



Derleme (Review)

Cilt 3 - Sayı 4: 329-339 / Ekim 2020
(Volume 3 - Issue 4: 329-339 / October 2020)

BİTKİLERDE KURŞUN TOKSİSİTESİ VE KURŞUN TOLERANSI

Ali DOĞRU^{1*}

¹Sakarya Üniversitesi, Fen Edebiyat Fakültesi, Biyoloji Bölümü, Esentepe Kampüsü, 54187, Sakarya, Türkiye

Gönderi: 15 Ocak 2020; **Kabul:** 01 Eylül 2020; **Yayınlanma:** 01 Ekim 2020

(Received: January 15, 2020; **Accepted:** September 01, 2020; **Published:** October 01, 2020)

Özet

Doğada kalıcı ve toksik bir kirletici olarak kurşunun canlı organizmalar için bilinen biyolojik bir fonksiyonu olmadığı gibi yüksek kurşun konsantrasyonları bitkiler için zararlıdır. Bitkiler tarafından kök yoluyla alınan kurşunun büyük kısmı köklerde tutulurken çok az bir kısmı bitkinin toprak üstü organlarına taşınır. Böylece kurşunun besin zincirine katılması kısıtlanmış olur. Kurşun bitkilerde aktif oksijen türlerinin birikim hızını artırarak oksidatif strese neden olmaktadır. Sonuçta tohum çimlenmesi, fide büyümesi, proteinler, fotosentez, solunum, mineral madde beslenmesi ve su ilişkileri üzerinde olumsuz etkilere neden olur. Bitkiler kurşunun dokularındaki dağılımını engelleyerek, özellikle vakuollerde depo ederek ve antioksidant sistemin çeşitli bileşenleri ile kurşun toksisitesine karşı tolerans göstermeye çalışır. Bu çalışmada kurşun toksisitesinin bitkilerde neden olduğu metabolik bozukluklar ve tolerans mekanizmaları tartışılmıştır.

Anahtar kelimeler: Antioksidant, Kurşun, Pb, Toksikite, Tolerans


Lead Toxicity and Lead Tolerance in Plants

Abstract: As a persistent and toxic pollutant in nature, lead does not have any known biological importance for living things and higher lead concentrations are harmful for plants. Lead enters plants mainly through the roots. A considerable amount of lead is sequestered in the roots while small amount is translocated to the leaves. Thus contamination of the food chain by lead is restricted. Lead causes oxidative stress in plants by accelerating the formation rate of active oxygen species. As a result, it leads to some noxious effects on plants such as germination, seedling growth, proteins, photosynthesis, respiration, mineral nutrition and water relations. Plants try to acquire tolerance by preventing translocation of lead, sequestering it in vacuoles and antioxidant system. In this study, metabolic anomalies caused by lead toxicity and tolerance mechanisms in plants are discussed.

Keywords: Antioxidant, Lead, Pb, Toxicity, Tolerance

***Corresponding author:** Sakarya Üniversitesi, Fen Edebiyat Fakültesi, Biyoloji Bölümü, Esentepe Kampüsü, 54187, Sakarya, Türkiye

E mail: adogru@sakarya.edu.tr (A. DOĞRU)

Ali DOĞRU  <https://orcid.org/0000-0003-0060-4691>

Cite as: Doğru A. 2020. Lead toxicity and lead tolerance in plants. BSJ Agri, 3(4): 329-339.

1. Giriş

Bitkiler konsantrasyonu, tipi ve toksik etkileri farklı olan çok çeşitli kirletici maddelere maruz kalabilmektedir. Bu tip kirleticiler bitkisel sistemlere toprak ve atmosfer yoluyla girmektedir (Arshad ve ark., 2008; Uzu ve ark., 2010; Afify ve Abdel-Satar, 2020). Bitkileri etkileyen kirleticiler arasında bulunan kurşun elementi diğerlerine göre bitkilerin en çok karşılaştıkları ve toksisitesi en fazla olanıdır (Checci ve ark., 2008; Grover ve ark., 2010; Shadid ve ark., 2011). Kurşun birçok endüstriyel proseste yaygın olarak kullanılmakta ve bu nedenle toprak, su atmosfer ve canlı organizmalara kolayca kontamine olmaktadır. Çevresel kurşun kontaminasyonunun önemi bu elementin birçok kaynağının bulunmasından ve doğada çok uzun süre varlığını sürdürmesinden kaynaklanmaktadır (Islam ve ark., 2008; Andra ve ark., 2009; Punamiya ve ark., 2010). Bu kaynaklar arasında metal döküm faaliyetleri, kurşun içeren yakıtların kullanılması, kurşun kontaminasyonuna neden olan lağım suları ve gübreler sayılabilir (Piotrowska ve ark., 2009; Gupta ve ark., 2009; Sammut ve ark., 2010; Steffan ve ark., 2018).

İnsanlık için faydalı kullanım alanlarına sahip olmasına rağmen kurşunun canlı organizmalar için bilinen bir biyolojik fonksiyonu yoktur (Maestri ve ark., 2010). Kurşun ayrıca doğada bulunma yoğunluğu, toksisite derecesi ve canlıların maruz kalma sıklığına göre arsenikten sonra en zararlı faktör olarak tanımlanmaktadır. Bu nedenle kurşunun kontamine olmuş alanlardan bitkilere taşınması geniş ölçüde çalışılmaktadır.

Kurşunun canlı organizmalarda morfolojik, fizyolojik ve biyokimyasal anlamda birçok değişime neden olarak toksik etkisini gösterdiği bilinmektedir. Kurşun elementi bitkilerde tohum çimlenmesini, kök büyümesini, gövde gelişimini, transpirasyonu, klorofil sentezini, kloroplastların lamellar organizasyonunu ve hücre bölünmesini inhibe etmektedir (Sharma ve Dubey, 2005; Krzeslowska ve ark., 2009; Gupta ve ark., 2010; Maestri ve ark., 2010; Doğru, 2019). Ancak bu etkilerin derecesi maruz kalınan kurşun konsantrasyonuna, maruz kalma süresine, bitkinin gelişim evresine ve kurşuna maruz kalan organ tipine göre değişmektedir (Doğru, 2020). Bitkiler toksik metal konsantrasyonlarına farklı şekilde cevaplar geliştirmişlerdir. Örneğin seçici metal alınımı, metallerin boşaltımı, metallerin spesifik ligandlarla kompleksleştirilmesi ve kompartımantasyonu internal detoksifikasyon mekanizmaları bu cevaplar arasındadır (Gupta ve ark., 2009; Krzeslowska ve ark., 2010; Maestri ve ark., 2010; Singh ve ark., 2010; Jiang ve Liu, 2010).

Bitkilerin kurşun toksisitesine verdikleri çeşitli cevaplar çevresel kalite değerlendirmeleri bakımından bir kriter olarak kullanılmaktadır. Ancak ekotoksikolojik araştırmalar için uygun kriterlerin geliştirilmesi için bitkilerdeki kurşun alınımı, taşınımı ve toksisitesi ile ilgili mekanizmaların iyi anlaşılması gerekmektedir. Bu durum özellikle kontamine olmuş topraklarda yetiştirilecek bitki

türlerinin seçimi bakımından önemlidir. Örneğin *Umbellifera*, *Liliaceae*, *Chenopodiaceae* ve *Compositae* familyalarına ait bitki türleri ile karşılaştırıldığında kurşunla kontamine olmuş topraklarda baklagillerin yetiştirilmesi daha uygun görülmektedir. Çünkü baklagillerde kurşun elementinin alınımı doğal olarak sınırlandırılmış durumdadır (Alexander ve ark., 2006; Martinez ve ark., 2020).

Tarımsal bitkilerde kurşun alınımının sınırlandırılması aynı zamanda kurşun elementinin besin zincirine katılma riskini de azaltmaktadır. Ancak fitoekstraksiyon işlemi için fazla miktarda kurşunu yapılarına alan ve temel fizyolojik fonksiyonları bakımından zarar görmeyen bitki türleri gerekmektedir (Arshad ve ark., 2008; Zaier ve ark., 2010). Örneğin *Pelargonium* ve *Brassica napus* kurşun hiperakümülatörleri olarak karakterize edilmiştir ve kontamine olmuş topraklardan aşırı miktarda kurşunu dokularında biriktirmelerine rağmen morfofitotoksikite semptomları göstermezler (Arshad ve ark., 2008; Zaier ve ark., 2010). Bu bitkiler kurşun toksisitesi etkilerini azaltan etkili doğal detoksifikasyon mekanizmalarına sahiptir. Bu çalışmada bitkilerde kurşun alınımı, birikimi, taşınımı, toksisitesi ve kurşun toleransı arasındaki etkileşimler ele alınmıştır.

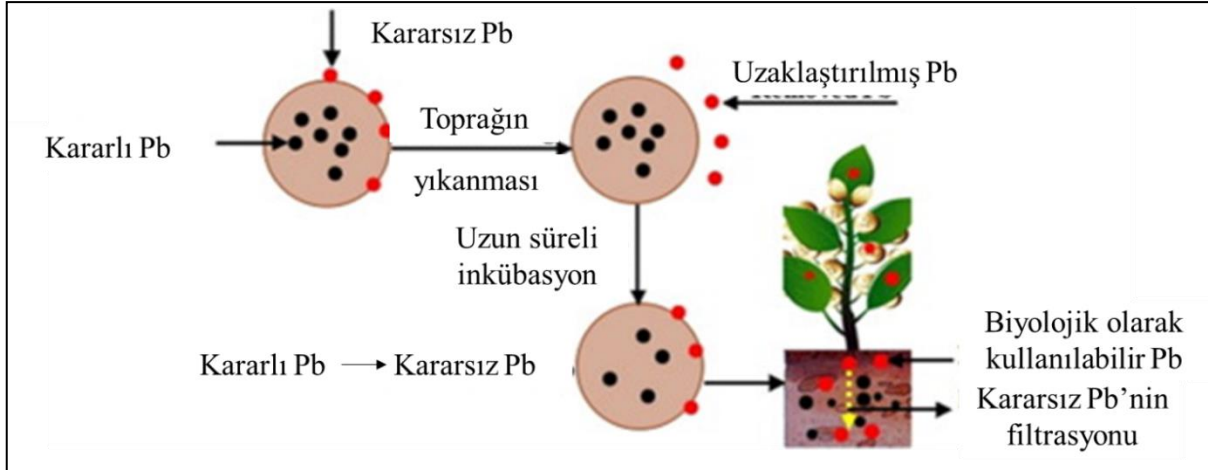
2. Kurşunun Topraklarda Tutulması, Mobilitesi ve Biyoyararlanımı

Kurşun yer kabuğunda doğal olarak bulunan bir elementtir ve miktarı yaklaşık 50 mg/kg'dir (Arias ve ark., 2010; Pais ve Jones, 2000). Ancak antropojenik aktiviteler toprakta bulunan kurşun bileşiklerinin miktarını ve tiplerini değiştirmektedir. Kurşun toprakta HCO_3^- , CO_3^{2-} , SO_4^{2-} ve Cl^- gibi inorganik iyonlarla veya humik asit, amino asitler ve fulvik asitler gibi organik ligandlarla bağlanmış olarak bulunabileceği gibi partikül yüzeylerinde adsorbe edilmiş olarak da bulunabilir (Uzu ve ark., 2009; Tabelin and Igarashi, 2009; Sammut ve ark., 2010; Vega ve ark., 2010).

Antropojenik kaynaklı kurşun genellikle toprak yüzeyinde birikim gösterir ve konsantrasyonu derinliğe bağlı olarak azalır (Cecchi ve ark., 2008). Organik ve koloidal materyallere bağlanma yeteneğinin çok yüksek olmasından dolayı kurşunun çok az bir kısmı toprakta çözünür olarak bulunmaktadır (Kopittke ve ark., 2008; Punamiya ve ark., 2010). Ancak kurşun bileşiklerinin topraktaki tipi, mobilitesi, çözünürlüğü ve biyoyararlanım derecesi birçok jeobiyokimyasal faktöre bağlı olarak değişim göstermektedir (Punamiya ve ark., 2010) (Şekil 1).

Toprağın pH değeri, redoks durumu, katyon değişim kapasitesi, mineralizasyonu, biyolojik ve mikrobiyal koşullar, kurşun miktarı, organik ve inorganik ligandların varlığı ve miktarı, katyonlar arasındaki rekabet ve bitki türü bu faktörler arasındadır (Lawal ve ark., 2010; Tabellin ve Igarashi, 2009; Vega ve ark., 2010; Dumat ve ark., 2006; Arias ve ark., 2010; Bi ve ark., 2010; Padmavathamma ve Li, 2010; Komjarova ve Blust, 2009;

Liu ve ark., 2010). Bu faktörler tek tek veya birbirleriyle etkileşime girerek topraktaki kurşunun davranışlarını ve bitkiler tarafından alınımını etkilemektedir.



Şekil 1. Kurşunun topraklarda bulunuşu ve biyolojik olarak kullanılabilirliği (Chen ve ark., 2016).

3. Kurşunun Bitkiler Tarafından Alınımı

Endüstriyel faaliyetlerin yoğun olarak sürdürüldüğü bölgelere yakın konumda bulunan alanlarda kültüre alınmış bitkiler için geçerli olan özel koşullar dışında, metallerin bitki dokularında birikim göstermesine neden olan temel mekanizma köklerle gerçekleştirilen alınımıdır (Uzu ve ark., 2009). Toprakta bulunan kurşunun bir kısmı kök yüzeylerine adsorbe olur ve daha sonra ya müsilaj yapısındaki uronik asitlerdeki karboksil gruplarına ya da rizoderm hücrelerinin yüzeylerinde bulunan polisakkaritlere direkt olarak bağlanır (Seregin ve Ivanov, 2001). *Vigna unguiculata*, *Festuca rubra*, *Brassica juncea*, *Lactuca sativa* ve *Funaria hygrometrica* gibi bitkilerde kurşunun kök yüzeylerine adsorbe olduğu rapor edilmiştir (Kopittke ve ark., 2007; Ginn ve ark., 2008; Meyers ve ark., 2008; Uzu ve ark., 2009; Krzeslowska ve ark., 2010). Rizoderm hücre yüzeylerine adsorbsiyon gerçekleştikten sonra kurşun pasif olarak köke girer ve transpirasyon akımı ile toprak üstü organlara taşınır. Ancak kurşunun kök boyunca gözlenen adsorbsiyon hızı farklı bölgelerde eşit değildir (Tung ve Temple, 1996; Seregin ve ark., 2004). Örneğin kök uçlarında belirlenen kurşun miktarı maksimum seviyededir. Çünkü kökün bu bölgesinde bulunan hücreler, kalpitra hücreleri hariç, gençtir ve ince çeperele sahiptir. Bu da alınan kurşun miktarının kökün diğer bölgelerine göre daha fazla olmasına neden olur (Tung ve Temple, 1996; Seregin ve ark., 2004). Ayrıca kökün apikal bölgesindeki pH değeri minimum değerdedir ve böylece toprak çözeltisindeki kurşunun çözünürlüğü artar.

Kurşunun köklere nasıl girdiği konusunda moleküler seviyede yeterli bilgi yoktur. Ancak kurşunun köklere özellikle katyon kanallarını kullanarak girdiği belirlenmiştir. Bitki kökleri tarafından kurşun alınımı seçici olmayan bir süreç olmasına rağmen, rizoderm hücrelerinde kuvvetli bir negatif membran potansiyeli sağlayan H⁺-ATPaz pompalarının fonksiyonuna bağlı olduğu bildirilmiştir (Hirsch ve ark., 1998; Wang ve ark.,

2007). Köklerle gerçekleşen kurşun alınımının kalsiyum iyonları tarafından inhibe edildiği ve bunun kalsiyum kanalları için iki katyon arasındaki rekabetten kaynaklandığı belirlenmiştir (Kim ve ark., 2002; Huang ve Cunningham, 1996). Birçok araştırmacı kalsiyum kanallarının kurşun iyonlarının köklere girmesi için gerekli olduğunu bildirmiştir (Wang ve ark., 2007; Pourrut ve ark., 2008). Transgenik bitkilerin kullanımı ile kurşunun bitki köklerine siklik nükleotid iyon kanalları veya düşük afiniteli katyon taşıyıcıları gibi seçici olmayan alternatif mekanizmalarla alınabileceği ortaya çıkarılmıştır (Arazi ve ark., 1999; Kohler ve ark., 1999; Wojas ve ark., 2007).

Kurşunun tarımsal bitkilerde toprak üstü organlara alınım ve taşınımının sınırlandırılmasının, kurşunun besin zincirine girişinin engellenmesi bakımından faydalı olduğu düşünülmektedir. Ancak kurşunla kontamine olmuş toprakların fitoremediasyonu için kullanılan bitkilerde bu durum büyük bir problemdir. Bu amaçla kullanılacak olan bitkilerin kurşun alınımının ve bunun toprak üstü organlarda birikiminin yüksek oranda gerçekleşmesi ve bitkideki toksisite belirtilerinin minimum seviyede olması gerekmektedir. Topraktan bitkilere pantere olan kurşunun miktarı "transfer faktörü" ile belirlenebilir. Bu faktör bitki dokularındaki kurşun miktarının toprakta bulunan kurşun miktarına oranlanması ile belirlenebilir (Arshad ve ark., 2008; Bi ve ark., 2010; Liu ve ark., 2010). Transfer faktörü hem farklı bitki türlerine hem de toprağın fiziksel ve kimyasal özelliklerine bağlı olarak değişiklik göstermektedir. Genel olarak transfer faktörü 1'den büyük olan bitkiler hiperakümülatör bitki olarak tanımlanmaktadır (Arshad ve ark., 2008).

4. Bitkilerde Kurşun Birikimi

Kurşun bitkilerde kök sistemine pantere olduktan sonra ya bu bölgede birikim göstermekte ya da bitkinin toprak üstü organlarına taşınmaktadır. Ancak *Vicia faba*,

Phaseolus vulgaris, *Pisum sativum*, *Vigna unguiculata*, *Nicotiana tabacum*, *Lathyrus sativus*, *Zea mays*, *Avicenna marina*, *Sedum alfredii*, *Allium sativum* gibi birçok bitki türünde kurşunun yaklaşık %95'i köklerde birikim gösterirken çok az bir kısmı toprak üstü organlara taşınmaktadır (Shadid ve ark., 2011; Kopittke ve ark., 2007; Gichner ve ark., 2008; Brunet ve ark., 2009; Gupta ve ark., 2009; Yan ve ark., 2010; Gupta ve ark., 2010; Jiang ve Liu, 2010; Doğru, 2019). Ancak bu taşınım sınırlaması tüm ağır metaller için geçerli değildir.

Kurşun köklere girdiği zaman apoplasta geçer ve su akımı ile endodermise kadar gider (Lane ve Martin, 1977). Kurşunun bitkilerde köklerden toprak üstü organlara taşınımının sınırlandırılmasına neden olan birçok sebep vardır. Kurşunun hücre çeperindeki negatif yüklü pektinlerle immobilizasyonu, hücreler arası alanlarda çözünmez kurşun tuzları olarak presipitasyonu, plazma membranında akümülyasyonu ve rizodermal veya kortikal hücrelerin vakuollerinde tecrit edilmesi bu nedenler arasında sayılabilir (Arias ve ark., 2010; Malecka ve ark., 2008; Jiang ve Liu, 2010; Kopittke ve ark., 2007). Ancak bu nedenler kurşunun köklerden gövdeye taşınım hızının düşük olmasını açıklamakta yetersiz kalmaktadır. Köklerde fiziksel bir bariyer oluşturan endodermis bu konuda önemli bir role sahiptir. Köklerde apoplastik olarak gerçekleşen kurşun taşınımı endodermisteki kaspari şeridi tarafından bloke edilir ve bu noktadan sonra simplastik olarak taşınmak zorundadır. Kurşunun büyük kısmı endodermis hücrelerinde tutulur ve bitkinin sahip olduğu detoksifikasyon sistemi ile etkisiz hale getirilir (Doğru, 2019).

Brassica pekinensis ve *Pelargonium* gibi birçok hiperakümülatör bitki türü yüksek miktarda kurşunu toprak üstü organlara taşır ve bundan metabolik olarak zarar görmez (Xiong ve ark., 2006; Arshad ve ark., 2008). Bazı spesifik hiperakümülatör bitki türlerinin dokularındaki kurşun konsantrasyonu 1000 ppm'e kadar ulaşabilir (Maestri ve ark., 2010). Aslında bu bitki türleri köklerinden toprağa bazı maddeler salgılayarak metallerin çözünmesini sağlar ve bu da metallerin hem bitki kökleri ile alınımını hem de taşınımını artırmaktadır (Arshad ve ark., 2008). Ayrıca bu tip bitkiler seçici metal alınımı, salgılama, spesifik ligandlarla kompleksleştirme ve kompartımantasyon gibi detoksifikasyon mekanizmalarına sahiptir ve bu yüzden yüksek kurşun konsantrasyonlarını tolere edebilir.

Bunlara ek olarak, kurşunun toprak üstü organlara taşınımı etilendiamintetraasetik asit (EDTA) gibi organik şelatörler ve bazı bakteri türleri ile hızlandırılabilir (Baruttia ve ark., 2010; Punamiya ve ark., 2010). Otuz farklı *Brassica pekinensis* genotipi ile yapılan bir çalışmada topraktaki yüksek kurşun konsantrasyonlarının, kurşunun toprak üstü organlara taşınım yüzdesini artırdığı ortaya çıkarılmıştır (Liu ve ark., 2010). Yüksek kurşun konsantrasyonlarının köklerdeki endodermis tabakasında bulunan kaspari şeridini de parçaladığı bilinmektedir.

Metallerin köklerden gövdeye taşınımı ksileme

gerçekleşir ve transpirasyon akımını gerektirir (Verbruggen ve ark., 2009; Liao ve ark., 2006). Gövdenin merkezi silindirine ulaşan kuşun buradan yine apoplastik olarak taşınır ve iletim demetleri ile yapraklara ulaşır (Krzyszewska ve ark., 2010). Kurşun ksileme girdikten sonra bazı organik asitlerle veya amino asitlerle kompleksler oluşturabilir (Vadas ve Ahner, 2009; Maestri ve ark., 2010).

5. Kurşunun Bitkiler Üzerindeki Genel Etkileri

5.1. Çimlenme ve Büyüme Üzerindeki Etkileri

Bitkiler mikromolar seviyesinde bile kurşuna maruz kaldıklarında tohum çimlenmesi ve büyüme üzerindeki olumsuz etkileri gözlenebilmektedir (Kopittke ve ark., 2007). Çimlenme olayının çok düşük kurşun konsantrasyonlarında bile inhibe olduğu bildirilmiştir (Tomulescu ve ark., 2004; Islam ve ark., 2007). Kurşun toksisitesinin tohum çimlenmesi üzerindeki inhibe edici etkisi *Hordeum vulgare*, *Elsholtzia argyi*, *Spartina alterniflora*, *Pinus halepensis*, *Oryza sativa* ve *Zea mays*' da rapor edilmiştir (Tomulescu ve ark., 2004; Islam ve ark., 2007; Sengar ve ark., 2009; Zhang ve ark., 2018). Kurşunun tohum çimlenmesi üzerindeki inhibe edici etkisinin, kurşunun amilaz ve proteaz enzimleri üzerindeki olumsuz etkilerinden kaynaklandığı belirtilmiştir (Sengar ve ark., 2009).

Kurşun toksisitesi bitkilerde fide büyümesini ve gelişmesini de belli oranda inhibe etmektedir (Dey ve ark., 2007; Gopal ve Rizvi, 2008; Ghani ve ark., 2016). Kurşun düşük konsantrasyonlarda bile bitkilerde kök ve gövde büyümesini inhibe etmektedir (Islam ve ark., 2007). Bu inhibisyonun özellikle köklerde çok daha belirgin olduğu belirlenmiş bunun nedeni olarak da köklerdeki yüksek kurşun birikimi gösterilmiştir (Liu ve ark., 2008). Kurşun toksisitesi bitki köklerinde şişme, kıvrılma, kılma ve birim kök uzunluğu başına daha yoğun sekonder kök oluşumuna da neden olmaktadır (Kopittke ve ark., 2007). Jiang ve Liu (2010) 48-72 saat kurşun toksisitesine maruz bırakılmış *Allium cepa* köklerindeki mitokondrilerde şişme, kristallerin kaybolması, endoplazmik retikulum ve diktiyozomlarda vakuolizasyon, plazma membranında fiziksel hasarlar ve nukleusda renk koyulaşması gibi semptomların ortaya çıktığını rapor etmiştir.

Yüksek kurşun konsantrasyonları aynı zamanda bitkilerde biyokütleyi de olumsuz yönde etkilemektedir (Gopal ve Rizvi, 2008; Piotrowska ve ark., 2009; Singh ve ark., 2010). Şiddetli kurşun toksisitesi altında hem bitkilerde yaprak sayısı ve boyutları azalmakta, hem de morumsu renge sahip olan daha kırılğan yapraklar oluşmaktadır (Gupta ve ark., 2009). Kurşun toksisitesi altındaki bitkilerde büyüme hızında gözlenen azalmanın nedeni olarak mineral madde beslenmesinin bozulması ve fotosentetik aktivitenin yavaşlaması olduğu rapor edilmiştir (Gopal ve Rizvi, 2008; Islam ve ark., 2008). Birçok durumda kurşun toksisitesinin bitkiler üzerindeki

olumsuz etkisi zamana, türe ve konsantrasyona bağlıdır (Gupta ve ark., 2010).

5.2. Proteinler Üzerindeki Etkileri

Diğer ağır metaller gibi kurşun da sitoplazmik proteinlerle etkileşime girebilmektedir. Kurşun toksisitesinin bitki hücrelerindeki protein havuzunun boyutlarını azalttığı bilinmektedir (Chatterje ve ark., 2004; Mishra ve ark., 2006; Garcia ve ark., 2006; Piotrowska ve ark., 2009). Kurşunun protein miktarında meydana getirdiği bu değişikliklerin sebepleri arasında aktif oksijen türlerinin oluşumuna neden olması, gen ekspresyonunda neden olduğu modifikasyonlar, ribonükleaz aktivitesinin artması, proteinlerin kurşun detoksifikasyonu için kullanılması ve serbest amino asit miktarının azalmasıdır (Gupta ve ark., 2009; Kovalchuk ve ark., 2005; Gopal ve Rizvi, 2008). Ancak kurşun toksisitesi koşullarında bitki hücrelerinde kurşun toksisitesine tolerans konusunda önemli rol oynayan prolin gibi amino asitlerin miktarı artmaktadır (Qureshi ve ark., 2007). Mishra ve ark. (2006) ise düşük kurşun konsantrasyonlarının bitki hücrelerindeki toplam protein miktarını artırdığını ve özellikle redoks regülasyonu ile ilgili olan proteinlerin birikiminin kurşun toksisitesine karşı hücre yapısını koruduğunu belirtmiştir. Ayrıca bu proteinlerin bitki hücrelerinde kurşun toksisitesine karşı askorbik asit, glutatyon ve fitoşelatinlere benzer bir koruma mekanizmasının parçası olabileceği bildirilmiştir (Brunet ve ark., 2009; Liu ve ark., 2009; Yadav, 2010; Jiang ve Liu, 2010). Kantitatif değişimlere ek olarak kurşun toksisitesi protein profilinde kalitatif değişimlere de yol açmaktadır (Beltagi, 2005).

5.3. Su Miktarı Üzerindeki Etkileri

Kurşun uygulamasından sonra bitkilerde su ilişkilerinin bozulması konusunda birçok çalışma yapılmıştır (Brunet ve ark., 2009; Kohli ve ark., 2018). Patra ve ark. (2004) kurşun toksisitesinin bitkilerde hem su miktarını hem de transpirasyon hızını azalttığını rapor etmiştir. Elzbieta ve Mirosława (2005) de transpirasyon hızında meydana gelen azalmanın, yaprak büyümesinin yavaşlaması sonucunda yaprak alanında meydana gelen azalmadan kaynaklandığını rapor etmiştir. Ancak stoma yoğunluğu yüksek olan bazı bitki türlerinin kendilerini kurşun toksisitesinin bu tip etkilerinden koruyabildiği bilinmektedir (Kosobrukhov ve ark., 2004). Kurşun bitki hücrelerinde çeper plastisitesini azaltarak hücrenin turgor durumunu değiştirebilmektedir. Şekerler ve amino asitler gibi hücre turgorundan sorumlu olan bileşiklerin konsantrasyonlarında meydana gelen azalma kurşun toksisitesinin turgor basıncı üzerindeki etkisinin bir kanıtı olarak görülmektedir (Barcelo ve Poschenrieder, 1990). Özellikle stoma bekçi hücrelerinin turgor basıncında meydana gelen değişim stoma hareketlerini etkiler. Bitkiler hücrelerinin turgor basıncını korumak için kurşun toksisitesi koşullarında prolin gibi ozmolitleri sentezler (Qureshi ve ark., 2007). Stoma hareketleri bitkisel bir hormon olan absisik asit tarafından kontrol edilir (Roelfsema ve Hedrich, 2005). Kurşun toksisitesine maruz kalan hücrelerin köklerinde ve toprak üstü

organlarında yoğun bir absisik asit birikimi ve stomaların kapanması söz konusudur (Parys ve ark., 1998; Atici ve ark., 2005). Stomaların kapanması da hem transpirasyon hızının azalmasına hem de bitki ile atmosfer arasındaki gaz değişiminin sınırlandırılmasına yol açar (Parys ve ark., 1998). Elzbieta ve Mirosława (2005) kurşun toksisitesine maruz bırakılan bitkilerde kütikula tabakasının kalınlaştığını ve yaprakların solunum hızının azaldığını bildirmiştir. Ayrıca kurşun toksisitesi sonucunda oksidatif fosforilasyon ve solunum olayında meydana gelen aksaklıklar sonucu bitkilerde oksijen ve karbondioksit arasındaki denge bozulmakta ve hücrelerin su durumu olumsuz etkilenmektedir.

5.4. Mineral Beslenme Üzerindeki Etkileri

Yapılan birçok araştırma kurşun toksisitesinin farklı bitki türlerinde mineral madde beslenmesini belirgin şekilde etkilediğini göstermiştir (Chatterjee ve ark., 2004; Sharma and Dubey, 2005; Gopal ve Rizvi, 2008; Orenes, 2018). *Zea mays*, *Oryza sativa*, *Medicago sativa*, *Brassica oleraceae*, *Vigna unguiculata* ve *Raphanus sativus*'da yapılan çalışmalar, kurşun toksisitesinin bitki dokularındaki çinko, mangan, magnezyum, kalsiyum ve demir gibi divalent katyonların miktarını azalttığını göstermiştir (Seregin ve ark., 2004; Chatterjee ve ark., 2004; Sinha ve ark., 2006; Lopez ve ark., 2007; Kopittke ve ark., 2007; Gopal and Rizvi, 2008). Bu azalmanın kesin nedeni bilinmemekle birlikte, kök absorpsiyonunun bloke edilmesi, bu elementlerin köklerden toprak üstü organlara taşınımının engellenmesi veya bitki dokuları arasındaki dağılımının değişmesi gibi sebeplerden kaynaklanabileceği ileri sürülmüştür (Lopez ve ark., 2007).

Kurşun toksisitesi altındaki bitkilerde mineral madde alınımındaki azalmanın kurşunla benzer atomik boyuta sahip olan diğer iyonlar arasındaki rekabetten veya bitkilerin fizyolojik aktivitesindeki değişimlerden kaynaklanabileceği belirtilmiştir. Örneğin Sharma ve Dubey (2005) kurşun ve potasyum arasındaki etkileşimin her iki elementin benzer iyon çapına sahip olmasından kaynaklanabileceğini ve bu iyonların bitki hücrelerine alım bakımından aynı potasyum kanalları için rekabete girebileceklerini rapor etmişlerdir. Benzer şekilde kurşunun hücre membranlarındaki K-ATPaz ve membran proteinlerindeki sülfidril gruplarını etkileyerek hücrelerin potasyum kaybetmesine yol açtığı da bildirilmiştir. Tüm bitki kısımlarındaki inorganik azot konsantrasyonundaki azalma, nitrat asimilasyon sürecindeki hız sınırlayıcı enzim olan nitrat redüktaz aktivitesindeki azalmadan kaynaklanabilir (Xiong ve ark., 2006; Sengar ve ark., 2009). Xiong ve ark. (2006) Brassica pekinensis'de kurşun uygulamalarının gövdedeki nitrat ve serbest amino asit miktarı ile nitrat redüktaz aktivitesini belirgin derecede azalttığını ortaya çıkarmıştır.

5.5. Fotosentez Üzerindeki Etkileri

Kurşun toksisitesi altındaki bitkilerde fotosentetik aktivitenin inhibe edildiği bilinmektedir (Hu ve ark., 2007; Liu ve ark., 2008; Piotrowska ve ark., 2009; Singh

ve ark., 2010; Doğru, 2019). Kurşun toksisitesinin bu inhibe edici etkisinin direkt değil dolaylı mekanizmalarla ortaya çıktığı ileri sürülmüştür. Örneğin kurşun toksisitesi bitkilerde kloroplast yapısının bozulmasına neden olabilmektedir (Elzbieta ve Miroslawa, 2005; Islam ve ark., 2007). Gupta ve ark. (2009) kurşun toksisitesinin ferrodoksin NADP+ redüktaz ve Δ -aminolevülinik asit dehidrataz aktivitesini azalttığını ve sonuçta klorofil sentezinin inhibe edildiğini bildirmiştir. Bunun dışında kurşun toksisitesi bitkilerde plastokinon ve karotenoid sentezinin inhibisyonu, elektron taşınım sisteminin inhibisyonu, stomaların kapanması sonucunda CO₂ alınımının kısıtlanması, mangan ve demir gibi elementlerin alınımının engellenmesi, bazı Calvin döngüsü enzimlerinin ve klorofilaz aktivitesinin inhibisyonu gibi etkilere sahiptir (Liu ve ark., 2008; Doğru, 2019; Romanowska, 2006, Gopal ve Rizvi, 2008; Liu ve ark., 2008). Ancak bu tip etkiler kurşun toksisitesine maruz kalan bitki türüne göre değişmektedir. Genel olarak klorofil b molekülü kurşuna klorofil a molekülüne göre daha duyarlıdır (Xiong ve ark., 2006).

5.6. Solunum Üzerindeki Etkileri

Fotosentetik bitkiler kurşun toksisitesine maruz kaldıkları zaman hem solunum reaksiyonları hem de ATP miktarı olumsuz etkilenmektedir (Alamri ve ark., 2018). Ancak kurşun toksisitesinin solunum aktivitesi üzerindeki etkileri fotosentez kadar ayrıntılı çalışılmamıştır (Seregin ve Ivanov, 2001). Benzer şekilde kurşun toksisitesi ile solunum arasındaki etkileşimler de köklerden çok yapraklarda araştırılmıştır. Kurşunun C3 bitkilerinde CO₂ asimilasyonunu kontrol eden rubiloz 1,5 bisfosfat karboksilaz/oksijenaz enziminin sadece karboksilasyon aktivitesini inhibe ettiği bildirilmiştir (Assche ve Clijsters, 1990). Bu sonuç bitkilerde fotorespirasyon olayının kurşun toksisitesinden etkilenmeksizin fotosentetik aktivitenin inhibe edildiğini göstermektedir. Parys ve ark. (1998), *Pisum sativum* yapraklarındaki CO₂ konsantrasyonunun, kurşun uygulamaları sonucunda muhtemelen fotosentetik aktivitenin azalıp solunum aktivitesinin artmasından dolayı artış gösterdiğini rapor etmiştir. Romanowska ve ark. (2002) kurşun toksisitesinin sadece mitokondriyal solunum reaksiyonlarını inhibe ettiğini ancak fotorespirasyonu etkilemediğini ileri sürmüştür. *Pisum sativum* ve *Hordeum vulgare*'nin yaprak protoplastlarında yapılan bir çalışmada ise kurşun toksisitesinin mitokondriyal solunumu ve ATP üretim hızını artırdığı rapor edilmiştir (Romanowska ve ark., 2006). Bu sonuç muhtemelen kurşun toksisitesine verilen metabolik cevapların ATP'ye bağımlı olabileceğini göstermektedir.

Kurşun, çinko, kadmiyum, kobalt ve nikel gibi divalent katyonların mitokondriyal membranlara bağlanarak elektron taşınımını ve fosforilasyon olayını inhibe ettiği belirlenmiştir (Romanowska ve ark., 2006). Romanowska ve ark. (2002) 5 mM Pb(NO₃)₂ uygulanan bazı C3 ve C4 bitkilerinin yapraklarında solunum hızının %20-50 oranında arttığını gözlemlemiştir. Kurşun uygulanan

bezelye bitkilerinden izole edilen mitokondrilerde, kontrol bitkilerinin mitokondrileri ile karşılaştırıldığında glisin, süksinik asit ve malik asit gibi substratların daha fazla oksitlenmiş durumda bulunduğu da belirlenmiştir (Romanowska ve ark., 2002).

5.7. Genotoksik Etkileri

Kurşunun bitkilerdeki toksisitesi belirli oranda sahip olduğu antimitotik etkisinden kaynaklanmaktadır (Shadid ve ark., 2011; Lyu ve ark., 2020). Kurşunun *Allium cepa* kök hücrelerinde konsantrasyona bağlı olarak antimitotik etkiye sahip olduğu uzun süre önce Hammett (1928) tarafından ortaya çıkarılmış, daha sonra ise ayrıntılı bir şekilde açıklanmıştır (Patra ve ark., 2004). *Vicia faba* köklerinde kurşunun mitotik evreyi kısalttığı, interfazın ve hücre siklusunun uzamasına yol açtığı belirlenmiştir (Patra ve ark., 2004). Bitkilerde kurşun toksisitesinin ilk evresi kurşun iyonlarının hücrel membranlara ve çeperlere bağlanmasıdır. Böylece bu yapılar mekanik olarak daha katı bir hale dönüşür ve hücre bölünmesi belli oranda inhibe edilir. İkinci basamak ise mitoz için oldukça önemli olan mikrotübüllerin bozulmasıdır. Kurşun toksisitesi aynı zamanda hücre bölünmesinin G2 ve M evrelerini inhibe ederek anormal hücrelerin oluşumuna neden olur. Bu durum kurşun iyonlarının siklinler gibi hücre siklusu ile ilgili olan proteinlerle doğrudan veya dolaylı etkileşimlerinden kaynaklanmaktadır.

Antimitotik mekanizmanın tersine kurşunun genotoksik etkilere yol açtığı mekanizmalar oldukça komplekstir ve tam olarak anlaşılabilmiştir. Kurşunun düşük konsantrasyonlarda mitoz bölünme üzerinde belirgin bir etkisi yoktur. Ancak anafaz evresinde kromozomal köprülerin oluşumu (aberasyon), mayoz sırasında asentrik fragmentlerin kaybı, kromozomal fragmentasyon ve mikronukleus oluşumu gibi etkileri söz konusudur (Patra ve ark., 2004; Marcato ve ark., 2009; Barbosa ve ark., 2010). Kurşunun bitki hücrelerinde mikrotübül ağını bozarak kromozom aberasyonlarına yol açtığı sanılmaktadır. Yapılan in vitro araştırmalar kurşunun DNA zincirlerinde kırılmalara yol açtığını da ortaya çıkarmıştır (Rucinska ve ark., 2004; Gichner ve ark., 2008, Shadid ve ark., 2011). Malecka ve ark. (2008) kurşunun nükleusa girerek direkt olarak DNA'ya ya da dolaylı olarak proteinlere bağlandığını belirlemiştir. Kurşun iyonları DNA'ya bağlandıktan sonra DNA'nın onarım ve replikasyon mekanizmasını bozmaktadır.

5.8. Oksidatif Stres ve Lipid Peroksidasyonu Üzerine Etkileri

Bitki hücrelerinin kloroplastlarında normal hücrel metabolizmanın bir sonucu olarak moleküler oksijenin indirgenmesi ve pigmentlerin eksitasyonu sırasında çeşitli aktif oksijen türleri (AOT) meydana gelebilmektedir. Çeşitli çevresel stres faktörlerine maruz kalan bitkilerde süperoksit radikali, hidroksil radikali ve hidrojen peroksit gibi AOT'lerin oluşum hızında artış meydana gelmektedir. Aerobik canlıların hücrelerindeki AOT oluşumu oksidatif strese neden olmaktadır. Kurşun da dahil birçok ağır metal bitkilerde oksidatif strese yol

açabilmektedir (Pourrut ve ark., 2008; Yadav, 2010; Singh ve ark., 2010; Dias ve ark., 2019). Ancak oluşan oksidatif stresin boyutu bitki türüne, metal tipine, metal konsantrasyonuna ve maruz kalma süresine bağlı olarak değişmektedir. AOT'lerin oluşum hızı antioksidant sistemin kapasitesini aştığı zaman bu AOT'ler nükleik asitler, proteinler ve lipidler gibi çeşitli hücrel bileşenlerle reaksiyona girmeye başlamakta ve sonuçta onarılamaz metabolik hasarlar ve hatta hücre ölümleri meydana gelmektedir (Reddy ve ark., 2005; Hu ve ark., 2007; Yadav, 2010).

Kurşun farklı hücre membranlarının lipid kompozisyonunda önemli değişimlere yol açmaktadır (Liu ve ark., 2008; Singh ve ark., 2010). Polidoymamış yağ asitleri ve bunların esterleri AOT'lere karşı oldukça duyarlı moleküllerdir (Dey ve ark., 2007). AOT'ler doymamış yağ asiterinin yapısından bir hidrojen atomu çıkararak lipid radikallerinin ve reaktif aldehytlerin oluşumuna ve sonuçta hücrel membranların yapısında bozulmalara neden olmaktadır (Mishra ve ark., 2006). Malkowski ve ark. (2002) kurşunun mısır bitkilerinin hücre membranlarında lipid içeriğini değiştirdiğini ve hücrelerin potasyum kaybetmelerine yol açtığını rapor etmiştir. Kurşun toksisitesinin birçok bitki türünde lipid peroksidasyonunu indüklediği ve membranların doymamış yağ asidi içeriğini artırdığı belirlenmiştir (Singh ve ark., 2010).

Kurşun elementinin bitkiler üzerindeki etkileri Şekil 2'de özetlenmiştir:



Şekil 2. Kurşun elementinin bitkiler üzerindeki genel etkileri (Sharma ve Dubey, 2005).

6. Bitkilerde Kurşun Tolerans Mekanizmaları

6.1. Pasif Mekanizmalar

Az miktarda kurşun bile kök hücrelerinin membranlarına pantere olduğunda, kurşun çeşitli hücrel bileşenlerle etkileşime girerek çeperlerin kalınlığının artmasına yol açmaktadır (Krzeslowska ve ark., 2010). Pektin bitkilerde hücre çeperinin yapısal bileşenlerinden biridir. Pektinlerin yapısında bulunan karboksil grupları ile

kurşun arasında meydana gelen kompleksleşmenin bitkilerin kurşun toksisitesine tolerans geliştirmesini sağlayan en önemli etkileşim olduğu belirtilmiştir (Meyers ve ark., 2008; Jiang ve Liu, 2010).

6.2. İndüklenebilir Mekanizmalar

Yapılan birçok araştırma bitki hücrelerinde metal detoksifikasyonu konusunda önemli role sahip olan taşıyıcı proteinlerin varlığını ortaya çıkarmıştır (Meyers ve ark., 2008; Vadas ve Ahner, 2009; Maestri ve ark., 2010). Mayada ekspreslenen insan divalent metal taşıyıcısının (DMT1) bitkilerde pH değerine bağlı bir prosesle kurşun iyonlarını taşıdığı gösterilmiştir (Bressler ve ark., 2004). Benzer şekilde AtATM3 ve AtADPR12 gibi Arabidopsis bitkisinin ATP bağlayıcı bölgesindeki ATP bağlayıcı kaset (ABC) proteinlerinin kurşun toleransı ile ilgili olduğu da ortaya çıkarılmıştır (Kim ve ark., 2006; Cao ve ark., 2008). Liu ve ark. (2009) bu taşıyıcılara ait genlerin ekspresyonunun kurşunla stimüle edildiğini rapor etmiştir.

Bitkilerde hücrel tecrit ya da alıkoyma mekanizmasının ağır metal detoksifikasyonu ve homeostasisinin sağlanmasında oldukça önemli olduğu bilinmektedir (Maestri ve ark., 2010). Bu mekanizmaya göre kurşun iyonları bazı organik maddelere bağlandıktan sonra vakuol, diktiyozom ve endoplazmik retikulum vesikülleri gibi bölgelerde alıkonulmaktadır (Piechalak ve ark., 2002; Vadas ve Ahnar, 2009; Wierzbicka ve ark., 2007).

Sistein ve glutasyon bitkilerdeki enzimatik olmayan antioksidant moleküller arasındadır. Kurşun toksisitesi altındaki Arabidopsis thaliana bitkilerinde sistein miktarının arttığı belirlenmiştir (Liu ve ark., 2009). Glutasyon bitkileri kurşunun neden olduğu AOT'lerin zararlı etkilerine karşı korumaktadır (Verbruggen ve ark., 2009). Ayrıca glutasyonla ilgili proteinler ağır metal detoksifikasyonu ve homeostasisinin sağlanmasında önemli olan fitoşelatinlerin sentezi için önemli substratlardır (Liu ve ark., 2009). Kurşun toksisitesi altındaki bitki türlerinde glutasyon peroksidaz, glutasyon redüktaz, glutasyon sentetaz ve glutamilsistein sentetaz gibi enzimlerin genlerinin indüklendiği belirlenmiştir. Glutasyon aynı zamanda membran ve proteinlerin uğradığı hasarın azaltılmasından sorumlu olan prolin sentezinin de stimülasyonunu sağlamaktadır (Liu ve ark., 2009). Gupta ve ark. (2010) glutasyon molekülünün fitoşelatinlerin etkisiz kaldıkları durumlarda bitki hücrelerinde kurşun toksisitesine karşı koruma sağladığını bildirmiştir.

Fitoşelatinler ve metalotioneinler bitki hücrelerindeki metal bağlayıcı ligandlar olarak karakterize edilmiştir. Bu ligandlar sistein bakımından zengin olan ve ağır metal bağlayan düşük moleküler ağırlığa sahip olan protein molekülleridir (Maestri ve ark., 2010; Brunet ve ark., 2009; Gupta ve ark., 2010). Tiol yapısındaki biyolojik olarak aktif olan bu moleküller bitki hücrelerinde oksidatif stresin yol açtığı hasarlara karşı koruyucu fonksiyona sahiptir (Gupta ve ark., 2010). Kurşun toksisitesinin bitki hücrelerinde fitoşelatin sentez hızını ve fitoşelatin sentaz aktivitesini artırdığı belirlenmiştir

(Vadas ve Ahner, 2009; Singh ve ark., 2010). Fitoşelatinler çözünür kurşunu bağlayarak vakuollere ve kloroplastlara taşınmadan önce sitoplazmada alıkonulmasını sağlamaktadır (Jiang ve Liu, 2010).

6.3. Antioksidant Enzimler

Bitkiler AOT'lerin neden olduğu oksidatif hasardan korunmalarını sağlayan ve hücrelerin belirli bölgelerinde bulunan antioksidant enzimlere sahiptir (Gupta ve ark., 2010). Kurşun toksisitesi bu tip antioksidant enzimlerin sentezini ve aktivitesini, kurşun bileşiğinin tipine, bitki türüne, stresin süresine ve yoğunluğuna bağlı olarak indükleyebilir veya inhibe edebilir (Singh ve ark., 2010; Doğru, 2020). Kurşun iyonlarının enzimlerin yapısındaki sülfidril gruplarına olan yüksek afinitesi enzim inhibisyonunun temel sebepleri arasındadır (Gupta ve ark., 2009). Bu durum rubiloz 1,5 bisfosfat karboksilaz/oksigenaz ve mitrat redüktazı da içeren yüzden fazla enzim için geçerlidir. Enzim inaktivasyonunun diğer bir sebebi ise kurşun iyonlarının enzim proteinlerinin katalitik bölgesine bağlanarak proteinin tersiyer yapısını değiştirmesidir. Kurşun aynı zamanda proteinlerin karboksil gruplarına bağlanarak enzim inaktivasyonuna yol açmaktadır (Gupta ve ark., 2009, 2010). Kurşun aynı zamanda bakır, çinko ve mangan gibi bazı enzimler için gerekli olan mineral maddelerin bitkiler tarafından alınmasını inhibe ederek metaloenzimleri inhibe edebilir. Kurşun ve diğer bazı divalent katyonlar bu metallerle yer değiştirerek enzimleri inaktif hale getirebilir (Gupta ve ark., 2009).

Mekanizması henüz tam olarak bilinmemesine rağmen, kurşun toksisitesi bazı durumlarda bu enzimlerin aktivitesini artırabilir. Seregin ve Ivanov (2001) kurşunun gen ekspresyonunu artırarak veya inhibitör moleküllerin etkisini ortadan kaldırarak enzimlerin aktivitesini artırabileceğini bildirmiştir. Antioksidant enzimler ağır metal stresi altındaki bitkilerde üretim hızı artan AOT'lerin detoksifikasyonundan sorumludur (Mishra ve ark., 2006). Bu enzimlerden biri olan süperoksit dismutaz bir metaloenzimdir ve süperoksit radikallerinin hidrojen peroksit ve oksijene dismutasyonunu sağlayan reaksiyonu katalizlemektedir (Gupta ve ark., 2009). Böylece bitki hücrelerindeki süperoksit konsantrasyonu kontrol altında tutulmaktadır. Oluşan hidrojen peroksit oldukça kuvvetli oksidant bir bileşiktir ve askorbat-glutatyon döngüsündeki askorbat peroksidaz ve sitoplazmadaki katalaz enzimi ile detoksifiye edilir (Mishra ve ark., 2006).

7. Sonuç

Kurşun en yaygın çevresel kirleticilerden biridir. Bu nedenle birçok araştırma kurşunun biyojeokimyasal davranışlarını ve biyosfer üzerindeki etkilerini ortaya çıkarmayı hedeflemektedir. Kurşun toprakta stabil kompleks bileşikler halinde bulunur. Kurşunun topraktaki akibeti toprakta bulunma formuna, çözünürlüğüne, mobilitesine, toprağın pH değerine, katyon değişim kapasitesine, topraktaki diğer katyonlara ve ligandların varlığına bağlıdır. Kurşun bitki dokularına

kök vasıtasıyla apoplastik yolu veya kalsiyum kanallarını kullanarak girer. Bitkiler topraktan aldıkları kurşunun büyük kısmını köklerde çok az kısmını ise yapraklarında bulundurur. Kurşun elementinin canlılar açısından herhangi bir biyolojik fonksiyonu yoktur. Yüksek kurşun konsantrasyonları bitkiler için toksik etkiye sahiptir. Kurşunun bitki dokularındaki birikimi bitki dokularında çeşitli AOT'lerin birikimine neden olduğu için toksik etkiye sahiptir. Bitkiler kurşun toksisitesine karşı sakınma ve detoksifikasyon mekanizmalarını kullanarak tolerans göstermeye çalışır. Bu mekanizmaların etkinliği bitkilerin kurşuna tolerans ve duyarlılık derecesini göstermektedir.

Çıkar İlişkisi

Yazar bu çalışmada hiçbir çıkar ilişkisi olmadığını beyan etmektedirler.

Teşekkür ve Bilgilendirme

Bu çalışma Sakarya Üniversitesi Bilimsel Araştırma Projeleri Koordinasyon Birimi tarafından desteklenmiştir (Proje numarası: 2011-50-01-026).

Kaynaklar

- Afiy DG, Abdel-Satar AM. 2020. Risk assessment of heavy metal pollution in water, sediment and plants in the Nile River in the Cairo region, Egypt. *Hydrobiol Studies*, 49: 1-12.
- Alamri SA, Siddiqui MH, Al-Khaishany MYY, Khan MN, Ali HM, Alaraidh IA, Alsahli AA, Al-Rabiah H, Mateen M. 2018. Ascorbic acid improves the tolerance of wheat plants to lead toxicity. *J. Plant Int*, 13(1): 409-419.
- Alexander PD, Alloway BJ, Dourado AM. 2006. Genotypic variations in the accumulation of Cd, Cu, Pb and Zn exhibited by six commonly grown vegetables. *Environ Pollut*, 144: 736-745.
- Andra SS, Datta R, Sarkar D, Sarkar D, Saminathan SK, Mullens CP, Bach SB. 2009. Analysis of phytochelatin complexes in the lead tolerant vetiver grass [*Vetiveria zizanioides* (L.)] using liquid chromatography and mass spectrometry. *Environ Pollut*, 157(7): 2173-2183.
- Arazi T, Sunkar R, Kaplan B, Fromm H. 1999. A tobacco plasma membrane calmodulin-binding transporter confers Ni²⁺ tolerance and Pb²⁺ hypersensitivity in transgenic plants. *Plant J*, 20: 171-182.
- Arias JA, Peralta-Videa JR, Ellzey JT, Ren M, Viveros MN, Gardea-Torresdey JL. 2010. Effects of *Glomus deserticola* inoculation on *Prosopis*: enhancing chromium and lead uptake and translocation as confirmed by X-ray mapping, ICP-OES and TEM techniques. *Environ Exp Bot*, 68(2): 139-148.
- Arshad M, Silvestre J, Pinelli E, Kallerhoff J, Kaemmerer M, Tarigo A, Shahid M, Guiesse M, Pradere P, Dumat C. 2008. A field study of lead phytoextraction by various scented *Pelargonium* cultivars. *Chemosphere*, 71(11): 2187-2192.
- Assche F, Clijsters H. 1990. Effects of metals on enzyme activity in plants. *Plant Cell Environ*, 13(3): 195-206.
- Atici Ö, Agar G, Battal P. 2005. Changes in phytohormone contents in chickpea seeds germinating under lead or zinc stress. *Biol Plantarum*, 49(2): 215-222.
- Barbosa J, Cabral T, Ferreira D, Agnez-Lima L, Batistuzzo de Medeiros S. 2010. Genotoxicity assessment in aquatic environment impacted by the presence of heavy metals. *Ecotoxicol Environ Saf*, 73(3): 320-325.

- Barceló J, Poschenrieder C. 1990. Plant water relations as affected by heavy metal stress: a review. *J Plant Nutr*, 13(1): 1–37.
- Barrutia O, Garbisu C, Hernández-Allica J, García-Plazaola JL, Becerril JM. 2010. Differences in EDTA-assisted metal phytoextraction between metalicolous and non-metallicolous accessions of *Rumex acetosa* L. *Environ Pollut*, 158(5): 1710–1715.
- Bi X, Ren L, Gong M, He Y, Wang L, Ma Z. 2010. Transfer of cadmium and lead from soil to mangoes in an uncontaminated area, Hainan Island, China. *Geoderma*, 155(1–2): 115–120.
- Bressler JP, Olivi L, Cheong JH, Kim Y, Bannona D. 2004. Divalent metal transporter 1 in lead and cadmium transport. *Ann N Y Acad Sci*, 1012: 142–152.
- Brunet J, Varrault G, Zuily-Fodil Y, Repellin A. 2009. Accumulation of lead in the roots of grass pea (*Lathyrus sativus* L.) plants triggers systemic variation in gene expression in the shoots. *Chemosphere*, 77(8): 1113–1120.
- Cao X, Ma LQ, Singh SP, Zhou Q. 2008. Phosphate-induced lead immobilization from different lead minerals in soils under varying pH conditions. *Environ Pollut*, 152(1): 184–192.
- Cecchi M, Dumat C, Alric A, Felix-Faure B, Pradere P, Guisresse M. 2008. Multi-metal contamination of a calcic cambisol by fallout from a lead-recycling plant. *Geoderma*, 144(1–2): 287–298.
- Chatterjee C, Dube BK, Sinha P, Srivastava P. 2004. Detrimental effects of lead phytotoxicity on growth, yield, and metabolism of rice. *Commun Soil Sci Plant Anal*, 35(1–2): 255–265.
- Chen C, Tian T, Wang MK, Wang G. 2016. Release of Pb in soils washed with various extractants. *Geoderma*, 275: 74–81.
- Dey SK, Dey J, Patra S, Pothal D. 2007. Changes in the antioxidative enzyme activities and lipid peroxidation in wheat seedlings exposed to cadmium and lead stress. *Braz J Plant Physiol*, 19(1): 53–60.
- Dias MC, Ponte NM, Santos C. 2019. Lead induces oxidative stress in *Pisum sativum* plants and changes the level of phytohormones with antioxidant activity. *Plant Physiol Biochem*, 137: 121–129.
- Doğru A. 2019. Bazı arpa genotiplerinde kurşun toleransının klorofil a floresansı ile değerlendirilmesi. *JONAS*, 2(2): 228–238.
- Doğru A. 2020. Antioxidant responses of barley (*Hordeum vulgare* L.) genotypes to lead toxicity. *Biologia*, <https://doi.org/10.2478/s11756-020-00516-9>
- Dumat C, Quenea K, Bermond A, Toinen S, Benedetti MF. 2006. Study of the trace metal ion influence on the turnover of soil organic matter in cultivated contaminated soils. *Environ Pollut*, 142(3): 521–529.
- Elzbieta W, Miroslawa C. 2005. Lead-induced histological and ultrastructural changes in the leaves of soybean (*Glycine max* (L.) Merr.). *Soil Sci Plant Nutr*, 51(2): 203–212.
- Garcia JS, Gratão PL, Azevedo RA, Arruda MAZ. 2006. Metal contamination effects on sunflower (*Helianthus annuus* L.) growth and protein expression in leaves during development. *J Agric Food Chem*, 54(22): 8623–8630.
- Ghani A, Hussain M, Ikram M, Hameed T. 2016. Toxic effect of lead on germination and seedling growth of *Brassica campestris* L. *Int J Geol Earth Environ Sci*, 6(2): 45–48.
- Gichner T, Znidar I, Száková J. 2008. Evaluation of DNA damage and mutagenicity induced by lead in tobacco plants. *Mutat Res Genet Toxicol Environ Mutagen*, 652(2): 186–190.
- Ginn BR, Szymanowski JS, Fein JB. 2008. Metal and proton binding onto the roots of *Fescue rubra*. *Chem Geol*, 253(3–4): 130–135.
- Gopal R, Rizvi AH. 2008. Excess lead alters growth, metabolism and translocation of certain nutrients in radish. *Chemosphere* 70(9): 1539–1544.
- Grover P, Rekhadevi P, Danadevi K, Vuyyuri S, Mahboob M, Rahman M. 2010. Genotoxicity evaluation in workers occupationally exposed to lead. *Int J Hyg Environ Health*, 213(2): 99–106.
- Gupta D, Huang H, Yang X, Razafindrabe B, Inouhe M. 2010. The detoxification of lead in *Sedum alfredii* H. is not related to phytochelatins but the glutathione. *J Hazard Mater*, 177(1–3): 437–444.
- Gupta D, Nicoloso F, Schetinger M, Rossato L, Pereira L, Castro G, Srivastava S, Tripathi R. 2009. Antioxidant defense mechanism in hydroponically grown *Zea mays* seedlings under moderate lead stress. *J Hazard Mater*, 172(1): 479–484.
- Hammett FS. 1928. Studies in the biology of metals. *Protoplasma*, 5(1): 535–542.
- Hirsch RE, Lewis BD, Spalding EP, Sussman MR. 1998. A role for the AKT1 potassium channel in plant nutrition. *Science*, 280(5365): 918–921.
- Hu J, Shi G, Xu Q, Wang X, Yuan Q, Du K. 2007. Effects of Pb²⁺ on the active oxygen scavenging enzyme activities and ultrastructure in *Potamogeton crispus* leaves. *Russ J Plant Physiol*, 54(3): 414–419.
- Huang JW, Cunningham SD. 1996. Lead phytoextraction: species variation in lead uptake and translocation. *New Phytol*, 134: 75–84.
- Islam E, Liu D, Li T, Yang X, Jin X, Mahmood Q, Tian S, Li J. 2008. Effect of Pb toxicity on leaf growth, physiology and ultrastructure in the two ecotypes of *Elsholtzia argyi*. *J Hazard Mater*, 154(1–3): 914–926.
- Islam E, Yang X, Li T, Liu D, Jin X, Meng F. 2007. Effect of Pb toxicity on root morphology, physiology and ultrastructure in the two ecotypes of *Elsholtzia argyi*. *J Hazard Mater*, 147(3): 806–816.
- Jiang W, Liu D. 2010. Pb-induced cellular defense system in the root meristematic cells of *Allium sativum* L. *BMC Plant Biol*, 10: 40–40.
- Kim D, Bovet L, Kushnir S, Noh EW, Martinoia E, Lee Y. 2006. AtATM3 is involved in heavy metal resistance in *Arabidopsis*. *Plant Physiol* 140(3): 922–932.
- Kim YY, Yang YY, Lee Y. 2002. Pb and Cd uptake in rice roots. *Physiol Plantarum*, 116: 368–372.
- Kohler C, Merkle T, Neuhaus G. 1999. Characterisation of a novel gene family of putative cyclic nucleotide- and calmodulin-regulated ion channels in *Arabidopsis thaliana*. *Plant J*, 18(1): 97–104.
- Kohli SK, Handa N, Sharma A, Gautam V, Arora S, Bhardwaj R, Alyemeni MN, Wijaya L, Ahmad P. 2018. Combined effect of 24-epibrassinolide and salicylic acid mitigates lead (Pb) toxicity by modulating various metabolites in *Brassica juncea* L. seedlings. *Protoplasma*, 255, 11–24.
- Komjarova I, Blust R. 2009. Effect of Na, Ca and pH on simultaneous uptake of Cd, Cu, Ni, Pb, and Zn in the water flea *Daphnia magna* measured using stable isotopes. *Aquat Toxicol*, 94(2): 81–86.
- Kopittke PM, Asher CJ, Kopittke RA, Menzies NW. 2007. Toxic effects of Pb²⁺ on growth of cowpea (*Vigna unguiculata*). *Environ Pollut*, 150(2): 280–287.
- Kopittke PM, Asher CJ, Kopittke RA, Menzies NW. 2008. Prediction of Pb speciation in concentrated and dilute nutrient solutions. *Environ Pollut*, 153(3): 548–554.
- Kosobrukhov A, Knyazeva I, Mudrik V. 2004. *Plantago* major plants responses to increase content of lead in soil: growth and photosynthesis. *Plant Growth Regul*, 42(2): 145–151.
- Kovalchuk I, Titov V, Hohn B, Kovalchuk O. 2005. Transcriptome profiling reveals similarities and differences in plant responses

- to cadmium and lead. *Mutat Res: Fundam Mol Mech Mutagen*, 570(2): 149–161.
- Krzesłowska M, Lenartowska M, Mellerowicz EJ, Samardakiewicz S, Wozny A. 2009. Pectinous cell wall thickenings formation—a response of moss protonemata cells to lead. *Environ Exp Bot*, 65(1): 119–131.
- Krzesłowska M, Lenartowska M, Samardakiewicz S, Bilski H, Wozny A. 2010. Lead deposited in the cell wall of *Funaria hygrometrica* protonemata is not stable—a remobilization can occur. *Environ Pollut*, 158(1): 325–338.
- Lane SD, Martin ES. 1977. A histochemical investigation of lead uptake in *Raphanus sativus*. *New Phytol*, 79(2): 281–286.
- Lawal O, Sanni A, Ajayi I, Rabiou O. 2010. Equilibrium, thermodynamic and kinetic studies for the biosorption of aqueous lead(II) ions onto the seed husk of *Calophyllum inophyllum*. *J Hazard Mater*, 177(1–3): 829–835.
- Liao Y, Chien SC, Wang M, Shen Y, Hung P, Das B. 2006. Effect of transpiration on Pb uptake by lettuce and on water soluble low molecular weight organic acids in rhizosphere. *Chemosphere*, 65(2): 343–351.
- Liu D, Li T, Jin X, Yang X, Islam E, Mahmood Q. 2008. Lead induced changes in the growth and antioxidant metabolism of the lead accumulating and non-accumulating ecotypes of *Sedum alfredii*. *J Integr Plant Biol*, 50(2): 129–140.
- Liu T, Liu S, Guan H, Ma L, Chen Z, Gu H. 2009. Transcriptional profiling of *Arabidopsis* seedlings in response to heavy metal lead (Pb). *Environ Exp Bot*, 67(2): 377–386.
- Liu X, Peng K, Wang A, Lian C, Shen Z. 2010. Cadmium accumulation and distribution in populations of *Phytolacca americana* L. and the role of transpiration. *Chemosphere*, 78(9): 1136–1141.
- López ML, Peralta-Videa JR, Benitez T, Duarte-Gardea M, Gardea-Torresdey JL. 2007. Effects of lead, EDTA, and IAA on nutrient uptake by alfalfa plants. *J Plant Nutr*, 30(8): 1247–1261.
- Lyu G, Li D, Li S, Ning C, Qin R. 2020. Genotoxic effects and proteomic analysis on *Allium cepa* var. *agrogarum* L. root cells under Pb stress. *Ecotoxicol*, 29: 959–972.
- Maestri E, Marmiroli M, Visioli G, Marmiroli N. 2010. Metal tolerance and hyperaccumulation: costs and trade-offs between traits and environment. *Environ Exp Bot*, 68(1): 1–13.
- Małecka A, Piechalak A, Morkunas I, Tomaszewska B. 2008. Accumulation of lead in root cells of *Pisum sativum*. *Acta Physiol Plant*, 30(5): 629–637.
- Małkowski E, Kita A, Galas W, Karcz W, Kuperberg JM. 2002. Lead distribution in corn seedlings (*Zea mays* L.) and its effect on growth and the concentrations of potassium and calcium. *Plant Growth Regul*, 37(1): 69–76.
- Marcato-Romain C, Guiesse M, Cecchi M, Cotellet S, Pinelli E. 2009. New direct contact approach to evaluate soil genotoxicity using the *Vicia faba* micronucleus test. *Chemosphere*, 77(3): 345–350.
- Martinez MS, Galante PM, Plata IH, Morales AF, Hernandez LO, Trujillo KF, Quintana FR, Sanchez ET. 2020. Heavy metal bioaccumulation and morphological changes in *Vachellia campechiana* (Fabaceae) reveal its potential for phytoextraction of Cr, Cu, and Pb in mine tailings. *Environ Sci Pollut Res*, 27: 11260–11276.
- Meyers DER, Auchterlonie GJ, Webb RI, Wood B. 2008. Uptake and localisation of lead in the root system of *Brassica juncea*. *Environ Pollut*, 153(2): 323–332.
- Mishra S, Srivastava S, Tripathi R, Kumar R, Seth C, Gupta D. 2006. Lead detoxification by coontail (*Ceratophyllum demersum* L.) involves induction of phytochelatin and antioxidant system in response to its accumulation. *Chemosphere*, 65(6): 1027–1039.
- Orenes AL, Dias MC, Ferrer MA, Calderon A, Pereira JM, Correia C, Santos C. 2018. Different mechanisms of metalliferous *Zygophyllum fabago* and roots to cope with Pb toxicity. *Environ Sci Pollut Res*, 25: 1319–1330.
- Padmavathiamma PK, Li LY. 2010. Phytoavailability and fractionation of lead and manganese in a contaminated soil after application of three amendments. *Bioresour Technol*, 101(14): 5667–5676.
- Pais I, Jones JB. 2000. The handbook of trace elements. Saint Lucie Press, Boca Raton, FL, p 223.
- Parys E, Romanowska E, Siedlecka M, Poskuta J. 1998. The effect of lead on photosynthesis and respiration in detached leaves and in mesophyll protoplasts of *Pisum sativum*. *Acta Physiol Plant*, 20(3): 313–322.
- Patra M, Bhowmik N, Bandopadhyay B, Sharma A. 2004. Comparison of mercury, lead and arsenic with respect to genotoxic effects on plant systems and the development of genetic tolerance. *Environ Exp Bot*, 52(3): 199–223.
- Piechalak A, Tomaszewska B, Baralkiewicz D, Malecka A. 2002. Accumulation and detoxification of lead ions in legumes. *Phytochem*, 60(2): 153–162.
- Piotrowska A, Bajguz A, Godlewska-Zylkiewicz B, Czerpak R, Kaminska M. 2009. Jasmonic acid as modulator of lead toxicity in aquatic plant *Wolffia arrhiza* (Lemnaceae). *Environ Exp Bot*, 66(3): 507–513.
- Pourrut B, Perchet G, Silvestre J, Cecchi M, Guiesse M, Pinelli E. 2008. Potential role of NADPH-oxidase in early steps of lead-induced oxidative burst in *Vicia faba* roots. *J Plant Physiol*, 165(6): 571–579.
- Punamiya P, Datta R, Sarkar D, Barber S, Patel M, Das P. 2010. Symbiotic role of *glomus mosseae* in phytoextraction of lead in vetiver grass [*Chrysopogon zizanioides* (L.)]. *J Hazard Mater*, 177(1–3): 465–474.
- Qureshi M, Abidin M, Qadir S, Iqbal M. 2007. Lead-induced oxidative stress and metabolic alterations in *Cassia angustifolia* Vahl. *Biol Plantarum*, 51(1): 121–128.
- Reddy AM, Kumar SG, Jyothsnakumari G, Thimmanaik S, Sudhakar C. 2005. Lead induced changes in antioxidant metabolism of horsegram (*Macrotyloma uniflorum* (Lam.) Verdc.) and bengalgram (*Cicer arietinum* L.). *Chemosphere*, 60(1): 97–104.
- Roelfsema MRG, Hedrich R. 2005. In the light of stomatal opening: new insights into 'the Watergate'. *New Phytol*, 167(3): 665–691.
- Romanowska E, Igamberdiev AU, Parys E, Gardeström P. 2002. Stimulation of respiration by Pb²⁺ in detached leaves and mitochondria of C3 and C4 plants. *Physiol Plant*, 116(2): 148–154.
- Romanowska E, Wróblewska B, Drozak A, Siedlecka M. 2006. High light intensity protects photosynthetic apparatus of pea plants against exposure to lead. *Plant Physiol Biochem*, 44(5–6): 387–394.
- Rucinska R, Sobkowiak R, Gwózdź EA. 2004. Genotoxicity of lead in lupin root cells as evaluated by the comet assay. *Cell Mol Biol Lett*, 9(3): 519–528.
- Sammur M, Noack Y, Rose J, Hazemann J, Proux O, Depoux Ziebel M, Fiani E. 2010. Speciation of Cd and Pb in dust emitted from sinter plant. *Chemosphere*, 78(4): 445–450.
- Sengar RS, Gautam M, Sengar RS, Sengar RS, Garg SK, Sengar K, Chaudhary R. 2009. Lead stress effects on physiobiochemical activities of higher plants. *Rev Environ Contam Toxicol*, 196: 1–21.
- Seregin IV, Ivanov VB. 2001. Physiological aspects of cadmium and lead toxic effects on higher plants. *Russ J Plant Physiol*,

- 48(4): 523–544.
- Seregin IV, Shpigun LK, Ivanov VB. 2004. Distribution and toxic effects of cadmium and lead on maize roots. *Russ J Plant Physiol*, 51(4): 525–533.
- Shahid M, Pinelli E, Pourrut B, Silvestre J, Dumat C. 2011. Lead-induced genotoxicity to *Vicia faba* L. roots in relation with metal cell uptake and initial speciation. *Ecotoxicol Environ Saf*, 74(1): 78–84.
- Sharma P, Dubey RS. 2005. Lead toxicity in plants. *Braz J Plant Physiol*, 17(1): 35–52.
- Singh R, Tripathi RD, Dwivedi S, Kumar A, Trivedi PK, Chakrabarty D. 2010. Lead bioaccumulation potential of an aquatic macrophyte *Najas indica* are related to antioxidant system. *Bioresour Technol*, 101: 3025–3032.
- Sinha P, Dube B, Srivastava P, Chatterjee C. 2006. Alteration in uptake and translocation of essential nutrients in cabbage by excess lead. *Chemosphere*, 65(4): 651–656.
- Steffan JJ, Brevik EC, Burges LC, Cerda A. 2018. The effect of soil on human health: an overview. *Eur J Soil Sci*, 69: 159–171.
- Tabelin C, Igarashi T. 2009. Mechanisms of arsenic and lead release from hydrothermally altered rock. *J Hazard Mater*, 169(1–3): 980–990.
- Tomulescu IM, Radoviciu EM, Merca VV, Tuduce AD. 2004. Effect of copper, zinc and lead and their combinations on the germination capacity of two cereals. *J Agric Sci*, 15.
- Tung G, Temple PJ. 1996. Uptake and localization of lead in corn (*Zea mays* L.) seedlings, a study by histochemical and electron microscopy. *Sci Total Environ*, 188(2–3): 71–85.
- Uzu G, Sobanska S, Aliouane Y, Pradere P, Dumat C. 2009. Study of lead phytoavailability for atmospheric industrial micronic and sub-micronic particles in relation with lead speciation. *Environ Pollut*, 157(4): 1178–1185.
- Uzu G, Sobanska S, Sarret G, Munoz M, Dumat C. 2010. Foliar lead uptake by lettuce exposed to atmospheric fallouts. *Environ Sci Technol*, 44: 1036–1042.
- Vadas TM, Ahner BA. 2009. Cysteine- and glutathione-mediated uptake of lead and cadmium into *Zea mays* and *Brassica napus* roots. *Environ Pollut*, 157(8–9): 2558–2563.
- Vega F, Andrade M, Covelo E. 2010. Influence of soil properties on the sorption and retention of cadmium, copper and lead, separately and together, by 20 soil horizons: comparison of linear regression and tree regression analyses. *J Hazard Mater*, 174(1–3): 522–533.
- Verbruggen N, Hermans C, Schat H. 2009. Molecular mechanisms of metal hyperaccumulation in plants. *New Phytol*, 181: 759–776.
- Wang H, Shan X, Wen B, Owens G, Fang J, Zhang S. 2007. Effect of indole-3-acetic acid on lead accumulation in maize (*Zea mays* L.) seedlings and the relevant antioxidant response. *Environ Exp Bot*, 61(3): 246–253.
- Wierzbicka MH, Przedpeńska E, Ruzik R, Ouerdane L, Połec-Pawlak K, Jarosz M, Szpunar J, Szakiel A. 2007. Comparison of the toxicity and distribution of cadmium and lead in plant cells. *Protoplasma*, 231(1): 99–111.
- Wojas S, Ruszczynska A, Bulska E, Wojciechowski M, Antosiewicz DM. 2007. Ca²⁺-dependent plant response to Pb²⁺ is regulated by LCT1. *Environ Pollut*, 147(3): 584–592.
- Xiong Z, Zhao F, Li M. 2006. Lead toxicity in *Brassica pekinensis* Rupr.: effect on nitrate assimilation and growth. *Environ Toxicol*, 21(2): 147–153.
- Yadav S. 2010. Heavy metals toxicity in plants: an overview on the role of glutathione and phytochelatins in heavy metal stress tolerance of plants. *S Afr J Bot*, 76(2): 167–179.
- Yan ZZ, Ke L, Tam NFY. 2010. Lead stress in seedlings of *Avicennia marina*, a common mangrove species in South China, with and without cotyledons. *Aquat Bot*, 92(2): 112–118.
- Zaier H, Ghnaya T, Ben Rejeb K, Lakhdar A, Rejeb S, Jemal F. 2010. Effects of EDTA on phytoextraction of heavy metals (Zn, Mn and Pb) from sludge-amended soil with *Brassica napus*. *Bioresour Technol*, 101(11): 3978–3983.
- Zhang Y, Deng B, Li Z. 2018. Inhibition of NADPH oxidase increases defense enzyme activities and improves maize seed germination under Pb stress. *Ecotoxicol Environ Safety*, 158: 187–192.