (2014) biyokömür uygulamasının nodül oluşumu ve N fiksasyonu (yüksek biyokömür dozlarında düşük oran) üzerinde etkili olduğunu göstermiştir. Nosalewicz ve Nosalewicz (2011), ağır sıkıştırılmış toprakta rizosfer bölgesinde normal toprağı göre daha yüksek dehidrojenaz aktivitesi rapor etmişlerdir. Yazarlar bu durumu kök büyümesi sürecinin uzunluğuna ve dolayısıyla mikroorganizmaların kök büyümesi sırasında en yoğun olarak üretilen kök salgılarını kullanması için daha uzun bir süreye sahip olmalarına bağlamışlardır. Kök salgıları mikrobiyal büyüme için gerekli karbonu sağlayan önemli bir kaynaktır.

Biyokömür uygulamaları, bu çalışmadaki kontrole kıyasla rizosfer toprağındaki dehidrojenaz aktivitesini etkilememiştir. Bu bulguların aksine, Marinari vd. (2000) vermikompost ve çiftlik gübresi ile muamele edilmiş topraklarda mineral gübre uygulaması ve kontrole kıyasla daha yüksek düzeyde dehidrojenaz aktivitesi tespit etmişlerdir. Perucci (1992) ile Martens vd. (1992) toprağı organik materyallerin uygulanmasının genel olarak toprakların ve daha spesifik olarak rizosfer bölgesinin dehidrojenaz aktivitesini normal toprağı göre arttırdığını bildirmişlerdir.

5.1.5. Nitrifikasyon aktivitesi

Yetiştiricilik dönemi boyunca normal toprakta izlenen nitrifikasyon aktivitesi

Biyokömürün nitrifikasyonu iyileştirme ve sonuç olarak bitkiler için N yararıyı artırma potansiyeline sahip olduğu iyi bilinmektedir (Berglund vd. 2004; Ball vd. 2010; Prommer vd. 2014). Bununla birlikte, topraktan yıkanma ve denitrifikasyon aktivitesi sonucunda NO_3^- 'ın kaybedilme riski vardır. Biyokömürün

nitritifikasyonun uyarılmasında ve aynı zamanda fiziksel ve kimyasal özelliklerinden dolayı N kaybının azaltılmasında yararlı olduğu düşünülmektedir (Dempster vd. 2012; Yao vd. 2012). Biyokömür uygulamaları birinci dönemde nitritifikasyon aktivitesi üzerinde etkili olmuştur. Bu çalışmanın birinci döneminde, farklı özelliklerde dört biyokömür uygulamasına bağlı nitritifikasyon aktivitesi değişiklikleri Çizelge 4.9'da verilmiştir. Birinci yetiştiricilik döneminde toprakların nitritifikasyon aktiviteleri; Kontrol: 0.04-1.40; BB300: 0.07-1.55; DB300: 0.06-1.62; KB300: 0.06-1.41; MB300: 0.07-2.19; BB500: 0.08-1.67; DB500: 0.05-1.60; KB500: 0.05-1.64 ve MB500: 0.07-2.18 $\mu\text{g NO}_2^- \text{N g}^{-1}$ kuru toprak saat⁻¹ arasında değişim göstermiştir. Uygulamalar içindeki nitritifikasyon aktivitesi 0.61 ile 0.91 $\mu\text{g NO}_2^- \text{N g}^{-1}$ kuru toprak saat⁻¹ arasında değişmiştir. En yüksek nitritifikasyon aktivitesi MB500 uygulaması (0.91 $\mu\text{g NO}_2^- \text{N g}^{-1}$ kuru toprak saat⁻¹) ile elde edilmiştir. İkinci dönem ise, uygulamalar arasında istatistiksel farklılık bulunmamıştır. İkinci dönemde nitritifikasyon aktivitesi değerleri; Kontrol: 0.95-4.59; BB300: 0.97-5.22; DB300: 0.88-5.82; KB300: 0.65-3.80; MB300: 0.83-4.85; BB500: 1.03-5.58; DB500: 1.02-3.76; KB500: 0.81-4.12 and MB500: 0.94-5.13 $\mu\text{g NO}_2^- \text{N g}^{-1}$ kuru toprak saat⁻¹ arasında değişim göstermiştir. Uygulamalar içindeki nitritifikasyon aktivitesi, 2.09 ila 3.19 $\mu\text{g NO}_2^- \text{N g}^{-1}$ kuru toprak saat⁻¹ arasında değişmiştir. En yüksek nitritifikasyon aktivitesi, kontrol ve diğer uygulamalara göre istatistiksel olarak önemsiz bir artış gösteren DB300 uygulaması (3.19 $\mu\text{g NO}_2^- \text{N g}^{-1}$ kuru toprak saat⁻¹) ile elde edilmiştir. İkinci dönem KB300 uygulaması hariç biyokömür uygulamaları, kontrole göre nitritifikasyon aktivitesini arttırmıştır, ancak bu fark istatistiksel olarak anlamlı değildir ($p < 0.05$).

Birinci dönemde elde edilen sonuçlar MB300 ve MB500 uygulamalarının kontrole göre arttığını göstermiştir. Biyokömür uygulaması sonrasında nitritifikasyon oranlarındaki artışı açıklayan baskın teorilerden biri kireçleme etkisidir (Nelissen vd. 2012; Ball vd. 2010). Biyokömür genellikle nötr ile alkaline pH değerine sahiptir ve bu nedenle asidik toprakların pH'ını yükseltebilir. Bu durum optimum pH değeri hafif asidik ile nötr pH arasında olan nitritifikasyon bakterilerini olumlu yönde etkileyebilir (Sigh vd. 2010; Prosser ve Nicol 2012; Stienstra vd. 1994). Çalışmamızda kullanılan toprağın pH değeri hafif alkalidir ve biyokömür ilavesine yanıt olarak bir artış olmuştur. Yapılan bazı çalışmalarda biyokömür ilavesinin orman topraklarında ve tarım topraklarında brüt nitritifikasyon oranlarını arttırdığı belirtilmiş iken mera ve tarımsal amaçlı kullanılan bazı topraklarla yapılan diğer bazı çalışmalar ise hiçbir etkisinin olmadığı bildirilmiştir (Nelissen vd. 2012; Ball vd. 2010; DeLuca vd. 2006; Cheng vd. 2012; DeLuca vd. 2006).

Sonuçlarımız biyokömürün ikinci sezon nitritifikasyon aktivitesini etkilemediğini göstermiştir. Bunun nedeni, nitritifikasyonun, yüksek C/N oranı ile ilişkili olarak biyokömür tarafından inhibe edilmesi olabilir. Çünkü biyokömür uygulaması inorganik azotun immobilize olmasına ve amonyum oksidasyon aktivitesinin düşmesine neden olur (Bengtsson vd. 2003; Song vd. 2014). Biyokömürün topraktaki C ve N havuzları üzerindeki etkisi, biyokömür özelliklerine bağlı olarak değişebilir. Benzer olarak Castaldi vd. (2011), bir tarla denemesinde, 60 t ha⁻¹ düzeyinde biyokömür uygulamalarına rağmen, nitritifikasyonda önemli bir değişiklik tespit edememişlerdir. Ayrıca Nelissen vd. (2015) biyokömürün sahadaki aerobik azot dönüşümleri üzerindeki zamana bağlı etkisini sorgulamışlardır. Biyokömür uygulamasından hemen sonra brüt N mineralizasyonunda %34 artışla birlikte brüt nitritifikasyonda %13 artış olmuş ancak deneme başladıktan 1 yıl sonra biyokömür ve kontrol parselleri arasındaki azot dönüşümlerinde herhangi bir fark

gözlenmemiştir. Brüt nitrifikasyon ve N mineralizasyonundaki ilk değişiklikleri, biyokömür uygulamasından hemen sonra nitrifiye edici mikrobiyal topluluğun kullanımına sunulan kararsız, biyolojik olarak bozunabilir karbonun (uçucu maddeler, kondensatlar) heterotrofik nitrifikasyon ve amonifikasyonu uyarılmasına bağlamışlardır. Bir saksı denemesinde, tek başına okaliptüs biyokömürünün uygulanması amonyumu okside eden bakteri topluluk yapısında bir değişiklik yaratmamış iken biyokömür bir inorganik veya organik azot kaynağı ile birlikte uygulandığında topluluk yapısında bir değişiklik olmuştur. Bu durum muhtemelen substrat ile sınırlı nitrifikasyonunun bir sonucudur çünkü tek başına biyokömür uygulaması amonyum konsantrasyonunu düşürmektedir (Dempster vd. 2012). Yüksek sıcaklıkta üretilen biyokömür, azot kullanım verimliliğini, besin tutma oranını artırılabilir ve N ve C dönüşümlerini değiştirebilir (Zhang vd. 2015).

Nitrifikasyon aktivitesi zamana bağlı olarak değişiklik göstermiştir ($p < 0.001$). Enzim aktivitesinin zamansal değişimi de Çizelge 4.9'da görülmektedir. Birinci yetiştiricilik döneminde toprağın nitrifikasyon aktivitesi; 0. hafta 0.05-0.15, 2. hafta 0.04-0.13, 4. hafta 1.40-2.19, 6. hafta 0.63-0.96, 8. hafta 0.82-1.29 $\mu\text{g } \mu\text{g NO}_2^- \text{-N g}^{-1}$ kuru toprak saat⁻¹ arasında değişim göstermiştir. İkinci yetiştiricilik döneminde toprağın nitrifikasyon aktivitesi ise: 0. hafta 0.65-1.34, 2. hafta 1.64-2.55, 4. hafta 1.42-5.82, 6. hafta 3.76-5.68 ve 8. hafta 0.95 to 4.12 $\mu\text{g NO}_2^- \text{-N g}^{-1}$ kuru toprak saat⁻¹ arasında değişim göstermiştir. Toprağın nitrifikasyon etkinliği değerlerinin birinci ve ikinci dönemlerde sırasıyla 6. hafta (4.63 $\mu\text{g NO}_2^- \text{-N g}^{-1}$ kuru toprak saat⁻¹) ve 4. hafta (1.70 $\mu\text{g NO}_2^- \text{-N g}^{-1}$ kuru toprak saat⁻¹) en yüksek olduğu gözlenmiştir. Biyokömürün farklı asidik topraklarda nitrifikasyonu artırdığını belirten çok sayıda araştırma bulunmaktadır (Deluca vd. 2006; Van Zwieten vd. 2010; Nelissen vd. 2012). Ilıman alkalın toprakta (pH 7.5), Prommer vd. (2014), sert ağaç biyokömürü uygulamalarında brüt nitrifikasyon oranının kontrol grubundan dört kat daha yüksek olduğunu göstermiştir. Ayrıca, diğer araştırmalarda da kireçli killi topraklarda biyokömürün nitrifikasyonu artırdığı belirtilmiştir (Wang vd. 2017). Bir inkübasyon denemesinde, buğday samanından elde edilen biyokömür, herhangi bir inkübasyon safhasında kireçli killi toprağın potansiyel nitrifikasyon hızı üzerinde önemli etki göstermiştir. Bir bütün olarak, toprağa biyokömür uygulaması ile potansiyel nitrifikasyon oranı artmış ve biyokömür uygulama oranına pozitif doz yanıtı verilmiştir. Biyokömürün asidik veya alkali topraklarda nitrifikasyon üzerindeki tutarlı uyarıcı etkisi, amonyumu okside eden bakterilerin yayılımı, toprak üreaz aktivitesi, pH ve biyokömür uygulanan toprağın inorganik azot içeriği ile bağlantılı olabilir (Wang vd. 2017). Wang vd. (2016), bizim çalışmamızda olduğu gibi, biyokömürün toprakta nitrat üzerinde hiçbir etkisi olmadığını bildirmişlerdir. Bununla birlikte, Kelly vd. (2015), çalışmalarında net nitrifikasyonun artan biyokömür ilavesiyle önemli ölçüde azaldığını bulmuşlardır. Ancak, her iki çalışmada da denemeler kısa bir süre içinde yürütülmüştür. Bai vd. (2015)'nin 12 aylık yürüttükleri bir çalışmada nitrat miktarının artan biyokömür oranına bağlı olarak önemli düzeyde yükseldiği görülmüştür. Ancak, bu gözlem bizim ve Wang vd. (2016)'nin sonuçlarıyla uyumlu değildir.

Bu çalışmada zaman X uygulama etkileşiminin etkisi önemsiz bulunmuştur. Ancak yukarıda gösterildiği gibi biyokömür ve verilen besin maddelerinin miktarı birinci dönem için enzim aktivitesindeki değişiklikleri üretmek için yeterli olmuştur.

Yetiştiricilik dönemi sonunda normal toprakta ve rizosfer toprağında Nitrifikasyon aktivitesi

Rizosfer, toplam toprak hacmi içerisinde nispeten küçük bir yüzdeye sahip olmasına rağmen, toprağın işleyişi için normal topraktan daha önemli olabilir ve ekosistemdeki besin döngüsünde hayati bir rol oynayabilir (Badalucco ve Nannipieri 2007). Rizosfer toprağı ve normal toprak arasındaki kaynakların mevcudiyetindeki farklılıkların belirgin mikrobiyal aktivite ve topluluk yapısı ile sonuçlanması ve bu farklılıkların biyokömür uygulamasıyla azaltılması beklenmektedir. Nitrifikasyon aktivitesinin rizosfer toprağında normal toprağa göre daha düşük olduğu gözlenmiştir (Şekil 4.10). Bu, amonyum için nitrifikasyon bakterileri ile diğer bakteriler ve bitki kökleri arasındaki rekabetin bir etkisi olarak yorumlanabilir. Bununla birlikte, bitki köklerinden ayrıldıktan sonra inkübe edilen topraklarda nitrifikasyon oranları ölçüldüğünde, düşük nitrifikasyon aktivitesinin rizosfer toprağında hızla büyüyen heterotrofik bakterilerin baskınlığının bir sonucu olması da mümkündür. Biyokömür ayrıca rizosfer toprağında nitrifikasyonu engelleyen uçucu organik bileşikler de üretebilirdi. Herman vd. 2006 normal ve rizosfer toprağında benzer nitrifikasyon potansiyeli değerleri bildirmişlerdir ancak brüt nitrifikasyon oranlarının kök boyunca bölgeye oldukça bağımlı olduğunu belirtmişlerdir. Kök ucunun yakınındaki toprakta brüt nitrifikasyon oranları normal topraktakilerle aynıken, kökün eski bölümleri (uçtan 8-16 cm) tarafından amonyumun hızlı alımının nitrifikasyon oranlarını sınırladığı görülmüştür. Nitrifikasyon potansiyeli nitrifikasyon bakteri sayısı için doğru bir indeks ise, nitrifikasyon yapan bakteri sayıları (brüt nitrifikasyonun yanı sıra) amonyum için kök rekabeti ile nispeten hızlı bir şekilde bastırılmıştır. Norton ve Firestone (1996) tarafından çam kökleri ile ilişkili azot dinamiklerini araştıran önceki çalışmalar kök alımı ve rizosfer nitrifikasyonu arasında önemli bir etkileşim olduğunu göstermiştir. Biyokömür uygulaması, kontrole göre rizosfer toprağındaki nitrifikasyonu değiştirmemiştir. Toprak özellikleri, bakteriler ve metabolitler arasındaki etkileşim, uygulamalar ile değişir. Aralarındaki ortak oluşum ağları çeşitli etkileşimleri gösterir. Xiaona vd. 2020, rizosfer etkilerinin nitrat içeriğini önemli ölçüde artırdığını ve toprak pH'ını, toplam azot içeriğini ve toprak organik maddesini azalttığını bildirmiştir.

5.1.6. Denitrifikasyon aktivitesi

Yetiştiricilik dönemi boyunca normal toprakta izlenen denitrifikasyon aktivitesi

Bu çalışmanın her iki döneminde de biyokömürün denitrifikasyon aktivitesi üzerinde anlamlı bir etkisi olmamıştır ($p < 0.05$). Bu çalışmanın birinci döneminde, farklı özelliklerde dört biyokömür uygulamasına bağlı denitrifikasyon aktivite değişiklikleri Çizelge 4.11'de gösterilmiştir. Birinci yetiştiricilik döneminde toprakların denitrifikasyon aktiviteleri; Kontrol: 0.10-2.07; BB300: 0.12-0.90; DB300: 0.10-0.94; KB300: 0.10-1.42; MB300: 0.12-1.69; BB500: 0.08-1.10; DB500: 0.08-0.74; KB500: 0.11-1.71 ve MB500: 0.13-1.33 $\mu\text{g NO}_2^- \text{-N g}^{-1}$ kuru toprak saat⁻¹ arasında değişim göstermiştir. Uygulama içindeki denitrifikasyon aktivitesinin değeri 0.38-0.64 $\mu\text{g NO}_2^- \text{-N g}^{-1}$ kuru toprak saat⁻¹ arasında değişmektedir. Birinci dönemde biyokömür uygulamaları arasında en yüksek değer kontrol uygulaması (0.64 $\mu\text{g NO}_2^- \text{-N g}^{-1}$ kuru toprak saat⁻¹) ile elde edilmiştir. İkinci dönemde de uygulamalar arasında istatistiksel farklılık bulunmamıştır. Uygulamalardan elde edilen değerler; Kontrol: 0.05-0.95; BB300: 0.04-1.46; DB300: 0.11-1.24; KB300: 0.09-1.65; MB300: 0.12-2.15; BB500: 0.12-2.98; DB500: 0.61-1.05; KB500: 0.10-1.97

and MB500: 0.10-1.42 $\mu\text{g NO}_2^- \text{-N g}^{-1}$ kuru toprak saat⁻¹ arasında değişim göstermiştir. Uygulamalar içindeki denitrifikasyon aktivitesi değerleri 0.49-1.10 $\mu\text{g NO}_2^- \text{-N g}^{-1}$ kuru toprak saat⁻¹ arasında değişmektedir. DB500 uygulaması en yüksek değeri vermesine rağmen (1.10 $\mu\text{g NO}_2^- \text{-N g}^{-1}$ kuru toprak saat⁻¹) diğer biyokömür uygulamalarına göre istatistiksel olarak anlamlı bulunmamıştır. Denitrifikasyon aktivitesinin zamansal değişimi de Çizelge 4.11’de görölmektedir. Birinci yetiştiricilik döneminde toprağın denitrifikasyon aktivitesi; 0. hafta 0.08-0.14, 2. hafta 0.08-0.16, 4. hafta 0.48-2.07, 6. hafta 0.16-1.33, 8. hafta 0.35-0.49 $\mu\text{g of NO}_2^- \text{-N g}^{-1}$ kuru toprak saat⁻¹ arasında değişim göstermiştir. İkinci yetiştiricilik döneminde toprağın denitrifikasyon aktivitesi ise: 0. hafta 0.10-1.58, 2. hafta 0.04-0.93, 4. hafta 0.09-1.16, 6. hafta 0.35-2.98 ve 8. hafta 0.05-2.15 $\mu\text{g NO}_2^- \text{-N g}^{-1}$ kuru toprak saat⁻¹ arasında değişim göstermiştir. Toprağın denitrifikasyon aktivitesi değerlerinin birinci dönemde 4. haftada (1.19 $\mu\text{g NO}_2^- \text{-N g}^{-1}$ kuru toprak saat⁻¹) en yüksek olduğu belirlenmiştir. İkinci dönem için 6. hafta (1.42 $\mu\text{g NO}_2^- \text{-N g}^{-1}$ kuru toprak saat⁻¹) en yüksek denitrifikasyon aktivitesini vermiştir ve bu 8. haftaya (1.27 $\mu\text{g NO}_2^- \text{-N g}^{-1}$ kuru toprak saat⁻¹) benzer olmuştur.

Tüm deneme boyunca kontrol ile biyokömür uygulamaları arasında anlamlı bir fark oluşmamıştır. Bunun nedeni, nitrifikasyon veya denitrifikasyonu inhibe ettiği ve dolayısıyla toprakta nitroz oksit (N_2O) emisyonlarını etkilediği bilinen etilen gibi bazı uçucu organik bileşikler ve ayrıca diğer mikrobiyal inhibitör formları olabilir (Spokas vd. 2011; Spokas 2012). Bu çalışmada kullanılan biyokömürlerin düşük uçucu organik bileşik içeriğine sahip olmaları muhtemeldir. Diğer bir olası neden, amonyum ve/veya nitrat adsorpsiyonu, daha fazla bitki büyümesi, volatilizasyon ile oluşan kayıplar veya azotun immobilize olması sonucunda nitrifikasyon ve/veya denitrifikasyon bakterileri için mevcut inorganik azot havuzunda oluşan bir azalmadır. Nitroz oksit oluşumundaki artışlar, biyokömürde bulunan azotun serbest kalmasına veya biyokömür ilavesini takiben toprak organik maddesinin hazırlama etkisine (priming effect) atfedilebilir. Ayrıca biyokömür, toprağın nem kapsamını artırarak, denitrifikasyon için gerekli koşulları oluşturarak ve mikroorganizmalar için inorganik azot ve/veya karbon bileşikleri sağlayarak denitrifikasyonu teşvik edebilir. Çalışmamızda elde edilen bu bulgular, tüm inkübasyon süresi boyunca nitrit redüktaz ve hidroksilamin redüktaz aktiviteleri açısından biyokömür uygulamaları ve kontrol arasında önemli bir fark bulamayan Cao ve vd. (2017)’nin sonuçları ile uyumludur. Bu sonuçlar, bilimsel literatürde biyokömür ilavesinden sonra toprak nitroz oksit emisyonlarının bastırıldığı ve biyokömürün toprağın nitrifikasyon ve denitrifikasyon süreçlerini etkilediğini rapor eden çalışmalara aykırıdır. Bir meta-analiz, %1 oranında biyokömür uygulamasıyla bile toprak nitroz oksit emisyonlarının ortalama %27 oranında baskılandığı sonucuna varmıştır (Cayuela vd. 2014). Bu çalışmada kullanılanlar gibi düşük H: C_{org} oranına sahip biyokömürler en yüksek ortalama nitroz oksit baskılama oranını göstermiştir. Wang vd. (2011), çeltik kabuğu biyokömürü (350-500 °C) ve azotlu gübrelerin uygulandığı çeltik topraklarında 60 günlük aerobik inkübasyon denemesi gerçekleştirmiş ve biyokömür uygulaması ile azotlu gübreden kaynaklı kümülatif nitroz oksit emisyonunun azaldığı bulmuşlardır. Bu sonucun sebebi yukarıda özetlenen teorilere dayandırılmış ve daha detaylı bir inceleme yapılmamıştır. Çalışmamızda zaman X uygulama etkileşiminin her iki yetiştiricilik döneminde de istatistiksel olarak önemli olmadığı tespit edilmiştir.

Yetiştiricilik dönemi sonunda normal toprakta ve rizosfer toprağında denitrifikasyon aktivitesi

Bu çalışmada, normal ve rizosfer toprağı, tutarlı bir zamansal eğilim olmaksızın dönemsel olarak değışkenlik göstermiştir (Çizelge 4.12). Birinci dönemde rizosfer toprağındaki denitrifikasyon aktivitesi bazı uygulamalarda daha yüksek iken, ikinci dönemde normal toprakta daha yüksek olmuştur. Dikkat çekici bir şekilde, ikinci dönemde rizosfer toprağına göre normal toprağıın denitrifikasyon aktivitesi artışı, birinci dönemde rizosfer toprağıının normal toprağıa kıyasla artışından daha belirgindir. Böylece, rizosfer toprağıında Hojberg vd. (1996) tarafından bildirilen normal topraktan 1.5-3 kat daha yüksek nitrat indirgeme oranlarının aksine, çalışmamızda rizosfer topraklarında denitrifikasyon aktivitesi azalmıştır. Biyokömür uygulamaları her iki dönemde de kontrole kıyasla denitrifikasyonu etkilememiştir (Çizelge 4.12). Denitrifikasyon aktivitesi Henry vd. (2008), Deiglmayr vd. (2004) ve Boyle vd. (2006) veya Patra vd. (2006) tarafından bildirilen aralıklar dâhilindedir. Bununla birlikte, Hojberg vd. (1996), potansiyel nitrat indirgeme oranlarının hem normal toprak hem de rizosfer topraklarındaki potansiyel nitrat oranlarından daha yüksek olduğunu bildirmişlerdir.

Birçok çalışma, nitrifikasyon ve denitrifikasyon topluluklarının rizosferde etkilendiğini bildirmiştir (Philippot vd. 2007). Denitrifikasyonu düzenleyen ana faktörlerin (karbon, oksijen, nitrat vb.) konsantrasyonlarının rizosfer toprağıında değıştiğı bilinmektedir. Rizosferdeki denitrifikasyonun uyarılması, toprak nitrat konsantrasyonu ile pozitif olarak ilişkilidir. Düşük nitrat konsantrasyonlarında, rizosferde denitrifikasyon oranları, normal toprağıa kıyasla daha düşük olabilir (Qian vd., 1997; Smith ve Tiedje 1979). Ayrıca, rizosferin denitrifikasyon üzerindeki etkisinin hava dolu gözenek boşluğu ile ilişkili olduğu da rapor edilmiştir (Wollersheim vd., 1987). Bu nedenle, denitrifikasyon oranı düşük nem geriliminde on kat artarken, orta veya yüksek nem geriliminde bitkilerin denitrifikasyon üzerinde ya hiç etkisi olmamıştır ya da olumsuz bir etki yapmıştır (Bakken 1988). Buna göre, Prade ve Trollenier (1988), rizosferin denitrifikasyon üzerindeki etkisinin %10-12'nin (v/v) altındaki hava dolu gözeneklilik ile sınırlı olduğunu göstermiştir.

5.1.7. Toplam mezofilik aerobik bakteri sayısı

Yetiştiricilik dönemi boyunca normal toprakta izlenen mezofilik aerobik bakteri sayısı

Toprak mikroorganizmaları, toprakta besinlerin geri dönüşümü, organik maddenin ayrıştırılması, temel besin maddelerinin sabitlenmesi, toprak özelliklerinin iyileştirilmesi, toprak yapısının korunması ve hepsinden önemlisi toprak kalitesinin korunması için çok önemlidir. Bu mikroorganizmalar, hayatta kalmalarını ve büyümelerini sürdürmek için düzenli olarak biyokütle formunda organik madde tedarikine ihtiyaçlar duyarlar. Toprak karbonunun yaklaşık %60'ı toprak kalitesini büyük oranda belirleyen organik madde biçimindedir (Ball vd. 2010). Bu nedenle, biyokömür uygulamalarının topraktaki heterotrofik mezofilik bakteri sayıları üzerindeki etkileri de bu çalışmanın konuları arasındadır. Bu çalışmanın her iki döneminde de biyokömürün bakteri sayısı üzerinde anlamlı bir etkisi olmamıştır ($p < 0.05$). Bu çalışmanın birinci döneminde, farklı özelliklerde dört biyokömür uygulamasına bağlı bakteri sayısı değışiklikleri Çizelge 4.13'te sunulmuştur. Birinci yetiştiricilik döneminde toprakların bakteri sayısı; Kontrol: 0.6-68.5; BB300: 0.6-1.3; DB300: 0.4-1.6; KB300: 0.6-10.2; MB300: 0.7-6.3; BB500: 0.4-12.2; DB500: 0.4-1.4; KB500: 1.1-2.0 ve MB500: 0.3-2.1 $\times 10^3$ kob g^{-1} kuru toprak arasında değışim göstermiştir. Uygulamalarda bakteri sayısı 0.8 ile 26.0 $\times 10^3$ kob g^{-1} kuru toprak arasında değışmiştir. En yüksek bakteri sayısı,

istatistiksel olarak önemli olmamakla birlikte BB500 uygulamasında (26.0×10^3 kob g^{-1} kuru toprak) bulunmuştur. İkinci dönem de uygulamalar arasında istatistiksel farklılık bulunmamıştır. Bakteri sayıları; Kontrol: 0.3-11.2; BB300: 1.1-2.9; DB300: 0.9-12.1; KB300: 1.4-74.8; MB300: 1.0-5.3; BB500: 0.3-11.2; DB500: 0.3-8.0; KB500: 0.4-5.4 ve MB500: $0.3-2.8 \times 10^5$ kob g^{-1} kuru toprak arasında değişim göstermiştir. Uygulamalardaki bakteri sayısı 1.7 ile 4.5×10^3 kob g^{-1} kuru toprak arasında değişmiştir. Her ne kadar KB500 uygulaması (4.5×10^3 kob g^{-1} kuru toprak) bakteri sayısı açısından en yüksek değeri vermiş ise de kontrol ve diğer uygulamalara göre istatistiksel bir fark yoktur. Sonuçlar, her iki dönemde de biyokömür ilavesiyle kültür edilebilir bakterilerin çoğunun uyarılmadığını göstermiştir. Kömürdeki kondensatların, mikroorganizmalar tarafından kolayca parçalanabilecek bileşikler ile birlikte küçük miktarlarda inhibitör maddeler de içerdiği gözlenmiştir (Steiner vd. 2006). DeLuca ve Gundale (2006)'ye göre biyokömür yüksek bir C:N oranına sahip olduğundan, kararsız karbonun hızlı bir şekilde mineralize olması sırasında toprak azotunun azalmasına neden olur. Sonuç olarak, mikroorganizmalar için toplam azot ve karbonun mevcudiyeti azalmaktadır.

Enzim aktivitesinin zamansal değişimi de Çizelge 4.13'te görülmektedir. Birinci yetiştiricilik döneminde toprağın bakteri sayısı; 0. hafta 1.1-5.4, 2. hafta 0.7-12.2, 4. hafta 0.7-68.5, 6. hafta 0.3-1.2 ve 8. hafta 0.3-1.1 $\times 10^3$ kob g^{-1} kuru toprak arasında değişim göstermiştir. İkinci yetiştiricilik döneminde toprağın bakteri sayısı ise: 0. hafta 0.3-74.8, 2. hafta 1.0-5.4, 4. hafta 2.9-11.2, 6. hafta 0.9-5.3 ve 8. hafta 0.8-4.8 $\times 10^3$ kob g^{-1} kuru toprak olmuştur. Birinci ve ikinci sezon için en fazla bakteri sırasıyla 2. hafta (26.6×10^3 kob g^{-1} kuru toprak) ve 0. hafta (10.1×10^3 kob g^{-1} kuru toprak) elde edilmiştir. Sonuçlar deneme boyunca zaman faktörünün kültüre alınabilir bakteriler üzerine etkili olmadığı göstermektedir. Toprak mikroorganizmaları, besin eksikliğinden, enzimlerin sorpsiyonundaki düşüşten ve enzimlerin artan oranda bağlanmasından kaynaklanan antagonist etkileri nedeniyle biyokömür varlığında hayatta kalamayabilirler. Ayrıca, toprak mikroorganizmalarının geneli tarafından kolayca ayrıştırılamayan kompleks bileşikler (benzen, fenolik bileşikler vb) de oluşur. Graber vd. (2010), bazı dirençli mikroorganizmalar dışında, mikroorganizmaların çoğunun biyokömür nedeniyle zamanla öldüğünü belirtmişlerdir. Ayrıca, özellikle kitinaz, aminopeptidaz ve fosfataz olmak üzere enzim aktivitesinin büyük ölçüde azaldığını rapor etmişlerdir. Bununla birlikte, artan kömür konsantrasyonları ile solunum, mikrobiyal biyokütle, popülasyon artışı ve verimlilik önemli ölçüde artmıştır (Steiner vd. 2006). Çalışmamızda zaman X uygulama etkileşiminin her iki yetiştiricilik döneminde de istatistiksel olarak önemi olmadığı tespit edilmiştir.

Yetiştiricilik dönemi sonunda normal toprakta ve rizosfer toprağında toplam mezofilik bakteri sayısı

Biyokömür uygulaması, birinci dönem için toprak üzerinde (normal toprak ve rizosfer toprağı) bir etki göstermiştir (Çizelge 4.14). Graber vd. (2010), biyokömür uygulamasından sonra rizosfer bölgesinde daha yüksek sayıda kültüre alınabilir bakteri tespit etmişlerdir ki bu, çalışmamızın birinci döneminde elde edilen sonucu desteklemektedir. Bu araştırmacılar biyokömürün bitki büyümesini teşvik eden bakteri veya mantarları arttırdığı sonucuna varmışlardır. Benzer şekilde, Kolton vd. (2011), olgun tatlı biberin (*Capsicum annum* L.) kök ile ilişkili mikrobiyal topluluk bileşiminde narenciye ağacından üretilen biyokömür uygulaması sonrasında açık bir değişim

görmüşlerdir. Çalışmamızda birinci dönemdeki kontrole kıyasla uygulamalarda bakteri popülasyonlarındaki artış Chen vd. (2013) ile uyumludur. Biyokömür ilavesinden sonra rizosfer toprağında mikrobiyal aktivitenin artması, kök yüzey alanındaki toprağın kimyasal ve fiziksel özelliklerindeki değişikliklerin bir sonucu olarak açıklanabilir. Prendergast-Miller vd. (2014) biyokömür uygulanmış toprakların kontrolden daha büyük rizosfer bölgelerine sahip olduğunu gözlemlemişlerdir. Ayrıca, bu rizosfer bölgeleri ilave karbon, azot ve fosfor sağlayan biyokömür partikülleri ve ayrıca rizosferde bakteri çoğalmasını ve kalıcılığını destekleyen habitat nişlerini içeriyordu. Ball vd. (2010) ise amonyum oksitleyici bakterilerin biyokömür ilavesinden zayıf bir şekilde etkilendiğini ve biyokömür uygulanmış topraklarda bakteriyal büyümede başka mekanizmaların da rolü olabileceğini belirtmişlerdir.

5.2. Biyokömür uygulamalarının toprağın kimyasal özellikleri üzerine etkileri

5.2.1. Toprakta pH ve EC değişimleri

Yetiştiricilik dönemi boyunca normal toprakta izlenen pH ve EC

Çalışmamızda biyokömür uygulamaları kontrole göre pH değerinde kullanılan önemli bir artışlara neden olmuştur (Çizelge 4.15). Bazı çalışmalarda, uygulamaların toprak pH'ını düzenleme kapasitesinin biyokömür içeriğine bağlı olarak karbonat miktarı ile ilişkili olduğu belirtilmiştir (Glaser vd. 2002; Lehmann vd. 2003). Toprak pH'ının değişiminde biyokömürün hangi malzemeden elde edildiği oldukça önemlidir (Tryon, 1948; Mikan ve Abrams, 1995; Topoliantz vd. 2002). Bir dizi çalışmada, elde edilen malzemeye bağlı olarak pH değerlerinde artış olduğu bildirilmiştir (Tryon, 1948; Mikan ve Abrams 1995; Dong vd. 2001; Peng vd. 2001; Topoliantz vd. 2002). Ayrıca çay ve buğday üretiminde toprağa biyokömür uygulamasının toprak pH'ını arttırdığı bildirilmiştir (Hoshi 2001; van Zwieten vd. 2007). Bunun tersi olarak, Prosopis ağaçlarının biyokömürü kullanılarak yapılan inkübasyon çalışmasında ise pH düşüşü tespit edilmiştir (Shenbagavalli ve Mahimairaja 2012). Benzer şekilde Çin'de yapılan bir inkübasyon çalışmasında, çam ve akasyadan elde edilen biyokömürün ve bazik ve asidik iki ayrı toprakta pH değerlerini sırasıyla 4. ve 111. aylarda toprak düşürdüğü bildirilmiştir (Xiang-Hong Liu ve Xing -Chang Zhang 2012). Bir başka inkübasyon çalışmasında ise pH içeriği yüksek olan topraklarda biyokömür uygulamalarının pH üzerinde önemli bir etkisinin olmadığı belirlenmiştir (Limei Zhai vd. 2014). Başka bir çalışmada, yüksek pH değerine sahip bir toprağa pamuk sapından elde edilen biyokömürün %10 oranında uygulanması pH üzerinde önemli bir etki yaratmamıştır (Yanjing Song vd. 2014). Bu nedenle, önceki çalışmalar, farklı topraklarda ve farklı biyokömürler ile farklı sonuçlar elde edilebileceğini göstermektedir.

Tuzluluk, dünyanın kurak ve yarı kurak bölgelerinde sulu tarım için önemli bir sorundur (Shirokova vd. 2000; Egamberdiyeva vd. 2007). Eivazi ve Tabatabai (1988), Garcı'a vd. (1994) ve Batra ve Manna (1997), farklı toprak enzimlerinin aktivitelerinin tuzlu topraklarda ciddi bir şekilde düştüğünü, bunun da toprağın besin maddelerini geri dönüştürme ve besinleri bitkiler tarafından kullanılmak üzere serbest bırakma kapasitesini etkilediğini göstermiştir. Ayrıca dehidrojenaz, fosfataz, sülfataz, amilaz ve β -glukosidaz gibi toprak enzimlerinin tuzlu topraklarda ciddi şekilde inhibe edildiğini ve bunların varyasyonlarının toprakların fizikokimyasal ve mikrobiyal özellikleriyle ilişkili görüldüğünü bildirilmiştir (Frankenberger ve Bingham 1982; Nannipieri vd. 1990; Zahir

vd. 2001). Çalışmamızda uygulamaların toprak EC'si 320.8 ile 827.6 dS cm⁻¹ arasında değişmektedir. En yüksek değer, D300'e benzer (740.0 dS m⁻¹) olan D500 (827.6 dS m⁻¹) ile elde edilmiştir ve her ikisinin de kontrol ve diğer uygulamalara göre toprak pH'ında artış olmuştur.

Yetiştiricilik dönemi sonunda normal toprakta ve rizosfer toprağında pH ve EC

Bu çalışmada biyokömür uygulamaları rizosfer toprak pH'ını normal toprak pH'ına göre etkilemiştir. Biyokömür uygulaması her iki dönemde de rizosfer toprak pH'ını normal toprağa göre artırır (Çizelge 4.16). Rizosfer toprağında KB300, DB500, KB500 uygulaması ikinci dönemdeki kontrole göre toprak pH'ını artırmıştır. Biyokömür, rhizobox'larda hareketli olmadığından, kökler tercihen biyokömür'e doğru büyüdüğünden ve böylelikle rizosfer uzayabildiğinden rizosfer normal topraktan daha fazla biyokömür içermektedir (Prendergast-Miller vd. 2014). Biyokömürün kısmen organik asitler, amino asitler ve yağ asitlerinden oluşan kök salgılarını nötralize edebildiği bildirilmiştir (Antoniadis vd. 2017a). Bu sonuç, Cao vd. (2016)'nın bildirdiği sonuçlarla uyumludur. Cao ve vd. (2016), ayrıca, toprak pH'sı, toprak organik karbonu ve toplam azot içeriklerindeki değişimin mikrobiyal topluluk varyasyonu ile önemli ve pozitif bir korelasyon gösterdiğini de gözlemlemişlerdir. Ayrıca, biyokömür (*Miscanthus*, 600 ° C) uygulaması, rizosfer toprağının pH'ını kontrole göre (biyokömür olmadan) arttırmış ancak toprakta bitki yetiştirildiğinde pH biyokömürden önemli ölçüde etkilenmemiştir (Houben ve Sonnet, 2015). Bu, rizosfer pH'ının bitki büyümesi olduğunda bitkisiz olana kıyasla büyük ölçüde değiştiğini göstermiştir. Bununla birlikte, bu sonuç, kök yüzeyi ile rizosfer dışı toprak arasındaki toprak pH gradyanının azalan toprak pH'ı ile azaldığını belirten önceki çalışmalar ile tamamen aynı fikirde değildir Kuzyakova ve Razavi (2019). Çiftlik gübresi ve biyokömür uygulaması toprak asitliğini nötralize etmeye çalışsa da, toprak, uygulama süresi boyunca tüm inkübasyon sürecinde hala asidik kalmıştır.

Bu çalışmada, iki dönemde de EC açısından rizosfer toprağı ve normal toprak arasında tutarlı bir eğilim yoktur. Birinci dönemdeki rizosfer toprağının EC değeri daha yüksek iken, ikinci dönemde normal toprağın EC değerinin daha yüksek olduğu görülmüştür (Çizelge 4.17). Dikkat çekici bir şekilde, birinci dönemde normal toprak ve rizosfer toprağı arasında gözlenen fark, ikinci dönemden çok daha açıktır. Birinci dönemle karşılaştırıldığında ikinci dönem en yüksek EC değerini vermiştir ki bu durum biyokömür uygulamasından sonra zamana bağlı bir artışa işaret etmektedir. Bu sonuçlar biyokömürün toprak EC'si üzerine etkisinin rizosfer toprağında önemli olduğunu ve kontrol ile karşılaştırıldığında uygulamalar arasında arttığını göstermektedir. Biyokömür, köklerden organik asitlerin salınmasıyla rizosferin asidik yapısına rağmen onları toprakta nötralize edebilir. Biyokömür uygulamaları ile EC'nin artışı, biyokömürdeki tuzların varlığından kaynaklanıyor olabilir. Biyokömürlerin asidik toprağa katılması, biyokömürlerdeki zayıf bağlı besinlerin (katyonlar ve anyonlar) toprak çözeltisine salınması nedeniyle EC'de artışa neden olmuştur (Glaser vd. 2000; Gundale & DeLuca 2007; Chan vd. 2008). Önceki çalışmalar biyokömürün toprak EC ve pH değerini artırdığını göstermiştir (Liang ve diğ. 2006; Gundale ve DeLuca, 2006; Warnock vd. 2007). Ayrıca önceki çalışmalar biyokömürün K, Ca ve Mg gibi bazı elementleri içerdiğini ve topraklara uygulandığında biyokömürün toprakta çözünür K⁺, Ca²⁺ ve Mg²⁺ miktarını artırabildiğini ve biyokömürün toprak EC değerini arttırmasının nedenlerinden birinin bu olabileceğini göstermiştir (Van-Zwieten vd. 2010; Major vd. 2010). Biyokömürün özellikleri oldukça değişken olduğundan, bu etki biyokömürün tuz

içeriğine göre değişmektedir (Spokas 2010). Örneğin, çim ve mısır atıklarından benzer sıcaklıkta üretilen biyokömür, kızıl meşe ve odun atıkları gibi odunsu atıklardan üretilenlere göre daha düşük aromatik C ve yüksek kül içeriğine sahiptir (Brewer vd. 2011).

5.2.2. Toprakta makro ve mikro besin element içeriklerindeki değişimler

Yetiştiricilik dönemi sonunda normal toprakta organik C, toplam N ve alınabilir P

Çalışmamızda biyokömür ilavelerinden sonra toprak organik karbonunda genel bir artış görülmüştür. Biyokömür uygulamalarında gözlenen artışlar genellikle kontrol değerinin iki katı olmuştur. Genel olarak, bu sonuçlar, biyokömür uygulamaları ile toprağa ilave edilen organik karbon miktarına atfedilebilir. Biyokömürdeki aktif organik karbon içeriği, topraktaki organik karbon bileşimini doğrudan etkileyebilir. Biyokömür uygulaması, toprak karbon havuzunu hızla geliştirebilir. Laird vd. (2010) aynı gübreleme koşullarında biyokömür ilavesiyle toprağın organik karbon içeriğinin arttığını bulmuşlardır. Ma vd. (2012), saksı denemeleri sonucunda biyokömürün, toprağın organik karbon içeriğini ve gri çöl toprağının diğer parametrelerini önemli ölçüde artırabildiğini rapor etmişlerdir. Buna ek olarak, biyokömürün piroliz sıcaklığı ne kadar yüksek ve uygulama miktarı ne kadar büyük ise toprak organik madde içeriğinin iyileşmesinin o kadar belirgin olacağı bildirilmiştir. Çeşitli çalışmalar biyokömür içindeki kararlı yapının organik karbonun yüzey oksidasyonunu engellediğini, toprak organik karbonunun mikrobiyal bozunmaya karşı stabilitesini artırarak organik karbonun mineralizasyon oranını düşürdüğünü ve dolayısıyla toprak organik karbon içeriğini iyileştirdiğini vurgulamışlardır (Nguyen vd. 2008; Liang vd., 2008). Durenkamp vd. (2010) biyokömür ilavesiyle killi topraktaki mikrobiyal biyokütle karbonunun arttığını bulmuşlardır. Biyokömür uygulamalarının toprak özelliklerine etkisi, biyokömürün özellikleri ve toprağın kimyasal özelliklerine ve aralarındaki etkileşimlere bağlıdır.

Azot, bitkiler tarafından nispeten büyük miktarlarda alınan başlıca besin maddelerinden biridir ve tarım topraklarının çoğunda genellikle yetersizdir. Ancak N ile ilişkili en büyük sorunlardan biri düşük azot kullanım etkinliğidir. Azot kullanım verimliliğini etkileyen birçok faktör vardır. Bu faktörler arasında denitrifikasyon ve volatilizasyon en yaygın olanlardır (Rochette vd. 2009; Snyder vd. 2007). Geçmişte bir takım müdahaleler düşünülmüş ancak sınırlı toprak başarısı ile entegre toprak verimliliği yönetiminin bu toprak koşullarına en uygun olduğu tespit edilmiştir. Bununla birlikte, organik girdiler özellikle kurak ve yarı kurak iklim bölgelerinde çok hızlı bir şekilde ayrışmaktadır. Bazı sera gazları aynı zamanda ayrışma ürünleri olarak ortaya çıkar. Bu nedenle, biyokömür gibi kararlı organik maddelerin eklenmesi, sadece toprak verimliliğini arttırmakla kalmaz, aynı zamanda çok yönlü işlevleri ile çevreyi de korur.

Biyokömür uygulaması, ikinci dönem için toprağın besin azot kapsamını etkilemiştir (Çizelge 4.19). Bununla birlikte kontrole kıyasla biyokömür uygulaması her iki dönemde de azot kapsamını arttırmamıştır. Azot alımındaki azalma, biyokömürün düşük KDK'sına ve amonyumu toprakta tutamamasına bağlı olabilir. (Sohi vd. 2010). Ayrıca, çalışmamızda kullanılan toprak da dahil olmak üzere halihazırda yüksek seviyelerde kil içeren birçok toprakta biyokömürün etkisi önemsiz olabilir. Jones vd. (2012) üç yıllık bir tarla denemesi sonucunda biyokömürün amonyum adsorpsiyonu üzerinde herhangi bir etkisinin olmadığını tespit etmişlerdir. Bu bulguların aksine,

Nigussie vd. (2012), biyokömür uygulanmış topraklarda yetiştirilen bitkiler tarafından azot alımının iyileştiğini bildirmişlerdir. Lehman ve Gaunt (2006)'a göre biyokömür uygulaması sonucunda toplam azot yararlanılırlığı artmaktadır.

Bu çalışmada, biyokömür uygulamaları her iki dönemde de alınabilir fosforu etkilemiştir ve kontrole göre genel olarak bir artış sağlamıştır (Çizelge 4.19). Bu artışın sebebi, biyokömür'ün kök büyümesini teşvik etmesi ve fosfor yararlanılırlığını artırması, fosforun biyokömür yüzeyinde bulunan yüklü fonksiyonel gruplarda daha güçlü tutulması ve artan mikrobiyal aktivite olabilir ve iyileşen toprak kalitesi bitkinin fosfor alımını ve dolayısıyla verimini artırabilir. Cao ve Harris (2010) biyokömür uygulamalarının topraktaki fosforun alınabilirliğini değiştirebileceğini bildirmiştir. Nelson ve Sommers (1982) da artan biyokömür uygulamaları ile fosforun yararlanılırlığının artırabileceği görüşünü desteklemişlerdir. Spokas vd. (2010) ise biyokömür ile muamele edilmiş bitkilerdeki artan kök gelişiminin artan fosfor alımının bir sonucu olabileceğini belirtmiştir.

Yetiştiricilik dönemi sonunda normal toprakta değişebilir K, Ca, Mg ve Na

Çalışmamızda, her iki dönemde de biyokömür uygulamalarının toprağın değişebilir potasyum kapsamına etkileri önemli olmuştur. Genel olarak, biyokömür, toprak özelliklerinden bağımsız olarak, toprağın değişebilir K^+ kapsamını artırılmasında etkili olmuştur. Bunun nedeni büyük olasılıkla çalışmamızda kullanılan biyokömürlerin yüksek potasyum kapsamına sahip olmaları ve bu potasyumun doğrudan toprağa salınması olabilir. Çiftlik gübresi, bitki atıkları ve şehir atıklarından elde edilen biyokömürlerin yüksek oranda yararlı potasyum içerdikleri rapor edilmiştir (Zornoza vd. 2016). Bir çok araştırmacı benzer sonuçlar rapor etmişlerdir (Gaskin vd. 2010; Kongthod vd. 2015; El-Naggar vd. 2015).

Varyans analizi, bazı biyokömür uygulamalarının değişebilir magnezyum içeriği üzerinde önemli bir etkisi olduğunu göstermiştir (Çizelge 4.20). Bununla birlikte, toprak değiştirilebilir Mg^{2+} içeriğindeki daha yüksek değişkenlik, deney için kullanılan topraktan ve toprağın örnekleme süresinden kaynaklanmaktadır. Değişebilir magnezyum kapsamındaki anlamlı artış aynı hammadeden farklı piroliz sıcaklığında elde edilmiş iki biyokömür (MB300 ve MB500) uygulamasında görülmüştür. Bu bulgular Wu vd. (2011)'nin rapor ettiği bulgularla uyumludur. Benzer şekilde, fıstık kabuğu biyokömürünün uygulanması toprak Mg içeriğini artırmıştır (Gaskine vd. 2010). Biyokömürden asidik topraklarda da magnezyum salınımı rapor edilmiştir (Xu vd. 2013). Bunun aksine, ağaç karışımından (esas olarak meşe, *Quercus spp* ve hickory, *Carya spp.*) üretilen biyokömürün kullanıldığı bir çalışmada toprağın magnezyum içeriğinde önemli bir değişikliğin olmadığı bildirilmiştir (Laird vd. 2010).

Biyokömürün toprağa uygulanması, birinci dönemdeki değişebilir kalsiyumu etkilememiş ancak ikinci dönemde istatistiksel olarak bir düşüşe neden olmuştur. İkinci dönemde toprağın değişebilir kalsiyum kapsamı 6.83-8.39 meq Ca/100g değerleri arasında değişmiş ve en yüksek değer kontrol uygulamasında (8.39 meq Ca/100g) elde edilmiştir (Çizelge 4.20). Clough ve Skjemstad 2000 tarafından yapılan bir araştırma çalışması, üç topraktaki (Malın, Suchdol ve Kbely) değişebilir Ca^{2+} içeriğindeki düşüşün ilk nedeni büyük oranda değişebilir kalsiyum içeriğinden kaynaklanmıştır. Böylece, zaten yüksek değişebilir kalsiyum içeriğine sahip olan toprağa biyokömürden gelen ekstra

kalsiyumun salınması agregat oluşumuna yol açmış olabilir. Bunun bir sonucu olarak, bu agregat oluşumu değişebilir kalsiyumun azalmasına yol açabilir (Clough ve Skjemstad 2000). Bu mekanizma, yüksek oranda mevcut olan kalsiyumun toprak organik maddesine bağlandığını bildiren Glaser vd. (2002)'nin sonuçlarıyla uyumludur. Başka bir çalışmada, yüksek miktarda kalsiyum içeren topraklarda kalsiyumun ekstrakte edilebilirliğinin azaldığı rapor edilmiş ve bunun oluşan kalsiyum-organik madde köprüsünden kaynaklandığı belirtilmiştir (Shen 1999). Toprakta yüksek kalsiyum içeriğinin bulunması biyokömürü oksidasyon ve ayrışmadan koruyabilir (Clough ve Skjemstad 2000).

Yetiştiricilik dönemi sonunda normal toprakta alınabilir Fe, Mn, Zn, Cu

Biyokömürün ve etkileşimlerinin etkisi, farklı topraklardaki biyokömür tiplerine ve reaksiyonlarına ve bazı besin maddelerini adsorbe etme kapasitesine bağlıdır (Kookana vd. 2011; Lehmann vd. 2011; Novak vd. 2009). Biyokömür uygulamaları toprak pH'ındaki değişikliklere, toprak gözenekliliğine ve havalanmaya duyarlılıkları nedeniyle topraktaki mikro besin içeriğini etkileyebilir. Toprak agregasyonu, killi topraklara biyokömür ilavelerinden olumlu yönde etkilenebilir. Kumlu topraklarda ise biyokömür ile ilişkili yüzey alanı artışları bu toprakların şartlarında iyileşmeler sağlayabilir (Basso vd. 2013; Ulyett vd. 2014). Elde edilen veriler biyokömür uygulamalarından bağımsız olarak topraklarda alınabilir demir, mangan, çinko ve bakırın azaldığını göstermiştir (Çizelge 21 ve Çizelge 22). Mikro besin kapsamındaki bu düşüşler muhtemelen toprak pH'ındaki artışlar ve uygulanan biyokömürün kalkerli doğası ile ilgilidir. Kumar ve Babel (2011) mikrobislerin CaCO_3 ile negatif korelasyon gösterdiğini ve toprak pH'ının arttığını belirtmiştir.

5.3. Marulda verim ve kalite parametreleri

Kalite parametreleri ve Verim

Bitki verimi, toprak verimliliğini kapsamlı bir şekilde yansıtabilir. Biyokömür, bitki büyümesi ve verimi açısından besin maddeleri için hem lavabo ve hem de kaynak olmasına rağmen, büyüme parametreleri ve marul veriminde önemli bir farklılık yaratmamıştır (Çizelge 4.23 ve Çizelge 4.24). Bu çalışma biyokömürün toprağa uygulanmasının büyüme ve verim parametrelerini bir miktara artırdığını, ancak etkinin anlamlı olmadığını göstermiştir ($p < 0.05$). Son zamanlarda yapılan bazı çalışmalarda, biyokömürün bitki büyümesi veya verimi üzerinde önemli bir etkisi olmadığı bildirilmiştir [Borchard vd. (2014); Tammeorg vd. 2014; Nguyen vd. (2016); Al-Wabel vd., (2017)]. Bazı çalışmalar biyokömür uygulamasının farklı uygulama yöntemleri ve uygulama zamanı nedeniyle verimi azalttığını göstermiştir (Cui vd. 2017; Singh vd. 2015). Ensarioğlu (2016) biyokömür kullanımının buğdayın vejetatif (sürgün uzunluğu, sürgün yaş ağırlığı ve kuru ağırlık) gelişimi üzerinde hiçbir etkisinin olmadığını göstermiştir. Carter vd. (2013), pirinç kabuğundan elde edilen biyokömürün kullanımının marul ve Çin lahanasının gelişimine olumlu etkiler yaptığını bildirmişlerdir. Artiola vd. (2012), orta derecede piroliz ($450-500^\circ\text{C}$) ile çam ormanlık alan kalıntılarından elde edilen biyokömür uygulanarak kontrole kıyasla esasen daha yüksek marul verimi elde edilebileceğini açıklamışlardır. Joseph vd. (2010) biyokömürün çevresel koşullarla etkileşiminin biyokömürün bitki büyümesi üzerindeki zıt etkilerini belirlemek için önemli olduğunu bildirmiştir. Dahası, etkileşim ayrıca biyokömürün fizikokimyasal özelliklerine de bağlıdır. Örneğin, kumlu Ultisol 800°C 'de üretilen biyokömür ile muamele edildiğinde

bitki büyümesi inhibe olurken, 350°C'de üretilen biyokömür ile önemli ölçüde artmıştır (Butnan vd. 2015). Ayrıca, Trupiano vd. (2017) ve Pan vd. (2009) çeltik kabuğu biyokömürünün bitki biyokütlesini artırdığını bulmuşlardır. Bu bulgular Awad vd. 2017 ve Wang vd. 2016 tarafından bildirilen sonuçlarla uyumludur. Bitki içindeki klorofil içeriğinin artması doğrudan fotosentezi destekler ve nihai verimi belirler.

Biyokömür'ün bitki büyümesi üzerindeki etkisi, bitki türleri ile fide ve çelik gibi bitki materyalleri arasında değişmektedir. Çalışmamızda, biyokömür uygulaması bitki yüksekliğini önemli ölçüde artırmıştır, ancak bu etki ikinci dönem için istatistiksel olarak anlamlı olmamıştır. Sekiz biyokömür uygulamasından ikisi (BB300 ve MB500), ikinci dönemde kontrole göre bitki yüksekliğini önemli ölçüde arttırdı ($p < 0.05$). Farklı biyokömürler, besin içeriğine ve piroliz sıcaklığına bağlı olarak bitki performansı üzerinde farklı etkilere sahip olabilir. Belirtilen fark kısmen orijinal hammaddenin besin içeriğine ve önceden var olan toprak besin durumuna atfedilebilir. Çiftlik gübresinden üretilen biyokömür gibi besin açısından zengin biyokömürler bitkiye doğrudan besin sağlayabilir (Rajkovich vd. 2012). Marul-lahana-marul döngüsünde test edilen pirinç kabuğu biyokömürü, biyokömür içermeyen uygulamalara kıyasla son biyokütle, kök biyokütlesi, bitki boyu ve yaprak sayısını artırmıştır (Carter vd. 2013). Bu sonuçlar, Rizieq ve diğ. 2017 ile de uyumludur ve burada biyokömür ve biyokompost uygulamalarının organik materyal eklenmemiş uygulamalara kıyasla çok daha iyi büyüme performansı gösterdiğini bildirmişlerdir.

5.4. Ölçülen parametreler arasındaki korelasyon analizleri

Bu çalışmada hem enzim aktiviteleri hem de toprak kimyasal özellikleri kapsamında incelenen parametreler arasındaki ilişkiler korelasyon analizi ile belirlenmiştir. Analiz sonucunda birçok parametrenin birbiriyle pozitif veya negatif ilişki içinde olduğu ve dolayısıyla birçok ilişkinin olduğu görülmüştür. Üreaz aktivitesi, toprak pH'ı ve alkalın fosfataz ile pozitif yönlü bir ilişkiye sahiptir ve bu da bu değişkenlerin birlikte artma eğiliminde olduğu anlamına gelmektedir. Alkalın fosfataz aktivitesi, toplam azot ile pozitif korelasyon göstermiştir. Toprakta alınabilir fosfor aynı zamanda bu çalışmada β -glukozidaz, dehidrojenaz, nitrifikasyon ve denitrifikasyon aktivitelerine önemli ölçüde pozitif olarak bağlıdır. Bununla birlikte alınabilir fosfor ve alkali fosfataz aktivitesi birbirlerine negatif olarak bağlıdır. Toprakta artan veya azalan potasyum, dehidrojenaz, nitrifikasyon ve denitrifikasyon aktivitelerinde artış veya azalma ile sonuçlanmıştır. Ek olarak, kalsiyum, üreaz ve alkalın fosfataz aktiviteleri ile pozitif olarak ilişkilidir. Bununla birlikte, toprak pH'ının β -glukosidaz, dehidrojenaz, nitrifikasyon ve denitrifikasyon aktiviteleri ile negatif yönlü bir ilişkisi vardır. EC ve potasyumdaki artış, alkalın fosfataz aktivitesinde bir azalmaya neden olmaktadır. Ek olarak, kalsiyumdaki azalma, β -glukosidaz, dehidrojenaz, nitrifikasyon, denitrifikasyon aktiviteleri ve bakteri sayısında bir artışa neden olmaktadır.

Rózyło ve Bohacz (2019), toprak parametrelerindeki değişiklikler ile mikroorganizma sayısı arasındaki istatistiksel ilişkilerin hesaplamasını yapmışlar ve oligotrofik, selülitik ve proteolitik mikroorganizmaların sayısının pH, toplam organik karbon, toplam azot ve mikro besin içerikleri ile anlamlı ve pozitif korelasyon gösterdiğini belirtmişlerdir. Fosfor bir istisna olarak oligotrofik, selülitik ve proteolitik mikroorganizmaların sayılarıyla güçlü ve olumsuz bir şekilde ilişkili olmuştur. Bununla birlikte, mineral azot ve potasyum, mikroorganizma sayısı ile önemli bir ilişki

göstermemiştir. Ayrıca, asit fosfataz aktivitesinin, toplam organik karbon, toplam azot ve mikrobelerin içeriği ile anlamlı ve pozitif olarak ilişkili olduğunu, buna karşılık P içeriği (önemli ölçüde), mineral azot ve K içeriği (önemsiz olarak) ile negatif olarak ilişkili olduğunu ortaya çıkarmışlardır. Fatemi vd. (2016), bizim elde ettiğimiz sonuçlara benzer şekilde, asidik toprakta asit fosfataz ve β -glukozidaz aktivitesindeki artışın fosfor varlığına azottan daha fazla bağlı olduğu sonucuna ulaşmışlardır. Ancak toprağı azotla zenginleştirmenin enzimlerin aktivitesini azalttığını rapor etmişlerdir. Bu sonuç, önceki bir çalışma ile uyumludur (Ramirez vd. 2012). Bununla birlikte, çalışmaların çoğu, kaynak tahsisi teorisini takiben azot ilavesinin karbon, azot ve fosforun mineralizasyon döngülerine katılan enzimlerin aktivitesini uyardığını bildirmektedir (Joniec 2013; Johnson vd. 2010).

6. SONUÇLAR

Tarımsal faaliyetler sonucunda oluşan büyük miktarlardaki bitkisel atıkların bertaraf edilmesi hem çevre açısından ve hem de tekrar kullanılabilir özellikteki önemli bir kaynağın heba edilmesi bakımından sorun teşkil etmektedir. Bu tür materyallerin farklı formlarda toprak düzenleyici/iyileştirici olarak kullanılması her zaman gündemde olmuştur. Bu formlardan biri de biyokömürdür. Son yıllarda dünyada ve Türkiye’de güncel bir konu haline gelmiş olan biyokömürün topraktaki mikroorganizmalarla olan ilişkileri konusunda az sayıda ve birbiri ile çelişen bilgiler bulunmaktadır. Bu çalışmada, Akdeniz bölgesinde bol miktarda açığa çıkan farklı bitkisel atıklardan ve farklı piroliz sıcaklık koşullarında üretilerek toprağa uygulanan farklı karakterdeki biyokömürlerin toprağın biyolojik özellikleri üzerindeki etkilerinin incelenmesi amaçlanmıştır.

Bu çalışma kapsamında art arda gelen iki yetiştiricilik döneminin 0., 2., 4., 6 ve 8. haftalarında alınan toprak örneklerinin biyolojik analiz sonuçları incelenmiştir. Bu kapsamda, her iki yetiştiricilik döneminde de örnekleme zamanları arasında önemli farklar tespit edilmiştir. Birinci dönemde üreaz ve dehidrojenaz enzim aktivitelerinde en yüksek artışlar 0 ve 8. haftalarda gözlenmiştir. Alkali fosfataz, nitrifikasyon ve denitrifikasyon aktiviteleri 4. haftada en yüksek artışı gösterirken, β -glukozidaz en yüksek değerleri 2. ve 8. haftalarda vermiştir. İkinci dönemde üreaz ve nitrifikasyon aktiviteleri 6. haftada en yüksek olmuştur. Alkali fosfataz ve dehidrojenaz aktiviteleri 8. haftada, denitrifikasyon aktivitesi 6. ve 8. haftalarda en yüksek değerli göstermiştir. Ancak, biyokömür uygulamalarının zaman içinde toprakta mezofilik aerobik bakteri sayısı üzerinde bir etkisi olmamıştır. Biyolojik özellikler açısından iki yetiştirme dönemi arasında da bazı önemli farklar tespit edilmiştir. Yüksek sıcaklık ve daha düşük nem oranının olduğu birinci dönemde genel olarak enzim aktivitesinde artış, daha düşük sıcaklıklar ve yüksek nem oranının olduğu ikinci dönemde ise düşüş gözlenmiştir.

Birinci yetiştiricilik döneminde biyokömür uygulamaları arasında önemli farklılıklar tespit edilmiştir. MB300 ve MB500 uygulamalarının kontrole göre üreaz, alkali fosfataz, β -glukozidaz ve nitrifikasyon aktivitelerini önemli ölçüde artırdığı görülmüştür. Ayrıca, DB500 ve KB500 uygulamaları da kontrole göre üreaz ve alkali fosfataz aktivitesini, BB300 ise üreaz aktivitesini önemli ölçüde yükseltmiştir. Bununla birlikte, KB300 uygulaması, kontrol ile karşılaştırıldığında, β -glukozidaz aktivitesinde önemli bir düşüş ile sonuçlanmıştır. İkinci yetiştirme döneminde uygulamalar arasında önemli bir farklılık gözlenmemiştir. Ayrıca her iki yetiştiricilik döneminde de biyokömür uygulamaları kontrol ile karşılaştırıldığında dehidrojenaz, denitrifikasyon aktiviteleri ve mezofilik aerobik bakteri sayısında önemli bir farklılık oluşturmamıştır. Bunun nedeninin biyokömürün bazı mikrobiyal faaliyetleri olumsuz yönde etkileyebilecek uçucu organik bileşikler üretmesi olduğu düşünülmektedir.

Biyokömür uygulamaları, yetiştiricilik dönemi ve ölçülen parametreye bağlı olarak normal toprağı ve rizosfer toprağını etkilemiştir. Birinci yetiştirme döneminde biyokömür uygulamaları rizosfer toprağında alkali fosfataz ve denitrifikasyon aktiviteleri ile mezofilik aerobik bakteri sayısını normal toprağına göre önemli ölçüde artırırken, normal toprakta üreaz ve dehidrojenaz aktiviteleri üzerinde daha etkili olmuştur. İkinci yetiştirme döneminde rizosfer toprağı normal toprağına göre üreaz ve β -glukozidaz aktivitelerinde önemli artış göstermiş, normal toprak ise daha yüksek dehidrojenaz,

nitritifikasyon ve denitritifikasyon aktivite değerleri vermiştir. Genel olarak, iki dönem arasında önemli farklılıklar oluşmuş ve ikinci dönem daha yüksek bir performans göstermiştir.

Biyokömür uygulamaları toprağın kimyasal özelliklerini de etkilemiştir. Biyokömür uygulamalarında (MB500 uygulaması hariç) pH birinci dönemde kontrole göre önemli olude artmıştır. İkinci dönemde de tüm biyokömür uygulamaları, kontrole göre pH'da önemli olude artış sağlamıştır. Birinci dönemde DB300, DB500 ve MB500 uygulamaları yapıldıktan sonra toprak EC değerleri kontrole göre önemli olude yükselmiş, ikinci dönemde ise EC biyokömür uygulamalarından etkilenmemiştir. Biyokömür uygulamaları her iki yetiştiricilik döneminde (birinci dönemde BB300, MB300 ve KB500 hariç ve ikinci dönemde BB300, MB300 ve BB500 hariç) alınabilir fosforu önemli olude artırmıştır. Her iki dönemde de biyokömür uygulamaları topraktaki organik karbonu genel olarak önemli olude artırmıştır. Bu, toprakta karbonu depolamak için biyokömür uygulamalarını kullanma konusunda yaygın olarak önerilen stratejiyi desteklemektedir. Ancak, topraktaki toplam azot, kontrole göre biyokömür uygulamalarından önemli olude etkilenmemiştir. Öte yandan, biyokömür uygulamalarında değişebilir potasyum değeri (birinci dönemde MB300 ve MB500 hariç) her iki ekim döneminde de kontrole göre artmıştır. Değişebilir kalsiyum, birinci dönemde biyokömür uygulamalarından önemli olude etkilenmezken, ikinci dönem BB300, DB500, KB500 uygulamalarında kontrole göre azalmıştır. MB300 ve MB500 uygulamaları her iki yetiştiricilik dönemde kontrole göre değişebilir potasyumu değerini önemli olude yükseltmiştir. Ancak biyokömür uygulamaları değişebilir sodyum uzerinde her iki dönemde de etkili olmamıştır. Birinci dönemde biyokömür uygulamalarından (DB300 ve DB500) sonra değişebilir demir önemli olude azalmış, ikinci dönemde ise etkilenmemiştir. Benzer şekilde birinci dönemde biyokömür uygulamalarından (BB500 ve MB500) sonra değişebilir mangan önemli olude azalırken, ikinci dönem etkilenmemiştir. Ayrıca değişebilir çinko ve bakır, biyokömür uygulamalarından her iki donemdede önemli olude etkilenmemiştir.

Bitki kalite parametreleri (bitki boyu hariç) ve verim biyokömür uygulamalarından etkilenmemiştir. Domates (DB300) ve Muz (MB500) biyokömür uygulamaları ikinci dönemde bitki boyunu sırasıyla %15.2 ve %10.2 oranında artırmıştır. Pearson korelasyon analizi pH, alınabilir fosfor, potasyum ve kalsiyum gibi kimyasal özelliklerin topraktaki mikrobiyal aktivite ile güçlü veya pozitif bir ilişki içinde olduğunu göstermiştir.

Bu çalışmadaki genel sonuçlar, toprağın mikrobiyal sağlığını artırmak ve devam ettirmek için biyokömürün elde edildiği hammadde ve uzerilen biyokömür turunun doğru tanımlanmasının önemini vurgulamaktadır. Dolayısıyla biyokömür uzeriminde kullanılan materyaller ve sıcaklık, toprağın kimyasal özelliklerinin ve toprak enzim faaliyetlerinin artmasında çok önemlidir. Biyokömürün toprak mikroorganizmaları ile etkileşim mekanizmalarının ortaya çıkarılması için daha detaylı, moleküler düzeyde ve uzun vadeli çalışmaların yapılması onem arz etmektedir.

7. KAYNAKLAR

- Abdelmagid H. M., ve Tabatabai M. A. 1987. Nitrate reductase activity of soil. *Soil Biochem.*, 19:421-427.
- Aciego P.J.C., ve Brookes P.C. 2008. Relationships between Soil pH and Microbial Properties in a UK Arable Soil. *Soil Biol. and Biochem.*, 40:1856-1861.
- Acosta-Martínez V. ve Tabatabai M. 2000. Enzyme activities in a limed agricultural soil. *Biol. Fertil. Soils*, 31: 85–91.
- Acosta-Martinez, Veronica, Zobeck T., Gill, Thomas ve Kennedy A.C. 2003. Enzyme activities and microbial community structure in semi-arid agricultural soils. *Biol. Fertil. Soils*, 38: 216-227.
- Adetunji A.T., Lewu F.B., Mulidzi R., ve Ncube B. 2017. The biological activities of β -glucosidase, phosphatase and urease as soil quality indicators: a review. *J. Soil Sci. Plant Nutr. Vol. 17, No.3*.
- Ajayi A.E., Oguntunde A., Joseph P., ve Júnior. M. D. 2009. Numerical analysis of the impact of charcoal production on soil hydrological behaviour, runoff response and erosion susceptibility. *Rev. Bras. Ciênc. Solo Vol. 33 No.1*.
- Ajwa H.A., ve Tabatabai M.A. 1994. Decomposition of different organic materials in soils. *Biol. Fert. Soils*, 18: 175–182.
- Alef K., Nannipieri P. 1995. Methods in applied soil microbiology and biochemistry. *Academic Press*.
- Alef K., Nannipieri P., ve Trazar-Cepeda C. 1995. Phosphatase activity. In methods in applied soil microbiology and biochemistry. *Eds. K Alef and P Nannipieri.*, pp 335-344.
- Alexander M. 1977. Introduction to soil microbiology, 2nd ed. *John Wiley and Sons publ, New York, New York*.
- Al-Wabel M.I., Hussain Q., Usman A.R.A., Ahmad M., Abduljabbar A., Sallam A.S., ve Ok Y.S. 2017. Impact of biochar properties on soil conditions and agricultural sustainability. A review. *Land Degrad. Dev.*, 29: 2124–2161.
- Ameloot N., De Neve S., Jegajeevagan K., Yildiz G., Buchan D., Funkuin Y.N., Prins W., Bouckaert L., ve Sleutel S. 2013. Short-term CO₂ and N₂O emissions and microbial properties of biochar amended sandy loam soils. *Soil Biol. and Biochem.*, 57: 401–410.
- Anderson J.P.E., ve Domsch K.H. 1978. A physiological method for the quantitative measurement of microbial biomass in soil. *Soil Biol. Biochem.*, 10: 215- 221.
- Angelini, Jorge C., Stella F., ve Adriana. 2003. Alterations in root colonization and nodC gene induction in the peanut–rhizobia interaction under acidic conditions. *Plant Physiol. and Biochem.*, 41: 289-294.

- Anger H., ve Schenk M.K. 2005. Assay system for measurement of denitrification-N loss from ornamental plants potted in peat substrate. *Biol. Fertil. Soils*, 4: 199- 204.
- Antal M.J, ve Gronli M. 2003. The art, science and technology of charcoal production. *J. Am. Chem. Soc.*, 42:1619– 1640.
- Antón M.A., Muñoz P., Castells F., Montero J.I. ve Soliva M. 2005. Improving waste management in protected horticulture. *Agron. for Sust. Dev.*, 25(4): 447-453.
- Antoniadis V., Levizou E., Shaheen S.M., Ok Y.S., Sebastian A., Baum C., Prasad M.N.V., Wenzel W.W., ve Rinklebe J., 2017. Trace elements in the soil-plant interface: phytoavailability, translocation, and phytoremediation-a review. *Earth Sci. Rev.*, 171, 621–645.
- Asai H., Samson B.K., Stephan H.M., Songyikhangsuthor K., Homma K., Kiyono Y., Inoue Y., Shiraiwa T., ve Horie T. 2009. Biochar amendment techniques for upland rice production in Northern Laos: 1. Soil physical properties, leaf SPAD and grain yield. *Field Crops Res.*, 111: 81-84.
- ASTM Committee 306. 2011. Standard test method for ash in the analysis sample of coal and coke from coal. *Designation, ASTM Committee*, 305: D3174–11.
- ASTM Committee 308, 2007. Standard test method for volatile matter in the analysis sample of coal and coke. *Designation, ASTM Committee*, 307: D3175–11.
- ASTM Committee 309. 2007. Standard practice for proximate analysis of coal and coke. *Designation, ASTM Committee*, 309, D3172–07a.
- Atkinson C.J., Fitzgerald J.D., ve Hips N.A., 2010. Potential mechanisms for achieving agricultural benefits from biochar application to temperate soils: a review. *Plant and Soil*, 337:1-18.
- Awad Y.M., Lee S.E., Ahmed M.B.M., Vu N.T. Farooq M., Kim S., Kim H. S., Vithanage M., Rabie A., Usman A., Al-Wabel M., Meers E., Kwon E. E., ve Sik Y. 2017. Biochar, a potential hydroponic growth substrate, enhances the nutritional status and growth of leafy vegetables. *J. Clean. Prod.*, 156: 581-588.
- Badalucco L, Grego S, Dell’Orco S, Nannipieri P. 1996. Effect of liming on some chemical, biochemical, and microbiological properties of acid soils under spruce (*Picea abies* L.). *Biol. Fertil. Soils*, 14:76–83.
- Badalucco L. ve Nannipieri P. 2007. Nutrient Transformations in the Rhizosphere. *The Rhizosphere: Biochemistry and Organic Substances at the Soil-Plant Interface*, 111-133.
- Bai S.H., Reverchon F., Xu C.Y., Xu Z., Blumfield T.J., Zhao H., Van Zwieten L., ve Wallace H.M. 2015. Wood biochar increases nitrogen retention in field settings mainly through abiotic processes. *Soil Biol. and Biochem.*, 90:232–240.
- Bailey V.L., Fansler S.J., Smith J.L., ve Bolton Jr, H. 2010. Reconciling apparent variability in effects of biochar amendment on soil enzyme activities by assay optimization. *Soil Biol. and Bioch.*, 43(2): 296-301.

- Bailey V.L., Fansler S.J., Smith J.L., ve Bolton H. 2011. Reconciling apparent variability in effects of biochar amendment on soil enzyme activities by assay optimization. *Soil Biol. and Biochem.*, 43: 296–301.
- Bakken L. R., Borresen T., ve Njos A. 1987. Effect of soil compaction by tractor traffic on soil structure, denitrification, and yield of wheat. *J. Soil Sci.*, 38: 541–552.
- Baldock J. ve Smrnik R.J. 2002. Chemical composition and bioavailability of thermally altered *Pinus resinosa* (red pine) wood. *Org. Geoch.*, 33: 1093-1109.
- Ball P.N., MacKenzie M.D., DeLuca T.H. ve Holben W.E. 2010. Wildfire ve Charcoal Enhance Nitrification and Ammonium Oxidizing Bacteria Abundance in Dry Montane Forest Soils. *J. of Env. Quality*, 39, 1243-1253.
- Bamminger, Chris Z., Natalie Z., Prisca L., Marc K., Claudia M., ve Sven. 2014. Effects of biochar, earthworms, and litter addition on soil microbial activity and abundance in a temperate agricultural soil. *Biol. and Fertil. of Soils.*, 50:1189-1200.
- Bandick A.K. ve Dick R.P. 1999. Field Management Effects on Enzyme Activities. *Soil Biol. and Bioch.*, 31:1471-1479.
- Bandick A.K., ve Dick R.P. 1999. Field Management Effects on Soil Enzyme Activities. *Soil Biol. Biochem.*, 31:1471–1479.
- Bardgett R. 2005. The biology of soil: a community and ecosystem approach. Oxford.
- Başçetinçelik A., Öztürk H.H., Kaya D., Kaçira K., Ekinci K. ve Karaca C. 2006. Türkiye’de biyokütle enerjisi kullanımını geliştirme olanakları. VI. Ulusal Temiz Enerji Sempozyumu, 25-26 Mayıs, Isparta.
- Basso A.S., Miguez F.E., Laird D.A., Horton R., ve Westgate M. 2013. Assessing potential of biochar for increasing water-holding capacity of sandy soils. *GCB Bioenergy*, 5:132–143.
- Batra L., ve Manna M.C. 1997. Dehydrogenase activity and microbial biomass carbon in salt affected soils of semi arid regions. *Arid Soil Res. Rehabil.*, 3:293–303.
- Becidan M., Skreiberg Ø., ve Hustad J.E. 2007. NO_x and N₂O precursors (NH₃ and HCN) in pyrolysis of biomass residues. *Energy Fuels.*, 21:1173–1180.
- Beesley L., Inneh O.S., Norton G.J., Moreno-Jimenez E., Pardo T., Clemente R., ve Dawson J.J. 2014. Assessing the influence of compost and biochar amendments on the mobility and toxicity of metals and arsenic in a naturally contaminated mine soil. *Environ. Pollut.*, 186:195–202.
- Beesley L., Moreno-Jiménez E. ve 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. *Environ. Pollut.*, 158: 2282–2287.
- Bengtsson G., Bengtson P., ve Månsson K.F., 2003. Gross nitrogen mineralization-, immobilization-, and nitrification rates as a function of soil C/N ratio and microbial activity. *Soil Biol. and Bioch.*, 35, 143-154.

- Berg P., ve Rosswall T. 1985. Ammonium oxidizer numbers, potential and actual oxidation rates in two swedish arable soils. *Biol. Fert. Soils*, 1: 131–140.
- Berglund L.M., DeLuca T.H., ve Zackrisson O. 2004. Activated carbon amendments to soil alters nitrification rates in Scots pine forests. *Soil Biol. and Bioch.*, 36: 2067-2073.
- Bilgin S., Ertekin C. ve Kürklü A. 2012. Türkiye’deki sera bitkisel biyokütle atık miktarının belirlenmesi. 27. Tarımsal Mekanizasyon Ulusal Kongresi Bildiri Kitabı (pp. 499-508), Samsun.
- Bilgin S., Ertekin C. ve Kürklü A. 2013. Alternatif yakıt olarak sera bitki atığı briketlerinin yakılması ve baca gazı emisyon değerlerinin belirlenmesi. *Akdeniz Üniversitesi Ziraat Fakültesi Dergisi*, 26(1): 11-17.
- Black C.A. 1965. Methods of soil analysis. Part I, *American Society of Agronomy*. Madison, Wisconsin, USA. 1572 p.
- Bolton H., Elliot L.F., Papendick R.I., ve Bezdicek D.F. 1985. Soil Microbial Biomass and Selected Soil Enzymes Activities: Effect of Fertilization and Cropping Practices. *Soil Biol. Biochem.*, 17: 297–302.
- Borchard N., Siemens, J., Ladd B.; Möller A., ve Amelung W. 2014. Application of biochars to sandy and silty soil failed to increase maize yield under common agricultural practice. *Soil Tillage Res.*, 144: 184–194.
- Bouyoucos G.H. 1951. A Recalibration of the Hydrometer for Making Mechanical Analysis of Soils. *Agro. J.*, 43: 434-438.
- Boyle S.A., Rich J.J., Bottomley P.J., Cromack K., ve Myrold D.D., 2006. Reciprocal transfer effects on denitrifying community composition and activity at forest and meadow sites in the Cascade Mountains of Oregon. *Soil Biol. Biochem.*, 38: 870-878.
- Brewer Judson W., Patrick G., Jeremy T., Yi-Yuan W., Jochen K., ve Hedy. 2011. Meditation Experience Is Associated with Differences in Default Mode Network Activity and Connectivity. *Proceedings of the Natl. Acad. of Sci. of the USA.*, 108. 20254-9.
- Brussaard L. 1997. Biodiversity and ecosystem functioning in soil. 26:563-570.
- Bruun E.W., Ambus P., Egsgaard H., ve Haugaard-Nielsen H. 2012. Effectsof slow and fast pyrolysis biochar on soil C and N turnover dynamics. *Soil Biol. Biochem.*, 46:73–79.
- Bue´e M., Boer W.D., Martin F., van Overbeek L., ve Jurkevitch E. 2009. The rhizosphere zoo: An overview of plant-associated communities of microorganisms, including phages, bacteria, archaea, and fungi, and of some of their structuring factors. *Plant Soil*, 321 (1–2):189–212.
- Burns R.G. 1982. Enzyme activity in soil: location and a possible role in microbial ecology. *Soil Biol. Biochem.*, 14:423–427.

- Burns, R.G. 1978. Enzyme Activity in Soil: Some Theoretical and Practical Considerations. - In: Burns, R.G. (ed.) Soil Enzymes, Academic, London.
- Butler J. ve Hooper P. 2010. Down to earth: An illustration of life cycle inventory good practice References 120 with reference to the production of soil conditioning compost. *Resour. Conserv. Recycl.*, 55 (2), 135–147.
- Butler J.L., William M.A., Bottomley P.J., ve Myrold. D.D. 2003. Microbial Community Dymica Associated With Rhizosphere Carbon Flow. *Appl. Environ. Microbiol.*, 69:6793-6800.
- Butnan S., Deenik J.L., Toomsan B., Antal M.J., ve Vityakon P. 2015. Biochar characteristics and application rates affecting corn growth and properties of soils contrasting in texture and mineralogy. *Geoderma*, 237: 105–116.
- Cao H.C., Chen R.R., Wang L.B., Jiang L.L., Yang F., Zheng S.X., Wang G.J., ve Li X.G. 2016. Soil pH, total phosphorus, climate and distance are the major factors influencing microbial activity at a regional spatial scale. *Sci. Rep.*, 6: 25815.
- Cao T., Meng J., Liang H., Yang X., ve Chen W. 2017. Can biochar provide ammonium and nitrate to poor soils? Soil column incubation. *J. Soil Sci. Plant Nutr. Vol.17 No.2 Temuco Jun. 2017*.
- Cao X., ve Harris W. 2010. Properties of dairy manure derived biochar pertinent to its potential use in remediation. *Bioresour. Technol.*, 101: 5222–5228.
- Carter S., Shackley S., Sohi S., Suy T.B, ve Haefele S. 2013. 'The impact of biochar application on soil properties and plant growth of pot grown lettuce (*Lactuca sativa*) and cabbage (*Brassica chinensis*)', *Agronomy*, 3: 404-18.
- Castaldi S., Riondino M., Baronti S., Esposito F.R., Marzaioli R., Rutigliano F.A., ve Vaccari F.P., Miglietta F. 2011. Impact of biochar application to a mediterranean wheat crop on soil microbial activity and greenhouse gas fluxes. *Chemosphere*, 85 (9): 1464–1471.
- Cayuela M. L., Van Zwieten L., Singh B. P., Jeffery S., Roig A., ve Sa ´nchez-Monedero M. A. 2014. Biochar’s role in mitigating soil nitrous oxide emissions: A review and meta-analysis. *Agric. Ecosyst. Environ.*, 191: 5–16.
- Çerçioğlu M. ve Sahin H. 2016. Simav’daki seraların ısıtılmasında jeotermal enerji kullanım olanakları. *The Journal of Academic Social Science Studies, International Journal of Social Science*, 47: 459-475.
- Chan K.Y, Van Zwiete L., Meazaros I., Downie A., ve Joseph S. 2008. Poultry litter biochars as a soil amendment. *Aust. J. Soil Res.*, 46:437–444.
- Chan K.Y., van Zwieten L., Meszaros I., Downie A. ve Joseph. S. 2007. Agronomic values of green waste biochar as a soil amendment. *Aust. J. Soil Res.*, 45: 629–634.
- Chang J., Xianxiang L., Mingchan L., Zhenyu W., ve Hao Z. 2015. Short-Term Influences of Peanut-Biochar Addition on Abandoned Orchard Soil Organic N Mineralization in North China. *Pol. J. Environ. Stud.*, 25 (1): 67-72

- Chen J.H., Liu X.Y., Li, L.Q., Zheng J.W., Qu J.J., Zheng J.F., Zhang X.H., ve Pan G.X. 2013. Consistent increase in abundance and diversity but variable change in community composition of bacteria in topsoil of rice paddy under short term biochar treatment across three sites from south China. *Appl. Soil Ecol.*, 91: 68–79.
- Chen K.Y., ve Xu Z. 2009. Biochar: nutrient properties and their enhancement. Biochar for environmental management: *Sci. and tech.*, 67-84.
- Chen Y., Yu G., Cao Q., Zhang H., Lin Q., ve Hong Y. 2013. Occurrence and environmental implications of pharmaceuticals in Chinese municipal sewage sludge. *Chemosphere*, 93: 1765–1772.
- Cheneby D., Bru D., Pascault N., Maron P.A., Ranjard L. ve Philippot L. 2010. Role of plant residues in determining temporal patterns of the activity, size, and structure of nitrate reducer communities in soil. *Applied and Environ. Microbiol.*, 76 (21): 7136-7143.
- Cheng Y., Cai Z., Chang S.X., Wang J., ve Zhang J. 2012. Wheat straw and its biochar have contrasting effects on inorganic N retention and N₂O production in a cultivated Black Chernozem. *Biol. and Fertil. of Soils*, 48: 941–946.
- Cheuk W., Lo K.V., Branion R.M.R. ve Fraser B. 2003. Benefits of sustainable waste management in the vegetable greenhouse industry. *Journal of Environmental Science and Health, Part B, Pesticides, Food Contaminants, and Agricultural Wastes*, 38(6): 855-863.
- China. Environ. Sci. Pollut. Res 24:10108–10120. <https://doi.org/10.1007/s11356-017-8505-8>.
- Chinnadurai C., Gopalaswamy G. ve Balachandar D. 2014. Long term effects of nutrient management regimes on abundance of bacterial genes and soil biochemical processes for fertility sustainability in a semi-arid tropical Alfisol. *Geoderma*, 563-572.
- Chintala R., T.E. Schumacher S. ve Kumar, D.D. Malo J.A. Rice B. Bleakley G. Chilom, D.E. Clay J.L. Julson S.K. Papiernik Zheng R. Gu. 2014. Molecular characterization of biochars and their influence on microbiological properties of soil. *J. Hazard Mater.*, 279:244–256.
- Choi YK, ve Kan E. 2019. Effects of pyrolysis temperature on the physicochemical properties of alfalfa-derived biochar for the adsorption of bisphenol A and sulfamethoxazole in water. *Chemosphere*, 218:741–748.
- Chu H., Fujii T., Morimoto S., Lin X., Yagi K., Hu J. ve Zhang J. 2007. Community structure of ammonia- oxidizing bacteria under long-term application of mineral fertilizer and organic manure in a sandy loam soil. *Appl. and Environ. Microbiol.*, 73: 485-491.
- Clough A., ve Skjemstad J.O. 2000. Physical and chemical protection of soil organic carbon in three agricultural soils with different contents of calcium carbonate. *Soil Res.*, 38:1005–1016.

- Cortez J., Lossaint P. ve Billes G. 1972. The biological activity in soil of Mediterranean ecosystem. III Enzymatic activities. *Rev. Ecol. Biol. Soils*, 9: 1-19.
- Cuhel J., Simek M., Laughlin R.J., Bru D., Cheneby D., Watson C.J. ve Philippot L. 2010. Insights into the effect of soil pH on N₂O and N₂ emissions and denitrifier community size and activity. *Appl. and Environ. Microbiol.*, 76 (6): 1870-1878.
- Cui H.J., Wang M., Fu M.L., ve Ci. E. 2011. Enhancing phosphorus availability in phosphorus-fertilized zones by reducing phosphate adsorbed on ferrihydrite using rice straw-derived biochar. *J. Soil Sediment.*, 11: 1135–1141.
- Cui Y. F. Meng J., Wang Q., Zhang W., Cheng X., ve Chen W. 2017. Effects of straw and biochar addition on soil nitrogen, carbon, and super rice yield in cold waterlogged paddy soils of North China. *J. of Integrat. Agric.*, 16: 1064–1074.
- Das S. K., ve Varma A. 2011. Role of Enzymes in Maintaining Soil Health. - In: Shukla, G., Varma, A. (eds.) *Soil Enzymology, Soil Biology 22*, Springer-Verlag Berlin Heidelberg USA.
- De Luca T.H., MacKenzie M.D., ve Gundale M.J. 2009. Biochar effects on nutrient transformations. In *Biochar for environmental management. Sci. and tech. (Eds J. Lehmann, S. Joseph)*, pp. 251-270.
- Deiglmayr K., Philippot L., Hartwig U.A., ve Kandeler E. 2004. Structure and activity of the nitrate-reducing community in the rhizosphere of *Lolium perenne* and *Trifolium repens* under long-term elevated atmospheric pCO₂. *FEMS Microbiol. Eco.*, 49:445-454.
- DeLuca T.H. ve Gundale M.J. 2006. Temperature and Source Material Influence Ecological Attributes of Ponderosa Pine and Douglas-Fir Charcoal. *Forest Ecol. and Mgt.*, 231: 86-93.
- DeLuca T.H., MacKenzie M.D., Gundale M.J. ve Holben W.E. 2006. Wildfire-produced charcoal directly influences nitrogen cycling in ponderosa pine forests. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 70: 448–453.
- Dempster D.N., Gleeson D.B., Solaiman Z.M., Jones D.L., ve Murphy D.V. 2012. Decreased soil microbial biomass and nitrogen mineralisation with Eucalyptus biochar addition to a coarse textured soil. *Plant and Soil*, 354: 311–324.
- Deng S.P., ve Tabatabai M.A. 1994. Cellulase Activity of Soils. *Soil Biol. Biochem.*, 26:1347–1354.
- Deng S.P., ve Tabatabai M.A. 1995. Cellulase Activity of Soils: Effect of Trace Elements. - *Soil Biol Biochem.* 27: 977-979. In: Deng, S.P., Tabatabai, M.A. (1997): Effect Of Tillage and Residue Management on Enzyme Activities in Soils: III. Phosphatase and Arylsulfatase. *Biol Fertil Soils*, 24:141– 146.
- Dick R.P. 1997. Soil Enzyme Activities as Integrative Indicators of Soil Health. - In: Pankhurst, C. E., Doube, B. M., Gupta, V.V.S.R. (eds.) *Biological Indicators of Soil Health*, CABI Publishing. USA.
- Dick W.A. ve Tabatabai M.A. 1993. Significance and Potential Uses o Soil Enzymes. In *Soil Microbial Ecology: Application in Agricultural and Environmental*

- Management; Metting, F.B., Ed.; Marcel Dekker: New York, NY, USA, pp 95–125.
- Domene X., Hanley K., Enders A., ve Lehmann J. 2015. Short-term mesofauna responses to soil additions of corn stover biochar and the role of microbial biomass. *Appl. Soil Ecol.*, 89:10–17.
- Domene X., Mattana S., Hanley K., Enders A., ve Lehmann J., 2014. Medium-term effects of corn biochar addition on soil biota activities and functions in a temperate soil cropped to corn. *Soil Biol. Biochem.*, 72: 152–162.
- Donegan K. K., Seidler R. J. , Doyle J. D., Porteous L. A., Digiovanni G., Widmer F., ve Watrud L. S. 1999. A field study with genetically engineered alfalfa inoculated with recombinant *Sinorhizobium meliloti*: effects on the soil ecosystem. *Journal of Appl. Ecol.*, 36, 920-936.
- Dong B., Niwa M., Walter P., ve Silverman R. H. 2001. Basis for regulated RNA cleavage by functional analysis of RNase L and Ire1p. *RNA*, 7(3):361-73.
- Downie A., van Zwieten L., Chan K.Y., Dougherty W. ve Joseph S. 2007. Nutrient retention characteristics of agrichar and the agronomic implications. International Agrichar Initiative Conference, Terrigal, NSW, Australia
- Dünisch O., V. Lima, G. Seehann, J. Donath, V. Montóia ve T. Schwarz. 2007. Retention properties of wood residues and their potential for soil amelioration. *Wood Sci. Technol.*, 41: 169–189.
- Duponnois R., ve Plenchette C. 2003. A mycorrhiza helper bacterium enhances ectomycorrhizal and endomycorrhizal symbiosis of Australian Acacia species. *Mycorrhiza*, 13: 85-91
- Durenkamp M., Luo Y., ve Brookes P. 2010. Impact of black carbon addition to soil on the determination of soil microbial biomass by fumigation extraction. *Soil Biol. Biochem.*, 42, 2026–2029.
- Edelstein D. M. ve Tonjes D. J. 2012. Modeling an Improvement in Phosphorus Utilization in Tropical Agriculture. *J. of Sust. Agric.*, 36:1, 18-35.
- Egamberdiyeva D., Gafurova L., ve Islam K.R. 2007. Salinity effects on irrigated soil chemical and biological properties in the Syr Darya Basin of Uzbekistan. In: Lal R, Sulaimanov M, Stewart B, Hansen D, Doraiswamy P (eds) Climate change and terrestrial C sequestration in Central Asia Taylor-Francis, New York, pp 147–162.
- Eivazi F., Tabatabai M.A. 1988. Glucosidases and galactosidases in soils. *Soil Biol. Biochem.*, 20:601–606.
- El-Naggar A.H., Usman A.R., Al-Omran A., Ok Y.S., Ahmad M., ve Al-Wabel M.I. 2015. Carbon mineralization and nutrient availability in calcareous sandy soils amended with woody waste biochar. *Chemosphere*, 138:67–73.
- Elzobair K.A., Stromberger M.E. Ippolito J.A. ve Lentz R.D. 2016. Contrasting effects of biochar versus manure on soil microbial communities and enzyme activities in an Aridisol. *Chemosphere*, 142: pp. 145-152.

- Esen A. 1993. β -glucosidases: Overview. - In: Esen, A. (ed.) β -glucosidases and Molecular Biology. American Chem. Soc., Washington, DC.
- Evliya H. 1960 Kùltür Bitkilerinin Beslenmesi. Ankara Üniversitesi Ziraat Yayınları, 36. Ders Kitabı 17, Ankara Üniversitesi Basımevi, Ankara.
- Ezawa T., Yamamoto K., ve Yoshida S. 2002. Enhancement of the effectiveness of indigenous arbuscular mycorrhizal fungi by inorganic soil amendments. *Soil Sci. Plant Nutr.*, 48: 897–900.
- FAO, 2018. The Food and Agriculture Organization, FAO Statistics <http://www.fao.org/faostat/en> (Erişim Tarihi: 12.10.2018).
- Fatemi, Farrah F., Ivan S., Kevin D., ve David. 2016. Nitrogen and phosphorus regulation of soil enzyme activities in acid forest soils. *Soil Biol. and Biochem.*, 98. 171-179.
- Fischer, Daniel G., ve Bruno. 2012. Synergisms between Compost and Biochar for Sustainable Soil Amelioration., 10.5772/31200.
- Florio A., Clark I.M., Hirsch P.R., Jhurrea D. ve Benedetti A. 2014. Effects of the nitrification inhibitor 3,4-dimethylpyrazole phosphate (DMPP) on abundance and activity of ammonia oxidizers in soil. *Biol. Fertil. Soils*, 50: 795-807.
- Foster E.J., Hansen N., Wallenstein M., ve Cotrufo M.F. 2016. Biochar and manure amendments impact soil nutrients and microbial enzymatic activities in a semi-arid irrigated maize cropping system. *Agric. Ecosyst. Environ.*, 233: 404–414.
- Founoune H., Duponnois R., Bâ A.M., Sall S., Branget I., Lorquin J., Neyra M., ve Chotte J.L. 2002. Mycorrhiza Helper Bacteria stimulate ectomycorrhizal symbiosis of *Acacia holocarpa* with *Pisolithus*. *New Phytol*, 128: 197-210.
- Fowles M. 2007. Black carbon sequestration as an alternative to bioenergy. *Biomass and Bioenergy*, 31: 426-432.
- Frankenberger W.T.J., ve Bingham F.T. 1982. Influence of salinity on soil enzyme activities. *Soil Sci. Soc. Am., J.* 46:1173–1177.
- Freytag H. E. 1965. On the saccharase activity of soils. *Albrecht-Thaer- Archiv*, 9: 47-66.
- Galstyan A.S.H. 1965. The dynamics of fermentation processes of soils. *Doklady Akademii nauk Armyanskoi SSR*, 40: 39-42.
- García C., Hernández T., Costa F., ve Ceccanti B. 1994. Biochemical parameters in soils regenerated by addition of organic wastes. *Waste Manage Res.*, 12:457–466.
- Gaskin J.W., Speir R.A., Harris K., Das K.C., Lee R.D., Morris L.A., ve Fisher D.S. 2010. Effect of peanut hull and pine chip biochar on soil nutrients, corn nutrient status, and yield. *Agron. J.*, 102:623–633.
- Gasser J.K.R. 1964. Urea as fertilizer. *Soil Fert.*, 27: 175–80.
- George N., Davies J.T. 1988. Parameters affecting adsorption of microorganisms on activated charcoal cloth. *J Chem Tech. Biotech.*, 43: 173–186.

- Gisladdottir G. ve Stocking M. 2005. Land degradation control and its global environmental benefits. *Land degrad. Dev.*, 16: 99-112.
- Glaser B., Balashov E., Haumaier L., Guggenberger G., ve Zech W. 2000. Black carbon in density fractions of anthropogenic soils of the Brazilian Amazon region. *Org Geochem.*, 31:669–678.
- Glaser B., Haumaier L., Guggenberger G., ve Zech W. 2001. The Terra Preta phenomenon: a model for sustainable agriculture in the humid tropics. *Naturwissenschaften*, 88: 37-41.
- Glaser B., Lehmann J., ve Zech W. 2002. Ameliorating physical and chemical properties of highly weathered soils in the tropics with charcoal-a review. *Biol. and Fert. of Soils*, 35: 219-230.
- Goldberg E.D., 1985. Black carbon in the environment. Wiley, New-York.
- Graber E.R., Harel Y.M., Kolton M., Cytryn E., Silber A., David D.R., Tsechansky L., Borenshtein M. ve Elad Y. 2010. Biochar Impact on Development and Productivity of Pepper and Tomato Grown in Fertigated Soilless Media. *Plant and Soil*, 337: 481-496.
- Gul S., Whalen J.K.; Thomas B.W., Sachdeva V., ve Deng H. 2015. Physico-chemical properties ve microbial responses in biochar-amended soils: Mechanisms and future directions. *Agric. Ecosyst. Environ.*, 206: 46–59.
- Gundale M.J., ve DeLuca T. H. 2007. Charcoal effects on soil solution chemistry and growth of *Koeleria macrantha* in the Ponderosa Pine/Douglas-fir ecosystem. *Biol. Fert. Soils.*, 43:303–311.
- Gundale Michael ve Deluca Thomas. 2006. Temperature and source material influence ecological attributes of ponderosa pine and Douglas-fir charcoal. *Forest Ecology and Management.*, 231: 86-93.
- Gvero P.M., Papuga S., Mujanic I., ve Vaskovic S. 2016. Pyrolysis as a key process in biomass combustion and thermochemical conversion. *Therm. Sci.*, 20:1209–1222.
- Hagner, Marleena K., Riitta J., Lauri T., Kari S., ve Heikki. 2016. The effects of birch (*Betula* spp.) biochar and pyrolysis temperature on soil properties and plant growth. *Soil and Tillage Res.*, 163: 224-234.
- Haider G., Steffens D., Moser G., Mueller C. ve Kammann C. I. 2017. Biochar reduced nitrate leaching and improved soil moisture content without yield improvements in a four-year field study. *Agric. Ecosyst. Environ.*, 237: 80–94.
- Han X. Z., Zhu L. Q., Yang M. F., Yu Q. ve Bian X. M. 2012. Effects of different amount of wheat straw returning on rice growth, soil microbial biomass and enzyme activity. *J. of Agro-Env. Sci.*, 31: 2192–2199.
- Hansen J., Sato M. , Hearty P., Ruedy R., Kelley M., Masson D. V., Russell G., Tselioudis G., Cao J., Rignot E., Velicogna I., Tormey B., Donovan B., Kandiano E., von Schuckmann K., Kharecha P., Legrande A. N., Bauer M., ve Kwok-Wai L. 2015. Ice melt, sea level rise and superstorms Ice melt, sea level rise and superstorms:

- evidence from paleoclimate data, climate modeling, and modern observations that 2 °C global warming could be dangerous. *Atmos. Chem. Phys.*, 16: 3761–3812.
- Hardie M., Clothier B., Bound S., Oliver G., ve Close D. 2014. Does biochar influence soil physical properties and soil water availability? *Plant and Soil*, 1-15.
- Henry S., Texier S., Hallet D. Bru C., Dambreville D., Cheneby F., Bizouard J.C., Germon ve Philippot L., 2008. Disentangling the rhizosphere effect on nitrate reducers and denitrifiers: insight into the role of root exudates. *Environ. Microbiol.*, 10(11): 3082–3092
- Herman D., Johnson K., Jaeger C., Schwartz E., ve Firestone M. 2006. Root Influence on Nitrogen Mineralization and Nitrification in Rhizosphere Soil. *Soil Sci. Soci. of Am. J.*, 70: 10-213.
- Hildebrandt U., Janetta K., ve Bothe H., 2002. Towards growth of arbuscular mycorrhizal fungi independent of plant host. *Appl. Environ. Microbe*, 68: 1919-1924.
- Hildebrandt, U., Ouziad F., Marner F.J., ve Bothe H., 2006. The bacterium *Paenibacillus validus* stimulates growth of the arbuscular mycorrhizal fungus *Glomus intraradices* up to the formation of fertile spores. *FEMS Microbiol. Lett.*, 254: 258-267.
- Hiltner L. 1904. New experiences and problems in the field of soil bacteriology with special consideration of the foundations and fallow (in German). *Arb DLG Berlin.*, 98: 59–78.
- Hojberg O., Binnerup S.J., ve Sorensen J. 1996. Potential rates of ammonium oxidation, nitrite oxidation, nitrate reduction and denitrification in the young barley rhizosphere. *Soil Biol. Biochem.*, 28: 47– 54.
- Hoshi T., 2001. Growth Promotion of Tea Trees by Putting Bamboo Charcoal in Soil. *Proceedings of International Conference on O-cha (tea) CULTURE and Science.* Tokyo. Japan., pp 147-150.
- Hoslett J., Ghazal H., ve Ahmad D. 2019. Removal of copper ions from aqueous solution using low temperature biochar derived from the pyrolysis of municipal solid waste. *Sci. Total Environ.*, 673:777–789.
- Houben D. ve Sonne P. 2015. Impact of biochar and root-induced changes on metal dynamics in the rhizosphere of *Agrostis capillaris* and *Lupinus albus*. *Chemosphere*, 139: 644-651.
- Imparato V., Hansen V., Santos S. S., Nielsen T.K., Giagnoni L., Nielsen H.H., Johansen A., Renella G., ve Winding A. 2016. Gasification biochar has limited effects on functional and structural diversity of soil microbial communities in a temperate agroecosystem. *Soil Biol. Bioch.*, 99: 128-136
- Ippolito J. A., Ducey T. F., Cantrell K. B., Novak J. M., ve Lentz R. D. 2016. Designer, acidic biochar influences calcareous soil characteristics. *Chemosphere*, 142: 184–191.

- Jenkinson D.S. 1966. The priming action. In: The use of isotopes in soil organic matter studies. Report of Food and Agriculture organisation and international Atomic Energy Agency, Technical Meeting: Braunschweig-Völkenrode, 1963:199-207.
- Jin K., Sleutel S., Buchan D., De Neve S., Cai D.X., Gabriels D., ve Jin J.Y. 2009. Changes of soil enzyme activities under different tillage practices in the Chinese loess plateau. *Soil Till. Res.*, 104(1): 115–120.
- Jin Y., Liang X., He M., Liu Y., Tian G., ve Shi J. 2016. Manure biochar influence upon soil properties, phosphorus distribution and phosphatase activities: a microcosm incubation study. *Chemosphere*, 142:128–135
- Jindo K., Mizumoto H., Sawada Y., Sanchez-Monedero M.A., ve Sonoki T. 2014. Physical and chemical characterization of biochars derived from different agricultural residues. *Biogeosciences*, 11: 6613-6621
- Joachim H.J., ve Patrick A. N. 2008. Selected soil enzymes: examples of their potential roles in the ecosystem. *Afr. J. Biotechnol.*, 7 (3):181-191.
- Johnson J.M.F., Allmaras R.R., ve Reicosky D.C. 2010. Estimating source carbon from crop residues, roots and rhizodeposits using the national grain-yield database. *Agron. J.*, 98: 622– 636.
- Jones D.L., Rousk J., Edwards-Jones G., DeLuca T.H., ve Murphy D.V. 2012. Biochar-mediated changes in soil quality and plant growth in a three-year field trial. *Soil Biol. Biochem.*, 45: 113–124.
- Joseph S.D., Camps-Arbestain, M., Lin Y., Munroe, P., Chia C.H., Hook J., van Zwieten L., Kimber S., Cowie A., ve Singh B.P. 2010. An Investigation into the reactions of biochar in soil. *Australian J. Soil Res.*, 48: 501–515.
- Joseph S.D., Downie A., ve Crosky A. 2007. Biochar for carbon sequestration, reduction of greenhouse gas emissions and enhancement of soil fertility; a review of the materials science. *Rendiconti del Circolo Matematico di Palermo*.48:101–106.
- Kale R.D., Bano K., Sreenivasa M.N., Vinayak K. ve Bagyaraj D.J. 1987. In Incidence of cellulolytic and lignolytic organisms in the earthworm worked soils (Eds.: G.K. Veeresh, D. Rajagopal and C.A. Viraktamath). Pro. Ml. Zoo. Collg. Bangalore., pp. 659-665.
- Kameyama K., Miyamoto T., ve Iwata Y. 2016. Influences of feedstock and pyrolysis temperature on the nitrate adsorption of biochar. *Soil Sci Plant Nutr.*, 62:180–184.
- Kasozi G.N., Zimmerman A.R., Nkedi-Kizza P., ve Gao B. 2010. Catechol and humic acid sorption onto a range of laboratory-produced black carbons (biochars). *Environ Sci Technol*, 44:6189–6195.
- Kaygusuz K., ve Turker M. F. 2002. Biomass energy potential in Turkey. *Renew. Energy*, 26:661– 678.
- Kellog W. 1952. Our garden Soil. The Macmillan Company, New York.

- Kelly, Charlene C., Francisco A., Veronica M., Maysoon B., Rutherford J.G., ve David R. C. 2015. Switchgrass Biochar Effects on Plant Biomass and Microbial Dynamics in Two Soils from Different Regions. *Pedosphere*, 25. 10.1016/S1002-0160(15) 30001-1.
- Kervankıran I. 2011. Afyonkarahisar ilinde alternatif tarım çalışmalarına bir örnek: Jeotermal seracılık. *Marmara Coğrafya Dergisi*, 24: 382-402.
- Kiss S., Dragan-Bularda, M. ve Radulescu D. 1975. Biological significance of enzymes accumulated in soil. *Adv. Agron.*, 27:25-87.
- Klose S. ve Tabatabai M.A. 1999. Urease activity of microbial biomass in soils. *Soil Biol. Biochem.*, 31: 205–11.
- Kolton M., Harel Y.M., Pasternak Z., Graber E.R., Elad Y., ve Cytryn E. 2011. Impact of biochar application to soil on the root-associated bacterial community structure of fully developed greenhouse pepper plants. *Appl. and Environ. Microbiol.*, 77: 4924–4930.
- Kongthod T., Thanachit S., Anusontpornperm S., ve Wiriyaakitnateekul W. 2015. Effects of biochars and other organic soil amendments on plant nutrient availability in an Ustoxic Quartzipsamment. *Pedosphere*, 25:790–798.
- Kookana R.S., Sarmah A.K., Van Zwieten L., Krull E., ve Singh B. 2011. Biochar application to soil: Agronomic and environmental benefits and unintended consequences. In *Advances in Agronomy*; Elsevier: Amsterdam, The Netherlands, 112:103–143.
- Kotroczó Z., Veres Z., Fekete I., Krakomperger Z., Tóth J.A., Lajtha K., ve Tóthmérész B. 2014. Soil enzyme activity in response to long-term organic matter manipulation. *Soil Biology and Biochemistry*, 70: 237-243.
- Kumar M., ve Babel A. 2011. Available micronutrient status and their relationship with soil properties of Jhunjhunu tehsil, district Jhunjhunu, Rajasthan, India. *J. Agric. Sci.*, 3:97.
- Kuzyakov Y., ve Razavi B.S. 2019. Rhizosphere size and shape: temporal dynamics and spatial stationarity. *Soil Biol. Biochem.*, 135: 343–360.
- Kuzyakov Y., Subbotina I., Chen H., Bogomolova I., ve Xu X. 2009. Black carbon decomposition and incorporation into soil microbial biomass estimated by ¹⁴C labeling. *Soil Biol. & Biochem.*, 41: 210-219.
- Lahmann Johannes C., Laird C., Sohi D., ve Saran. 2009. Stability of biochar in soil.
- Laird D. A. ve Chang, C. W. 2013. Long-term impacts of residue harvesting on soil quality. *Soil and Till. Res.*, 134: 33-40.
- Landi L, Valori F., Ascher J., Renella G., Falchini L., ve Nannipieri P. 2006. Root exudate effects on the bacterial communities, CO₂ evolution, nitrogen transformations and ATP content of rhizosphere and bulk soils. *Soil Biol. and Biochem.*, 38: 509-516.

- Lehman J, ve Gaunt J. 2006. Bio-char sequestration in terrestrial ecosystems. *Mitigation Adapt. Strateg. Glob. Chang.*, 11: 395–419.
- Lehmann J. ve Joseph S., 2015 (Eds). Biochar for Environmental Management. Science, Technology and Implementation. Routledge, London, UK.
- Lehmann J., Pereira da Silva Jr. J., Steiner C., Nehls T., Zech W. ve B. Glaser. 2003. Nutrient availability and leaching in an archaeological Anthrosol and a Ferralsol of the Central Amazon basin: fertilizer, manure and charcoal amendments. *Plant Soil*, 249: 343–357.
- Lehmann J., Rillig M.C., Thies J., Masiello C.A., Hockaday W.C., ve Crowley D. 2011. Biochar effects on soil biota—a review. *Soil Biol. Biochem.*, 43:1812–1836.
- Leirós M.C., Trasar-Cepeda C. L., ve Socorro G.F. 2000. Biochemical properties of acid soils under climax vegetation (Atlantic oakwood) in an area of the European temperate-humid zone (Galicia, NW Spain): General parameters. *Soil Biol. and Biochem.*, 32: 733-745.
- Lenhard G. 1956. The dehydrogenase activity in soil as a measure of the activity of soil microorganisms. *Z. Pflanzenernaehr. Dueng. Bodenkd.*, 73: 1-11
- Li S., Liang C., ve Shangguan Z. 2017. Effects of apple branch biochar on soil C mineralization and nutrient cycling under two levels of N. *Sci. Total Environ.*, 607–608:109–119.
- Liang B., Lehmann J., Solomom, D. Sohi S., Thies J., Skjemstad J., Luizão F., Engelhard M., Neves E., ve Wirick S. 2008. Stability of biomass-derived black carbon in soils. *Geochim. Cosmochim. Acta*, 72: 6069–6078.
- Liang Biqing L., Johannes S., Dawit K., James G., Julie B., O’Neill J.O., Skjemstad T., Janice L., Flávio J., Petersen N., ve Eduardo. 2006. Black Carbon Increases Cation Exchange Capacity in Soils. *Soil Sci. Soc. of Am. J.*, 70: 1719-1730.
- Limei Z., Zhuoma C., Jian L., Hongyuan W., Tianzhi R., Xiapu G., Bin Xi, ve Hongbin L. 2014. Short-term effects of maize residue biochar on phosphorus availability in two soils with different phosphorus sorption capacities. *Biol. Fertil. Soils*.
- Lindsay W.L. ve Norwell W.A. 1978. Development of a DTPA Soil Test for Zinc, Iron, Manganese and Copper. *Soil Sci. Soc. Amer. J.*, 42: 421-428.
- Liu B., Mørkved P.T., Frostegård Å., ve Bakken L.R., 2010. Denitrification gene pools, transcription and kinetics of NO, N₂O and N₂ production as affected by soil pH. *FEMS Microbiol. Ecol.*, 72: 407–417.
- Liu S. Pu, Shengyan Pu, Deng D., Huang H., Yan C., Ma H., ve Razavi B. S. 2020. Comparable effects of manure and its biochar on reducing soil Cr bioavailability and narrowing the rhizosphere extent of enzyme activities. *Environ. Intl.*, 134: 105277.
- Liu, Zhanjun R., Qinlei Z., ve Wei L.G. 2017. Effects of inorganic and organic amendment on soil chemical properties, enzyme activities, microbial community and soil quality in yellow clayey soil. *PLOS ONE*. 12.

- Loue A. 1968. Diagnostic Petiolaire De Prospection. Etud Sur La Nutrition et. La Fertilisation Potasiques De La vigne. *Societe Commerciale Des Potasses d'Alsace services Agronomiques*, 31-41
- Lucas R.E., Davis J.F. 1961. Relationship between pH values of organic soils and availability of 12 plant nutrients. *Soil Sci.*, 92: 177-182.
- Ma L. Lv N., Ye J., Ru S., Li G., ve Hou Z. 2012. Effects of biochar on organic carbon content and fractions of gray desert soil. *Chin. J. Eco-Agric.*, 20: 976–981.
- Machuca, Cuba A., Córdova M., ve Carolin. 2015. Enzymes in the rhizosphere of plants growing in the vicinity of the Polish Arctowski Antarctic Station. *J. of soil sci. and plant nutri.*, 15:10-406
- Major J., Rondon M., Molina D., Riha S.J., ve Lehmann J. 2010. Maize yield and nutrition during 4 years after biochar application to a Colombian savanna oxisol. *Plant Soil*, 333:117–128.
- Makoi, Joachim N., ve Patrick. 2008. Selected soil enzymes: Examples of their potential roles in the ecosystem. *Afri. J. of Biotech.*, 7:181-191.
- Marinari S., Masciandaro G., Ceccanti B., ve Grego S. 2000. Influence of organic and mineral fertilizer on soil biological and physical properties. *Biores. Technol.*, 71: 9– 17.
- Marris, E. 2006. Putting the carbon back: Black is the new green. *Nature.*, 442: 624-6.
- Martens D.A., Johanson J.B., Frankenberger J.W.T. 1992: Production and persistence of soil enzymes with repeated addition of organic residues. *Soil Sci.*, 153, 53– 61.
- Martinez C.E., ve Tabatabai M.A. 1997. Decomposition of Biotechnology By-products in Soils. *J. Environ. Qual.*, 26:625-632.
- Méndez A., Cárdenas-Aguilar E., Paz-Ferreiro J., Plaza C., ve Gascó G. 2017. The effect of sewage sludge biochar on peat-based growing media. *Biol. Agric. Hortic.*, 33: 40–51.
- Meng J., Feng X., ve Dai Z. 2014. Adsorption characteristics of Cu(II) from aqueous solution onto biochar derived from swine manure. *Environ Sci Pollut. R.* 21(11):7035– 7046.
- Messini A. ve Favilli F. 1990. Nitrogen fixation at phyllosphere level in coniferous plants in Italy. *Plant Soil*, 128: 91-95.
- Mia S., Van Groenigen J., Van de Voorde T., Oram N., Bezemer T., Mommer L., ve Jeffery S. 2014. Biochar application rate affects biological nitrogen fixation in red clover conditional on potassium availability. *Agric., Ecosyst. and Environ.*, 191: 83-91.
- Mikan C.J., ve Abrams, M.D. 1995. Altered Forest Composition and Soil Properties of Historic Charcoal Hearths in Southeastern Pennsylvania. *Can. J. Forest Res.*, 25: 687–696.

- Moeskops B., Sukristiyonubowo Buchan D., Sleutel S., Herawaty L., Husen E., Saraswati R., Setyorini D., ve De Neve S. 2010. Soil microbial communities and activities under intensive organic and conventional vegetable farming in West Java, Indonesia. *Appl. Soil Ecol.*, 45: 112–120.
- Monika Mierzwa-Hersztek, Gondek K., ve Baran A. 2019. Effect of poultry litter biochar on soil enzymatic activity, ecotoxicity and plant growth. *Applied Soil Ecol.* 105:144–50.
- Nannipieri P., Ceccanti B., ve Grego S. 1990. Ecological significance of the biological activity in soil. In: Bollag JM, Stotzky G (eds) *Soil biochemistry*, Martin Dekker, New York, 6: 293–366.
- Natywa M., Selwet M., ve Maciejewski T. 2014. Effect of some agrotechnical factors on the number and activity soil microorganisms. *Fragm. Agron.*, 31: 56–63.
- Ndiaye E.L., Sandeno J.M., McGrath D., ve Dick R.P. 2000. Integrative biological indicators for detecting change in soil quality. *Am. J. Altern. Agric.*, 15: 26–36.
- Nelissen V., Rütting T., Huygen D., Staelens J., Ruyschaerta G., ve Boeckx P. 2012. Maize biochars accelerate short-term soil nitrogen dynamics in a loamy sand soil. *Soil Biol. Biochem.*, 55: 20–27.
- Nelissen V., Ruyschaert G., Manka'Abusi D., D'Hose T., De Beuf K., Al-Barri B., Cornelis W., ve Boeckx P. 2015. Impact of a woody biochar on properties of a sandy loam soil and spring barley during a two-year field experiment. *Eur J. Agron.*, 62:65–78.
- Nelson D.W., ve Sommers L.E. 1982. Total carbon, organic carbon and organic matter. In *Methods of Soil Analysis, Part 2: chemical and Microbiological Properties*, ed. *Am. Soc. Agron, Madison WI. Klute A*, pp. 570–571.
- Neuman G. ve Römheld V. 2012. Rhizosphere chemistry in relation to plant nutrition, pp. 347–368. In: Marschner P. (ed). *Marschner's mineral nutrition of higher plants*, 3rd ed. Academic Press, San Diego.
- Nguyen B., Lenmann J., Kinyangi J., Smernik R., Riha S., ve Engelhard M. 2008. Long-term black carbon dynamics in cultivated soil. *Biogeochemistry*, 89: 295–308.
- Nguyen D.H., Scheer C. Rowlings D.W.; ve Grace P.R. 2016. Rice husk biochar and crop residue amendment in subtropical cropping soils: Effect on biomass production, nitrogen use efficiency and greenhouse gas emissions. *Biol. Fertil. Soils*, 52: 261–270.
- Ni J., Pignatello J.J. ve B. Xing. 2011. Adsorption of aromatic carboxylate ions to black carbon (biochar) is accompanied by proton exchange with water. *Environ. Sci. Technol.*, 45: 9240–9248.
- Nigussie A., Kissi E., Misganaw M., ve Ambaw G. 2012. Effect of biochar application on soil properties and nutrient uptake of lettuces (*Lactuca sativa*) grown in chromium polluted Soils. *Am. Euras. J. Agric. Environ. Sci.*, 12(3): 369–376.

- Norton, J. M. & Firestone, ve M. K. 1996. N dynamics in the rhizosphere of *Pinus ponderosa* seedlings. *Soil Biol. Biochem.*, 28: 351-362.
- Nosalewicz A. ve Nosalewicz M. 2011. Effect of soil compaction on dehydrogenase activity in bulk soil and rhizosphere. *International Agrophysics.*, 25: 47-51.
- Novak J.M., Busscher W.J., Laird D.L., Ahmedna M., Watts D.W., ve Niandou M.A. 2009. Impact of biochar amendment on fertility of a south eastern coastal plain soil. *Soil Sci.*, 174:105–112.
- Ojeda G., S. Mattana A. Àvila J.M. Alcañiz, M. Volkman ve Bachmann. J. 2015. Are soil-water functions affected by biochar application? *Geoderma.*, 249–250: 1–11.
- Oladele S.O. 2019. Effect of biochar amendment on soil enzymatic activities, carboxylate secretions and upland rice performance in a sandy clay loam Alfisol of Southwest Nigeria. Vol. 4: e00107.
- Olsen, S.R. ve Sommers L.E. 1982. Phosphorus. In A. L. Page, et al (Eds.), *Methods of Soil Analysis*, 2nd ed. Part 2 (pp. 403-430). Madison, WI: Agronomy No. 9. *Am. Soci. of Agronomy*.
- Olsen, S.R. ve Sommers L.E. 1982. Phosphorus. In: Page, A.L., Ed., *Methods of Soil Analysis Part 2 Chemical and Microbiological Properties*, *American Society of Agronomy, Soil Science Society of America, Madison*, 403-430.
- Orwin K.H., Wardle, ve D.A. 2004. New indices for quantifying the resistance and resilience of soil biota to exogenous disturbances. *Soil Biol. Biochem.*, 36: 1907–1912.
- Pan G., P. Zhou Z. Li., Smith P. ve L. L. 2009. Combined inorganic/organic fertilization enhances N efficiency and increases rice productivity through organic carbon accumulation in a rice paddy from the Tai Lake region, China. *Agric. Ecosyst. Environ.*, 131: 274-280.
- Park J.H., Choppala G.K., Bolan N.S., Chung J.W., ve Chuasavathi T. 2011. Biochar reduces the bioavailability and phytotoxicity of heavy metals. *Plant Soil*, 348:439–451.
- Patra, A.K., Abbadie, L., Clays-Josserand, A., Degrange, V., Grayston, S.J., ve Guillaumaud, N. 2006. Effects of management regime and plant species on the enzyme activity and genetic structure of N-fixing, denitrifying and nitrifying bacterial communities in grassland soils. *Environ. Microbiol.*, 6: 1005-1016.
- Paz-Ferreiro J., Fu S., Mendez A. ve Gasco G. 2014. Interactive effects of biochar and the earthworm *Pontoscolex corethrurus* on plant productivity and soil enzyme activities. *Journal of Soils and Sediments*, 14: 483–494.
- Paz-Ferreiro J., Gascó G., Gutiérrez B., ve Méndez A. 2012. Soil biochemical activities and the geometric mean of enzyme activities after application of sewage sludge and sewage sludge biochar to soil. *Biol. and Fertil. of Soils*, 48: 511-517.
- Peng X Ye L, Wang C., Zhou H., ve Sun B. 2011. Temperature and duration-dependent rice straw-derived biochar: characteristics and its effects on soil properties of an Ultisol in Southern China. *Soil Tillage Res.*, 112:159–166.

- Perucci P. 1992. Enzyme activity and microbial biomass in a field soil amended with municipal refuse. *Biol. Fert. Soils*, 14: 54–60.
- Peterson M.E., Curtin D., Thomas S., Clough T.J. ve Meenken E.D. 2013. Denitrification in vadose zone material amended with dissolved organic matter from topsoil and subsoil. *Soil Biol. and Biochem.*, 61: 96-104.
- Philippot L, Hallin S, ve Schloter M. 2007. Ecology of denitrifying prokaryotes in agricultural soil. *Adv. Agronomy*, 96:135–190.
- Philippot L., Kuffner M., Cheneby D., Depret G., Laguerre G. ve Martin-Laurent F. 2006. Genetic structure and activity of the nitrate-reducers community in the rhizosphere of different cultivars of maize. *Plant Soil*, 287: 177-186.
- Phillips R., ve Fahey T.J. 2008. The influence of soil fertility on rhizosphere effects in northern hardwood forest soils. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 72:453–461.
- Pietikäinen J., O. Kiikkilä ve H. Fritze. 2000. Charcoal as a habitat for microbes and its effect on the microbial community of the underlying humus. *Oikos.*, 89: 231–242.
- Pizer N.H. 1967. Some Advisory Aspects Soil Potassium and Magnesium. Tech. Bult. N., 14-184.
- Pollock M.R. 1947. The growth of *H. pertussis* on media without blood. *Br J Exp Pathol*, 28:295–307.
- Poo K.M., Son E.B., ve Chang J.S. 2018. Biochars derived from wasted marine macroalgae (*Saccharina japonica* and *Sargassum fusiforme*) and their potential for heavy metal removal in aqueous solution. *J. Environ. Manage.*, 206: 364–372.
- Postma J., Nijhuis E.H. ve Someus E. 2010. Selection of phosphorus solubilizing bacteria with biocontrol potential for growth in phosphorus rich animal bone charcoal. *Appl. Soil Ecol.*, 46: 464–469.
- Prade K, ve Trolldenier G. 1988. Effect of wheat roots on denitrification at varying soil air-filled porosity and organic carbon content. *Biol. Fertil. Soils*, 7:1–6.
- Prendergast-Millera, M. T., Duvalla, M. ve Sohi S. P. 2014. Biochar–root interactions are mediated by biochar nutrient content and impacts on soil nutrient availability. *Euro. J. of Soil Sci.*, 65: 173–185.
- Prommer J., Wanek W., Hofhansl F., Trojan D., Offre P., Urich T., Schleper C., Sassmann S., Kitzler B., Soja G., ve Hood-Nowotny R.C. 2014. Biochar decelerates soil organic nitrogen cycling but stimulates soil nitrification in a temperate arable field trial. *PloS ONE*, 9 (1), e86388.
- Qian J.H., Doran J.W., ve Walters D.T. 1997. Maize plant contributions to root zone available carbon and nitrogen transformations of nitrogen. *Soil Biol. Biochem.*, 29:1451–1462.
- Qin S., Yuan H., Dong W., Hu C., Oenema O. ve Zhang, Y. 2013. Relationship between soil properties and the bias of N₂O reduction by acetylene inhibition technique for analyzing soil denitrification potential. *Soil Biol. and Biochem.*, 66: 182-187.

- Quilliam R. S., Marsden K. A., Gertler C., Rousk J., DeLuca T. H., ve Jones D. L. 2012. Nutrient dynamics, microbial growth and weed emergence in biochar amended soil are influenced by time since application and reapplication rate. *Agric. Ecosyst. & Environ.*, 158: 192–199.
- Quiquampoix H., ve Mousain D. 2005. Enzymatic Hydrolysis of Organic Phosphorus. - In: Turner, B.L., Frossard, E., Baldwin, D.S. (eds.) *Organic Phosphorus in the Environment*, Wallingford, UK7 CAB International.
- Rachid C.T.C.C., Piccola M.C., Leite D.C.A., Balieiro F.C., Coutinho H.L.C., Elsas J.D., Peixoto R.S. ve Rosado A.S. 2012. Physical-chemical and microbiological changes in Cerrado Soil under differing sugarcane harvest management systems. *BMC Microbiol.*, 12: 170.
- Rajkovich S., Enders A., Hanley K., Hyland C., Zimmerman A.R., ve Lehmann J. 2012. Corn growth and nitrogen nutrition after additions of biochars with varying properties to a temperate soil. *Biol. Fertil. Soils*, 48:271–284.
- Ramirez K. C., Joseph F., Ramirez K.S., Craine J.M, ve Fierer N. N. 2012. Consistent effects of nitrogen amendments on soil microbial communities and processes across biomes. *Global Change Biol.*, 18: 1918-1927.
- Ramirez-Martinez J.R. ve McLaren A.D. 1966. Phosphatase activity in native soils and in soils sterilised by irradiation. *Enzymologia*, 31: 23-38
- Rangabhashiyam R., ve Balasubramanian P. 2019. The potential of lignocellulosic biomass precursors for biochar production: performance, mechanism and waste water application – a review. *Ind Crops Prod.*, 128:405–423.
- Rizieq R., Masulili I.A., Suyanto I.A., Sutikarini, Youlla D. ve Mustika A. 2017. Prosiding Seminar Nasional Asosiasi Biochar Indonesia. Universitas Panca Bhakti Pontianak, Indonesia.
- Rochette P., Angers D.A., Chantigny M.H., MacDonald J.D., Gasser M.O., ve Bertrand N. 2009. Reducing ammonia volatilization in a no till soil by incorporating urea and pig slurry in shallow bands. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 84: 71–80.
- Rogovska N., Fleming P., Cruse R., ve Laird D. 2008. Greenhouse gas emissions from soils as affected by addition of biochar. Geological Society of America and Soil Science Society of America Meeting abstract. Available on the internet at: <http://a-cs.confex.com/crops/2008am/webprograms/P41995.html>.
- Rondon M.A., Lehmann J., Ramírez J., ve Hurtado M. 2006. Biological nitrogen fixation by common beans (*Phaseolus vulgaris* L.) increases with bio-char additions. *Biology and Fertility of Soils*, 43: 699-708.
- Ross D.J. 1971 Some factors influencing the estimation of dehydrogenase activities of some soils under pasture. *Soil Biol. Biol. Biochem.*, 3: 97-110
- Ross D.J. ve Roberts H.S. 1970 Enzyme activities and oxygen uptakes of soil under pasture in temperature and rainfall sequences. *J. Soil Sci.*, 21.

- Rousk J., B^oath E., Brookes P. C., Lauber C. L., Lazupone C., Caporaso J. G., Knight R., ve Fierer N. 2010. Soil bacterial and fungal communities across a pH gradient in an arable soil. *ISME J.*, 4:1340-1351.
- Różyło, Krzysztof B., ve Justyna. 2019. Microbial and enzyme analysis of soil after the agricultural utilization of biogas digestate and mineral mining waste. *International Journal of Environmental Science and Technology*.
- Rutherford D.W., Wershaw R.L., ve Rostad C.E. 2012. Effect of formation conditions on biochars: compositional and structural properties of cellulose, lignin, and pine biochars. *Biomass Bioenergy*, 46:693–701.
- Rutigliano F.A., Romano M., Marzaioli R., Baglivo, Baronti S., Miglietta F., ve Castaldi S. 2014. Effect of biochar addition on soil microbial community in a wheat crop. *Eur. J. Soil Biol.*, 60:9-15.
- Saito M., 1990. Charcoal as a microhabitat for VA Mycorrhizal fungi, and its practical applications. *Agric. Ecosyst. Environ.*, 29: 341-344.
- Saito M., ve Marumoto T. 2002. Inoculation with arbuscular mycorrhizal fungi: the status quo in Japan and the future prospects. *Plant Soil*, 244:273–279.
- Sardans J. ve Peñuelas J. 2005. Drought decreases soil enzyme activity in a Mediterranean holm oak forest. *Soil Biology and Biochemistry*, 37: 455–461
- Schimel J., Balser T.C., ve Wallenstein M. 2007. Microbial stress-response physiology and its implications for ecosystem function. *Ecol.*, 88: 1386–1394.
- Schinner F., Ohlinger R., Kandeler E. ve Margesin R. 1991. Assay of dissimilatory nitrate reductase activity., in: *Methods in Applied Soil Microbiology and Biochemistry*, K., Alef and P., Nannipieri Ed., *Academic Press INC. San Diego.*, pp. 283-284,
- Schinner F., Ohlinger R., Kandeler E. ve Margesin R. 1995. Assay of nitrification (short-term estimations)., in: *Methods in Applied Soil Microbiology and Biochemistry*, K., Alef and P., Nannipieri Ed. *Academic Press INC. San Diego.*, pp. 241-242,
- Semenov, Mikhail B., Roger B., ve Richardson E. C.. 1998. Comparison of the WGEN and LARS-WG stochastic weather generators for diverse climates. *Climate Research - Climate Res.*, 10: 95-107.
- Serra-Wittling C., Houot S., ve Barriuso E. 1995. Soil enzymatic response to addition of municipal solid-waste compost. *Biol. and Fertil. Of Soils*, 20: 226–236.
- Shang, Q.Y. 2011. Net annual global warming potential and greenhouse gas intensity in Chinese double rice-cropping systems: a 3-year field measurement in long-term fertilizer experiments. *Global Change Biol.*, 17: 2196–2210.
- Shen J., Zhang, L. ve He J. 2014. Contrasting response of nitrification capacity in three agricultural soils to N addition during short-term incubation. *J. Soils Sediments*, 14: 1861-1868.
- Shen Y.H. 1999. Sorption of natural dissolved organic matter on soil. *Chemosphere*, 38:1505–1515.

- Shenbagavalli S., ve Mahimairaja S. 2012. Characterization and Effect of Biochar on Nitrogen and Carbon Dynamics in soil I. *J. A. B. R.*, 2(2):249-255.
- Sher Y., Baram S., Dahan O., Ronen Z. ve Nejdat A. 2012. Ammonia transformations and abundance of ammonia oxidizers in a clay soil underlying a manure pond. *FEMS Microbiol. Ecol.*, 81: 145-155.
- Shirokova Y., Forkutsa I., ve Sharafutdinova N. 2000. Use of electrical conductivity instead of soluble slats for soil salinity monitoring in Central Asia. *Irrig. Drain. Syst.*, 14:199–205
- Singh B., Singh B.P., ve Cowie A.L. 2010. Characterisation and evaluation of biochars for their application as a soil amendment. *Australian Journal of Soil Res.*, 48: 516–525.
- Singh R. 2015. Multifaceted application of crop residue biochar as a tool for sustainable agriculture: An ecological perspective. *Ecol. Eng.*, 77: 324–347.
- Sinsabaugh R.L., 2010. Phenol oxidase, peroxidase and organic matter dynamics of soil. *Soil Biol. Biochem.*, 42: 391–404.
- Skujins J.J. ve McLaren A.D. 1968 Persistence of enzymatic activities in stored and geologically preserved soils. *Enzymologia*, 34: 213-225
- Smit G., ve Stacey G. 1990. Adhesion of bacteria to plant cells: role of specific interactions versus hydrophobicity. In: Doyle RJ, Rosenberg M (eds) Microbial cell surface hydrophobicity. *American Society Microbiology, Washington*, pp 179-210.
- Smith M.S., Tiedje J.M. 1979. The effect of roots on soil denitrification. *Soil. Sci. Soc. Am. J.*, 43:951–955.
- Snyder C.S., Bruulsema T.W., ve Jensen T.L. 2007. Greenhouse Gas Emissions from Cropping Systems and the Influence of Fertilizer Management, A Literature Review. *International Plant Nutrition Institute, Norcross, GA*.
- Sohi S., Capel E.L., Krull E., ve Bol R. 2010. Biochar, climate change and soil: a review to guide future research. *CSIRO Land Water Sci. Rep.*, 5(9):1–64.
- Soil Survey Staff, 1951. Soil Survey Manual, Soil Survey Staff, Bureau of Plant Industry, Soils, and Agricultural Engineering, United States Department of Agriculture, Pp. vii, 503.
- Song Y., Zhang X., Ma B. ve Chang S.X. 2014. Biochar addition affected the dynamics of ammonia oxidizers and nitrification in microcosms of a coastal alkaline soil. *Biol. Fertil. Soils*, 5: 321-332.
- Speir T.W., ve Ross D.J. 1978. Soil Phosphatase and Sulphatase. - In: Burns, R.G. (ed.) Soil Enzymes. Academic, London, UK.
- Spokas K.A., Bakar J.M., ve Reikoski D.C. 2010. Ethylene: potential key for biochar amendment impacts. *Plant Soil*, 333: 443–452.

- Spokas K.A., ve Reicosky D.C. 2009. Impacts of sixteen different biochars on soil greenhouse gas production. *Ann. of Environ. Sci.*, 3, 4.
- Spokas Kurt C. Keri N., Jeff A., David I., Jim C., Harold B., Akwasi L., Isabel L., Marshall M., Andrew L., Rodrick N., ve Kristine. 2012. Biochar: A Synthesis of Its Agronomic Impact beyond Carbon Sequestration. *J. of environ. qty.*, 41: 973-89.
- Steinbeiss S., Gleixner G., ve Antonietti M. 2009. Effect of biochar amendment on soil carbon balance and soil microbial activity. *Soil Biol. and Biochem.*, 41: 1301-1310.
- Steiner C. 2006. Slash ve Char as Alternative to Slash and Burn: Soil Charcoal Amendments Maintain Soil Fertility and Establish a Carbon Sink. Ph.D. Dissertation, University of Bayreuth, Bayreuth, 13-28.
- Steiner C., Teixeira W.G., Lehmann J., Nehls T., de Macêdo J.L.V., Blum W.E., ve Zech W. 2007. Long term effects of manure, charcoal and mineral fertilization on crop production and fertility on a highly weathered Central Amazonian upland soil. *Plant and Soil*, 291: 275-290.
- Stojanovic B.J. 1959. Hydrolysis of urea in soils as affected by season and added urease. *Soil Sci.*, 88, 251.
- Stolp H. 1988. Microbial ecology: organisms, habitats, activities. Cambridge University Press, Cambridge.
- Sun L.J., Qi Y.C., Dong Y.S., He Y.T., Peng Q., Liu X.C., Jia J.Q., Guo S.F., ve Cao C.C. 2014. Interactions of water and nitrogen addition on soil microbial community composition and functional diversity depending on the inter-annual precipitation in a Chinese steppe. *J Integr Agr.*, 14:788-99.
- Swaine M. R. Obrike J.M. Clark L.J. ve Shaw. 2013. Biochar alteration of the sorption of substrates and products in soil enzyme assays. *Appl. Environ. Soil Sci.*, pp. 1-5.
- Tabatabai M.A. 1977. Effect of trace elements on urease activity in soils. *Soil Biol. Biochem.*, 2: 9- 13.
- Tabatabai M.A. 1994. Soil enzymes. In: Weaver RW, Angel JS, Bottomley PS (eds) Methods of soil analysis, part 2. Microbiological and biochemical properties. Soil Sci. Soc. Am. Book Series n° 5, SSSA, Madison, WI, pp 775–833.
- Tabatabai M.A. ve Bremner J.M. 1969. Phosphomoneoesterase activity., in: Methods in Applied Soil Microbiology and Biochemistry, K., Alef and P., Nannipieri Ed., pp. 338-339, Academic Press INC. San Diego.
- Tammeorg P., Simojoki A., Mäkelä P., Stoddard F.L., Alakukku L., ve Helenius J. 2014. Biochar application to a fertile sandy clay loam in boreal conditions: Effects on soil properties and yield formation of wheat, turnip rape and faba bean. *Plant Soil*, 374: 89–107.

- Tan X., Liu Y., Zeng G., Wang X., Hu X., Gu Y., ve Yang Z. 2015. Application of biochar for the removal of pollutants from aqueous solutions. *Chemosphere*, 125:70–85.
- Tarafdar J.C., ve Jungk A. 1987. Phosphatase activity in the rhizosphere and its relation to the depletion of soil organic phosphorus. *Biol. Fertil. Soils*, 3:199–204.
- Taylor C.B. 1951. The nutritional requirements of the predominant bacterial flora of soil. *J. Appl. Microbiol.*, 14:101–111.
- Thalman A. 1968. Dehydrogenase activity in soil. in: *Methods in Applied Soil Microbiology and Biochemistry*, K., Alef and P., Nannipieri Ed., Academic Press INC. San Diego, pp 321-325
- Thies, Janice R., Matthias G., ve Ellen. 2015. Biochar effects on the abundance, activity and diversity of the soil biota. *Biochar for Environmental Management. Science, Technology and Implementation*, 327-390.
- Thun R., Herman R. ve Knckman E. 1955. *Die Untersuchung Von Boden*. Neuman Verlag, Radelbeul Un Berlin., 48 P.
- Tiessen H., ve Cuevas E., Chacon P. 1994. The role of soil organic matter in sustaining soil fertility. *Nature*, 371: 783-785.
- Topoliantz S. 2002. Effect of Organic Manure and Endogeic Earthworm *Pontoscolex Corethrurus* (Oligochaeta: Glossoscolecidae) on Soil Fertility and Bean Production. *Biol. Fertil. Soils*, 36: 313–319.
- Trupiano D., Cocozza C., Baronti S., Amendola C. ve Vaccari F.P. 2017. The effects of biochar and its combination with compost on lettuce (*Lactuca sativa* L.) growth, soil properties and soil microbial activity and abundance. *Int. J. Agron.*, 10: 1155-3158.
- Tscherko D., Hammesfahr U., Marx M.C., ve Kandeler E. 2004. Shifts in rhizosphere microbial communities and enzyme activity of *Poa alpina* across an alpine chronosequence. *Soil Biol. Biochem.*, 36(10):1685–1698.
- Tsiknia M., Tzanakakis V.A., Oikonomidis D., Paranychianakis N.V. ve Nikolaidis N.P. 2014. Effects of olive mill wastewater on soil carbon and nitrogen cycling. *Appl. Microbiol. Biotechnol.*, 98: 2739-2749.
- Tyron E.H. 1948. Effect of Charcoal on Certain Physical. Chemical and Biological Properties of Forest Soils. *Ecological. Monographs*, 18: 82–115.
- Ulyett J., Sakrabani R., Kibblewhite M., ve Hann M. 2014. Impact of biochar addition on water retention, nitrification and carbon dioxide evolution from two sandy loam soils. *Eur. J. Soil Sci.*, 65:96–104.
- Unger R., Killorn R., ve Brewer C. 2011. Effects of Soil Application of Different Biochars on Selected Soil Chemical Properties. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, 42: 2310-2321.

- Vahed H.S., Shahinrokhsar P. ve Rezaei M. 2011. Influence of some soil properties and temperature on urease activity in Wetland Rice soils. *Am. Eurasian J. Agric. Environ. Sci.*, 11: 310–313.
- Van Elsas J.D., Trevors J.T., ve Wellington E.M.H. 1997. editors. Modern soil microbiology. New York, N.Y: Marcel Dekker Inc., 1997.
- Van Zwieten L., Kimber S., Downie A., Morris S., Petty S., Rust J., ve Chan K.Y. 2010. A glasshouse study on the interaction of low mineral ash biochar with nitrogen in a sandy soil. *Soil Research*, 48 (7): 569-2010.
- Van Zwieten L., Singh B. P., Kimber S. W. L., Murphy D. V., Macdonald L. M., Rust J., ve Morris S. 2014. An incubation study investigating the mechanisms that impact N₂O flux from soil following biochar application. *Agr. Ecosyst. Environ.*, 191: 53–62,
- Velasco E. G. V., Probanza A., Manero F. J. G., Ramos B., Solano B.R., ve Lucas, J. A. 2010. Characteristic of the rhizosphere microbial community from different *Arabidopsis thaliana* genotypes using phospholipids fatty acids (PLFA) analysis. *Plant Soil*, 329: 315-325.
- Ventura M., Zhang C., ve Baldi E. 2014. Effect of biochar addition on soil respiration partitioning and root dynamics in an apple orchard. *Eur. J. Soil Sci.*, 65:186–195.
- Vepsäläinen M.E., Kirsti F., Sanna V., Mauritz W., Kaisa N., ve Maarit. R. 2004. The impact of crop plant cultivation and peat amendment on soil microbial activity and structure. *Plant and Soil*, 264: 273-286.
- Vijayaraghavan K., ve Ashokkumar T. 2017. Plant mediated biosynthesis of metallic nanoparticles: a review of literature, factors affecting synthesis, characterization techniques and applications. *J. Environ Chem Eng.*, 5(5): 4866– 4883.
- Viswanath D., Patel R D ve Rangaswamy G. 1975. Dehydrogenase activity and microbial population in amended and unamended soils with incubation. *Zbl. Bakteriol. Parasitenkd. Infektionskr. Hyg. II*, 130: 123-130.
- Walkley A.J. ve Black I.A. 1934. Estimation of soil organic carbon by the chromic acid titration method. *Soil Sci.*, 37: 29-38.
- Walls-Thumma D. 2000. Dehydrogenase Activity in Soil Bacteria. <http://www.gardenguides.com/130633-dehydrogenase-activity-soilbacteria.html>.
- Wang A.S., Angle J.S., Chaney R.L., Delorme T.A., ve Mcintosh M. 2006. Changes in soil biological activities under reduced soil pH during *Thlaspi caerulescens* phytoextraction. *Soil Biol. Biochem.*, 38(6):1451–1461.
- Wang G.J., Z.W. Xu ve Li., Y. 2016. Effects of biochar and compost on mung bean growth and soil properties in a semi-arid area of Northeast China. *Int. J. Agric. Biol.*, 18: 1056-1060.
- Wang J., Zhang L., Lu Q., Raza W., Huang Q. ve Shen Q. 2014. Ammonia oxidizer abundance in paddy soil profile with different fertilizer regimes. *Appl. Soil Ecol.*, 84: 38-44.

- Wang J., Zhang M., xiong, Z.Q., Liu P.R., ve Pan G. 2011. Effects of biochar addition on N₂O and CO₂ emissions from two paddy soils. *Biol. Fertil. Soils*, 47: 887–896.
- Wang R., Zhang H., Sun L. Gaofu Qi, Chen S. ve Zhao X. 2017. Microbial community composition is related to soil biological and chemical properties and bacterial wilt outbreak. *Sci. Rep.*, 7, 343.
- Wang Z., Zong H., Zheng H., Liu G., Chen L., ve Xing B. 2015. Reduced nitrification and abundance of ammonia-oxidizing bacteria in acidic soil amended with biochar. *Chemosphere*, 138: 576–583.
- Wardle D.A., Nilsson M.C., ve Zackrisson O. 2008. Fire-derived charcoal causes loss of forest humus. *Sci.*, 320: 629–629.
- Wardle D.A., Yeates G.W., Nicholson K.S., Bonner K.I., ve Watson R.N. 1999. Response of soil microbial biomass dynamics, activity and plant litter decomposition to agricultural intensification over a sevenyear period. *Soil Biol. Biochem.*, 31:1707–1720.
- Warnock D.D., Lehmann J., Kuyper T.W., ve Rillig M.C. 2007. Mycorrhizal responses to biochar in soil—concepts and mechanisms. *Plant and Soil*, 300: 9-20.
- Wessen E., Nyberg K., Jansson J.K. and Hallin S. 2010. Responses of bacterial and archaeal ammonia oxidizers to soil organic and fertilizer amendments under long-term management. *Appl. Soil Ecol.*, 45: 193-200.
- Wollersheim R., Trolldenier G. ve Beringer H. 1987. Effect of bulk density and soil water tension on denitrification in the rhizosphere of spring wheat (*Triticum vulgare*). *Biol. Fertil. Soils*, 5: 181–187.
- Woolf D., ve Lehmann J. 2012. Modellingthelong-termresponsetopositive and negative priming of soil organic carbon by black carbon. *Biogeochem.*, 111:83–95.
- Wu F., Jia Z., Wang S., Chang S.X., ve Startsev A., 2013. Contrasting effects of wheat straw and its biochar on greenhouse gas emissions and enzyme activities in a Chernozemic soil. *Biol. Fertil. Soils*, 49: 555-565.
- Wu H., Yip K., Kong Z., Li C.Z., Liu D., Yu Y., ve Gao X. 2011. Removal and recycling of inherent inorganic nutrient species in mallee biomass and derived biochars by water leaching. *Ind Eng Chem Res.*, 50: 12143–12151.
- Xiang-Hong L. ve Xing-Chang Z. 2012. Effect of Biochar on pH of Alkaline Soils in the Loess Plateau: Results from Incubation Experiments. *International Journal of Agriculture & Biology*. <http://www.fspublishers.org>.
- Xiao S., Huiming Y., Weibin Y., Jinshan L., Changtang C., Jianqin W., Zhirong J., Shihua Z., Zhesen H., Zhongrui Z., ve Dong. 2017. Rhizosphere and bulk soil enzyme activities in a *Nothotsuga longibracteata* forest in the Tianbaoyan National Nature Reserve, Fujian Province, China. *Helv. For. Res.*, 28(3):521–528.
- Xiao-Chang W., ve Qin L. 2006. Beta-glucosidase activity in paddy soils of the taihu lake region, china. *Pedosphere*, 16: 118-124.

- Xiaona L, Shi Y., Yongrong B., Xin J, ve Yang S. 2020. The combination of biochar and plant roots improves soil bacterial adaptation to PAH stress: Insights from soil enzymes, microbiome, and metabolome. *Journal of Hazardous Materials*, 400: 123-227.
- Xu H.J., Wang X.H., Li H., Yao H.Y., Su J.Q., ve Zhu Y.G., 2014. Biochar impacts soil microbial community composition and nitrogen cycling in an acidic soil planted with rape. *Environ. Sci. Technol.*, 48: 9391–9399.
- Yanai Y., Toyota K., ve Okazaki M. 2007. Effects of charcoal addition on N₂O emissions from soil resulting from rewetting air-dried soil in short-term laboratory experiments. *Soil Sci. Plant Nutr.*, 53:181–188.
- Yanjing S., Xiaoli Z., Bin M., Scott X. Chang ve Jun G. 2014. Biochar addition affected the dynamics of ammonia oxidizers and nitrification in microcosms of a coastal alkaline soil. *Biol. Fertil. Soils*, 50: 321–332.
- Yao Y., Gao B., Zhang M., Inyang M., ve Zimmerma A.R. 2012. Effect of biochar amendment on sorption and leaching of nitrate, ammonium, and phosphate in a sandy soil. *Chemosphere*, 89:1467-1471.
- Yılmaz E. ve Alagöz Z., 2010. Effects of short-term amendments of farmyard manure on some soil properties in the Mediterranean region-Turkey. *J. of Food, Agric. & Environ.*, 8(2): 859-862.
- Young I. ve Crawford J. 2004. Interactions and Self-Organization in the Soil-Microbe Complex. Science (New York, N.Y.). 304: 1634-7.
- Yuan J.H., ve Xu R.K. 2011. The amelioration effects of low temperature biochar generated from nine crop residues on an acidic Ultisol. *Soil Use Manag.*, 27(1):110–115.
- Yuan L., Huang J.G., ve Yu S.Q. 1997. Responses of nitrogen and related enzyme activities to fertilization in rhizosphere of wheat. *Pedosphere*, 7(2):141–148.
- Yuan Y., ve Macquarrie D.J. 2015. Microwave assisted acid Hydrolysis of Brown seaweed *Ascophyllum nodosum* for Bioethanol production and characterization of Alga Residue. *ACS Sustain Chem. Eng.*, 3(7):1359–1365.
- Zahir Z.A., Malik M., ve Arshad M. 2001. Soil enzymes research: a review. *Online J. Biol. Sci.*, 1: 299–307.
- Zhang C., Liu G.B., Xue S., ve Song Z.L. 2011. Rhizosphere soil microbial activity under different vegetation types on the Loess Plateau, China. *Geoderma*, 161(3–4):115–125.
- Zhang C., Liu G.B., Xue S., ve Zhang C.S. 2012. Rhizosphere soil microbial properties on abandoned croplands in the Loess Plateau, China during vegetation succession. *Eur J Soil Biol.*, 50:127–136.
- Zhang M., Cheng G., Feng H., Sun B., Zhao Y., Chen H., Chen J., Dyck M., Wang X., Zhang J., ve Zhang A. 2017. Effects of straw and biochar amendments on aggregate stability, soil organic carbon, and enzyme activities in the loess plateau, China. *Environ. Sci. and Pollu. Res.*, 24:10-1007

- Zhang R., Chen Z., Cai C., Tie B., Liu X., Reid B.J., Huang Q., Lei M., Sun G., ve Baltrėnaitė E. 2015. Mitigating heavy metal accumulation into rice (*Oryza sativa* L.) using biochar amendment-a field experiment in Hunan, China. *Environ Sci Pollut Res.*, 22:11097–11108.
- Zhao L., Cao X., Mašek O., Mašek O., ve Zimmerman A. 2013. Heterogeneity of biochar properties as a function of feedstock sources and production temperatures. *J. Hazard Mater.*, 256:1–9.
- Zimmerman A.R., Gao B., ve Ahn M.Y. 2011. Positive and negative carbon mineralization priming effects among a variety of biochar-amended soils. *Soil Biol. and Biochem.*, 43:1169-1179.
- Zimmerman A.R., Gao B., ve Ahn M.Y. 2011. Positive and negative carbon mineralization priming effects among a variety of biochar-amended soil. *Soil Biol. and Biochem.*, 43:1169–1179.
- Zornoza R., Moreno-Barriga F., Acosta J.A., Muñoz M.A., ve Faz A. 2016. Stability, nutrient availability and hydrophobicity of biochars derived from manure, crop residues, and municipal solid waste for their use as soil amendments. *Chemosphere*, 144:122–130.

8. EKLER

Ek 1. Biyokömür uygulamalarının marulun kalite ve makro element parametreleri üzerine I. dönem etkisini gösteren varyans çizelgesi

Kaynak		K.T.	S.D.	K.O.	F	P
Yaprak sayısı	Uygulama	207.600	8	25.950	1.094	0.389
	Hata	853.600	36	23.711		
	Toplam	78687.000	45			
Bitki boyu	Uygulama	67.328	8	8.416	1.344	0.254
	Hata	225.360	36	6.260		
	Toplam	950.320	45			
Kök boğazı çapı	Uygulama	17.809	8	2.226	1.422	0.221
	Hata	56.366	36	1.566		
	Toplam	9084.754	45			
Baş uzunluğu	Uygulama	23.846	8	2.981	0.918	0.513
	Hata	11162.801	36	310.078		
	Toplam	15679.220	45			
klorofil	Uygulama	225.258	8	28.157	0.890	0.534
	Hata	1138.388	36	31.622		
	Toplam	47494.860	45			
Baş ağırlığı	Uygulama	3812.172	8	476.521	1.537	0.179
	Hata	11162.801	36	310.078		
	Toplam	1129.21	45			
Organik C	Uygulama	61.60	8	7.700	6.218	0.000
	Hata	44.58	36	1.238		
	Toplam	1179.59	45			
Azot	Uygulama	0.073	8	0.009	0.405	0.910
	Hata	0.816	36	0.023		
	Toplam	4.452	45			
fosfor	Uygulama	1256.363	8	157.045	3.094	0.009
	Hata	1827.188	36	50.755		
	Toplam	105103.688	45			
K	Uygulama	6.467	8	0.808	30.745	0.000
	Hata	0.947	36	0.026		
	Toplam	40.386	45			
Ca	Uygulama	7.166	8	0.896	0.957	0.484
	Hata	33.689	36	0.936		
	Toplam	4135.042	45			
Na	Uygulama	0.087	8	0.011	0.857	0.560
	Hata	0.459	36	0.013		
	Toplam	3.682	45			
Mg	Uygulama	0.860	8	0.107	5.354	0.000
	Hata	0.722	36	0.020		
	Toplam	95.269	45			

Ek 2. Biyokömür uygulamalarının marul kalite ve makro element parametreleri üzerine II. dönem etkisini gösteren varyans çizelgesi

Değişken	Kaynak	K.T.	S.D.	K.O.	F	P
Yaprak sayısı	Uygulama	182.178	8	22.772	1.887	0.093
	Hata	434.400	36	12.067		
	Toplam	49095.000	45			
Bitki boyu	Uygulama	30.100	8	3.763	2.719	0.019
	Hata	49.824	36	1.384		
	Toplam	19903.90	45			
Kök boğazı çapı	Uygulama	28.412	8	3.551	1.053	0.417
	Hata	121.447	36	3.374		
	Toplam	8423.086	45			
Baş uzunluğu	Uygulama	58.508	8	7.314		
	Hata	188.500	36	5.236		
	Toplam	27464.450	45			
klorofil	Uygulama	129.927	8	16.241	2.094	0.062
	Hata	279.156	36	7.754		
	Toplam	27784.150	45			
Baş ağırlığı	Uygulama	11480.554	8	1435.069	1.480	0.199
	Hata	34896.573	36	969.349		
	Toplam	46377.127	45			
Organik C	Uygulama	45.486	8	5.686	3.764	0.03
	Hata	54.383	36	1.511		
	Toplam	1015.714	45			
Azot	Uygulama	0.045	8	0.006	3.515	0.004
	Hata	0.063	36	0.002		
	Toplam	3.267	45			
Fosfor	Uygulama	4588.302	8	573.538	4.341	0.001
	Hata	4756.719	36	132.131		
	Toplam	260257.875	45			
K	Uygulama	27.619	8	3.452	20.169	0.000
	Hata	6.162	36			
	Toplam	106.361	45			
Ca	Uygulama	9.464	8	1.183	3.494	0.004
	Hata	12.189	36	0.339		
	Toplam	2680.624	45			
Na	Uygulama	0.092	8	0.011	0.863	0.555
	Hata	0.477	36			
	Toplam	3.974	45			
Mg	Uygulama	2.440	8	0.305	7.270	0.000
	Hata	1.511	36	0.042		
	Toplam	104.781	45			

Ek 3. Biyokömür uygulamalarının mikro elementleri üzerine I. dönem etkisini gösteren varyans çizelgesi.

Değişken	kaynak	K.T.	S.D.	K.O.	F	P
Fe	Uygulama	30.704	8	3.838	4.893	0.000
	Hata	28.238	36	0.784		
	Toplam	6008.261	45			
Zn	Uygulama	0.000	8	5.955E-5	1.338	0.257
	Hata	0.002	36	4.450E-5		
	Toplam	0.04	45			
Mn	Uygulama	214.845	8	26.856		
	Hata	363.17	36	10.092		
	Toplam	25684.805	45			
Cu	Uygulama	0.307	8	0.038	0.727	0.667
	Hata	1.897	36	0.053		
	Toplam	373.232	45			

Ek4 . Biyokömür Uygulamaların makro elementleri üzerine II. dönem etkisini gösteren varyans çizelgesi.

Değişken	kaynak	K.T.	S.D.	K.O.	F	P
Fe	Uygulama	29.583	8	3.698	1.189	0.333
	Hata	111.938	36	3.109		
	Toplam	4045.819	45			
Zn	Uygulama	0.000	8	6.050E-5	0.776	0.626
	Hata	0.003	36	7.798E-5		
	Toplam	0.007	45			
Mn	Uygulama	271.965	8	33.996	2.098	0.062
	Hata	583.275	36			
	Toplam	18463.160	45			
Cu	Uygulama	0.460	8	0.058	1.528	0.182
	Hata	1.356	36	0.038		
	Toplam	259.952	45			

Ek 5. Biyokömür uygulamaların normal toprağın enzim aktiviteleri ve bakteri sayısı üzerine etkisini gösteren I. dönem tekrarlı ölçüm çizelgesi

Üreaz	K.T.	S.D.	K.O.	F	P
Ölçüm zamanı	29797.645	4	7449.411	35.295	0.000
Uygulama	4024.265	8	503.033	2.383	0.018
Ölçüm zamanı x Uygulama	6161.172	32	192.537	0.912	0.607
Hata	3799..871	180	211.060		
Toplam	30561.448	225			
Alkali fosfataz	K.T.	S.D.	K.O.	F	P
Ölçüm zamanı	14126.389	4	3531.597	37.823	0.000
Uygulama	1977.939	8	247.242	2.648	0.009
Ölçüm zamanı x Uygulama	3369.505	32	105.297	1.128	0.305
Hata	16806.720	180	93.371		
Toplam	749787.380	225			
β -glikosidaz	K.T.	S.D.	K.O.	F	P
Ölçüm zamanı	2633.058	4	658.265	44.798	0.000
Uygulama	1035.782	8	129.473	8.811	0.811
Ölçüm zamanı x Uygulama	783.010	32	24.469	1.665	0.020
Hata	2644.952	180	14.694		
Toplam	42551.685	225			
Dehidrogenaz	K.T.	S.D.	K.O.	F	P
Ölçüm zamanı	62.151	4	15.538	10.106	0.000
Uygulama	12.922	8	1.615	1.051	0.400
Ölçüm zamanı x Uygulama	95.257	32	2.977	1.936	0.004
Hata	276.737	180	1.537		
Toplam	607.963	225			
Nitrifikasyon	K.T.	S.D.	K.O.	F	P
Ölçüm zamanı	83.897	4	20.974	202.472	0.000
Uygulama	2.125	8	0.266	2.564	0.011
Ölçüm zamanı x Uygulama	3.175	32	0.099	0.958	0.537
Hata	18.646	180	0.104		
Toplam	233.017	225			
Denitrifikasyon	K.T.	S.D.	K.O.	F	P
Ölçüm zamanı	35.971	4	8.993	13.768	0.000
Uygulama	2.155	8	0.269	0.412	0.912
Ölçüm zamanı x Uygulama	17.869	32	0.558	0.855	0.692
Hata	117.571	180	0.653		
Toplam	228.616	225			
Bakteri sayısı	K.T.	S.D.	K.O.	F	P
Ölçüm zamanı	2.201	4	5.502	1.687	0.155
Uygulama	2.034	8	2.543	0.779	0.621
Ölçüm zamanı x Uygulama	9.483	32	2.964	0.908	0.612
Hata	5.872	180	3.262		
Toplam	7.378	225			

Ek 6. Biyokömür uygulamaların normal toprağın enzim aktiviteleri ve bakteri sayısı üzerine etkisini gösteren II. dönem tekrarlı ölçüm çizelgesi

Üreaz	K.T.	S.D.	K.O.	F	P
Ölçüm zamanı	13114.701	4	3278.675	57.964	0.000
Uygulama	539.119	8	67.390	1.191	0.306
Ölçüm zamanı x Uygulama	894.072	32	27.940	0.494	0.990
Hata	10181.587	180	56.564		
Toplam	183658.742	225			
Alkali fosfataz	K.T.	S.D.	K.O.	F	P
Ölçüm zamanı	29298.873	4	7324.718	39.124	0.000
Uygulama	1384.142	8	173.018	0.924	0.498
Ölçüm zamanı x Uygulama	3886.063	32	121.439	0.649	0.926
Hata	33699.275	180	187.218		
Toplam	470455.162	225			
β -glikosidaz	K.T.	S.D.	K.O.	F	P
Ölçüm zamanı	1788.299	4	447.075	195.599	0.000
Uygulama	42.969	8	5.371	2.350	0.020
Ölçüm zamanı x Uygulama	62.659	32	1.958	0.857	0.690
Hata	411.421	180	2.286		
Toplam	27596.101	225			
Dehidrogenaz	K.T.	S.D.	K.O.	F	P
Ölçüm zamanı	2494.604	4	623.651	10.633	0.000
Uygulama	766.947	8	95.868	1.634	0.118
Ölçüm zamanı x Uygulama	2254.478	32	70.452	1.201	0.226
Hata	10557.726	180	58.654		
Toplam	23020.422	225			
Nitrifikasyon	K.T.	S.D.	K.O.	F	P
Ölçüm zamanı	328.568	4	82.140	20.450	0.000
Uygulama	26.031	8	3.254	0.810	0.594
Ölçüm zamanı x Uygulama	109.483	32	3.421	0.852	0.697
Hata	723.007	180	4.017		
Toplam	2683.585	225			
Denitrifikasyon	K.T.	S.D.	K.O.	F	P
Ölçüm zamanı	43.292	4	10.823	5.489	0.000
Uygulama	6.764	8	0.845	0.429	0.903
Ölçüm zamanı x Uygulama	56.911	32	1.778	0.902	0.622
Hata	354.891	180	1.972		
Toplam	614.957	225			
Bakteri sayısı	K.T.	S.D.	K.O.	F	P
Ölçüm zamanı	2.203	4	5.507	0.913	0.457
Uygulama	4.559	8	5.698	0.945	0.481
Ölçüm zamanı x Uygulama	2.031	32	6.346	1.053	0.400
Hata	1.085	180	6.029		
Toplam	1.405	225			

Ek 7. Biyokömür uygulamaların rizosfer toprağının enzim aktiviteleri ve bakteri sayısı üzerine etkisini gösteren I. dönem tekrarlı ölçüm çizelgesi

Üreaz	K.T.	S.D.	K.O.	F	P
Gruplar arasında	1359.85	17	79.952	1.767	0.050
Gruplar içinde	3257.585	72	45.244		
Toplam	4616.771	89			
Alkalı fosfataz	K.T.	S.D.	K.O.	F	P
Gruplar arasında	18051.340	17	1061.844	8.439	0.000
Gruplar içinde	9058.934	72	125.819		
Toplam	27110.274	89			
β -glikosidaz	K.T.	S.D.	K.O.	F	P
Gruplar arasında	488.445	17	28.732	1.115	0.357
Gruplar içinde	1855.220	72	25.767		
Toplam	2343.66	89			
Dehidrogenaz	K.T.	S.D.	K.O.	F	P
Gruplar arasında	102.653	17	6.038	2.330	0.007
Gruplar içinde	186.562	72	2.591		
Toplam	289.215	89			
Nitrifikasyon	K.T.	S.D.	K.O.	F	P
Gruplar arasında	2.598	17	0.153	0.672	0.819
Gruplar içinde	16.370	72	0.227		
Toplam	18.968	89			
Denitrifikasyon	K.T.	S.D.	K.O.	F	P
Gruplar arasında	1.639	17	0.096	2.276	0.008
Gruplar içinde	3.050	72	0.042		
Toplam	4.690	89			
Bakteri sayısı	K.T.	S.D.	K.O.	F	P
Gruplar arasında	2.238	17	1.316	8.495	0.000
Gruplar içinde	1.116	72	1549449370		
Toplam	3.353	89			
pH	K.T.	S.D.	K.O.	F	P
Gruplar arasında	0.417	17	0.025	4.176	0.000
Gruplar içinde	0.423	72	0.006		
Toplam	0.840	89			
EC	K.T.	S.D.	K.O.	F	P
Gruplar arasında	2442966.628	17	143703.919	4.890	0.000
Gruplar içinde	2115702.752	72	29384.760		
Toplam	4558669.380	89			

Ek 8. Biyokömür uygulamaların rizosfer toprağının enzim aktiviteleri ve bakteri sayısı üzerine etkisini gösteren II. dönem tekrarlı ölçüm çizelgesi

Üreaz	K.T.	S.D.	K.O.	F	P
Gruplar arasında	5896.746	17	346.867	7.422	0.000
Gruplar içinde	3364.851	72	46.734		
Toplam	9261.598	89			
Alkali fosfataz	K.T.	S.D.	K.O.	F	P
Gruplar arasında	245.547	17	14.444	4.527	0.000
Gruplar içinde	229.733	72	3.191		
Toplam	475.280	89			
β -glikosidaz	K.T.	S.D.	K.O.	F	P
Gruplar arasında	5476.250	17	322.132	1.302	0.216
Gruplar içinde	17809.151	72	247.349		
Toplam	23285.401	89			
Dehidrogenaz	K.T.	S.D.	K.O.	F	P
Gruplar arasında	2992.525	17	176.031	2.009	0.022
Gruplar içinde	6310.023	72	87.639		
Toplam	9302.546	89			
Nitrifikasyon	K.T.	S.D.	K.O.	F	P
Gruplar arasında	90.571	17	5.328	1.486	0.125
Gruplar içinde	258.158	72	3.586		
Toplam	348.728	89			
Denitrifikasyon	K.T.	S.D.	K.O.	F	P
Gruplar arasında	41.975	17	2.469	1.872	0.035
Gruplar içinde	94.964	72	1.319		
Toplam	136.939	89			
Bakteri sayısı	K.T.	S.D.	K.O.	F	P
Gruplar arasında	2.802	17	1648234207	0.874	0.606
Gruplar içinde	1.358	72	1886669449		
Toplam	1.639	89			
pH	K.T.	S.D.	K.O.	F	P
Gruplar arasında	1.202	17	0.071	9.752	0.000
Gruplar içinde	0.522	72	0.007		
Toplam	01.724	89			
EC	K.T.	S.D.	K.O.	F	P
Gruplar arasında	2993255.556	17	176073.856	2.377	0.006
Gruplar içinde	5332330.000	72	74060.139		
Toplam	8325585.556	89			

ÖZGEÇMİŞ

ABDUL-LATIF ABDUL-AZIZ

azizlatifgh@yahoo.com

aziizlatiif@gmail.com



ÖĞRENİM BİLGİLERİ

Doktora 2015-2020	Akdeniz Üniversitesi Toprak Bilimi ve Bitki Besleme Bölümü Antalya
Yüksek lisans 2011-2013	Kwame Nkrumah Bilim ve Teknoloji Üniversitesi, Toprak Bilimi ve Bitki Besleme Bölümü, Kumasi-Gana
Lisans 2004-2008	Gelişim Çalışmaları Üniversitesi Toprak Bilimi ve Bitki Besleme Bölümü, Tamale-Gana

MESLEKİ VE İDARİ GÖREVLER

Araştırma asistanı 2013- Devam Ediyor	CSIR-Savanna Tarımsal Araştırma Enstitüsü, Tamale-Gana
Ulusal hizmet çalışanı 2008-2009	CSIR-Savanna Tarımsal Araştırma Enstitüsü, Tamale-Gana

ESERLER

Uluslararası hakemli dergilerde yayımlanan makaleler

Aziz A.L.A., Ahiabor, B.D.K., Opoku A. and Abaidoo, R.C. 2016. Contributions of rhizobium inoculants and phosphorus fertilizer to biological nitrogen fixation, growth and grain yield of three soybean varieties on a fluvic luvisol. *American J. Exp. Agric.* 10(2): 1-11.

Galadima M.M., Aziz A.L.A , Yılmaz E., UZ I. 2020. Effect of biochar applications on certain quality parameters and lettuce yield (*Lactuca sativa* L.). *Mediterr. Agric. Sci.* 33(3): 417-424.