

## **Biyoçarın Toprağın Fiziksel, Kimyasal ve Biyolojik Özelliklerine Etkileri** **Effects of Biochar on Physical, Chemical and Biological Properties of Soils**

**Elif GÜNAL<sup>1</sup> Halil ERDEM<sup>2</sup>**

### **Öz:**

Toprak, su ve havayı kirletmeden tarımsal üretimin sürdürülebilirliğini sağlamak toprağın kalitesinin korunması ve iyileştirilmesi ile mümkün olabilir. Toprağın kalitesinin korunması ve iyileştirilmesine katkı veren en önemli bileşen şüphesiz organik maddedir. Ancak organik maddenin toprakta kalma süresinin kısa olması sürekli ilavesini gerekli kılmaktadır. Çeşitli bitki ve hayvan atıklarının oksijenin az veya hiç bulunmadığı ortamda termo-kimyasal değişimi ile elde edilen biyoçar, yüksek karbon içeriği ve yüzey alanı ve ayrışma karşı direnci gibi özellikleri nedeni ile organik maddenin bu eksikliğini giderebilecek potansiyele sahiptir. Organik maddeye kıyasla üstün özellikleri nedeni ile biyoçar, son yıllarda çok sayıda bilim insanının ilgisini çekmiş ve biyoçarın çevre üzerine etkileri araştırılmaya başlanmıştır. Biyoçarın toprağın fiziksel, kimyasal ve biyolojik özellikleri üzerine etkilerini araştırmak üzere inkübasyon çalışmaları yapılmış, sera ve arazi denemeleri kurulmuş ve sonuçları yayınlanmaya başlanmıştır. Bu derlemede biyoçarın toprağın fiziksel, kimyasal ve biyolojik özellikleri üzerine etkilerini araştıran ve çoğunluğu son yıllarda yayınlanmış 128 adet çalışmanın önemli bulguları ve tartışmaları özetlenmiştir. Bugüne kadar yayınlanan çalışmaların çoğunluğu kısa süreli inkübasyon ve sera çalışmalardan oluşmaktadır. Biyoçarın devam eden etkisinin anlaşılabilmesi için uzun süreli arazi denemelerine gereksinim vardır.

**Anahtar sözcükler:** Biyoçar, piroliz, biyokütle, besin elementi, su tutma, enzim aktivitesi

### **Abstract:**

Sustainability of agricultural production without polluting soil, water and air may be possible by conserving and improving the quality of soils. The most important component that contributes to conservation and improvement of soil quality is undoubtedly organic matter. However, short life of organic matter in soil due to mineralization requires continuous addition of organic matter to sustain the

---

<sup>1</sup> Gaziosmanpaşa Üniversitesi, Ziraat Fakültesi, Toprak Bilimi ve Bitki Besleme Bölümü, Tokat 60240 Türkiye, Sorumlu Yazar: elifgunal@yahoo.com

<sup>2</sup> Gaziosmanpaşa Üniversitesi, Ziraat Fakültesi, Toprak Bilimi ve Bitki Besleme Bölümü, Tokat 60240 Türkiye

benefits. Biochar obtained by thermochemical decomposition of various plant and animal wastes in a little or oxygen free environment has potential to overcome the shortcoming of organic matter due to high carbon content, surface area and resistance to degradation. The superior characteristics of biochar compared to organic matter have recently attracted the attentions of many scientists who conducted researches to investigate the effects of biochars on environment. In order to investigate the effects of biochars on physical, chemical and biological properties of soils, incubation studies were carried out, greenhouse and field experiments were established and the results started to be published. In this review, important findings and discussions of 128 studies, majority of which have been published in recent years, that investigated the effects of biochars on physical, chemical and biological properties of soils have been summarized. The majority of published studies are composed of short-term incubation and greenhouse studies. Long-term field experiments are required to understand the extent of biochar impact on environment.

**Keywords:** Biochar, pyrolysis, biomass, plant nutrient, water retention, enzyme activity

### Giriş:

Biyöçarın temel bileşenleri; karbon, uçucu maddeler, mineral madde (kül) ve nemdir (Antal ve Gronli, 2003). Biyöçarın bileşenlerinin oransal miktarları ile fiziksel ve kimyasal özellikleri tarımsal ürün atığı, kereste atığı, şehir atığı, hayvan gübresi gibi tercih edilen biyokütlenin doğası ve temel olarak sıcaklık ve süre gibi piroliz işleminin gerçekleştirildiği koşullara bağlı olarak büyük değişkenlikler göstermektedir (Lehmann, 2007; Ueno ve ark., 2007; Brown, 2009; Chan ve Xu, 2009). Biyöçarın özelliklerinin ne olacağını belirleyen koşullar aynı zamanda uygulandığı ortamdaki etkinliğini ve topraktaki sonunu belirlemektedir (Brown, 2009). Ham maddelerin heterojen yapısı ve piroliz esnasında meydana gelen bir dizi kimyasal reaksiyon üretilen her bir biyöçarın kendine özgü bir yapı ve kimyasal özellik kazanmasına neden olmaktadır (Demirbaş, 2004). Bu özellikler aynı zamanda biyöçarın ne tip araziler için uygun olduğu veya olmadığını anlaşılmasına da yardımcı olurken doğadaki kaderini de belirlemektedir (Downie, 2009). Örneğin ağaç odunundan yapılan biyöçarlar daha kabadır ve daha dayanıklıdır (Winsley, 2007). Bunun yanında ürün atıkları, hayvan gübresi ve deniz bitkilerinden odunsu ham maddelere kıyasla daha ince ve daha dayanıksız biyöçarlar üretilebilmektedir. Bu biyöçarlar besin elementlerince de zengin olduklarından dolayı mikroorganizmalarca kolaylıkla parçalanabilmektedir (Sohi ve ark., 2009).

Ham madde içerisindeki biyöçarın 250-350 °C'deki sıcaklıkta bozulması esnasında önemli miktarda uçucu bileşik kaybolur ve geride amorf olan katı bir materyal kalır. Sıcaklık artmaya başladığında uçucu bileşiklerin kaybı da artar. Öncelikle su, ardından hidrokarbonlar, katran buharı, H<sub>2</sub>, CO ve CO<sub>2</sub> kaybı bunu takip eder (Baldock ve Smernik, 2002; Demirbaş, 2004). Bu noktada alkil ve O-alkil C, aril C'na dönüşür. Poli aromatik grafin tabakalar 330 °C civarında yatay olarak genişlemeye başlar ve zamanla bunlarda yıkılır. Asıl karbonizasyon işlemi ise 600 °C'nin üzerinde gerçekleşir. Karbonizasyon, C

olmayan atomların çoğunun uzaklaşması ile dikkati çeker ve bunun neticesinde C içeriği göreceli olarak artar. Bazı odunsu hammaddelerden üretilen biyoçarlarda C içeriği ağırlık olarak %90'ları bulabilmektedir (Antal ve Gronli, 2003; Demirbaş, 2004).

### **Biyoçarın kimyasal özellikleri ve toprak özelliklerine etkileri**

Ham maddeleri farklı olmasına rağmen üretilen biyoçarların yüksek karbon içeriği ve kuvvetli aromatik yapıları en önemli ortak özellikleridir (Sohi ve ark., 2009). Bu özelliklerinin biyoçarların kimyasal kararlılıklarına neden olduğu bildirilmiştir. Piroliz işlemi esnasında biyokütledeki kimyasal bağların kırılması ve yeniden düzenlenmesi dış yüzeylerde ve gözeneklerin yüzeylerinde (van Zwieten ve ark., 2009) çok sayıda fonksiyonel grubun oluşmasına neden olmaktadır (Harris ve Tsang, 1997). Bu grupların bir kısmı elektron verici diğer bir kısmı ise elektron alıcı olduklarından dolayı iki özelliğin aynı anda olması biyoçarın asitten bazike, hidofilikten hidrofobiliğe çok farklı özellikler kazanmasına neden olmaktadır (Amonette ve Joseph, 2009). Biyoçar uygulaması çoğunlukla toprak pH'sının artışına ve katyon değişim kapasitesinin (KDK) artmasına neden olduğundan dolayı başta fosfor olmak üzere bir kısım besin elementinin yararışlılığına olumlu etki yapabilmektedir (van Zwieten ve ark., 2010).

### **Besin elementi kapsamı ve etkileri**

Biyoçar ile ilave edilen mikro ve makro besin elementlerinin yararışlılığı biyoçarın pH, yüzey alanı, gözeneklilik, KDK ve biyoçar ilave edilen toprağa besin elementlerinin transferi gibi birçok fiziko kimyasal özelliğine bağlıdır (DeLuca ve ark., 2009). Biyoçarın kendisi de direk olarak besin elementi kaynağı olarak düşünülebilir. Biyoçarların azot (N), fosfor (P), potasyum (K), kalsiyum (Ca), magnezyum (Mg) ve kükürt (S) gibi makro elementler ile birlikte birçok mikro besin elementini içerdikleri rapor edilmiştir (Gaskin ve ark., 2008). Bu nedenle de birçok çalışmada biyoçar uygulaması ile birlikte besin elementi yararışlılığının ve bitkilerin besin elementi alımlarının arttığı bildirilmiştir (Gaskin ve ark., 2010; Hossain ve ark., 2010).

Biyoçar üretimi esnasında biyokütle içerisindeki materyallerin bir kısmı volatilizasyon ile uzaklaşır. Sıcaklık 100 °C olduğunda materyal içerisindeki C değişmeye ve belirli bileşenler uzaklaşmaya başlar. Materyal içerisindeki N ve S'ün önemli bir kısmı 200 ve 375 °C'nin üzerindeki sıcaklıklarda volatilize olurken, K ve P ise 700 ve 800 °C arasında buharlaşarak uzaklaşır (DeLuca ve ark., 2009). Biyoçarların büyük bir kısmı 450 ile 550 °C arasındaki sıcaklıklarda üretildiğinden N ve S bakımından genelde yetersizdirler. Bununla birlikte, N açısından zengin olan hayvansal atıklardan düşük sıcaklıklarda üretilen biyoçarların orijinal materyaldeki N'un %50'sini ve S'ün ise tamamını tutabildiği rapor edilmiştir. Bu nedenle düşük sıcaklıkta üretilen hayvansal atıklardan elde edilen biyoçarların yüksek sıcaklıkta odunsu materyallerden üretilen biyoçarlara göre daha fazla besin elementi içerdikleri belirtilmektedir (Bridle ve Pritchard, 2004). Ancak biyoçar içerisinde tutulan N ve S, organik moleküllerin yapısında bulunduğundan tamamı piroliz öncesinde olduğu gibi yararışlı değildir (Chan ve Xu, 2009). Zira %6.4 toplam N içermesine rağmen atık çamurdan elde edilen biyoçarın 56 günlük

inkübasyon sonunda ihmal edilebilir düzeyde mineral N saldığı belirlenmiştir (Bridle ve Pritchard, 2004). Bununla birlikte biyoçarların yarayışlı K içeriğinin yüksek olduğu ve uygulama ile birlikte topraktaki yarayışlı K konsantrasyonunun ve K alımının arttığı bildirilmiştir (Lehmann ve ark., 2003).

Farklı materyaller ve koşullarda üretilen biyoçarların C içeriğinin  $172 \text{ g kg}^{-1}$  ile  $905 \text{ g kg}^{-1}$  (Varyasyon Katsayısı CV: %106.5) arasında değiştiği belirtilmiştir. Bu değişim aralığının toplam N için  $1.8 \text{ g kg}^{-1}$  ile  $56.4 \text{ g kg}^{-1}$ , toplam P için  $2.7 \text{ g kg}^{-1}$  ile  $480 \text{ g kg}^{-1}$  ve toplam K için  $1.0 \text{ g kg}^{-1}$  ile  $58 \text{ g kg}^{-1}$  arasında değiştiği ve hepsinde CV değerinin %100'den yüksek olduğu bildirilmiştir. Özellikle tavuk gübresi gibi hayvansal atıklardan elde edilen biyoçarların P içeriğinin bitkisel kökenli biyo-kütleye oranla çok daha yüksek olduğu belirtilmektedir (Chan ve Xu, 2009). Farklı organik atıklardan elde edilen biyoçarların besin elementi içerikleri farklı olduğu gibi aynı tür atıklardan elde edilen biyoçarların besin elementi içeriklerinde de büyük farklılıklar olabileceği rapor edilmiştir. Örneğin Chan ve ark. (2007) tavuk gübresinden elde edilen biyoçarın N içeriğini  $20 \text{ g kg}^{-1}$  olarak rapor ederken Lima ve Marshall (2005) iki farklı tavuk gübresinden elde edilen biyoçarların sırası ile  $7.5$  ve  $6.0 \text{ g N kg}^{-1}$  içeriğini rapor etmişlerdir. Tamamı tavuk gübresi olmasına rağmen farklılığın temel nedeni, kullanılan ham madenin kalitesi ve piroliz koşulları böyle bir farklılığın oluşmasına neden olmuştur. Zira, Lima ve Marshall (2005) tavuk gübresini  $700 \text{ }^\circ\text{C}$ 'de piroliz ederken Chan ve ark. (2007)  $450 \text{ }^\circ\text{C}$ 'de pirolize tabi tutmuşlardır. Farklı üretim tesislerinden elde edilen tavuk gübrelere piroliz sıcaklıklarının farklılığı N içeriklerinin önemli düzeyde değişmesine yol açmıştır.

Odun ve kabuk türü materyallerden elde edilen biyoçarların C/P ve C/N oranlarının oldukça yüksek olduğu belirtilmiştir. Bunun aksine, hayvan gübresi, ürün atıkları ve gıda atığı olan materyallerden elde edilen biyoçarlarda ise bu oranların önemli düzeyde düşük olduğu ve özellikle hayvan gübresi kaynaklı biyoçarların P ve N içeriklerinin yüksek olduğu bildirmiştir. De Luca ve ark. (2009)'da yüksek sıcaklıkta ( $800 \text{ }^\circ\text{C}$ ) elde edilen biyoçarların genel olarak yüksek pH, EC ve ekstrakte edilebilir  $\text{NO}_3$  içerdiğini, düşük sıcaklıkta ( $350 \text{ }^\circ\text{C}$ ) elde edilen biyoçarların ise daha yüksek ekstrakte edilebilir fosfor,  $\text{NH}_4$  ve fenollerini içerdiğini rapor etmişlerdir. Magnezyum, Ca ve Mn gibi metallerin uzaklaşması için ise çok daha yüksek sıcaklığa ihtiyaç olduğu ( $1000 \text{ }^\circ\text{C}$ 'nin üzerinde) ve bu metallerin göreceli olarak yüksek olması birçok biyoçardaki yüksek pH'yı açıklamaya yeterli olduğu belirtilmiştir (Knoepp ve ark., 2005).

Tavuk gübresi, domuz gübresi ve kivi budama atığından üretilen biyoçarları %2 oranında uygulayan Subedi ve ark. (2016), 150 günlük denemenin sonunda en yüksek toprak C artışının (%198) kumlu toprakta kontrole kıyasla odun biyoçarından elde edildiğini ve bunu %116'lık artışla domuz gübresinden  $400 \text{ }^\circ\text{C}$ 'de üretilen biyoçar uygulamasının takip ettiğini bildirmişlerdir. Biyoçar ilave edilen topraklarda N tutunmasının artması N'un mikroorganizmalar tarafından immobilize edilmesine neden olur. Bu ortamda karbonun yüksek miktarda olmasından nitrat döngüsünün artmasına yol açar. Biyoçar ilavesi ile ( $50 \text{ g kg}$ ) fasulye yetiştirilen alanda biyolojik azot fiksasyonun arttığı, C:N oranının iki katına çıktığı ve azot alımının %50 oranında azaldığı rapor edilmiştir (Rondon ve ark., 2007). Biyoçarın C:N oranı yüksek olduğundan dolayı, biyoçarın ayrışması esnasında ortaya çıkan N immobilize olacaktır. Bu

nedenle biyoçar ilave edilen topraklarda bitkilerin N alımı azalır ve bitkilerde N noksanlığı belirtileri görülür (Asia ve ark., 2009; Lehmann ve ark., 2003; De Tender ve ark., 2016). Parçalanmış mısır saplarının 400 C'de pirolizi ile elde edilen biyoçarı uygulayan Liu ve ark. (2017), biyoçar ilavesinin toprağın  $\text{NH}_4^+$ ,  $\text{NO}_3^-$  ve çözünmüş organik karbon içeriklerini sırası ile %50 ( $P < 0.001$ ), %29 ( $P < 0.033$ ) ve %15 ( $P < 0.04$ ) oranında azalttığını bildirmişlerdir. Bu sonuçların aksine Subedi ve ark. (2016) düşük sıcaklıkta üretilen (400 C) hayvan gübresi biyoçarını uyguladıkları çavdarın azot alım etkinliğinin kumlu tınlı ve kumlu tekstüre sahip topraklarda arttığını bildirdiler. Clough ve ark. (2013), düşük sıcaklıkta üretilen hayvan gübresi ve biyo katılardan üretilen biyoçarların aminoasitler gibi hidrolize olabilen organik N içerdiğini rapor etmişlerdir. Bu organik N kaynakları mikroorganizmalar tarafından mineralize olabilirler ve böylece dolaylı olarak yararlı olabilir ve hatta direk olarak bitki kökleri tarafından alınabilirler. Bu hidrolize olabilen N artan piroliz sıcaklığı ile birlikte azalmaktadır (Hossain ve ark., 2011; Wang ve ark., 2012).

Mısır koçanı biyoçarının ilave edildiği tınlı kumlu toprakta P konsantrasyonunda istatistiksel olarak önemli bir değişme görülmemesine rağmen, ince tınlı toprakta istatistiksel olarak önemli bir artış tespit edilmiştir (Nelson ve ark., 2011). Araştırmacılar, biyoçar uygulaması sonrası P miktarında kısa dönemde görülen bu artışın biyoçarın P fiksasyonunu engellemesi veya gübrelemeden sonraki çökeltme reaksiyonlarının önlenmesi ile ilişkili olabileceğini açıklamışlardır. Benzer şekilde orman yangınlarının ardından kömürleşen biyokütle tarafından P'un adsorbe edilmesi ve çözünmeyen Ca-fosfatların oluşumu ile P'un yararlılığının azaldığı rapor edilmiştir (Beaton, 1959). Biyoçarın yüksek miktarda P adsorbe ettiğine dair konu Lehmann ve ark. (2006) tarafından da teyit edilmiş ve siyah keçi boynuzu biyoçarının fosfat adsorbe kapasitesini  $3 \text{ g kg}^{-1}$  olarak bildirmişlerdir. Bu çalışmaların aksine, Subedi ve ark. (2016), 150 günlük denemenin sonunda çavdar yetiştirilen siltli tınlı toprakta %2'lik domuz gübresi biyoçarının (600 °C) kontrole kıyasla yararlı P konsantrasyonunu (ortalama  $106.4 \text{ mg P/kg}$ ) ortalama  $20.8 \text{ mg kg}^{-1}$  arttığını belirlemişlerdir. Kumlu toprakta da kontrol ve odun biyoçarına kıyasla hayvan gübresi biyoçarları uygulamasında P konsantrasyonu önemli düzeyde artmıştır.

Değişebilir K konsantrasyonu siltli tınlı toprakta tavuk gübresi (600 °C) ve domuz gübresi (400 °C) biyoçarları uygulandığında önemli düzeyde artış gösterirken, kumlu toprakta 400 ve 600 °C'de üretilen tüm hayvan gübresi biyoçarları değişebilir K konsantrasyonunu önemli düzeyde arttırmıştır. Tarla toprağına %3 oranında ilave edilen meşe fıstığı biyoçarı P, K, Ca ve Mg gibi makro besin elementlerinin yararlı konsantrasyonlarında önemli düzeyde artışa neden olmuştur. Potasyum konsantrasyonu diğer besin elementlerinin aksine %1'lik karışımında da artmıştır (De Tender ve ark., 2016). Subedi ve ark. (2016) da siltli tınlı toprağına uygulanan tüm hayvan gübresi biyoçar uygulamalarının değişebilir Ca ve Mg konsantrasyonlarını önemli düzeyde arttırdığını bildirdiler. Kumlu toprakta ise uygulanan hiçbir biyoçarın değişebilir Ca üzerine etkisi gözlemlenmemiş, bunun aksine kontrole kıyasla Ca konsantrasyonunda düzenli bir azalış tespit edilmiştir. Kalsiyumun aksine tüm hayvan gübresi uygulamalarında değişebilir Mg konsantrasyonu önemli düzeyde artış göstermiştir.

Biyoçarın amonyum ( $\text{NH}_4^+\text{-N}$ ) ve nitrat ( $\text{NO}_3^-\text{-N}$ )'tan oluşan toprak inorganik azot kapsamı üzerine etkileri ile ilgili raporlar birbirleri ile çelişmektedir. Elli farklı çalışmada 1080 deneme sonucunda 2010-2015 yılları arasında yayınlanmış raporları inceleyen Nguyen ve ark. (2017), deneme koşullarından bağımsız olarak biyoçar uygulamalarının  $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 'unu yaklaşık  $\%11\pm 2.0$  ve  $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 'unu  $\%10.0\pm 1.6$  oranında azalttığını belirlemişlerdir. Bu çalışmaların çoğunluğunun uygulama yapıldıktan sonraki bir yıl içerisindeki ölçümleri yansıttığını açıklayan araştırmacılar, inorganik azot miktarının biyoçarın uygulandığı toprağın özelliklerine, biyoçarın piroliz sıcaklığına, uygulama oranına, gübre tipine ve toprak pH'sına bağlı olarak değişeceğini bildirmişlerdir. Biyoçar,  $\text{NH}_4$  kaynaklı bir gübre ile birlikte uygulandığında ise biyoçarın tek başına uygulandığı duruma göre inorganik azot kaybının daha fazla olduğu yorumu yapılmıştır. Ancak biyoçar organik gübreler ile birlikte uygulandığında inorganik azot miktarının arttığı ifade edilmiştir.

Biyoçar uygulamasının P üzerine olan etkilerinin yarayışlı N üzerine olan etkilerine göre daha küçük olduğu da bildirilmiştir. Azot yarayışlılığı  $\%2.0$ 'lik biyoçar uygulaması ile 5 ile 10 mg N  $\text{kg}^{-1}$  düzeyinde azalma göstermiştir. Biyoçar ilave edilen toprakta 3. günde  $\text{NO}_3$  konsantrasyonu azalmış ve deneme boyunca bu düşük düzeyde kalmıştır. Bu nedenle biyoçar uygulamasından sonra bitkisel üretimde verimliliği sağlayabilmek için 10 ile 20 kg N  $\text{ha}^{-1}$  ilave edilmesi gerektiği belirtilmiştir (Nelson ve ark., 2011). Gundale ve De Luca (2007) ve Deenik ve ark. (2010)'da benzer şekilde biyoçarın N'ü immobilize ettiğini ve gübresiz uygulandığında verim düşüşüne neden olduğunu rapor etmişlerdir. Lehmann ve ark. (2002) ise toprağa saf bir şekilde biyoçar uyguladıklarında *Inga edulis* fidelerinin gelişimlerinin azaldığını görmüşlerdir. Araştırmacılar, biyoçar uygulamasının P ve K'un yarayışlılığını arttırdığını bununla birlikte bitkilerin N ve Mg alımlarının azaldığını bildirmişlerdir. Biyoçar ile birlikte mineral gübre kullanımı, biyoçarın  $\text{NH}_4$  tutumunu artırarak kaybını azalttığından bitki N alımını arttırdığı bildirilmektedir. Van Zwieten ve ark. (2010), 10 ton  $\text{ha}^{-1}$  biyoçar ile birlikte gübre uygulandığı vakit N alımının artmasından dolayı buğday veriminin de  $\%250$  oranında arttığını rapor etmişlerdir. Bunun aksine bir başka çalışmada, tavuk gübresinden üretilen yüksek N içeriğine sahip biyoçar uygulandığında turpun kuru madde miktarı gübre kullanılmadığı halde  $\%42$  ile 96 arasında arttığı rapor edilmiştir (Chan ve ark., 2008).

Sıvı hayvan gübresi ile zenginleştirilen biyoçar uygulamaları net amonifikasyon, nitrifikasyon ve mineralizasyon miktarını kontrole göre önemli miktarda azaltmıştır (Sarkhot ve ark. 2012). Toprak+biyoçar ve toprak+sıvı gübre ile zenginleştirilmiş biyoçar uygulamalarının net amonifikasyonu  $\geq\%220$  oranında azalttığını bulmuşlardır. Bu iki uygulamada da inorganik  $\text{NH}_4$  ve  $\text{NO}_3$  miktarları ise kontrole göre (sadece toprak) önemli düzeyde düşük olmuş ancak farklılık istatistiksel olarak önemli düzeyde farklı bulunmamıştır. Biyoçar uygulamaları ile  $\text{NO}_3$  ve  $\text{NH}_4$  konsantrasyonlarının azalmasının nedeni ise immobilizasyondan ziyade biyoçar yüzeylerinde gerçekleşen adsorpsiyon olarak açıklanmıştır.

Düşük sıcaklıkta üretilen 1 ton biyoçarın 8.7 kg NH<sub>3</sub>-N tutabildiği gösterilmiştir. Tipik bir tavukçuluk işletmesi yılda 1135 kg NH<sub>3</sub> üretmektedir ki, bunu uzaklaştırabilmek için 130 ton biyoçara gereksinim duyulmaktadır. Bir mera için yıllık 200 kg ha<sup>-1</sup> azotun bitki gereksinimini karşılayacağı varsayımı ile hareket edildiğinde işletmede kullanılan ve NH<sub>3</sub> adsorbe eden biyoçar ile potansiyel olarak 24 ha arazinin azot gereksiniminin karşılanacağı belirlenmiştir (Ritz ve ark., 2004). Amonyanın araziye direk olarak enjekte edildiği koşullarda toprakta serbest halde çok fazla NH<sub>3</sub> olmaktadır. Bu NH<sub>3</sub>'ün volatilize olma potansiyeli ise yüksektir. Eğer daha önce toprağa uygulanan biyoçar NH<sub>3</sub>'ü adsorbe ederse bu biyoçar bitkiler için yavaş yavaş bir N havuzu olarak görev yapacaktır (Taghizadeh-Toosi ve ark., 2012). Biyoçar tarafından adsorbe edilen NH<sub>3</sub>'ün biyo yararıllılığını anlayabilmek için <sup>15</sup>N stable izotopları kullanılmıştır. Bu çalışmada biyoçar tarafından adsorbe olunan NH<sub>3</sub>'ün toprağa uygulandığı vakit bitkiler için bir N kaynağı olabileceği gösterilmiştir. Bitkinin dokusunda ve toprakta tespit edilen <sup>15</sup>N izotoplarının artan kuru madde verimini desteklediği ve N'un bitkiler için yararlı olduğu açık bir şekilde gösterilmiştir (Taghizadeh-Toosi ve ark., 2012).

### **Biyoçarın pH'sı ve toprak reaksiyonuna etkileri**

Üretildiği materyalin özellikleri ve piroliz koşullarına bağlı olarak biyoçarların besin elementi ve fiziksel özelliklerinde büyük miktarlarda değişkenlik görülmesine rağmen en önemli ortak özellikleri materyalin pH'sıdır (Chan ve Xu, 2009). Tipik olarak biyoçarların pH'ları  $\geq 7.0$ 'dir. Ancak Lehmann (2007), pH'nın 4 ile 12 arasında değişebileceği bir dizi biyoçar üretiminin mümkün olduğunu açıklarken Cheng ve ark. (2006)'da yaklaşık 70 °C'de 4 ay gibi kısa bir inkübasyon sürecinin ardından biyoçarın pH'sının 2.5 birim düşürülebileceğini göstermişlerdir.

Biyoçarın alkali pH'sı üretim sıcaklığı ve ham madde tipi ile pozitif bir şekilde ilişkilidir. Genel olarak odun kökenli ham maddelerden üretilen biyoçarların pH'ları ürün atıkları ve hayvan gübresinden üretilen biyoçarların pH'larından daha yüksektir (Gul ve ark., 2015). Biyoçar ilave edilen topraklarda pH'nın yükselmesinin bir diğer nedeni biyoçar yüzeylerinde yer alan negatif yüklü fenolik, karboksil ve hidroksil gruplarının toprak çözeltilisindeki H<sup>+</sup> iyonlarını bağlaması ile çözeltideki H<sup>+</sup> iyonları konsantrasyonunu azaltmasıdır (Brewer ve Brown, 2012). Biyoçardan kaynaklanan silikatlar, karbonatlar ve bikarbonatlarda çözeltideki H<sup>+</sup> iyonlarını bağlar ve çözeltiden H<sup>+</sup> iyonlarını uzaklaştırarak toprak pH'sının artmasına neden olurlar.

Dünya'da yer alan toprakların büyük bir kısmı asit karakterlidir (pH < 5.5) ve toprakların üretkenlikleri ile ilgili en önemli sorunların başında toprak asitleşmesi gelmektedir. Asit topraklar veya asitleşme eğilimindeki topraklar genellikle düşük verimlilik düzeyine sahiptirler. Biyoçarların tarımda toprak özelliklerinin özellikle de asitleşme eğilimindeki ve doğal olarak asit olan toprakların iyileştirilmesinde önemli bir potansiyeli olduğu rapor edilmektedir (Dai ve ark., 2017). Biyoçarların çoğunun pH'sı nötr veya baziktir. Biyoçarın kireçleme etkisi asit karakterli toprakların verimliliklerinin artmasının temel nedeni olarak kabul edilmektedir. pH'nın düşük olması KDK'yı düşürür ve besin elementlerinin

yarayışlılığını azaltır. Tropik bölgelerde bulunan toprakların çoğunda biyoçar ilavesi alüminyum toksikliğinin azalmasına neden olmuştur (Verheijen ve ark., 2010). Denemelerin büyük bir kısmında, pH'sı düşük olan arazilere biyoçar uygulaması ile başlangıçta pH'nın artış gösterdiği görülmüştür. Uzun süreli bir çalışmada Gaskin ve ark. (2010) biyoçar uygulaması ile başlangıçta toprak pH'sının arttığını ancak zamanla pH'nın yeniden azalmaya başladığını rapor etmişlerdir. Nelson ve ark. (2011)'da mısır koçanının 305 °C'de 20 dk. süre ile hidrotermal pirolizinden elde ettikleri biyoçarı uyguladıkları tınlı kum ve ince tınlı tekstüre sahip iki ayrı toprakta gerçekleşen nitrifikasyon nedeni ile pH'nın önemli düzeyde düştüğünü rapor etmişlerdir. Bu durumda, sürdürülebilir kireçleme etkisi arzu edildiğinde biyoçarın düzenli olarak uygulanması gerekebilir.

Alkali topraklar için biyoçarın yüksek pH'ya sahip olması arzu edilmeyen bir etki yaratabilir (Verheijen ve ark., 2010). Meşe, kayın gibi ağaçların odunlarının 500-600 °C'de hızlı pirolizi ile elde edilen biyoçarın toprağa ilavesinin toprak pH'sını 0-15 ve 15-30 cm derinliklerde sadece NPK veya sıvı hayvan gübresi uygulamalarına kıyasla ortalama 0.3-0.8 birim arttırdığı görülmüştür (Bera ve ark. (2016). Toprak pH'sındaki bu artışın inorganik karbonat ve organik anyonlardan kaynaklandığı ifade edilmiştir (Yuan ve ark., 2011). Benzer şekilde, Hansen ve ark. (2017) de gazlaştırma ile elde edilen biyoçarın yüksek dozda uygulanmasının toprağın değişebilir K konsantrasyonu ile pH'sını arttığını belirtmişlerdir. Liu ve ark. (2017) da toprak pH'sının biyoçar ilavesi ile ortalama 0.77 birim (P<0.001) arttığını rapor etmişlerdir.

### **Kasyon değişim kapasitesi üzerine etkileri**

Toprakların KDK'sı besin elementlerinin toprağa ne kadar iyi bağlandığının, bu nedenle bitkilerin alımı için uygun olup olmadığının bir göstergesidir. Aynı zamanda besin elementlerinin yıkanıp yüzey ve yüzey altı sularına da karışıp karışmaması ile de yakından ilişkilidir. Biyoçarın aktif yüzey alanlarındaki negatif yüklü olan bölgelerde kasyonlar elektrostatik olarak bağlanabilir ve değiştirilebilirler (Verheijen ve ark., 2010). Biyoçar toprağın pH'ya bağlı yük miktarının artmasına neden olduğu için KDK'nın da artmasına neden olur (Liang ve ark., 2006; Chan ve ark., 2007; Nelissen ve ark., 2014). Biyoçarın oksidasyonu dış yüzey alanı ile ilişkilidir ve dış yüzeylerinin KDK'sı iç yüzeylerinden yaklaşık yedi kat daha yüksektir (Cheng ve ark., 2008). Biyoçardaki KDK değişimi ihmal edilebilir düzeyden 40 cmol<sub>c</sub> g<sup>-1</sup>'e kadar değişebilmektedir. Biyoçarın toprağa katılması ile birlikte KDK'nın değişme eğiliminde olduğu rapor edilmektedir (Lehmann, 2007). Bu değişim hidrofobik bileşenlerin biyoçardan yıkanması işlemi (Briggs ve ark., 2012) veya abiyotik oksidasyon yolu ile karbonun karboksilasyonunun artması yolu ile (Chan ve ark., 2008) gerçekleşmektedir. Doğal yangınlar ile oluşan odun biyoçarı killi tın bir toprağa gömüldükten 4 ay sonra, 70 gün süre ile inkübasyonda bırakıldığında KDK'sı aynı ham maddeden 450 °C'de üretilen taze biyoçarın KDK'sına göre %10 oranında azalmıştır. Yaşlanmış ve taze biyoçarların pH'ları aynı olmasına rağmen, yaşlanmış biyoçarın yüzey alanı taze biyoçarın yüzey alanından yaklaşık 2 kat daha düşük olmuştur (Zhao ve ark., 2015). Bu durum biyoçarın toprağın fiziko



kimyasal ve biyolojik özelliklerinde neden olduğu değişimin ne denli değişken olduğunun anlaşılması adına önemlidir (Gul ve ark., 2015).

Anyonlar nötr ve bazik pH koşullarında toprağa çok zayıf bir şekilde bağlandıklarından dolayı, bitkilerin gelişimi için gerekli olan fosfat ve nitrat gibi anyon formundaki besin elementleri toprağa gübre şeklinde verilir. Bu besin elementleri toprakta tutunamadıklarından dolayı, toprak yüzeyinden yıkanıp yüzey sularına veya sızıp taban sularına karışabilmektedirler (Verheijen ve ark., 2010; Cheng ve ark., 2012). Biyoçarın anyon değiştirme kapasitesine sahip olduğunu (pH 3.5'da) ancak biyoçarın yaşlanması ile birlikte bunun çok azalacağı ve kaybolacağı bildirilmiştir.

### **Toprağın fiziksel özellikleri üzerine etkileri**

Toprağın fiziksel özellikleri bitki gelişimi ve su amenajmanı üzerine önemli düzeyde etki etmektedir. Toprağa biyoçar ilavesi gözenek büyüklük dağılımı, strüktür ve yoğunluğunu değiştirerek toprak havalanması su tutma kapasitesi, bitki gelişimi ve topraktaki çalışabilirliği değiştirmektedir. Biyokütle ham maddesinin ve pirolizin koşulları biyoçarın gözenek büyüklük dağılımının ve dolayısı ile toplam yüzey alanının ne olacağına karar veren temel faktörlerdir (Downie ve ark., 2009). Biyokütle sıcaklıkla birlikte parçalanırken kütle kaybı çoğunlukla organik uçucular şeklinde gerçekleşir ve gerisinde gözenekler oluşur. Bu gözenekler çok yaygın bir gözenek ağı oluşturur (Verheijen ve ark., 2010). Toprağa ilave edilen biyoçarın miktarı arttıkça toprağın hacim ağırlığının azaldığı belirtilmiştir (Xiao ve ark., 2016).

### **Toprak yapısına etkileri**

Toprak agregatlaşması topraktaki C ve N döngüsünde yer alan mikroorganizmaların faaliyetlerini desteklediğinden toprak kalitesinin iyi bir göstergesidir (Demisie ve ark., 2014). Biyoçar, agregatlaşmada çekirdek şeklinde görev yapabileceğinden dolayı agregatlaşmayı arttırması beklenir (Lehmann ve ark., 2011). Biyoçar ilavesinin ardından kökler ve mikroorganizmalar tarafından organik madde katılımının daha da artması agregat oluşumunu teşvik edecektir (Abiven ve ark., 2015). Toprakta stabilizasyona neden olan biyoçar ve toprak matriksi arasındaki etkileşimin mekanizması 1.) agregatların tıkanması (Bachmann ve ark., 2008), 2.) biyoçar-kasyon kompleksleri (toprak minerallerinin çok değerli kasyonlar ile etkileşimleri), veya 3.) mineral yüzeyleri ile çok değerli kasyonların etkileşimleri (organik madde mineral ilişkileri) (von Lützow ve ark., 2007) ile açıklanabilir. Biyoçar agregat oluşumu ve stabilizasyon için bağlayıcı bir madde olarak görev yapabilir. Toprağa biyoçar ilavesi Ca gibi toprağın değişebilir kasyonlarının artmasına neden olduğundan dolayı (Obia ve ark., 2016) kilin disperse olmasını önleyip agregatların parçalanmasını engellediğinden toprak agregat stabilitesinin artmasına neden olmaktadır (Fungo ve ark., 2017). Aynı zamanda kil ve agregatların yüzeyindeki Na ve Mg'un biyoçar yüzeyinde adsorbe edilerek uzaklaştırılması da agregatlaşmayı etkilenmektedir. Humid tropikal bölgelerin çok ayrılmış asit karakterli topraklarında okside olmuş

biyoçar yüzeyindeki hidroksil ve karboksil grupları kil parçacıklarını adsorbe ederek makro agregat oluşumunu teşvik etmektedir (Jien ve Wang, 2013).

Biyoçar ilavesi ile artan agregat stabilitesi toprakta organik karbonun stabilizasyonunu artırır (Zhang ve ark., 2015). Tüm bu değişimler ise toprakta havalanma, suyun sızması ve bitkiye yarayışlı suyun tutulmasını etkilemektedir. Farklı tekstüre sahip olan topraklara ilave edilen biyoçarın infiltrasyona etkilerinde önemli farklılıkların olduğu gözlemlenmiştir. Kumlu topraklarda biyoçar ilavesi ile infiltrasyon azalırken, killi topraklarda infiltrasyon artmış ve ince tınlı topraklarda bir değişikliğe neden olmadığı görülmüştür (Laird ve ark., 2010; Xiao ve ark., 2016). Ortalama ağırlık çapı ve biyokütle gelişimi arasındaki pozitif ilişki ilave edilen kolaylıkla mineralize olabilen karbon ile ilişkilidir. Biyoçarın toprağın yapısını ve infiltrasyonunu geliştirme yeteneği suyun akışkanlığını artırabilir ve böylelikle de toprak agregatlaşmasını artırabilir (Regelink ve ark., 2015).

Okaliptus odununun 550 °C’de pirolizi ile elde edilen biyoçarın uygulandığı bir tarla denemesinde, %71 kil içeren deneme toprağının agregat stabilitesinin ilk yıl sonunda önemli düzeyde değişmediği görmüşlerdir. Bu durum ilk dönemde oluşan agregatların ekim ve yabancı ot kontrolü sırasında yeniden parçalanması ile ilişkilendirmişlerdir (Fungo ve ark., 2017). Fungo ve ark. (2017)’nın bulgularına benzer şekilde Peng ve ark. (2016) da biyoçarın mikro agregat oluşumuna etkisi olmadığını rapor etmişlerdir. Ancak, biyoçar ilavesi ile agregat boyutunun arttığını rapor eden araştırmalar da bulunmaktadır (Sun ve Lu, 2014). Araştırmalarda rapor edilen farklılık muhtemelen biyoçarın toprakta kalma zamanı, uygulanan biyoçar parçacık büyüklüğü ve kullanılan biyoçarın dozu ile ilişkilidir. Örneğin; Liu ve ark. (2014) 40 ton ha<sup>-1</sup> uygulama ile agregatlaşmanın arttığını ancak 20 ton ha<sup>-1</sup> uygulandığında bu artışın olmadığını bildirmişlerdir. Sun ve Lu (2014), 90 ton ha<sup>-1</sup> buğday sapı biyoçarı uygulamasında agregatlaşmanın arttığını ancak aynı oranda odun parçası biyoçarında bu etkinin görülmediğini bildirmişlerdir. Fungo ve ark. (2017), kullandıkları ham maddenin ve biyoçar yapımında uyguladıkları yüksek sıcaklığın (550 °C) etkisi ile uygulanan biyoçarın KDK’sının düşük olduğunu ifade etmişlerdir. Bu nedenle de zaman içerisinde biyoçar ilavesi ile agregatlaşmanın da düşük kaldığını bildirmişlerdir. Araştırmacılar, yeşil gübre ve üre ile birlikte biyoçar uygulandığı durumda mikro agregat oranının arttığını belirtmişlerdir. Bu da yeşil gübrenin ve bitki köklerinin parçalanması sonrası mikrobiyal karbondan dolayı artan biyokütle karbonu ile ilişkilendirilmiştir. Agregatlaşmayı sağlayan organik karbonun ise mikro agregatlarda depolandığı bildirilmiştir. Bu mikro agregatlar ise zamanla kendi aralarında birleşerek makro agregatları oluşturmaktadır. Mikroorganizmalar tarafından toprak organik maddesinin parçalanması süresince sentezlenen hidrofilik polisakkaritler mineral maddelere adsorpsiyon yolu bağlanmaktadır. Bu durum mineral parçacıklar arasındaki kohezyonu teşvik ettiğinden topraktaki agregatlaşma da artmaktadır (Demisie ve ark., 2014). Ancak, biyoçar uygulaması ile birlikte C’un çoğunlukla makro agregatlarda depolandığını belirten araştırmacılar da bulunmaktadır (Herath ve ark., 2013; Zhang ve ark., 2015). Araştırmacılar makroagregatlarda organik C’un serbest organik madde parçacıkları halinde depolandığını bildirdiler.

### Toprak hacim ağırlığı etkileri

Biyoçarın hacim ağırlığı mineral toprakların hacim ağırlığından çok daha düşüktür. Bu nedenle toprağa biyoçar uygulaması toprağın da hacim ağırlığının düşmesine neden olacaktır (Verheijen ve ark., 2010). Biyoçar toprağın hacim ağırlığını seyreltme, elektriksel yük ve sürtünme etkisi ile değiştirmektedir. Biyoçarın hacim ağırlığının toprağın hacim ağırlığından çok daha düşük olması seyreltme etkisi olarak bilinmektedir. Elektriksel yük etkisi ise, organik bileşiklerin çözeltileri kil parçacıklarının yüzeyindeki elektriksel yükü arttırarak kil parçacıklarının birbirlerine daha yakın hareket etmelerine neden olur. Bu da floküle olmalarına, büzüşmelerine ve sonuçta çatlakların oluşmasına ve dolayısı ile ikincil makro gözeneklerin artmasına neden olur (Soane, 1990). Biyoçar dozu ile hacim ağırlığı ve toplam gözeneklilik arasında önemli ( $P < 0.001$ ) bir doğrusal ilişkili olduğu görülmüştür. Hacim ağırlığı kontrol parsellerinde 0-10 ve 10-20 cm derinliklerde ortalama  $1.37$  ve  $1.38 \text{ g cm}^{-3}$  iken 30 ton  $\text{ha}^{-1}$  biyoçar ilavesi ile hacim ağırlığı sırası ile  $1.22$  ve  $1.28 \text{ g cm}^{-3}$ 'e düşmüştür (Xiao ve ark., 2016). Rogovska ve ark. (2014)'da ABD'nin orta batı kuşağında biyoçar ilavesi ile hacim ağırlığında benzer bir azalmanın olduğunu rapor etmişlerdir. Bir başka çalışmada ise, Liu ve ark. (2017) biyoçar ilavesinin toprak hacim ağırlığında %21 oranında azalmaya, toprak gözenekliliğinde %7 artışa ve toprak nem içeriğinde ise %28 zenginleşmeye neden olduğunu belirlemişlerdir. Fiziksel özelliklerdeki bu gelişme buğdayda kardeşlenme ve kök uzamasına olumlu etki yaptığından buğdayın gelişimi biyoçar uygulanmayan topraklara kıyasla çok daha iyi olmuştur.

### Toprak gözenek büyüklük dağılımı ve yüzey alanına etkileri

Toprağın gözenek ağı biyoçarın genetik gözenekliliği ve aynı zamanda diğer karakteristiklerince çeşitli şekillerde etkilenebilir. Aynı ham maddeden üretim koşullarına bağlı olarak farklı yüzey alanı ve mikro gözenekliliğe sahip biyoçarlar üretilebilir (Downie ve ark., 2009). Chun ve ark. (2004), sıcaklık ile birlikte yüzey alanının arttığını bildirirken  $700 \text{ }^\circ\text{C}$  civarındaki yüzey alanının  $600 \text{ }^\circ\text{C}$ 'dekinden daha düşük olduğunu bildirmişlerdir. Bunun nedeninin ise mikro gözenekli yapının bozulması olarak açıklamışlardır. Toprağa biyoçar ilavesi toprağın net yüzey alanını arttırabilir (Chan ve ark., 2007) ve nihayetinde toprağın su tutunmasını (Downie ve ark., 2009) ve özellikle ince tekstürlü topraklarda havalanmasını (Kolb, 2007) arttırabilir. Bu olumlu etkinin aksine gözeneklerin çok ince biyoçar parçalarının tıkanması nedeni ile infiltrasyon hızının ve hidrolik iletkenliğin azalabileceği de gündeme getirilmiştir (Verheijen ve ark., 2010).

Toprağın toplam gözenekliliği genel olarak hacim ağırlığı ile ters bir ilişkiye sahiptir. Hacim ağırlığının azalması sıkışma miktarının azalmasına yol açabilir ve gözeneklilikteki değişim toprakların havalanmasını ve su tutmasını etkileyecektir (Lehmann ve ark., 2011). Ortalama toplam gözeneklilik 0-10 ve 10-20 cm derinliklerde kontrol parsellerinde %48.23 ve %47.86 iken 30 ton  $\text{ha}^{-1}$  biyoçar uygulaması ile gözeneklilik önemli düzeyde artarak %53.91 ve %51.7 düzeyine çıktığı bildirilmiştir (Xiao ve ark., 2016). Nelissen ve ark. (2015)'da biyoçar ilavesinin toplam gözenek ve makro gözenek

miktarını arttırdığını bildirmişlerdir. Xiao ve ark. (2016)'da biyoçar ile muamele edilen toprakların toplam gözenek hacminin biyoçarın iç gözenekliliğinden dolayı arttığını belirtmişlerdir.

Yüzey alanı toprağın verimlilik, su, hava ve besin döngüsü ve mikrobiyal aktivite gibi tüm temel fonksiyonlarını etkileyen oldukça önemli bir özelliktir. Kum içeriği yüksek olan toprakların su ve besin elementlerini tutabilme yeteneklerinin zayıf olmasının nedeni kısmen parçacıklarının yüzey alanının oldukça küçük olması (kaba um, 0.01 g m<sup>-2</sup>; ince kum, 0.1 g m<sup>-2</sup>) ile ilişkilidir. Yüksek yüzey alanından dolayı organik madde ilavesi ile yüzey alanı çok düşük olan kumlu toprakların daha fazla su ve besin elementi tutabilecekleri gösterilmiştir (Troeh ve Thompson, 2005). Toprakta organik maddenin sağladığı etkiye benzer bir etki yapacağı düşünülen özellikle yüksek sıcaklıkta (>550 °C) üretilen biyoçarın yüzey alanının >400 0.1 g m<sup>-2</sup> olduğu bildirilmektedir. Yüzey alanı kumdan ve hatta kilden dahi yüksek olan biyoçarın toprağa ilavesinin, toprağın spesifik yüzey alanında net bir artış sağlayacağı bildirilmektedir (Downie ve ark., 2009). Biyoçarın yüksek yüzey alanı ve mikro gözenekliliği su ve topraktaki organik kirleticilerin arıtılmasında etkili bir tutucu olarak değerlendirilmesini sağlamıştır (Ahmad ve ark., 2014).

### **Su tutma kapasitesine etkileri**

Kurak arazilerde tarımsal üretimin önündeki en önemli sınırlayıcı faktör, sık sık tekrarlanan kuraklıklar ve su noksanlığıdır (Zhang ve ark., 2014). Artan erozyon nedeni ile oluşan toprak bozunması su noksanlığı sorununu daha da şiddetlendirmektedir (Xiao ve ark., 2016). Yetersiz ve erozyona neden olan yağışlar, bölgenin ana su kaynaklarının yeterince depolanması önündeki en önemli kısıtlardır. Bu nedenle bitkisel üretim için toprak neminin korunması hayati öneme sahiptir (Bu ve ark., 2013). Biyoçarın tarımsal faydaları, su ve besin elementi tutunmasının iyileştirilmesi ile yakından ilişkilidir. Biyoçar suyu fiziksel olarak yüzeyinde, gözeneklerinde ve biyoçar parçaları arasında kapillar güç ile tutabilir. Su tutunmasının artması, yağışların düzensizliğinden kaynaklanan sorunların azaltılmasına ve tutulan suyun miktarına bağlı olarak tamamen ortadan kaldırılmasına katkı sağlayabilir. Xiao ve ark. (2016), biyoçarın su tutunmasına etkisinin 0-10 cm'de 10-20 cm derinliğe kıyasla daha yüksek olduğunu rapor etmişlerdir. Yüzey toprağında suyun fazla tutulması, toprak yüzeyinde bitki örtüsünün daha yoğun olmasına neden olmaktadır. Bu da daha fazla suyun tutunmasına ve kök bölgesine hareket etmesine yol açar. Bitki örtüsünün yoğun olması, toprak yüzeyinin gölgelenmesine yol açacağından güneş enerjisinin direk toprak yüzeyine etki edip evaporasyonun azalmasına neden olur (Xiao ve ark., 2016). Bu durumda bitki kök bölgesinde su miktarı artacağından dolayı bitkinin su kullanım etkinliği de artmış olacaktır.

Toprakta suyun tutulması, toprak gözenek dağılımı ve gözeneklerin bağlanma durumu ile ilişkilidir. Biyoçar uygulamasının direk etkisi, biyoçarın oldukça geniş olan iç yüzey alanı ile ilişkilidir. Biyoçarların sahip olduğu bir dizi gözenek yapısı ve toplam gözenek miktarı biyoçarın üretildiği saman, odun veya hayvan gübresi gibi ham maddelere bağlı olarak değişmektedir (van Zwieten ve ark., 2009).

Toprağa biyoçar ilavesi su tutma kapasitesi üzerine kısa veya uzun süreli direk veya dolaylı etkiye neden olmaktadır. Biyoçar dozunun artması ile birlikte tutulan su miktarının da arttığını gözlemleyen araştırmacılar, 30 ton ha<sup>-1</sup> biyoçar ilave edilen uygulamalarda toprak suyunun kontrole kıyasla zamanla daha belirgin şekilde arttığını bildirmişlerdir. (Xiao ve ark., 2016). Uygulanan biyoçar dozundaki artışla birlikte saturasyon noktası, tarla kapasitesi, daimî solma noktası ve su tutma kapasitesinin yükseldiği bildirilmektedir. Su tutma kapasitesinde artış biyoçarın su tutma yeteneğini geliştirebildiğini ve su kısıtı olan yerlerde kullanılabileceğini göstermektedir (Günel ve ark., 2018a). Bu durum suyun tutulması için artan gözeneklilikle açıklanabilir (Adrias ve del Rosario, 2017). Biyoçar uygulamasının toprağın su tutması üzerine dolaylı etkileri; agregatlaşmanın veya yapının iyileştirilmesi ile ilişkilidir. Biyoçar, tüm mineraller ve mikroorganizmalarla ilişkisinden dolayı toprak agregatlaşması ile de ilişkilidir. Yüzey yük özellikleri ve zaman içinde bunların gelişimi uzun dönemde toprak agregatlaşması üzerine etkilerini belirlemektedir. Yaşlanmış biyoçar genellikle yüksek KDK'ya sahiptir. Artan KDK, organik madde ve mineraller arasında bağlanmayı sağlayacak bir materyal olma potansiyelini arttırmaktadır (Verheijen ve ark., 2010).

Biyoçar çoğunlukla mikro gözeneklere sahiptir. Bitkiye yarayışlı fazla suyun gerçek miktarı, biyoçarın yapıldığı ham maddeye ve uygulanacak toprağın tekstürüne bağlıdır. Kumlu topraklarda, biyoçarın mikro gözeneklerinde depolanan ilave su ve besin elementlerinin hacmi toprak kurduğunda ve matris potansiyeli arttığında yarayışlı hale gelebilir. Bu durum, kurak dönemlerde su yarayışlılığının artmasına neden olabilir (Verheijen ve ark., 2010). De Tender ve ark. (2016) meşe fıstığı biyoçarı ilave ettikleri marul denemesinde, su kullanımı ile taze marul biyo kütlesi arasında çok zayıf bir korelasyon olduğunu bildirdiler. Ancak %1 ve %3 biyoçar ilave edilen topraklar kontrol ile kıyaslandığında su kullanımı önemli düzeyde düşmüştür. Biyoçar ilavesi su tüketimini azaltmaktan ziyade topraktan olan buharlaşmayı azaltmıştır.

Toprağın su tutma kapasitesinin artırılması teorik olarak sulama sıklığının veya sulama hacminin azalmasına neden olabilir. Bununla birlikte, birbirinden bağımsız haldeki biyoçar parçacıkları toprağı çimentolayabilir veya gözeneklerini tıkayabilir. Bu da yüzey akışın artmasına ve infiltrasyon oranının azalmasına neden olabilir. Abel ve ark. (2013)'da biyoçarın bitkiye yarayışlı suyu depolamakla ilişkili olan 0.2-5.0 µm boyutunda çok sayıda gözeneğe sahip olduğunu göstermiştir. Birçok araştırmacı da toprağa biyoçar ilavesi ile birlikte toprağın bitkiye yarayışlı su içeriğinin önemli düzeyde arttığını rapor etmişlerdir (Glaser ve ark., 2002; Laird ve ark., 2010).

Çoğunlukla kumlu topraklarda yapılan çalışmalar biyoçar ilavesinin toprağın infiltrasyon kapasitesini düşüreceğini ve toprak erozyonuna etkisini azaltacağını (Novak ve ark., 2009) veya tarla koşullarında doymuş hidrolik iletkenliği etkilemediğini bildirmişlerdir (Jeffrey ve ark., 2015). Ancak Xiao ve ark. (2016) biyoçar ilavesi yapılan tınlı toprakta hidrolik iletkenliğin artışının kil parçacıklarına göre daha iri olan biyoçar parçacıklarının makro gözenekliliği arttırması ile ilişkili olduğunu bildirmişlerdir. Biyoçar ilave edilen toprakta gözenekliliğin ve hidrolik iletkenliğin daha yüksek olması, alt toprağa daha fazla

yağmur suyu akışına neden olmaktadır. Bu durum, yağış hasadını ve toprakta su depolanmasını teşvik ederek yağmur suyunun toprak profilinin alt kısımlarına taşınmasını sağlayacaktır (Xiao ve ark., 2016).

Toprak suyunun itilmesi veya hidrofobisite; suyun toprağa çekiciliğinin azalması, böylelikle birkaç saniye, saat, gün veya haftalar boyunca ıslanmaya direnmeyi ifade etmektedir (King, 1981). Toprak suyunun itilmesi, infiltrasyon oranının azalması, infiltrasyon akışının parmak şeklinde olması ve yüzey akışının artmasına neden olmaktadır. Hidrofobisite, biyoçarın ilk uygulandığı yıl çok daha etkilidir, zira taze biyoçar çok yüksek miktarda hidrofobik grup içermektedir (Major ve ark., 2010).

### **Biyolojik Özellikleri ve Toprak Biyolojisine Etkileri**

Besin döngüsü, organik maddenin parçalanması, filtreleme ve tamponlama gibi toprak işlemleri, toprağın biyokimyasal özellikleri tarafından gerçekleştirilmektedir. Toprağın çoğu fiziksel özelliklerine kıyasla amenajmandaki değişime çok daha hassas olduklarından dolayı laboratuvarında kolaylıkla belirlenebilen bir kısım toprak biyokimyasal özellikleri toprak süregiden işlemlerdeki değişimi izlemede önemli göstergeler olarak kabul edilirler. Toprak sağlığının en önemli göstergeleri; mikrobiyal biyokütle karbonu, mikrobiyal biyokütle azotu, toprak solunumu, azot mineralizasyonu,  $\beta$ -glikosidaz, alkalın fosfataz ve üreaz gibi hücre dışı enzim aktiviteleridir (Nannipieri ve ark., 2002).

Biyoçarın toprakta bulunan mikroorganizmaların faaliyetleri üzerine etkileri konusunda birbirleri ile çelişen sonuçlar yayınlanmaktadır. Araştırmalar arasındaki farklılıkların nedenleri; kullanılan biyoçarlar, uygulamaların yapıldığı toprakların farklılığı ve aynı zamanda çalışılan mikroorganizmaların farklılığı olduğu bildirilmektedir (Kookana ve ark., 2011; Lehmann ve ark., 2011). Toprak solunumunda artış (Kolb ve ark., 2009; Ventura ve ark., 2014), azalış (Dempster ve ark., 2011; Carlsson ve ark., 2012) veya değişiminin olmadığını (Galvez ve ark., 2012) rapor eden araştırmacılar olmuştur. Benzer şekilde aynı araştırmacılar tarafından mikrobiyal biyoküttele de artış, azalış veya değişim olmadığı bildirilmiştir. Rapor edilen bu çalışmaların çoğunluğu kısa dönemde sera koşullarında saksılarda gerçekleştirilen çalışmalardan elde edilmiş bulgular olduğundan arazide uzun dönemli çalışmalar ile teyit edilemeyebilirler (Jenkins ve ark., 2017). Görünen şu ki biyoçarın üretildiği ham maddenin tipine, besin elementi kapsamına, piroliz sıcaklığına, uygulama esnasındaki toprağın pH'sı, organik madde kapsamı, toprak nemi, hacim ağırlığı ve havalanması gibi koşullara, arazi kullanımı ve amenajman düzenine, yetiştirilen bitkinin çeşidine ve topraktaki mikroorganizma topluluğuna bağlı olarak biyoçarın toprak mikroorganizmaları üzerine etkilerinde büyük değişkenlikler görmek mümkündür.

Biyoçarların gözenekli fiziksel yapısı ve oldukça aromatik olan mikro yapıları nedeni ile kumlu topraklar ile kıyaslandıklarında çok daha geniş yüzey alanına sahip oldukları görülür. Liang ve ark. (2010), kumlu bir toprağa biyoçar ilavesinin spesifik yüzey alanını arttırdığı ve bunun bir sonucu olarak da biyoçar ilave edilmeyen toprağa kıyasla daha yüksek katyon değişim kapasitesine sahip olduğu ve daha büyük miktarda çözünmüş organik maddeyi tuttuğu bildirmişlerdir. Bu durum ise mikroorganizmalar için daha zengin C substratı ve besin kaynağı anlamına gelmektedir. Bu nedenle de

biyoçar uygulamaları ile mikrobiyal aktivitenin ve biyokütlenin arttığı rapor edilmiştir (Lehman ve ark., 2011). Kısa dönemde biyoçar ile toprağa organik C ilave edilmesinin mikroorganizmaları uyaracağı ifade edilirken (Smith ve ark., 2010), biyoçarın yüzeyinde bulunan (Deenik ve ark., 2010) veya toprağa uygulandıktan sonra salınan (Spokas ve ark., 2010) engelleyici maddelerden dolayı mikroorganizma aktivitesine olumsuz etki yapacağını bildiren araştırmacılar da olmuştur.

Oldukça heterojen bir yapıya sahip olan toprak, organizmalar için de oldukça karmaşık bir yapıya sahiptir. Mikro ölçekte toprak genelde akuatik bir habitattır ve toprakta bulunan mikroorganizmalar için her zaman su bulunmaktadır. Su çoğu mikroorganizmanın hareketliliği ve fonksiyon gösterebilmesi için gereklidir. Biyoçarın toprakta su tutunmayı arttırması; toprak mikroorganizmalarının aktivitesi üzerine olumlu etki yapmaktadır. Bu durum, aynı zamanda toprağın fonksiyon göstermesinin de artmasına ve ekosistem servislerinin daha iyi gerçekleştirilmesine de neden olmaktadır (Verheijen ve ark., 2010). Hayvan gübresi ve tarımsal ürünlerin atıklarından üretilen biyoçarlar odun kökenli materyallerden elde edilen biyoçarlara kıyasla mikroorganizma popülasyonunu daha fazla teşvik etmektedir. Odun ve diğer lignoselülozca zengin ham maddelerden üretilen biyoçarlar hayvan gübresi ve ürün atıkları ham maddelerinden elde edilen biyoçara kıyasla mikroorganizmanın miktarı üzerine daha geç (> 60 gün) etki yapmaktadır (Gul ve ark., 2015).

Biyoçarın mikroorganizmalar üzerine etkilerini inceleyen araştırmalarda topraktaki biyoçarın mikroorganizmaların çeşidi ve miktarı üzerine pozitif etki yaptığı ifade edilmiştir. Bu etkinin nedenleri; i.) mikroorganizmalar ile beslenen düşmanlardan korunmak için uygun habitat olmaları (Warnock ve ark., 2007) ii.) biyoçar mikroorganizmaların hücre içi sinyallerine etki edebilir (Masiello ve ark., 2013), iii.) kimyasal bileşiminden dolayı biyoçar mikroorganizmalar üzerine etki edebilir. Bitki ve mantar arasındaki etkileşimin artması ile biyoçar üzerindeki allelo kimyasalların detoksifikasyonu mümkün olabilir. Biyoçar kökenli organik kimyasallar mikroorganizma topluluğunun bir kısmının yaşamını baskımlarken diğer bazılarının varlığını teşvik edebilir (Warnock ve ark., 2007; Kolton ve ark., 2011), iv) biyoçar pH ve EC gibi bir kısım fiziko kimyasal özellikleri değiştirebilir ve bu değişim de mikroorganizma popülasyonunun etkileyebilir (Graber ve ark; 2014; Warnock ve ark., 2007) v.) biyoçarın besin elementi ve substrat üzerine olan etkisi mikroorganizma topluluğuna etki yapmaktadır (De Tender ve ark., 2016) ve vi.) diğer mikro organizmalar üzerine etkisinden dolayı dolaylı etki, söz konusu olabilir (Warnock ve ark., 2007). De Tender ve ark. (2016) saf biyoçarda 82 farklı mikroorganizmanın varlığına rastlamışlardır. Biyoçar çok gözenekli doğasından dolayı çok küçük organizmaların düşmanlarından saklanmaları için uygun yaşam yerleri oluşturur. Bu küçük gözeneklerde yaşayan mikroorganizmalara kendileri için gerekli olan besin elementlerinin gelmesi için difüzyona gereksinim olduğundan gelişimleri sınırlı olur. Ancak bu yaşam ortamı, mikrobiyal biyokütlenin arttığı bir göstergesidir (Steiner ve ark., 2008; Kolb ve ark., 2009).

Meşe fıstığından üretilen biyoçarı %1 ve %3 dozlarında uygulayan De Tender ve ark. (2016), biyoçarın mikroorganizmalar üzerine önemli etki yapmadığını tespit etmişlerdir. Ancak araştırmacılar bu dozların

arbuscular mikorizayı teşvik ettiğini bildirmişlerdir. Piroliz olayının hemen sonrasında biyoçar yüzeyinde çok miktarda bileşik bulunmaktadır. Bunlardan bir kısmı şekerler ve aldehitler gibi mikroorganizmalar tarafından kolaylıkla metabolize edilebilen bileşiklerdir. Ancak, yüzeyde form aldehit ve kresol gibi bakterisit ve fungusit şeklinde bileşiklerde bulunmaktadır (Painter, 2001). Bu maddelerin biyoçar yüzeyinde kalma süreleri bir veya iki sezon ile sınırlıdır. Bu nedenle de bu kimyasalların toprak biyotası üzerine etkilerinin uzun süreli olma olasılığı bulunmamaktadır (Zackrisson ve ark., 1996). Bir kısım çalışmalarda biyoçardaki uçucu maddelerin mikroorganizmalar için hazır kullanılabilir bir C kaynağı olduğu ancak bu kaynağın çok kısa sürede tükendiği gösterilmiştir (Farrell ve ark., 2013). Ancak yüksek sıcaklıkta üretilen biyoçarların uçucu madde miktarı düşük sıcaklıktakilere kıyasla daha az olarak rapor edilmiştir (Ameloot ve ark., 2013).

Biyoçarın kendine has karbon içeriğinden kaynaklanan özelliklerinin yanında biyoçarın toprak canlıları ile nasıl ilişki içinde olacağını etkileyen diğer bir etmen ise piroliz sıcaklığıdır. Bu ifade özellikle de odunsu ham maddelerden üretilen biyoçarlar için geçerlidir. Düşük sıcaklıkta üretilen bu biyoçarların iç tabakalarında tutulan biyo yağlar mikroorganizmaların gelişmesi üzerine glikoz etkisi yaparlar. Daha yüksek sıcaklıklarda piroliz yapıldığında ise bu iç tabakalardaki biyo yağlar kaybolur. Bu biyoçarın toprak verimliliğine etki yapma potansiyeli iç tabakalarında biyo yağ tutan biyoçarlara nazaran daha zayıftır (Steiner, 2004).

Toprağa ilave edildiğinde biyoçarın mikroorganizma etkinliğini önemli düzeyde arttırdığı görülmüştür. Bunun göstergesi olarak, topraktaki her mikrobiyal biyokütle karbonu için salınan karbondioksit miktarında artma ölçülmüştür. Aynı zamanda bazal sonumda önemli miktarda artmıştır. Biyoçara ek olarak organik gübre ilavesinin mikrobiyal biyokütle, her birim mikrobiyal karbonuna denk gelen karbondioksit çıkışı ve popülasyon artışı tespit edilmiştir (Steiner ve ark., 2008). Araştırmacılar özellikle gübreleme yapılan tarımsal sistemlerde biyoçarın toprak sisteminin önemli bir bileşeni olarak fonksiyon göstereceğini bildirmişlerdir. Bazal solunum ve mikrobiyal etkinliğin artmasının yanında toprağa biyoçar ilavesi hem serbest hem de simbiyotik yaşayan azot bağlayan bakterilerin N<sub>2</sub> fiksasyonunu arttırmıştır. Fasulye yetiştirilen toprağa 50 g kg<sup>-1</sup> biyoçar ilavesinin fasulyenin verimini %30 ile %40 arasında artmasına neden olduğu rapor edilmiştir. Ancak uygulama miktarı 90 g kg<sup>-1</sup> olduğunda ise verim açısından olumsuz bir etki görülmüştür (Randon ve ark., 2007).

Biyoçarın hem uygulama miktarı hem de ham maddesi toprak biyolojisi üzerine etki yapmaktadır. Tavuk gübresinden üretilen biyoçar 67 ton ha<sup>-1</sup> olarak uygulandığında solucanların yaşama oranı üzerine önemli düzeyde olumsuz etki yapmıştır (Weyers ve ark., 2009). Araştırmacılar bu olumsuz etkinin nedeninin artan pH ve tuzluluk olabileceğini bildirmişlerdir. Bununla birlikte çam ağacı odunundan yapılan biyoçarın uygulandığı toprakta solucan aktivitesinin çok yüksek olduğu görülmüştür. Bu durum, ham maddenin değişmesinin toprak canlıları üzerine farklı etki yapabileceğini göstermiştir. Van zwieten ve ark. (2009)'nın yaptığı çalışmada ise ham maddenin yanında toprak tipine göre de biyoçarın solucan aktivitesi üzerine olan etkisinin farklı olabileceği belirtilmiştir. Hansen ve ark. (2017) ise sap ve



gazlaştırılmış biyoçar uygulamalarının bakteri ve protist popülasyonlarına önemli bir pozitif etkisinin olduğunu bildirirken, solucanlar üzerine bir etkisinin olmadığını bildirmişlerdir.

Biyoçar ilavesi ile mikrobiyal kütle artışı, artan yarayışlı C seviyesi (Farrel ve ark., 2013), su ve besin elementi yarayışlılığının artışı (Maestrini ve ark., 2015) ve mikroorganizmaların kendilerini avlayan canlılardan korunması (Pietikainen ve ark., 2000) gibi gelişen fiziko-kimyasal özelliklerle ilişkilendirilmiştir (Chen ve ark., 2017). Bununla birlikte, Chen ve ark. (2017) yüksek biyoçar dozunda (%9) toprak özelliklerinde güçlü değişimler gerçekleşmesine rağmen mikroorganizma sayısı ve mikroorganizma topluluğunun yapısında önemli bir etkisinin olmadığını bildirmişlerdir. Bunun nedeninin muhtemelen inkübasyon için uygulanan sürenin mikrobiyal bileşimde önemli bir değişime neden olmaya yetecek kadar uzun olmadığı şeklinde açıklanmıştır. Bu sonuçlar biyoçar uygulamasından 30 ay sonra dahi yüksek biyoçar dozunda mikrobiyal topluluğun yapısında önemli değişiklik olmadığını rapor eden Jiang ve ark. (2016)'nın sonuçları ile uyumludur. De Tender ve ark. (2016)'da biyoçar ilavesinin çilek kök bölgesinde mikroorganizma bileşimi ve çeşitliliğini etkilediğini gözlemlemişlerdir. Daha önce de toprağın bütün olarak mikrobiyal bileşimini değiştirdiği rapor edilmiş olmasına rağmen etki eden faktörler tam olarak açıklanamamıştır (Graber ve ark., 2014). Biyoçar ilavesinin N<sub>2</sub>O gazı emisyonu üzerine etkisini araştıran Liu ve ark. (2017), parçalanmış mısır saplarından 400 °C'de elde edilen biyoçar materyalini çeltik-buğday rotasyona olan Inseptisol bir toprağa uygulamışlardır. Biyoçarın toprağa katılmasının hem nitrifikasyona hem de denitrifikasyona neden olan mikroorganizmaların bulunduğu tüm mikroorganizma topluluğunun miktarını önemli ölçüde arttırdığını rapor ettiler.

İnce biyoçar parçacıkları, orta ve kaba parçacıklara kıyasla önemli miktarda daha yüksek CO<sub>2</sub> emisyonuna yol açmaktadır. İnce parçacıklar agregatların parçalanmasını takiben toprak matriksi ile daha fazla temas etmektedir. Bu durum, toprakta daha fazla C substratının yarayışlı hale gelmesine yol açar ve biyoçar parçacıkları toprak mikroorganizmalarının kolonileşmesi için daha uygun hale gelir. Böylelikle mikrobiyal biyokütle artar ve bu da CO<sub>2</sub> emisyonunun artmasına yol açar (Chen ve ark., 2017). Sigua ve ark. (2014)'da toz şeklindeki biyoçarın kaba biyoçara kıyasla daha hızlı mineralize olabileceğini göstermişlerdir. Toprak organik maddesinin parçalanması ile üretilen CO<sub>2</sub> hem mikrobiyal topluluğun bolluğu ve aktivitesi ile hem de C substratların yarayışlılığı tarafından kontrol edilmektedir. Genel olarak artan mikroorganizma sayısı, toprak organik maddesinin daha fazla mineralize olmasına ve daha yüksek miktarda CO<sub>2</sub> emisyonuna yol açar. Bununla birlikte, kısa süreli birçok çalışmada biyoçar ilavesinin mikrobiyal biyokütlenin daha yüksek ve CO<sub>2</sub> emisyonunun daha düşük olmasına neden olduğu bildirilmiştir (Zimmerman ve ark., 2011; Chen ve ark., 2017).

### **Biyoçar ilavesinin toprakta enzim aktivitelerine etkileri**

Topraktaki C ve besin elementlerinin döngüleri, bitki ve hayvan atıkları ile toprak organik maddesini mineralize eden hetetrofik parçalayıcı mikroorganizmalar tarafından kontrol edilmektedir. Bu

mineralizasyon işlemi, toprağın besin elementi koşullarına bağlı olarak bakteriler ve mantarlar üretilen hücre dışı enzimlerin varlığı ile kontrol edilmektedir. Topraktaki hücre dışı enzimler organik maddenin ayrışması ve besin elementi döngüsünün en önemli göstergeleridir (Burns ve ark., 2013). Özellikle hücre dışı enzimlerin varlığı ve miktarı genetik olarak çevresel koşullara ve mikroorganizmalara bağlıdır. Bu nedenle, bu enzimler doğal ve insan etkisi altındaki döngülerde C ve besin elementlerinin döngüleri hakkında çok değerli bilgiler vermektedir (Arnosti ve ark., 2014).

Biyoçarın toprak enzim aktivitesi üzerine etkisi substrat ve enzimin biyoçar ile etkileşimi (substratın biyoçar yüzeyine sorpsiyonu ve desorpsiyonu, hücre dışı enzimlerin biyoçar yüzeylerine bağlanması gibi) (Bailey ve ark., 2011), biyoçarın gözenekliliği ve yüzey alanına bağlıdır (Lammirato ve ark., 2011). Yüksek gözeneklilik ve yüzey alanına sahip olan biyoçarın fonksiyonel gruplarının substratları ve hücre dışı enzimleri bağlamasından dolayı, bu tip biyoçarların toprakta hücre dışı enzim aktivitesini azaltması beklenmektedir (Lammirato ve ark., 2011; Bailey ve ark., 2011). Yapılan bir çalışmada 700 °C’de üretilen biyoçarın 117 günlük bir laboratuvar inkübasyonda dehidrogenaz enzim aktivitesinin %47 azalmasına neden olduğu ve aynı ham maddeden 350 °C’de üretilen biyoçarın ise dehidrogenaz aktivitesini %73 arttırdığı bildirilmiştir (Ameloot ve ark., 2013). Araştırmacılar 700 °C’de üretilen biyoçarın mikrobiyal biyokütle üzerine önemli bir etkisinin olmadığını belirtirken 350 °C’de üretilen biyoçarın ise mikrobiyal biyokütleyle önemli düzeyde arttırdığını bildirmişlerdir.

Bugüne kadar yapılmış olan birçok çalışmada biyoçar ilavesi ile birlikte pH, çözünebilir fenolikler ve besin elementlerinin yarıyışlılıkları gibi toprak karakteristiklerinde önemli bir fark olduğu ve bunun da mikrobiyal topluluk ve enzim aktivitelerini değiştirdiği rapor edilmiştir (Biederman ve Harpole, 2013). Kookana ve ark., 2011; Quillam ve ark., 2013). Daha önce yapılan çalışmalarda biyoçarın fenollerin konsantrasyonunu azalttığı belirtilmiştir. Çözünebilir fenoller ise belirli mikroorganizma çeşitlerinin (nitrifikasyona neden olanlar) ve besin elementleri ile ilişkili hidroliz aktivitelerinin inhibitörleri olarak bilinirler (Mackenzia ve ark., 2006). Luo ve Gu (2016), bamboo atıklarının 600 °C’de pirolizi ile elde ettikleri biyoçar ilavesi ile fenoliklerin miktarının azalmasının nedeninin biyoçarın yüksek yüzey alanı ve gözenekli yapısı olduğunu bildirmişlerdir. Biyoçarın bu özellikleri fenolik bileşiklerin adsorbe olmasına yol açmaktadır (Lehmann ve ark., 2011; Pietikainen ve ark., 2000). Luo ve Gu (2016), çalışmalarında mikroorganizmaların yoğunluğu ve enzim aktivitelerinin çözünebilir fenolikler tarafından kontrol edildiğini bildirmişlerdir. Araştırmacılar biyoçar ilavesinin fenol oksidaz ve  $\beta$ -glükosidaz enzimlerinde artışa neden olurken peroksidaz, N-asetil-glukosaminidaz ve asit fosfotaz enzim aktivitelerinde ise azalmaya neden olduğunu rapor etmişlerdir. Ayrıca araştırmacılar, çalıştıkları enzimlerin tamamının toprağa katılan biyoçar miktarı ile önemli düzeyde ( $P < 0.05$ ) ilişkili olduğunu belirttiler. Aynı çalışmada Luo ve Gu (2016), bakteri ve mantar sayılarının kontrole kıyasla önemli düzeyde azaldığını da tespit etmişlerdir.

Hücre dışında üretilen enzimlerden biri olan ve selülozun parçalanmasında görev yapan beta-glikosidaz organik karbon döngüsünde önemli görevler üstlenmektedir. Selüloz biyosferde en yoğun bulunan

organik bileşiklerde yer alır ve enzimatik hidrolizinin bir ürünü olarak toprak mikroorganizmalarının enerji kaynaklarıdır (Tabatabai, 1994; Russel ve ark., 2005). Topraktaki enzim aktiviteleri üzerine en fazla etki eden faktörlerden biri hem mineral hem de organik gübrelemedir. Özellikle hayvan atıkları gibi organik gübreleme topraktaki organik karbon ve azot konsantrasyonunun artışına neden olur. Bu nedenle gübreleme toprak biyolojik özellikleri ve enzim aktivitesi üzerine önemli düzeyde etki etmektedir. Beta-glikosidazlar da doğal ve antropojenik faktörlere oldukça hassas olan proteinler olduğundan aktivitelerinin belirlenmesinin toprak kalitesindeki değişimin izlenmesinde oldukça yararlı olacağına inanılmaktadır (Bandick ve Dick, 1999).

Biyoçar ilavesi ile birlikte erken dönemde beta-glukosidaz enzim aktivitesinin artmasının nedeni, biyoçarın ile uygulanan labil C havuzunun (glikoz) başlangıçta mikroorganizmalar tarafından çok hızlı tüketilmelerinin mikrobiyal aktiviteyi teşvik etmesi ile ilişkilidir (Masiello ve ark., 2013). Biyoçar ilavesi neticesinde toprak mikroorganizmalarının substrat kullanım deseninin değişmesinden dolayı mikroorganizmalar yüksek molekül ağırlığına sahip olan bileşikler (lignin ve selüloz gibi) parçalamaya başlarlar (Lehmann ve ark., 2011). Bu enzimin teşvik edilmesi yüksek düzeyde glikoz bulunmasından dolayı katabolik baskısından labil organik bileşiklerin birikmesinden önemli düzeyde etkilenirler (Ameloot ve ark., 2014). Bailey ve ark. (2011), 7 gün %2'lik biyoçar ile inkübe ettikleri deneme toprağında  $\beta$ -glikosidaz aktivitesinin arttığını tespit etmişlerdir. Ancak araştırmacılar çalıştıkları iki ayrı toprak serisinde de biyoçar etkisinin istatistiksel olarak önemli düzeyde olmadığını bildirmişlerdir. Kestane ağacından üretilen biyoçar uygulandığında selüloz parçalanmasında  $\beta$ -glikosidazın %30 azaldığı rapor edilmiştir (Lamnirato ve ark., 2011). Reaksiyondaki azalma,  $\beta$ -glikosidazdaki azalmadan ziyade kestane odun kömüründeki selülobiyozun adsorpsiyonu ile ilişkili olduğu şeklinde açıklanmıştır. Başka bir çalışmada, %4 ve %8'lik arıtma çamuru biyoçarının ilavesi ile toprak mikrobiyal kütlelerinde bir artış ile birlikte  $\beta$ -glikosidaz aktivitesi ve bazal solunumda bir azalış olduğu bildirilmiştir (Güerano ve ark., 2013). Bir sera çalışmasında ise okaliptus ve tavuk gübresi biyoçarlarının (%1.5 hacim olarak) invertase,  $\beta$ -glikosidaz ve fasmoeesteraz enzim aktivitelerinde bir artışa neden oldukları rapor edilmiştir (Lu ve ark., 2015). Önceki çalışmalarda rapor edilenlerin çoğunun aksine, Günel ve ark. (2018b) biyoçar ilavesi ile birlikte toprakların  $\beta$ -glikosidaz enzim aktivitesinin önemli oranda azaldığını rapor etmişlerdir. Araştırmacılar,  $\beta$ -glikosidaz enzim aktivitesindeki azalmanın toprak tekstürü ile ilişkili olduğunu bildirmiş ve kumlu tınlı topraklardaki azalmanın tınlı topraklara kıyasla daha yüksek olduğunu göstermişlerdir. Chen ve ark. (2013) ise çeltik yetiştirilen asit Aquept toprağa 20 ve 40 Mg/ha biyoçar uyguladıklarında alkalın fosfataz enzim aktivitesinde 1.7 kat artış olduğunu bulmuşlardır. Buğday, mısır, inci darı atıklarından elde edilen biyoçarın uygulandığı (20 Mg ha<sup>-1</sup>) Typic Haplustept toprakta 67 günlük inkübasyon sonunda alkalın fosfataz aktivitesinin önemli düzeyde arttığını bildirilmiştir (Purakayastha ve ark., 2015).

Biyoçarın biyokimyasal özelliklere etkilerini esas alan çalışmalar genellikle kısa süreli inkübasyon çalışmalarıdır. Ekili tarım arazilerine biyoçar ilavesinin uzun süreli etkisini araştıran çalışmalar ise

oldukça sınırlıdır. Bu çalışmalardan birinde Bera ve ark. (2016), 3 yıllık mısır üretiminde biyoçar, mineral gübre veya hayvan gübresi uygulamaları ile toprak biyokimyasal özelliklerindeki değişimi incelemişlerdir. Hızlı piroliz ile 500-600 °C'de meşe, akça ağaç ve kayın ağaçlarının karışımından oluşan odunlardan üretilen biyoçarın kullanıldığı bu çalışmada biyoçar uygulamasının toprağın kimyasal, biyokimyasal ve mikrobiyolojik özellikleri üzerine önemli etkileri olduğu görülmüştür. Araştırmacılar, biyoçar olmadan yapılan NPK ve sıvı hayvan gübresi uygulamalarında asit fosfataz enzim aktivitesinin (AFEA) daha yüksek olduğunu belirtmişlerdir. Biyoçarlı ve biyoçarsız uygulamaların tamamında 0-15 cm derinlikteki AFEA (185 µg p-nitrofenol/g toprak/saat) 15-30 cm derinliktekenden %53 oranında daha yüksek bulunmuştur. Sıvı hayvan gübresi ve NPK ile birlikte biyoçar uygulandığında AFEA, sadece biyoçarın uygulandığı uygulamalara kıyasla daha yüksek olmuştur. En yüksek AFEA (389 µg p-nitrofenol/g toprak/saat) 0-15 cm derinlikte NPK+biyoçar uygulamasında gerçekleşmiştir. Tüm uygulamalarda 0-15 cm derinlikteki AFAE 15-30 cm derinliktekenden ortalama %35 daha yüksek bulunmuştur. AFAE'ye benzer şekilde tüm uygulamalarda β-glikosidaz aktivitesi de 0-15 cm derinlikte 15-30 derinliğe kıyasla %119 daha fazla bulunmuştur.

## Öneriler

Oldukça farklı özelliklere sahip olan bitkisel ve hayvansal biyokütlenin çok farklı koşullarda pirolizi ile biyoçar elde etmek mümkündür. Biyoçarın özelliklerinin farklılığının yanında, araştırmalarda kullanılan toprakların, deneme koşullarının ve uygulanan bitkilerin çeşitliliği birbirleri ile çelişen sonuçlar elde edilmesine neden olmaktadır. Özellikleri birbirlerinden farklı olmakla birlikte, dünyanın farklı yerlerinde üretilen biyoçarların C içeriği ve yüzey alanlarının yüksek olması ve ayrışmaya karşı dayanıklı olmaları rapor edilen en önemli ortak özelliklerdir. Bu özellikler biyoçarın organik maddeye kıyasla daha cazip bir katkı maddesi olarak düşünülmesine neden olmakta ve her geçen gün daha fazla bilim insanının çalışmalarına konu olmaktadır.

Biyoçar çeşitliliğinin fazla olması fiziksel, kimyasal ve biyolojik özellikleri içine alan genel bir tanımlamalarının yapılmasını engellemekte, dünyanın farklı bölgelerinde yapılan çalışmaların sonuçlarının karşılaştırılmasını zorlaştırmaktadır. Dünyanın birçok yerinde kolaylıkla temin edilebilecek bir kısım biyokütlerden üretilecek standartların çalışmalarda tanık olarak kullanılmaları bu sorunun aşılmasına katkı sağlayabilir. Araştırmalarda, piroliz üretim koşulları, deneme yapılan toprağın temel özellikleri deneme yapılan yere ait özelliklerin iyi tanımlanması raporların güvenli bir şekilde kullanımını sağlayacak ve bu konuda yapılan araştırmaların daha ileri seviyeye çıkarılmasına yardım edecektir.

Biyoçarın uzun ömürlü olması, uzun süreli etkisinin de yeterince anlaşılmasını zorunlu kılmaktadır. Bununla birlikte, yayınlanan araştırmaların büyük çoğunluğu kısa süreli inkübasyon, sera koşullarında kısa süreli uygulamalar ve kısa süreli tarla denemelerinden oluşmaktadır. Bu nedenle de biyoçarın toprakta zaman içerisindeki değişiminin ve etkisinin belirleneceği denemelere gereksinim bulunmaktadır.

## Kaynaklar

- Abel, S., Peters, A., Trinks, S., Schonsky, H., Facklam, M., Wessolek, G. 2013. Impact of biochar and hydrochar addition on water retention and water repellency of sandy soil. *Geoderma*, 202, 183-191.
- Abiven, S., Hund, A., Martinsen, V., Cornelissen, G. 2015. Biochar amendment increases maize root surface areas and branching: a shovelomics study in Zambia. *Plant and soil*, 395(1-2), 45-55.
- Adrias, P.J.V. del Rosario, M.R. 2017. Soil Properties and Response of Spring Onion to Different Levels of Biochar. *International Journal of Agricultural Technology*, 13(1), 131-137.
- Ahmad, M., Rajapaksha, A.U., Lim, J.E., Zhang, M., Bolan, N., Mohan, D., Vithanage, M., Lee, S.S. Ok, Y.S., 2014. Biochar as a sorbent for contaminant management in soil and water: a review. *Chemosphere*, 99, 19-33.
- Amonette, J.E., Joseph, S., 2009. Characteristics of Biochar: Microchemical Properties. In: J. Lehmann, Joseph, S. (Ed), *Biochar for Environmental Management Science and Technology*. Earthscan, London.
- Arnosti, C., Bell, C., Moorhead, D.L., Sinsabaugh, R.L., Steen, A.D., Stromberger, M., ... & Weintraub, M.N. 2014. Extracellular enzymes in terrestrial, freshwater, and marine environments: perspectives on system variability and common research needs. *Biogeochemistry*, 117(1), 5-21.
- Antal Jr, M.J. Grönli, M. 2003. The art, science, and technology of charcoal production. *Industrial and Engineering Chemistry Research* 42(8): 1619-1640.
- Asai, H., Samson, B.K., Stephan, H.M., Songyikhangsuthor, K., Homma, K., Kiyono, Y., Horie, T. 2009. Biochar amendment techniques for upland rice production in Northern Laos: 1. Soil physical properties, leaf SPAD and grain yield. *Field Crops Research*, 111(1), 81-84.
- Bachmann, J., Guggenberger, G., Baumgartl, T., Ellerbrock, R.H., Urbanek, E., Goebel, M.O.,...& Fischer, W. R. 2008. Physical carbon-sequestration mechanisms under special consideration of soil wettability. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*, 171(1), 14-26.
- Bailey, V.L., Fansler, S.J., Smith, J.L., Bolton, H. 2011. Reconciling apparent variability in effects of biochar amendment on soil enzyme activities by assay optimization. *Soil Biology and Biochemistry*, 43(2), 296-301.
- Baldock, J.A. Smernik, R.J. 2002. Chemical composition and bioavailability of thermally altered *Pinus resinosa* (Red pine) wood', *Organic Geochemistry*, 33:1093–1109
- Bandick A.K., Dick R.P. 1999. Field management effects on soil enzyme activities. *Soil Biol. Biochem.*, 31, 1471-1479
- Beaton, J. D. 1959. The influence of burning on the soil in the timber range area of Lac le Jeune, British Columbia: I. Physical properties. *Canadian Journal of Soil Science*, 39(1), 1-5.
- Bera, T., Collins, H.P., Alva, A.K., Purakayastha, T. J., Patra, A.K. 2016. Biochar and manure effluent effects on soil biochemical properties under corn production. *Appl Soil Ecology*, 107, 360-367.

- Biederman, L.A. Harpole, W.S. 2013. Biochar and its effects on plant productivity and nutrient cycling: a meta-analysis, *GCB Bioenergy*, 5, 202–214.
- Brewer, C.E., Brown, R.C. 2012. Biochar. In: Sayigh, A. (Ed.), *Comprehensive Renewable Energy*. Elsevier, Oxford, pp. 357–384.
- Bridle, T.R., Pritchard, D. 2004. Energy and nutrient recovery from sewage sludge via pyrolysis. *Water Sci. Technol.* 50, 169–175.
- Briggs, C., Breiner, J., Graham, R. 2012. Physical and chemical properties of *Pinus ponderosa* charcoal: implications for soil modification. *Soil Science* 177 (4), 263-268.
- Brown, R. 2009. Biochar Production Technology. In: *Biochar for Environmental Management: Science and Technology* (Eds. Lehmann, J. & Joseph, S.), Earthscan.
- Bu, L.D., Liu, J.L., Zhu, L., Luo, S.S., Chen, X.P., Li, S.Q., Zhao, Y. 2013. The effects of mulching on maize growth, yield and water use in a semi-arid region. *Agric Water Management*, 123, 71-78.
- Burns, R.G., DeForest, J.L., Marxsen, J., Sinsabaugh, R.L., Stromberger, M.E., Wallenstein, M.D., Weintraub, M.N., Zoppini, A. 2013. Soil enzymes in a changing environment: current knowledge and future directions. *Soil Biol. Biochem.* 58, 216–234
- Carlsson, M., Andren, O., Stenstrom, J., Kirchmann, H., Katterer, T. 2012. Charcoal application to Arable Soil: effects on CO<sub>2</sub> emissions. *Comm in Soil Science and Plant Analysis*, 43, 2262–2273.
- Chan, K.Y., Dorahy, C., Tyler, S. 2007. Determining the agronomic value of composts produced from garden organics from metropolitan areas of New South Wales, Australia. *Animal Production Science*, 47(11), 1377-1382.
- Chan, K.Y., Van Zwieten, L., Meszaros, I., Downie, A., Joseph, S. 2008. Agronomic values of green waste biochar as a soil amendment. *Soil Research*, 45(8), 629-634.
- Chan, K.Y., Xu, Z. 2009. Biochar: nutrient properties and their enhancement. *Biochar for environmental management: science and technology*, 67-84.
- Chen, J., Liu, X., Zheng, J., Zhang, B., Lu, H., Chi, Z., ... & Wang, J. 2013. Biochar soil amendment increased bacterial but decreased fungal gene abundance with shifts in community structure in a slightly acid rice paddy from Southwest China. *Applied Soil Ecology*, 71, 33-44.
- Chen, J., Li, S., Liang, C., Xu, Q., Li, Y., Qin, H., Fuhrmann, J.J. 2017. Response of microbial community structure and function to short-term biochar amendment in an intensively managed bamboo (*Phyllostachys praecox*) plantation soil: Effect of particle size and addition rate. *Sci Total Environ.*, 574, 24-33.
- Cheng, C.H., Lehmann, J., Thies, J.E., Burton, S.D., Engelhard, M.H. 2006. Oxidation of black carbon by biotic and abiotic processes. *Organic Geochemistry*, 37(11), 1477-1488.
- Cheng, Y., Cai, Z.C., Chang, S.X., Wang, J. and Zhang, J.B. 2012. Wheat straw and its biochar have contrasting effects on inorganic N retention and N<sub>2</sub>O production in a cultivated Black Chernozem. *Biology and Fertility of Soils*, 48(8), 941-946.

- Clough, T. J., Condon, L. M., Kammann, C., Müller, C. 2013. A review of biochar and soil nitrogen dynamics. *Agronomy*, 3(2), 275-293.
- Chun, Y., Sheng, G., Chiou, C. T., Xing, B., 2004. Compositions and sorptive properties of crop residue-derived chars. *Environ. Sci. Technol.* 38, 4649-4655.
- Dai, Z., Zhang, X., Tang, C., Muhammad, N., Wu, J., Brookes, P.C., Xu, J. 2017. Potential role of biochars in decreasing soil acidification-A critical review. *Sci Total Environ.* 581, 601-611.
- Deenik, J.L., McClellan, T., Uehara, G., Antal, M.J., Campbell, S. 2010. Charcoal volatile matter content influences plant growth and soil nitrogen transformations. *Soil Sci Soc Am J* 74, 1259-1270.
- De Luca, T.H., MacKenzie, M.D., Gundale, M.J. 2009. Biochar effects on soil nutrient transformations. In "Biochar for Environmental Management: Science and Technology" (J. Lehmann and S. Joseph, Eds.), Earthscan, London.
- Demirbas, A. 2004. Effects of temperature and particle size on bio-char yield from pyrolysis of agricultural residues. *Journal of Analytical and Applied Pyrolysis* 72(2): 243-248.
- Demisie, W., Liu, Z., Zhang, M. 2014. Effect of biochar on carbon fractions and enzyme activity of red soil. *Catena*, 121, 214-221.
- Dempster, D.N., Gleeson, D.B., Solaiman, Z.M, Jones, D.L, Murphy, D.V. 2011. Decreased soil microbial biomass and nitrogen mineralisation with Eucalyptus biochar addition to a coarse textured soil. *Plant and Soil*, 354, 311-324.
- De Tender C.A., Debode, J., Vandecasteele, B., D'Hose, T., Cremelie, P., Haegeman, A., ... & Maes, M. 2016. Biological, physicochemical and plant health responses in lettuce and strawberry in soil or peat amended with biochar. *Applied Soil Ecology*, 107, 1-12.
- Downie, A., Crosky, A., Munroe, P. 2009. Physical properties of biochar. In: *Biochar for Environmental Management: Science and Technology* (Eds. Lehmann, J. & Joseph, S.), Earthscan.
- Farrell, M., Kuhn, T.K., Macdonald, L.M., Maddern, T.M., Murphy, D.V., Hall, P.A., Singh, B.P., Baumann, K., Krull, E.S., Baldock, J.A. 2013. Microbial utilisation of biochar-derived carbon. *Science of the Total Environment*, 465, 288-297.
- Fungo, B., Lehmann, J., Kalbitz, K., Thiongo, M., Okeyo, I., Tenywa, M., Neufeldt, H. 2017. Aggregate size distribution in a biochar-amended tropical Ultisol under conventional hand-hoe tillage. *Soil and Tillage Research*, 165, 190-197.
- Galvez, A., Sinicco, T., Cayuela, M. L., Mingorance, M. D., Fornasier, F., Mondini, C. 2012. Short term effects of bioenergy by-products on soil C and N dynamics, nutrient availability and biochemical properties. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 160, 3-14.
- Gaskin, J.W., Steiner, C., Harris, K., Das, K.C., Bibens, B. 2008. Effect of low-temperature pyrolysis conditions on biochar for agricultural use. *Trans. Asabe*, 51(6), 2061-2069.



- Gaskin, J.W., Speir, R.A., Harris, K., Das, K.C., Lee, R.D., Morris, L.A., Fisher, D.S. 2010. Effect of peanut hull and pine chip biochar on soil nutrients, corn nutrient status, and yield. *Agronomy Journal*, 102(2), 623-633.
- Glaser, B., Lehmann, J., Zech, W., 2002. Ameliorating physical and chemical properties of highly weathered soils in the tropics with charcoal - a review. *Biol. Fertil. Soils* 35, 219–230.
- Graber, E.R., Frenkel, O., Jaiswal, A.K., Elad, Y. 2014. How may biochar influence severity of diseases caused by soilborne pathogens?. *Carbon Management*, 5(2), 169-183.
- Gul, S., Whalen, J. K., Thomas, B. W., Sachdeva, V., Deng, H. 2015. Physico-chemical properties and microbial responses in biochar-amended soils: mechanisms and future directions. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 206, 46-59.
- Gundale, M., DeLuca, T., 2006. Temperature and source material influence ecological attributes of ponderosa pine and Douglas-fir charcoal. *Forest Ecology and Management* 231 (1–3), 86–93.
- Güereña, D., Lehmann, J., Hanley, K., Enders, A., Hyland, C., Riha, S. 2013. Nitrogen dynamics following field application of biochar in a temperate North American maize-based production system. *Plant and soil*, 365(1-2), 239-254.
- Günel, E., Erdem, H., Çelik, İ. 2018a. Effects of three different biochars amendment on water retention of silty loam and loamy soils. *Agricultural water management*, 208, 232-244.
- Günel, E., Erdem, H., Demirbaş, A. 2018b. Effects of three biochar types on activity of  $\beta$ -glucosidase enzyme in two agricultural soils of different textures. *Archives of Agronomy and Soil Science*, 64(14), 1963-1974.
- Hansen, V., Müller-Stöver, D., Imperato, V., Krogh, P.H., Jensen, L.S., Dolmer, A., Hauggaard-Nielsen, H. 2017. The effects of straw or straw-derived gasification biochar applications on soil quality and crop productivity: A farm case study. *Journal of Environmental Management*, 186, 88-95.
- Harris, P. J. F., Tsang, S. C. 1997. High resolution of electron microscopy studies of non-graphitizing carbons. *Philosophical Magazine A* 76 (3): 667-677.
- Herath, H.M.S.K., Camps-Arbestain, M., Hedley, M. 2013. Effect of biochar on soil physical properties in two contrasting soils: an Alfisol and an Andisol. *Geoderma*, 209, 188-197.
- Hossain, M.K., Strezov, V., Chan, K.Y., Nelson, P.F. 2010. Agronomic properties of wastewater sludge biochar and bioavailability of metals in production of cherry tomato (*Lycopersicon esculentum*). *Chemosphere*, 78, 1167–1171.
- Hossain, M.K., Strezov, V., Chan, K.Y., Ziolkowski, A., Nelson, P.F. 2011. Influence of pyrolysis temperature on production and nutrient properties of wastewater sludge biochar. *J. Environ. Manag.* 92, 223–228.
- Jeffery, S., Meinders, M.B., Stoof, C.R., Bezemer, T.M., van de Voorde, T.F., Mommer, L., van Groenigen, J.W. 2015. Biochar application does not improve the soil hydrological function of a sandy soil. *Geoderma*, 251, 47-54.

- Jenkins, J.R., Viger, M., Arnold, E.C., Harris, Z.M., Ventura, M., Miglietta, F., Girardin, C., Edwards, R.J., Rumpel, C., Fornasier, F. Zavalloni, C. 2017. Biochar alters the soil microbiome and soil function: results of next-generation amplicon sequencing across Europe. *Gcb Bio.*, 9(3), 591-612.
- Jiang, X., Denef, K., Stewart, C.E., Cotrufo, M.F. 2016. Controls and dynamics of biochar decomposition and soil microbial abundance, composition, and carbon use efficiency during long-term biochar-amended soil incubations. *Biology and Fertility of Soils*, 52(1), 1-14.
- Jien, S.H., Wang, C.S. 2013. Effects of biochar on soil properties and erosion potential in a highly weathered soil. *Catena*, 110, 225-233.
- King, P.M. 1981. Comparison of methods for measuring severity of water repellence of sandy a soils and assessment of some factors that affect its measurement. *Aust J of Soil Science* 19: 275–285.
- Kolb, S. 2007. Understanding the Mechanisms by which a Manure-Based Charcoal Product Affects Microbial Biomass and Activity, PhD thesis, University of Wisconsin, Green Bay, US.
- Kolb, S.E., Fermanich, K.J. and Dornbush, M.E., 2009. Effect of Charcoal Quantity on Microbial Biomass and Activity in Temperate Soils. *Soil Sci Soc Am J.* 73(4): 1173-1181.
- Kolton, M., Harel, Y.M., Pasternak, Z., Graber, E.R., Elad, Y., Cytryn, E. 2011. Impact of biochar application to soil on the root-associated bacterial community structure of fully developed greenhouse pepper plants. *Applied and environmental microbiology*, 77(14), 4924-4930.
- Kookana, R.S., Sarmah, A.K., Van Zwieten, L., Krull, E., Singh, B. 2011. 3 biochar application to soil: agronomic and environmental benefits and unintended consequences. *Advances in agronomy*, 112(112), 103-143.
- Knoepp, J.D., DeBano, L. F. Neary, D.G. 2005. *Soil Chemistry*, RMRS-GTR 42-4, US Department of Agriculture, Forest Service, Rocky Mountain Research Station, Ogden, UT
- Laird, D., Fleming, P., Davis, D., Horton, R., Wang, B., Karlen, D. 2010. Impact of biochar amendments on the quality of a typical midwestern agricultural soil. *Geoderma* 158(3–4), 443–449.
- Lammirato, C., Miltner, A., Kaestner, M. 2011. Effects of wood char and activated carbon on the hydrolysis of cellobiose by  $\beta$ -glucosidase from *Aspergillus niger*. *Soil Biology and Biochemistry*, 43(9), 1936-1942.
- Lehmann, J., da Silva Jr, J. P., Rondon, M., Cravo, M. D. S., Greenwood, J., Nehls, T., ... Glaser, B. 2002. Slash-and-char-a feasible alternative for soil fertility management in the central Amazon. In *Proceedings of the 17th World Congress of Soil Science* pp. 1-12.
- Lehmann, J., da Silva, Jr., J. P., Steiner, C., Nehls, T., Zech, W. Glaser, B. 2003. Nutrient availability and leaching in an archaeological Anthrosol and a Ferralsol of the Central Amazon basin: fertilizer, manure and charcoal amendments, *Plant and Soil*, 249:343–357.
- Lehmann, J., Gaunt, J., Rondon, M. 2006. Bio-char sequestration in terrestrial ecosystems—A review. *Mitig. Adapt. Strateg. Glob. Change*, 11, 403–427.
- Lehmann, J. 2007. Bio-energy in the black. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 5(7), 381-387.

- Lehmann, J., Rillig, M.C., Thies, J., Masiello, C. A., Hockaday, W.C., Crowley, D. 2011. Biochar effects on soil biota—a review. *Soil biology and biochemistry*, 43(9), 1812-1836.
- Liang, B., Lehmann, J., Solomon, D., Kinyangi, J., Grossman, J., O'Neill, B., Skjemstad, J.O., Thies, J., Luizão, F.J., Petersen, J. Neves, E.G. 2006. Black carbon increases cation exchange capacity in soils, *Soil Sci Soc Am J.*, 70, 1719–1730.
- Liang, B., Lehmann, J., Sohi, S.P., Thies, J.E., O'Neill, B., Trujillo, L., Gaunt, J., Solomon, D., Grossman, J., Neves, E.G. Luizão, F.J., 2010. Black carbon affects the cycling of non-black carbon in soil. *Organic Geochemistry*, 41(2), 206-213.
- Lima, I.M., Marshall, W.E. 2005. Granular activated carbons from broiler manure: physical, chemical and adsorptive properties. *Bioresource technology*, 96(6), 699-706.
- Liu, Z., Chen, X., Jing, Y., Li, Q., Zhang, J., Huang, Q. 2014. Effects of biochar amendment on rapeseed and sweet potato yields and water stable aggregate in upland red soil. *Catena*, 123, 45-51.
- Liu, Q., Liu, B., Zhang, Y., Lin, Z., Zhu, T., Sun, R., ... Lin, X. 2017. Can biochar alleviate soil compaction stress on wheat growth and mitigate soil N<sub>2</sub>O emissions?. *Soil Biology and Biochemistry*, 104, 8-17.
- Lu, H., Li, Z., Fu, S., Méndez, A., Gascó, G., Paz-Ferreiro, J. 2015. Combining phytoextraction and biochar addition improves soil biochemical properties in a soil contaminated with Cd. *Chemosphere*, 119, 209-216.
- Luo, L., Gu, J.D. 2016. Alteration of extracellular enzyme activity and microbial abundance by biochar addition: Implication for carbon sequestration in subtropical mangrove sediment. *Journal of environmental management*, 182, 29-36.
- MacKenzie, M.D., DeLuca, T.H., Sala, A. 2006. Fire exclusion and nitrogen mineralization in low elevation forests of western Montana. *Soil Biology and Biochemistry*, 38(5), 952-961.
- Maestrini, B., Nannipieri, P., Abiven, S. 2015. A meta-analysis on pyrogenic organic matter induced priming effect. *Gcb Bioenergy*, 7(4), 577-590.
- Major, J., Lehmann, J., Rondon, M., Goodale, C. 2010. Fate of soil-applied black carbon: downward migration, leaching and soil respiration. *Glob Chang Biol* 16:1366–1379
- Masiello, C.A., Chen, Y., Gao, X., Liu, S., Cheng, H.Y., Bennett, M.R., Rudgers, J.A., Wagner, D.S., Zygourakis, K., Silberg, J.J. 2013. Biochar and microbial signaling: production conditions determine effects on microbial communication. *Env. science & technology*, 47(20), 11496-11503.
- Nannipieri, P., Kandeler, E., Ruggiero, P. 2002. Enzyme Activities and Microbiological and Biochemical Processes in Soil. In *Enzymes in the environment: Activity, ecology, and applications*. CRC Press.
- Nelissen, V., Ruyschaert, G., Manka'Abusi, D., D'Hose, T., De Beuf, K., Al-Barri, B., Boeckx, P. 2015. Impact of a woody biochar on properties of a sandy loam soil and spring barley during a two-year field experiment. *European Journal of Agronomy*, 62, 65-78.

- Novak, J.M., Lima, I., Xing, B., Gaskin, J.W., Steiner, C., Das, K.C., ... Schomberg, H. 2009. Characterization of designer biochar produced at different temperatures and their effects on a loamy sand. *Ann. Environ. Sci*, 3(2).
- Nelson, N.O., Agudelo, S.C., Yuan, W., Gan, J. 2011. Nitrogen and phosphorus availability in biochar-amended soils. *Soil Science*, 176(5), 218-226.
- Nguyen, T.T.N., Xu, C.Y., Tahmasbian, I., Che, R., Xu, Z., Zhou, X., ... & Bai, S.H. 2017. Effects of biochar on soil available inorganic nitrogen: A review and meta-analysis. *Geoderma*, 288, 79-96.
- Obia, A., Mulder, J., Martinsen, V., Cornelissen, G. and Børresen, T. 2016. In situ effects of biochar on aggregation, water retention and porosity in light-textured tropical soils. *Soil Till Res*, 155, 35-44.
- Painter, T.J. 2001. Carbohydrate polymers in food preservation: An integrated view of the Maillard reaction with special reference to the discoveries of preserved foods in Sphagnum dominated peat bogs. *Carbohydrate Polymers* 36, 335-347.
- Pietikäinen, J., Kiikkilä, O., Fritze, H. 2000. Charcoal as a habitat for microbes and its effect on the microbial community of the underlying humus. *Oikos*, 89(2), 231-242.
- Peng, X., Zhu, Q.H., Xie, Z.B., Darboux, F., Holden, N.M. 2016. The impact of manure, straw and biochar amendments on aggregation and erosion in a hillslope Ultisol. *Catena*, 138, 30-37.
- Purakayastha, T.J., Kumari, S., Pathak, H. 2015. Characterisation, stability, and microbial effects of four biochars produced from crop residues. *Geoderma*, 239, 293-303.
- Quilliam, R.S., DeLuca, T.H., Jones, D.L. 2013. Biochar application reduces nodulation but increases nitrogenase activity in clover. *Plant and soil*, 366(1-2), 83-92.
- Regelink, I. C., Stoof, C. R., Rousseva, S., Weng, L., Lair, G. J., Kram, P., ... & Comans, R. N. 2015. Linkages between aggregate formation, porosity and soil chemical properties. *Geoderma*, 247, 24-37.
- Ritz, K., McNicol, J.W., Nunan, N., Grayston, S., Millard, P., Atkinson, D., Gollotte, A., Habeshaw, D., Boag, B., Clegg, C.D., Griffiths, B.S. 2004. Spatial structure in soil chemical and microbiological properties in an upland grassland. *FEMS Microbiology Ecology*, 49(2), 191-205.
- Rogovska, N., Laird, D.A., Rathke, S.J., Karlen, D.L. 2014. Biochar impact on Midwestern Mollisols and maize nutrient availability. *Geoderma*, 230, 340-347.
- Rondon, M.A., Lehmann, J., Ramirez, J. and Hurtado, M. 2007. Biological nitrogen fixation by common beans (*Phaseolus vulgaris* L.) increases with bio-char additions. *Bio. Fert. of Soils* 43(6), 699-708.
- Russel S., Gorska, E.B., Wyczoekowski A.I. 2005. The significance of studies on enzymes in soil environment. *Acta Agroph. 3*. 27-36.
- Sarkhot, D.V., Berhe, A.A., and Ghezzehei, T.A. 2012. Impact of Biochar Enriched with Dairy Manure Effluent on Carbon and Nitrogen Dynamics, *J. Environ. Qual.*, 41, 1107–1114.
- Sigua, G.C., Novak, J.M., Watts, D.W., Cantrell, K.B., Shumaker, P.D., Szögi, A.A., Johnson, M.G. 2014. Carbon mineralization in two Ultisols amended with different sources and particle sizes of pyrolyzed biochar. *Chemosphere*, 103, 313-321.

- Smith, J.L., Collins, H.P., Bailey, V.L. 2010. The effect of young biochar on soil respiration. *Soil Biology and Biochemistry*, 42(12), 2345-2347.
- Sohi, S. Loez-Capel, E., Krull, E., Bol, R. 2009. Biochar's roles in soil and climate change: A review of research needs. CSIRO Land and Water Science Report 05/09, 64 pp
- Soane, B.D., 1990. The Role of Organic-Matter in Soil Compactibility - a Review of Some Practical Aspects. *Soil & Tillage Research* 16: 179- 201.
- Spokas, K.A., Baker, J.M., Reicosky, D.C. 2010. Ethylene: potential key for biochar amendment impacts. *Plant and soil*, 333(1-2), 443-452.
- Steiner, C. 2004. Plant nitrogen uptake doubled in charcoal amended soils, *Energy with Agricultural Carbon Utilization Symposium*, Athens, Georgia, U.S.A.
- Steiner, C. Glaser, B. Teixeira, W.G., Lehmann, J. Blum, W.E.H., Zech, W. 2008. Nitrogen retention and plant uptake on a highly weathered central Amazonian Ferralsol amended with compost and charcoal. *J. Plant Nutr. Soil Sci*, 171, 893–899.
- Subedi R, Taupe N, Ikoyi I, Bertora C, Zavattaro L, Schmalenberger A, Leahy JJ, Grignani C, 2016. Chemically and biologically-mediated fertilizing value of manure-derived biochar. *Sci. Total Environ*. 550:924-33.
- Sun, F., Lu, S. 2014. Biochars improve aggregate stability, water retention, and pore-space properties of clayey soil. *Journal of plant nutrition and soil science*, 177(1), 26-33.
- Taghizadeh-Toosi, A., Clough, T.J., Sherlock, R.R., Condon, L.M. 2012. Biochar adsorbed ammonia is bioavailable. *Plant and Soil*, 350(1-2), 57-69.
- Troeh, F.R. Thompson, L. M. 2005. *Soils and Soil Fertility*, Blackwell Publishing, Iowa, US.
- Ueno, M., Kawamitsu, Y., Komiya, Y., Sun, L. 2007. Carbonisation and gasification of bagasse for effective utilisation of sugarcane biomass. *International Sugar Journal* 110, 22-26.
- Yuan, J.H., Xu, R.K. Zhang, H. 2011. The forms of alkalis in the biochar produced from crop residues at different temperatures. *Bioresource technology*, 102(3), 3488-3497.
- Van Zwieten, L., Singh, B., Joseph, S., Kimber, S., Cowie, A., Chan, K.Y. 2009. Biochar and emissions of non-CO<sub>2</sub> greenhouse gases from soil. *Biochar for environmental management: science and technology*, 1, 227-250.
- Van Zwieten, L., Kimber, S., Morris, S., Chan, K.Y., Downie, A., Rust, J., Joseph, S., Cowie, A. 2010. Effects of biochar from slow pyrolysis of papermill waste on agronomic performance and soil fertility. *Plant and soil*, 327(1-2), 235-246.
- Ventura, M., Zhang, C., Baldi, E., Fornasier, F., Sorrenti, G., Panzacchi, P., Tonon, G. 2014. Effect of biochar addition on soil respiration partitioning and root dynamics in an apple orchard. *European journal of soil science*, 65(1), 186-195.
- Verheijen, F., Jeffery, S., Bastos, A. C., Van der Velde, M., Diafas, I. 2010. Biochar application to soils. A critical scientific review of effects on soil properties, processes, and functions. *EUR*, 24099, 162.

- von Lützw, M., Kögel-Knabner, I., Ekschmitt, K., Flessa, H., Guggenberger, G., Matzner, E., Marschner, B. 2007. SOM fractionation methods: relevance to functional pools and to stabilization mechanisms. *Soil Biology and Biochemistry*, 39(9):2183-2207.
- Xiao, Q., Zhu, L.X., Shen, Y.F., Li, S.Q. 2016. Sensitivity of soil water retention and availability to biochar addition in rainfed semi-arid farmland during a three-year field experiment. *Field Crops Research*, 196:284-293.
- Wang, T., Camps-Arbestain, M., Hedley, M., Bishop, P. 2012. Chemical and bioassay characterisation of nitrogen availability in biochar produced from dairy manure and biosolids. *Org. Geochem.* 51, 45–54.
- Warnock, D.D., Lehmann, J., Kuyper, T.W., Rillig, M.C., 2007. Mycorrhizal responses to biochar in soil—concepts and mechanisms. *Plant and soil*, 300(1-2), 9-20.
- Weyers, S.L., Liesch, A.M., Gaskin, J.W., Das, K.C. 2009. Earthworms Contribute to Increased Turnover in Biochar Amended Soils [abstract][CD-ROM]. ASA-CSSA-SSSA Annual Meeting Abstracts. ASA-CSSA-SSSA Annual Meeting. Nov. 1-5, 2009, Pittsburgh, PA.
- Winsley, P. 2007. Biochar and Bionenergy Production for Climate Change. *New Zealand Science Review* 64 (1): 1-10.
- Zackrisson, O., Nilsson, M.C. Wardle, D.A., 1996. Key ecological function of charcoal from wildfires in the Boreal forest. *Oikos*: 77, 10-19.
- Zhang, Q.Z., Dijkstra, F.A., Liu, X.R., Wang, Y.D., Huang, J., Lu, N. 2014. Effects of biochar on soil microbial biomass after four years of consecutive application in the north China plain. *PloS one*, 9(7), e102062.
- Zhang, Q., Du, Z., Lou, Y., He, X. 2015. A one-year short-term biochar application improved carbon accumulation in large macroaggregate fractions. *Catena*, 127:26-31.
- Zhao, L., Zheng, W., Mašek, O., Chen, X., Gu, B., Sharma, B. K., Cao, X. 2017. Roles of phosphoric acid in biochar formation: synchronously improving carbon retention and sorption capacity. *Journal of environmental quality*, 46(2), 393-401.
- Zimmerman, A.R., Gao, B., Ahn, M.Y. 2011. Positive and negative carbon mineralization priming effects among a variety of biochar-amended soils. *Soil Biology and Bioch.*, 43(6), 1169-1179.