

TEMMUZ 2025

Doktora Tezi-Biyoloji

GÜLCAN ÇINAR

TÜRKİYE CUMHURİYETİ
GAZİANTEP ÜNİVERSİTESİ
FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ

GAZİANTEP İLİNDE ATIKSULARLA SULANAN
TOPRAKLARDA YETİŞTİRİLEN BAZI YEŞİL YAPRAKLI
SEBZELERDEKİ MİKRO KİRLİLİK DÜZEYLERİNİN TESPİTİ
İLE GIDA GÜVENLİĞİ AÇISINDAN OLASI RİSKLERİNİN
DEĞERLENDİRİLMESİ

BİYOLOJİ
DOKTORA TEZİ

GÜLCAN ÇINAR
TEMMUZ 2025

**GAZİANTEP İLİNDE ATIKSULARLA SULANAN
TOPRAKLARDA YETİŞTİRİLEN BAZI YEŞİL YAPRAKLI
SEBZELERDEKİ MİKRO KİRLİLİK DÜZEYLERİNİN TESPİTİ
İLE GIDA GÜVENLİĞİ AÇISINDAN OLASI RİSKLERİNİN
DEĞERLENDİRİLMESİ**

Gaziantep Üniversitesi

Biyoloji

Doktora Tezi

Danışman

Prof. Dr. Muhittin DOĞAN

İkinci Danışman

Prof. Dr. Ali Coşkun DALGIÇ

Gülcan ÇINAR

Temmuz 2025



©2025[Gaziantep Üniversitesi]

**GAZİANTEP İLİNDE ATIKSULARLA SULANAN
TOPRAKLARDA YETİŞTİRİLEN BAZI YEŞİL YAPRAKLI
SEBZELERDEKİ MİKRO KİRLİLİK DÜZEYLERİNİN TESPİTİ
İLE GIDA GÜVENLİĞİ AÇISINDAN OLASI RİSKLERİNİN
DEĞERLENDİRİLMESİ**

Başlıklı bu çalışma, **Gülcan ÇINAR** tarafından hazırlanmış ve yapılan savunma sınavı sonucunda başarılı bulunarak jürimiz tarafından **Gaziantep Üniversitesi Biyoloji Bölümü'nde** Doktora tezi olarak kabul edilmiştir.

Prof. Dr. Çiğdem AYKAÇ
Fen Bilimleri Enstitüsü Müdürü

.....

Prof. Dr. Murat KÜTÜK
Biyoloji Anabilim Dalı Başkanı

.....

Prof. Dr. Muhittin DOĞAN
Danışman, Biyoloji
Gaziantep Üniversitesi

.....

Prof. Dr. Ali Coşkun DALGIÇ
İkinci Danışman, Gıda Mühendisliği
Gaziantep Üniversitesi

.....

Sınav Tarihi: 23 Temmuz 2025

Jüri Üyeleri:

Prof. Dr. Muhittin DOĞAN
Gaziantep Üniversitesi

.....

Prof. Dr. Canan CAN
Gaziantep Üniversitesi

.....

Doç. Dr. Mustafa PEHLİVAN
Gaziantep Üniversitesi

.....

Dr. Öğr. Üyesi Murat KORKMAZ
Gaziantep İslam Bilim ve Teknoloji Üniversitesi

.....

Dr. Öğr. Üyesi Didem GÜN
Hasan Kalyoncu Üniversitesi

.....

İlgili tezin akademik ve etik kurallara uygun olarak yazıldığını ve kullanılan tüm literatür bilgilerinin referans gösterilmek suretiyle tezde yer aldığını beyan ederim.

Gülcan ÇINAR

ABSTRACT

DETERMINATION OF MICRO-CONTAMINATION LEVELS IN SOME GREEN LEAF VEGETABLES GROWN IN WASTEWATER IRRIGATED SOILS IN GAZİANTEP PROVINCE AND EVALUATION OF THEIR POSSIBLE RISKS IN TERMS OF FOOD SAFETY

ÇINAR, Gülcan

Ph. D. in Biology

Supervisor: Prof. Dr. Muhittin DOĞAN

Co-Supervisor: Prof. Dr. Ali Coşkun DALGIÇ

July 2025

192 pages

In Gaziantep province, green leafy vegetables such as mint, parsley and dill cultivated in soils irrigated with wastewater were determined for heavy metal contents and pesticide residue levels of irrigation waters and soils where they were grown. In addition, the risk indexes of heavy metal and pesticide residues detected in green leafy vegetables in terms of human health were calculated. Except for Ni, the average values of other heavy metals analyzed were found to be below the maximum permissible limits (MPL) recommended by WHO/FAO. The maximum geoaccumulation index and contamination factor were calculated for Cd, and the minimum for Fe. It was determined that the average As in parsley was at MPL level, but Pb contents in mint, parsley and dill were higher than MPL. Daily metal intake (DIM) of leafy vegetables was found to be lower than the maximum tolerable daily intake (PMTDI) values. In addition, total DIM of each vegetable was in a decreasing order as parsley < dill < mint. According to pesticide residue analyses, the first three pesticides found in the samples were Boscalid, Diflubenzuron, Pyrimethanil for soil; Spirodiclofen, Pyrimethanil, Tebulconazole for water; Spirodiclofen, Captan and THPI, Pyriproxyfen for mint; Captan and THPI, Spirodiclofen, Pyriproxifen for parsley; Diflubenzuron, Acetamiprid, Pyrimethanil for dill.

Key words: Micropollutant, Food safety, Human healthy, Potential risks

ÖZET

GAZİANTEP İLİNDE ATIKSULARLA SULANAN TOPRAKLARDA YETİŞTİRİLEN BAZI YEŞİL YAPRAKLI SEBZELERDEKİ MİKRO KİRLİLİK DÜZEYLERİNİN TESPİTİ İLE GIDA GÜVENLİĞİ AÇISINDAN OLASI RİSKLERİNİN DEĞERLENDİRİLMESİ

ÇINAR, Gülcan

Biyoloji Doktora Tezi

Danışman: Prof. Dr. Muhittin DOĞAN

İkinci Danışman: Prof. Dr. Ali Coşkun DALGIÇ

Temmuz 2025

192 Sayfa

Gaziantep ilinde atıksularla sulanan topraklarda ekimi yapılan yeşil yapraklı sebzelerden nane, maydanoz ve dereotu ile sulama sularının ve yetiştirildikleri toprakların ağır metal içerikleri ve pestisit kalıntı düzeyleri belirlenmiştir. Ayrıca, yeşil yapraklı sebzelerde tespit edilen ağır metal ve pestisit kalıntılarının insan sağlığı açısından risk indeksleri de hesaplanmıştır. Ni hariç, analiz edilen diğer ağır metallerin ortalama değerlerinin WHO/FAO tarafından önerilen maksimum izin verilen limitlerin (MPL) altında olduğu bulunmuştur. Jeokümülyasyon indeksi ve kontaminasyon faktörü en yüksek Cd'de, en düşük ise Fe'de hesaplanmıştır. Maydanozdaki ortalama As'nin MPL düzeyinde olduğu, ancak nane, maydanoz ve dereotundaki Pb içeriklerinin MPL'den yüksek olduğu belirlenmiştir. Yapraklı sebzelerin günlük metal alımı (DIM), izin verilen maksimum tolere edilebilir günlük alım (PMTDI) değerlerinden düşük bulunmuştur. Ayrıca, her bir sebzenin toplam DIM'i maydanoz<dereotu<nanne şeklinde azalan bir sırada olmuştur. Pestisit kalıntı analizlerine göre, numunelerde en fazla bulunan ilk üç pestisit sırasıyla toprak için Boscalid, Diflubenzuron, Pyrimethanil; su için Spirodiclofen, Pyrimethanil, Tebulconazole; nane için Spirodiclofen, Captan ve THPI, pyriproxyfen; maydanoz için Captan ve THPI, Spirodiclofen, pyriproxifen; dereotu için Diflubenzuron, Acetamiprid, Pyrimethanil olarak tespit edilmiştir.

Anahtar kelimeler: Mikro kirlilik, Gıda güvenliği, İnsan sağlığı, Olası riskler



“En sevdiklerime...”

TEŞEKKÜR

Yaklaşık olarak on yıldır tanıdığım, lisans eğitimimde bazı laboratuvar çalışmalarına katıldığım, yüksek lisansta beraber çalıştığım ve çalışkanlığımı takdir edip beni her daim cesaretlendiren, ilgisini ve akademik desteğini büyük bir güç saydığım, son olarak da birlikte doktora eğitimimi tamamladığım ve doktora sürecim boyunca bana çok şey katan, yoluma ışık tutan, tecrübelerini esirgmeden paylaşan, yolculuğum boyunca bana rehberlik eden ve benim için çok kıymetli olan, Gaziantep Üniversitesi Biyoloji Bölümü Öğretim Üyelerinden danışman hocam, sayın Prof. Dr. Muhittin DOĞAN'a en derin ve içten teşekkürlerimi sunarım.

Doktora sürecimin en başından itibaren hem gıda mühendisliğindeki YÖK 100/2000 kapsamındaki görevim süresince desteğini esirgemeyen hem de tez çalışmam boyunca her daim kıymetli zamanından ayıran, doktora çalışmama sağladığı katkı, öneri ve desteklerinden dolayı Gaziantep Üniversitesi Gıda Mühendisliği Fakültesi Öğretim Üyelerinden sayın Prof. Dr. Ali Coşkun DALGIÇ'a en kalbi teşekkürlerimi sunarım.

Lisans dönemimde tanıdığım, derslerini büyük bir ilgiyle dinlediğim, bilgisine ve çalıştığı alana olan sevgisine hayranlık duyduğum, akademik açıdan kendisini örnek aldığı, yüksek lisans eğitimimde aldığım derslerinden çok şey öğrendiğim, doktoramda da tez izleme komitemde de bulunan, her daim ilgili, kibar ve zarif davranan Gaziantep Üniversitesi Öğretim Üyelerinden sayın Prof. Dr. Canan CAN hocama katkısı, önerileri ve desteği için en samimi teşekkürlerimi sunarım.

Hemen hemen on yıldır tanıdığım, doktora tez izleme komitemde yer alan ve tez çalışmamın özellikle arazi aşamalarının birçok kısmında varlığıyla anlam katan ve desteğini esirgemeyen, doktora yolculuğum boyunca akademik bilgi ve tecrübelerini samiyetle paylaşan, zor zamanlarımda bana hep yol gösteren, beni sabırla dinleyen, beni anlayan, şefkat gösteren çok sevdiğim ve saydığım Gaziantep Üniversitesi Öğretim Üyelerinden sayın Doç. Dr. Mustafa PEHLİVAN hocama sonsuz teşekkürlerimi sunarım.

Bu çalışmada maddi destek sağlayan Gaziantep Üniversitesi BAP Yönetim Birimine teşekkürlerimi sunarım.

Yüksek lisans'a başladığımda tanıştığım, her zaman her konuda bana destek olan bilgilerini benimle esirgemedenden paylaşan, doktora girmemde bana cesaret ve güven aşılayan, doktora sürecim boyunca da tecrübelerini ve deneyimlerini benimle her daim paylaşan, sevgisini, samimiyetini ve bana kattığı gücü en derinlerimde hissettiğim canım hocam Dr. Eylem KINA'ya çok teşekkür ederim.

Eğitim hayatım boyunca manevi destekleriyle her daim yanımda olan, ellerinden gelen herşeyi esirgemedenden yapan, benimle her zaman gurur duyan, bana her daim güvenen, sevgileri ve ilgileri ile bana büyük bir güç katan canım kardeşlerim Duygu KOCA, Hülya SELUME, Yusuf ÇINAR ve Melek ÇINAR, canım babam Mustafa ÇINAR, canım annem Gülay ÇINAR' a ve bu dünyadaki en kıymetli varlığım olan İkra ARI'ya en samimi ve en kalbi teşekkürlerimi sunarım.

İÇİNDEKİLER

	Sayfa
ABSTRACT	i
ÖZET.....	ii
İTHAF	iii
TEŞEKKÜR	iv
İÇİNDEKİLER	vi
TABLolar LİSTESİ.....	ix
ŞEKİLLER LİSTESİ.....	x
KISALTMALAR LİSTESİ.....	xi
BÖLÜM 1 GİRİŞ	1
1.1 Mikro Kirlilik	1
1.2 Mikrokirleticilerin Sınıflandırılması.....	4
1.2.1 Pestisitler.....	4
1.2.1.1 Organoklorlu Pestisitler.....	4
1.2.1.2 Organofosfatlar.....	5
1.2.1.3 Karbamatlar.....	5
1.2.2 Farmasötikler.....	6
1.2.3 Endokrin Bozucu Kimyasallar.....	6
1.2.4 Kişisel Bakım Ürünleri.....	7
1.2.5 Yüzey Aktif Maddeler.....	7
1.2.6 Mikroplastikler.....	8
1.2.7 Ağır Metaller.....	8
1.2.7.1 Kadmiyum (Cd).....	9
1.2.7.2 Cıva (Hg).....	10
1.2.7.3 Kurşun (Pb).....	11
1.2.7.4 Kobalt (Co).....	12
1.2.7.5 Krom (Cr).....	12
1.2.7.6 Demir (Fe).....	13
1.2.7.7 Nikel (Ni).....	14

1.2.7.8 Çinko (Zn).....	14
1.2.7.9 Arsenik (As).....	15
1.2.8 Poliaromatik Hidrokarbonlar (PAH'lar).....	15
1.3 Mikrokirleticilerin Doğadaki Mevcudiyetleri.....	16
1.3.1 Topraktaki Varlıkları.....	16
1.3.2 Atık Sulardaki Düzeyleri.....	19
1.3.3 Bitkilerdeki Durumları.....	21
1.3.4 Tarım Alanlarındaki Mevcudiyetleri.....	24
1.3.5 Tarım Mahsulleri Tarafından Alınimleri.....	25
1.4 Kentsel Alanlarda Tarım Yapılmasının Gerekçeleri.....	27
1.5 Mikrokirlilik Ve Gıda Güvenliği.....	28
1.6 Mikrokirlilik Besin Zinciri.....	30
1.7 Mikrokirliliğin İnsan Sağlığı Üzerine Etkileri Ve Olası Riskler.....	33
1.7.1 Ağır Metallerin Sağlık Üzerine Etkileri.....	35
1.7.2 Pestisitlerin Sağlık Üzerine Etkileri Ve Olası Riskler.....	38
1.4 Çalışmanın amacı.....	41
BÖLÜM 2 LİTERATÜR ÖZETLERİ.....	43
BÖLÜM 3 MATERYAL VE METOTLAR.....	95
3.1 Çalışma Alanı, Örneklerin Toplanması Ve Analizi.....	95
3.2 Veri Analizleri.....	97
3.2.1 Toprak Örneklerinin Kirlilik İndeksleri.....	97
3.2.2 Sağlık Risk İndeksleri.....	98
3.2.2.1 Ağır Metaller İçin Risk İndeksleri.....	98
3.2.2.2 Pestisit Kalıntıları İçin Risk İndeksleri.....	99
BÖLÜM 4 BULGULAR VE TARTIŞMA.....	101
4.1 Toprak ve Su Örneklerinin Fiziko-Kimyasal Özellikleri.....	101
4.2 Toprakların Ağır Metal Konsantrasyonları.....	103
4.3 Toprak Örneklerinin Kirlilik İndeksleri.....	105
4.4 Yapraklı Sebzelerinin Ağır Metal Konsantrasyonları.....	106
4.5 Yapraklı Sebzelerin Ağır Metal Transfer Faktörü.....	107
4.6 Ağır Metal Sağlık Risk İndeksleri.....	110
4.7 Pestisit Kalıntıları.....	112
KAYNAKLAR.....	124
EKLER.....	179

Şekil tablosu ögesi bulunamadı.179

Tablo A.2 Mikro kirleticiler ve riskleri.....189

ÖZGEÇMİŞ..... 190



TABLÖLAR LİSTESİ

	Sayfa
Tablo 3.1 Numunelerin parçalanma koşulları	96
Tablo 4.1 Toprakların fiziko-kimyasal özellikleri.....	102
Tablo 4.2 Analiz edilen su örneklerindeki ağır metal düzeyleri ve izin verilen limitleri.....	102
Tablo 4.3 Analiz edilen su örneklerinin bazı fiziko-kimyasal özellikleri.....	102
Tablo 4.4 Yapraklı sebzelerin toplandığı toprakların ağır metal içerikleri ve ağır metaller hakkındaki literatür verileri.....	103
Tablo 4.5 Toprak örneklerindeki ağır metallerin Pearson korelasyon katsayısı...	104
Tablo 4.6 Toprak numunelerinin kirlilik indeksleri.....	105
Tablo 4.7 Yapraklı sebzelerin ağır metal içerikleri ve MPL'leri.....	106
Tablo 4.8 Ağır metallerin günlük alım miktarları (DIM) ve onların PMTDI değerleri.....	110
Tablo 4.9 Yapraklı sebzelerde ağır metaller için HQ ve HI.....	111
Tablo 4.10 Yeşil yapraklı sebze örneklerinde, birden fazla istasyonda tespit edilen pestisitlerin MRL değerleri.....	115
Tablo 4.11 Su, toprak ve yeşil yapraklı sebzelerde birden fazla istasyonda belirlenen pestisitlerin tayin limitleri (LOQ), kullanımları, WHO (2019) kategorileri ve kimyasal grupları.....	117

ŞEKİLLER LİSTESİ

	Sayfa
Şekil 3.1 Türkiye haritası (a) örnek toplama istasyonları (b ve c)	95
Şekil 4.1 Yeşil ypraklısebzelerin ağır metal transfer faktörleri	109
Şekil 4.2 Toprak numunelerinde birden fazla istasyonda tespit edilen pestisitlerin kalıntı düzeyleri (ppm).....	112
Şekil 4.3 Su numunelerinde birden fazla istasyonda belirlenen pestisitlerin kalıntı düzeyleri (ppm).....	113
Şekil 4.4 Nane numunelerinde birden fazla istasyonda belirlenen pestisitlerin kalıntı düzeyleri(ppm).....	113
Şekil 4.5 Maydanoz numunelerinde birden fazla istasyonda belirlenen pestisit kalıntı düzeyleri (ppm).....	114
Şekil 4.6 Dere otu numunelerinde birdn fazla istasyonda belirlenen pestisitlerin kalıntı düzeyleri (ppm).....	114
Şekil 4.7 Nane numunelerinde birden fazla istasyonda tespit edilen pestisit kalıntılarının sağlık risk indeksleri ADI	119
Şekil 4.8 Maydanoz numunelerinde birden fazla istasyonda tespit edilen pestisit kalıntılarının sağlık risk indeksleri.....	120
Şekil 4.9 Dere out numunelerinde birden fazla istasyonda tespit edlien pestisit kalıntılarının sağlık risk indeksleri.....	121

KISALTMALAR LİSTESİ

AAT	Atıksu Arıtma Tesisi
AchE	Asetilkoloinesteraz
aHI	Akut Sağlık Tehlikesi
ARfD	Akut Referans Doz
CR	Kanser Riski
DDT	Diklorodifenilnitritrikloroetan
DEA	Drug Enforcement Administration
DIM	Günlük Metal alım Miktarı
DO	Çözünmüş Oksijen
EC	Elektriksel İletkenlik
TOM	Toprağın Organik Madde İçeriği
ADI	Kabul Edilebilir Günlük Alım
EDI	Tahmini Günlük Alım
ΣHRI	Toplam Sağlık Riski İndeksi
JMPR	Pestisit Kalıntıları Toplamı
FCR	Gıda Tüketim Oranı
BW	Vücut Ağırlığı
HRI	Sağlık Risk İndeksi
HQ	Sağlık Katsayısı
EDC	Endokrin bozucu Kimyasallar
EE	Eser Element
EEA	Avrupa Çevre Ajansı
EFSA	Avrupa Gıda Güvenliği Otoritesi
EPA	Birleşik Devletler Çevre Koruma Ajansı
FAO	Gıda ve Tarım Örgütü
GS/MS	Gaz kromatografisi-kütle spektrometrisi,
HCH	Hekzaklorosikloheksanlar
HI	Sağlık İndeksi
HPLC	Yüksek Performanslı Sıvı Kromatografisi

HRT	Hidrolik Tutma Süresi
HTO	Hedef Tehlike Oranı
ICP-MS	Endüktif Eşleşmiş Plazma Kütle Spektrometrisi
Ka	Asit Ayrışma Sabiti
Kd	Bir Kirleticinin Toprak İle Toprak Suyu Arasındaki Dağılımı
KOK	Kalıcı Organik Kirleticiler
Kow	Oktanöl Su Katsayısı
LOQ	Pestisitlerin Tayin Limitleri
MDA	Malondialdehit
MK	Mikrokirleticiler
MPL	Topraklarda İzin Verilen Maksimum Sınır
MRL	Maksimum Kalıntı Sınırı
NH₂COOH	Karbamikasit
OCP	Organoklorlu Pestisitler
OECD	Ekonomik İşbirliği ve Kalkınma Teşkilatı
OMK	Organik Mikro Kirleticiler
PAH	Poli Aromatik Hidrokarbonlar
PMTDI	İzin Verilen Kabul Edilebilir Günlük Maksimum Alım Sınırı
RfD	Oral Referans Doz
ROS	Reaktif Oksijen Türleri
SRT	Çamur Tutma Süresi
TDS	Toplam Çözünmüş Madde
TF	Transfer Faktör
THQ	Hedef Tehlike Katsayısı
USEPA	Birleşik Devletler Çevre Koruma Ajansı
WHO	Dünya Sağlık Örgütü

BÖLÜM 1

GİRİŞ

Günümüzde insanlık, küresel ısınma, ormansızlaşma, çölleşme, kirlenme ve biyolojik çeşitliliğin kaybı şeklinde ortaya çıkan muazzam çevresel zorluklarla karşı karşıyadır (Hajjar Leib, 2011). Dünyanın toplam nüfusu yıllar içinde önemli ölçüde artmıştır ve sürekli olarak aynı hızla artması halinde ciddi çevre kayıplarına neden olacaktır (Hamrick, 2004), nüfus artışı daha fazla kaynak kullanımını gerektirdiğinden, doğal kaynaklar üzerinde aşırı yüke ve çevresel bozulmanın artmasına neden olacaktır (Behrens vd., 2007). Nüfus artışı, atık oluşumu ve atık üretimi üzerinde ciddi bir etkiye sahiptir (Kaza vd., 2018). Dünya çapında yapılan çok çeşitli endüstriyel faaliyetler, kontrolsüz depolama alanlarında atık bertarafı, madencilik, tarım kimyasallarının uygulanması, kanalizasyon çamuru ve hayvan atıklarının tarım alanlarına bırakılması ve çevre kazaları, kontamine alanların oluşmasına neden olmaktadır (Mirsal, 2008; Cachada vd., 2018; Romero-Baena vd., 2018).

1.1 Mikrokirlilik

Mikro kirleticiler (iz kirleticiler) olarak adlandırılan ve yakın zamanda ortaya çıkan bu yeni kirleticiler terimi (Grandclement vd., 2017; Rizzo vd., 2019) çevreye salınan çeşitli kimyasal bileşikleri tanımlamaktadır (Pablos vd., 2015). Mikro kirleticiler (MK'ler), mikro-, nano- ve piko-gram ($\mu\text{g/L}$ (10^{-6} g/L); ng/L (10^{-9} g/L); pg/L (10^{-12} g/L) aralığında çok küçük konsantrasyonlarda çevreyi olumsuz yönde etkileyebilen inorganik ve organik maddelerdir (Chapman, 1996).

MK'lerin varlıkları yeni bir bilgi olmasa da, son on yılda önemli bir ölçüde dikkat çekmeye başlamışlardır (Besha vd., 2017). 1930 ve 2000 yılları arasında küresel MK üretimi her yıl 1 milyondan 400 milyon tona çıkmıştır (Gavrilescu vd., 2015). Avrupa Birliği'nde (AB) 100.000'den fazla bileşik kaydedilmiş olup, bunların 30.000 ila 70.000'i günlük olarak kullanılmaktadır ve bunların çoğu çevreye yayılmaktadır. Doğal su kütleleri, endüstriyel ve tüketici ürünleri atıklarından yılda yaklaşık 300 milyon ton sentetik bileşik almaktadır (Talib ve Randhir, 2017).

Ortaya çıkan mikro kirleticiler grubu, toksisite, davranış, ıslahı/arıtma tekniği vb. açısından önemli ölçüde farklılık gösteren maddelerden oluşur. MK'lerin çevreye salınması uzun zaman alabilir ancak yeni kimyasalların üretimi veya bileşiklerin kullanımı ve bertarafındaki değişiklikler, bu kirleticilerin yeni kaynaklarını oluşturabilir (Boxall, 2012). Farmasötikler, pestisitler, deterjanlar ve kişisel bakım ürünleri gibi MK bileşikleri içeren ürünlere daha kolay erişilmesi, hem doğal hem de yapay ortamlarda bu tür bileşiklerin yüklenmesini önemli ölçüde artırmıştır (Wanda vd., 2017; Bunke vd., 2019). MK'lerin çevredeki önemi, esasen kalıcılıklarından değil, biyolojik yapıları ve sürekli emisyonları onları “olası kirletici” veya “ortaya çıkan yeni kirleticiler” haline getirmiştir. Araştırmalar, binlerce MK'nin metabolitleri ile birlikte tüm dünyada tespit edildiğini belirlemiştir (Escher vd., 2014).

Bu bileşiklerin çevreye girmesi, kullanımlarına ve uygulama şekline bağlıdır. Tarımsal ve kentsel akış, belediye/endüstriyel atık su deşarjı ve kazara dökülmeler yoluyla (Ashton vd., 2004; Becker vd., 2008; Mompelat vd., 2009), çevreye salınan MK'ler daha sonra farklı fazlar arasında dağılım, biyolojik ve abiyotik bozunma gibi farklı işlemlere tabi tutulurlar (Halling-Sørensen vd., 1998; Heberer, 2002; Birkett ve Lester, 2002; La Farre vd., 2008). Bu süreçler MK'lerin eliminasyonuna katkıda bulunur ve biyoyararlanımlarını etkiler. Bu bileşiklerin fiziko-kimyasal özellikleri (polarite, suda çözünürlük, buhar basıncı) ve bulunduğu ortamın türü (doğal veya yapay) ve bulunduğu yerler (yeraltı suyu, yüzey suyu, tortu, atık su arıtma sistemleri, içme suyu tesisleri) gibi etkenler MK'lerin kaderindeki rolünü belirlemektedir. Sonuç olarak, ana bileşiklerden çevresel davranışları ve ekotoksikolojik profilleri bakımından sıklıkla farklılık gösteren metabolitler üreten farklı dönüşüm reaksiyonları meydana gelebilmektedir. Şimdiye kadar, bu bileşiklerin suda yaşayan organizmalar üzerinde akut ve kronik toksisite, endokrin bozulması ve biyolojik birikim gibi çeşitli etkileri rapor edilmiştir (Oaks vd., 2004; Fent vd., 2006; Darbre ve Harvey, 2008).

Farklı fiziksel/kimyasal özelliklerine göre, kalıcı organik kirleticiler (KOK), daha polar maddeler (pestisitler, farmasötikler, endüstriyel kimyasallar), inorganik bileşikler (eser metaller) ve partikül kirleticiler (nanopartiküller ve mikroplastikler) gibi MK'lerin tespit yöntemleri çok farklıdır. Tespit yöntemleri kullanılırken, MK'lerin fizikokimyasal özellikleri (MW, moleküler çap, Ka, Kow, Kd ve Kbio), çamur tutma süresi (SRT), hidrolik tutma süresi (HRT), sıcaklık ve redoks koşulları ve atık

su özellikleri (pH, organik madde konsantrasyonu ve iyonik güç) gibi durumlar oldukça önemlidir. (Chavoshani vd., 2020).

MK'lerin sorpsiyonu, sorbent ajanın özelliklerinin yanı sıra fizikokimyasal özelliklerinin bir fonksiyonudur. Çamur olması durumunda, organik mikro kirleticilerin (OMK'lerin) oktanol su katsayısı (Kow) ve asit ayrışma sabiti (Ka) onların sorpsiyon eğilimlerini belirler (Sua'rez vd., 2008; Ternes vd., 2004). MK'lerin katılara adsorpsiyonu çoğunlukla hidrofobikliklerine bağlıdır. Bir bileşiğin oktanol su dağılım katsayısı (Kow), onun sorpsiyon potansiyelini tahmin etmek için kullanılabilir. Genel bir kural olarak, logKow değeri, 2,5 olan bileşikler düşük sorpsiyon potansiyeline sahipken, 2,5 ile 4,0 arasındaki logKow değerleri orta düzeyde sorpsiyon potansiyelini göstererek ve logKow, 4,0 olan bileşikler güçlü sorpsiyon potansiyeline sahip olmaktadır. Öte yandan, yüksek veya orta derecede hidrofilik olan bileşiklerin su kütlesinin tortularındaki organik maddeye önemli bir ölçüde emilmeleri olası değildir ve muhtemel eliminasyon mekanizmaları olan biyolojik bozunma ve/veya foto bozunma ile su kütlesinin çözünmüş fazında kalmaktadırlar (Gruchlik vd., 2018). Doğrudan fotoliz durumunda, güneş ışığı Emilimi, ışığın MK tarafından emilmesiyle meydana gelirken, dolaylı fotoliz, ışığa duyarlılaştırıcılar adı verilen ara bileşikler tarafından güneş ışığının emilmesi yoluyla başlatılan süreçleri ifade eder (Wang vd., 2017). Fotoliz MK'lerin ışık absorbansı miktarından ve ışık alan su ortamlarının penetrasyonunu sınırlayan askıda katı madde konsantrasyonundan etkilenir (Zepp ve Cline, 1977).

Mikro kirleticilerin çevreye olan etkileri henüz çok iyi bilinmemekle birlikte, ekosistem üzerinde uzun vadeli etkilerinin olduğuna dair açık göstergeler vardır. Bunun nedenleri arasında: canlılarda birikme potansiyelleri (biyobirikim), toksisiteleri ve çevrede bozulmaya karşı dirençleri (kalıcılık) gibi özellikleri yer almaktadır. Bu nedenle bunların emisyon ve deşarjına ilişkin düzenlemeler hayati öneme sahiptir (Chau vd., 2018; Antakyalı vd., 2015; Williamson vd., 1993).

1.2 Mikro Kirleticilerin Sınıflandırılması ve Kaynakları

Kaynaklarının doğasına ve tüketici amaçlarına bağlı olarak çeşitli mikro kirletici türleri vardır, mikro kirleticilerin ana grupları, pestisitler, ağır metaller, poliaromatik hidrokarbonlar, farmasötikler, endokrin bozucu kimyasallar, kişisel bakım ürünleri, yüzey aktif maddeler, mikroplastikler şekilde sıralanmaktadır. Başlıca kaynakları ise endüstriyel atık su, tarım, hayvancılık ve su ürünleri yetiştiriciliğinden gelen çözülmüş kimyasallar, düzenli depolama sızıntı suları ve evsel ve hastane atık sularıdır.

1.2.1 Pestisitler

USEPA'ya göre pestisit, zararlıları (böcek, kemirgen, mantar, yabancı ot vb.) önleme, yok etme, uzaklaştırma veya azaltma gibi çeşitli yollarla etki eden organik bir bileşik veya bileşiklerin karışımı olarak adlandırılır. Bu biyolojik olarak aktif olan kimyasallar, genellikle biyositler ve kontrol ettikleri zararlıların türüne bağlı olarak herbisitler, böcek öldürücüler ve mantar öldürücüler gibi çeşitli sınıfları içerir. 1940'tan öncesine kadar ise inorganik bileşikler ve bitki kaynaklı az sayıda doğal ajan pestisit olarak kullanılmıştır (Rana, 2006). Sentetik organik bileşikler ilk olarak 1938 yılında DDT'nin böcek ilacı olarak keşfedilmesiyle kullanılmaya başlanmış ve II. Dünya Savaşı'ndan sonra bile kullanımı devam etmiştir (Matthews, 2006).

1.2.1.1 Organoklorlu Pestisitler

Organoklorinler, pestisitlerin alt ana gruplarından biridir ve organizmaların sinir sistemine zarar verme yeteneğine sahiptirler (Walker vd., 2006). Organoklorin insektisitleri son derece lipofilik ve kalıcı olarak bilinirler ancak sudaki çözünürlükleri çok düşüktür. Uzun süreli kalıcılıkları ve lipofilisiteleri nedeniyle, bu kimyasallar organizmaların bünyelerine girebilmekte ve biyolojik olarak ise birikme eğilimindedir (Matthews, 2006; Walker vd., 2006). Bu nedenle, organoklorin insektisitleri ekosisteme ve insan sağlığına zarar verme açısından büyük bir endişe kaynağıdır. Diklorodifeniletanlar, klorlu siklodienler (klordanlar) ve heksaklorosikloheksanlar endişe verici organoklorin grupları arasındadır (Qiu vd., 2009). DDT, II. Dünya Savaşı sırasında vektörlere ve ardından tarımdaki zararlılara karşı etkili olduğu kanıtlanan diklorodifeniletan pestisitlerine bir örnektir. Benzer şekilde, aldrin, dieldrin ve heptaklor çeşitli zararlılardan ve vektörlerden (örneğin, çebe sineği) korunmak için

kullanılan klorlu siklodien türleridir. Aynı şekilde, heksaklorosiklo-heksanlar (HCH) bir izomer karışımı içerir (Walker vd., 2006) ancak yalnızca g-izomer (g-HCH) veya linden böcek ilacı olarak kullanılmıştır (Manahan, 2004).

1.2.1.2 Organofosfatlar

Organofosfatlar fosfor molekülü içerir ve doğada organik esterler halinde bulunur (Rana, 2006). Asetilkolin esteraz (AChE) enzimini inaktive etme potansiyeline sahiptirler (Zheng vd., 2016). Bu kimyasallar yalnızca böcek ilacı olarak uygulanmakla kalmamış, aynı zamanda II. Dünya Savaşı sırasında kimyasal silah olarak da kullanılmıştır. Organoklorinlere benzerler, doğada lipofiliktirler ve suda daha yüksek çözünürlüğe ve daha az kararlılığa sahiptirler. Daha düşük kararlılıkları nedeniyle, bu bileşikler farklı işlemlerle metabolitlerine parçalanabilir (Walker vd., 2006). Organofosfatların yaygın örnekleri metil paration ve klorpirifos gibi fosforotiyoatlardır (Manahan, 2004). Diğer grupları ise Dimefox, Mipafox, Bidrin, Ronnel, Enitrothion, Fenthion, Phorate, Abate, Dichlorovas, Caumphos, Phosphomidon, Diptrex, Oxydemeton-methyl, Dimethoate, Demetox, Malathion ve Trichlorofan organofosfatlı pestisitlerdir (Zheng vd., 2016).

1.2.1.3 Karbamatlar

Asetilkolin esteraz (AChE) enzimini etkisiz hale getirme potansiyeline sahip olan organofosfatlara benzeyen karbamik asitten (NH_2COOH) türetilen organik pestisitlerdir. Karbamatların türe özgü olması ve kolinesteraz inhibisyonlarının tersine çevrilebilir olması gibi etki tarzlarındaki farklılıklar karbamatları organofosfatlardan farklı yapar. Metil içeren pestisitler: Dimetilan, Carbaryl, Isolan, Prupoxur, Carbanolate, Carbofuran, Dimethan, Pyrolan, Aldicarb, Aminocarb. Thio grubu pestisitler: Diallylate, Vernolate, Monilate, Pebulate, Trillate, Butylate, Thiourea, Cycloate. Dithio pestisitler: Thiram, Methan, Amoban, Ferban, Zineb, Maneb, Naban, Dithane M- 45, Ziram Polyran. Pyrethroidler: Bonthrin, Allethrin, Tetramethrin, Dimethrin, Furethrin, Ptrethrin, Alphamethrin, Cyclethrin, Fenevelerate, Cypermethrin, Decamethrin. Amide pestisitler: Butachlor, Acetochlor, Metolachlor. Anilin ve dinitroanilinler: Pendimethalin, Trifluralin. Nitrojen içeren heteroskik pestisitler: Triazole, Forimidazole. Piretroidler ve piretrinler, pire otu çiçeklerinden (*Chrysanthemum coccineum* ve *Chrysanthemum cinerariaefolium*) izole edilen yapay

analoglardır. Doğal piretrumun böcek öldürücü girişimini taklit etmek için 1980'lerde tespit edilmişlerdir. Böcekleri hızlı bir şekilde yok etme gücü, düşük memeli toksisitesi ve kolay biyolojik bozunma ile büyük ölçüde tanınırlar. Amid pestisitler, besin zincirine girerek besin döngüsünü etkileyen sistemik pestisitlerdir. Asetoklor, metolaklor ve butaklor, son yıllarda yaygın olarak kullanılan amid pestisitleridir. Anilinler ve dinitroanilin pestisitler, yaygın olarak kullanılan pestisit grubudur. Örneğin, Trifluralin ve Pendimetalin azot içeren heterosiklik pestisitler, özellikle triazol ve forimidazol heterosiklik kimyasallar, son on yıldan beri, yeni geliştirilen pestisitlerin neredeyse %70' i bu sınıfa aittir (Zheng vd., 2016).

1.2.2 Farmasötikler

İlaçlar, canlı organizmalardaki hastalıkları gidermek için kullanılan ve molekül ağırlıkları 200–1000 Da olan sentetik kimyasallardır (Kummerer, 2009). İnsanların kullandıkları ilaçlar ilk kez 1970'lerin sonlarında çevresel örneklerde tespit edilmiştir (Hignite ve Azarnoff, 1977). Ancak 1990'lı yıllarda analitik yöntemler geliştirilmiş ve bazı farmasötik bileşiklerin ekosistem üzerindeki zararlı etkilerinin belirlenmesi sağlanmıştır (Halling-Sørensen vd., 1998; Hirsch vd., 1996; Ternes vd., 1998). İlaçlar arasında, su kütlelerinde antikonvülzanlar, steroid olmayan antiinflamatuvar ilaçlar (NSAID'ler), antibiyotikler ve lipid düzenleyiciler gibi potansiyel bir kirletici grubu tespit edilmiştir. NSAID ilaçları analjezik, antipiretik ve antiinflamatuvar etkilere sahiptir, örneğin ibuprofen (IBF, $C_{13}H_{18}O_2$) ve diklofenak (DCF, $C_{14}H_{11}Cl_2NO_2$) bunların arasındadır. Antibiyotikler arasında penisilinler, sülfonamitler, tetrasiklinler ve florokinolonlar gibi maddeler bulunur. Bu ilaçların hepsi farklı organizmaları tedavi etmek için kullanılır ancak vücutlarında tamamen metabolize edilemezler, idrar ve dışkı yoluyla atıldıkları için de çevreye salınırlar (Heberer, 2002).

1.2.3 Endokrin Bozucu Kimyasallar

Bazı steroid hormonlar vücudun endokrin ve bağışıklık sistemini düzenlemede görev alır. Ancak bu hormonların seviyelerindeki değişiklikler ve diğer MK'ler endokrin sistemin bozulmasına neden olabilir. Doğal hormonların başlıca sınıfları östrojenler, androjenler, progesteronlar ve kortikoidlerdir. Dekametazon, etinil estradiol ve mestranol hormonları sentetik olarak üretilir. Bu bileşikler arasında, östrojen bozucu kimyasallar olan estron (E1), 17b-estradiol (E2), estriol (E3) (doğal östrojenler) ve

etinil estradiol (EE2) (sentetik östrojen) özellikle tatlı sularda ve atık su arıtma tesislerinde bulunduğu tespit edilmiştir (Rodgers-Gray vd., 2000). Bildirilen bu bileşiklerin ana kaynakları, arıtılmamış atık su deşarjları, gübre akışı, kanalizasyon çamuru uygulamaları, balık yemi (Fent vd., 2006) ve insan dışkıdır (Lange vd., 2002).

1.2.4 Kişisel Bakım Ürünleri

Kişisel bakım ürünleri, cilt bakım ürünleri, sabunlar, şampuanlar, diş bakımı, kokular, böcek öldürücüler vb. gibi kişisel hijyene yardımcı olan çeşitli ürünlerden oluşur. Bazı çalışmalara göre, parabenler 22.000'den fazla kozmetik ürünün bir parçasıdır (Andersen, 2008), AB'de ise farklı amaçlar için yaklaşık 350 ton triklosan (TCS) üretilmektedir (Singer vd., 2002). Bu ürünler, antimikrobiyal dezenfektanlar, koruyucu maddeler ve güneş koruyucu maddeler gibi büyük miktarlarda sentetik organik bileşikler içerebilir ve bunlar sürekli olarak diğer çevresel matrislerle birlikte su kütlelerine girerek sucul ortamın bir parçası haline gelmektedir (Kunz ve Fent, 2006; Pal vd., 2014). Toksikolojik özellikleri ve yaygın kullanımları nedeniyle TCS ($C_{12}H_7Cl_3O_2$) ve parabenler önemli kimyasallardır (Kolpin vd., 2002). Bu kirleticiler ayrıca yüzey akışı/kanalizasyon yoluyla yeraltı suyuna sızabilir. Sadece atık suya karışma potansiyeline sahip olmakla kalmaz, aynı zamanda konjugatlar oluşturmak için toprağa, tortulara ve kimyasallara da tutunabilirler (Abbasi vd., 2022).

1.2.5 Yüzey Aktif Maddeler

Yüzey aktif maddeler, deterjan, tekstil, polimer ve kağıt endüstrilerinde ağırlıklı olarak kullanılan anyonik, katyonik ve noniyonik yüzey aktif maddeler olarak sınıflandırılan insan yapımı bileşiklerdir. 1997 yılında, yüzey aktif maddeler arasında alkilfenol etoksilatların (noniyonik) üretimi 500.000 tona kadar çıkmıştır (Virikutyte ve Varma, 2010) ve nonilfenol etoksilatlar bu üretimin %80'ini oluşturmuştur (Brook vd., 2005). Ana endişe, nonilfenol etoksilatlar nonilfenole (NP, $C_{15}H_{24}O$) biyolojik olarak dönüştürülebilmesidir; bu sadece suda yaşayan organizmalar için toksik olmakla kalmayıp, aynı zamanda östrojen hormonlarını da bozabilmektedir (Birkett ve Lester, 2002; Soares vd., 2008).

1.2.6 Mikroplastikler

Mikroplastikler (MP'ler), çevreye olan yaygın dağılımları nedeniyle küresel çapta bir sorun olarak kabul edilmektedir. Bunlar, 5 mm'den küçük boyuttaki farklı plastik türlerinin, üretim sahalarından veya plastik ürünlerin aşınması yoluyla yayılan küçük parçacıklardır. Mikro parçacıklar, kişisel bakım ürünleri, sentetik lifler, daha büyük plastik atıklar, tarımda kullanılan malçlama filmleri gibi maddelerin üretim, taşıma ve kullanımı sırasında çevreye salınır. Bu nedenle, nanoplastiklerle (<1 µm) birlikte MP'ler, artan konsantrasyonları ile sucul yaşam için şüpheli bir şekilde sağlık riskleri taşıdığı gerekçesiyle de dikkat çekmektedirler (Hale vd., 2020). Bugüne kadar, MP'ler yalnızca çevresel bileşenlerde değil, aynı zamanda çeşitli su organizmaları arasında da tespit edilmiştir. Bu kirleticilerin, yutma yoluyla maruziyeti sonucunda insanlarda ve diğer organizmalarda farklı fiziksel zararlara neden olduğu bilinmektedir. MP'ler insanlarda kimyasal hasara neden olmayabilir, ancak diğer toksinlerin, katkı maddelerinin ve plastikleştiricilerin taşıyıcısı olarak, insanlarda olumsuz sağlık etkileri yaratabilirler. Ateia vd. (2020) göre Amerikalıların kalori alımının yaklaşık %15'i olan MP'lerin tüketimi yaş ve cinsiyet açısından farklılık göstermektedir. Tüketim aralığı, diyet alımına ve inhalasyon oranına bağlı olarak yılda 74.000 ila 121.000 parçacık arasında değişebileceğini bildirmişlerdir.

1.2.7 Ağır Metaller

Ağır metaller, sudan en az 5 kat daha fazla yoğunluğa ve yüksek atom ağırlığına sahip doğal olarak oluşan elementlerdir (Fergusson vd., 1991). Ağır metaller, özgül yoğunluğu 5 g/cm³'ün üzerinde, atom numarası <20 (Davies, 1981) ve atom ağırlığı 40'ın üzerinde olan maddeler veya elementlerdir. Sayıları 35'in üzerinde olan metaller çevrede doğal olarak bulunur ve bunların 22'si ağır metaller olarak kabul edilir. Bu maddeler normalde katyon oluşturmak için elektronlarını çok kolay kaybeden daha yüksek elektriksel iletkenliğe sahiptirler (Li vd., 2017).

Ağırlık ve toksisitenin birbiriyle ilişkili olduğu varsayılır, bu nedenle arsenik gibi metaloidler dahil ağır metaller, düşük maruziyet seviyelerinde bile toksisiteye neden olur ve bunlar yer kabuğunda doğal olarak bulunan elementlerdir. Kobalt (Co), bakır (Cu), krom (Cr), demir (Fe), magnezyum (Mg), manganez (Mn), molibden (Mo), nikel (Ni), selenyum (Se) ve çinko (Zn) gibi elementler, çeşitli biyokimyasal ve fizyolojik

işlevler için gerekli olan ve yetersiz miktarlarda ise insanlarda çeşitli hastalıklara veya sendromlara neden olabilen temel besinlerdir. Ağır metaller, çevrede risk oluşturan ve potansiyel olarak çevre için toksik maddelerdir (Jaishankar vd., 2014; Nagajyoti vd., 2010). Bu metaller, toprak, sucul alanlar ve çoğunlukla bitki ve hayvanların vücutları da dahil olmak üzere ekosistemin her bir bileşeninde bulunur. Cu, Fe, Au, Ni, Ag, Zn vb. metaller, canlı organizmalar üzerinde olumsuz etkilere sahiptirler. Çevrede hem doğal olarak bulunan hem de antropojenik olarak üretilen esansiyel elementler dahi (Zambelli vd., 2016; Rahimzadeh vd., 2017), eşik sınırını aştığında birçok canlı organizmanın vücudunda biyokimyasal bozukluklara yol açtığı gözlemlenmiştir (Zhao vd., 2016).

Ağır metaller, potansiyel çevre kirleticileri olarak toprak, su ve atmosfer kalitesinde değişikliğe neden olarak bitkiler, hayvanlar ve insanlar için toksik olan bir dizi zincirleme reaksiyonun başlatılmasından sorumludurlar. Ağır metalin çevreye ve nihayetinde çeşitli trofik seviyelerde besin zincirine girmesi, insanlar için dikkat edilmesi gereken bir endişe kaynağı olmuştur. Agro-ekosistem, antropojenik ve doğal faaliyetler yoluyla ağır metallerle kontamine olur. Doğal ağır metal kaynakları ise, volkanlardan kaynaklanan atmosferik emisyonları, kıtasal tozları ve metal bakımından zengin kayaların aşınmasını içerir (Ernst, 1998).

Doğal kaynakların yanı sıra, antropojenik kaynaklar yoluyla çevreye giren metallerin miktarı son yıllarda giderek artmaktadır. Bu metaller, çevresel kontaminasyona neden olarak büyük bir ekolojik sorunu ve halk sağlığı sorununu oluşturmuştur (Bradl, 2005).

1.2.7.1 Kadmiyum

Kadmiyum temel olarak 20. yüzyılın bir metalidir ve çinko kirliliğinin bir yan ürünüdür (Martin ve Griswold, 2009). Normal Cd içeriği, yerkabuğunda 0,1 ve 0,41 mg/Kg'dir. Kadmiyumun büyük bir kısmı pillerin (Ni-Cd ve Ag-Cd) üretiminde kullanılmaktadır. Ayrıca pigmentler (sarı), kaplamalarda ve stabilizatörler olarak nispeten büyük miktarlarda kullanılır. Cd ayrıca alaşımlar için ve belirli ayırt edici fiziksel ve kimyasal özelliklerinden dolayı çeşitli plastikler için stabilizatör olarak kullanılır (Kumar ve Aery, 2016). Genel olarak, Cd, insanlar, hayvanlar ve bitkiler dahil olmak üzere tüm canlı organizmaların biyolojik süreçlerini olumsuz yönde etkileyen en zararlı metallerden biri olarak kabul edilir. Bununla birlikte, bitkiler için

esansiyel olmayan bir ağır metal olarak kabul edilir. Kadmiyum, sudaki yüksek oranda çözünürlüğü ve yüksek toksisitesi nedeniyle ilk 20 toksin arasında 7. sırada yer almaktadır (Prasad, 1995).

Kadmiyumun en önemli kullanımı, uzun ömürlü, düşük bakım gerektiren ve fiziksel ve elektriksel gerilime karşı yüksek tolerans sergileyen şarj edilebilir veya ikincil güç kaynakları olarak nikel/kadmiyum pillerdedir. Kadmiyum kaplamalar, özellikle deniz ve uzay gibi yüksek gerilimli ortamlarda gemilere ve diğer araçlara iyi bir korozyon direnci kaplaması sağladığı için kullanılmaktadır. Kadmiyumun diğer kullanımları arasında, alaşımlar ve elektronik bileşiklerde pigmentler, polivinil klorür (PVC) için stabilizatörler yer almaktadır. Kadmiyum ayrıca fosfatlı gübreler, deterjanlar ve rafine edilmiş petrol ürünleri de dahil olmak üzere çeşitli ürünlerde saf olmayarak bulunur (Campbell, 2006). Kadmiyum çinkonun kaçınılmaz bir yan ürünü olarak üretilir ve bazen kurşun ile rafine edilir (Weggler vd., 2004).

Kadmiyum, ağır metallerin kirleticiler sınıfı arasında çok önemli bir kirletici olarak tanımlanmıştır. Kadmiyumun toksisitesi, büyüme, kloroz, kök ucunun esmerleşmesi ve nihayetinde bitki ölümü şeklinde kolaylıkla tanımlanabilir. Yapraklarda Fe ile doğrudan veya dolaylı etkileşim nedeniyle de kloroz oluşabilir. Ayrıca topraklarda fazla kadmiyum bulunmasının bitkiler tarafından demir alımının baskılanmasına neden olduğu belirlenmiştir (Kumar vd., 2016).

1.2.7.2 Cıva

Yerkabuğundaki ortalama Hg konsantrasyonu 0,07 mg/kg'dir. Dünya genelindeki miktarı çok gruplu topraklarda 0,58 ila 1,8 mg/kg arasında değişirken, küresel ortalamasının ise 1,1 mg/Kg olduğu tahmin edilmektedir. Cıva öncelikle altın madenciliğinde, pillerde, boyalarda, böcek ilaçlarında, ahşap ve elektrikli ürünlerin impregnation edilmesi gibi alanlarda büyük ölçüde kullanımı nedeniyle bu metal çeşitli yerlerde birikir ve küresel bir kirletici olarak karşımıza çıkar (Kabata-Pendias, 2011). Cıva bir zamanlar farmasötik ürünlerde, tarım kimyasallarında, kuru pillerde ve boyalarda yaygın olarak kullanılıyordu. Klor-alkali üretimi, anahtarlar ve elektrikli aparatlar, floresan ampuller ve dental amalgam gibi alanlarda devam etse de, bu kullanımların çoğu aşamalı olarak kaldırılmıştır (Sardar vd., 2013).

Bitkilerin cıvayı bünyelerine alması doğrudan topraktaki miktarlarına bağlıdır. Topraktaki Hg hacmi arttıkça bitki Hg konsantrasyonunda bir artış olmaktadır. Hg'nin büyük bir kısmı köklerde bulunabilirken, önemli bir blümüde yapraklarda ve tahıllarda depolanabilmektedir (Israr vd., 2006).

Bodur bitki büyümesi, azalan kök gelişimi ve fotosentetik aktivitenin inhibisyonu, Hg toksisitesinin başlıca yaygın semptomlarıdır. Ayrıca fotosentez, klorofil sentezi, gaz değişimi ve solunum gibi çeşitli metabolik faaliyetlerin bozulmasından da sorumludur. Hg'nin köklerde yüksek oranda birikimi, K^+ 'nın bitki atarfindan alınımını engeller. Bununla birlikte, daha düşük Hg hacminin K^+ alımını uyardığı da gözlenmiştir. Uçucu hale getirilmiş elemental Hg'nin toksisitesinin bitkiler için en ciddi form olduğu bilinmektedir. Hg buharı, etilen üretimini artırarak, yaşlanma ile ilgili süreçleri indükler ve en aktif toksik hali iyonik formu değil, elemental Hg'dir. Genç bitkiler Hg ile doymuş havaya karşı daha fazla hassastır. Cıva, çoklu proteinler ve enzim amino asitleri ile güçlü bir afiniteye sahiptir. Sülfhidril gruplarına bağlanma doğasının, bitki metabolizmasının bozulmasına karşı anahtar reaksiyon olduğu belirlenmiştir (McNear vd., 2012). Ek olarak, büyüme ortamına cıva uygulandığında bazı durumlarda gelişmiş antioksidan enzim aktivitesinin olduğu belirlenmiştir (Zhou vd., 2008).

1.2.7.3 Kurşun

Yerkabuğundaki ortalama Pb içeriğinin 15 mg/kg olduğu tahmin edilmektedir. Karasal ortamda birincil ve ikincil olarak iki tip Pb bilinmektedir. Oluşumları sırasında, birincil Pb, jeojenik aktifleştirciler ve minerallere dahil edilirken, ikincil Pb, uranyum ve toryum bozunmasıyla oluşan radyojenik kökenlidir. Kurşunun en büyük kullanımı kurşun asitli pillerin üretimindedir. Lehimlerde, alaşımlarda, kablolarda ve kimyasallarda da kullanılır. Pb, toprakta en çok bulunan ancak esansiyel olmayan toksik bir elementtir (Sharma ve Dubey, 2005). Kurşun, askeri alanlar, yataklar, kablo kaplamaları, mühimmat, sıhhi tesisat, pigmentler ve kalafatlama gibi endüstriyel üretimde kullanılmaktadır (Manahan vd., 2003).

Bitkilerde kök yüzey alanı, kök eksüdasyonu, mikorizasyon ve terleme derecesi gibi diğer bazı faktörler Pb'nin mevcudiyetini ve alınımını etkiler. Bitkilerin kökü, Pb'yi apoplastik yol veya Ca^{2+} geçirgen kanallar yoluyla emer (Pourrut vd., 2011). Kaspari şeritleri tarafından endodermisin içinde oluşacak tıkanma nedeniyle öncelikle kök

hücrelerine alındıktan sonra birikir. Ayrıca kurşun da negatif yükler tarafından kök hücre duvarında tutulur (Seregin ve Ivaniov, 1997). Bitkilerde kurşun birikimi, bitkilerin morfolojik, fizyolojik ve biyokimyasal fonksiyonları üzerinde doğrudan veya dolaylı olarak birçok zararlı etkiye sahiptir. Pb hücrelere girdiğinde, hücre zarının geçirgenliğini değiştirerek, aktif metabolik enzim gruplarıyla reaksiyona girerek, esansiyel iyonları değiştirerek ve ADP veya ATP fosfat grubuyla kompleks oluşumuyla toksisiteye neden olur. Kurşun toksisitesi enzim aktivitesinin inhibisyonuna, mineral beslenmenin bozulmasına, su dengesizliğine, hormonal bozulmaya, ATP üretiminin inhibisyonuna, lipid peroksidasyonuna, membran geçirgenliğinde değişikliklere ve reaktif oksijen türlerinin (ROS) aşırı üretimi ile DNA'nın zarar görmesine neden olur (Sharma ve Dubey, 2005; Pourrut, 2011; Sethy ve Ghosh, 2013).

1.2.7.4 Kobalt

Kobaltın minerallerinde kobaltit, smaltit ve eritrit bulunur. Diğer birçok metal gibi, Co ile oluşan kirlilik büyük ölçüde çevresel risk oluşturabilen madencilik ve eritme, lağım çamuru dağıtma ve gübre kullanımından kaynaklanmaktadır (Bakkaus vd., 2005). Bu nedenle, Co'nun karasal ekosistem üzerindeki olumsuz etkilerinin değerlendirilmesi gereklidir. Toprak mikroorganizmalarında ve omurgasızlarda Co toksisitesi üzerine bazı çalışmalar yapılmıştır. Ancak Co'nun yüksek bitkiler üzerindeki toksisitesi ve riski hakkındaki literatür sınırlıdır. Bazı çalışmalar, Co'nun yüksek dozlarda verildiğinde bitkiler için nispeten toksik olduğunu tespit etmiştir. Bitkilerde kobalt alınımları ve dağılımının türlere bağlı olduğu ve çeşitli mekanizmalar tarafından kontrol edildiği belirlenmiştir (Lock vd., 2007).

1.2.7.5 Krom

Cr, ortalama 100 mg/Kk konsantrasyonu ile yer kabuğunda en fazla bulunan 21. ve Dünya'nın en çok bulunan 7. bileşenidir. Öncelikle paslanmaz çelik, pigmentler, metal kaplama ve ahşap koruyucular, kimyasallar ve kromat kaplamalarda kullanılmaktadır. Boyalar, vernikler, sırlar, mürekkepler ve kağıt için, yeşil renk tonlarının üretiminde genellikle krom kullanılır. Deri tabaklamada da önemli miktarda Cr bileşikleri kullanılmaktadır. Boyar maddeler ve deri tabaklama uygulamalarında, atıklar doğrudan su kütlelerine boşaltıldığından bu durum çevredeki Cr kirliliğinin ana kaynağıdır. (Kumar ve Aery, 2016). Cr, bitki için gerekli olmayan bir metal olarak

kabul edilir. Bitki büyüme ve gelişimindeki toksisitesi yapılan çalışmalarda ayrıntılı bir şekilde rapor edilmiştir. Bitkiler kromu üç değerlikli olan formunda (Cr III) emmek için aktif olmayan mekanizmaları kullanırken, Cr(VI) SO_4^{2-} ve Ca^{2+} tarafından inhibe edilir (Vikram vd., 2011). Cr(VI) gibi altı değerlikli iyonlar, yüksek oksidasyon güçleri nedeniyle kök zarlarına zarar verirler. Cr, bitki köklerine kök salgılarını indirgemesi ve/veya kompleks oluşturması yoluyla girerek kök ksilemi aracılığıyla çözünürlüğünü ve hareketliliğini artırır. (Shanker vd., 2005). Bununla birlikte, Cr'nin depo dokusunda birikmesi ve mobilizasyonu iyonik durumuna bağlıdır, Cr esas olarak köklerde birikir ve sürgünlere zayıf bir şekilde taşınır. Kadmiyum gibi, Cr(VI) da Fe, Mg, Mn, Ca, P ve K gibi birçok temel elementin alınımını azaltarak bitki büyümesini etkileyen birçok olumsuzluğa neden olur. (Peralta-Videa vd., 2009).

1.2.7.6 Demir

Demir hayvanlarda, bitkilerde ve ayrıca mikroorganizmalarda önemli bir rol oynar. Bitkiler çoğunlukla rizosferik bölgesinden Fe alırlar. Demir, yer kabuğunda en çok bulunan metallere biri olmasına rağmen, bitki kökleri tarafından elde edimi çok düşüktür. Fenton reaksiyonu yoluyla demir çok reaktif ve toksiktir. Bu nedenle bitkiler Fe homeostazını sıkı bir şekilde kontrol eder ve hem Fe eksikliğine hem de Fe fazlalığına tepki verirler. Bitkinin Fe'nin mevcudiyetine cevap verme yeteneği, sonuçta hem ürün verimindeki biyokütlesi hem de yenilebilir dokulardaki Fe konsantrasyonu açısından insanların beslenmesini etkiler. Bu nedenle Fe emilimi ve taşınması mekanizmalarının aydınlatılması, ek besin açısından zengin ve Fe açısından sınırlı topraklara daha toleranslı olan mahsullerin ıslahı için gereklidir (Kumar vd., 2016). Demir, bitkilerde klorofil sentezinde yer alır ve kloroplastın yapısını ve işlevini sürdürmek için hayati öneme sahiptir (Rout ve Sahoo, 2015). Bitkiler Fe^{3+} u absorpsiyon veya köke nakli için Fe^{2+} ye indirger ve Fe bitkiler tarafından alınarak biriktirilir. Fe, ferrik sitrat veya demir(III) şelat formu olarak köklerden sürgünlere aktarılır ve aktif olarak büyüyen sürgün bölgelerine taşınır. Demir, biyolojik redoks sistemi için gerekli olan bitkilerde çok önemli bir mineraldir ve ayrıca bitki fizyolojisi ve biyokimyasında önemli roller oynayan çok sayıda enzimin hayati bir bileşenidir. Bitki hormonlarının sentezinde yer alan anahtar enzimlerin bir kofaktörü olarak görev yapar ve elektron transferine yönelik birçok reaksiyonda yer alır (Jeong vd., 2008). Hareketsiz olmaları nedeniyle, bitkiler çevreden demir elde edimlerinde farklı değişikliklere maruz kalırlar. Bu nedenle, yetersiz beslenmenin veya bu bileşenin

ekstra hacimlerinin bitki fizyolojisini etkilediği ve yüksek oranlarda beslenme bozukluğuna yol açarak oksidatif stres oluşturduğu tahmin edilmektedir (Abdel-Kader, 2007). Reaktif oksijen türlerinin toksisitesi, örneğin bir Fenton katalizörünün varlığına bağlı olabilir. Reaktif toksik oksijen türleri, DNA proteinlerine, lipidlere, klorofile ve canlı hücrelerin neredeyse tüm diğer organik temellerine zarar verir (Becker ve Asch, 2005).

1.2.7.7 Nikel

Ni, süperoksit dismutaz, NiFe-hidrojenazlar, M-redüktaz metil koenzim, üreaz, Co-A asetil sentaz, dehidrojenaz karbon monoksit, hidrojenazlar ve RNaz A gibi birçok metaloenzimin temel bir bileşenidir. Bitkilerin yetiştirme ortamlarında Ni'ye yüksek oranda maruz kalması durumunda, tohum çimlenmesinde gıda rezervlerinin sindirimini ve metabolizasyonunu etkileyen amilazlar, proteazlar ve ribonükleazların aktiviteleri etkilenir. Ni, bitkiler için daha düşük bir konsantrasyonda (0,01 ila 5 µg) hayati bir bileşen olarak kabul edilir. Bitkilerin büyüme ve gelişme ortamından Ni alımı, öncelikle pasif difüzyon ve aktif taşıma yoluyla gerçekleşir. Bitkiler katyon taşıma sistemi aracılığıyla, çözünür Ni bileşiklerini pasif olarak emer. Şelatlı Ni bileşikleri, permeazlar gibi taşıma proteinleri kullanılarak alınır ve yer değiştirir (Ahmad ve Ashraf, 2011). Yetiştirme ortamındaki yüksek Ni konsantrasyonu, fizyolojik süreçlerde değişikliğe, kloroz, nekroz ve solma gibi çeşitli toksisite semptomlarına neden olur. Ni'nin gerekli seviyelerinin üzerindeki ortamlarda büyüyen bitkilerde fotosentez, mineral besinler, şekerin taşınması ve su dengesi üzerinde olumsuz etkiler meydana gelmektedir. Su alımındaki azalma, bitkilerde artan Ni toksisitesinin bir göstergesidir ve yüksek düzeyde Ni maruziyeti, membran işlevini ve sitoplazmik iyon dengesini, özellikle de hücre zarındaki en yüksek mobil iyon olan K⁺'yı bozabilecek olan MDA konsantrasyonunu arttırdığı bilinmektedir (Gajewska vd., 2006; Sethy ve Ghosh, 2013).

1.2.7.8 Çinko

Çinko, ideal bir konsantrasyonda normal hücre metabolizması ve bitki büyümesi için çok önemli olduğundan hayati bir bitki mikro besin maddesi olarak kabul edilir (Dhankhar vd., 2012). Çoklu biyomolekül metabolizması, gen ekspresyonu ve regülasyonu, enzim aktivasyonu gibi birçok fizyolojik süreçte, protein sentezi ve üreme gelişiminde kofaktör olarak önemli bir rol oynar. Bununla birlikte, bitkide daha

yüksek konsantrasyonda çinko birikimi (kuru ağırlıkta $>300\mu\text{g}^{-1}$) fizyolojik değişikliğe ve büyümenin engellenmesine neden olur (Cakmak, 2000). Yetiştirme ortamındaki yüksek çinko maruziyeti, bitkilerin çeşitli metabolik fonksiyonlarını inhibe eder, bodur büyümeye yol açar ve yaşlanmaya neden olur. Zn toksisitesi kök ve sürgün büyümesini sınırlar (Fontes ve Cox, 1998). Aynı zamanda, yüksek konsantrasyonda genç yapraklarda kloroza neden olur ve bu durum, daha yaşlı yapraklarda uzun süreli bir yüksek maruziyete neden olabilir. Zn'nin fazlalığı ayrıca sürgünlerde Mn ve Cu gibi diğer temel elementlerin eksikliğine neden olur ve bu da bu temel mikro besinlerin kökten sürgüne transferini engeller. Bu mikro besinlerin translokasyonlarının olası nedeni, çinko açısından zengin ortamlarda yetişen bir bitkide demir ve manganez konsantrasyonunun sürgünde kökte daha fazla olmasıdır (Ebbs ve Kochian, 1997).

1.2.7.9 Arsenik

Arsenik kirliliğinin kaynağı hem doğal hem de antropojenik süreçleri içerir. Arsenik kirliliğinin antropojenik kaynakları, madencilik ve cevher işlemeyi içerirken, eritme işleminin arseniği havaya olduğu kadar toprağa da saldırdığı bilinmektedir (Matschullat, 2000). Arsenik kirliliğinin bir başka kaynağı da arsenik mineralleri gibi jeolojik kaynaklardır (Smedley ve Kinniburgh, 2002). Arseniğin inorganik formlarının, yani arsenit ve arsenatın insan sağlığı için daha toksik olduğu bilinmektedir. Dünyanın her yerinde 30'dan fazla ülkede insanlar çoğu zaman içme suyu yoluyla da bu arsenik formlarına maruz kalırlar çünkü kimyasallar ve pestisitlerin çevreye salınması yoluyla su da arsenikle kirlenir. (Chowdhury vd., 2000).

1.2.8 Poliaromatik Hidrokarbonlar (PAH'lar)

PAH'lar, en az iki aromatik döngü içeren 100'den fazla organik molekülden oluşan bir aileyi temsil eder. İki kategoriye ayrılırlar: düşük ağırlıklı moleküler bileşikler (4 aromatik döngüden az) ve yüksek moleküler ağırlıklı bileşikler (4 döngü veya daha fazla). PAH'lar, organik maddenin eksik yanmasından kaynaklanan karmaşık bir bileşikler karışımını temsil ederler ve hidrofobik moleküllerdir. Birleşmiş Milletler Çevre Programı tarafından KOK olarak sınıflandırılırlar (Mastral vd., 2000).

PAH'lar sadece karbon ve hidrojen içeren bileşiklerdir. Yanardağ patlamaları veya orman yangınları gibi doğal olaylar veya petrol ve fosil yakıtların üretimi/yanması, belediye katı atıklarının ve yakma fırınlarının açıkta yakılması ve kreozot üretimi gibi

çok çeşitli olan, geçmiş ve mevcut antropojenik faaliyetler yoluyla salınan birkaç bin olası PAH vardır. PAH'lar endüstriyel, kentsel, tarımsal alanlarda ve daha bir çok yerde bulunan kirleticilerdir (Zeng vd., 2019). Birçok PAH, özellikle büyük moleküler yapıya sahip olanlar, kanserojendir, mutajeniktir ve/veya üremeye toksik etki yaparlar, en toksik olanı ise benzo(a)pirendir. PAH'lar yüksek oranda lipofiliktir ve akciğerlerden, bağırsaklardan ve deriden emilebilir ve plasenta bariyerini geçerek fetal nöro gelişimi etkileyebilmektedirler. Yetişkinlerde, kalp hastalığına, obeziteye ve immün baskılanmaya neden olduğunun bulunduğu kronik sonuçları vardır (Drwal vd., 2019).

1.3 Mikro Kirleticilerin Doğadaki Mevcudiyetleri

1.3.1 Topraklardaki Varlıkları

Toprağın sağladığı temel ekolojik hizmetlerden biri, inorganik ve organik kirleticileri filtrelemek, tamponlamak ve dönüştürmektir. Bu temel işlev, iyi kalitede yeraltı suyu ve güvenli gıda üretimi sağlar (Blum, 2005). Kirleticilerin davranışını etkileyen önemli toprak özellikleri arasında toprak mineralojisi ve kil içeriği (toprak dokusu), toprak organik madde miktarı (TOM), toprağın pH'ı (asitliği), nem seviyesi, ve sıcaklık yer almaktadır. Kirleticilerde, molekülün boyutu, şekli, moleküler yapısı, çözünürlüğü, yük dağılımı ve asit-baz yapısı gibi özellikleri de çok önemlidir (Gevao vd., 2000).

Kentsel gelişimden bu yana toprak, katı ve sıvı atıkların boşaltılması için kullanılmıştır. Kirleticilerin gömüldükten ve gözden kaybolduktan sonra insan sağlığı veya çevre için herhangi bir risk oluşturmayacağı ve bir şekilde yok olacağı düşünülmüştür (Swartjes, 2011). Toprak kirliliği endişe verici bir konudur ve bu durum toprağın doğal fonksiyonları için Avrupa ve Avrasya'da üçüncü, Kuzey Afrika'da dördüncü, Asya'da beşinci, Kuzeybatı Pasifik'te yedinci, Kuzey Amerika'da sekizinci ve Sahra altı Afrika ve Latin Amerika'da dokuzuncu en önemli tehdit olarak tanımlanmıştır. Dünya Toprak Kaynaklarının Durumu Raporunda belirtildiği gibi bazı kirleticilerin varlığı, dünyanın birçok yerinde besin dengesizliklerine ve toprak asitlenmesine neden olabilecek iki ana sorunu oluşturmaktadır (FAO ve ITPS, 2015).

Toprakların fiziksel, kimyasal ve biyolojik dengesinin çeşitli kirletici unsurlarla bozulması olayına toprak kirliliği adı verilir (FAO ve ITPS, 2015). Yüzlerce yıllık

antropojenik faaliyetler, dünya çapında yaygın bir toprak kirliliği sorunuyla sonuçlanmıştır (Bundschuh vd., 2012; DEA, 2010; EEA, 2014; FAO ve ITPS, 2015; Luo vd., 2009; SSR, 2010). Toprak kirliliğinin ana antropojenik kaynakları arasında, atık su, zirai kimyasallar ve petrol türevi ürünler dahil olmak üzere endüstriyel faaliyetlerden, evsel atıklar ve belediye atıklarından gelen kimyasallar veya bu kimyasalların yan ürünleri olarak birçok kimyasal sayılabilir. Bu kimyasallar kazara, örneğin petrol sızıntısıyla yada çöplüklerden sızma yoluyla veya gübre ve pestisit kullanımıyla yada arıtılmamış atık su ile sulama veya kanalizasyon çamurunun tarım arazisine uygulanmasında olduğu gibi kasıtlı olarak çevreye salınır (FAO, 2018).

Toprak kirliliğini açıklarken bahsedilen ve bir sorun oluşturan, “normal konsantrasyonlar” tanımını oluşturmak biraz zordur ve karmaşıktır. Toprakta doğal olarak oluşmayan insan yapımı maddeler için tehlikeli konsantrasyonları belirlemek daha kolay olabilir, ancak aynı şeyi kayaların ve minerallerin ayrışmasından kaynaklanabilen ağır metaller ve metaloidler için yapmak zor olabilir. Bu durumda, eşikler belirlenmeden önce ana malzeme, iklim ve ayrışma oranı dikkate alınmalıdır. Ek olarak, arazi kullanımı ve yönetimi uygulamaları, toprakta oluşan maddelerin arka plan seviyelerini etkileyebilir. Önerilen düzeylerden bahsederken, sadece değerin kendisi hakkında değil, aynı zamanda tarama değerleri, eşik değerler, kabul edilebilir konsantrasyonlar, hedef değerler, müdahale değerleri, temizleme değerleri ve birçok değer dahil olmak üzere ülkeden ülkeye ve bölgeler arasındaki değişkenleri de göz önünde bulundurarak bir tanımlama yapmak için kullanılan adlandırmalarda birçok farklılık olabilir (Beyer, 1990; Carlon vd., 2007; Jennings, 2013).

Toprakların kirleticilere maruz kalmasının başlıca yolları; agrokimyasallar (ör. pestisitler, gübreler), sanayi (ör. ağır metaller, çözücüler, atık sular), arazi bertarafı (ör. radyoaktif atık, çamur, kanalizasyon suyu), sulama (ör. tuzlu su, atık su), deniz ve yüzey suyu (ör. tuz girişi, çözünmüş kimyasal kirleticiler), evsel/belediye (ör. yüzey aktif maddeler, farmasötikler, fosfatlar, tuzlar), atmosferdir (ör. asit yağmuru, kirleticiler) (Yaron vd., 2012).

Hurley ve Nizeetto (2018) tarafından oluşturulan ve topraktaki kirleticilerin kaderini belirleyen dokuz ana süreç vardır:

1. Serbest taşınma ve difüzyon
2. Fiziksel oklüzyon (soğurum/katmanlanma)

- 3.Abiyotik bozulma
- 4.Sorbsiyon/ desorbsiyon (yakalama/dışarı salma)
- 5.Absorbsiyon ve biyolojik bozunma
- 6.İyon değişimi
- 7.Çökelme
- 8.Redoks süreçleri
- 9.Buharlaşıma

Kirleticilerin çeşitliliği, zirai kimyasal ve endüstriyel gelişmeler nedeniyle sürekli olarak gelişmektedir. Bu çeşitlilik ve organik dönüşümün topraktaki bileşiklerin biyolojik aktivite ile çeşitli metabolitlere dönüşmesi, kirleticilerin belirlenmesi için toprak araştırmalarını hem zor hem de pahalı hale getirir. Toprak kirliliğinin etkileri aynı zamanda toprak özelliklerine de bağlıdır çünkü bunlar kirleticilerin topraktaki hareketliliğini, biyoyararlanımını ve kalma süresini kontrol eder (FAO ve ITPS, 2015).

Nokta kaynaklı kirliliğin örnekleri arasında, petrol ürünleriyle ilgili aromatik hidrokarbonlar ve toksik metaller vardır. (Bayat vd., 2016). Nokta kaynaklı kirlilik kentsel alanlarda çok yaygındır. Otoyollara yakın topraklarda yüksek düzeyde ağır metaller, polisiklik aromatik hidrokarbonlar ve diğer kirleticiler bulunur (Kim vd., 2017; Kumar ve Kothiyal, 2016; Venuti vd., 2016; Zhang vd., 2015b). Atıkların uygun şekilde veya toksisitesine göre (örneğin piller veya radyoaktif atıklar) bertaraf edilmediği eski veya yasa dışı depolama alanları ile kanalizasyon çamuru ve atık suyun bertarafı da önemli nokta kaynaklı kirleticiler olabilir (Baderna vd., 2011). Son olarak, endüstriyel faaliyetlerden kaynaklanan nokta kaynaklı kirlilik insan sağlığı için risk oluşturabilir. Örneğin, Çin'deki 5000'den fazla tarım arazisinin şu anda insan sağlığını etkilediği bilinmektedir (Yang vd., 2014).

Kirlenmiş gıda alımı, toprak kirleticilerinin insan vücuduna ulaşması için ana yoldur ve kirletici alımının %90' ından fazlasını oluşturur (Science Communication Unit, Bristol, 2013). DSÖ, dünya nüfusunun her yıl yaklaşık onda birinin, kirlenmiş gıdaları tükettikleri için hastalandığını ve her yıl yaklaşık 420.000 kişinin ise akut veya kronik olarak zehirlendiğini tahmin etmektedir (WHO ve FAO, 2018).

1.3.2 Atık Sulardaki Düzeyleri

Küresel değişimlerle birlikte su kıtlığının artması şimdiden neredeyse her kıtayı ve dünya nüfusunun >%40'ını etkilemektedir (U.N. Water, 2016). Tarım, küresel su kullanımının %70'inden sorumludur ve bu rakam kurak ve yarı kurak bölgelerde %80'e çıkmaktadır. Bu bağlamda, atık su veya arıtılmış atık suyun mahsul sulama için doğrudan veya dolaylı olarak yeniden kullanımı artmıştır. Mevsimsel kuraklık ve iklimsel değişkenliklerden etkilenen bölgelerdeki su talebindeki artışla başa çıkabilmede atık su, güvenilir ve stratejik bir su kaynağı olarak kabul edilebilir (EC, 2006). Arıtılmış atık suda bulunan ve bitki alınımına uygun besinlerin bitki tarafından kullanılması ayrıca gübreleme ihtiyaçlarını azaltarak sunduğu çevresel faydaların yanı sıra üretim maliyetlerinde azalma sağladığı düşünülmektedir (Haruvy, 1997). Bu durum özellikle kent çevresindeki alanlarda yapılan tarımsal faaliyetlerdeki yüksek su talebinin karşılanmasıyla sonuçlanmaktadır (Kurian vd., 2013).

Belediye drenaj planı ve sulama suyu gibi dağınık kaynaklar su ekosistemine girdi sağlar. Kalıcı kimyasal maddeler, atık su arıtma tesisinden (AAT) bozulmadan geçebilir. Birçok AAT'nin aynı su kütesine akması durumunda, akarsularda veya göllerde mikro kirleticiler birikebilir (Galli, 2009). Bu atık sularda farklı oranlarda çeşitli kimyasal bileşikler bulunabilmektedir. Ticari olarak üretilen ve tüketilen bu ürünlerin kullanımından kaynaklı yaklaşık 300 milyon ton yapay kimyasal, sulara karışmaktadır (Schwarzenbach vd., 2006). Yılda birkaç milyon ton kimyasalın yanı sıra 140 milyon ton gübre tüketen tarım sektörü, su kirliliği ile ilgili ek sorunlara da neden olmaktadır (FAO, 2006). Örneğin, Avrupa Birliği'nde, aralarında 30.000-70.000'i düzenli olarak kullanılan 100.000'den fazla tanımlanmış kimyasal bileşik vardır (Schwarzenbach vd., 2006).

Mikro kirleticilerin, içme ve tarım amaçlı ana su kanallarına kontrolsüz bir şekilde deşarj edilmesi nedeniyle 1990 yılından itibaren su kirliliği büyük bir sorun haline gelmiştir. Son yirmi yıldan bu yana, ekosistem dostu olmayan insan faaliyetleri nedeniyle su kirliliği ile ilgili küresel sorunlar hızla ortaya çıkmış ve çevre üzerinde olumsuz etkilere neden olmuştur (Pablos vd., 2015; Grandclement vd., 2017; Rizzo vd., 2019). Ancak atık su, tarımsal sulama için kullanıldığında insan sağlığına tehdit oluşturabilecek kirleticiler ve patojenler içerebilmektedir (Becerra-Castro vd., 2015; Prosser ve Sibley, 2015). Bu kirleticiler arasında, sentetik kökenli kimyasallar veya

yakın zamanda çevre ve canlılar üzerinde olası risk kapsamı henüz belirlenmemiş olan ama zararlı etkileri olduğu keşfedilen kimyasallar bulunur (Naidu vd., 2016). Ayrıca, atık su kullanımı alıcı topraklardaki Cu, Zn, Fe, Pb ve Ni gibi metallerin seviyelerini de yükseltir ve bitkiler tarafından alındığında tarımsal verimliliği ve insan sağlığını etkileyebilir (Rattan vd., 2005).

Atık sulardaki MK konsantrasyonu, bir bölgedeki MK'lerin dağılımı, ekstraksiyon hızı, özel ilaç tüketimine yol açan yerel yaygın hastalıklar, tarımsal faaliyetlerde pestisit kullanımına yol açan farklı iklim değişiklikleri, atık su akışının değişmesine neden olan yağışlar ve hava koşullarına bağlı olarak sıcaklığın ve güneş ışığının MK'lerin bozulması üzerindeki etkisine bağlıdır. MK olarak pestisitlerin ortaya çıkması, ürün tipi, toprak özellikleri, su kütlelerinin özelliklerine (derinlik ve akış hızı), su kütlelerine yakın arazi özelliklerine (toprak kullanımı, eğim ve su kütlelerinden uzaklık) ve iklim koşullarına (sıcaklık, yağış, nem ve rüzgar) bağlanmıştır (Luo vd., 2014).

Kentsel atık su, antropojenik faaliyetler nedeniyle çok sayıda MK'yi barındırmaktadır. MK'ler evsel ve ilaç atıklarıyla belediye suyuna katılmaktadır. Her MK'nin kökeni, doğrudan veya dolaylı olarak insan faaliyetleriyle ilişkili kaynaklardan izlenebilir. Bazı MK'ler doğrudan atık suya salınır. Yüzey aktif maddeler, korozyon geciktiriciler ve kişisel bakım ürünleri, doğrudan belediye suyuna eklenen MK'lerin bir bölümünü oluşturur. Bunların yanı sıra sentetik şelatlama ürünleri ve çeşitli endüstriyel ürünler doğrudan suya salınmaktadır. Atık su, plastik katkı maddelerinin, alev geciktiricilerin ve su itici bileşiklerin difüzyonu ile kirleticileri bünyesinde barındırmaktadır. Metal yüzeylerin korozyonu, atık sulara ağır metallerin eklenmesine de yol açar. Tarlalarda uygulanan biyositler ve pestisitler yağmur sırasında akıntı suyuna sızmaktadır. Bunun yanı sıra yağış, ağır metaller ve diğer kalıcı organik kirleticiler tarafından da kirletilir (Heeb vd., 2012).

Su kütlelerinde, MK'lerin varlığının tespiti (Wanda vd., 2017; Kim ve Zoh, 2016; Ebrahimi ve Barbieri, 2019; Geissen vd., 2015), onlar hakkında büyük ölçüde artan bir endişeye neden olmuştur. MK kaynaklarındaki çeşitliliğe bakılacak olursa, su ortamının bu kimyasallarla kirlenmesi sürpriz değildir (Besha vd., 2017; Pablos vd., 2015). Ayrıca gelecekteki gelişmeler, çevrenin bütün matrislerine yeni maddelerin salınmasına da neden olabilir (Bunke vd., 2019).

1.3.3 Bitkilerdeki Durumları

Kirleticilerin bitkiler tarafından alınımı, sadece kirleticilerin fizikokimyasal özelliklerinden değil, aynı zamanda topraktan ve bitki fizyolojisinden de etkilenir (Dolliver vd., 2007; Khan vd., 2015; Paterson vd., 1990; Trapp ve Legind, 2011). Kirleticilerin, bitki bünyesi tarafından alınabilmesi için toprakta stabil durumda olmaları gerekmektedir. Spesifik olarak, yarılanma ömrü 14 günden fazla olan kirleticilerin bitkiler tarafından alınarak bitki bünyesine dahil edilmesi daha olasıdır (O'Connor, 1996).

Bitkiler, adsorpsiyon ve absorpsiyon yoluyla MK'lerin kaderini etkiler (Shi vd., 2010). Ayrıca, birlikte metabolize edici bileşikler salarak MK'lerin mikrobiyal bozunmasını arttıırırlar. Genel olarak bitki kökleri, kimyasalların topraktan alınmasının ana yeridir. Alınım, bitki kökü içindeki ve dışındaki sulu fazdaki kimyasalın konsantrasyonu arasındaki dengeyi, ardından kök içindeki zarlardaki ve hücre duvarlarındaki lipidlere kimyasal sorpsiyonu içerir (Briggs vd., 1983). Su ve çözünen maddeler, terleme sırasında oluşan bir basınç gradyanından kaynaklanan kütle akışı ile vasküler sistem yoluyla kökten diğer bitki bölümlerine taşınır. Alım etkinliği bileşiğe, bitki türüne ve kök lipidlerine bağlıdır. MK'ler, tohumlar ve meyveler dahil olmak üzere çeşitli doku ve organlarda farklı fraksiyonlarda taşınır ve depolanır. Örneğin, pirinçte depolanan arsen miktarının en yüksek köklerde olduğu, bunu gövde, yaprak, kabuk ve ardından danenin izlediği belirlenmiştir (Liu vd., 2009).

Bitkilerin, topraktaki organik kirleticileri kökleri aracılığıyla bünyesine katabildiği bilinmektedir (Paterson vd., 1990). Bir kirleticinin toprak suyundaki konsantrasyonu K_d (bir kirleticinin toprak ile toprak suyu arasındaki dağılımı) tarafından belirlenir ve iyonik olmayan organik kirleticiler esas olarak toprağın katı fazının organik fraksiyonuna emildiğinden, K_d toprak organik karbon içeriği açısından tanımlanabilir (Collins vd., 2006). Bitki kökleri tarafından kirleticilerin alınması, hücrenin enerji kullanmasını gerektirmedüğinden, genellikle en basit pasif taşıma olan difüzyon ile gerçekleştirilir (Calderón-Preciado vd., 2011; Trapp ve Legind, 2011). Buna karşılık, bazı hormon benzeri kirleticiler, besinleri ve kirleticileri hücre zarından geçirmek için enerji gerektirdiğinden, organik kirleticilerin bitkiler tarafından alınmasında en önemli yol olmadığı düşünülse de aktif yol ile alınarak bitki bünyesine dahil edilebilir (Trapp ve Legind, 2011). İyonik olmayan kirleticilerin bitki köklerine alınması iki aşamadan

oluşur, birincisi bitki kökündeki sulu fazın çevreleyen çözeltideki konsantrasyonla "dengelenmesi" ve ikinci olarak kimyasalın lipofilik kök katıları (zarlardaki lipidler, hücre duvarları, vb.) içine "sorpsiyonu" şeklindedir (Collins vd., 2006).

Kimyasal bileşikler ve kirleticiler, su akışıyla köke girer ve bitki boyunca 3 olası yoldan: apoplastik (hücreler arası boşluklardan hücre duvarları boyunca), simplastik (birbirine bağlanan plazmodesmata yoluyla hücreler arasında) ve transmembran yol (hücre duvarları ve zarları yoluyla hücreler arasında) hareket eder (Miller vd., 2016). Bileşik apoplast tarafından mobilize edilebilir ve simplasta girmek için plazma zarlarını geçmesi gereken endodermise ulaşana kadar hücrelere girmekten kaçınır ve sonunda yer değiştirebilecekleri yerden ksileme ulaşır (Mc Farlane ve Trapp, 1994). Bununla birlikte, bitki köklerinden alınan kimyasallar, epidermis, korteks, endodermis ve perisikl yoluyla ksileme ulaşmak için en az bir lipid çift tabakasına nüfuz etmelidir. Kullanılan yol, bileşiğin hücre zarlarını geçme yeteneğine bağlıdır. Casparian şeridi, apoplast ve vasküler doku arasında hidrofobik bariyer görevi görür. Bu nedenle, apoplastik yolu takip eden bileşikler Casparian şeridini geçemezler ve ksilem veya floeme girmek için en az bir lipid çift katmanını geçmeleri gerekir. Daha yüksek lipofilik kirleticiler, lipid çift katmanları arasında daha hızlı difüzyon gösterirler. Lipidlere bölünme ve membran geçirgenliği ise genellikle Kow'dan tahmin edilir, bu sadece iyonik olmayan organik kirleticiler için doğru bir yaklaşımdır. İyon yakalama ise, bir bileşik apoplastta nötr olduğunda (pH 4-6) ancak hücre içinde iyonlaşarak (pH 7-7,5) hücreler içinde birikime yol açtığında oluşur (Trap, 2004). Yüksek polar kimyasalların hidrofobik lipid membranları daha az geçebildiği görülürken, lipofilik kirleticiler, muhtemelen lipidlerde tutuldukları için endodermisi daha az bir şekilde geçerler. Sonuç olarak, kirleticilerin fizikokimyasal özellikleri, bitkiler tarafından potansiyel alınımını değerlendirmek için çok önemlidir. Oktanol-su dağılım katsayısı çok yüksekse, bu, bileşiğin PCB'ler, PAH'lar gibi oldukça hidrofobik olduğu anlamına gelir. Bu bileşikler toprağa güçlü bir şekilde bağlı olacak ve suda çözünmeyecektir, bu nedenle bitki tarafından alınma potansiyelleri düşük olacaktır (Ryan vd., 1988).

Ağır metallere yanıt olarak bitkiler tarafından oluşturulan olası mekanizmalar, ağır metallerin dışlanması, alınması ve birikmesi, hücre duvarına bağlanma, plazma zarı boyunca azaltılmış taşıma, aktif akış, hücrede zarlarla bölmelere ayrılması ve şelasyonu içerir (Viehweger, 2014; White, 2012). Ağır metaller toprak çözeltisinden

köklere dahil edildikten sonra organik kirleticilerle aynı yollardan (simplastik veya apoplastik yollar) ksileme ulaşabilirler. Bu nedenle, kök apoplastik boşluğuna geçebilmelerine rağmen, endodermal hücre tabakasındaki geçirgen olmayan Casparian şeridi bu yolu bloke edecek ve daha sonra plazma zarından simplasta aktif olarak taşınmaları gerekecektir. Organik kirleticilerin tam tersine, inorganik kirleticilerde taşımaya ksilemdeki taşıma proteinleri aracılık eder (Thakur vd., 2016). Ağır metaller kök ve yaprak hücrelerinden hem ksilem hem de floem yoluyla yeniden bitki organlarına dağıtılabilir. Floemde ağır metallerin seçici hareketi, temel elementlerin gelişmekte olan dokulara, yumru köklere, meyvelere ve tohumlara iletilmesine izin verirken, toksik elementler yaşlı yapraklarda tutulur (White, 2012).

Bitkilerdeki organik kirleticilerin yer değiştirmesi, 1 ile 4 arasındaki log Kow değerine göre gerçekleşir (Calderón-Preciado vd., 2013; McCutcheon ve Schnoor, 2004). Bu aralıkta log Kow değerlerine sahip olan bileşiklerin, bitkiler tarafından alınarak bitki bünyesine dahil edilme olasılığı daha yüksektir, çünkü bunlar, hücre zarlarının lipid çift tabakası boyunca harekete geçmek için yeterince hidrofobik ve taşınması için suda yeterince çözünür halde olacaklardır. Yüksek bir log Kow (>4) değeri, yüksek bir hidrofobikliği temsil eder ve bileşiğin toprağın organik maddesine sabitlenebileceğini gösterir. Bu nedenle, biyolojik olarak erişilebilir olması zor olacaktır ve bitki tarafından nadiren kök yoluyla alınabilecektir (Calderón-Preciado vd., 2013).

Bitkilerin ksenobiyotik bileşikleri dönüştürebildiğine dair farkındalık, 1940'larda, bitkilerin pestisitleri metabolize ettiği gösterildiğinde ortaya çıkmıştır (Sandermann, 1994).

Baker (1981), metal birikim modelleriyle ilgili olarak üç bitki kategorisi tanımlamıştır.

- Ekskölüderler (dışlayıcılar), biyokütlesine aktarılan zehirli metal miktarını kısıtlayan bitkiler,

-Akümülatörler, yüksek düzeyde toksik metalleri tolere eden ve bunları yer üstü dokularında biriktiren bitkiler (hiperakümülatörler, kuru ağırlığın %0,1-1'inden fazla metal biriktirenlerdir)

-İndikatörler, metal konsantrasyonu topraktaki metal konsantrasyonu ile orantılı olan bitkilerdir.

Sonuç olarak kimyasal kirleticiler bitkinin içine girdikten sonra, fotolitik bozunmaya, fitodegradasyona, fito atılıma veya fitovolatilizasyona uğrayabilir (Limmer ve Burken, 2016). Bu kirleticilerin topraktaki varlığıyla ilgili en büyük endişe, bunların bitkiler tarafından alınarak bitki bünyesine dahil edilebileceğine ve sadece köklerde değil, aynı zamanda bitkilerin yenilebilir kısımlarında da birikebileceklerine dair kanıtların olmasıdır (Bartha vd., 2010; Khan vd., 2015). Bu nedenle, bu kirleticiler, insanlar için maruz kalmanın bir yolunu temsil eden gıda zincirlerine dahil edilecektir. Sebzelerde ölçülen konsantrasyonlar genellikle düşük olmasına rağmen, bu kirleticilerin insan sağlığı üzerindeki uzun vadeli etkileri hakkında çok az şey bilinmektedir (Boxall vd., 2006).

1.3.4 Tarım Alanlarındaki Mevcudiyetleri

Son 50 yılda küresel boyuttaki tarımsal ve ekonomik devrime rağmen, insanoğlu doğal ekosistemleri sadece kendi gereksinimlerine göre dönüştürmeye devam etmiştir. Dünya çapındaki nüfusun kontrolsüz bir şekilde artışı doğal kaynakların aşırı kullanımına neden olurken gıda mahsullerine olan talebi de arttırmıştır. Bunun sonucunda ise mahsul verimliliğini arttırmak ve bitki korumayı teşvik etmek için gereğinden çok daha fazla kimyasal madde kullanılmıştır (Bergstrom ve Randall, 2016).

Bitkilerin ve ürünlerin yetiştirilip hasat edilerek elde edilen mahsulle gıda ihtiyaçlarının karşılanması ile ilgili gıda maddelerinin üretimi tarım olarak bilinmektedir. Tarımdaki kirleticiler ister tarım ve endüstriyel uygulamalardan isterse doğal kirleticilerin birikmesinden kaynaklansın, tümü canlılar üzerinde olumsuz etkileri olduğu için tarımsal kirleticiler olarak kabul edilir (Nagendran, 2011). Yeterli gıda, lif ve biyoyakıt üretmek için tarımın yoğunlaştırılması, kirli tarım topraklarının oluşmasına yol açmıştır (Zeng vd., 2008).

Agro-ekosistem, insanların gıda veya endüstride kullanılan farklı bitki türlerini yetiştirdiği araziye kapsar. Ekili bitkilere ek olarak, agro-ekosistem farklı türlerde yabani bitkilere, hayvanlara, mantarlara ve mikroorganizmalara sahiptir. Agro-ekosistemi, toprak florasını ve faunasını olumsuz yönde etkileyen çeşitli kaynaklar tarafından büyük ölçüde farklı türde toksik maddelerle kirlenir ve bunlara ek olarak, besin zincirinin daha yüksek trofik seviyeleri de bozulur (Huang vd., 2007). Özellikle,

toprak ıslahı için gübre ve sulama için atık yada arıtılmış atık suyun uygulanmasının, tarımda MK'lerin ana kaynakları olduğu bildirilmiştir (Eggen ve Lillo, 2012).

Atık suların tarım alanlarında kullanılması toprakta MK seviyelerini 10 kat artırdığı bilinmektedir (Andrade vd., 2010). Suyun kıt olduğu bölgelerde atık su tarım alanlarının sulanmasında kullanılmaktadır. Gelişmiş ülkelerde atık su arıtılır ve toprağa uygulanır. Ancak çalışmalar, kirleciler tarafından kirlenmiş suların arıtıldıktan sonra bile birçok organik MK taşıdığını ortaya koymuştur. Bu bileşiklerin seviyesi, çevresel sürdürülebilirliği tehdit eden topraklarda kademeli olarak artmıştır (Kinney vd., 2006). Bugün tarımsal uygulamalarda atık suların kullanımı bilim adamları, hükümet yetkilileri ve ilgili gruplar arasındaki başlıca sorunlardan biri olmuştur (Rizzo vd., 2018).

Tarım ürünleri, toprak, su ve havada çeşitli kirleticilerin birikmesi ve hatta bu kirleticilerin besin zincirinin daha yüksek trofik seviyelerine girmesi, dünya ekosisteminin işleyişini bozmuştur. Ayrıca bu kirlilik küçük boyutlu mikroorganizmalardan büyük boyutlu tüm canlılara kadar endişe kaynağı olmuştur (Pavlidis ve Tsihrintzis, 2018). Tarım sektöründeki son gelişmeler, çevre kalitesinin düşmesine neden olmaktadır. Tarımsal kirlilik, çok çeşitli kaynaklarda bulunan faktörlerden etkilenen karmaşık bir kombinasyondur. Bunun nedenle hava, su ve toprak kirliliği açısından biyotik topluluklar üzerinde çeşitli olumsuz sonuçları vardır (Yang vd., 2018).

1.3.5 Tarım Mahsulleri Tarafından Alınimleri

Kirleticilerin, doğrudan atık suların karaya salınmasıyla veya dolaylı olarak kirli suların ekinleri sulamak için kullanılmasıyla çevreye girmesinin, geniş toprak kaynaklarını ve yeraltı suyu kütlelerini kirlettiği ayrıca mahsul üretimine bağlı olarak gıda kontaminasyonu yoluyla da insan ve hayvan sağlığını da olumsuz bir şekilde etkilediği bildirilmiştir. (Saha vd., 2017).

Çeşitli kirleticilerin bitkiler tarafından alınması ile kirleticilerin bitkilerde doğrudan ve/veya dolaylı olarak bitki metabolizmasına katılması ve bununla birlikte besin değerleri üzerinde değişikliklere neden olarak bitkilere ve bu bitkilerle beslenen insanların sağlığına zararlı etkiler göstermesi nedeniyle küresel bir endişe kaynağı haline gelmiştir (Gawęda, 2007; Hurtado vd., 2017; Khan vd., 2015). Ağır metaller

bitkilerde sıklıkla reaktif oksijen türlerinin üretimini artırarak büyüme geriliği, besin eksikliği, besin maddelerinin taşınmasında azalma, genotoksisite ve gecikmiş fotosentez gibi çeşitli fizyolojik bozukluklardan sorumlu olan proteinlerin, lipidlerin ve nükleik asitlerin oksidatif hasarlarına neden olur. (Khan vd., 2015). Bitkilerde aşırı toksik element birikimi ile karbonhidrat sentezi ve fotosentetik elektron taşıma zinciri bozularak engellenebilir ayrıca ROS üretimi artabilir (Sandalio vd., 2008). Örneğin, yüksek Cd konsantrasyonunda, karbonhidrat metabolizmasında genel bir azalma meydana geldiği bilinmektedir (Rodriguez-Celma vd., 2010). Yüksek Cd konsantrasyonu fizyolojik fonksiyonları ve sentetik aktiviteleri değiştirerek protein metabolizmasını engelleyebilir (Sandalio vd., 2008) ve ayrıca protein içeriklerinin azalması üzerinde etkileri olabilir (Wu vd., 2014). Benzer şekilde, yüksek metal konsantrasyonları, fotosistem I ve II'deki pigment-lipoprotein kompleksi birikimini değiştirerek protein sentezini engeller (Wang ve Chen, 2009) ve ribuloz-1,5-bifosfat karboksilaz/oksijenaz enzimlerini etkiler (Krantev vd., 2008).

Toksik ağır metaller, yüksek oranda kalıcı oldukları ve toprak ekosisteminde uzun süre bulundukları için canlı organizmalar ve bitkiler için ciddi bir endişe kaynağıdır. Bitki kökleri, karasal bitkilerin toksik ağır metallere maruz kalmaları açısından kilit temas yerleridir. Yetiştirme ortamının toksik metalleri içermesi büyüme ve gelişmenin engellenmesine ve hatta bitki ölümüne neden olabilmektedir. Bitkiler hayatta kalabilmek ve ağır metal stresiyle başa çıkmak için bazı etki mekanizmaları geliştirmiştir. Bitkilerin metal stresiyle başa çıkmak için geliştirdiği adaptif mekanizmalar, immobilizasyon, plazma membranlarının dışlanması, absorpsiyon ve taşımanın kısıtlanması, spesifik ağır metal taşıyıcıların sentezi, stres proteinlerinin indüksiyonu, spesifik ligandlar tarafından şelasyon ve sekestrasyon vb. gibi durumları içerir. (Clemens, 2001; Dalcorsio vd., 2008; Adrees vd., 2015).

Bir bitkinin metal birikimi, bitki yapısı, bitki yaşam döngüsü, bitki canlılığı, toprak pH'ı, kök sistemi derinliği, sıcaklık, kısmi oksijen basıncı, karbonhidrat seviyesi, solunum hızı, besin ara yüzü ve mikrobiyal mevcudiyet gibi bir dizi faktörden önemli ölçüde etkilenir (Chen vd., 2006). Baker ve Brooks (1989), yapraklarında 1000 mg/g'dan fazla nikel içeren bitkileri temel alarak, ağır metallere yüksek oranda maruz kalan bitkilerin kuru ağırlığının %0,1-1'inden fazla metal biriktirdiğini belirtmişlerdir. Baker vd. (2000), kuru bitki yaprak dokusunda 100 mg Cd/kg'dan (%0,01) veya 500

mg Cr/kg'dan (%0,05) fazla biriktiren bitkilerin hiperakümülatör türler olarak kabul edilebileceğini bildirmiştir. Hiperakümülatör bir bitki, metallerden kaynaklanan çok büyük miktarda kirleticiyi biriktirebilir ve tolere edebilir. Bazı bitki türleri ağır metallere yüklenmiş topraklarda büyüme ve gelişme kapasitesine sahiptir, bunun sonucunda bu tür bitkiler ağır metallere kirlenir ve ekolojik adaptasyon olarak metal içeren topraklarda yüksek miktarlarda metal biriktirme kapasitesine sahiptirler (Lombi vd., 2002).

Yapraklı sebzeler iyi bir besin kaynağı olarak kabul edilmekle birlikte, ağır metallerin varlığından etkilendiği kanıtlanmıştır (Gupta ve Bains, 2006). Mahsullerin vitamin içeriği üzerinde güçlü bir etkisi vardır ve yüksek ağır metal konsantrasyonları, sıcaklık ve pH gibi ekstrem koşullarda vitamin içerikleri önemli ölçüde azalır (İpek vd., 2005). Ayrıca, lipid peroksidasyonu vitamin içeriğini de azaltabilir. Gerçekten de, ağır metaller ve vitaminler arasında negatif bir ilişki vardır (Widowati, 2012), üç sucul sebze de Cd artışının A vitamininde %61,7 ve C vitamininde %74,7 azalmaya neden olduğu tespit edilmiştir (Seven vd., 2012).

1.4 Kentsel Alanlarda Tarım Yapılmasının Gerekçeleri

Son 40 yılda, özellikle az gelişmiş bölgelerde, insanların şehirlere hareketi hızlanmıştır. 1960 yılında dünya nüfusunun sadece üçte biri kentsel alanlarda yaşarken, 2008 yılında yarısı kentlerde yaşıyordu ve 2050 yılına kadar bu sayının toplam nüfusun üçte ikisine ulaşması bekleniyor (FAO, 2011). Bu nedenle, bu nüfusun gıda arzını garanti altına alacak çözümlerin bulunması gerekmiştir. Şehir alanlarının çevresinde kentsel tarım yapılmaktadır. Bununla birlikte, kentsel ve kent çevresi alanlarda yapılan tarımın tanımı konusunda hala bir fikir birliği yoktur. En yaygın olarak kullanılan tanımlardan biri Ekonomik İşbirliği ve Kalkınma Teşkilatı (OECD) tarafından yapılmıştır. Kentsel alanların yakınındaki alanlarda yapılan tarım, nüfusu 200,000'den fazla olan ve kent merkezinden 20 km uzaklıkta, nüfusu 50,000 ile 100,000 arasındaki kentlerde ise 10 km' lik bir oranda gerçekleştirilen tarım olarak tanımlanmaktadır (OECD, 1979).

Kentsel tarımın birçok avantajı vardır. Her şeyden önce, kent merkezine yakınlığından dolayı ulaşım maliyetlerinin ve uzun mesafeli ulaşım ile ilişkili karbon ayak izinin azalmasını sağlar. Ayrıca, yıl boyunca uygun kalitede arıtılmış atık suyun mevcudiyeti

garanti edilir ve biyokatıların mevcudiyeti de topraktaki organik değişiklikler ve gübre olarak kullanım için uygundur. Bununla birlikte, diğer kentsel sektörlerle kaynaklar için oluşacak rekabet, arazi mülkiyetinin belirsizliği, kentsel alanlara yakınlığından kaynaklanan araç ve endüstriyel emisyonlar, su ve toprak kirliliği gibi çeşitli tehlikelerin varlığı, başlıca tehditlerinden bazılarını oluşturmaktadır (Dorda ve Noya, 2003; Ortollo, 2017).

1.5 Mikro Kirlilik ve Gıda Güvenliği

Tahmini olarak 2050 yılına kadar dokuz milyarı aşacak olan dünya nüfusu için, yeterli kalitede yiyecek ve su sağlanması gerekecektir (Godfray vd., 2010; McBratney vd., 2014). Dubois'e göre, gıda üretimi 2050 yılına kadar küresel olarak %70, gelişmekte olan ülkelerde ise 2009 üretim seviyelerine göre % 100 artacaktır (Dubois, 2011). FAO'nun son tahminleri, küresel gıda üretiminin temel senaryoya göre 2005/07 ve 2050 yılları arasında % 60 artacağını göstermektedir.

Gıdaların miktarı ve besin kalitesi insan sağlığını destekler ve gıda üretiminin % 95'i toprağa bağlıdır (Oliver ve Gregory, 2015; FAO, 2015). Yalnızca sağlıklı topraklar gerekli ekosistem hizmetlerini sağlayabilir aynı zamanda daha fazla ve besleyici gıda tedarikini güvence altına alabilir. Büyük ilgi gören ve günümüz temel gıda ihtiyaçlarını karşılayan ekosistem faaliyetleri “doğal süreçlerin ve bileşenlerin, doğrudan veya dolaylı olarak insan ihtiyaçlarını karşılayan ürün ve hizmetleri sağlama kapasitesi” olarak tanımlanabilir (Groot, 1992).

Gıda güvenliği, “gıda arzının mevcudiyeti, erişimi, kullanımı ve istikrarı” olarak tanımlanmaktadır. Toprak kirliliği, hem toksik kirletici seviyeleri nedeniyle mahsul verimini azaltarak hem de üretilen mahsullerin tüketim için güvenilir olmasını engelleyerek gıda güvenliğini azaltır (FAO ve ITPS, 2015). Genel olarak, insanlar toprakta bulunan kirletici maddelere, topraktan büyük miktarda aldığı kirleticileri biriktirmiş olan bitki veya hayvanların tüketimi yoluyla maruz kalabilirler (Khan vd., 2015). Su kaynaklarının kontaminasyonu sonucunda da yine insanlar da etkilenebilir ve kirleticileri dokularında biriktirebilirler (Science Communication Unit, 2013). Çeşitli kirleticilerin bitkiler tarafından alınması ile kirleticilerin bitkilerde doğrudan ve/veya dolaylı olarak bitki metabolizmasına katılması ve bununla birlikte besin değerleri üzerinde değişikliklere neden olarak bitkilere ve bu bitkilerle beslenen

insanların sağlığına zararlı etkiler göstermesi nedeniyle küresel bir endiŖe kaynağı haline gelmiŖtir (Gawęda, 2007; Hurtado vd., 2017; Khan vd., 2015).

Gıdalardaki kirleticiler için eŖik değerler veya tolere edilebilir sınırlar ayrı ayrı tek bir kirleticiyi ifade ederken, kirli topraklarda ise genellikle birden fazla kirletici tespit edilir, bu kirleticiler mahsullere aktarılır ve hasat sonrası iŖlemler sırasında bitki bünyesinde konsantre edilir. Birden fazla kirletici antagonistik, toplamsal veya sinerjik etkilere sahip olabilir. Kan ve dokudaki kirletici seviyeleri zamanla birikebilir ve kronik hastalıklara neden olabilir (Gall vd., 2015). Bu nedenle, birden fazla kirleticinin dŖk seviyeleri vücudumuza girer ve toplamsal etkiler büyük ölçüde bilinmemektedir (Słojewska ve Gutowska, 2019).

Bazı pestisitler için uluslararası kabul grmŖ sınıflandırma sistemlerine veya ilgili bağlayıcı uluslararası anlaŖma veya szleŖmelerdeki listelerine göre, sağlık veya evre için özellikle yüksek düzeyde akut veya kronik tehlike arz ettiği kabul edilmiŖtir (FAO ve WHO, 2016). Bitki kökleri tarafından absorpsiyon, ağır metallerin besin zincirine giriŖinin ana yollarından biridir ve tüketim düzeyine göre deđiŖir (Pan vd., 2010; Wagner, 1993). PAH'lar için ana maruz kalma yolu, kontamine gıdalar ile beslenilmesidir ve bunlar Ŗpheli bir kanserojen riski taŖıtmaktadır (Brody vd., 2007; Xia vd., 2010). PAH'lar aromatik zlellikleri nedeniyle, hücre zarlarına kolayca nüfuz ederler ve DNA molekülleri ile kovalent olarak bağlanırlar ve burada mutasyonlara neden olabilirler (Muñoz ve Albores, 2011). eŖitli araŖtırmalarda ise ekili sebzelerin atık sularla sulanmasının, kimyasal gübrelerin ve pestisit kullanımının gıda ürünlerindeki metallerin kaynağı olduğunu bildirmiŖtir (Modaihsh vd., 2004; Kumar vd., 2017a, Kumar vd., 2017b., Kumar vd., 2018)

MK'ler ilgili olarak, insan dokularındaki maruz kalma yolları ve seviyeleri hakkında hali hazırda mevcut bilgilere rağmen, bunların çevrede nasıl davrandıkları, toprak matrisi içinde hangi etkileŖimlerin meydana geldiği ve bunların toksisitesi, biyobirikim özellikleri ve insan vücudundaki taŖıma mekanizmaları hakkındaki bilgilerde halen eksiklikler vardır (Covaci vd., 2011). Toprak kirleticilerinin insan sağlığı üzerindeki etkilerini analiz etmek için temel toksikolojik verilere, maruz kalma yolları ve oranlarına iliŖkin bilgilere ihtiyaç vardır. Tehlikeyle ilgili dozları belirlemek için tolere edilebilir dozları dikkate alan toksikolojik yaklaŖıma dayalı bir risk değerlendirmesi sıklıkla kullanılır (Blume vd., 2016; WHO, 2013). Doğal yaŖam

koşullarında meydana gelen ve sinerjik etkileri olabilen iki veya daha fazla kimyasal maddeye aynı anda maruz kalma durumunda gerçekleşecek sağlık riskinin ise değerlendirmesi henüz tam olarak tanımlanmamıştır (Nicolopoulou-Stamati vd., 2016).

1.6 Mikro Kirlilik ve Besin Zinciri

Besin zincirlerinde tarımsal bir kirleticinin taşınma modu, doğal ve antropojenik faktörler tarafından güçlü bir şekilde düzenlenir. Kirleticinin belirli bir trofik seviyede tutulması, metabolizmaya ve daha yüksek olan basamaklardaki kalıntı dağılımına bağlıdır (Fowler, 2018). Fiziksel ve kimyasal faktörlerin kontrolü, canlı hücrelere kirleticilerin transferinin de bir belirleyicisidir. Pestisit ve gübrelerin aşırı uygulanması, bunların toprakta daha fazla birikmesine ve bitkilerin üst kısımlarına taşınmasına neden olmuştur. Öte yandan, ekosistemin daha yüksek trofik seviyeleri de tarımsal kirlilikten etkilenmektedir (Liu vd., 2015; Kumar vd., 2018).

Genel olarak, trofik gruplar kirlilik kaynağına yakınlık ve vücut büyüklüğü ile hayatta kalma anlamında performanslarını düşürürken, birincil tüketiciler çeşitlilik ve miktar açısından kirliliğe karşı daha dirençlidir (Kozlov ve Zvereva, 2011). Çok çeşitli kirleticiler bitki kökleri tarafından emilir ve yenilebilir dokulara taşınır. Bu bitkiler, otlak hayvanları, kuşlar, amfibiler veya memeliler tarafından yenildiklerinde, kirleticiler karasal besin zincirine girer ve besin zincirinin en üstündeki canlılarda büyük miktarlarda birikir. (Baudrot vd., 2018; Huerta vd., 2017).

Organik kirleticilerin besin zincirine alınma yolu, organik kirleticinin uçuculuğu, hidrofobikliği ve sudaki çözünürlüğü gibi özelliklerine bağlıdır. Düşük uçuculuğa sahip hidrofilik organik kirleticiler temel olarak besin zincirine kökler tarafından alınımla girmektedir ve besin olarak tüketilen bitki kısımlarında yer değiştirmektedir (Navarro vd., 2017). OMK'lerin biyobirikimi, atık su ile sulanan tarla koşullarında yetiştirilen ürünlerde sıklıkla gözlenir (Wu vd., 2014). En yüksek konsantrasyonlar, sebzelerin kök veya meyvelerinden ziyade yapraklı sebzelerin yenilebilir kısımlarında tespit edilmiştir (Riemenschneider vd., 2016). Tarla koşullarında atık su ile sulanan sebzelerde OMK'lerin biyobirikimi hakkında bilgiler azdır (Calderón-Preciado vd., 2011).

Yaklaşık olarak ardışık bir şekilde 3 yıl devam eden bir çalışma, çok uzun süre atık su ile sulamanın bazı OMK'lerin yoğun bir şekilde alınmasına ve biyolojik olarak birikmesine yol açabileceğini ortaya koymuştur (Christou vd., 2017). Bu nedenle, bitkilerin yenilebilir kısımlarında tespit edildiğinden, insanların OMK'lere ve EE'lere (Eser Elementler) maruz kalmasıyla ilgili endişeler ortaya çıkmıştır (Khan vd., 2008; X. Wu vd., 2014).

Örneğin, Hindistan'da, serçe kuşu ölümleri, hem kırsal hem de kentsel alanlarda serçe popülasyonunu önemli ölçüde azaltacak derecede artmıştır ve bu durumun pirinç mahsulünde yaygın olarak görülen pestisit birikiminden kaynaklandığı tespit edilmiştir (Rawat ve Agarwal, 2015). Pirinç mahsulüne zarar veren böcek ilacı birikimi artma eğilimindedir ve pirinç tanelerini besin olarak tüketen kuşların bünyelerine bu zehirli maddeler transfer olmaktadır. Sonuç olarak, Aldrin, DDT, Carbendazim vb. gibi pestisitler kuşlarda toksik madde görevi görür bu da ölümlere neden olur. Bütün böcekler ekinlere zararlı değildir, sinek avcısı, uğur böceği, güve yumurtası paraziti, bal arısı gibi birçok faydalı haşere bu tür ilaç ve gübre uygulamaları ile öldürülmüş olur. Bu türlerin birçoğu tarımsal ekosistemleri dengelemek için önemli kilit taşı türler olarak hareket ettiğinden, bunlara verilen zararlar besin zincirinde bozulmaya neden olur (Wojciechowska vd., 2016). Tarımsal veya endüstriyel faaliyetlerden kaynaklanan ağır metaller ile kirlenmiş topraklar, günümüzde doğrudan alım veya gıda zincirinde biyobirikim yoluyla insan sağlığına yönelik riskleri ve nihayetinde bunların ekolojik sistem üzerindeki etkileri konusunda ciddi endişeler uyandırmıştır (Ouyang vd., 2002).

Her yıl yaklaşık iki milyon ton endüstriyel ve tarımsal atığın su ortamına bırakıldığı bilinmektedir. Toksik metaller salındıktan sonra suda daha uzun süre kalıcı olarak biriktiği ve sonuç olarak gıda zinciri yoluyla insan sağlığı üzerinde toksik etkiler yaptığı için dünya çapında yaklaşık 1,5 milyar insan bu kirleticilere doğrudan veya dolaylı olarak maruz kalmaktadır (Abdi vd., 2018; Adam vd., 2019).

Ağır metaller doğadaki en kalıcı ve karmaşık kirleticilerdir (McBride, 1994). Ağır metaller, organik maddelerden farklı olarak biyolojik olarak parçalanamazlar ve bu nedenle çevrede birikme eğilimindedirler. Daha sonra bu elementler canlı organizmalarda birikebilir (biyobirikim) ve düşük trofik seviyelerden daha yüksek trofik seviyelere geçtikçe konsantrasyonları artar(biyomagnifikasyon). Bu nedenle

ağır metaller, organizmaya ve metalin çeşidine bağlı olarak bitkiler ve hayvanlar üzerinde farklı toksikolojik etkiler göstermektedir (Khan vd., 2015). Gıda zincirinin kontaminasyonu açısından dikkate alınması gereken en önemli elementler As, Cd, Hg, Pb ve Se'dir (McLaughlin vd., 1999). Metaller bitki dokularına girdikten sonra çeşitli metabolik süreçlerle, bitki büyümesini azaltarak toksisiteye daha sonrasında ise bitki ölümüne neden olurlar. Çimlenme oranlarında azalma, oksidatif hasar, kök ve sürgün uzaması, şeker ve protein metabolizmasındaki değişiklikler bildirilen ana etkilerdir (Ahmad ve Ashraf, 2011).

Pestisitler, bugün özellikle gıda zincirinde biriken sentetik maddeler olarak, insan sağlığı için potansiyel bir tehdit oluşturmaktadır. Pestisit birikintileri içeren gıdaların alınımı, kirli içme suyu veya havadan kaynaklanan pestisit alınımından yaklaşık 103 ila 1010 kat daha fazla olarak en yüksek maruziyetle sonuçlanacağı belirlenmiştir (Tomer vd., 2015). Pek çok pestisit çevrede oldukça kalıcıdır ve toksik kalıntılar, insanlar da dahil olmak üzere hedef olmayan organizmaları etkileyebilir, suları ve toprakları küresel ölçekte kirletebilir. Ağır metaller gibi pestisitler ve pestisit kalıntıları da, bitkilerde ve hayvanlarda yüksek konsantrasyonda birikebilir (biyo-akümülyasyon) ve besin zincirinde birikerek ilerlemeye (biyo-magnifikasyon) neden olabilir. Bazı pestisitler de toprakların eser element kontaminasyonu ile ilişkilidir. Pestisitlerin kaynakları üzerinde çok az çalışılmış olmasına rağmen, birçok yerde pestisitlerle kontamine olmuş besinler rapor edilmiştir (Ge vd., 2017; Hwang vd., 2018). Birçok çalışma, pestisit kalıntılarının birkaç ana yoldan alındığını göstermiştir. Bu kalıntılar bitki dokularına dahil edilir ve son tüketiciye kadar aktarılır (Randhawa vd., 2014).

Polisiklik aromatik hidrokarbonlar, yüksek toksisiteleri, mutajeniteleri, kanserojenlikleri ve çevrede yaygın olarak bulunmaları nedeniyle dikkat çekmiştir (EFSA, 2008). Pek çok PAH olmasına rağmen, bilim adamları ve düzenleyiciler kanserojen olarak tanımlanan 16 bileşiğe odaklanmışlardır (USEPA, 1984). Toprağa giren polisiklik aromatik hidrokarbonlar, buharlaşma ve/veya foto-oksidasyon, toprak organik maddesine geri dönüşümsüz katılma, yeraltı suyuna sızma, abiyotik kayıp (günlük mevsimsel sıcaklık dalgalanmalarının etkisi), bitkiler tarafından alım gibi bir dizi fizikokimyasal ve biyolojik süreç tarafından bozulabilir (Okere vd., 2012; Šmídová vd., 2012). Polisiklik aromatik hidrokarbonlar, bitki ve hayvanların lipid dokularında birikir, ancak su içeriği yüksek bitki dokularında birikme eğilimi

göstermezler. Genel olarak, topraktan kök sebzelere doğru sınırlı bir aktarım gerçekleşmektedir (Abdel-Shafy ve Mansour, 2016).

1.7 Mikro Kirliliğin İnsan Sağlığı Üzerine Etkileri ve Olası Riskler

Risk, bir organizmada, sistemde veya popülasyonda, belirli koşullar altında bir etkene maruz kalmanın neden olduğu olumsuz bir etkinin olasılığı olarak tanımlanır (IPCS, 2009). İnsan sağlığına yönelik en büyük tehdit, yaşam boyunca zehirli kimyasalların düşük doz seviyelerine sürekli olarak maruz kalmaktır (WHO, 1993).

Risk değerlendirmesi, belirli bir ajana maruz kalmanın ardından, ilgili belirsizliklerin tanımlanması dahil olmak üzere, belirli bir hedef organizma, sistem veya popülasyona yönelik riski, ilgili ajanın doğal özelliklerini ve ayrıca hedef sistemin özelliklerini de dikkate alarak hesaplamayı veya tahmin etmeyi amaçlayan süreçsel bir teknik olarak tanımlanır. Gıdalardaki kimyasallar bağlamında, bazen güvenlik değerlendirmesi terimi de kullanılır, burada bahsedilen güvenlik, belirli koşullar altında bir etkene maruz kalmanın olumsuz etkilerinin ortaya çıkmayacağının pratik kesinliğidir. Risk değerlendirme metodolojileri temel olarak sadece bir kimyasala ve tek bir maruz kalma yoluna odaklanmış olsa da, bu kimyasalların çoğu benzer yollarla aynı hedef reseptör üzerinde hareket eder. Bu nedenle, sinerjistik etki, kimyasallar arasındaki etkileşimin değerlendirilmesinde önemli bir faktör olarak kabul edilmiştir (WHO, 2017a). Bu etkiler, bağımsız bir etki, bir doz ilavesi (bir bileşiğin bir başkasıyla yer değiştirmesi) veya bir etkileşim (doz ilavesine dayalı olarak tahmin edilen değerlere kıyasla ya sinerjistik ya da antagonistik etki) şeklinde olabilir (Borchers vd., 2010).

Kronik düşük doz maruziyetinin sağlık üzerindeki etkileri ve bu tür karışımların sinerjistik, toplamsal veya antagonistik etkileri karasal ekosistemlerde genellikle ihmal edilmiştir. Toprak kirlleticilerinin omurgalılarda nörotoksik, kanserojen, teratojenik ve endokrin bozucu etkileri vardır. Canlıların sağlığı ve davranışı üzerindeki etkileri, maruz kaldığı kirleticinin türüne ve kirleticilerin karışımına; maruz kalma süresini yada yoğunluğunu belirleyen yaşam ve beslenme alışkanlıklarına veya canlının gelişimi ve bağışıklık durumuna bağlıdır. Bireysel olgunluğa erişmemiş veya halihazırda hasta olan organizmalar olumsuz etkilere karşı daha hassastır, bu tür canlılar kirli alanların ve yiyeceklerin olumsuz etkilerinden daha az kaçınabilirler (Death vd., 2019).

Bitkilerin yenilebilir kısımlarında biriken kimyasal kirleticilere diyet yoluyla maruziyetin risk tahmini, bu bitkilerin gıda olarak tüketimine bağlıdır. Bu veriler belirlenen kimyasallar ile ilgili sağlık temelli risk değerleri ile karşılaştırılmalıdır (WHO, 2008). Risk değerlendirmesi, belirleyici (deterministik) veya olasılıksal yaklaşımlara dayanabilir. Deterministik yaklaşımlar, model değişkenlerini tanımlamak için ortalama veya yüzdelik gibi tek bir değer kullanır. Bu nedenle, ana dezavantajlarında, olası maruziyetlerin aralığı ve risk altında kalan nüfusun oranı konusunda sundukları bilgiler için iç yüzünü anlama konusunda eksiklikler bulundurulur. Buna karşılık, giderek yaygın olarak kullanılan olasılıksal yaklaşımlar (Quijano vd., 2017), gıda tüketimindeki ve tüketicinin vücut ağırlığındaki değişkenliğin yanı sıra kirletici oluşumundaki değişkenliği de hesaba katar. Böylece, olası tüm senaryoları hesaba katılarak (EFSA, 2012; FAO, 2009) belirsizlikler ve değişkenlikler ele alınır (Mondal ve Polya, 2008).

MK'lerin oluşturduğu çevresel riskler ve etkiler esas olarak kimyasal ve fiziksel türlerine; su ve katı maddeye olan afinitelerine bağlıdır bu da biyoyararlanımları üzerinde önemli bir değişikliğe ve etkiye neden olabilir. Ayrıca, MK'lerin biyotik varlıklar için tehlikesi, hareketliliklerine ve besin zincirine dahil olup birikme yeteneklerine de bağlıdır. Bunlara ek olarak, tür duyarlılığı ile birlikte fizikokimyasal parametreler, kirleticinin biyolojik olarak birikme yeteneğini değiştirebilir. Canlı sistemler, belirli bir kirleticinin aynı konsantrasyon düzeylerine maruz kalsalar bile, MK'lerin çoğunluğu biyolojik olarak birikmek için farklı potansiyel seviyelere sahiptirler. Benzer şekilde, belirli bir gruba ait bir türün bireyleri, aynı zaman diliminde eşit konsantrasyonda kirleticilere maruz kaldıklarında kirletici maddeyi aynı oranda biriktiremezler. Bu durum bireysel olarak boyut, yaş, cinsiyet ve organizmanın diğer fizyolojik durumu gibi birçok faktörle ilişkilidir (Garnaga, 2012). İnsanın eşik değerinin üzerindeki bir kirleticiye maruz kalması, vücut bağışıklığının yok edilmesi ve/veya organ yetmezliği nedeniyle ölümcül olabilir (Liao vd., 2018). Zararlı toksik maddelerin canlı hücreler üzerindeki etkileri, ya hücresel enzim aktivitelerindeki değişikliklerle ya da hücre yapısındaki kimyasal ve fiziksel modifikasyonlarla olabilmektedir (Brunk vd., 2018). Bu değişiklikler kanser, böbrek hastalıkları, zayıf bağışıklık, bakteriyel, viral ve mantar hastalıkları, embriyonik bozukluklar, hormonal bozukluklar, organ yetmezliği, cilt problemleri gibi ve daha bir çok ciddi sağlık sorunlarından sorumlu olabilir (Deng vd., 2018). OMK'lerin tespiti ile de, son

zamanlarda insanların bu kirleticilere maruz kalmasıyla ilgili endişeleri artırmıştır (Kalavrouziotis vd., 2012; Khan vd., 2008; Pan vd., 2014). Bu konuda, tatlı patates ve havuç ile yapılan bir çalışmada OMK'lerin varlığının insan sağlığı üzerinde olumsuz etkileri olabileceği bildirilmiştir (Malchi vd., 2014; Prosser ve Sibley, 2015).

Yapılan araştırma çalışmaları, tanımlanan MK'lerin çoğunun, birçok organizmada endokrin süreçleri kesintiye uğratma konusunda büyük bir potansiyele sahip olduğunu ortaya çıkarmıştır. Bu kimyasallar EDC'ler olarak adlandırılır. Temel olarak, EDC'ler çevrede antropojenik olduğu kadar doğal olarak da meydana gelmektedir. WHO tarafından kabul edilen tanımda, EDC'lerin eksojen olduğu ve EDC bileşiklerinin bir karışımının, tüm endokrin sistemin işlevini bozma yeteneğine sahip olduğunu ve bunun sonucunda tek bir organizmada olumsuz etkiler göstereceğini veya yavrularını veya tüm alt popülasyonu etkileyeceğini belirtmişlerdir. EDC'ler farklı ailelere aittir ve bu tür kimyasallara maruz kalan organizmalarda doğal bir hormon gibi davranarak veya onları taklit ederek doğal hormonal sistemi bozabilmektedirler (Huerta vd., 2017). Mevcut bilgilere dayanarak, aralarında EDC'lerin bulunduğu yaklaşık yüz bin yeni ortaya çıkan bileşik vardır (Gore vd., 2014). Bu kimyasallar bisfenol, ftalatlar, bromlu alev geciktiriciler, poliklorlu bifeniller, organik kalay bileşikleri ve bazı pestisitleri içermektedir (Kima vd., 2015).

1.7.1 Ağır Metallerin Sağlık Üzerine Olası Etkileri

Ağır metallerin yüksek konsantrasyonları toprak verimliliğini azaltarak mahsullerdeki besin değerlerini düşürür. Besin zincirine dahil olan toksik metaller daha bitkisel ürünlerde birikir ve bu da tüketiciler için potansiyel sağlık risklerine neden olur (Khan vd., 2008).

Kurşun, topraklarda çözünmeyen Pb^{2+} formlarında bulunur ve kil mineralleri ile organik moleküllere güçlü bir şekilde tutunur (Alloway, 2012). Kurşun mikroorganizmalar tarafından parçalanamaz, bitkiler ve toprakta yaşayan organizmalar için oldukça toksiktir (Amari vd., 2017; Oliver ve Gregory, 2015). Kurşun insan vücuduna farklı yollarla girebilir, ancak kirlenmiş topraklarda yetiştirilen kirli gıdalarla alınabiliyor olması endişe vericidir. WHO ve FAO yakın zamanda uzun süreli maruziyetten sonra sağlığın korumasını garanti eden koruyucu bir değer olmadığını belirleyerek önceki 0,025 mg/kg vücut ağırlığı tahminini geri çekmiştir (WHO, 2011). Kurşun maruziyeti,

küresel hastalık yükünün yaklaşık yüzde 1,5'inden sorumludur ve dünya çapında 800 milyon çocuğu etkilemektedir (UNICEF ve Pure Earth, 2020).

Kurşun, vücut sistemimiz için gerekli olmayan bir metaldir; düşük konsantrasyonu bile insan sağlığına zarar verir. Kirlenmiş gıdalar vücudumuza, su, hava ve ayrıca içecekler yoluyla girerler. EPA, kurşunun insan sağlığı için kanserojen bir ajan olduğunu bildirmiştir. Pb, 20-30 yıl kadar süren bir biyolojik yarı ömre sahiptir. Kan dolaşımına girdiğinde ve eritrositlerle bağlandığında ise dişlerde ve kemiklerde birikir. Hemoglobın sentezi için gerekli olan enzimlerin işlevini inhibe ederek vücuttaki hemoglobın seviyesini düşürür ve anemiye neden olur (Landis vd., 2003; Bradl, 2005). Demir eksikliğiyle sonuçlanan kurşun toksisitesine hamile kadınlar ve çocuklar daha duyarlıdır (Flora vd., 2006). Kurşunun neden olduğu klasik hastalıklardan biri, çocuklarda çok yaygın olarak merkezi sinir sistemine ve gastrointestinal sisteme zarar vererek zehirlenmesidir (Markowitz, 2000).

Kurşun, kandaki konsantrasyonlarına bağlı olarak insan sağlığı üzerinde bir dizi etkiye sahiptir ve hemen hemen tüm organları etkiler (WHO, 2017b). Kurşun maruziyeti beyin hasarına neden olarak zihinsel engelliliğe yol açar. Hamilelik ve erken gelişim döneminde kurşuna maruz kalan çocuklarda daha düşük IQ ve bilişsel yeteneklerde eksiklik görülür (UNICEF ve Pure Earth, 2020). Kurşun maruziyeti ayrıca agresif veya şiddet içeren davranışlara da bağlanır (Mathee vd., 2018). Yetişkinlerde kurşun maruziyeti hematolojik etkilere yol açarak kan basıncında ve diğer kardiyovasküler hastalıklarda artışa neden olur (EC, 2006). Kurşun maruziyetiyle ilişkili son morbidite ve mortalite verileri, en büyük riskin dezavantajlı topluluklarda olduğunu göstermektedir. Bu topluluklar, IQ'yu düşüren stres faktörlerinin sonuçlarından daha fazla etkilenecektir, çünkü bu topluluklar IQ'nun genellikle zaten ortalamadan düşük olduğu popülasyonlardır (Gilbert ve Weiss, 2006) ve bu ülkeler düzenlemelerin olmadığı veya düşük oranda uygulandığı daha az gelişmiş ülkelerdir (O'Connor vd., 2020). Akut kurşun maruziyetinin esas olarak, iştahsızlık, baş ağrısı, hipertansiyon, karın ağrısı, böbrek fonksiyon bozukluğu, yorgunluk, uykusuzluk, artrit, halüsinasyonlar ve baş dönmesine neden olduğu bilinmektedir. İnsanlar kurşuna daha uzun süre maruz kaldıklarında zeka geriliği, alerji, psikoz, otizm, disleksi, hiperaktivite, beyin hasarı, böbrek hasarına neden olduğu ve hatta bazı zamanlarda ölüme bile neden olduğu bilinmektedir (Martin ve Griswold, 2009).

Uluslararası Kanser Araştırmaları Ajansı, kadmiyum ve bileşiklerini Grup I kanserojenler olarak sınıflandırmıştır. İnsanların kadmiyum maruziyeti, daha yüksek konsantrasyonlarda olduğunda ise proksimal túbüler hücrelerde biriktiğinden böbrekler için olduğa toksiktir (Chakraborty vd., 2013). Çeşitli çalışmalar sonucunda, kadmiyumun kalsiyum metabolizmasında bozulmalara yol açarak osteoporoza ve böbrek taşı oluşumuna neden olduğu tespit edilmiştir. Kadmiyum yüksek düzeyde solunursa akciğerlere zarar verebilir (Bernard, 2008). Tütün kadmiyum zehirlenmesinin ana kaynağıdır, çünkü bu bitkiler topraktan kadmiyumu çok daha yüksek hızda biriktirirler; sigara içenler içmeyenlere göre kadmiyuma daha duyarlıdır (Mudgal vd., 2010). Kadmiyum mantar, karaciğer ve deniz yosunu gibi kontamine gıda maddelerinin alınımı yoluyla da insan vücuduna girer (Järup vd., 2000). Kan dolaşımı yoluyla karaciğere taşınır, burada metal bağlayıcı protein olan metallothionein ile bağlanır ve böbreğe taşınır. Böbrekte birikir ve kan temizleme mekanizmalarına müdahale eder. Böbrek ve karaciğer hasarına ve kemiklerin deformasyonuna neden olur (Alkarkhi vd., 2008). Kadmiyumun mutajenik, kanserojen, teratojenik, embriyo için toksik, hiperglisemik ajanlar ve anemi indükleyici ajanlar olduğu ve immünopotensiye azalttığı bildirilmiştir (Rehman ve Sohail, 2010).

Cıva, hayvanlar ve insanlar için olduğa nörotoksik bir kirleticidir ve özellikle merkezi sinir sistemini etkiler (Lebel vd., 1998). Cıva zehirlenmesiyle ilgili endişeler, 1956 yılında Minamata Körfezi'nden cıva ile kirlenmiş balıkların yenmesi sonucu Japonya'nın Minamata şehrinde ciddi metilciva zehirlenmesi meydana geldiğinde başlamıştır. Yaklaşık 3.000 kişide Minamata hastalığı olarak adlandırılan nörolojik bozukluklar gelişmiştir (Yorifuji vd., 2015). Cıva, topraklarda element veya metalik cıva yada iyonik cıvanın (Hg^{2+}) inorganik ve organik kompleksleri olarak üç formda bulunur. İnsanlar esas olarak metilciva'nın organik formu olarak cıvaya maruz kalırlar. Bu, güçlü bir nörotoksindir ve mide-bağırsak sistemi tarafından kolayca emilir. Maruziyetin ana yolu, kirlenmiş balık ve kabuklu deniz ürünlerinin tüketilmesidir, ancak cıva ile kirlenmiş topraklarda yetşitirilen pirinç, lahana, ıspanak, turp, marul ve mısır gibi gıdaların tüketilmesi yoluyla da alınabilir (Qiu vd., 2008; Shao vd., 2012). Bitkiler toprak çözeltilisinden çözünmüş cıvayı emebilir, köklerinde biriktirebilir veya diğer dokulara taşıyabilir (Beckers ve Rinklebe, 2017). Vücuda besinlerle girer ve besinlerde inorganik ve organik formlarda bulunur. Organik form, sağlığa daha zararlı olan

metilcıvadır (MeHg). Gıdalardaki cıva düzeyi tutarsızdır ve bulunduğu çevrenin yerel kirlilik düzeyini yansıtır (Dudka ve Miller, 1999). Çevredeki en zehirli ağır metaldir ve cıva zehirlenmesi sonucunda akrodini veya pembe hastalık adı verilen hastalıklar oluşabilmektedir (Morais vd., 2012). Cıva genellikle diğer elementlerle birleşerek organik ve inorganik cıvayı oluşturur. Yüksek seviyelerde metalik, organik ve inorganik cıvaya maruz kalmak beyne, böbreklere ve gelişmekte olan fetüse zarar verebilir (Alina vd., 2012). İnorganik iyonik formdaki Hg (Hg^{2+}) hem de metilciva olarak, mitokondrinin elektron taşıma zincirinin işleyişini değiştirir ve sonuç olarak hücre apoptozuna neden olur ve nörodejeneratif bozukluklara neden olan oksidatif maddelerin üretimini artırır (Belyaeva vd., 2012; Mori vd., 2011). Bebekler, hem hamilelik sırasında plasenta yoluyla hem de anne sütü yoluyla maruz kalabildikleri için özellikle savunmasızdırlar ve bu da fetal ve neonatal beynin azalan ve bozulan gelişimine yol açar (Straka vd., 2016; Genchi vd., 2017) ayrıca kardiyovasküler hastalıklar da cıva maruziyetine bağlamaktadır. İnsan sinir sistemi her türlü cıvaya karşı çok hassastır. Cıvaya uzun süre maruz kalmanın daha sonra beyin fonksiyonlarını etkileyerek titremelere, hafıza sorunlarına ve bazı durumlarda görme veya işitmede değişikliğe yol açtığı bilinmektedir. Organik cıva zehirlenmesinin belirtileri arasında kusma, mide bulantısı, artan kalp hızı veya kan basıncı, depresyon, hafıza sorunları, yorgunluk, baş ağrısı, saç dökülmesi vb. bulunur (Martin ve Griswold, 2009).

Arsenik maruziyeti organlarda ve ciltte hastalıklara neden olur, aynı zamanda bağışıklık sistemini de etkileyebilir (Duker vd., 2005). Enzim ve proteinlerin sülfhidril gruplarına bağlanır ve hücre içinde denatürasyonlarına neden olurlar (Gebel, 2004). Hücre ve bileşenlerine zarar veren reaktif oksijen türlerinin oluşumunu artırırlar (Ahmad vd., 2000). Tarım ilaçları, herbisitler, veterinerlik ilaçları ve beşeri ilaçlar arsenik içerir (Tchounwou, 1999). Terapötik etki olarak, lösemi hücrelerinde programlanmış hücre ölümünü (apoptoz) indükler (Yedjou ve Tchounwou, 2007).

1.7.2 Pestisitlerin Sağlık Üzerine Etkileri ve Olası Riskler

Pestisitler dünya-atmosfer sistemine yayılmıştır ve pestisit kontaminasyonu dünya çapında meydana gelmektedir. Birçok çalışma, topraklardaki pestisit karışımlarının ekosistem ve insan sağlığı üzerindeki bilinmeyen etkilerine ilişkin endişeleri vurgulamıştır; bununla birlikte, kullanımda olan çok sayıda pestisit göz önüne

alındığında, olası kombinasyonların hepsini tek tek incelemek ve toksisite risklerini belirlemek neredeyse imkansızdır (Bonner ve Alavanja, 2017; Kim vd., 2017).

Pestisit türü, maruz kalma süresi ve yolu ve bireysel sağlık durumu olası sağlık etkisini değerlendirmek için önemlidir, ayrıca pestisitler canlıların yağ dokusunda metabolize edilebilir, atılabilir, depolanabilir veya biyolojik olarak birikebilirler (Pirsaheb vd., 2015). Pestisitlerin, maruz kalma derecesine ve süresine bağlı olarak olumsuz sağlık etkilerine neden olduğu açıklanmıştır. Pestisitlerin sağlık üzerindeki etkileri, hafif hassasiyetler, kızarıklıklar, nefes alma zorlukları, nörotoksisite ve üreme komplikasyonlarından kanser gibi ölümcül kronik hastalıklara kadar uzanmaktadır (Tomer vd., 2015).

Araştırmalar, pestisitlerin kanser ile yakın ilişkisini hem çocuklarda hem de yetişkinlerde kötü huylu tümör oluşumlarının gelişimini ortaya çıkarmıştır. Pestisit maruziyeti ile yakından bağlantılı kişilerin, Burkitt lenfoma, lösemi, nöroblastom, Wilm tümörü, Hodgkin olmayan lenfoma, yumuşak doku sarkomu, yumurtalık hastalıkları, akciğer, rektum, mide, kolon ve mesane tümörleri gibi farklı maligniteler için çok daha ciddi bir şekilde risk altında olduğu belirlenmiştir (Bonner vd., 2017; Rodriguez vd., 2017; Schinasi ve Leon, 2014). Bir araştırmada, çocukluk ve ergenlik döneminde pestisite maruz kalan genç kadınlardan oluşan bir alt grupta meme kanseri tehdidinde göze çarpmayan bir artışın olduğu ve birçok hastalıkla ilişkili olduğu belirlenmiştir (Niehoff vd., 2016).

Hodgkin olmayan lenfoma (NHL), lenf ve bağışıklık sistemini etkileyen 20'den fazla benzersiz malignite topluluğundan oluşur. Önceki birkaç on yılda, bu özel tehdit türü tüm dünyaya yayılmıştır (Alavanja ve Bonner, 2012). Artan kanıtlar, organoklorlu pestisitlere maruz kalmanın NHL geliştirme tehlikesi oluşturduğunu göstermektedir. Bir meta-analizde, NHL için pestisit maruziyeti tehlikesi araştırılırken diklorodifenildikloroetilen, heksaklorosikloheksan, klordan ve heksaklorobenzen için pozitif ilişki olduğu bildirilmiştir (Luo vd., 2016). Bağışıklık disfonksiyonunun doğrudan NHL ile ilişkili olduğu bildirilmektedir. Malathion, özellikle bağışıklık hücrelerine saldırırken, diazinon, kolinerjik bir lenfosit düzenlemesini etkileyerek nöro-bağışıklık sisteminin kesintiye uğramasına neden olduğu belirlenmiştir (Hu vd., 2017).

Çok sayıda araştırma, kronik olarak pestisitlere maruz kalan insanlarda yüksek oranda psikolojik, davranışsal ve psikomotor işlev bozukluğu ve Alzheimer hastalığının ortaya çıktığını keşfetmiştir Alzheimer yaşlanma ile birlikte insanlarda ortaya çıkan bir hastalıktır ve giderek artmaktadır. Alzheimer'ın karakteristik özellikleri, hücre dışı amiloid-beta (A β) plaklarının varlığını, nöron ölümünü ve nörotransmitterlerin kaybını içerir. Çevre kirleticilerinin Alzheimer patogenezi ile kesin olarak bağlantılı olduğunu savunulmaktadır. (Zaganas vd., 2013). Yaşamın duyarlı evrelerinde pestisitlere maruz kalmak, bir canlının cinsel büyümesine, üremesine ve doğurganlığına müdahale eder. Azalmış doğurganlık, kısırlık, erken doğumlar, teşhis edilmemiş düşükler, doğum kusurları, teratojenite, transformasyonlar, mutasyonlar, kalıtsal deformiteler ve habis büyümeler gibi etkilere neden olduğu belirlenmiştir (Sheiner vd., 2003). Spesifik pestisitlere yeterli dozlarda maruz kalmak, sperm anormallikleri, doğurganlığın azalması, anormal düşükler, doğum kusurları ve fetal gelişim engeli gibi tehditleri oluşturabilir (Frazier, 2007). Bir karbamat pestisiti olan karbosulfanın, farelerde kromozomal anormalliklerde, kemik iliği mikronükleus oluşumunda ve sperm varyasyonunda bir artışa neden olduğu tespit edilmiştir. Bu keşifler, karbosulfanın güçlü bir genotoksik ajan olduğunu ve aynı şekilde güçlü bir germ hücre mutajeni olarak da hareket edebileceğini göstermektedir (Giri vd., 2002).

Karaciğer ve böbrekler, insan vücudunda detoksifikasyon ve atılım için görev yapmaktadır. Vücuttaki her zararlı bileşik, dönüşüm ve atılım için bu iki organda depolanır (Tomer vd., 2015). Bu nedenle, bunlar, yapısal ve işlevsel anormalliklere yol açan yüksek miktarda kimyasal ve zehir biriktirme eğilimindedir. Pestisitlerin aktivitesi için akla gelebilecek mekanizma, serbest radikallere karşı doku duyarlılığı ile ilgili olarak açıklığa kavuşturulabilir. Lipofilik pestisit olan klorpirifos gibi pestisitler, lipoidal filmleri hedefleyerek ROS ve lipid tabakasının oksidasyonuna ve bozulmasına neden olur (Kumar vd., 2011). Oksidatif stres parametrelerinin plazma seviyeleri (uyarılmış oksidasyon protein öğeleri ve malonaldehit) ile pestisit seviyesi arasındaki kritik pozitif ilişkinin, kronik böbrek hastalarında artan pestisit birikimi ile oksidatif stresi arttırdığını göstermiştir (Fetouiet vd., 2010).

1.3.6 Çalışmanın Amacı

Son yıllarda, analitik cihazlar ve tekniklerdeki gelişmeler, çevresel matrislerdeki mikro kirleticilerin tespiti ve derişimlerinin belirlenmesi sağlanmıştır. Bununla birlikte, MK'lerin bitkiler tarafından alınımını ve birikimini değerlendirmeyi amaçlayan çok sayıda çalışma yapılmıştır. İnsan ve veteriner ilaçları ve kişisel bakım ürünleri, pestisitler, PAH'lar, fenolik östrojenler, yüzey aktif maddeleri, ağır metaller, biyositler ve dezenfeksiyon yan ürünleri de dahil olmak üzere, atık sularda birçok mikro kontaminant sınıfı olduğu belgelenmiştir. Her ne kadar bu kimyasallara maruz kalınmasından kaynaklanan potansiyel sağlık ve çevresel tehlikeleri tam olarak anlaşılmasa da, indükleyebilecekleri ekotoksikolojik etkiler büyük bir endişe kaynağı olmaya devam etmektedir. Bazı mikro kontaminantların, özellikle yüksek oranda kontamine olmuş bölgelerde ve hatta düşük konsantrasyonlarda bile ortaya çıkmasının, kronik sağlık sorunlarına yol açabileceği belirtilmiştir. Yüksek küresel nüfus ve yaşam standartlarının iyileştirilmesi nedeniyle gıda talebi dünya çapında artmaktadır. Artan bu gıda talbine yetişebilmek için daha kısıtlı alanlardan daha kısa sürelerde ve daha fazla miktarda ürünün elde edilmesi için çeşitli kimyasallar kullanılmaktadır. Modern tarımda pestisitlerin kullanılması, çoğu mahsulün gıda arzını garanti etmesi için kullanılmaktadır. Bununla birlikte, zirai süreçlerde pestisitlerin bilinçsiz ve aşırı kullanımı çevre kirliliğine ve insan sağlığı riskinin artmasına neden olmaktadır.

MK'lerin mevcudiyetinin belirlenmesi ve bitkilerdeki toksisite çalışmaları daha çok laboratuvar şartlarında yapılan uygulamalarla sınırlıdır. Mikro kirleticilerin karasal alanlardaki özellikle tarım alanlarındaki mevcudiyetlerinin meydana getirebileceği olumsuz durumlar ve kaderleri hakkında yapılan çalışmalar çok azdır. Çevre kirliliğinin mikro kirlilik düzeylerinde olmasının bile tarım yapılan alanlarda, sürekli atık sularla sulanan bitkilerde ve bu bitkileri tüketen canlılarda özellikle de insanlarda meydana getirebileceği olası risklerin ve gelecek endişelerinin belirlemesi amacıyla bu çalışma tasarlanmıştır. Bu bilgiler ışığında bu çalışmada Gaziantep İlinde özellikle atık sularla sulanan alanlardaki bazı yeşil yapraklı sebzeler ve sulandıkları atık sulardaki mikro kirlilik düzeyinin belirlenmesi amaçlanmıştır. Ayrıca belirtilen kirletici sınıflarının analiz edilmesi; araştırma sonucunda belirlenmesi hedeflenen mikro kirleticilerin gruplarının seviyelerinin sulama suyu ve bitkideki oranlarının

karşılaştırılarak gıda güvenliği açısından değerlendirilmesinin yapılması amaçlanmıştır. Türkiye'nin önemli sanayi şehirlerinden olan ve aynı zamanda Anadolu'da ilk yerleşim yerlerinden birisi olduğu düşünülen Gaziantep'in nüfus yoğunluğu, hızlı sanayileşme ve göçlerden dolayı yoğun antropojenik etkiye maruz kalmaktadır.

Atık sularla sulanan ve zirai faaliyetlerin de dahil olduğu alanlarda kalan tarım arazilerindeki topraklarda ve buralarda yetişen bitkilerde mikro kontaminantların mevcudiyetinin kaçınılmaz olduğu bilinmektedir. Bu durumun potansiyel risklerinin meydana getirebileceği senaryolar endişe verici olup önemli bir sorun olmaya devam etmektedir. Araştırmasını ve analizlerini yaptığımız bu kirleticilerin toksik etkileri, kalıcılıkları gibi özelliklerinden dolayı biyoakümüülasyonu ve biyomagnifikasyonu sonucunda çevre kirliliği ve canlılar açısından gelecekte büyük sorunlara yol açacağı tüm dünyada yapılan çalışmalarda kabul edilmiştir. Ülkemizde mikro kirlilik seviyeleri açısından yapılacak kapsamlı çalışmaların ve çalışma sonucunda belirlenecek olan olası risk değerlendirmelerinin yapılması elzemdir. Türkiye'nin önemli sanayi şehirlerinden olan Gaziantep'in nüfus yoğunluğu, hızlı sanayileşme ve göçlerden dolayı yoğun antropojenik etkiye maruz kalmaktadır. Ülkemizin hem sanayi hem de gastronomi alanında ileri seviyede olan Gaziantep ilinde mikro kirleticilerin belirlenmesine yönelik yaptığımız bu çalışma çevre ve insan sağlığı açısından büyük önem taşımaktadır

Bu bilgiler göz önüne alındığında bu tezin ana amaçları kısaca şöyledir:

- i. Yeşil yapraklı sebzelerin sulandığı atıksulardaki ve yetiştirildiği topraklardaki bazı mikrokirleticilerin düzeyini belirlenmek,
- ii. Yeşil yapraklı sebzelerin yenilebilir kısımlarındaki bazı mikrokirleticilerin düzeyini belirlenmek,
- iv. Mikro kirleticilerin ne kadarının örneklenmesi yapılan sebzelerin bünyesine alındığını saptamak,
- v. Topraklarda tespit edilen ağır metallerin ekolojik risk indekslerini belirlemek,
- vi. Örnekleme yapılan yeşil yapraklı sebzelerdeki kirleticilerin insan sağlığı açısından olası riskleri değerlendirmek,
- vii. Tarım alanlarının atık sularla sulanmasının gıda güvenliği ve gıda güvencesi konusundaki risklerini ve gelecekteki olası endişelerini değerlendirmektir.

BÖLÜM 2

LİTERATÜR ÖZETLERİ

Addis vd. (2025) yaptıkları bir çalışmada, Etiyopya'nın başkenti Addis Ababa'da Akaki Nehri kıyısındaki çiftliklerden gelen tortu, toprak ve sulanan sebzelerdeki eser metal seviyelerini incelemiş ve ilişkili halk sağlığı risklerini değerlendirmişlerdir. Toplamda 24 tortu, 36 toprak örneği ve en yaygın olarak yetiştirilen sebzelerin yenilebilir kısımlarını toplayıp Endüktif Eşleşmiş Plazma Kütle Spektrometrisi (ICP-MS) kullanılarak eser metal içeriği açısından analiz etmişlerdir. Tortu örneklerindeki, As, Cr, Cu, Ni, Pb ve Zn içeriklerin eşik etki seviyesinin üzerinde olduğunu tespit etmişlerdir. Topraktaki As, Cr, Cu, Mn ve Zn seviyelerinin dünyadaki toprakların belirlenen limit değerlerini aştığını belirlemişlerdir. Ayrıca, bir çiftçilik alanında bulunan topraklardaki Ni içeriğinin, Avrupa Ekonomik Topluluğu'nun tarımsal topraklar için belirlediği sınırları aştığını tespit etmişlerdir. Toprak örneklerindeki As, Pb ve Zn seviyelerini, tarım toprakları için kabul edilebilir aralıklarda tespit etmelerine rağmen, birkaç sebze örneğinde ise WHO'nun izin verilen limitlerinin üzerinde olduğunu belirlemişlerdir. Kansere de dahil olmak üzere böbrek, kemik ve akciğer hastalıklarının bilinen bir nedeni olan kadmiyumun, sebzelerde en çok biriken metal olduğunu belirtmişlerdir. Toksik metaller arasında, İsviçre pazısı örneklerinde As, Cr ve Pb seviyelerinin daha yüksek olduğunu tespit etmişlerdir.

Siraj vd. (2024) yaptıkları bir çalışmada, güneybatı Etiyopya'nın seçilmiş tarım arazilerinden Nisan 2019 sonundan Mayıs 2019 ortasına kadar topladıkları meyve ve sebzelerdeki pestisit kalıntılarını belirlemeyi amaçlamışlardır. Numuneleri hızlı, kolay, ucuz, etkili, sağlam ve güvenli (QuEChERS) yöntemi kullanarak test etmişlerdir. Dört organofosfor pestisit (OPP) ve yedi organoklorlu pestisit kantitatif analizi nıgaz kromatografisi-kütle spektrometrisini kullanılarak gerçekleştirmişlerdir. Tüm örnekleme noktalarından alınan tüm meyve ve sebze örneklerinin bir veya daha fazla pestisit kalıntısıyla kirlendiğini tespit etmişlerdir.

Kloroflurenol-metilin, farklı örnekleme alanlarından elde edilen tüm ürün örneklerinde en baskın olarak tespit edilen OPP kalıntısı olduğunu; Gurafarda alanından elde edilen patates örneklerinde maksimum konsantrasyonun 0,402 mg/kg olduğunu ve South Bench alanından elde edilen soğan örneklerinde minimum değerin 0,049 mg/kg seviyesinde olduğunu belirlemişlerdir. Dibütil klorendatın, tüm örneklerde baskın OCP'ler olduğunu; Jamo alanından toplanan domates örneklerinde tespit edilen minimum değerin 0,498 mg/kg olduğunu ve North Bench alanından elde edilen ananas örneklerinde tespit edilen maksimum konsantrasyonun 1,003 mg/kg olduğunu tespit etmişlerdir. Domates örneklerindeki dimetoat konsantrasyonlarının (0,045–0,084 mg/kg), Avrupa Birliği (AB) yönergeleri tarafından belirlenen maksimum kalıntı limitlerinin (MRL'ler) (0,01 mg/kg) üzerinde olduğunu ancak Codex Alimentarius Komisyonu yönergeleri tarafından belirlenen MRL'lerin (0,5 mg/kg) altında olduğunu belirtmişlerdir. Tüm örnekleme noktalarından elde edilen tüm örneklerde nispeten yüksek oranda dibütil klorendat ve kloroflurenol-metil kalıntı konsantrasyonlarını tespit etmişlerdir. Çalışma alanındaki üreticiler tarafından tarım amaçlı pestisit kullanımı yaygın olduğunu pestisit kalıntılarının düzenli olarak izlenmesine ihtiyaç olduğunu belirtmişlerdir.

Su vd. (2024) yaptıkları bir çalışmada gıda maddelerinde yeni belirlenen maksimum kalıntı limitlerine sahip olan 51 pestisit kalıntısını belirlemek için modifiye edilmiş bir QuEChERS saflaştırma-sıvı kromatografisi-tandem kütle spektrometrisi yöntemi kullanmışlardır. Miktar tayini limitlerinin 0,2 ila 9,8 µg/kg arasında değiştiğini tespit etmişlerdir. On farklı gıda mahsülündeki miktarların %70,2 ila %117,9 arasında değiştiğini ve üç numunede %2,3 ila %19,9 arasında olduğunu tespit etmişlerdir. Bu yöntemi 352 numuneyi analiz etmek için uygulamış ve 97 numunede 14 pestisit kalıntısı olduğunu tespit etmişlerdir. Özellikle, sebzelerdeki Afidopyropen, siyantraniliprole ve fluxapyroxad kalıntıları ilkbahar ve kış aylarında daha yüksek seviyelerde ve yaz ve sonbahar aylarında ise daha düşük seviyelerde tutarlı bir desen sergilediğini belirlemişlerdir. Dahası, tespit edilen 14 pestisit akut ve kronik diyet maruziyeti için risk değerlendirmelerinin %ADI ve %ARfD'nin %100'ün oldukça altında olduğunu tespit etmişlerdir.

Sarmiento-Santos vd. (2024) yaptıkları bir çalışmada bazı sebze ve meyvelerdeki pestisit kalıntılarının sonuçlarına odaklanmışlardır. AB tarafından bebek mamaları için belirlenen MRL ile AB'deki bebek mamaları için referans pestisit kalıntılarını ve Brezilya'daki pestisit kalıntısı izleme programlarını (Ulusal Sağlık Gözetim Ajansı ve Tarım, Hayvancılık ve Tedarik Bakanlığı'ndan) göz önünde bulundurarak, karşılaştırdıkları bir araştırma çalışması yapmışlardır. İzleme programları tarafından 10,174 sebze örneğini analiz etmişlerdir ve sebzelerin %80,3'ünün ilgili MRL'lelere uygun olduğunu belirlemişlerdir. Pirinç, patates ve chayote gibi bazı yiyeceklerin ortalama pestisit kalıntı seviyelerini 2006 yılında AB için 0,01 mg/kg'dan yüksek seviyelerde bireysel pestisit kalıntısı içermemesi gerekliliğine dayanarak AB-bebek MRL'sine eşit veya daha düşük olduğunu tespit etmişlerdir. Ancak, analiz edilen yiyeceklerin yalnızca %44'ünün 0,01 mg/kg'dan daha düşük kalıntılara sahip olduğunu belirlemişlerdir. Çoğu meyve ve sebzenin bebek maması için AB önerilerinin üzerinde pestisit kalıntısı içerdiği sonucuna varılabileceğini belirtmişlerdir.

Ismael vd. (2024) yaptıkları bir çalışmada, Erbil şehrinde yerel olarak farklı bölgelerden toplanan ve yakındaki ülkelerden ithal edilen farklı sebzelerdeki (salatalık, domates, patlıcan ve dolmalık biber) ağır metal birikimini araştırmışlardır. Pb'nin maksimum konsantrasyonu 27,95 mg/kg ve minimumunun 6,49 mg/kg; Cd için konsantrasyonu 1,43 ve 0,99 mg/kg, Zn için 74,94 ve 5,14 mg/kg; ve Cu için, maksimum ve minimum sonucu 56,25 ve 8,2 mg/kg olarak tespit etmişlerdir. Bu değerlerin Gıda Tarım Örgütü tarafından açıklanan sınırlar içinde olduğunu, ancak Cu ve Pb için tehlike katsayısını (HQ) 1'den büyük olarak hesaplamışlardır. Erbil şehrinden toplanan yerel örneklerin, ithal edilen örneklere kıyasla daha az ağır metal konsantrasyonu içerdiğini ve düşük HQ değerine sahip olduklarını belirlemişlerdir. Kanserojen risk değerinin, 10–6 olan izin verilen sınırı aştıklarını ve bu bitkilerin yenilebilir kısımlarının sürekli tüketiminin yüksek risk taşıdığını belirlemişlerdir.

Wu vd. (2024) yaptıkları bir çalışmada tebukonazolün muzlarda bir fungusit olarak güvenliğini değerlendirmek için, basit ve hızlı bir ön işlemden sonra, muzun farklı kısımlarındaki tebukonazol kalıntılarını 35 gün içinde yüksek performanslı sıvı kromatografisi (HPLC) ile tespit etmişlerdir. Tebukonazolün bütün muzda, muz

posasında ve muz kabuğunda yarı ömürlerini sırasıyla 7,31 ~ 8,68 gün, 11,12 ~ 13,39 gün ve 4,06 ~ 5,74 gün olarak tespit etmişlerdir. Tebukonazolün kabukta en hızlı, posasında ise en yavaş şekilde yayıldığını belirlemişlerdir. Muz posasında ve muz kabuğunda tebukonazol içeriğini sırasıyla %3 ~ %35 ve %65 ~ %97 olarak tespit etmişlerdir. Bu sonuçlara dayanarak tebukonazolün esas olarak kabukta yayıldığını ve sadece küçük bir kısmının posaya geçtiğini belirtmişlerdir. Sonuçlarda ayrıca muz posasındaki tebukonazol kalıntı miktarlarının ilk üç günde arttığını ve daha sonra kademeli olarak yayıldığını ve Çin'deki MRL'nin altında olduğunu tespit etmişlerdir. Diyet alımı risk değerlendirmesinin sonuçlarında HQ'nun %0,45 ~ %2,69 olduğunu ve bunun kabul edilebilir aralıkta olduğunu belirlemişlerdir. Genel olarak, araştırma sonuçlarının muz çil hastalığının tarla kontrolünde tebukonazolün 133 g/L uygulama dozuyla ve suda 1000 kat seyreltilmesiyle yüksek güvenlik ve düşük riske sahip olduğunu tespit etmişlerdir. Tebukonazolün tarlada sistemik bir fungusit olarak rasyonel kullanımı için önemli bir referans sağlayabileceğini belirtmişlerdir.

Shang vd. (2024) yaptıkları bir çalışmada, insan serumundaki fungusitler, neonikotinoid insektisitleri, triazin herbisitleri ve metabolitlerini ölçmeyi amaçlamışlardır. 11 triazin herbisit ve metabolitini; 17 neonikotinoid insektisit ve metabolitini ve 22 fungusitin dahil olduğu 73 hedef pestisit ve metabolitlerin elli tanesini, Çin'in Wuxi kentindeki erkek ve hamile kadınların kan serumunda tespit etmişlerdir. Fungisitlerin kümülatif konsantrasyonunun en yüksek olduğunu (49,5 ng/mL), ardından onu neonikotinoid insektisit ve metabolitleri (6,38 ng/mL); triazin herbisitleri ve metabolitlerinin (5,10 ng/mL) takip ettiğini tespit etmişlerdir. Ayrıca, fungusitlerin tahmini günlük alımının, triazin herbisitlerinden (metabolitleri dahil) ve neonikotinoid insektisitlerden (metabolitleri dahil) sırasıyla 10,4 ve 12,7 kat daha yüksek olduğunu belirlemişlerdir. Üç pestisit kategorisinden, fungusitlere maruz kalmanın, $5,1 \times 10^{-3}$ -0,17 aralığındaki tehlike katsayısı içinde en yüksek maruz kalma riskine sahip olduğunu tespit etmişlerdir. Korelasyon analizinde, insan serumundaki pestisit maruziyet seviyelerinin sebze ve meyvelerdeki MRL'lerle ilişkili olduğunu ortaya koymuşlardır. Pestisit maruziyetini ayrıca yapısal denklem modellemesine göre insanların ağırlığı ve Vücut Kitle İndeksi ile de ilişkilendirmişlerdir.

Hosen vd. (2024) yaptıkları bir çalışmada bazı yapraklı sebzelerde metal birikimini analiz etmişlerdir. Analiz edilenler arasında Ca, Mg, Zn, Mn ve Fe gibi mineraller, ayrıca Cu, Cd, Pb, Cr, Co ve Ni gibi ağır metalleri de araştırmışlardır. İnsan sağlığı için risk faktörlerini incelemiş ve farklı kaynaklardan sebze örneklerine metallerin aktarılmasına odaklanmışlardır. Bu çalışmanın sonuçlarında, tespit edilen ortalama konsantrasyonların 68,0-1507 mg/kg Ca, 126,0-829,0 mg/kg Mg, 4,03-44,0 mg/kg Zn, 2,7-74,5 mg/kg Mn, 25,0-154,5 mg/kg Fe, 0,74-4,51 mg/kg Cu, 0,005-0,22 mg/kg Cd, 0,19-1,75 mg/kg Pb, 0,43-4,69 mg/kg Cr, 0,005-0,39 mg/kg ve 0,25-2,21 mg/kg Ni arasında değiştiğini tespit etmişlerdir. Ca, Mg, Zn, Mn ve Fe gibi minerallerin yapraklı sebzelerde en yüksek ortalama seviyelerini kırmızı amarant, bahçe semizotu, sap amarantta tespit etmişlerdir. Çalışmada, EDI, hedef tehlike katsayısı (THQ) ve kanser riskini (CR), kirlenmiş sebzelerin tüketilmesinin potansiyel sağlık risklerini değerlendirmek amacıyla kullanmışlardır. Sonuçlarda, Sap Amaranttaki Pb ve Mn için THQ değerinin 1'den büyük olduğunu tespit etmişlerdir ve bunun da, özellikle tüm tarlalarda standart sınırı iki kat oranında aşan yüksek kurşun maruziyeti nedeniyle düşük miktarda kanserojen sağlık riski taşıdığını belirtmişlerdir. Cd, Cr ve Ni için CR değerlerinin, birden fazla yerde dikkate değer bir kanserojen risk taşıdığını belirtmişlerdir.

Jolly vd. (2024) Bangladeş'de yaptıkları bir çalışmada, kül kabağı, patates, acı kabak, manda ıspanağı, yılan kabağı ve sivri kabak gibi bölge halkı tarafından sıkça tüketilen ve endüstriyel bir alanın etkisi altında kalan bir bölgede yetiştirilen bu sebzelerdeki ağır metal (Cr, Mn, Fe, Co, Ni, Cu, Zn, Cd ve Pb) kontaminasyonunu ve bunların tüketicilerin sağlığı üzerindeki etkilerini araştırmışlardır. Ağır metal konsantrasyonlarını tespit etmek için ana analitik araç olarak proton kaynaklı X-ışını emisyonu tekniği kullanmışlardır. Sebzelerde Cr, Mn, Fe, Co, Ni, Cu, Zn, Cd ve Pb'nin ortalama konsantrasyonu ve aralığını sırasıyla ($4,81 \pm 2,79$, $2,43-10,94$), ($497,57 \pm 258,08$, $181,24-886,67$), ($644,49 \pm 298,40$, $179,56-998,78$), ($38,88 \pm 14,31$, $18,88-60,12$), ($58,11 \pm 12,58$, $42,55-84,79$), ($137,24 \pm 48,37$, $71,99-208,98$), ($123,31 \pm 63,62$, $49,97-256,09$), ($8,09 \pm 2,69$, $4,29-14,94$) ve ($4,16 \pm 2,95$, $1,22-9,98$) mg/kg (kuru ağırlık bazında) olarak tespit etmişlerdir. Sebzelerde aşırı düzeyde ağır metal kirliliği tespit etmişlerdir. Numuneler için, sağlık risk değerlerini destekleyen tahmini metal kirliliği indeksi ve Nemerow kirliliği indeksi değerlerini kullanılmıştır. Tahmini tehlike indeksi (HI) değerinin, yaş grubundan

bağımsız olarak tüm sebze çeşitlerinde yüksek risk taşıdığı ve Cd'nin başlıca kirleticisi olduğunu belirlemişlerdir. Kanserojen risk indeksi (CR) açısından Co, Ni ve Cr değerlerinin USEPA eşik risk limitinin çok üzerinde ($CR > 1E-04$) olduğunu tespit etmişlerdir. Ayrıca, tüm sebze çeşitleri için toplam kanserojen riskinin her yaş grubu için hem de özellikle çocuklar için güvenlik eşiği değerini aştığını belirlemişlerdir.

Najmi vd. (2023) yaptıkları bir çalışmada, Suudi Arabistan'ın Cizan bölgesinde yetiştirilen marul, turp, nane, maydanoz ve roka gibi yeşil yapraklı sebzelerdeki ağır metal konsantrasyonlarını araştırmışlardır. Sonuçlarda, Fe seviyesinin tüm sebzelerde en yüksek metal olduğunu, rokanın ise en kirli sebze olduğunu tespit etmişlerdir. Ancak, test edilen hiçbir metalin FAO/WHO ve Avrupa Komitesi tarafından belirlenen maksimum izin verilen sınırları aşmadığını belirlemişlerdir. Sebze tüketimi yoluyla metal kirleticilere maruz kalmayla ilişkili olası sağlık tehlikelerini, THQ değerlerini belirlemişlerdir. Sonuçlara bakarak, Cizan şehrinin yakınında yetiştirilen sebzelerin en kirli, Darb'dakilerin ise en az kirli olduğunu görmüşlerdir. Ancak, test edilen tüm metallerin günlük alım miktarlarını, karşılık gelen oral referans dozlarının (RfD) oldukça altında olduğunu tespit etmişlerdir. Bu da incelenen bölgede yetiştirilen sebzelerin güvenli olduğunu ve sebze tüketimi yoluyla ağır metal maruziyetinin bölgedeki yerel halk üzerinde olumsuz etkilere neden olmasının muhtemel olmadığını belirtmişlerdir.

Zor vd. (2023) yaptıkları bir çalışmada, kronik ağır metal kontaminasyonuna maruz kalma risklerini araştırmak için farklı bölgelerdeki ıspanak, marul ve maydanoz örneklerinin mineral madde ve ağır metal içeriklerini analiz etmişlerdir. Mikrodalga sindirim işleminden sonra, örneklerin metal içeriklerini (Na, Mg, Al, P, K, Ca, Fe, Cu, Zn, As, Se, Cd, Sn, Hg, Pb) ICP-MS ile belirlemişlerdir. Her örnekten iki paralel analiz örneği hazırlayıp, üç kez analiz etmiş ve yapılan analizlerin ortalama değerleri raporlamışlardır. Analizler sonucunda, örneklerde ağır metal bulunma sırasını $Cu > Pb > Cd > As > Sn > Hg$ şeklinde olduğunu tespit etmişlerdir. Sonuçları istatistiksel olarak değerlendirmiş ve ıspanak örneklerinde Cu, Pb, Cd, As ve Sn değerlerini yüksek olarak ($p < 0,05$) bulmuşlardır. Analiz sonuçlarına göre; ıspanak örneklerinde Cu, Pb ve Cd içeriğinin en yüksek olduğu örneklerin sırasıyla Tekirdağ ($5,1 \pm 0,3$ mg/kg), Edirne ($0,106 \pm 0,007$ mg/kg) ve Tekirdağ ($0,080 \pm$

0,004 mg/kg) bölgelerinden alınan örnekler olduğunu tespit etmişlerdir. Elde ettikleri bu sonuçların en önemli nedenlerinden birinin de bu bölgelerdeki sanayi alanlarının artmasından kaynaklandığını belirtmişlerdir. Sonuçlarda sertifikalı referans materyallerle karşılaştırılmış, analit miktarlarının sertifika değerleriyle uyumlu olduğu belirlenmiş ve analiz sonuçlarının doğru olduğu kanıtlanmıştır.

Calderon vd. (2022) yaptıkları bir çalışmada, Şili ve Meksika'dan topladıkları sebzelerde 22 pestisit kalıntısının varlığını belirlemiş ve diyetle alınımlarında oluşabilecek sağlık risklerini değerlendirmişlerdir. 2018'den 2019'a kadar topladıkları pazı, marul, yeşil biber, domates ve ıspanakta gibi 101 numunede on bir adet pestisit kalıntısının (karbaril, karbofuran, klorotalonil, klorpirifos, sipermetrin, dimetoat, endosülfan alfa, endosülfan sülfat, lambda-sihalotrin, metamidofos ve monocrotophos) varlığını değerlendirmişlerdir. Bu pestisitlerin toplam sayısı ve konsantrasyonlarının Meksika'da (10) Şili'dekinden (3) daha fazla olduğunu ve Lambda-cyhalothrin pestisinin Şili ve Meksika' dan toplanan sebzelerde tespit edilen en yaygın kalıntı olduğunu belirlemişlerdir. Karbofuran kalıntısını Şili'den toplanan pazıda tespit etmiş, ancak Meksika'dan toplanan pazıda tespit edememişlerdir. Meksika'dan toplanan ıspanak numunelerinde yüksek seviyelerde dimethoate, klorpirifos ve metamidofos kalıntıları olduğunu belirlemişlerdir. Şili'deki ortalama pestisit konsantrasyonlarının, maksimum kalıntı sınırlarını aşmadığını görmüşlerdir. Meksika'da, dokuzu geleneksel ve beşi organik olarak yetiştirilen mahsullerde altı pestisit Avrupa Birliği'nin maksimum kalıntı limitlerini aştığını tespit etmişlerdir. Ancak, EDI toplamının, ADI'yı aşmadığını belirtmişlerdir. Her iki ülkede de gıda güvenliğini desteklemek ve halk sağlığını korumak için sebzelerdeki pestisit kalıntılarına yönelik sürekli izleme programlarına ve daha sıkı düzenlemelere ihtiyaç olduğunu belirtmişlerdir.

AlKhatip vd. (2022) yaptıkları bir çalışmada Filistin' in Beytüllahim ve Cenin bölgesinde yetiştirilen yapraklı sebzelerdeki metal konsantrasyonlarını araştırmışlardır. Her iki bölgeden farklı çiftliklerden ıspanak, roka ve maydanoz gibi sebzeleri toplamış ve Fe, Pb, Cr, Co, Cu, Mn, Cd ve Zn konsantrasyonlarını ölçmüşlerdir. Beytüllahim bölgesinden topladıkları sebzelerdeki konsantrasyonları, Fe için 25 ila 1046 mg/kg, Pb için 0,04 ila 1,77 mg/kg, Cr için 0,02 ila 2,51 mg/kg, Zn için 4 ila 107 mg/kg, Cd için 0,01 ila 1,4 mg/kg arasında değiştiğini ve

numunelerin %33'ünde Fe (WHO/FAO limitleri olan 425 mg/kg), %40'ında Pb (WHO/FAO limitleri olan 0,3 mg/kg), %13'ünde Cr (WHO/FAO limitleri olan 1,3 mg/kg), %6,6'sında Zn (WHO/FAO limitleri olan 99,4 mg/kg) %13'ünde Cd (WHO/FAO limitleri olan 0,2 mg/kg) konsantrasyonlarının daha yüksek seviyelerde olduğunu belirlemişlerdir. Manganez, kobalt ve bakır konsantrasyonunu, sırasıyla 500, 50 ve 73 mg/kg olan WHO/FAO limitlerinin altında olduğunu tespit etmişlerdir. Cenin bölgesinden topladıkları sebze örneklerindeki konsantrasyonları ise Fe için 42 ila 543 mg/kg, Pb için 0,05 ila 0,67 mg/kg, Cu için 0,62 ila 278 mg/kg, Cd için 0,02 ila 1,62 mg/kg arasında değiştiğini ve numunelerin %20'sinde Fe (WHO/FAO limitleri olan 425 mg/kg), %20'sinde Pb (WHO/FAO limitleri olan 0,3 mg/kg), %6,66'sında Cu (WHO/FAO limitleri olan 73 mg/kg), %6,66'sında Cd (WHO/FAO limitleri olan 0,2 mg/kg) konsantrasyonlarının daha yüksek seviyelerde olduğunu tespit etmişlerdir. Krom, manganez, kobalt ve bakır konsantrasyonlarını, WHO/FAO sınırlarının altında olduğunu belirlemişlerdir. Çalışmanın sonucunda, yapraklı sebze örneklerinde bulunan kontaminasyonların sulama suyu veya toprakla ilgili olmadığını belirterek bu durumu pestisitlerin aşırı ve kontrolsüzce kullanılmasına bağlamışlardır.

Meftaul vd. (2022) yaptıkları bir çalışmada üç kentsel tarım alanındaki topraklarda yetiştirilen marul ve ıspanakta dimetoat, 2,4-D, glifosat ve klorotalonil pestisitlerinin kalıntılarını belirlemeyi ve bunların insanlar için potansiyel sağlık tehlikelerini değerlendirmeyi amaçlamışlardır. Sonuçların çoğunda, sebze örneklerindeki kalıntı seviyelerini kabul edilebilen maksimum kalıntı seviyelerinin üzerinde tespit etmişlerdir. Pestisit kalıntı seviyelerinin, toprağın, karbon, silt, demir oksit ve alüminyum içerikleriyle negatif bir ilişki oluştururken, kum, kil ve pH içerikleriyle pozitif bir ilişki gösterdiğini belirlemişlerdir. Marul ve ıspanakta önerilen dozlardaki dimetoat, 2,4-D, glifosat ve klorotalonil için kabul edilen tahmini kısa vadeli alım değerlerini ($\text{mg kg}^{-1} \text{ gün}^{-1}$) ($0,003-9,90 \times 10^{-3}$) kullanarak yetişkinler ve çocuklar için sırasıyla $0,005-37,10 \times 10^{-3}$, buna karşılık gelen tahmini günlük alım değerlerini ise $0,007-9,58 \times 10^{-3}$ ve $0,03-35,90 \times 10^{-3}$ olarak belirlemişlerdir. Kanser neden olmayan akut sağlık tehlikesinin ($\text{aHI} < 100\%$) ve tehlike katsayısının ($\text{HQ} < 1$) hesaplanan değerlerine göre tarımda izin verilen değerlerdeki pestisitlerle kirlenmiş topraklarda yetiştirilen yeşil yapraklı salata sebzelerinin insanlar için bir sağlık riski oluşturmadığını belirtmişlerdir. Öte

yandan, topraklarda on kat daha yüksek dimetoat veya klorotalonil konsantrasyonlarında yetiştirilen hem marul hem de ıspanağın, potansiyel akut ve kronik sağlık tehlikeleri taşıdığını vurgulamışlardır.

Ahmed vd. (2022) yaptıkları bir çalışmada tabakhane atığı ile kirlenmiş toprak ve tarım arazisi toprağında yetiştirilen yapraklı sebzelerde metallerin (Cr, Zn, Ni, Cd ve Cu) birikimini Atomik Absorpsiyon Spektrofotometresi (AAS) ile belirlemişlerdir. Metallerin tabakhane atığından bitkilere atık su ile kirlenmiş toprak yoluyla aktarıldığını ve bu metalleri biriktirmiş olan yapraklı sebzelerin tüketimi yoluyla da insan vücuduna geçtiğinden insan popülasyonu için risk faktörü değerlerini incelemişlerdir. Gövde amarantları (horoz ibiği) (*Amaranthus lividus*), Ispanak (*Spinacia oleracea*), Kırmızı amarantlar (*Amaranthus gangeticus*), Jüt ebegümece (*Corchorus capsularis*), Su ıspanağı (*Ipomoea aquatica*) ve Malabar ıspanağı (*Basella alba*) gibi yapraklı sebzeleri toplamışlardır. Çalışmanın sonuçlarında, kirlenmiş topraklardaki metal içeriğinin WHO tarafından önerilen izin verilen limitleri aştığını tespit etmişlerdir. Tabakhane atığı ile kirlenmiş toprağın, tarım toprağından daha kirli olduğu belirlemişlerdir. Kirlenmiş toprakta yetiştirilen yapraklı sebzelerdeki metal içeriklerinin, tarım toprağından daha yüksek ve özellikle Cr (125,50–168,99 mg/kg) ve Cd (0,19–0,83 mg/kg) metallerinin izin verilen limiti aştığını belirlemişlerdir. Metal içeriği sıralaması, kirlenmiş toprak için Cr>Zn>Ni>Cu>Cd ve tarım toprağı toprağı için Zn>Cr>Cu>Ni>Cd şeklinde olduğunu tespit etmişlerir. Metal birikimi ve taşınımının sebzelerde sırasıyla Ispanak>Suıspanağı>Malabarıspanağı>Jüt ebegümece>Kırmızı amarantlar>Gövde amarantları olduğunu belirlemişlerdir. Analizlerde ayrıca, kirlenmiş toprakta etiştirilen bitkilerindeki metal taşınım oranının, kirlenmemiş tarım toprağındakinden daha yüksek olduğunu görmüşlerdir. Kirlenmiş topraklarda yetiştirilen sebzelerde her risk indeks değerinin 1'i aştığını belirlemişlerdir. Bu nedenle, bu kirli sebzeler günlük besin olarak tüketilirse kronik ve kanserojen hastalıkların riskini önemli derece arttıracığını ileri sürmüşlerdir.

Muhammad vd. (2021) Danbatta bölgesindeki tarım alanlarında yetiştirilen sebzelerin ağır metal kirlilik durumunu ve olası sağlık risklerini araştırmak amacıyla bu çalışmayı yapmışlardır. Nijerya'nın Kano eyaletinin Danbatta sulama alanlarından bir yıllık bir süreyi kapsayan zaman aralığında tarım yapılan alandan

sulama suyu, toprak ve sebzeleri (soğan, ıspanak ve marul) toplamışlardır. Elde edilen sonuçlarda, su numunelerindeki Pb, Cu ve Zn konsantrasyonlarının sırasıyla 0,033, 0,8 ve 0,89 mg/ml olduğunu belirlemişlerdir, Mn ve Co ise tespit edememişlerdir. Bu metallerin sudaki konsantrasyonlarının FAO/WHO sınırları içinde olmasına rağmen, toprağın Cu (12,17 mg/kg), Fe (152,29 mg/kg) ve Zn (55,75 mg/kg) ile kirlendiğini, hem ıspanak, hem marul hem de soğan numunelerinin Pb ve Mn ile kontamine olduğunu tespit etmişlerdir. Ancak sadece marul ve ıspanağın Cu, Fe ve Zn ile kontamine olduğunu belirlemişlerdir. Hem yetişkinlerin hem de çocukların sağlık riski değerlendirmesi sonuçlarına göre, Pb, Mn, Co ve Cu'nun sağlık riski indeksinin (SRI) birden büyük olduğu için önemli bir sağlık riski oluşturduğunu belirlemişlerdir.

Ngweme vd. (2021), çevresel kirlilik ve insan sağlığı açısından olası potansiyel riskleri değerlendirmek için Kinshasa'daki farklı bahçecilik alanlarından sulama suyu, toprak ve *Amaranthus viridis* (*A. viridis*) bitkisindeki kirlilik seviyelerini araştırmayı hedefledikleri için bu çalışmayı yapmışlardır. 740 çiftçi ile zirai ilaç ve gübre kullanımına yönelik bir anket çalışması yapmışlardır. OCP'ler, PCB'ler, PBDE'ler ve PAH'lar dahil sulama suyunda ve farklı bahçecilik alanlarından topladıkları 144 sebze örneğinde analiz etmişlerdir. Potansiyel insan sağlığı risk değerlendirmesini yapmış, kanserojenliği ölçmek için günlük alım ve toksisite değerlerini hesaplayarak olası riskleri tahmin etmişlerdir. Sonuçlarda, incelenen tüm alanlarda *A. viridis*'te PAH seviyesinin en yüksek olduğunu görmüşlerdir. Analiz edilen bitkilerdeki yedi PCB türdeşinin ($\Sigma 7\text{PCBS}$) toplamının konsantrasyonlarının 15,89 ile 401,36 ng g⁻¹ arasında değiştiğini belirlemişlerdir. OCP'lerin hem su hem de *A. viridis* bitkisindeki dağılımlarının türdeş spesifik, klorpirifos-etil ve p, p'-DDE'leri ise ağırlıklı olarak tespit etmişlerdir. PBDE'ler arasında, yalnızca BDE47'i, *A. viridis*'te gözle görülür konsantrasyonla ölçmüşler, sulama suyunda ise hiçbir PBDE tespit edememişlerdir. Daha yüksek tahmini günlük alım değerlerinin, yapraklı sebzelerin tüketilmesinin insan sağlığı üzerinde artan riskleri ile ilişkili olabileceğini belirtmişlerdir. Bununla birlikte, hesaplanan yaşam boyu artan kanser riski değerlerinin, yerel nüfus için potansiyel kanserojen riski olmadığını belirlemişlerdir. Bu çalışmanın sonuçlarına dayanarak, incelenen bahçecilik alanlarında kullanılan kimyasalların kullanımını kontrol etmek için uygun önlemlerin uygulanmasını şiddetle tavsiye etmişlerdir. Halk sağlığının

korunması için, doğrudan veya diyetle alımın sonucunda maruz kalınmasının önlenmesinin çok önemli olduğunu söylemişlerdir.

Albedair vd. (2021) yaptıkları bir çalışmada Suudi Arabistan'ın Riyad bölgesi yakınlarındaki beş tarım arazisinden topladıkları yenilebilir 60 sebze örneği, tarım toprağı ve sulama suyunun 20 örneğinde 25 adet pestisit kalıntısının seviyelerini değerlendirmişlerdir. Belirlenen Günlük Alım Miktarı (BGAM), Sağlık Risk İndeksi (SRI), Toplam Tehlike Katsayısı (TTK) ve Tehlike Oranı (TO) gibi belirteçleri kullanarak sonuçları değerlendirmişlerdir. Su örneklerinde ise pestisit kalıntılarını bulamamışlardır. Toprak örneklerinde, pestisit kalıntılarının 14 tanesinin (%56) maksimum kalıntı seviyelerini aştığını, sadece 2 pestisit kalıntısının (%8) MRL'lerin altında olduğunu tespit etmişlerdir. İki tarım arazisinden toplanan beyaz turpların köklerinde ve yapraklarında heptachlor (0,222 and 0,165 mg/kg) ve endosulfan (0,0019 and 0,0022) kalıntı seviyelerinin MKS'yi aştığını belirlemişlerdir. Hem yetişkinler hem de çocuklar için heptachlorun BGAM değerlerinin (0,0019 ve 0,0022), önerilen BGAM'yi (0,0025 ve 0,0001mg .kg⁻¹.d⁻¹) aştığını tespit etmişlerdir. Çocuklar ve yetişkinler için sağlık risk katsayı değerini >1 olarak bulmuşlardır. Ayrıca, heptachlor, aldrin ve heptachlor epoxide ile contamine olmuş bütün sebze örneklerinde kanser sağlık riski olduğunu (SR>1) tespit etmişlerdir. Bu nedenle bu sebzeleri tüketen insanlar için kansere yakalanma riskinin olabileceğini vurgulamışlardır.

Agyeman vd. (2021) yaptıkları bir çalışmada, Çek Cumhuriyeti'nin Moravya-Silezya Bölgesinde yer alan bir kasaba olan Frýdek-Místek 'ten topladıkları 115 örnekte, potansiyel toksik elementlerin PTE'lerin (kurşun, arsenik, krom, nikel, manganez, kadmiyum, bakır ve çinko) konsantrasyonlarını belirlemeyi ve PTE'lerin oluşturduğu insanlarla ilgili sağlık risklerini ortaya çıkaran, kirlilik indekslerini tahmin eden, PTE'lerin mekansal olarak dağılmış modellerini tespit eden, kaynak paylaşımını yapan ve numune konumunu kullanarak kanserojen ve kanserojen olmayan sağlık risklerini ölçen sayısallaştırılmış toprak haritaları oluşturmayı amaçlamışlardır. Sonuçlarda, çeşitli kirlilik değerlendirme indekslerini (kirlilik indeksi, kirlilik yükü indeksi, ekolojik risk ve risk indeksi) kullanarak çalışma alanındaki toprakların kirlilik değerlendirmesini ve Avrupa ortalama değerlerinin uygulanmasına dayalı olarak, farklı jeokimyasal arka plan

seviyelerinden kaynaklanan eşik limitlerindeki farklılıklar nedeniyle bir dizi kirlilik seviyesini belirlemişlerdir. Çocuklarda kanserojen olmayan risk ve kanserojen riski için CDI_{total} (Kronik Günlük Alım toplamı) değerleri, HQ ve CR değerlerini yetişkinlerinkinden daha yüksek olarak tespit etmişlerdir. Kanserojen olmayan risk sağlık indeksine göre, örnekleme yaptıkları çalışma alanının %6,1'inin yetişkinlerden ziyade çocuklar için potansiyel bir risk oluşturduğunu belirtmişlerdir. Örneklenen noktasal sağlık riski değerlendirmelerine göre, örnekleme yaptıkları yerlerin %13,05'inin çocuklar için kanserojen olduğunu belirlemişlerdir. Tarımsal toprakta tahmin edilen sağlık riskinin yüksek olduğunu ve hem kanserojen hem de kanserojen olmayan riskler çalışma alanında yaşayan insanları, özellikle çocukları tehdit edebileceğini ileri sürmüşlerdir. Sonuç olarak, PTE'lerin çevreye ve toprağa dahil edilmesinin, insanlar, flora ve fauna için sağlıkla ilgili riskler oluşturabileceğini belirtmişlerdir.

Huang vd. (2021) sebzelerdeki metallerin birikimini ve bunların antioksidan seviyeleri üzerindeki etkilerini değerlendirmek amacıyla bir çalışma yapmışlardır. Mevcut çalışmada, kirlenmiş topraklara ekilen beş sebze, özellikle su ıspanağında metallerin biriktiğini belirlemişlerdir. Kirlenmiş topraklara ekilen tüm sebzelerde Cd ve Cu birikiminin daha fazla olduğunu tespit etmişlerdir. Elde ettikleri sonuçlara göre, tatlı patates, patates ve domateste görülen düşük birikme oranı nedeniyle, onların metal endüstrilerine yakın çiftlikler gibi şüpheli kontamine topraklarda yapraklı sebzeler gibi yüksek oranda biriktiricilerin yerine ekim için daha uygun olduklarını belirtmişlerdir. Su ıspanağı ve tatlı patatesten Cd maruziyetinin karsinojenik olmayan HI değerini >1 iken, Cu için <1 olarak belirlemişlerdir. Çalışmanın sonuçlarına göre, metaller toprağa ve suya girdikten sonra besin zincirine girebileceğini ve kirlenmiş mahsullerin tüketiminin insan sağlığı için ciddi bir risk oluşturabileceğini belirtmişlerdir. Ayrıca bu çalışmanın bölge sakinlerinin sebze tüketimi nedeniyle sağlık riskleri yaşayabileceğini ve çocukların ağır metal alımının olumsuz etkilerine karşı savunmasız olduklarına ileri sürmüşlerdir.

Gupta vd. (2021) Jhansi'de yaptıkları bir çalışmada, farklı mevsimlerde farklı sebzelerde ağır metal birikimini belirlemek ve bu tür sebzelerin tüketiminden dolayı yetişkinlerde oluşabilecek ciddi bir sağlık tehlikesinin bulunup bulunmadığını

tespit etmeyi amaçlamışlardır. Toplamda yedi adet tarım arazisinden topladıkları sebzeleri (kokulu yonca, ıspanak, patlıcan ve şili biberi) ve 28 toprak örneğini analizlemişlerdir. İncelenen sebze ve toprak örneklerindeki ağır metal içeriğinin transfer faktörünü (TF) hesaplamışlardır. Hesaplamaların sonucunda bu sebzelerin tüketimiyle oluşabilecek ağır metal maruziyetinin kansere yol açma riskiyle önemli bir ilişkisi olmadığını belirtmişlerdir. Kullandıkları analizleme metodlarının verilerine göre çalışma alanlarındaki ağır metallerin büyük kaynağını antropojenik aktivitelerin oluşturduğunu belirlemişlerdir. Cd, Mn ve Pb'nin yonca (sırasıyla, 2.156, 2,143 ve 2,228) ve ıspanakta (sırasıyla, 3,697, 3,509 ve 5,539) hedef tehlike katsayısını aştığını belirlemişlerdir. Bu sonuçlara göre ise analizi yapılan bu sebzelerin insanlar tarafından düzenli olarak tüketildiğinde kanserojen olmayan sağlık risklerinin yüksek olasılıklarına işaret ettiğini belirtmişlerdir. Sonuç olarak yazarlar bu çalışmalarının, kirleticilerin besin zincirinde aşırı şekilde birikimini önlemek için toprak, sulama suyu ve sebzelerin sürekli izlenmesi gerekliliğini güçlü bir şekilde desteklediğini belirtmişlerdir.

Zheng vd. (2020) Çin'in Pearl River Deltasının kentsel aglomerasyonunda toprak ve mahsullerde (2241 çift toprak örneği ve mahsül numunelerinde (78 tür) ağır metal (Cd, Cr, Pb, Hg ve As) kontaminasyonundan kaynaklanan potansiyel riskleri sistematik olarak değerlendirmek amacıyla bir çalışma yapmışlardır. Cd'yi mahsul ve topraklarda belirlenen bütün ağır metaller arasında en yaygın olan kirletici olduğunu belirlemişlerdir. Kök sebzeler ve yapraklardan tüketim yoluyla alınan Cd'nin en büyük riski taşıdığını tespit etmişlerdir. Ağır metallerden kaynaklanan insan sağlığı riskinin pirinç ve mısırdaki en yüksek olduğunu belirlemişlerdir. Toprak kirleticileri yoluyla besin zincirine girerek gıda güvenliğini tehdit eden ve insan sağlığını riske atmada ilk sıralarda yer alan ağır metalleri sistematik olarak da değerlendirmişlerdir.

Affum vd. (2020) yaptıkları bir çalışmada, Gana'nın Sekondi-Takoradi metropolündeki büyük bir şehir çiftliğinden alınan topraklarda, evsel atık ağırlıklı sulama suyunda, yeraltı suyunda ve yapraklı/yapraksız sebzelerin yenilebilir dokularındaki ağır metallerin konsantrasyonunu, kaynaklarını ve dağılımını değerlendirmişlerdir. Ayrıca, sıkça tüketilen sebzelerde bulunan metallerle maruz kalmanın insan sağlığı açısından risklerini araştırmışlardır. Kentsel çiftliklerdeki

tarım yapılan arazilerden yerli yapraklı sebzeler (*Corchorus olitorious* ve *Amaranthus spinosus*), egzotik yapraklı sebzeler (*Lactuca sativa*, *Brassica oleracea* ve *Brassica rapa*) ve yapraksız sebzeleri (*Capsicum annum*, *Raphanus sativus*, *Daucus carota* ve *Allium cepa*) toplamışlardır. Cd, Hg ve Fe'nin ortalama konsantrasyonunu, yapraksız sebzelerin yenilebilir kısımlarında sırasıyla 0,008 - 0,027, 0,001–0,013 ve 4,517–36,178 mg/kg ve egzotik veya yerel yapraklı sebzelerde 0,011–0,035, 0,002–0,011 ve 3,617–13,695 mg/kg arasında değiştiğini belirlemişlerdir. Topraktaki her metal için coğrafi birikim indeksini 0 olarak tespit etmişlerdir, ancak zenginleştirme faktörünü, Cr ve Ni için yüksek oranda antropojenik olarak zenginleştirilmiş bir toprak olarak belirlemişlerdir. Topraktaki metallerin, jeojenik kaynakların %74,3'ünü oluşturduğu topraktaki ağır metal yükünün ana kaynaklarını, evsel atık/gübre olarak belirlemişlerdir. *Amaranthus spinosus*, *Daucus carota* ve *Corchorus olitorious*'ta Cd ve Hg birikimi olduğunu saptamışlardır. Sebzelerdeki her bir metalin tahmini günlük alınımını, yerel ve uluslararası günlük diyet alım seviyelerinin altında olduğunu belirtmişlerdir. Her metalin 95. yüzdelik konsantrasyonunda, sebzeleri tüketen yetişkin erkek veya kadınlar için hedef tehlike katsayısını ve tehlike indeksini <1 olarak belirlemişlerdir. Son olarak, metallerin insan sağlığı üzerinde derin olumsuz etkileri olduğundan, toprak-sebze sisteminde Cd, Ni, Cr ve Hg birikimini azaltmak için uygun tarımsal uygulamaların kullanılması gerektiğini vurgulamışlardır.

Ishag vd. (2020) yaptıkları çalışmada, Pakistan'ın Peşaver şehrinin çeşitli lokasyonlarında atık su ile sulanan topraklarda yetiştirilen ve farklı pestisitlerin uygulandığı tarım arazilerindeki, sulama suyunda, toprakta ve domates mahsulünde ağır metal ve pestisitlerin varlığını belirlemişlerdir. Sulamada kullanılan atık suyun, WHO tarafından önerilen optimum sınırlarla karşılaştırıldığında önemli ölçüde daha yüksek bir oranda pH, toplam çözünmüş katı kirletici ve elektriksel iletkenlik sergilediğini belirlemişlerdir. Ek olarak, ağır metal (Cd, Pb, Ni, Cu, Zn ve Fe) konsantrasyonlarının, önemli ölçüde ($p>0.05$) daha yüksek olduğunu saptamışlardır. Ayrıca, atık su ile sulanan toprağın ve bu toprakta yetiştirilen domates bitkilerinin çeşitli kısımlarının analiziyle, WHO tarafından belirlenen standart sınıra kıyasla daha yüksek bir ağır metal konsantrasyonu içerdiklerini ortaya koymuşlardır. Benzer şekilde, domates meyvesi, yaprak ve toprak örneklerinde klorpirifos ve emamektin pestisit kalıntılarının seviyelerinin, Avrupa

Birliği tarafından belirlenen standart sınırlar ile karşılaştırıldığında önemli ölçüde ($p>0.05$) daha yüksek olduğunu saptamışlardır. Yazarlar çalışmalarının sonuçlarına dayanarak, Peşaver şehrinde atık sularla sulanan topraklarda yetiştirilen domates mahsullerindeki, sağlık tehlikelerinin etkili bir şekilde izlenmesi/yönetilmesi için toksik ağır metallerin ve pestisit kalıntılarının varlığına/ seviyelerine ilişkin yeni bir görüş sağladığını ileri sürmüşlerdir.

Alamnie vd. (2020) atık su ile sulanarak yetiştirilen sebzeler ve bu sebzelerin ne ölçüde ağır metallerle kontamine olduğu bilinmeyen Harar kasabasında 5 sebze çiftliğinde, sebzelerin ağır metal kontaminasyonunun derecesini değerlendirmek için Ekim 2016'dan Ocak 2017'ye kadar laboratuvar tabanlı bir çalışma yapmışlardır. Buna göre, marul (*Lactuca sativa*), ıspanak (*Spinacea oleracea*), karalahana (*Brassica carinata*) ve lahana (*Brassica oleracea*) olmak üzere dört çeşit yapraklı sebze de toplam 72 örnek belirlemişlerdir. Pb, Cd ve Krom Cr konsantrasyonlarını atomik absorpsiyon spektrofotometrisi kullanarak ölçmüşlerdir. Tüm sebzelerde ortalama Pb, Cd ve Cr konsantrasyonlarını sırasıyla tüm sebzelerde 0,17, 0,62 ve 1,78 mg/kg olarak belirlemişlerdir. Cd seviyesinin FAO/WHO tarafından önerilen maksimum limitin üzerinde olduğunu ancak Pb seviyesinin tüm sebzeler için normal aralıkta olduğunu tespit etmişlerdir. Krom seviyesini ise, marul hariç tüm sebzelerde de normal aralıkta bulduklarını belirtmişlerdir.

Khan vd. (2020) meyve ve sebzelerde pestisitlerin varlığına bağlı kontaminasyonu ve sağlık riskini değerlendirmek amacıyla bir çalışma yapmışlardır. Üç farklı örnekleme noktasından toplam 6 sebze örneği, 3 meyve örneği, 7 toprak örneği ve 6 su örneği toplamışlardır. Asetonitril kullanan yüksek performanslı sıvı kromatografisi ve Kantitatif ve kalitatif analizler için su solvent sistemi kullanmışlardır. Sebzelerde Bifenthrin ve Difenonazole'nin sağlık risk indeksi olan 1 değerini aştığı tespit etmişlerdir. Meyvelerdeki sağlık riskleri, Amamectin, Bifenthrin ve Difenonazole için en yüksek ve 1 eşik sınırını geçtiğini belirlemişlerdir. Sonuç olarak, Bifenthrin ve Difenonazole'nin sağlık risk indekslerinin sebzelerde 7,8 ile 12,46 arasında, meyvelerde ise 2,704 ile 30,544 arasında değiştiğini ve dolayısıyla insan sağlığı için ciddi bir tehdit oluşturduğunu ortaya koymuşlardır. Amamectin, sadece meyve ve su örneklerinde tespit

edilmesine rağmen, 30,454 ile en yüksek sağlık riskine sahip olduğunu belirtmişlerdir.

Margenat vd. (2019) yaptıkları bir çalışmada, Barselona şehrinin kent yakınındaki iki çiftlik alanı ve kent dışındaki bir kırsal alandan yenilebilir marul, domates, karnabahar ve baklanın besin olarak tüketilen kısımlarındaki kimyasal kirleticilerin (16 EE ve 33 OMK) mevcudiyetini ve bunun insan sağlığı açısından riskini değerlendirmişlerdir. EE'lerin ve OMK'lerin konsantrasyonunun (taze ağırlık bazında) göreceli olarak sırasıyla, 17, 4 mg/kg ila 256 ug/kg arasında değiştiğini belirlemişlerdir. Domateste EE ve OMK konsantrasyonunun en yüksek olduğunu gözlemlemişlerdir. Temel bileşen analiziyle, sebzelerde kimyasal kirleticilerin ortaya çıkmasının lokasyondan ziyade bitkinin çeşidine bağlı olduğunu belirtmişlerdir. HQ ve toksikolojik kaygı eşiği (TKE) yaklaşımları kullanılarak yaptıkları risk değerlendirmesinde, şehirlerarası alanda yetiştirilen hedef sebzelerin tüketimine bağlı sağlık riskinin düşük olduğunu ve kırsal bölgede gözlenene benzer olduğunu belirlemişlerdir. EE'ler için toplam HQ değerleri her zaman 1'in altında olduğunu ve pestisitlerin varlığı nedeniyle TKE'ye ulaşmak için çocukların minimum 150 g/gün ve yetişkinlerin 380 g/gün bu bitkileri tüketmesi gerektiğini belirtmişlerdir. Son olarak ise EE'lerin ve OMK'lerin insan sağlığı üzerindeki kombine etkisini tahmin etmek için daha fazla çalışmaya ihtiyaç olduğunu önemini vurgulamışlardır.

Ahmad vd. (2019) çalışmalarını, çeşitli dozlarda atık su ile sulanan buğdayda, çeşitli metallerin seviyesini belirlemek için yapmışlardır. Toprak, su ve buğday tanesi örneklerindeki metallerin konsantrasyonlarını ölçmüşlerdir. Buğday tanelerinde ortalama metal değerlerini (mg/kg) Pb için 0,06 ile 0,2, Cd için 1,2 ile 1,6, Ni için 0,8 ile 1,6, Mn için 0,4 ile 1,0, 0,7 ile 1,4, Cu, Cr için 0,3 ila 0,5, Zn için 0,1 ila 0,9 ve Co için 0,03 ila 0,2 arasında değişmekte olduğunu görmüşlerdir. Ölçülen konsantrasyonların, FAO/WHO tarafından izin verilen sınırların dahilinde bulunduğunu belirtmişlerdir. FAO/WHO tarafından önerilen 0,2 mg/kg olarak belirlenmiş olan kabul edilebilinen sınırı aşan kadmiyumun ise metallerin farklı ortamlar arasında verimlilik transferini engelleyerek yüksek toprak pH'sına neden olabileceğini tahmin etmişlerdir. Atık su ile sulanan toprak, buğday ve sulama suyunda da yüksek metal değerlerinin olduğunu, ancak topraktan tanelere transfer

oranının düşük olduğunu tespit etmişlerdir. Manganez ve kadmiyum için daha yüksek biyokonsantrasyon faktörü elde etmişlerdir; kadmiyumun, toprağın kirlenme durumunu gösterebilecek daha yüksek bir kirlilik yük indeksine sahip olduğunu belirlemişlerdir. Bu nedenle, aşırı metal birikimini önlemek için atık suyun düzenli olarak izlenmesinin gerekli olduğunu belirtmişlerdir.

Martínez-Piernas vd. (2019), yaptıkları bir çalışmada, çok analitli bir hedef analizine (60 bileşik) ve şüpheli bir taramaya (> 1300 bileşik) dayalı geniş ve aynı zamanda kapsamlı bir analitik yaklaşımı kullanmışlardır. Bu metodolojiyi, atık su ile sulanan tarlada yetiştirilen domates mahsullerine uygulanmışlardır. Çalışmada, yapraklarda 17 organik mikro kirleticinin (OMK) (0,04–32 ng/g) ve meyvelerde 8 tanesinin (0.01 ng1.1 ng/g) varlığını ortaya çıkarmışlardır. OMK'lerden 5'inin daha önce tarla koşullarında yetiştirilen sebzelerdeki örneklerde rapor edilmediğini belirtmişlerdir. Yaptıkları toksikolojik eşik endişesi (TEE) kavramına dayalı bir sağlık riski değerlendirmesinde, tarım alanlarını atık su ile sulamanın insanlar için herhangi bir tehdit oluşturmadığını belirtmişlerdir.

Sultana vd. (2019) yaptıkları bir çalışmada, Dhaka, Bangladeş'ten topladıkları sebzelerdeki (*Cucumis sativus*, *Solanum lycopersicum*, *Ipomoea aquatica*, *Amaranthus cruentus*, *Basella alba*, *Brassica oleracea*, *Musa acuminata*) ağır metal düzeylerini değerlendirmeyi ve bu sebzelerin tüketiminden kaynaklanan potansiyel sağlık risklerini de incelemeyi amaçlamışlardır. Sebzeler arasında *Basella alba*'nın en yüksek ağır metal içeriğine sahip olduğunu, onu *Cucumis sativus*, *Amaranthus cruentus*, *Solanum lycopersicum*, *Brassica oleracea*, *Musa acuminata* ve *Ipomoea aquatica*'nın izlediğini belirlemişlerdir. Cr için ortalama günlük alımın (0,245 mg/kişi/gün), WHO/FAO (2013) tarafından onaylanan izin verilen maksimum tolere edilebilir günlük alım olan 0,20 mg/kişi/gün'ün üzerinde olduğunu tespit etmişlerdir. HQ değerlerinin, Cd için *Basella Alba* (4,400), *Brassica Oleracea* (1,333); Cr için *Ipomoea aquatica* (1,756), *Amaranthus cruentus* (1,655), *Basella alba* (3,033) ve *Musa acuminata* (1,333) olarak tespit etmişlerdir. Tehlike indekslerinin (HI) ise *I. Aquatica* (2,537), *A. cruentus* (2,791), *B. alba* (8,883), *B. oleracea* (2,295), *M. acuminata* (2,999) saptamışlardır. Hem HQ hem de HI için izin verilen limitlerin aşıldığını belirlemiş ve bu sebzelerin tüketiminden kaynaklanan sağlık risklerinin olduğunu belirtmişlerdir. Yazarlar

yaptıkları bu çalışmanın sonuçlarına göre, gıda zincirinde aşırı birikmeyi önlemek için sebze ve gıda mahsullerindeki ağır metallerin düzenli olarak izlenmesi gerektiğini önermişlerdir.

Ahoudi vd. (2018) yaptıkları bir çalışmada, Lomé bahçelerinde yetiştirilen sebzelerde pestisit kullanımının sonucunda insanlarda oluşabilecek sağlık risklerini ve biyolojik birikimlerini değerlendirmeyi amaçlamışlardır. Lomé bölgelerinden toplanan sebze örneklerinde pestisitlere maruz kalma ile ilişkili potansiyel sağlık risklerini tahmin etmemişlerdir. Çalışmanın sonuçlarında, numunelerin tamamının yüksek düzeyde pestisit kalıntısı içerdiğini tespit etmişlerdir. Havuçta ditiyokarbamatlar (7,79 ppm), ıspanakta, salatalıkta (0,239 ppm), biberde (0,032 ppm) ve şalgamda Chlorpyrifos etil (0,445 ppm) olarak belirlemişlerdir. Biberde klorotalonil ve karbendazime, şalgamda prothioconazole ve pendimethalin, biberde ve patlıcanda sipermetrin pestisit kalıntı limitlerinin üzerindeki seviyelerde tespit etmişlerdir. Biberde 5 kalıntı, pırasa ve şalgamda her birinde 4 kalıntı, Afrika patlıcanında 3, marulda 2 kalıntı ve ıspanakta 2 kalıntı bulmuşlardır. Sonuç olarak, tespit edilen pestisitler için ciddi bir halk sağlığı sorunu olarak kabul edilemeyeceğini, ancak pestisitlerin yanlış kullanımlarını azaltmak için önlemlerin artırılması gerektiğini belirtmişlerdir.

Ara vd. (2018) Mongla'da yapraklı sebze, meyve ve kök sebzelerde, yetiştirildiği topraklardaki ağır metal konsantrasyonunu incelemek ve olası sağlık risklerini tahmin etmek amacıyla bir çalışma yapmışlardır. HQ ve hedef kanser riski belirteçlerini kullanarak sebzelerin yenmesi yoluyla ağır metal maruziyetinin neden olduğu sağlık risklerini (kanserojen olan ve kanserojen olmayan) araştırmışlardır. İnsana yönelik potansiyel sağlık risklerini değerlendirmek amacıyla ABD Çevre Koruma Ajansı (USEPA) deterministik yaklaşımlarını kullanmışlardır. Fe, Cd ve Pb'nin ortalama konsantrasyonunu sırasıyla 489,47, 0,48 ve 8,15 mg/kg olarak bulmuşlar ve bunun WHO/FAO tarafından önerilen, izin verilen sınırın üzerinde olduğunu görmüşlerdir. Üstelik bu metaller için HQ değerlerini ve tüm metallerin birleşik etkilerini, potansiyel kanserojen olmayan sağlık riskini gösteren kabul edilebilir sınırdan (1,0) daha yüksek olduğunu tespit etmişlerdir. Cd ve Pb'nin HQ değerlerini, insan için orta ila yüksek kanserojen risk oluşturan USEPA risk sınırının ($>10^{-6}$) üzerinde olduğunu belirtmişlerdir. Toplam

sağlık risk indeksi için, bu çalışma alanından sebzelerin tüketiminin bir sağlık riski oluşturduğunu ve bu nedenle ağır metallerin düzenli olarak izlenmesi şiddetle tavsiye etmişlerdir.

Latif vd. (2018) yaptıkları çalışmalarında, ıspanak, kavun ve patlıcan gibi sebzelerde Cd, Mn, Cr, Cu, Fe, Ni, Pb ve Zn gibi farklı ağır metalleri biriktirme potansiyellerini değerlendirmişlerdir. Her bir sebze için ortalama ağır metal biriktirme değerlerini kaydetmişlerdir. Ispanakta maksimum Mn (137,3 mg/kg), Cr (6,62 mg/kg) ve Fe (968,25 mg/kg) konsantrasyonlarını belirlemişlerdir. Bulunan bu değerlerin, WHO/FAO tarafından mg/kg şekilde belirlenen izin verilen eşik değerleri olan 2,2 mg/kg, 2,3 mg/kg ve 425'i aştığını gözlemlemişlerdir. Kavunun, Ni'yi (5,05 mg/kg) absorblamak için büyük bir potansiyel gösterdiğini ve 0,1 olan güvenlik limitini aştığını Cu'nun ise (65 mg/kg) güvenli aralık içinde kaldığını tespit etmişlerdir. Patlıcanda, WHO referans limiti olan 73 mg/kg'ı geçmeyen maksimum Zn emilimi (41 mg/kg) olduğunu kaydetmişlerdir. Cd için hem kabak hem de patlıcan da 0,39 mg/kg'lık bir eşit konsantrasyon gösterdiklerini ancak 0,241 olan güvenlik sınırında olmadıklarını belirtmişlerdir. Ancak Pb seviyelerinin tüm sebzelerde FAO/WHO tarafından önerilen limitlerin altında olduğunu saptamışlardır. Genel olarak bu absorblama sırasını ıspanak>kavun>patlıcan olarak belirlemişlerdir. Son olarak, herhangi bir kronik sağlık riskini ve ağır metal kontaminasyonunun boyutunu önlemek için, sahalardaki insan faaliyetlerini azaltacak adımlar atılması gerektiğini ve atıksu ile sulanan alanlarda yetiştirilen sebzelerde ağır metallerin düzenli olarak izlenmesi de gerektiğini vurgulamışlardır.

Chukwuemeka vd. (2018) yaptıkları bir çalışmada, Nijerya ve çevresindeki iki bölgede yaygın olarak yetiştirilen ve sıklıkla tüketilen sebzelerde Pb, Cd, Ni ve Cr konsantrasyonlarını araştırmayı ve bu kontamine sebzelerin tüketilmesinin insan sağlığı açısından potansiyel sağlık risklerini tahmin etmeyi amaçlamışlardır. *Telfairia occidentalis*, *Vernonia amygdalina*, *Ocimum gratissimum*, *Amaranthus hybridus* ve *Amaranthus viridis* içeren yapraklı sebze örneklerini toplamış ve analiz etmişlerdir. Sonuç olarak, Pb, Cd, Ni ve Cr ortalama konsantrasyonlarının sırasıyla 0,059 (0,019-0,178), 0,076 (0,010-0,230), 1,037 (0,411-2,531) ve 1,337 (0,383-2,331) mg/kg olarak tespit etmişlerdir. Pb, Cd ve Ni konsantrasyonlarını, WHO/FAO, AB ve ÇİN tarafından önerilen izin verilen sınırlar içerisinde

izomerleri, HCH ve β -HCH) tespit etmişlerdir. Potansiyel kanserojen risk değerin ($>10^{-6}$) standart limitlerin üzerinde olduğu yeraltı sularının risk indekslerinden gözlemlemişlerdir. Ek olarak, kanserojen olmayan değerlendirmelerinde, aldrin' in güvenli sınırları (>1) aştığını ortaya koymuşlardır. Sonuç olarak, yazarlar kontamine sebzelerin tüketilmesi durumunda ciddi kanserojen ve kanserojen olmayan sağlık riski olduğunu öne sürmüşlerdir. Sağlık düzenleyici kurumlarını olası etkiler ve gıda güvenliği konusunda endişe duyması için çağrıda bulunmuşlardır.

Martínez-Piernas vd. (2018) yaptıkları bir araştırma çalışmasında daha önce araştırılmamış olan üç üründe (marul, turp ve çilek) 74 adet MK'yi incelemişlerdir. Bu çalışmada, sıvı kromatografisi ve tandem kütle spektrometresine (LC-MS/MS) bağlanan QuEChER'ler (Hızlı, Kolay, Ucuz, Etkili ve Sağlam) ile ekstraksiyona dayalı, basit ve verimli bir yöntem geliştirmeyi ve doğrulamayı amaçlamışlardır. Optimize edilmiş koşullarda, incelemekte oldukları üç ürün için iyi sonuçlar verdiğini görmüşlerdir. Metot tespiti ve nicelme limitlerinin 0,01 ila 2 ng/g arasında değişmekte olduğunu belirtmişlerdir Uyguladıkları yöntemi, MK'lerin, sırasıyla 3 ve 1,5 ay boyunca kontrollü koşullar altında atık su ile sulanan marul ve turp bitkileri tarafından potansiyel olarak alımını değerlendirmek için uygulamışlardır. Mahsullerde 0,03 ila 5,6 ng/g arasında değişen konsantrasyonlarda, 12 bileşik tespit etmişlerdir. Bu yöntemin uygulanması ile daha önce belirlenmemiş olan 5 kontaminantın 4FAA, N-Asetil-4-aminoantipirin (4AAA), hidroklorotiyazid, mepivakain ve venlafaksin birikiminin olduğunu kanıtlamışlardır.

Gaspéri vd. (2018), yaptıkları bir çalışmada Paris (Fransa) ve çevresinde toplanan seçilmiş toprakların kirlilik seviyelerini incelemeyi amaçlamışlardır. Aynı zamanda kontaminasyonu kontrol eden faktörleri de değerlendirmişlerdir. Yirmi üç adet iz element ve ana elementin yanı sıra PAH'lar, PCB'ler, ftalatlar (PAE'ler), PBDE'ler, alkilfenoller (PCB'ler) ve perfloroalkillenmiş maddeler (PFAS'lar) dahil 82 organik mikro-kirletici maddeyi analiz etmişlerdir. Sonuçlar antropojenik aktivitelerin, metalik belirteçleri olarak tanımlanan Zn, Pb, Cu ve Hg gibi metallerin ortaya çıkmasına neden olduğunu ve mevcut seviyelerinin var olan endişeyi güçlendirdiğini belirtmişlerdir. Aynı zamanda 0,2-55,000 $\mu\text{g/kg}$. dw'da organik

mikro-kirleticilerin toprakların her bölgesinin kirlenmesine yol açtığına dikkat çekmişlerdir. PAH'lar, PCB'ler ve daha az ölçüde PBDE'ler gibi iyi belgelenmiş bileşiklerin oranlarının dünya çapında yapılan çalışmaların sonuçlarındaki seviyeler ile benzer aralıkta kaldığını belirlemişlerdir.

Jia vd. (2018) Çin'in Şanghay kentindeki sanayi atıklarının etkisi altında kalan alanlarda yetiştirilen altı tür sebzedeki PAH konsantrasyonlarını karakterize etmek amacıyla bir çalışma yapmışlardır. ABD EPA'nın öncelik listesindeki 16 ayrı PAH'ı analiz etmişlerdir ve sebzelerdeki toplam konsantrasyonları sırasıyla yapraklı sebzeler (marul, Çin lahanası ve Şanghay yeşil lahanası)>kök sebzeler (marul)>tohum ve bakla sebzeler (bakla)>rizomlu sebzeler (daikon) şeklinde 65,7 ila 458,0 ng/g oranları arasında değiştiğini tespit etmişlerdir. Bu sebzelerin diyetel tüketimine bağlı olarak günlük PAH alımı için, Çin lahanası>bakla>marul>Şanghay yeşil lahanası>marul >daikon konsantrasyon sırasını takip ederek 0,71 ila 14,06 ng d⁻¹ kg⁻¹ arasında değiştiğini belirlemişlerdir. Vücut ağırlığına göre ayarlanan günlük alım dozlarının çocuklarda gençlere ve yetişkinlere göre daha yüksek olduğu ayrıca yetişkinlerde ise kadınlarda erkeklere göre daha yüksek PAH konsantrasyonları bulunduğunu tespit etmişlerdir. Sonuç olarak, farklı yaş ve cinsiyetteki bireyler için, sanayi atıklarının etkisi altında kalan alanlarda yetiştirilen sebzelerin tüketiminin potansiyel kanser riski oluşturabileceğini vurgulamışlardır.

Jia vd. (2018) Çin'in Şanghay kentindeki sanayi atıklarının etkisi altında kalan alanlarda yetiştirilen altı tür sebzedeki PAH konsantrasyonlarını karakterize etmek amacıyla bir çalışma yapmışlardır. ABD EPA'nın öncelik listesindeki 16 ayrı PAH'ı analiz etmişlerdir ve sebzelerdeki toplam konsantrasyonları sırasıyla yapraklı sebzeler (marul, Çin lahanası ve Şanghay yeşil lahanası)>kök sebzeler (marul)>tohum ve bakla sebzeler (bakla)>rizomlu sebzeler (daikon) şeklinde 65,7 ila 458,0 ng g⁻¹ oranları arasında değiştiğini tespit etmişlerdir. Bu sebzelerin diyetel tüketimine bağlı olarak günlük PAH alımı için, Çin lahanası>bakla>marul >Şanghay yeşil lahanası>marul>daikon konsantrasyon sırasını takip ederek 0,71 ila 14,06 ng d⁻¹ kg⁻¹ arasında değiştiğini belirlemişlerdir. Vücut ağırlığına göre ayarlanan günlük alım dozlarının çocuklarda gençlere ve yetişkinlere göre daha yüksek olduğu ayrıca yetişkinlerde ise kadınlarda erkeklere göre daha yüksek PAH konsantrasyonları bulunduğunu tespit etmişlerdir. Sonuç olarak, farklı yaş ve

cinsiyetteki bireyler için, sanayi atıklarının etkisi altında kalan alanlarda yetiştirilen sebzelerin tüketiminin potansiyel kanser riski oluşturabileceğini vurgulamışlardır.

Ratul vd. (2018) yaptıkları bir çalışmada, Bangladesh Narayangonj' da bulunan Shitalakhya nehrinin kirlenmiş sularıyla sulanan tarım topraklarında yetiştirilen sebzelerin tüketiminden dolayı oluşabilecek sağlık risklerini değerlendirmeyi amaçlamışlardır. Tarım alanlarındaki toprak ve sebzeleri Cu, Ni, Cd, Cr, Pb, ve Zn içeriklerini belirlemek için analiz etmişlerdir. Topraklardaki ağır metal konsantrasyonlarını sırasıyla Ni (96,343 mg/kg)>Cr (69,746 mg/kg)>Cu (69,013 mg/kg)>Zn (45,726 mg/kg)>Pb (28,129 mg/kg)>Cd (0,9654 mg/kg) şeklinde belirlemişlerdir. Seçilen sebzelerin yenilebilir kısımlarındaki ağır metal konsantrasyonlarını ise sırasıyla Zn (19,762 mg/kg)>Cu (9,373 mg/kg)>Pb (3,699 mg/kg)>Ni (2,92 mg/kg)>Cr (1,127 mg/kg)>Cd (0,168 mg/kg) olarak tespit etmişlerdir. Transfer faktör değerlerinde topraktan sebzelere geçen ağır metallerin önemsiz ölçüde olduğunu belirtmişlerdir. Metallerin günlük alım miktarları referans alım değerleriyle karşılaştırdıklarında kirli sularla sulanan tarım alanlarında yetiştirilen sebzelerin tüketiminin bir sağlık riski oluşturmayacağını belirtmişlerdir. Sonuç olarak araştırılan metaller için SRI <1 olduğunu ve bu değerın sağlık riski oluşturmadığını belirlemişlerdir.

Cheshmazar vd. (2018) İran Bushery' nin yer altı suyuyla ve atık sularla sulanan iki bölgesinden topladıkları toprak, su ve sebze örneklerinde ağır metallerin konsantrasyonlarını ve insan sağlığı açısından olası risklerini değerlendirmek için bir çalışma yapmışlardır. Her iki alandan topladıkları sebze örneklerinde metal konsantrasyonlarının eğilimini sırasıyla Mn>Zn>Cu>Pb>Cr>Cd olarak tespit etmişlerdir. Cd ve Pb hariç, ağır metal konsantrasyonlarını Avrupa Birliği (2006) tarafından izin verilen limitler aralığında olduğunu belirlemişlerdir. THQ değerlerinin en yüksek Mn'de olup bunu Pb, Cd, Cu, Zn ve Cr takip ettiğini tespit etmişlerdir. Mn, Pb ve Cd bazı durumlarda THQ'nun güvenli sınırını aştığını, diğer ağır metallerin THQ'sunun güvenli sınır aralığında kaldığını tespit etmişlerdir. Sonuçlara dayanarak, Bushery' de, özellikle atık su ile sulanan alanda yetiştirilen sebzelerde ağır metal kontaminasyonunun, sebze tüketimi yoluyla yerel halk için büyük sağlık riskleri oluşturabileceği sonucuna varmışlardır.

Ametepey vd. (2018) yaptıkları bir çalışmada, Tamale Metropolü'nde sık tüketilen sebzelerdeki ağır metal seviyelerini ve bunlarla ilişkili sağlık risklerini değerlendirmeyi amaçlamışlardır. Lahana, havuç, yeşil biber, soğan ve domatesteki kadmiyum konsantrasyonunu sırasıyla, 0,04 ila 0,07 mg/kg, 0,01 ila 0,06 mg/kg, 0,04 ila 0,06 mg/kg, 0,03 ila 0,06 mg/kg ve 0,03 ila 0,07 mg/kg arasında değiştiğini tespit etmişlerdir. Kurşun konsantrasyonunu lahana, havuç, yeşil biber ve soğanda belirlenebilir sınırların altında olarak sırasıyla 0,03 mg/kg, 0,02 mg/kg, 0,04 mg/kg ve 0,05 mg/kg olarak belirlemişlerdir. Analiz ettikleri sebzelerdeki ağır metallerin konsantrasyonlarının WHO standardının altında olduğunu belirtmişlerdir. Hem çocuklar hem de yetişkinler için sebzelerin bireysel tehlike indeksinin 1'in altında olduğunu ve kadmiyum, krom ve manganez dışında halk için potansiyel bir risk olmadığını belirtmişlerdir. Çalışmada ayrıca, incelenen ağır metallerin tehlike indeksinin 1'in üzerinde olduğunu ortaya çıkarmışlar ve bunun da kabul edilemez düzeyde kanserojen olmayan olumsuz sağlık etkisine işaret etmişlerdir.

Augustsson vd. (2018) yaptıkları bir çalışmada, 23 farklı sebzededen alınan yaklaşık 700 numunede metal (Pb, Cd, As) konsantrasyonlarını analiz etmişlerdir, sebzelerin 21 tanesini yüksek oranda kontamine olmuş sanayi sahasının yakınından ve referans yerlerden toplamışlardır. Metal konsantrasyonlarını genellikle ticari gıdalarda izin verilen seviyelere uygun olduğunu ve yalnızca Pb ile kontamine alanların çevresinde genel olarak daha yüksek konsantrasyonlarda bulunduğunu belirlemişlerdir. Bununla birlikte, olasılıksal maruz kalma değerlendirmelerinde, düşük, orta hem de yüksek miktarların tüketiciler için, kirlenmiş alanların çevresinde ikamet eden popülasyonda üç metale de maruz kalmanın önemli ölçüde daha yüksek olduğunu ortaya koymuşlardır. Maruz kalma durumunun, Pb ve Cd için yaklaşık iki kat ve As için dört ila altı kat daha yüksek olduğunu belirtmişlerdir.

Gebreyohannes vd. (2018) yaptıkları bir çalışmada, atık suların deşarjıyla kirlenmiş olan Elalla Nehri ile sulanarak yetiştirilen ıspanak sebzelerinin tüketimi yoluyla sağlık risk değerlendirmesiyle ağır metal kontaminasyonunu incelemeyi amaçlamışlardır. Elalla Nehri'nden gelen su, tarım toprağı ve ıspanağı Fe, Zn, Cu, Pb, Cr ve Cd için analiz etmişlerdir. Analiz edilen elementlere dayalı olarak TF, DIM ve HRI değerlerini hesaplamışlardır. Su örneklerinde, Cr (0,18-0,60) ve Cd (0,021-0,023) (mg/L); toprak örneklerinde, Zn (316,10- 517,86) ve Cd (16,00-

16,80) (mg/kg); ıspanakta, (mg/kg) Fe (483,38-612,24), Zn (109,86-219,72), Pb (2,56-3,97), Cr (8,42-13,45) ve Cd elenmentini (1,62-1,91) değerleri ile FAO ve Ewers-Weigert tarafından belirlenmiş olan izin verilen limitleri aştığını belirlemişlerdir. Hesaplanan TF'nin, Pb (2,832) hariç tüm metaller için daha düşük olduğunu belirlemişlerdir. Çalışılan tüm ağır metallerin HRI değerlerini <1 bulmalarına rağmen, Cd ve Pb değerlerinin daha yüksek olmasının, çalışılan bölgede uzun süreli ıspanak tüketimi için endişe verici bir durum olduğunu belirtmişlerdir. Bu nedenle, gıda zincirinde aşırı birikimi ve popülasyonun ciddi sağlık risklerini önlemek için ağır metallerin düzenli olarak izlenmesinin gerekli olduğunu vurgulamışlardır.

Riemenschneider vd. (2017) yaptıkları inceleme ve yöntem geliştirme çalışmasında, yüksek su içeriğine sahip bitki dokularına (marul, lahana, domates) atık sulardan transfer olan kirleticiler ve bunların olası metabolitlerinin aynı anda belirlenmesi için analitik bir yöntem bulmuş ve bu yöntemi uygulamışlardır. Geliştirilen yöntemde, bir temizleme aşamasına ve sıvı kromatografi tandem kütle spektrometresine (LC-MS/MS) ihtiyaç duymadan katı sıvı ekstraksiyonunu pozitif ve negatif modda elektrosprey iyonizasyonu ile birleştirmeyi amaçlamışlardır. Yöntemi, bilinen QuEChERS yöntemiyle karşılaştırmışlar ve daha iyi analitik performans sergilediğini görmüşlerdir. Yöntem saptama sınırlarını $\leq 2,0$ ng/g kuru ağırlık olarak, mutlak geri kazanımları ise %33>60 oranında gün içi ve günler arası hassasiyetle (RSD <%10) dört farklı matrislerde de (lahana, marul ve domates yaprakları, domates meyveleri) hedef analitlerin %71'i için elde edilebilir olduğunu belirlemişlerdir. QuEChERS yöntemiyle karşılaştırdıklarında, geliştirilen yöntemin, farklı fiziksel ve kimyasal özelliklere (nötr, asidik, bazik) sahip çok çeşitli bileşiklerin belirlenmesine izin verdiğini ve bitki materyalindeki farmasötiklerin olası metabolitlerini bile dikkate aldığını görmüşlerdir. Geliştirilen yöntemin, sera ve gerçek saha koşullarında yetiştirilen bitkilerde atık sudan kaynaklanan kirletici maddeleri ve bunların metabolitlerini analiz etmek için başarıyla uygulandığını belirtmişlerdir. Yöntemin, arıtılmış atık sudan kaynaklanan çevresel kirletici maddeleri ve bu kirleticilerle kirlenmiş sularla sulanan bitkilerde ve yenilebilir kısımlarındaki bir dizi metabolitlerinin hassas bir şekilde belirlenmesi için uygun olduğu belirtmişlerdir.

Sigala vd. (2017) Hindistan Punjab’da, Patila içesi, Rajpura idari bölgesi ve Banur köyündeki alanlarda atık sularla kirlenmiş sularla sulanan topraklarda yetiştirilen on adet sebzedeki dört ağır metalin (Cd, Pb, Zn ve Cu) konsantrasyonlarını belirlemek amacıyla bir çalışma yapmışlardır. Cd, Pb, Zn ve Cu konsantrasyonlarının en yüksek olduğu sebzeleri hardal (37,60), çemen (37,45), nane (202,40) ve domates (39,99) olarak tespit etmişlerdir ve bu değerlerin 39,99 mg/kg olan güvenli limitinin üzerinde olduğunu belirtmişlerdir. 0,01, 0,75, 0,564 ve 0,221 mg/kg değerleri ile sırasıyla domates, turp ve karnabaharda en düşük konsantrasyonlarda olduğunu belirlemişlerdir. Tarım alanlarından elde edilen sebzelerdeki metal içeriğinin yüksek düzeyde toprak kirliliğine işaret ettiğini ve Banur Köyü civarında yetiştirilen sebzelerde özellikle kadmiyum ve kurşun başta olmak üzere ağır metal birikimi tehlikesi bulunduğunu vurgulamışlardır.

Elgueta vd. (2017) Şili'nin Kuzey Orta tarım alanlarından 2014-2015 yıllarında topladıkları 118 yapraklı sebze örneğinde bir çalışma yapmışlardır. Sonuçlarda, toplam numunelerin %27'sinin, her bir aktif bileşenin maksimum kalıntı limitlerinin üzerinde pestisit kalıntısı içerdiğini tespit etmişlerdir. Karbon disülfür (CS₂), metamidofos, azoksistrobin ve sipermetrin için elde edilen maksimum tahmini günlük alım miktarını, kabul edilebilir günlük alımlarından daha yüksek olan 0,57, 0,07, 0,06 ve 0,05 mg kg⁻¹olarak belirlemişlerdir. Şili'nin Kuzey Orta tarım bölgesi sakinlerinin, metamidofos hariç, yapraklı sebzelerin tüketilmesi yoluyla sağlık risklerine maruz kalmadıkları sonucuna varmışlardır. Bununla birlikte, yapraklı sebzelerde tespit edilen yüksek seviyelerde metamidofosun, potansiyel bir kronik sağlık riski olarak kabul edilebileceğini bildirmişlerdir.

Valcke vd. (2017) yaptıkları bir çalışmada, Kanada'nın Quebec eyaletinde pestisit içeren meyve ve sebzelerin kronik tüketimi ile ilişkili sağlık riskini değerlendirmeyi amaçlamışlardır. Popülasyonun meyve ve sebze tüketimi yoluyla ortalama kronik diyetle maruz kalmasını, 135'i için literatürde toksikolojik referans değerleri (TRV) bulunan 169 farklı pestisit aktif içeriği (PAİ) için değerlendirmişlerdir. Oral eğim faktörünün de mevcut olduğu 28 madde dikkate alındığında toplam yaşam boyu kanser riskinin $3,3 \times 10^{-4}$ olduğunu tahmin etmişlerdir. 135 PAİ'nin 10'u için çocukların maruziyetinin 95. yüzdelik diliminde ve pestisitlere özgü en ciddi TRV dikkate alındığında, 1'den büyük kanser dışı risk katsayılarını elde etmişlerdir.

Ditiyokarbamatlar ve imazalil pestisitlerinin, kanser ve kanser dışı riske en fazla etki eden başlıca PAİ olduğunu ve bu nedenle öncelikli PAİ olarak tanımlandıklarını belirtmişlerdir. Sonuç olarak, araştırılan kronik sağlık risklerinin düşük olduğunu ancak gıdalarda pestisit kalıntılarının bir halk sağlığı sorunu teşkil ettiği risk tahminlerinin göz ardı edilemeyeceğini ve belirsizliklerin devam ettiğini vurgulamışlardır.

Park vd. (2016), Güney Kore’de yaptıkları bir çalışmada, yapraklı sebzelerdeki pestisit kalıntılarını incelemişlerdir. 2010 ila 2014 yıllarında Güney kore’den çoğunlukla da Gwangju ve Jeonnam bölgelerinden toplamda 8496 bitki örneği toplamışlardır. 8496 örnek arasından 890 örnekte 61 farklı pestisit (1029 kez) tespit etmişlerdir; bunların 118’inin (%1,4) kore maksimum kalıntı limitlerini aştığını belirlemişlerdir. MRL’leri aşan örneklerin çoğunlukla, marul, ıspanak, ebegümeci, fesleğen, anason, çin frenk soğanı gibi yapraklı sebzeler olduğunu belirtmişlerdir. En sık tespit ettikleri pestisitleri prosimidon, dimetomorf ve azoksistrobin olarak sıralamışlardır. MRL’leri aşan pestisitlerle ilgili risk değerlendirmesi için, EDI ve ADI hesaplayarak değerlendirmişlerdir. EDI’nin ADI’ye oranını %0,003-30,4 olarak belirlemişlerdir.

Chabukdhara vd. (2016) yaptıkları bir çalışmada Hindistan’da kirli alanlarda yetiştirilen ürünlerde ve tarım topraklarındaki ağır metallerin kontaminasyonunun durumunu değerlendirmeyi amaçlamışlardır. Sebzelerin topraktan aldıkları Cu, Cr, Pb, Cd, Zn ve Ni için transfer faktör değerlerini belirlemişlerdir. Tarım yapılan topraklardaki ağır metal konsantrasyonlarının (mg/kg) (Cu: 17,8, Cr: 27,3, Pb: 29,8, Cd: 0,43, Zn: 87, Mn: 306,6, Fe: 16984, ve Ni: 53,8) Hindistan için izin verilen seviyelerde olduğunu belirtmişlerdir. Sebzelerdeki Pb, Cd, Zn ve Ni konsantrasyonlarının WHO ve FAO’ya göre güvenli limitleri aştığını belirlemişlerdir. Sebzelerin topraktan aldığı ve yenilebilir kısımlarında biriktirdiği metallerin transfer sırasını Cd>Pb>Ni>Zn>Cu>Cr olarak belirlemişlerdir. Farklı alanlardaki topraklarda ağır metallerin mevcudiyeti ve birikiminin, Pb, Cd ve Ni için yüksek, Zn, Cu, Mn için ise daha düşük olduğunu tespit etmişlerdir. Toprağın ekolojik risk indeksine göre atık sularla sulanan alanlardan birinde önemli ölçüde bir kirlilik olduğunu belirlemişlerdir.

Meng vd. (2016) Çin'in Tianjin kentinde atık su ile sulamanın toprak ve bitkilerdeki ağır metal konsantrasyonları üzerindeki uzun vadeli etkisini anlamak için bir saha çalışması yapmışlardır. Artık su, toprak ve bitki örnekleri toplamış ve ağır metal konsantrasyonları için analiz etmişlerdir. Sonuçlarda, atık su ile sulanan toprağın, temiz suyla sulanan toprağa kıyasla çok daha yüksek konsantrasyonlarda Cd, Cu, Pb, Zn, Ni, Cr, As ve Hg içerdiğini görmüşlerdir. Toprağın üst kısmının ağır metal içeriğinin (0-20 cm) alt katmandaki topraktan çok daha yüksek olduğunu ve atık su ile sulanan buğdayda önemli miktarda ağır metal birikimi olduğunu tespit etmişlerdir. Buğday bitkisinin diğer kısımları ile karşılaştırıldığında, köklerdeki Cd, Cr, Pb ve As içeriklerinin daha yüksek olduğunu belirlemişlerdir. Ağır metallerin topraktan bitkiye transfer faktörüne bağlı olarak, Cd' nin sebzelerde güçlü bir birikim etkisinin olduğunu tespit etmişlerdir. Genel olarak, Cd, Pb, Ni, Cr ve As konsantrasyonlarının toprakta izin verilen ulusal güvenlik limitlerinden daha düşük olduğunu belirtmişlerdir. Sebzelerdeki ortalama Cd, Pb ve As konsantrasyonlarının ulusal güvenlik sınırlarının üzerindeyken, Cu, Zn ve Cr'nin ortalama konsantrasyonlarını Çin ulusal güvenlik sınırlarının altında olduğunu belirtmişlerdir.

Gad Alla vd. (2016) yaptıkları bir çalışma için, 215 adet pestisit kalıntısını belirlemek amacıyla, yerel olarak yetiştirilen ve en fazla tüketilen 19 farklı sebze türünden toplamda 204 tane örnek seçmişlerdir. Genel olarak, analiz edilen numunelerin %50'sinde saptanabilir pestisit kalıntısını tespit edememişlerdir. Diğer %50'si tespit edilebilir kalıntılar içerirken, kontamine numunelerin %32,5'inin MRL'lerin altında kalıntılar içerdiğini, %17,5'inin (36 numune) izin verilen limitlerin üzerinde kalıntılara sahip olduğunu tespit etmişlerdir. Yapraklı sebzelerde gözlenen en yüksek kontaminasyon yüzdelerini sırasıyla %70,1, %47,4 ve %22,6 ile meyveli sebzeler, ardından %29,8, %16 ve %9,7 ile kök sebzelerde belirlemişlerdir. En sık tespit edilen pestisit gruplarını sırasıyla organofosfor (OP'ler) %41,5, ardından piretroidler %11,8, triazoller %8,8 ve son olarak karbamatları %8,0 olarak belirlemişlerdir. En sık tespit edilen OP'lerin klorpirifos, pprofenofos ve malathion olduğunu belirtmişlerdir. Pestisit kalıntılarına maruz kalınmasını, toplamda 39 kalıntı üzerinden hesaplamışlardır. Tek bir pestisit için HQ'ların 0,00 ila 0,66 arasında değiştiğini ve 1'in altındaki değerlerde, tek bir pestisite maruz kalmanın ardından olumsuz etki riskinin olmadığını belirtmişlerdir.

Ortak etki mekanizmasına sahip olan (organofosfor, karbamat ve piretroidler) ve bu çalışmada tespit edilen pestisitlere kümülatif maruziyetin risk değerlendirmesini de yapmışlardır. Organofosforlu pestisitlerin kümülatif maruz kalma değerlerinin 1'i (yetişkinler için 1,33) aştığını ve bu durumun sebzelerde OP kalıntılarının bulunması nedeniyle tüketiciler için tehlike oluşturduğunu belirtmişlerdir.

Ramteke vd. (2016) yaptıkları bir çalışmada, Hindistan'da yaygın olarak yetiştirilen *Solanum lycopersicum*, *Solanum melongena*, *Amaranthus tricolor*, *Chenopodium* gibi sebzelerin gıda olarak tüketilmesi yoluyla alınan ağır metallerin (Fe, As, Cr, Mn, Cu, Zn, Pb, Cd ve Hg) insan sağlığı üzerindeki riski araştırmayı amaçlamışlardır. Topraklardaki Fe, As, Cr, Mn, Cu, Zn, Cd, Pb ve Hg konsantrasyonları sırasıyla 18.328 - 37.980, 85 - 105, 34 - 72, 314 - 760, 146 - 165, 126 - 164, 1,11 - 1,39, 116 - 148 ve 0,11 - 0,21 mg/kg arasında değişmekte olduğunu belirlemişlerdir. Yazarlar yaptıkları çalışmanın sonuçlarında elde ettikleri veriler kapsamında As, Fe, Cr, Mn, Cu, Zn, Pb, Cd ve Hg gibi ağır metallerin bitkilerdeki kontaminasyonunu, kaynaklarını ve biyoakümüülasyonunu, kirlilik değerlerini ve sağlık risk indeksleri açıklamaya çalışmışlardır.

Okereke vd. (2016) Nijerya'da Rivers eyaletinde, Alakahia ve Eleme topluluklarında, yaygın olarak tüketilen 6 seçilmiş sebze, yumru köklerde ve çiftlik topraklarındaki ağır metallerin (Pb, Ni, Cd, Cu ve Cr) konsantrasyonunu araştırmak için bir çalışma tasarlanmışlardır. İki çalışma alanından toplanan tüm bitki örneklerinin, analiz edilen bazı ağır metallerin tespit edilebilir seviyelerini içerdiğini belirlemişlerdir. Bu metallerin, bitki numunelerinde 0,01-2,78 mg/kg arasında değişen konsantrasyonlarda mevcut olduğunu tespit etmişlerdir. Analiz edilen farklı metaller arasında en yüksek Krom seviyesinin Alakahia bölgesinden toplanan *Dioscorea rotundata* bitkisinde ($1,26 \pm 0,05$ mg/kg) olduğunu belirlemişlerdir. İncelenen sahalardaki toprakların ağır metal konsantrasyonlarının, izin verilen maksimum limitlerin çok altında olduğunu belirlemişlerdir. Birikme faktörlerinin, bitki türleri arasında ve ayrıca her iki bölge arasında önemli ölçüde farklılık gösterdiğini tespit etmişlerdir. Her iki çalışma alanındaki HRI, Ni için 0,00-0,02, Cr için 0,00-0,001, Pb için 0,00-0,85, Cd için 0,00-2,80 ve Cu için 0,01-0,0,08 arasında değiştiğini belirlemişlerdir. Eleme'den toplanan *Dioscorea rotundata*'daki Kadmiyum için tahmini HRI'nin, FAO/WHO'nun izin verilen

sınırını aştığını belirlemişlerdir. Bununla birlikte, 1'den düşük HRI değerlerinin, nüfus için kontamine sebzelerin yenilmesiyle ilişkili sağlık riskinin göreceli olarak olmadığını gösterdiğini belirtmişlerdir.

Nakano vd. (2016), Brezilya'da narenciye türlerinde 66 farklı pestisit kalıntısını değerlendirmiş ve rapor etmişlerdir. Çalışmalarının bulgularında, 66 numunede bulunan ortalama pestisit yüzdesinin, %42,1'sinin 0,06–2,9 mg/kg ortalama aralığında kontamine olduğunu ve bunun %3,5'i klorfentezin ve bifentrin ile %12,3'ü ise MRL'yi aşan miklobutanil, fenitrothion, parathion, azinphos-etil ve profenofos gibi izinsiz pestisitler olduğunu tespit etmişlerdir. İnsanlar için tahmin edilen olası riski sırasıyla yetişkinlerde %0,04-6,6 ve çocuklarda %0,1-26,5 olarak belirlemişlerdir. Yazarlar, düzensiz kalıntıları tespit etmek ve gıda güvenliğini teşvik etmek ve ayrıca tüketimden önce olası herhangi bir sağlık riskini tahmin etmek için pestisitlerin düzenli olarak izlenmesini tavsiye etmişlerdir.

Riemenschneider vd. (2016), yaptıkları bir çalışmada, Ürdün'de tarlada yetiştirilen on farklı sebze türünde (havuç, marul, patates, kabak gibi) mikro kirleticiler ve karbamazepin metabolitlerinin bitkiler tarafından alınımı incelemişlerdir. Mikro kirleticilerin bitkiler tarafından alınımı çalışmalarında daha önce hiç analiz edilmemiş olan mikro kirleticileri ve altı karbamazepin metabolitini, 1,7 ila 216 ng/g (kuru ağırlık) arasında değişen konsantrasyonlarda tüm numunelerde tespit etmişlerdir. Yenilebilir sebzelerin dokularında toplam mikro kirletici konsantrasyonlarını, yaprak (247-533 ng/g)> kök (73-126 ng/g)>meyve (5-32 ng/g) olarak bulmuşlardır. Toksikolojik eşik indeksi konseptine göre dokuz bileşik için bir ön sağlık riski değerlendirmesini ve mikro kirleticilerin yedisi için ise risk olmadığı değerlendirmesini yapmışlardır.

Yu vd. (2016), Çin'in sebze yetiştiriciliğinde önemli bir eyaleti olan Jili'den topladıkları yedi çeşit sebzede toplamda 214 örnekteki OP'ler incelemek ve bu sebzeleri tüketen insanlar için potansiyel sağlık risklerini belirlemek için bir çalışma yapmışlardır. Sonuçlarda, sebze örneklerinin %23,4'ünün MRL'lerin üzerindeki bir oranda OP kalıntısı içerdiğini, %68,7'sinin MRL'nin altında olduğunu ve sadece %7,9'unun OP'ler ile kirlenmediğini tespit etmişlerdir. OP'lerin oranlarını sırasıyla: diazinon (%82,2)>forat (%45,8)>dimetoat (%29,4)>paration-metil (%27,6)>ometoat (%23,8)>diklorvos (%22,9)>fenitrothion (%21)>

fention (%18,7)>metamidofos (%17,3)>malantion (%12,1) şeklinde belirlemişlerdir. OP'lerin seviyelerini diğer sebzelere kıyasla yeşil yapraklı sebzelerde daha yüksek olarak tespit etmişlerdir. MRL'lerin üzerinde tespit edilen OP'lerin yüzdeleri: taze soğan (%82,5)>turp (%37,5)>karabiber (%17,2)>Çin kabağı (%14,3)>salatalık (%3,2)>patlıcan (%2,9)>domates (%0) olarak tespit etmişlerdir. Örneklerin %49,5' inin iki ya da daha fazla OP kalıntısı içerdiğini belirlemişlerdir. Ortalama hedef tehlike katsayısının, hepsinde birden az ve ortalama bir değere sahip olduğunu belirtmişlerdir. Yetişkinler ve çocuklar için tehlike katsayısını sırasıyla 0,448 ve 0,343 olarak tespit etmişlerdir. Belirlenen bu değerlerin yetiştirilen sebzelerin tüketilmesiyle maruz kalınan OP'lerin ortalama seviyelerinin halk sağlığı için bir tehdit oluşturmayacağını belirtmişlerdir.

Akoto vd. (2015), yaptıkları bir çalışmada Gana'nın güneyindeki bir şehir olan Kumasi' de 12 çeşit OP, 10 çeşit organoclorinler (OC) ve 6 adet piretroid pestisitlerini analizlemişlerdir. 20 şer adet patlıcan, bamyada ve domates sebzelerini incelemişlerdir. Sonuçlarda, bütün sebzelerde ortak olarak methamidophosun MRL'leri aştığını ortaya çıkarmışlardır. Patlıcan ve domates örneklerinde malathion and dimethoate seviyelerinin MRL'yi aştığını belirlemişlerdir. Bamyada örneklerinde Endrin, α -endosulfan, γ - hexachlorocyclohexane (HCH), γ -chlordane, and heptachlor MRL seviyelerini aşarken patlıcanda methoxychlor, allethrin, and deltamethrinin MRL değerlerini aştığını tespit etmişlerdir. Yaptıkları sağlık riski değerlendirmelerine göre domatestede dimethoate ve bamyada endrin, heptachlor, γ -HCH, and γ -chlordane seviyelerinin tüketiciler için potansiyel bir sağlık riski taşımadığını belirtmişlerdir. Kombine risk indeksini analiz edilen sebzelerdeki OP, OC ve piretroid kalıntılarının diyet yoluyla alınımından kaynaklanan bir sağlık riski taşımadığını belirtmişlerdir. Kombine pestisitler için kapsamlı bir risk indeksinde bütün sebzeler için olası risk değerinin 1'den büyük olduğunu ve buna göre tüketiciler için önemli derecede potansiyel sağlık riski taşıdığını belirtmişlerdir. Sebzelerdeki pestisitlerin hem patlıcan hemde domatestede taşıdığı kombine riskleri sırasıyla %87,78 ve %95,84 olarak hesaplamış ve OP'lerin büyük risk oluşturduğunu belirtmişlerdir. Ancak kombine risk indeksinde %97,94 ile OC bamyada için büyük bir risk oluşturduğunu belirlemişlerdir. Bamyadaki OC'lerin karsinogenik riskinin, kanserojen oranları kabul edilebilir risk seviyesinin altında olduğundan endişe verici olmadığını belirtmişlerdir.

Hossain vd. (2015), tasarladıkları bir çalışmada, yaygın olarak yetiştirilen üç sebzenin 15 örneğinde (domates, bamya ve patlıcan) iki organoklor (metoksiklor ve DDT), yedi organofosfor (asefat, klorpirifos, fenthion, fenitrothion, malathion, parathion ve ethion), iki karbamat (karbaril ve karbofuran) ve bir piretroid (sipermetrin) kalıntısını belirlemeyi amaçlamışlardır. Test edilen bazı sebze örneklerinde aseptat, klorpirifos, fenitrothion, malathion, parathion, ethion ve carbaryl kalıntılarını tespit etmişlerdir. Klorpirifos ve sipermetrin dışındaki pestisitlerin tümünü, tüm sebze örneklerinde karşılık gelen MRL'lerden daha yüksek seviyelerde bulunduğunu belirlemişlerdir. Örneklerin en yüksek yüzdesinin klorpirifos ile kontamine olduğu ve seviyesinin belirlenebilir seviyeni altında olarak ($<0,01 \mu\text{g/kg}$) ile $1,03 \text{ mg/kg}$ arasında değiştiğini tespit etmişlerdir. En yüksek sağlık indeksini (5,7) bamyada ethion için bulunurken, domateste karbaril, patlıcanda klorpirifos ve karbofuran için sağlık indeks değerini sırasıyla 1,09, 1,97 ve 1,17 olarak belirlemişlerdir. Mevcut çalışmada, tüketicilerin sağlığını korumak için sebzelerdeki pestisit kalıntılarının sıkı bir şekilde düzenlenmesi ve düzenli olarak incelenmesi gerektiğini ortaya koymuşlardır. Ek olarak, pestisit bulaşmış sebzelerin tüketiminin halk sağlığı için büyük bir tehdit oluşturduğunu belirtmişlerdir.

Zhang vd. (2015a), Çin tarım arazilerinde toprak ağır metal kontaminasyonunun gıda güvenliği üzerindeki etkinliğini ve etkisini değerlendirmişlerdir. Çalışmalarının sonuçlarında, Cd'nin maksimum kontaminasyon oranına (%7,75) sahip olduğunu ortaya koymuşlardır. Bunu en düşük kontamine seviyeleriyle: %1 olan Hg ve onu sırasıyla takip eden Cu, Ni, Zn, Pb ve Cr olduğunu belirlemişlerdir. Çalışmalarının bulgularında, gübre uygulaması, endüstrinin yüksek oranda artması, sulama, kanalizasyon, şehirleşme ve madencilik gibi insan faaliyetlerinin, metalleri yüksek seviyelerde tarım arazilerine soktuğunu tespit etmişlerdir. Ek olarak, bu kirleticilerin, tarım arazilerinin yaklaşık %13,86'sında üretilen tahıl miktarını etkilediğini vurgulamışlardır. Yazarlar, gıdaları toksik metallerden korumak ve gıda güvenliğini sağlamak için Çin'de tarımsal toprak yönetiminin ve güvenliğinin uygulanmasını tavsiye etmişlerdir.

Szpyrka vd. (2015), 2010-2012 yıllarında taze meyve ve sebze örneklerini analizlemişlerdir. 376 örnekte (test edilen örneklerin %36,6'sında) pestisit

kalıntılarını tespit etmişlerdir. Kalıntı düzeylerinin 18 örnekte (%18), maksimum kalıntı seviyelerini aştığını görmüşlerdir. 28 örnekte (%2,7) bir üründe bulunması sakıncalı olan maddeler tespit etmişlerdir. Uzun süreli mazruziyetin en yüksek değerinin elmadaki dimethoate kalıntısından kaynaklandığını belirlemişlerdir (1,7% ADI, yetişkin; 6,8% ADI, çocuk). Kısa süreli maruziyetin en yüksek değerini ise azoxystrobinli elmaların tüketimi sonucunda olduğunu gözlemlemişlerdir (4,5% ARfD, yetişkin; 13,3% ARfD, çocuk).

Adamo vd. (2014) AB Ölçüm ve Test Programı tarafından geliştirilen üç aşamalı ekstraksiyon prosedürü ve topraktan bitkiye transfer faktörünü kullanarak (topraktaki elementlerin toplam ve biyolojik olarak kullanılabilir konsantrasyonuna göre), metallerin toprakta tutulma mekanizmaları ve yenilebilir sebzelere translokasyon seviyeleri hakkında bilgi elde etmek amacıyla güney İtalya'daki kirli tarım topraklarında bir çalışma yapmışlardır. Çalışmayı, yerel olarak üretilen sebzeleri tüketenlerin sağlığını potansiyel olarak etkileyen ve çevresel bozulmadan ciddi bir şekilde etkilenen bir alan olan Campania'nın Sarno nehri ovasında gerçekleştirmişlerdir. Ovaya akan iki ana nehir boyunca 36 noktadan toprak örnekleri toplamışlardır. 11 bölgeden marul bitkilerini normal tüketim aşamasında toplanmışlardır. Çalışma alanı için toprak arka plan referans değerleri temelinde, jeojenik kökenli Be, Sn ve Tl kaynaklı dağınık kirlilik ve tabakhaneler ya da yoğun tarım gibi antropojenik kaynaklardan kaynaklanan Cr ve Cu kirliliği ve daha az oranda Pb, Zn ve V kirliliği tespit etmişlerdir. İnsan faaliyetlerinin bir sonucu olarak toprakları kirleten metallerin esas olarak artık, oksitlenebilir ve indirgenebilir fazlarla ilişkili olduğunu, nispeten hareketsiz olduğunu ve yalnızca bitkiler için potansiyel anlamda biyolojik olarak kullanılabilir olduğunu belirlemişlerdir. Buna karşılık, temel elementler olan Zn ve Cu'nun, topraktaki toplam içerikleri arttıkça ve marulun yenilebilir kısımlarına diğer kirletici maddelere göre daha kolay taşındıkça daha rahat hareket edebildiğini ve biyolojik olarak kullanılabilir hale gelme eğilimi gösterdiğini tespit etmişlerdir. Çalışmanın sonuçlarına göre, çalışma alanındaki mevcut toprak kirliliğinin, marul bitkilerinin aldığı metallerin oranını etkilemediğini ve sınırlı bir sağlık riskinin söz konusu olduğunu belirtmişlerdir. Ancak Tarım arazilerindeki toprak kirliliği, gıda güvenliği için ciddi bir tehdit oluşturduğunu ve toprak yönetimi ve mahsul üretimi için tavsiye niteliğinde

göstergeler sağlayan birleştirilmiş yöntemlere ihtiyaç duyulduğunu da belirtmişlerdir.

Waqas vd. (2014), Pakistan'ın Khyber Pakhtunkhwa Eyaletinin 11 ilçesinde atık su ile sulanan toprak ve sebzelerdeki 16 PAH konsantrasyonlarını değerlendirmek için bir çalışma yapmışlardır. En yüksek PAH konsantrasyonlarının daha fazla kentleşmiş olan bölgenin (Peşaver) tarım alanlarında 223 ila 929 µg/kg arasında değiştiğini, en düşük konsantrasyonun ise daha az kentleşmiş bölgenin (LakkiMarwat) tarım topraklarında olduğunu görmüşlerdir. Sebzelerdeki PAH konsantrasyonlarının, kuru ağırlık bazında 51,6 ila 402 µg/kg arasında değiştiğini belirlemişlerdir. Naftalen, fenantren, floranten ve pireni sebzelerde sıklıkla gözlemlemişlerdir. Daha yüksek moleküler ağırlıklı PAH'ların konsantrasyonlarını, düşük moleküler ağırlıklı PAH'lara kıyasla sebzelerde daha düşük olduğunu tespit etmişlerdir. En yüksek PAH konsantrasyonlarını marul ve ıspanak gibi yapraklı sebzelerde gözlemlemişlerdir.

Mahmood vd. (2014), yaptıkları bir çalışmada sulama suyunda, toprakta ve sebzelerde bulunan Cr^{2+} , Co^{2+} , Ni^{2+} , Cu^{2+} , Pb^{2+} , Cd^{2+} , Mn^{2+} ve Zn^{2+} miktarlarını analiz etmişlerdir; TF, ADI ve SRI'yi hesaplamışlardır. Atık su ile yetiştirilen sebzelerde Cr^{2+} , Pb^{2+} ve Cd^{2+} göz ardı edilebilecek limitleri aştığını (Avrupa Birliği, 2002) ve Co^{2+} dışındaki tüm metaller için TF oranının daha düşük olduğunu bulmuşlardır. Ayrıca atık su ile sulanarak yetiştirilen *Spinacia oleracea* (2,42 mg/kg) ve *Brassica campestris* (2,22 mg/kg) sebzelerinde SRI'nin maksimum seviyede olduğunu belirlemişlerdir. *S. oleracea*, *B. campestris*, *Coriandrum sativum* bitkilerinde ise Cd ve Mn miktarlarının ciddi bir sağlık riski oluşturacak seviyede olduğunu belirtmişlerdir.

Adamo vd. (2014), AB Ölçüm ve Test Programı tarafından geliştirilen üç aşamalı ekstraksiyon prosedürünü ve iki topraktan bitkiye transfer faktörünü (topraktaki toplam ve biyolojik olarak kullanılabilir element konsantrasyonuna göre) kullanarak kirli tarım üzerine bir çalışma yapmışlardır. Topraklardaki metallerin tutulma mekanizmaları ve yenilebilir sebzelere geçiş seviyeleri hakkında bilgi almak için güney İtalya topraklarında bir araştırma yapmışlardır. Çalışmayı, yerel olarak üretilen sebzeleri tüketenlerin sağlığını potansiyel olarak etkileyen şiddetli çevresel bozulmadan etkilenen bir bölge olan Campania'nın Sarno nehri ovasında

gerçekleştirmişlerdir. Ovaya akan iki ana nehir boyunca 36 noktadan toprak örnekleri toplanmışlardır. 11 bölgeden, normal tüketim aşamasındaki marulları toplamışlardır. Yerleşim topraklarını yöneten İtalyan çevre yasasına göre ve çalışma alanı için toprak arka plan referans değerlerine dayanarak, tabakhaneler ve yoğun tarım gibi antropojenik kaynaklardan gelen jeojenik kökenli Be, Sn ve Tl, Cr ve Cu için yaygın bir kirlilik bulmuşlardır. Ayrıca Pb, Zn ve V için ise daha az bir kirlilik tespit etmişlerdir. İnsan faaliyetlerinin bir sonucu olarak toprakları kirlüten metallerin esas olarak artık, oksitlenebilir ve indirgenebilir fazlarla ilişkili, nispeten hareketsiz ve bitkiler için yalnızca potansiyel bir şekilde biyolojik olarak kullanılabilir olduğunu bulmuşlardır. Aksine, temel elementler olan Zn ve Cu' un topraktaki toplam içeriği arttıkça marulun yenilebilir kısımlarına diğer kirleticilerden daha kolay taşındığından daha kolay mobilize olup ve biyolojik olarak kullanılabilir hale gelme eğiliminde olduğunu belirlemişlerdir. Elde ettikleri sonuçlara göre, incelenen alandaki mevcut toprak kirliliğinin, marul bitkileri tarafından alınan metallerin oranını etkilemediğini ve bu sebzenin tüketimiyle maruz kalınan sınırlı bir sağlık riski olduğunu belirtmişlerdir.

Petousi vd. (2014), yaptıkları çalışma sırasında, arıtılan evsel atık suyun uygulanmasının toprakta ve turp bitkilerindeki (*Raphanus sativus* L.) organik ve inorganik mikro kirleticilerin translokasyonu ve birikimi üzerine etkisini incelemişlerdir. Turp bitkilerini 67 günlük bir süre boyunca sulanması için birincil (BAAS), ikincil (İAAS) ve üçüncül (ÜAAS) arıtılmış atık su ve musluk suyu (MS) kullanmışlardır. BAAS ile sulanan topraklarda daha yüksek konsantrasyonlarda PAH olan mikokontaminantı gözlemlemişlerdir. Turp köklerindeki PAH konsantrasyonu, ÜAAS ile sulanan bitkiler için $107,6 \pm 12,1$ µg/kg ile BAAS ile sulanan bitkiler için $124,1 \pm 17,7$ µg/kg arasında değişmekte olduğunu görmüşlerdir. Kök kütleindeki PAH konsantrasyonunun (kuru ağırlık) topraktaki kalıntı konsantrasyonuna oranı olarak ifade edilen kök konsantrasyon faktörlerini (KKF'ler) belirlerken, PAH' ların turpların yenilebilir kısmında toprağa göre 1,6 ila 1,9 arasında değişen oranlarda daha yüksek bir birikim gösterdiğini bulmuşlardır. Sonuç olarak ağır metaller için KKF leri Cu, Zn ve Ni için sırasıyla 0,91 ve 0,99, 0,49 ve 0,66, 0,004 ve 0,005 arasında hesaplamışlardır. Ayrıca sonuçlarda, turplar atık su içinde bulunduklarında PAH'ları bünyelerine alıp konsantre etme yeteneğine

sahip olduğunu göstermişler ve bu durumun sağlık risklerine neden olabileceğinin önemini vurgulamışlardır.

Ahmad vd. (2014), yaptıkları bir çalışmada, Mısır, İsmailiye' den topladıkları domates, salatalık, biber, çilek ve patateslerdeki pestisit kalıntılarını değerlendirmek ve gıda tüketimi yoluyla pestisit kalıntılarının diyetle alınımını ve sağlık riski etkilerini değerlendirmeyi amaçlamışlardır. Sebzelerin seçimini, popüleritesine ve tüketimine dayanarak yapmışlardır. Pestisitlerin seçimini ise, insanlar üzerindeki etkilerine ve yoğun kullanımlarına dayandırmışlardır. Analiz ettikleri numunelerin çoğunda tespit edilebilir seviyelerde pestisit kalıntısı içerdiğini belirlemişlerdir. Malathion, ethion ve profenofos dahil bazı organofosforlu pestisitlerin ve fenprothrin ve sipermetrin gibi bazı piretroid pestisitlerin kalıntılarını, bazı örneklerde Avrupa Birliği'nin maksimum kalıntı limitlerine (EU-MRL'ler) eşit veya bunları aşan konsantrasyonlarda olduğunu belirlemişlerdir. Patates örneklerinde tespit edilen fungisit bupirimat pestisitinin, EU-MRL'yi %1500 oranında aştığını tespit etmişlerdir. Fentohat ve profenofosun, analiz edilen numunelerin sırasıyla %30 ve %27'sinde en sık tespit edilen pestisitler olduğunu saptamışlardır. Elde ettikleri verileri, gıdaların diyet yoluyla alınması durumunda bu pestisitlere maruz kalmayla ilişkili potansiyel sağlık risklerini tahmin etmek için kullanmışlardır. Pestisitlerin tahmini günlük alımlarını (EDI'ler), pestisit konsantrasyonuna ve sebze tüketimine bağlı olarak kabul edilebilir günlük alımlarını (ADI'ler) %0,03 ila %40'ı arasında değiştiğini belirlemişlerdir. Son olarak, sebze tüketiminden kaynaklanan maruz kalınımın bir halk sağlığı sorunu olduğunu belirtmişlerdir.

Hossain vd. (2013), yaptıkları bir çalışmada, Bangladeş'in Dhaka kentindeki tarım alanlarından toplanan sebzelerin diyetle alınması yoluyla pestisit kalıntılarının sağlık riskini değerlendirmeyi amaçlamışlardır. Yaygın olarak ekimi yapılan üç sebze (domates, bamya, patlıcan) altı organofosfor (klorpirifos, fenitrothion, parathion, ethion, acephate, fenthion), iki karbamat (karbaril ve karbofuran) ve bir piretroid (sipermetrin) pestisitlerinin kalıntısını belirlemeye çalışmışlardır. Pestisit kalıntılarını saptanabilir sınırın altından ($<0,01$) 0,36 mg/kg'a kadar değiştiğini saptamışlardır. Asefat, klorpirifos, etion, karbaril ve sipermetrini sadece bir örnekte saptarken, fenitrothion ve parathionu ise iki kez birlikte olarak tespit etmişlerdir.

Domatesteiki klorpirifos ve patlıcandaki sipermetrin dışında tüm pestisit kalıntılarının maksimum kalıntı sınırını aştığını tespit belirlemişlerdir. Bamyada Etion (10,12) ve domateste karbaril (1,09) için tehlike risk indeksini (HRI) tespit etmişlerdir. Pestisit kalıntılarının geri kalan kısmını ise sağlık riski taşımayanlar olarak sınıflandırmışlardır.

Etale vd. (2013), yaptıkları bir çalışmada Nyabugogo bataklığının endüstriyel olarak kirlenmiş bölümlerindeki çiftliklerde yetiştirilen *Colocasia esculenta*, *Amaranthus spp.* ve *Ipomoea batata*'nın yenilebilir kısımlarındaki kurşun ve kadmiyum konsantrasyonlarını belirlemiş ve bu mahsulleri besin olarak tüketenlerin metal alınımasını lmişlerdir. Ekinlerdeki metal konsantrasyonlarının AB sınırları içinde olduğunu belirtmişlerdir. En yüksek metal konsantrasyonlarını *Amaranthusspp*'ın yapraklarında (kurşun=0.31 mg/kg ve kadmiyum=0.03 mg/kg) ve en düşük *I. batata*'da (kurşun=0.02 mg/kg ve kadmiyum=0.01 mg/kg) tespit etmişlerdir. Buna karşılık, ankete katılan bir topluluktaki yetişkinler tarafından bu mahsuller yoluyla metal alınımasının, WHO tarafından belirlenen eşikleri aştığı belirlemişlerdir. Mahsul tüketim miktarlarına dayalı olarak, yetişkinler tarafından diyetle alınan kurşun alınıımı, sırasıyla *Amaranthus spp.* ve *C. esculenta* numunelerinde önerilen maksimum değeri yedi ve dört kat kadar aştığını görmüşlerdir. Kadmiyum alınıımının, WHO'nun tavsiye ettiği maksimum değeri *Amaranthus spp.* ve *C. esculenta*'da iki, *I. Batata*' da üç kat derecesinde aştığını belirtmişlerdir.

Gupta vd. (2013), yaptıkları bir çalışmada Hindistan'ın Raipur şehrinin çeşitli bölgelerindeki, *Pimpinella anisum*, *Spinacia oleracea*, *Amaranthus viridis*, *Coriandrum sativum* ve *Trigonella foenum-graecum* gibi en sık tüketilen sebzelerde bakır, krom, çinko ve kurşun konsantrasyonlarını araştırmışlardır. Örneklerdeki her ağır metal için ortalama konsantrasyonu hesaplamışlardır. Buldukları sonuçları, Gıda ve Tarım rgt ve Dünya Sağlık rgt tarafından belirlenmiş olan izin verilen düzeylerle karşılaştırmış ve İnsan diyetindeki ağır metallerin alınıımını da insan sağlığına yönelik riski tahmin etmek için hesaplamışlardır. Bulgularında, sebzelerde ağır metallerin varlığını Cr> Zn> Cu> Pb sırasına göre belirlemişlerdir. Bu bulgulara dayanarak, bu bölgede yetiştirilen sebzelerin insanların tüketimi için sağlığa zararlı olduğu sonucuna varmışlardır.

Amin vd. (2013), atık su ile sulanan yeşil yapraklı sebzelerin ağır metallerle yüksek oranda kontamine olduğunu ve insanlarda kirleticilere maruziyetin ana kaynağının bu sebzelerin tüketimi yoluyla meydana geldiğini ispatlamak için bir çalışma yapmışlardır. Bu çalışmada Mardan'da atıksu ile sulanan *Allium cepa*, *Allium sativum*, *Solanum lycopersicum* ve *Solanum melongena* gibi yeşil bitkilerde sekiz ağır metalin birikimini (Cu, Ni, Zn, Cr, Fe, Mn, Co ve Pb) incelemişlerdir. Atık su ile sulanan toprakta yetiştirilen sebzelerde incelenen metalleri, kuyu suyuyla sulanan topraktakilerden ve WHO/FAO'nun izin verdiği limitlerden ($P < 0.05$) önemli ölçüde daha yüksek olduğunu tespit etmişlerdir. En ağır şekilde kontamine olmuş sebze atık su ile sulanan *A. cepa* olmuştur, burada Mn'nin (28.05 mg/kg) yenilebilir kısımlarda birikimini, kuyu suyu ile sulanan topraklarda yetiştirilen *A. cepa*'dan 50 kat daha fazla olduğunu belirlemişlerdir. Atıksu sulanan topraklarda yetişen bu sebzeleri tüketen hem yetişkinlerin hem de çocukların önemli miktarda bu metalleri bünyelerine aldığını ve dolayısıyla ciddi sağlık sorunlarına yol açabileceği sonucuna varmışlardır.

Calderón-Preciado vd. (2013), yaptıkları bir çalışmada, sera deneylerinde yeraltı suyu ve geri kazanılmış suyla (ikincil veya üçüncül atık sular) sulanan farklı mahsullerdeki organik mikro kontaminantların varlığını değerlendirmeyi amaçlanmıştır. Su ve bitki örneklerinde mikro kontaminantların belirlenmesini, sırasıyla GC-MS/MS ile birlikte katı faz ekstraksiyonu ve matris katı faz dispersiyon prosedürü ile gerçekleştirmişlerdir. Marul, havuç ve yeşil fasulye içindeki mikro kontaminantların konsantrasyonunu, miktar tayin sınırından daha az oranda 571 ng/g olarak bulmuşlardır. Tributil fosfat ve butillenmiş hidroksianisolu bitkilerde en yüksek konsantrasyon seviyelerinde belirlemişlerdir. Mikro kontaminantların konsantrasyonu ve sıklığı baklagillerden olan yeşil fasulyenin tohumlarındansa köklerinde ve yapraklarında daha düşük olarak tespit etmişlerdir. Konsantrasyonlar genel olarak düşük olmasına rağmen, insan sağlığı için risk değerlendirmesi yaparken çeşitli mikro kontaminantların eş zamanlı mevcudiyetinin dikkate alınması gerektiğine dikkat çekmişlerdir.

Akan vd. (2013), yaptıkları bir çalışmada, Nijerya'nın Borno Eyaletindeki Alau Barajı ve Gongulong tarım alanlarındaki bazı sebzelerde (ıspanak, marul, lahana, domates ve soğan) ve farklı derinliklerden alınan toprak örneklerinde

organofosforlu pestisit kalıntılarının (dichlorvos, diazinon, chlorpyrifos ve fenitrothion) konsantrasyonlarını belirlemiştir. Sebze ve toprak numunelerindeki tüm pestisitlerin konsantrasyonlarını, elektron yakalama dedektörü ile donatılmış GC/MS Shimadzu (GC-17A) kullanılarak belirlemiştir. Alau Barajı ve Gongulong tarım alanlarında diklorvos, diazinon, klorpiryfos ve fenitrothion' un en yüksek seviyesini domates yaprağında, en düşük konsantrasyonunu ise ıspanak kökünde olduğunu belirlemiştir. Toprak örneklerindeki bütün pestisitlerin konsantrasyonlarının 21-30 cm derinlikte daha yüksek olduğunu, 0-10 cm derinlikte ise en düşük konsantrasyonlarda olduğunu görmüşlerdir. İki tarım alanından alınan sebze ve toprak örneklerindeki tüm organofosforlu pestisitlerin konsantrasyonları Codex 2009'a (WHO ve FAO) göre sebze ve toprak için belirlenen MRL ve kabul edilebilir günlük alım değerlerinden çok daha yüksek olarak endişe verici seviyelerde olduğunu gözlemlemiştir.

Dodgen vd. (2013) yaptıkları çalışmada, marul (*Lactuca sativa*) ve lahana (*Brassica oleracea*) tarafından alınımının yaygın olarak görüldüğü dört PPCP / EDC'nin, yani bisfenol A (BPA), diklofenak sodyum (DCL), naproksen (NPX) ve 4-nonilfenolün (NP) hidroponik kültürde, ¹⁴C etiketli bileşikler kullanılarak bitki tarafından alınımı ve birikim potansiyellerini değerlendirmişlerdir. Her iki bitki türünde de bitkideki birikimlerinin BPA> NP> DCL> NPX sırasını izlediğini ve köklerdeki birikimin yaprak ve gövdelerden çok daha fazla olduğunu belirlemiştir. Bitki dokularındaki ¹⁴C-PPCP/EDC konsantrasyonlarının 0,22 ila 927 ng/g arasında değiştiğini belirlemişler, ancak ¹⁴C kalıntısının tamamının ekstrakte edilemediğini de belirtmişlerdir. Sonuç olarak, insanlar tarafından bu PPCP/EDC'lerin diyetle alınımının ihmal edilebilir olduğunu tahmin etmişlerdir.

Olu vd. (2013) yaptıkları bir çalışmada, Nijerya'nın Ogun Eyaletinde belirlenmiş sanayi bölgelerinde yetiştirilen *Zea mays*'ta ağır metal düzeyinin birikimini ve bunun gıda güvenliği üzerindeki etkilerini değerlendirmiş ve test etmişlerdir. Bulgularının sonuçları, Ogun Eyaleti'nin sanayi bölgelerinden elde edilen *Zea mays*'ın sırasıyla: nem (%6,35–9,45), ham (%8,31–12,68), protein (% 1.49-8.294), eter özütü (% 1.746-2.792) ve karbonhidrat (% 71.32-78.896) içeriklerine sahip olduğunu ortaya koymuşlardır. Toprağın kimyasal analiz sonuçlarında: sırasıyla nem (%0,65–1,90), pH (6,63–7,89) ve azot (%4,01–8,6) olarak tespit etmişlerdir.

Mısırdaki ağır metaller için elde edilen sonuçlar Fe (28,5-59,5 mg/kg), Cu (2-10,7 mg/kg), Mg (248,3-321 mg/kg), Ni (1,8-4,775 mg/kg), Pb (62,5-150 mg/kg) , ve Ca (1,2-10,2 mg/kg) şeklide iken, toprak örneklerinde elde edilen sonuçların sırasıyla Fe (289-59.6 mg/kg), Cu (4-12,2 mg/kg), Mg (297,3-350,5 mg/kg), Ni (4,55-9,28 mg/kg), Pb (83,3-177,5 mg/kg), Ca (7,6-21,8 mg/kg), ve Co (0,075-0,46 mg/kg) olduğunu belirlemişlerdir. Yazarlar, *Z. mays*'taki bazı ağır metallerin daha yüksek seviyelerinin gıda güvenliğini etkileyebileceğini ve bu durumun kamuoyunun dikkatini çekebileceğini öne sürmüşlerdir.

Shakya vd. (2013), yaptıkları bir çalışmada, Katmandu'dan topladıkları hardal (*Brassica campestris*), tere (*Lepidium sativum*), rezene (*Foeniculum vulgare*), kişniş (*Coriandrum sativum*) ve ıspanak (*Spinacea oleracea*) gibi beş adet yapraklı sebze de As, Cd, Cr, Pb ve Zn ağır metallerinin kontaminasyonunu değerlendirmeyi amaçlamışlardır. Toplamda 45 adet test sebzesinde, sebzelerin köklerinde ve yapraklı sürgünlerinde önemli miktarda ağır metal birikimi olduğunu tespit etmişlerdir. Cd, Pb ve Zn için çeşitli metallerin konsantrasyonlarını sırasıyla, test sebzelerinin köklerinde 0.9-12.0, 2.7-12.5 ve 16.8-158.7 mg/kg ve yapraklı sürgünlerinde 3.2-19.1, 5.3-32.9 ve 23.9-223.1 mg/kg aralığında olduğunu belirlemişlerdir. Ancak As ve Cr seviyelerini tespit limitlerinin altında bulmuşlardır. Sonuçlarda, sebzelerdeki tüm metallerin (yapraklı sürgünler ve kökler birlikte) ortalama konsantrasyonlarını Zn>Pb>Cd sırasına göre bulunduğunu tespit etmişlerdir. Ayrıca, Pb ve Cd düzeylerinin FAO/WHO tarafından insan tüketimi için belirlenen maksimum izin verilen sınırları aştığını belirlemişlerdir. Sebze tüketimi yoluyla günlük ağır metal alımını da araştırmışlardır. Yazarlar yaptıkları buu çalışmadan, gıda zincirinde bu metallerin aşırı birikimini azaltmak için uygun önlemleri geliştirmek amacıyla sebzelerdeki metal konsantrasyon seviyelerini değerlendirmek için bir izleme planı ve sağlık riski değerlendirmesinin gerekli olduğu sonucuna varmışlardır.

Jolly vd. (2013), yaptıkları bir çalışmada tarım topraklarındaki ve bu topraklarda yetiştirilen sebzelerdeki farklı metal konsantrasyonlarını incelemeyi ve besin zinciri transferi yoluyla insan vücuduna girmeleri ile ilgili olası sağlık risklerini değerlendirmeyi amaçlamışlardır. Toprak ve sebzelerdeki metal seviyelerini, sebzeler tarafından topraklardan alımın yani TF'nin ve bu hesaplamalara göre

sağlık risklerini belirlemişlerdir. Sonuçlarda topraktaki Si, Ba, K, Ca, Mg Fe, Sc, V, Cr, Cu, Zn, As, Mn, Co, Ni, Se, Sr, Mo ve Cd konsantrasyonlarının dünya ortalamasından daha yüksek olduğunu, sebze örneklerinde Al, Ti ve Pb değerlerinin ise dünya ortalaması değerinden düşükken As, Co, Cu, Mn, Pb, Se, Ni, V ve Zn gibi toksik elementlerin konsantrasyonunu Dünya Ortalaması değerinin altında olduğunu tespit etmişlerdir. Sebzelerden toksik metallerin (Fe, Cu, Mn, Zn Co, Cr, V, Ni, Pb and Cd) alınımının yüksek olmadığını ve WHO, Food and Nutritional Board ve US EPA tarafından tavsiye edilen kabul edilebilir seviyelerde olduğunu belirtmişlerdir. Cu, Co, Cr, V, Ni, Pb, Mn, Zn and Cd için hesaplanan tehlike katsayısını (TQ) sırasıyla $Cd > Mn > Zn > Pb > Cu > Fe > Ni > V = Co > Cr$ şeklinde artan bir oranda kaydetmişlerdir. En yüksek TQ değerini güvenli limitin üzerinde (2.543) olan Cd için bulmuşlardır.

Calderon-Preciado vd. (2011), yaptıkları bir araştırmada, tarımsal alanlarda kullanılan geri kazanılmış atık sulama sularını iki yıllık bir çalışmada (2007- 2008) 47 analit için taramışlardır. Böcek ilaçları, tıbbi ilaçlar, kişisel bakım ürünleri, fenolik östrojenler, antioksidanlar ve dezenfeksiyon yan ürünleri olmak üzere farklı kimyasal sınıflara ait toplamda 26 kirletici madde tespit etmişlerdir. Farklı kimyasal sınıflar için konsantrasyon eğilimlerindeki belirgin farklılıkları 2007'den 2008'e kadar takip edip kanıtlamış ve bu farklılıkları bölgede 2008'de devam eden kalıcı bir kuraklığa dayandırmışlardır. Ayrıca, kimyasal sınıfların kütle oranlarını, ürün sulama rejimlerine göre hesaplamış ve ürün döngüsü başına 0,8 ila 121,3 g/ha arasında değiştiğini saptamışlardır. Bu sulama rejimleri altında yetiştirilen ekinler, yonca ve elmayı, analiz etmişlerdir. Konsantrasyonları 13,9 ila 532 ng/g arasında değişen 5 antropojenik bileşiği tanımlamış ve miktarlarını belirlemişlerdir.

Lozowicka vd. (2012), yaptıkları bir çalışmada 2006-2009 yılları arasında Kuzeydoğu Polonya'da üretilen Brassica sebzelerinden oluşan toplamda 365 numunede pestisit kalıntılarının varlığını belirlemiş ve olası sağlık risklerini değerlendirmişlerdir. Toplam sebzenin %32'sine denk gelen 118 numunede böcek öldürücülerden oluşan on beş farklı pestisit kalıntısını ve Ürünlerin %27,4'ünde Klorpirifos pestisinin bulunduğunu ve 0.005 ila 1.51 mg/kg arasında değiştiğini, numunelerin %3,3'ünde sipermetrinin belirlendiğini ve 0.02 ila 0.19 mg/kg aralığında olduğunu tespit etmişlerdir. Otuz üç numunun (%9), maksimum kalıntı

seviyelerini aştığını belirtmişlerdir. Tahmini günlük alımları, fenheksamid için %0,005 diazinon için %4,454 olarak belirlemişlerdir. Sonuçlara göre, bu bölgeden Brassica sebzelerinde pestisit kalıntılarının oluşumunun ciddi bir halk sağlığı sorunu olarak kabul edilemeyeceğini belirtmişlerdir. Ancak, sebzelerdeki pestisit kalıntılarının sürekli izlenmesi ve daha sıkı düzenlenmesi konusunda bir araştırma yapılmasını tavsiye etmişlerdir.

Guerra vd. (2012), yaptıkları bir çalışmada, Brezilya'nın São Paulo Eyaletinde en sık tüketilen gıda maddelerindeki kadmiyum, nikel, kurşun, kobalt ve krom konsantrasyonlarını araştırmayı ve ağır metal içeriklerini Brezilya mevzuatı tarafından belirlenen ve izin verilen sınırlarla karşılaştırmayı hedeflemişlerdir. İnsan diyetlerindeki ağır metal alım değerini de insan sağlığına yönelik riski tahmin etmek için hesaplamışlardır. Örneklenen tüm sebzelerde Cd ve Ni konsantrasyonlarını Brezilya mevzuatı tarafından belirlenen ve izin verilen sınırlardan daha düşük oranda olduğunu tespit etmişlerdir. Pb ve Cr'nin, analiz edilen numunelerin %44'ünde limitleri aştığını ve Brezilya mevzuatında, Co içerikleri için izin verilen bir sınırın olmadığını belirtmişlerdir. São Paulo Eyaletindeki nüfusun tüketim alışkanlığı ile ilgili olarak, ağır metallerin günlük alınımının, referans oral dozun altında olduğunu, bu nedenle, bu sebzelerin tüketiminin güvenli ve insan sağlığı açısından risksiz olarak kabul edilebileceğini belirtmişlerdir.

Wang vd. (2012), gıda zinciri yoluyla yerel nüfusa ağır metal bulaşmasının olası sağlık risklerini, uzunca bir süre atık su ile sulama geçmişine sahip Çin'in Pekin ve Tianjin şehirleri için değerlendirdikleri bir çalışma yapmışlardır. Bu çalışmada Cu, Zn, Pb, Cr, As ve Cd dahil altı elementin topraktan sebzelere ağır metallerin TF'sini hesaplamış ve kirlilik yük indekslerini de değerlendirmişlerdir. Sonuçlarda, bu şehirlerdeki alanlarda yalnızca Cd'nin kabul edilebilir maksimum sınırı aştığını saptamışlardır. Altı ağır metalin transfer faktörlerini, sebze türlerine bağlı olarak Cd>Zn>Cu>Pb>As>Cr şeklinde bir eğilim gösterdiğini belirlemişlerdir. Cu, Zn, Pb, Cr, As ve Cd'nin tahmini diyet alınımının tolere edilebilir sınırların çok altında ve hedef tehlike oranı değerlerinin 1'den az olduğunu, sonuç olarak sebze tüketerek meydana gelen ağır metal maruziyetinin sağlık risklerini ortaya çıkaracak kadar tehlikeli seviyelerde olmadığını belirtmişlerdir.

Sabourin vd. (2012), yaptıkları bir araştırmada, organik mikro-kirleticilerin, belediye biyosolidleri ile gübrelenmiş toprakta ve normal tarım koşullarında üretilen domates, havuç, patates ve tatlı mısır bitkileri tarafından alınımını değerlendirmek için bir saha çalışması yapmışlardır. Sebzeleri Ontario eyaletinin zorunlu kıldığı tarım uygulamalarına göre yetiştirmişlerdir. Uygulamada biyosolidleri ve hasattan sonraki mahsul örneklerini 118 farmasötik ve transformasyon ürünü, 17 hormon veya hormon transformasyon ürünü ve 6 paraben için analiz etmişlerdir. Biyosolidlerdeki analit konsantrasyonlarını diğer araştırmalarda tespit edilenlerle tutarlı olduğunu görmüşlerdir. 141 analitin sekizini, 0,33 ila 6,25 ng/g kuru ağırlık arasında değişen konsantrasyonlarda bir veya iki mahsul örneğinde tespit etmişlerdir. Ancak üçlü muamele edilmiş tüm parsellerde tespit limitinin üzerinde tutarlı bir şekilde hiçbir analit saptayamamışlardır. Genel olarak, yaptıkları bu çalışmada normal tarım koşullarında ekinlerin mikro-kirletici madde alma potansiyelinin düşük olduğunu belirlemişlerdir.

Ramesh vd. (2012) Bangalore kentsel bölgesindeki beş istasyondan rastgele topladıkları atık su, toprak ve yeşil yapraklı sebze örneklerinde Atomik absorpsiyon spektrofotometresi kullanılarak Cu, Zn, Pb, Cr, Cd ve Mn ağır metalleri için analiz ettikleri bir çalışma yapmışlardır. Mevcut çalışmalarında, iki adet yapraklı sebzede, pazı (*Beta vulgaris*) ve kişnişte (*Coriandrum sativum*) ağır metal kirliliğinin boyutunu belirlemişlerdir. Sonuçlarında, seçtikleri S1, S2, S3, S4 ve S5 istasyonlarından topladıkları tüm örnekleme noktalarındaki palak yapraklarının Cu, Zn, Pb, Cr ve Mn içeriğinin, FAO/WHO tarafından önerilen güvenli değer sınırını aştığını görmüşlerdir. Kişnişte tüm istasyonlarda Cu, Zn ve Mn bulunduğunu belirlemişlerdir. Tüm örnekleme istasyonlarında pazı (28,43 ppm ila 149,50 ppm) ve kişnişte (54,69 ppm ila 75,50 ppm) Pb konsantrasyonunun aşırı derecede yüksek olduğunu saptamışlardır. Cd'yi sadece S2 (0,81 ppm) ve S4'deki (1,50 ppm) iki istasyonda tespit etmişlerdir. S1, S2 ve S3 istasyonlarında Cr tespit etmiş ve S2 istasyonunda, pazı (70,79 ppm) ve kişnişte (127,27 ppm) Cr içeriğinin, izin verilen sınırı endişe verici bir şekilde aştığını belirlemişlerdir. Toprak örneklerinde ise ağır metal konsantrasyonunda kayda değer bir artış görülmediğini ve izin verilen sınırlar içinde bulunduğunu belirtmişlerdir. Ancak değerleri kontrolden daha yüksek bulunduklarını ve bu kirlenmenin esas sebebi olarak;

otomobil egzozu, böcek ilaçları ve endüstriyel egzozdan kaynaklandığını tahmin etmişlerdir.

Ali Mohamed vd. (2012), Suudi Arabistan Krallığı'nın dört bölgesinde ekilen baklagillerde, kökler, yapraklar, tahıllar, gövdeler ve meyveler gibi sebze kısımlarında bulunan Hg, Fe, Cd, Mn, Pb, Cu ve Zn gibi ağır metal seviyelerini değerlendirmek amacıyla bir çalışma yapmışlardır. Elde ettikleri sonuçlar, bu sebzelerde belirlenen ağır metallerin konsantrasyonlarının, Ortak FAO/WHO Gıda Katkı Maddeleri Uzman Komitesi tarafından önerilen ve öngörülen değerleri aştığını görmüşlerdir. En yüksek ağır metal değeri maydanoz için Fe ve Hg için sırasıyla 543,2 ve 0,048 µg/g, yahudi ebegümeci yaprağında sırasıyla Mn ve Zn için 94,12 ve 33,22 µg/g, olarak tespit etmişlerdir. Ispanakta Cd için 4,13 µg/g, kuru madde bazında ise baklagiller grubundaki bezelyede maksimum Zn içeriğinin 71,77 µg/g ve son olarak salatalığın en yüksek Pb içeriğine 6,98 µg/g'a sahip olduğunu belirlemişlerdir. Sebzelerin çeşitli kısımlarındaki yüksek ağır metal konsantrasyonunun, özellikle doğu ve orta ilçelerdeki sanayi bölgelerinin çevresinde bulunan yüksek konsantrasyonlu kirli hava ile bağlantılı olabileceğini tahmin etmişlerdir.

Tiwari vd. (2011), Hindistan, Gujarat, Vadodara yakınlarında bulunan ve atık sularla sulanarak yetiştirilen on çeşit sebzedeki metal konsantrasyonlarını değerlendirmek amacıyla bir çalışma yapmışlardır. Seçtikleri sebzelerdeki bitki türleri arasında farklı metallerin taşınımı ve akümülyasyonunda farklılıklar gözlemlemişlerdir. Endüstriyel alanların etkisi altında olan atık sularla sulanan tarım topraklarında kuyu suyuyla sulanan topraklara göre metallerin sırasıyla Fe<Mn<Zn<Cd<Cu<Pb<Cr<As olarak daha yüksek konsantrasyonlarda olduğunu tespit etmişlerdir. Ancak kuyu suyuyla sulanan topraklarda As, Cr ve Pb'nin konsantrasyonlarını önerilen limitlerin üzerinde olduğunu belirlemişlerdir. Sebzelerin kökleri ve toprak üstü organlarındaki metal akümülyasyonunu hem bitki genotipi hem de toprağın metal konsantrasyonu ile ilişkili olarak önemli derecede farklılık gösterdiğini gözlemlemişlerdir. Atık sularla sulanan tarım alanlarında yetiştirilen ıspanak, kabak, şili biberi, domates, turp gibi sebzelerin yenilebilir parçalarında toksik metallerin (As, Cd, Cr, Pb ve Ni) taşındığını ve yüksek bir birikimlerinin olduğu tespit etmişlerdir.

Osman vd. (2011), Suudi Arabistan'ın Al-Qassim bölgesinden topladıkları 160 farklı sebze örneğinde 23 pestisit (13 insektisit, 3 fungisit, 3 herbisit, 2 akarisit, 1 rodentisit ve 1 nematisit) kalıntısını belirlemek amacıyla bir çalışma yapmışlardır. Toplamda 89 örnekte kalıntı tespit etmişlerdir. Elli dört numunenin MRL'leri aştığını belirlemişlerdir. En sık buldukları pestisitlerin sırasıyla karbaril, bifenil ve ardından karbofuran olduğunu belirtmişlerdir. MRL değerlerinin en çok lahanada (11 örnek) aşıldığını, bunu kabak, yeşilbiber ve havuç (7 örnek), ardından salatalık ve marul (6 örnek), patlıcan (5 örnek) ve ardından domatesin (4 örnek) izlediğini belirtmişlerdir. Ayrıca lahana (16 örnek), havuç, salatalık ve yeşilbiber (12 örnek), kabak (11 örnek), marul, domates (9 örnek) ve patlıcanda (8 örnek) en yüksek kontaminasyon seviyelerini tespit etmişlerdir. En yüksek konsantrasyonları ise marulda belirlemiş, bunu kabak, lahana ve havucun izlediğini belirtmişlerdir. Al-Qassim bölgesi nüfusunun ortalama günlük alımının (EDI) 2,105 ve 0,597 mg/kg vücut ağırlığı/gün arasında olduğunu ve tehlike indeksinin (EDI/kabul edilebilir günlük alım (ADI)) test edilenler için birden daha düşük olduğunu belirlemişlerdir. Verilerde, alınımların ADI'lerden çok daha düşük olduğunu ve tüm pestisitlere maruz kalma seviyesinin sağlık riski oluşturacak seviyenin altında olduğunu belirtmişlerdir.

Nabulo vd. (2010), yaptıkları bir çalışmada Uganda, Kampala Şehri ve çevresinde sebze yetiştirmek amacıyla kullanılan dokuz kontamine sahada bulunan tarım alanlarından on beş adet tropikal yapraklı sebze türünü örneklemişlerdir. Topraklardaki eser metal konsantrasyonlarının oldukça değişken olduğunu ve sulamada kullanılan atık suyun, endüstrilerden gelen atık deşarjdan ve katı atıkların boşaltılmasından kaynaklandığını belirtmişlerdir. Sebzelerin yenilebilir sürgünlerindeki metal konsantrasyonlarının lokasyonlar arasında ve içinde büyük farklılıklar gösterdiğini görmüşlerdir. *Gynandropsis gynandra* sebzесinin sürekli olarak en yüksek oranda Cd, Pb ve Cu konsantrasyonlarını biriktirirken, *Amaranthus dubius* bitkisinin ise en yüksek Zn konsantrasyonunu biriktirdiğini tespit etmişlerdir. Zıt kaynaklara ve kontaminasyon şiddetine sahip topraklardan kadmiyum alımının *Cucurbita maxima* ve *Vigna unguiculata*'da sürekli olarak en düşük ve bu türlerin kontamine topraktan Cd alınımlarının en düşük olduğunu vurgulamışlardır. Pb ve Cr konsantrasyonları, Cd, Ni ve Zn'nin aksine, yıkanmamış sebzelerde, yıkanmış sebzelerden daha yüksek olarak tespit etmişlerdir. Tehlike

katsayısı olarak ifade edilen insan sağığına yönelik riski, genellikle Cd için en büyük olarak tespit etmiş ve bunu sırasıyla Pb, Zn, Ni ve Cu izlediğini belirlemişlerdir.

Singh vd. (2010), Varanasi şehrinin belirli bölgelerinde, Dinapur kanalizasyon arıtma tesisinden gelen atık sularda, bu atık sularla sulanan tarım arazilerinde ve yetiştirilen sebzelerdeki Cd, Cr, Cu, Ni, Pb ve Zn konsantrasyonlarını belirlemek için bir saha araştırması yapmışlardır. Sulama için kullanılan atık suyun yüksek oranda Zn konsantrasyonuna sahip olduğunu ve bunu sırasıyla Pb, Cr, Ni, Cu ve Cd konsantrasyonlarının izlediğini belirlemişlerdir. Tüm sebzelerde Cd, Pb ve Ni konsantrasyonlarının insanların tüketimi için güvenli sınırları aştığını belirtmişlerdir. Yapraklı sebzelerde Cu, Ni, Pb ve Cr seviyeleri daha yüksek iken Cd ve Zn için ise daha düşük oranlarda olduğunu tespit etmişlerdir. Hedef tehlike katsayısında, sebzelerin Cd, Pb ve Ni kontaminasyonu ile ilişkili olarak insan sağığı için risk oluşturduğunu belirlemişlerdir. Bu nedenle, sağık riskini ve ağır metal kirliliğinin boyutunu azaltmak için atık su ile sulanan alanlarda yetiştirilen sebzelerdeki ağır metallerin düzenli olarak izlenmesi de gerektiğini vurgulamışlardır.

Mishra vd. (2009) yaptıkları bir çalışmada *Oryza sativa* (pirinç), *Solanum melongena* (patlıcan), *Spinacea oleracea* (ıspanak) ve *Raphanus sativus* (turp) gibi dört adet ekin bitkisinin atık su ile sulanmasının etkisini incelemeyi amaçlamışlardır. Bu bitkileri, her biri 0.5 hektarlık üç parselde yetiştirmiş ve bir kanalizasyon arıtma tesisinden gele ikincil arıtılmış atık su ile sulamışlardır. Aynı kanalizasyon arıtma tesisinden gelen çamuru, gübre olarak uygulamışlardır. Yetiştirilen bitkileri, ağır metaller ve böcek ilaçları birikimi açısından analiz etmişlerdir. Sonuçlarda, altı ağır metal olan Cd, Cr, Fe, Cu, Ni ve Zn ile iki pestisiti [1,1-bis (p-klorofenil)-2,2,2-trikloreten; DDT] ve benzen hekza klorürü (BHC) tespit etmişlerdir. Biyobirikim derecesi için bitkilerin sırasının *S. oleracea* > *R. sativus* > *S. melongena* > *O. sativa* şeklinde olduğunu belirtmişlerdir. Çalışmada, ikincil arıtılmış atık suyun toprak ve bitkiler için bir kirlilik kaynağı olabileceğini göstermişlerdir.

Nasir vd. (2008), yaptıkları bir çalışmada Polinükleer aromatik hidrokarbonların PAH'lar, PCB'ler, CB'ler ve fenollerin kalıntılarını toprak, atık su, yeraltı suyu ve

bitkiler açısından incelenmişlerdir. Ürdün'deki Mutah Üniversitesi atık su arıtma tesisinde kurulan pilot bir bölgede yetiştirilen, *Zea mays*, *Helianthus annuus*, *Capsicum annum*, *Abelmoschus esculentus*, *Solanum melongena* ve *Lycopersicon esculentum* gibi çeşitli bitki türlerini kullanarak, bu bileşiklerin bitkiler tarafından alınımlarını konsantrasyonunu karşılaştırmalı olarak belirlemişlerdir. Toprak, atık su, yeraltı suyu ve çeşitli bitki parçalarını kapsayan (kökler, yapraklar ve meyveler) numuneleri, açık kolon kromatografisi ile temizlemiş ve her iki kütle seçici detektörle donatılmış gaz kromatografisi (GC/MS), elektron yakalama detektörü (GC/ECD) veya alev iyonizasyon detektörü ile ikili olarak ekstrakte etmişlerdir. Hedeflenen bileşiklerin çevreyle ilgili konsantrasyonlarını atık suda yeraltı suyundan çok daha yüksek olarak tespit etmişlerdir. PAH'ların ve PCB'lerin genel dağılım profillerini, ortak potansiyel kirlilik kaynaklarını gösteren yeraltı suyu ve atık su için benzer olarak belirlemişlerdir. Farklı topraklar için PAH, PCB ve fenol konsantrasyonlarını sırasıyla 169,34 ila 673,20 µg/kg, 0,04 ila 73,86 µg/kg ve 73,83 ila 8724,42 µg/kg arasında değiştiğini bulmuşlardır. Bununla birlikte, referans toprak için çok daha düşük konsantrasyonlar tespit etmişlerdir. CB'leri çok düşük konsantrasyonlarda saptamışlardır. Ayrıca, farklı bitkilerin farklı alımlar ve translokasyon davranışına sahip olduğunu belirlemişlerdir. Sonuç olarak, PAH'lar, CB'ler, PCB'ler ve fenollerin toprak-kök-bitki sisteminden translokasyonunu değerlendirmede bazı zorluklar olduğuna dikkat çekmişlerdir. Bitkilerin yetiştiği topraktan çeşitli bileşiklerin alımlarını konsantrasyonları, bitkinin çeşidine ve bitki kısmına bağlı olduğunu ve farklı konsantrasyonlarda alındığını tespit etmişlerdir. Farklı bitki parçaları arasında ise, köklerin en çok kirlenmiş kısımlar olduğunu ve meyvelerin en az kirlilik taşıdığını belirlemişlerdir.

Khan vd. (2008), yaptıkları bir çalışmada atık su ile sulama sonucu kirlenmiş topraklarda yetiştirilen sebzelerdeki PAH'lar ve ağır metal konsantrasyonlarını değerlendirmek için örnek bir sebze olarak marulun kullanıldığı bir sera saksı deneyi yapmışlardır. Toplam PAH konsantrasyonlarının kontamine topraklarda 1,5 ila 3,4 mg/kg iken referans toprakta 1,2 mg/kg arasında değiştiğini belirlemişlerdir. Doğrusal regresyon analizleri ile, toprak ve sürgünlerdeki PAH konsantrasyonları arasındaki ilişkinin LMW-PAH'lar için HMW-PAH'lardan daha güçlü olduğunu görmüş ve bu da LMW-PAH'lar için translokasyonun HMW-PAH'lar'dan daha hızlı olduğunu düşünmelerine yol açmıştır. Ayrıca, veriler, HMW-PAH birikiminin

ana yolunun kökler tarafından alımın yoluyla olduğunu görmüşlerdir. Bitki sürgünlerinin ayrıca ağır metallerle özellikle Cd (0,4–0,9 mg/kg), Cr (3,4–4,1 mg/kg), Ni (11,7–15,1 mg/kg) ve Pb (2,3–5,3 mg/kg) ile yüksek oranda kontamine olduğunu belirlemişlerdir. Buldukları bu değerlerin, Devlet Çevre Koruma İdaresi (SEPA), Çin ve Dünya Sağlık Örgütü tarafından oluşturulmuş olan kılavuzda belirlenen sınırları aştığını belirtmişlerdir. Sonuç olarak yaptıkları bu çalışmada, kirlenmiş topraklarda atık sular ile sulanarak yeşil yapraklı sebzelerin yetiştirilmesinin ve tüketilmesinin potansiyel sağlık risklerine yol açacağını vurgulamışlardır.

Arora vd. (2008), farklı kaynaklardan sulanan sebzelerdeki demir, manganez, bakır ve çinko gibi farklı ağır metallerin düzeylerini değerlendirmek amacıyla bir çalışma yapmışlardır. Atık su ile sulanan sebzelerde önemli miktarda ağır metal birikimi olduğunu belirlemişlerdir. Atık su tesislerdeki çeşitli metallerin aralığının sırasıyla Fe, Mn, Cu ve Zn için 116–378, 12–69, 5,2–16,8 ve 22–46 mg/kg olarak belirlemişlerdir. Atık sular ile sulanan sebzelerdeki en yüksek ortalamanın nane ve ıspanaktaki Fe ve Mn konsantrasyonlarında olduğunu tespit etmişlerdir. Cu ve Zn için en yüksek konsantrasyonu ise havuçta tespit etmişlerdir. Yazarlar çalışmanın sonuçlarına göre, atık su ile sulanan topraklarda yetişen sebzeleri tüketen hem yetişkinlerin hem de çocukların bu metalleri önemli miktarda bünyelerine aldıklarını vurgulamışlardır. Ancak, bu metallerin belirlenen seviyelerinin değerlerini önerilen maksimum tolere edilebilir seviyelerin altında olduğunu belirtmişlerdir. Bununla birlikte, bu metallerin gıda zincirinde aşırı birikmesini önlemek için atık sulardan, kanalizasyondan, sebzelerden ve diğer gıda maddelerinden gelen bu metallerin seviyelerinin düzenli olarak izlenmesi gerekli olduğunu belirtmişlerdir.

Tao vd. (2005), yaptıkları bir çalışmada Çin, Tianjin'deki iki bölgesinden (A ve B) topladıkları toprak ve sekiz çeşit sebze örneğinde hexachlorocyclohexane izomerlerini (HCHs), dichlorodiphenyltrichloroethane ve onun metabolitlerini (DDXs) belirlemeyi amaçlamışlardır. Toplam HCH ve DDX için ortalama konsantrasyonları, A bölgesi topraklarında 3,6 ve 80,1 ng/g ve B bölgesi toprakları için 102 ve 235 ng/g olarak belirlemişlerdir. Sebze köklerinde toplam HCH ve DDX konsantrasyonlarını, A bölgesi için 3,6-60 ng/g B bölgesi için ise 15-152 ve 7,1-

136 ng/g olarak tespit etmişlerdir. Çeşitli sebzelerdeki biyoakümülyasyon miktarında farklılıklar olduğunu ve bunun özellikle lifli ve tuber sebzeler arasında önemli derecede olduğunu tespit etmişlerdir. B bölgesinden toplanan ıspanak ve karnıbaharda DDX'ler, her iki bölgeden toplanan karnıbaharda ve B bölgesinden toplanan menekşede lidanenin (ç-HCH) maksimum kalıntı limitlerini aştığını belirtmişlerdir. Çalışmanın sonuçlarına göre, sebzelerin HCH'ler ve DDX'leri topraktan kökleri aracılığıyla aldığını desteklediğini bildirmişlerdir.

Muchuweti vd. (2005), yaptıkları bir çalışmada, Zimbabwe Harare'de atık sularla sulanan mahsullerdeki ağır metal konsantrasyonlarını incelemişlerdir. Bu çalışmada analiz edilen mahsullerin, Cd, Cu, Pb ve Zn ile yoğun bir şekilde kirlendiğini ve bu kontaminasyonun iki temel besin ürünü olan mısır ve tsungadada en yüksek seviyede olduğunu tespit etmişlerdir. Tsunga yapraklarının, AB standartlarına göre izin verilen seviyenin (0,2 mg/kg) 18 katından fazla, 3,68 mg/kg Cd içerdiğini; Cu konsantrasyonlarının AB Standardının (20 mg/kg) 5 katı olan 111 mg/kg olduğunu; Pb konsantrasyonlarının 6,77 mg/kg olup, hem AB standartlarının hem de BK yönergelerinin izin verdiği seviyelerin 22 katından fazla olduğunu (0,3 mg/kg); Zn konsantrasyonlarının ise, kılavuz değerin (50 mg/kg) 4 katından fazla olan 221 mg/kg değerinde olduğunu belirlemişlerdir. Diğer bitkilerinde (fasulye, mısır, biber ve şeker kamışı) izin verilen seviyelerin üzerinde ağır metal konsantrasyonları içerdiğini tespit etmişlerdir. Ayrıca, bu çalışmada gözlemlenen konsantrasyonların, diğer kontamine alanlardaki bitki örtüsünü inceleyen diğer çalışanlar tarafından bildirilen konsantrasyonlardan daha yüksek olduğunu bildirmişlerdir. Bu çalışma, kentsel sağlığı riske atabilecek bir uygulama olan atık su ile sulanan arazilerde sebze yetiştirme ve bu sebzeleri tüketme nüfus ile ilgili potansiyel riskleri vurgulamayı amaçladıklarını belirtmişlerdir. Yazarlar, tarımsal topraklarda aşırı ağır metal birikiminin, yalnızca çevre kirliliğine neden olmakla kalmadığını, aynı zamanda gıda kalitesini ve güvenliğini etkileyebilecek şekilde mahsuller tarafından yüksek ağır metal alımına yol açtığını da belirtmişlerdir.

Chandel vd. (2005), yaptıkları bir çalışmada, atık sularla sulanarak yetiştirilen ıspanak (*Spinacia oleracea*) ve kişniş (*Coriandrum sativum*) gibi iki çeşit yapraklı sebzede ağır metal akümülyasyonunu ve sağlık risk faktörlerini araştırmayı amaçlamışlardır. Elde ettikleri sonuçlara göre ıspanakta bütün bölgelerde Cu, Zn ve

Cr'yi tespit etmişlerdir. S1, S2, S5 alanlarında Cr akümülyasyonunu FAO/WHO tarafından önerilen güvenli değer sınırının altında bulmuşlardır. S1, S2 ve S3 alanlarında Cr tespit etmişlerdir ancak S2 deney alanında ısıpanakta (70,79 ppm) ve kişnişte (127,27 ppm) tespit edilen Cr konsantrasyonlarının izin verilen sınırın üzerinde olduğunu belirlemişlerdir. Sabit standartlara göre toprak analizi sonuçlarında ağır metal konsantrasyonunda ölçülebilir bir artış ortaya koymadığını, ancak değerlerin kontrolden daha yüksek olmasının ise pestisit ve endüstriyel atıklardan kaynaklandığı ihtimalini ortaya çıkardığını belirtmişlerdir.

Pedersen vd. (2005), yaptıkları bir çalışmada sulama suyunda kullanılan ve arıtılmış atık suda bulunan bileşiklerin tarımsal alanlarda tanımlanıp tanımlanamayacağını belirlemek için, atık suyla sulanan ve yağmurla beslenen ekili tarlalardan toplanan yüzey suyu örneklerini, geniş bir organik bileşik yelpazesi için analiz etmişlerdir. Arıtılmış atık su ile sulamanın yapıldığıyla ilişkili olduğu görülen çeşitli bileşikleri tanımlamışlardır. Bu bileşiklerin beşeri farmasötikler olan kişisel bakım ürünler (ör. karbamazepin, gemfibrozil, karisoprodol) ve alkil fosfat alev geciktirici kimyasallar (ör. böcek kovucu, polisiklik miskler) olduğunu tespit etmişlerdir. Bunların çoğunun, daha önceden tarımsal alanlardaki sulama suyunda rapor edilmediğini görmüşlerdir. Bu bileşiklerin, yayınlanmış birkaç sucul toksikoloji verilerinin altındaki konsantrasyonlarda mevcut olduğunu; ancak bu durumun organizmalarda hemen göze çarpmayan ve güç algılanabilen etkiler ortaya çıkarma potansiyellerinin göz ardı edilemez olduğunu belirtmişlerdir.

Rattan vd. (2005), uzun vadede atık su ile yapılan sulamanın toprakta, bitkilerde ve yeraltı suyunda ağır metal içeriğı üzerindeki etkisini değerlendirmek için bir saha çalışması yapmışlardır. Bu amaçla, çeşitli tahıl, darı, sebze ve yem bitkilerinin başarıyla yetiştirildiğı Hindistan, Delhi'deki Keshopur Atık Su Sulama Tesisi alanında bulunan kentsel çevredeki tarım arazilerini seçmişlerdir. Atık su, yer altı suyu, toprak ve bitki örneklerini toplamış ve esas olarak metal içerikleri açısından analiz etmişlerdir. Sonuçlarında, atık suların yeraltı sularına kıyasla çok daha yüksek miktarda P, K, S, Zn, Cu, Fe, Mn ve Ni içerdiğini tespit etmişlerdir. Atık su ile sulanan topraklarda kuyu suyu ile sulamaya oranla organik karbon içeriğinde %38 ile 79 oranları arasında değişen bir artış olduğunu belirlemişlerdir. Ayrıca, atık su ile sulama sonucunda toprak pH'nın 0,4 birim düştüğünü kaydetmişlerdir.

Belirlenen metaller arasında, bazı örneklerde sadece Zn'nin fitotoksisite sınırını aştığını tespit etmişlerdir. Fraksiyonasyon çalışmasında, atık su ile sulanan toprakların nispeten daha yüksek oranda Zn, Cu, Fe ve Mn birikimi gösterdiğini tespit etmişlerdir. Genel olarak, tüm mahsullerdeki metal konsantrasyonlarını, genelleştirilmiş kritik fitotoksisite seviyelerinin altında bulmuşlardır. Metallerin topraktan bitkiye aktarım oranına (transfer faktörü) bağlı olarak, bazı tahılların, darı ve sebze gibi mahsullerin atık su ve kuyu suyla sulanan topraklardan metalleri absorblamasının göreceli etkinliğini hesaplamışlardır. Atık su ile sulanan bu topraklarda yetiştirilen bazı sebze mahsullerinin metal içerikleri açısından risk değerlendirmesini yaptıktan sonra, bu sebzelerin insanlar tarafından güvenle tüketilebileceğini söylemişlerdir.

Falco vd. (2005), çalışmalarında As, Cd, Hg, Pb, heksaklorobenzen (HCB), poliklorlu naftalinler (PCN'ler), PAH'lar, poliklorlu difenil eterler (PCDE'ler), polibromlu difenil eterler (PBDE'ler), poliklorlu bifeniller (PCB'ler) ve poliklorlu dibenzo-p-dioksinler ve dibenzofuranlar (PCDD/Fs) gibi bileşiklerin İspanya'nın katalonya milli takımında bulunan kadın ve erkek sporcularında beslenme ile alınımlarını değerlendirmişlerdir. Bu kirleticilerin analizini, uygun analitik tekniklere göre belirlemişlerdir. Genel popülasyona göre PCDD/F'ler ve PAH'lar, PCDE'ler her iki cinsiyette ve PCB'ler, PBDE'lerin kadınlarda alınımlarının daha düşük; erkek sporcularda kadın sporculardan daha yüksek bir Cd, Hg, Pb, HCB, PCN alınımları olduğunu belirlemişlerdir.

Dogheim vd. (2004), yaptıkları bir araştırma çalışması için Mısır'ın beş farklı bölgesinden toplamda 835 bitki örneği olmak üzere bazı tıbbi aromatik bitkiler ve yapraklı sebze örneklerini toplamışlardır. Yapraklı sebzelerin %97'sinin ağır metallerle kontamine olduğunu ve her elementin maksimum limitleri %39 oranında aştığını belirlemişlerdir. Maksimum limitleri aşmamasada 116 yapraklı sebze örneğinin 78'inde Cd saptamışlardır. Sadece 99 örnekte kurşun tespit etmişler, bunların 39'unun maksimum limitleri (0,3 mg/kg) aştığını ve 70 tıbbi bitki örneğinden 56'sının 0,5 mg/kg değerinin de üzerinde olarak kurşun seviyelerini aştığını belirtmişlerdir. 69 tıbbi bitki örneğinde Cu'yu belirlemiş ve bunların 58'inin 10 mg/kg dan daha yüksek seviyelerde kontamine olduğunu bildirmişlerdir. Ancak Cd' yi maksimum limitlerin üzerindeki 70 örneğin sadece ikisi ile tüm

numunelerin %43' ünde tespit etmişlerdir. Tıbbi bitki örneklerinin %73' nün, maksimum kalıntı limitlerini aşan miktarlar içeren pestisit kalıntıları ile %44 kontamine olduğunu belirlemişlerdir. Malathion, 391 örneğin 203'ünde (%52) tespit edilerek en sık bulunan pestisit kalıntısı olurken, bunu 391 örneğin 131'inde (%33) tespit edilen profenofos' un takip ettiğini bildirmişlerdir.

Wennrich vd. (2002), çalışmalarında Almanya Bitterfeld-Wolfen sanayi bölgesinde bulunan arazilerindeki tarlalarda yetiştirilen çeşitli meyve ve sebze türlerinin (çilek, elma, domates, marul, kıvırcık marul, patates, maydanoz ve lahanada) PAH yükünü belirlemişlerdir. Ayrıca örnekleme alanlarının bahçe topraklarını da analiz etmişlerdir. Araştırılan meyve ve sebzelerin toplam PAH konsantrasyonları, 1–120 mg/kg taze ağırlık aralığında değişirken, en yüksek miktarı maydanoz ve lahanada tespit etmişlerdir. Bir maydanoz numunesinde en yüksek benzo (a) piren (BaP) konsantrasyonunun 0,55 mg/kg olduğundan, numunelerin hiçbirinin (1 mg/kg sebze) gıdaların önerilen BaP sınırını aşmadığını belirtmişlerdir. Toplam PAH yükü ile yetiştirme alanı arasında pozitif bir ilişkiyi sadece daha yüksek oranda kontamine olan maydanoz ve lahanada türlerinde bulmuşlardır. Bahçe topraklarındaki toplam PAH konsantrasyonlarının yaklaşık 7000 mg/kg kuru ağırlık arasında değiştiğini belirlemişlerdir.

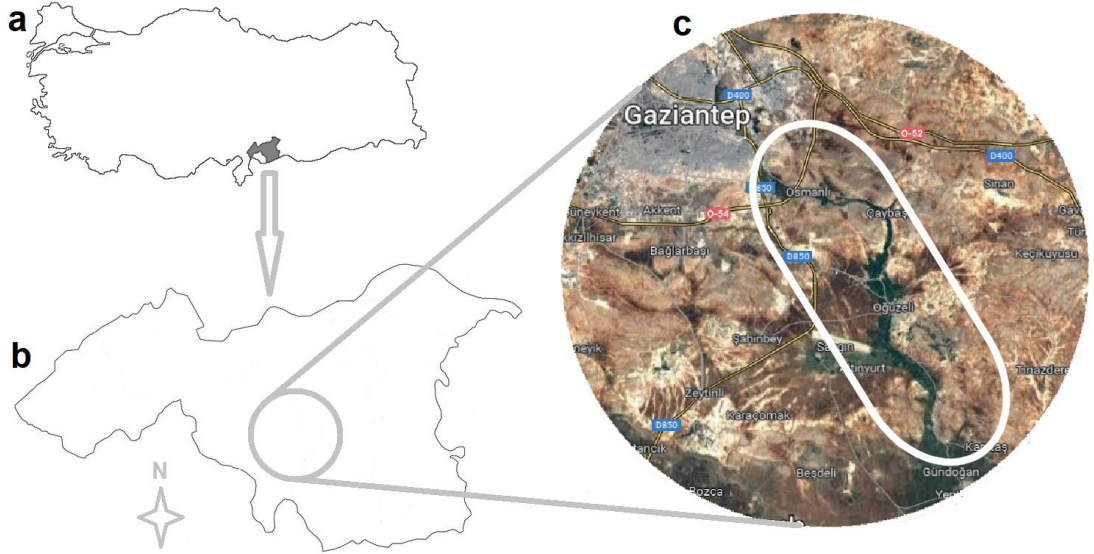
Voutsas vd. (1998), Yunanistan'ın sanayileşmiş bölgelerinde yetiştirilen sebzelerin beslenme faktörü olarak önemini değerlendirmek için, sebzeler yoluyla günlük iz element ve PAH alımını tahmin ettikleri bir çalışma yapmışlardır. Alınım tahminlerini, sebze verilerine ve sebzedeki kirleticilerin analizlerine dayanarak yapmışlardır. Potansiyel olarak toksik elementlerin ortalama günlük alımının, yetişkinler için geçici tolere edilebilir günlük alım miktarları olan As için %1,7 ve Pb için ise %23,6 arasında değiştiğini belirlemişlerdir. Cr, Pb, Zn, Co ve Hg alınımlarının ilkbaharda en yüksekken, As ve Se alımlarının ise kışın en yüksek seviyede olduğunu bulmuşlardır. Sebzeler yoluyla günlük PAH alımının genel olarak düşük olduğunu ve potansiyel kanserojen PAH dozunun, dünya çapından daha düşük bir tahmin aralığında olduğunu belirtmişlerdir.

BÖLÜM 3

MATERYAL VE METOTLAR

3.1 Çalışma Alanı, Örneklerin Toplanması ve Analizi

Gaziantep $36^{\circ} 28'$ ve $38^{\circ} 01'$ doğu boylamları ile $36^{\circ} 38'$ ve $37^{\circ} 32'$ kuzey enlemleri arasında yer almaktadır (Şekil 3.1a,b). Akdeniz ile karasal iklimlerin geçiş noktasında yer alan kentin güney kesimleri Akdeniz ikliminin etkisi altındadır ancak genel olarak yazları sıcak ve kurak, kışları ise soğuk ve yağışlıdır. Yağışlar çoğunlukla kış ve ilkbahar aylarında görülür. Gelişmiş bir sanayi kenti olan Gaziantep, gıda, ziraat ve tarım sektörlerinde yüksek bir kapasiteye sahiptir. Kentin bazı yerlerinde su kaynakları yetersiz olduğundan, belediye atıksırlarının etkisi altındaki alanlarda tarımsal üretim yapılmaktadır. Bu nedenle çalışmada belediye kanalizasyonundan etkilenen bölgelerden toprak ve yapraklı sebzelerden örnekler alınmıştır. Üçgenler örnekleme istasyonlarını göstermektedir (Şekil 3.1c). Sebzeler hasat döneminde (2021-2022) ve bölgeyi en iyi temsil edebilecek parsellerden rastgele toplanmıştır.



Şekil 3.1 Türkiye haritası (a) örnek toplama istasyonları (b ve c)

Toprak örnekleri 0-20 cm derinlikten alınmış, taş ve bitki parçalarından arındırılarak temiz polietilen kaplarda laboratuvara getirilmiştir. Topraklar <2 mm'lik elekten geçirildi ve havayla kurutuldu, daha sonra analiz için gerekli olan miktarlarda polietilen kaplara konularak etiketlendi. Toprağın tekstür analizleri Bouyoucos (1951)'a göre yapıldı. Bir pH metre yardımıyla potasyometrikal olarak pH analizleri yapıldı. Bir iletkenlik cihazı yardımıyla doymuş çamurdan elde edilen ekstraktan ölçüm yapılarak Elektriksel iletkenlik (EC) belirlendi (Richards, 1954). Bir Scheibler kalsimetre kullanılarak kireç (CaCO_3) miktarı belirlendi (Allison ve Moodie, 1965). Toprağın organik madde içeriği (TOM), modifiye edilmiş Walkley-Black metodu yardımıyla belirlendi (Nelson ve Sommers, 1996). Mevcut P içeriği Olsen vd., (1954)'ne göre belirlenmiştir. Soil Survey Staff'a (1992) göre ekstrakte edilebilir K ve Ca, toprak örneklerinin amonyum asetat çözeltisinin ekstraksiyonu ile belirlendi.

Su sıcaklığı, pH, çözülmüş oksijen ve iletkenlik örnekleme anında yerinde ölçüldü (8405 Combo Water Meter) (APHA, 1998).

Ağır metal analizlerinde, yeşil yapraklı sebzelerin sadece yenilebilir kısımları alındı ve etüvde 65-70 °C'de kurutuldu. Homojenize edilen her örnek iyice kurutuldu ve her bir numune yaklaşık olarak 0.5 g ağırlığındaydı. Toprak örnekleride aynı şekilde etüvde 65-70 °C'de kurutuldu. Daha sonra, %65'lik nitrik asitten 8mL ve %30'luk hidrojen peroksitten 2mL alınarak kaplara eklendi ve yaklaşık 10 dakika kadar bekletildi. Sürenin bitiminde kaplar sıkıca kapatılarak mikrodalga muhafaza sistemine doğru bir şekilde yerleştirildi (Cem Mars 6). Bütün kapların aynı seviyede olup olmadığı dikkatli bir şekilde kontrol edildi. Mikrodalganın kap sistemi cihazın içine yerleştirildi ve aşağıda belirtilen klasik yöntem parçalanma koşulları uygulandı (Tablo 3.1).

Tablo 3.1 Numunelerin parçalanma koşulları

Aşama	Ramp Time (min)	Hold Time (min)	Sıcaklık (°C)
1	10	5	140
2	15	15	190

Sürecin sonunda, kaplar oda sıcaklığında soğutuldu ve numneler deney tüpü içersine alınarak üzerlerine 25 mL' ye gelinceye kadar ultra saf su eklendi. Ağır metal analizleri

bir atomik absorpsiyon spektrofotometresinde yapıldı (Agilent 240 FS AA; Agilent GTA 120 graphite furnace). Cıva analizi için Hidrit sistem ekipmanı (Agilent VGA 77 AA) kullanıldı. Sonuçların güvenilirliğini sağlamak için numune hazırlamada ve analizleme süreçlerinde, kalite güvencesi ve kontrol tedbirleri dikkate alınmıştır.

Atıksu örneklemeleri standart metotlara göre yapıldı (APHA 1998). Pestisit kalıntı analizleri GC/MS-MS (Shimadzu Triple-quad GCMS-TQ8050 NX) ve LC/MS-MS (LC-MS/MS Thermo TSQ Endura Triple Quadrupole Mass Spectrometer) cihazları kullanılarak AOAC standart yöntem 2007.01'e göre yapılmıştır (Lehotay, 2007).

3.2 Veri Analizleri

İstatiksel analizler için SPSS 22 kullanıldı.

3.2.1 Toprak Örneklerinin Kirlilik İndeksleri

Zenginleştirme faktörü (E_F) aşağıdaki gibi ifade edilir (Sakan vd., 2009):

$$E_F = (C_n/C_{ref})_{örnek} / (C_n/C_{ref})_{background}$$

buradaki C_n , toprak örneğindeki x ağır metalinin konsantrasyonudur, C_{ref} yer kabuğunda bulunan ağır metalin referans konsantrasyonudur (Pais ve Jones, 2000)

Jeobirikim değeri (I_{geo}) aşağıdaki denklem kullanılarak hesaplanır (Müller, 1969):

$$I_{geo} = \log_2 (C_n/1.5B_n)$$

burada C_n , toprak numunesindeki ağır metalin konsantrasyonunun ölçüm değeridir, B_n dünyanın yer kabuğundaki ağır metal değrinin jeokimyasal backgroundunu gösterir (Pais ve Jones, 2000).

Potansiyel kirlenme indeksi (C_p) ise aşağıdaki gibi ifade edilir (Dauvalter ve Rognerud, 2001):

$$C_p = (C_n)_{örnek\ mak.} / (C_n)_{background}$$

burada $(C_n)_{örnek\ mak.}$ toprak numunesindeki ağır metal konsantrasyonunun maksimum ölçümüdür, $(C_n)_{background}$ ağır metalin background değeridir (Pais ve Jones, 2000).

Kirlenme faktörü (C_F) aşağıdaki gibi ifade edilir (Hakanson, 1980):

$$C_F = (C_n)_{\text{örnek}} / (C_n)_{\text{background}}$$

burada $(C_n)_{\text{örnek}}$ toprak numunelerindeki ağır metal konsantrasyonlarının ölçüsüdür, $(C_n)_{\text{background}}$ ağır metalin background değeridir (Pais ve Jones, 2000).

Potansiyel ekolojik risk faktörü (E_r) aşağıdaki gibi ifade edilir (Hakanson, 1980):

$$E_r = T \times C_F$$

Burada T elementik toksik yanıt faktörüdür, C_F kirlenme faktörüdür. As, Cd, Cr, Cu, Hg, Ni ve Pb'nin buradaki toksik yanıtları sırasıyla 10, 30, 2, 5, 40,3 ve 5 olarak rapor edilmiştir. (Hakanson, 1980).

Risk indeksi (R_I) aşağıdaki formül ile hesaplanır (Hakanson, 1980):

$$R_I = \sum E_r$$

Burada E_r her ağır metalin potansiyel ekolojik risk faktörünün hesaplanmasıdır.

3.2.2 Sağlık Risk İndeksleri

3.2.2.1 Ağır Metaller İçin Risk İndeksleri

Günlük metal alımı (DIM) aşağıdaki gibi belirlenir (Gebreyohannes ve Gebrekidan, 2018):

$$DIM = (C_M \times C_F \times D_I) / B_W$$

Burada C_M sebzedeki ağır metal konsantrasyondur (mg/kg dw), C_F dönüştürme (dönüşüm) faktörüdür, 0.085, taze sebze ağırlığının kuru ağırlığa dönüştürülmesidir (Arora vd., 2008), D_I sebzelerin günlük alımıdır, B_W ortalama vücut ağırlığıdır (71,5 kg for adult; Turkish Statistical Institute, 2010).

Aşağıdaki denklem tehlike katsayısını (HQ) hesaplamak için kullanıldı (Granero ve Domingo, 2002):

$$HQ = DIM / R_fD$$

Burada DIM sebzelerle her gün metal alımını temsil eder (mg/kişi gün), and R_fD ağır metalin referans dozunu göstermektedir (mg/kg/gün). R_fD değerleri As, Fe, Cd, Cr, Cu, Hg, Ni ve Pb için sırasıyla 0,0004, 0,007, 0,001, 0,003, 0,004, 0,00016, 0,02 ve 0,0035 olarak rapor edildi (USEPA IRIS, 2011). HQ <1 değeri kanserojen olan risklerin

olmadığı gösterir. Şayet bu değer >1 olursa, dikkate değer sağlık risklerinin olabileceği düşünülebilir.

Tehlike indeksi (HI) her bir sebze için, aşağıda verilen denklem ile hesaplandı (Kacholi ve Sahu 2018):

$$HI = \sum H$$

HI >1 değeri insan sağlığı için güvenli değildir (USEPA, 2002).

3.2.2.2 Pestisit Kalıntıları İçin Risk İndeksleri

Pestisitlerin gıdalarda oluşturduğu risk, bileşiğin toksisitesine ve kişinin maruz kaldığı pestisit miktarına bağlıdır. Bu nedenle Avrupa Gıda Güvenliği Otoritesi' ne (EFSA) göre tahmini günlük alım miktarı (EDI; $\text{mg kg}^{-1} \text{ gün}^{-1}$), belirlenen pestisit konsantrasyonunun (mg kg^{-1}) numune başına gıda tüketim oranıyla ($\text{kg}^{-1} \text{ gün}^{-1}$) çarpılmasıyla ve vücut ağırlığına (kg) bölünmesiyle hesaplanabilir (EFSA, 2013).

Toplam sağlık risk indeksi (ΣHRI), her bir sebze için elde edilen EDI'nin (ΣEDI) toplanması ve söz konusu pestisit için kabul edilebilir günlük alım miktarına (ADI, $\text{mg kg}^{-1} \text{ vücut ağırlığı gün}^{-1}$) bölünmesi ve 100 ile çarpılmasıyla hesaplanır. 100'ün üzerindeki değer insan sağlığı açısından güvenli sayılmaktadır (EFSA, 2013). ADI'ler, gıda üretiminde kullanılan bir dizi pestisit için Ortak Gıda ve Tarım Örgütü (FAO), Dünya Sağlık Örgütü (WHO), Pestisit Kalıntıları Toplantısı (JMPR) tarafından oluşturulmuştur (WHO, 1997).

Pestisit alımı (mg/kg/gün)= {pestisit kalıntısı (mg kg^{-1}) x tüketim (kg/gün)} ÷ vücut ağırlığı(kg).

$$EDI = Cp \times FCR / BW$$

Burada EDI tahmini günlük alım, Cp pestisit kalıntısının konsantrasyonu, FCR gıda tüketim oranı, BW vücut ağırlığını belirtmektedir. Sebzeledeki pestisit kalıntısının her biri için kanserojen olmayan etkisine ilişkin potansiyel sağlık risk indeksi (HRI), EDI'nin kabul edilebilir günlük alım (ADI) bölünmesiyle tahmin edilmiştir risks (FAO 2013; Wang vd., 2011; Darko ve Akoto 2008). Hesaplamalar $HRI = EDI / ADI$ formülü kullanılarak yapılmıştır.

Tehlike katsayısı (HQ), uzun vadeli risk değerlendirmesini belirtmek için pestisit karışımından kaynaklanan olumsuz sağlık etkilerinin potansiyel riski olarak kabul edilir ve EDI'nin ilgili ADI'ye bölünmesiyle hesaplanır. ADI değerleri Avrupa Komisyonu ve Avrupa Gıda Güvenliği Otoritesi tarafından verilmektedir. HQ, $HQ = EDI/ADI \times 100$ formülü kullanılarak hesaplanır. Bu indeks >100 ise maruz kalan kişilerin bariz toksik etkiler yaşama ihtimalinin düşük olduğunu gösterir. Ancak 100'n altındaki bir indeks, maruziyetin toksik etkilere neden olabileceği ihtimaline işaret etmektedir (Yu vd., 2016). Pestisitler ve yapraklı sebzeler için hesaplanan HQ ve cHI değerlerinin sonuçlarına göre, cHI >100 ise yapraklı sebzelerin tüketicileri için bir risk mevcut iken, 100'n altındaki bir indeks, yapraklı sebzelerin tüketiminin kabul edilebilir olarak değerlendirildiğini gösterir (Gad Alla vd., 2015).

BÖLÜM 4

BULGULAR VE TARTIŞMA

4.1 Toprak ve Su Örneklerinin Fiziko-Kimyasal Özellikleri

Tablo 4.1’ de yapraklı sebzelerin yetiştirildiği toprakların fiziko-kimyasal özellikleri verilmiştir. Toprakların dokusu %30 kumlu ve %47 tınlı arasında değişmektedir. Toprak örneklerinin yaklaşık %25 kumlu, bir kısmında %75 tınlı olarak bulunmuştur. Toprakların pH değerleri 7,17 ve 7,61 arasında değişmekte olup, ortalama değer ise 7,43’tür. Buna göre topraklar hafif alkali-nötr özelliktedir (Ulgen ve Yurtsever, 1995). EC değerleri 0,85 ile 1,24 arasında değişiklik göstermiş (ortalama 1,24 dS/m) ve bu değerler tuzluluğun olmadığı anlamına gelmektedir (Richards, 1954). Örnekleme alanlarının yaklaşık %83’ünün yüksek oranda kireçli olduğu belirlenmiştir. Organik madde değerleri %2,43 ile orta ve %5,35 ile yüksek bulunmasına rağmen ortalama olarak %3,37 ile iyi bir seviyeydi. Öte yandan ortalama olarak mevcut P (84,6 mg/kg) çok yüksekti (Ulgen ve Yurtsever, 1995) ve ekstrakte edilebilir K (275,7 mg/kg) yüksek seviyede (Pizer, 1967), ekstrakte edilebilir Ca ise iyi seviyede bulunmuştur (4052 mg/kg) (Ulgen ve Yurtsever, 1995).

Analiz edilen atıksu örneklerinin As, Pb, Cd ve Hg içeriklerine ait bulgular Tablo 4.2’de verilmiştir. Buna göre Su örneklerinde As ve Hg belirlenememiştir. Pb ve Cd içeriklerinin ise tarımsal amaçlı sulama için izin verilen limitlerin altında olduğu belirlenmiştir. Ayrıca su örneklerinde PAH (Benzo(a)pyren, Benzo(b)fluoranthene, Benzo(k)fluoranthene, Benzo(ghi)perilen) belirlenememiştir. Su örneklerinin ortalama pH, iletkenlik, sıcaklık ve çözünmüş oksijen düzeyleri sırasıyla 7,59, 976 ($\mu\text{S cm}^{-1}$), 24,8 ($^{\circ}\text{C}$) ve 7,9 (mg/L) olarak ölçülmüştür (Tablo 4.3).

Tablo 4.1 Toprakların fiziko-kimyasal özellikleri

Özellikler	Min.	Mak.	Ortalama
Tekstür (%)	30	47	33,5
pH	7,17	7,61	7,43
EC (dS/m)	0,85	1,66	1,24
CaCO ₃ (%)	14,5	36,3	32,7
OM (%)	2,43	5,35	3,37
P (mg/kg)	54	125	84,6
Ekstrakte edilebilir K (mg/kg)	163	349	275,7
Ekstrakte edilebilir Ca (mg/kg)	3470	4549	4052

Tablo 4.2 Analiz edilen su örneklerindeki ağır metal düzeyleri ve izin verilen limitleri

Metal (mg/L)	Min.	Mak.	Ortalama	*
As	-	-	-	0,1
Pb	0,01	0,03	0,0175	5
Cd	0,001	0,002	0,0017	0,01
Hg	-	-	-	

*; FAO tarafından önerilen tarımsal sulamda izin verilen en üst limit (ppm) (Pais ve Benton Jones, 2000. -; belirlenemedi.

Tablo 4.3 Analiz edilen su örneklerinin bazı fizikokimyasal özellikleri

Parametreler	Min.	Mak.	Ortalama
pH	7,42	7,69	7,59
İletkenlik ($\mu\text{S cm}^{-1}$)	940	1044	976
Sıcaklık (°C)	23,5	26,3	24,8
Çözünmüş Oksijen (mg/L)	5,9	8,9	7,9

4.2 Toprakların Ağır Metal Konsantrasyonları

Ağır metallerin konsantrasyonları 0,2 ile 28000 mg/kg arasında değişmektedir (Tablo 4.4). Toprakta bulunan ağır metallerin konsantrasyonları şu şekildeydi: Fe (13000 mg/kg) > Pb (95,8 mg/kg) > Ni (89,2 mg/kg) > Cu (32,5 mg/kg) > Cr (30,4 mg/kg) > As (3,5 mg/kg) > Cd (1,1 mg/kg) > Hg (0,2 mg/kg).

Tablo 4.4 Yapraklı sebzelerin toplandığı toprakların ağır metal içerikleri ve ağır metaller hakkındaki literatür verileri

Ağır metaller	Min.-Mak. (mg/kg)	Ortalama (mg/kg)	A*	B**	C***	D****
As	0,2-7,1	3,5	-	10	20	20
Fe	5000-28000	13000	-	-	-	50000
Cd	0-1,2	1,1	0,7 (03-1)	0,5	3	3
Cr	0-98,9	30,4	84 (26-149)	50	600	100
Cu	5,6-224,7	32,5	41 (11-72)	20	135	100
Hg	0-0,8	0,2	-	0,1	1	1-7
Ni	4,9-359	89,2	38-200	25	75	50
Pb	12,2-188	95,8	19 (5-46)	50	250	100

A*; Gaziantep'te atık sularla sulanan toprakların metal içerikleri (mg/kg) (Avcı ve Deveci, 2013).

B**; Kirlenmemiş toprak tiplerine özgü ağır metal içerikleri (mg/kg) (Kabata-Pendias ve Pendias, 1994).

C***; Arıtma çamuru eklendikten sonra toprakların ağır metal içerikleri için belirlenen en üst sınır (mg/kg) (Kabata-Pendias ve Pendias, 1994).

D****; Topraklarda izin verilen maksimum sınır (MPL) (mg/kg) (FAO/WHO, 2002; FAO/WHO, 2011).

Gaziantep’te atık sularla sulanan topraklardaki ağır metal seviyelerini Cd (03-1 mg/kg), Cr (26-149 mg/kg), Cu (11-72 mg/kg), Ni (38-200 mg/kg) ve Pb (5-46) olarak rapor etmişlerdir (Avcı ve Deveci, 2013). Kabata-Pendias ve Pendias (1994)’e göre, As ve Cr hariç diğer ağır metallerin kirlenmemiş topraklar için belirtilen değerlerden daha yüksek bulunmuştur. Öte yandan Cu’da yüksek değerler bulunmasına rağmen (maksimum 224,7 mg/kg), Ni (89,2 mg/kg) dışındaki diğer metallerin atık sularla sulanan topraklar için tavsiye edilen değerlerin altında olduğu bulunmuştur (Kabata-Pendias ve Pendias, 1994). Ek olarak, Ni hariç metallerin ortalama değerlerinin tavsiye edilen MPL değerinden düşük olduğu belirlenmiştir.

Ağır metaller arasındaki ilişkileri belirlemek için Pearson analizi yapılmıştır (Tablo 4.5). Hg (+; $p < 0,05$) As ve Fe hariç Cd, Cr, Cu, Ni ve Pb ($p > 0,05$) ile negatif ve anlamlı olmayan bir korelasyon göstermiştir. As ve Pb hariç (-; $p > 0,05$), Fe ile diğer ağır metaller arasında ($p > 0,05$) pozitif ve anlamlı olmayan bir ilişki belirlenmiştir. Hg ve Cd genellikle diğer ağır metallerle negatif bir ilişkili bulunmuştur ($p > 0,05$). Ancak, Cr-Ni, Cr-Pb ve Ni-Pb arasında pozitif ve güçlü bir korelasyon vardı ($p < 0,01$). Ek olarak, Cu ve Ni arasında pozitif anlamlı bir ilişki belirlenmiştir ($p < 0,05$).

Tablo 4.5 Toprak örneklerindeki ağır metallerin Pearson korelasyon katsayısı

	As	Fe	Hg	Cd	Cr	Cu	Ni	Pb
As	1							
Fe	-0,177	1						
Hg	0,613*	0,096	1					
Cd	-0,444	0,295	-0,292	1				
Cr	-0,361	0,210	-0,243	-0,044	1			
Cu	-0,259	0,017	-0,232	-0,119	0,512	1		
Ni	-0,354	0,083	-0,310	-0,158	0,932**	0,613*	1	
Pb	-0,310	-0,023	-0,348	0,097	0,825**	0,392	0,880**	1

4.3 Toprak Örneklerinin Kirlilik İndeksleri

Tablo 4.6’da, ağır metal kontaminasyonunun seviyesini hesaplamak için çeşitli indeksler kullanılmıştır. En yüksek E_f Cd’de (34,62) hesaplanırken, onu Pb (23,69) ve Hg (13, 85) takip etmiştir. Aksine, en düşük değer Fe’de (0,48) hesaplanmış, onu Cr (1,05) ve Cu (2,25) takip etmiştir. Bu bulgular, Fe için en düşük zenginleşmenin ($E_f < 1$), Cr ve Cu için daha az zenginleşmenin ($1 < E_f < 3$), As ve Ni için kısmen şiddetli zenginleşmenin ($5 < E_f < 10$), Hg ve Pb için şiddetli zenginleşmenin ($10 < E_f < 25$) ve Cd için ise çok şiddetli zenginleşmenin ($25 < E_f < 50$) olduğunu göstermiştir (Chen vd., 2007).

Tablo 4.6 Toprak numunelerinin kirlilik indeksleri

Ağır metaller	E_f	I_{geo}	C_F	C_p	E_r	RI
As	8,08	-1,1	2,33	4,73	23,3	
Fe	0,48	-2,53	0,29	0,62	-	
Cd	34,62	2,74	10,0	10,91	300	
Cr	1,05	-2,30	0,3	0,99	0,6	
Cu	2,25	0,12	0,65	4,49	3,3	524,7
Hg	13,85	2,15	4,0	16,0	160	
Ni	3,86	0,57	1,12	4,49	3,3	
Pb	23,69	2,19	6,84	13,43	34,2	

Toprakların ağır metal kontaminasyon derecesini belirlemek için E_f ile birlikte jeoakümüülasyon indeksi (I_{geo}) kullanılmıştır. Cd için en yüksek (2,74) ve Fe için en düşük (-2,53) I_{geo} değeri hesaplanmıştır. Ondan sonra As, Fe ve Cr’nin I_{geo} değeri negatif olduğundan ($I_{geo} \leq 0$), kirlenme yoktur. Toprakların Cu ve Ni açısından temiz ila orta derecede kirli ($0 < I_{geo} \leq 1$), Cd, Hg ve Pb için ise orta derecede kirli ($2 < I_{geo} \leq 3$) olduğu sonucuna varılmıştır (Müller, 1969). I_{geo} ’ya benzer şekilde kontaminasyon faktör (C_F) Cd için en yüksek (10) ve Fe için en düşük (0,29) değerde bulunmuştur.

Fe, Cr ve Cu için düşük kontaminasyon ($C_F < 1$), As ve Ni için kısmi kontaminasyon ($1 \leq C_F < 3$), Hg için önemli derecede kontaminasyon ($3 \leq C_F < 6$) ve Cd ve Pb için ise çok yüksek kontaminasyon ($C_F \geq 6$) olduğu sonucuna varılmıştır (Hakanson, 1980). Potansiyel ekolojik risk faktör (E_R) ve risk indeks (R_I), toprakta ağır metallerin olası kontaminasyon risk seviyelerini belirlemek için kullanılmıştır (Hakanson, 1980). Buna göre, Cd ve Hg için yüksek risk seviyeleri belirlenmiştir ($160 \leq E_R < 320$). Potansiyel ekolojik riskin genel seviyesini gösteren R_I 524,7 idi ve bu da önemli bir riske işaret etmektedir ($300 < R_I \leq 600$).

4.4 Yapraklı Sebzelerin Ağır Metal Konsantrasyonları

Atık suların etkisi altında yetişen üç farklı yeşil yapraklı sebzede (nane, maydanoz ve dereotu) sekiz farklı ağır metal (As, Fe, Cd, Cr, Cu, Hg, Ni and Pb) kontaminasyonu incelenmiştir (Tablo 4.7). Yapraklı sebzelerde, nanede As, dereotunda Cd ve Ni, ayrıca Hg sebzelerin her birinde belirlenmemiştir. En yüksek Fe kontaminasyonu nanede, onu takiben dereotu ve maydanozda belirlenmiştir. Nane numunelerinin Cd içeriği maydanozdan yaklaşık olarak 41 kat daha yüksek bulunmuştur. En yüksek Cr, Cu ve Pb kontaminasyonu sırasıyla nane, maydanoz ve dereotunda tespit edilmiştir.

Tablo 4.7 Yapraklı sebzelerin ağır metal içerikleri ve MPL'leri

Ağır metaller	Yapraklı sebzeler	Min.-Mak. (mg/kg K.A.)	Ortalama (mg/kg K.A.)	MPL ^{a,b,c}
	Nane	-	-	
As	Maydanoz	0,019-0,44	0,2	0,2
	Dereotu	0,014-0,032	0,021	
	Nane	316-771	556,2	
Fe	Maydanoz	0,21-0,56	0,39	450
	Dereotu	28,3-41,3	34,1	
Cd	Nane	1,02-12	4,13	0,20

	Maydanoz	0,08-0,12	0,1	
	Dereotu	-	-	
	Nane	1,8-10,9	4,46	
Cr	Maydanoz	0,04-0,69	0,36	2,30
	Dereotu	0,018-0,36	0,102	
	Nane	4,3-17,4	11,7	
Cu	Maydanoz	0,015-0,23	0,15	10
	Dereotu	0,98-1,6	1,26	
	Nane	-	-	
Hg	Maydanoz	-	-	0,1
	Dereotu	-	-	
	Nane	1,2-13,7	7,7	
Ni	Maydanoz	0,012-0,02	0,016	2,70
	Dereotu	-	-	
	Nane	3,4-11,3	5,28	
Pb	Maydanoz	1,23-4,11	2,87	0,30
	Dereotu	0,89-4,11	2,03	

-; belirlenemedi. ^aFAO/WHO, 2001; ^bFAO/WHO, 2007; ^cFAO/WHO, 2011

4.5 Yapraklı Sebzelerin Ağır Metal Transfer Faktörü

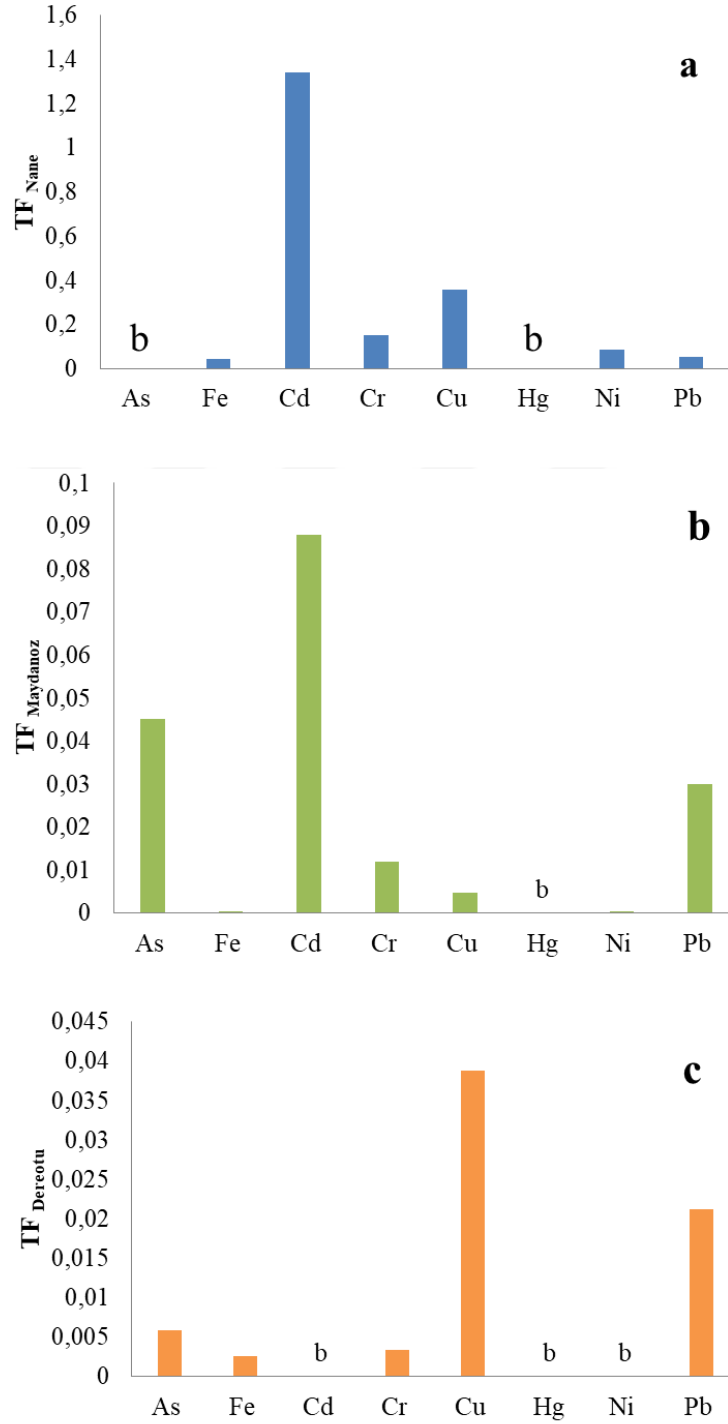
Yapraklı sebzelerin transfer faktörleri (TF) Şekil 4.1’de verilmiştir. En yüksek TF değeri nanede (1,34 ila 0,043 arasında değişmekte) Cd (1,34), onu takiben Cu (0,36) ve Cr (0,15) olarak belirlenmiştir. Maydanozda TF (0,09 ila 0,0003 arasında değişmekte) Cd>As>Pb>Cr>Cu>Ni>Fe olarak belirlenmiştir. Diğer yandan,

dereotunda (0,00026 ila 0,04 arasında değişmekte) $Cu > Pb > As > Cr > Fe$ şeklinde tespit edilmiştir. Yapraklı sebzelerin yüksek bir transpirasyon ve translokasyon oranına sahip oldukları bilinmektedir. Ağır metallerin diğer sebzelerin vejetatif ve genaratif organlara taşınımı daha uzun bir zaman alır. Ayrıca yapraklı yenen sebzeler diğer sebzeler ile karşılaştırıldıklarında daha yüksek bir potansiyel akümülyasyona sahiptirler (Itanna, 2002). Bu yüzden, yeşil yapraklı sebzelerin ağır metal içerikleri bu sebzeleri gıda olarak tüketilmesinden dolayı önemlidir. Nane numunelerinin ortalama ağır metal içerikleri Fe (556 mg/kg), Cd (4,13 mg/kg), Cu (11,7 mg/kg) ve Ni (7,7 mg/kg) ölçüldü ve bu değerlerin izin verilen maksimum kalıntı seviyelerinden (MPL) yüksek olduğu bulundu. Maydanozda belirlenen ortalama As (0,2 mg/kg) MPL seviyesindeydi ama nanedeki Pb içeriği (5,28 mg/kg), maydanoz (2,87 mg/kg) ve dereotunun (2,03 mg/kg) MPL'sinden daha yüksekti. Kirli bölgelerde yetiştirilen sebzelerdeki bulgular, bu kirliliğin bitkilerin fizyolojisini etkilemenin yanı sıra oluşan akümülyasyonun, insanlara bir sağlık riski yolu oluşturduğunu göstermiştir.

İnsan beslenmesinde önemli bir yere sahip olan yeşil yapraklı sebzelerin yetiştirildiği substrattaki metalin biyoyararlanımını değerlendirmek için TF'nin belirlenmesi önemlidir. TF, aynı zamanda bio-konsantrasyon faktör (BCF) olarak adlandırılır ve topraklardaki metal konsantrasyonunun sebzelerin metal konsantrasyonuna oranlanması kullanılarak hesapladı (Garg vd., 2014). TF değerleri sebzeler ve metallere göre farklılıklar görülmüştür. As, Cd, Cr, Cu, Hg, Ni and Pb'nin toprak – bitki transfer katsayısı farklı oranlarda sırasıyla 0,01-0,1, 1-10, 0,01-0,1, 0,1-1, 0,01-0,1, 0,1-1 ve 0,01-0,1 şeklindeydi (Alloway, 1995). TF'yi yorumlamak için farklı değerler önerilmiştir. TF değerinin 0,1 olması metalin bitki dokularında uzak olduğunu, 0,50'nin üzerindeki değerlerin ise yüksek oranda metal alınımının gerçekleştiği bildirilmiştir (Frago, 1997). Eğer TF değeri <1 ise, bitkilerin metal absorpsiyonuna yanıtları zayıftır, şayet değerler ≥ 1 ise topraktan metal absorpsiyonu çok yüksektir (Mirecki vd., 2015).

Nanede Cd dışındaki TF değeri, diğer yapraklı sebzelerde 0,5 veya 1'den düşük bulunmuştur. Bu durum sebzelerde, ağır metal biyoakümülyasyonun düşük seviyelerde olduğunu gösterir. Ancak, nanedeki TF değerinin 0,5 ya da 1' den daha büyük olması, bu yapraklı sebze güçlü bir biyoakümülyasyon yeteneği olduğunu göstermektedir. Benzer şekilde, başka araştırmalarda da Cd' nin farklı sebzelerde yüksek biyoakümülyasyona sahip olduğu belirlenmiştir (Khan vd., 2009; Mirecki vd., 2015;

Liu vd., 2021; Meng vd., 2021). Bu açıdan değerlendirildiğinde, kirlenmiş topraklarda yetiştirilen sebzelerin Cd gibi ağır metalleri yüksek konsantrasyonlarda biriktirebilmesinin insanlar için ciddi sağlık sorunlarına neden olabileceği anlaşılmıştır.



Şekil 4.1 Yeşil yapraklı sebzelerin ağır metal transfer faktörleri. b; belirlenemedi.

4.6 Ağır Metal Sağlık Risk İndeksleri

Sonuçlarda As, Fe, Cd, Cr, Cu, Ni ve Pb için sırasıyla, 0,00001-0,00007, 0,0002-0,23, 0,00004-0,002, 0,00004-0,002, 0,00006-0,005, 0,00001-0,003 ve 0,0008-0,002 oranlarında değişen DIM değerleri tespit edilmiştir (Tablo 4.8). HQ ve HI değerleri Tablo 4.9’ de verilmiştir. Ağır metaller için hesaplanan en yüksek HQ değerleri nanede belirlenmiştir. Ancak, hem HQ hem de HI değerleri <1 idi.

Tablo 4.8 Ağır metallerin günlük metal alım miktarları (DIM) ve onların PMTDI değerleri

Ağır metaller	DIM (mg/kişi gün)			PMTDI*
	Nane	Maydanoz	Dereotu	
As	-	0,00007	0,00001	0,015 ^a
Fe	0,23	0,0002	0,01	17,0 ^b
Cd	0,002	0,00004	-	0,046 ^c
Cr	0,002	0,0002	0,00004	0,20 ^d
Cu	0,005	0,00006	0,0005	2,0 ^b
Hg	-	-	-	0,04 ^b
Ni	0,003	0,00001	-	0,30 ^e
Pb	0,002	0,001	0,0008	0,21 ^c
Her bir sebze için toplam DIM	0,24	0,002	0,015	

*PMTDI; izin verilen kabul edilebilir günlük maksimum alım sınırı.

-; Hesaplanmadı

^aWHO, 2019; ^bFAO/WHO, 2011; ^cFAO/WHO, 2003; ^dNational Research Council Subcommittee, 1989; ^eWHO, 1996.

Tablo 4.9 Yapraklı sebzelerde ağır metaller için HQ ve HI

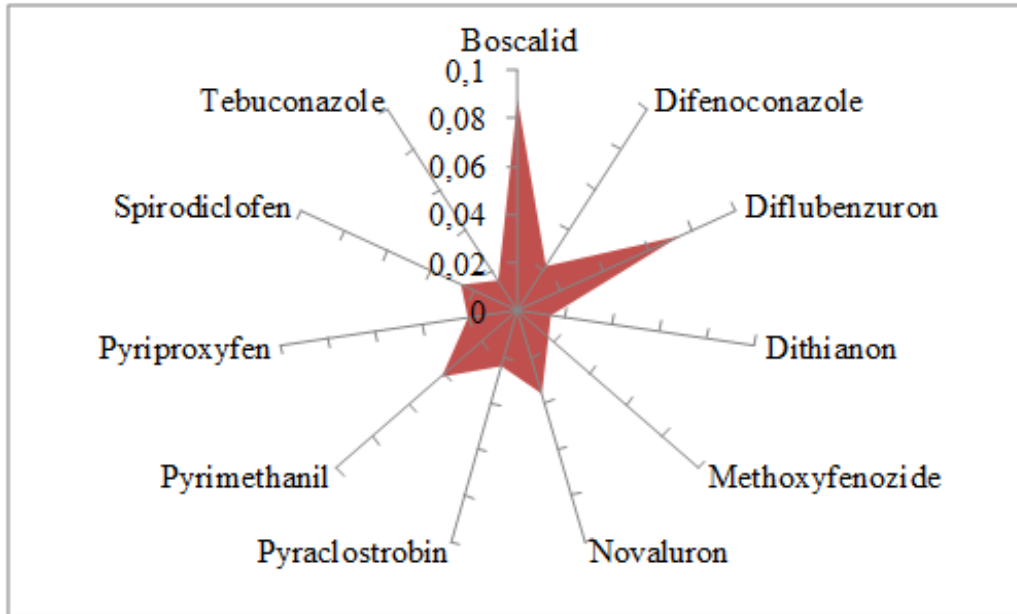
Ağır metaller	HQ		
	Nane	Maydanoz	Dereotu
As	-	2,60E-08	3,40E-09
Fe	1,60E-03	1,10E-06	9,80E-05
Cd	1,70E-06	4,10E-08	-
Cr	5,50E-06	4,40E-07	1,30E-07
Cu	1,90E-05	2,50E-07	2,10E-06
Hg	-	-	-
Ni	6,30E-05	1,30E-07	-
Pb	7,60E-06	4,10E-06	2,90E-06
Her bir sebze için HI	1,70E-03	6,09E-06	1,03E-04

-; hesaplanmadı.

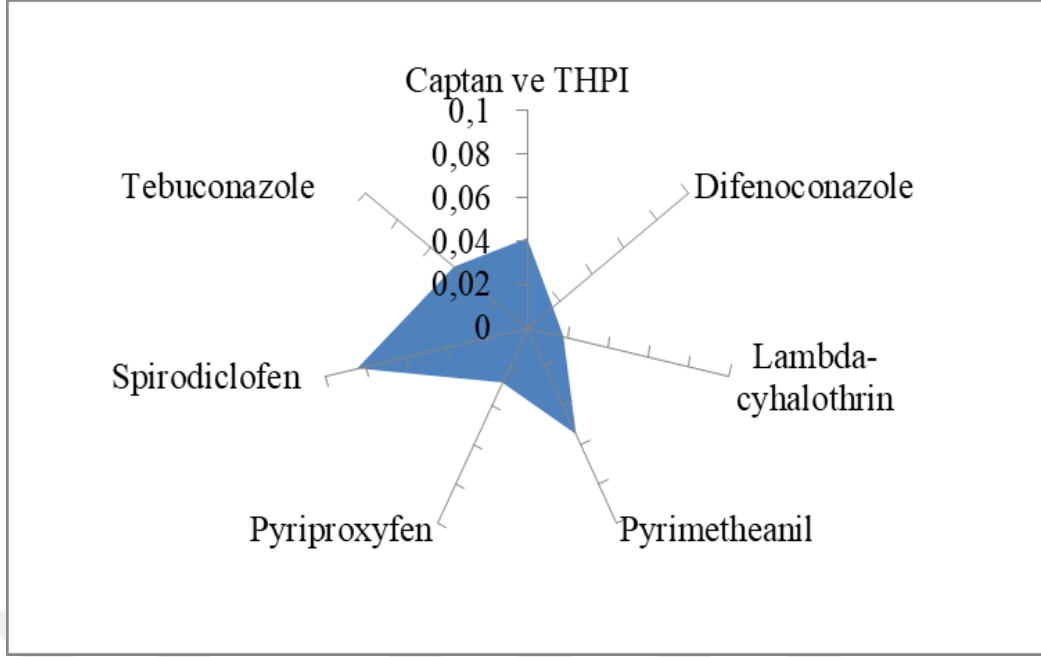
Verilere göre, yapraklı sebzelerin DIM değerleri izin verilen PMTDI değerlerinden daha düşüktü. Ancak, her bir sebze için toplam DIM maydanoz <dereotu<nane şeklinde sıralandı. Böylece, bu sebzelerin tüketilmesinin bir sonucu olarak, onların insan sağlığı üzerinde farklı etkileri vardır. Ayrıca, benzer sonuçlar HQ değerlerinde de gözlemlendi. HQ <1 değerinin kansere sebep olacak bir risk taşımadığı varsayılmaktadır. Şayet bu değer >1 ise dikkate alınması gereken sağlık risklerinin mümkün olabileceği göz önünde bulundurulmalıdır. HQ>1 değeri elde ediliyorsa, insan sağlığı üzerine muhtemelen düşük etkiler olacağını gösterir. HI, HQ ile ilgili olan başka bir parametredir. Benzer şekilde, HI değerleri belirlendi ve oranları maydanoz<dereotu<nane olarak tespit edildi. Gerçek şu ki gözlemlenen değerler <1 idi ve bu da insan sağlığı için güvenli bir değerdir (USEPA, 2002).

4.7 Pestisit Kalıntıları

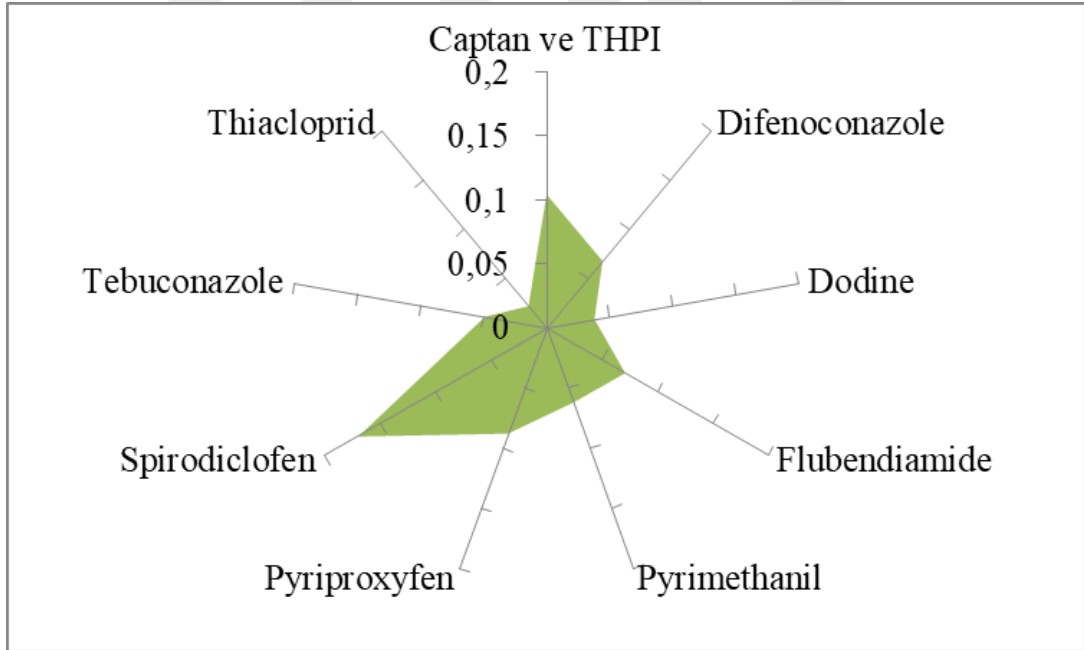
Toprak, su ve yeşil yapraklı sebze örneklerinde belirlenen pestisit kalıntı düzeyleri Şekil 4.2-6'da verilmiştir. Elde edilen verilerin değerlendirilmesinde toprak, su ve yeşil yapraklı sebzelerde sadece birden fazla istasyonda tespit edilen pestisit kalıntı sonuçları verilmiştir. Pestisit kalıntılarının analiz sonuçlarına göre toplanan, toprak, su ve bitki numunelerinde en fazla bulunan ilk üç pestisit sırasıyla toprakta; Boscalid, Diflubenzuron, Pyrimethanil, suda; Spirodiclofen, Pyrimethanil, Tebuconazole Nane bitkisine Spirodiclofen, Captan ve THPI, Pyriproxyfen, maydanoz bitkisinde; Captan ve THPI, Spirodiclofen, Pyriproxifen ve dereotu bitkisinde; Diflubenzuron, Acetamiprid, Pyrimethanil olarak tespit edilmiştir. Bu bilgiler ışığında farklı bitkilerin yine farklı pestisit türlerini değişen oranlarda bünyesine kattığını anlayabiliriz. Ayrıca farklı ortamlarda yetişen ve farklı su rejimleriyle sulanan topraklarda yetişen mahsullerin farklı kirleticilere farklı oranlarda maruz kaldığını söyleyebiliriz. Bu sonuçların bir nedeni de toprağın çeşidi ve yapısıdır. Çünkü kirleticinin toprak tarafından tutulumu ve bitkiye aktarımı büyük oranda buna da bağlıdır. Sonuç, olarak şunu kesinlikle söyleyebiliriz ki, atık sularla sulanan topraklara kirleticiler transfer olmakta ve bu kirleticiler değişen çeşit ve oranlarda bitki tarafından alınarak bünyesinde biriktirebilmektedir.



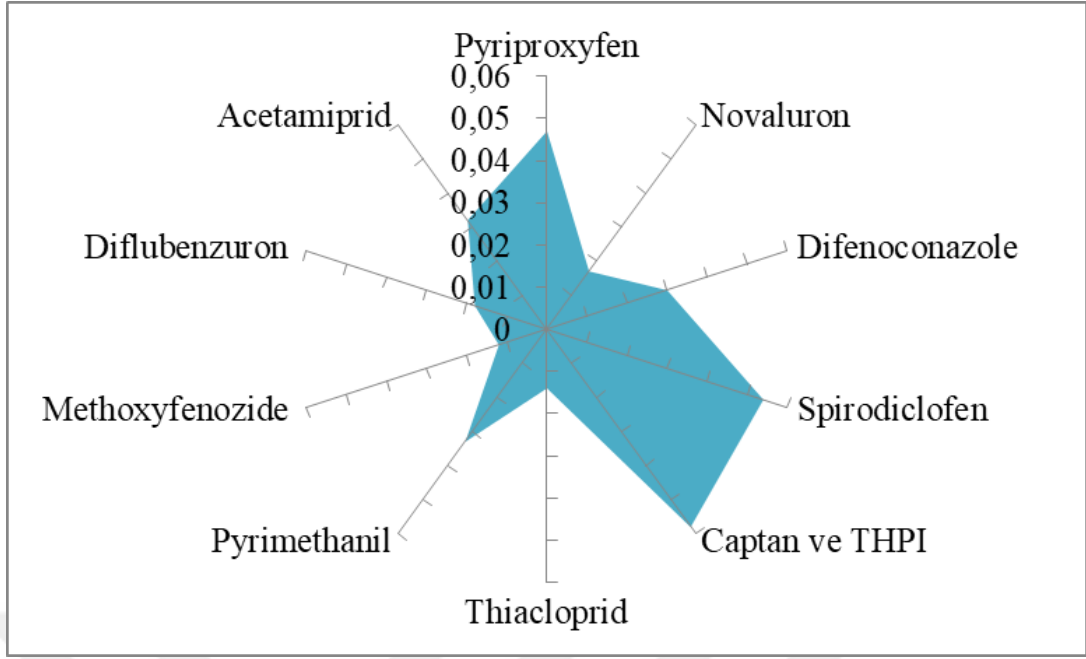
Şekil 4.2 Toprak numunelerinde birden fazla istasyonda tespit edilen pestisitlerin kalıntı düzeyleri (ppm)



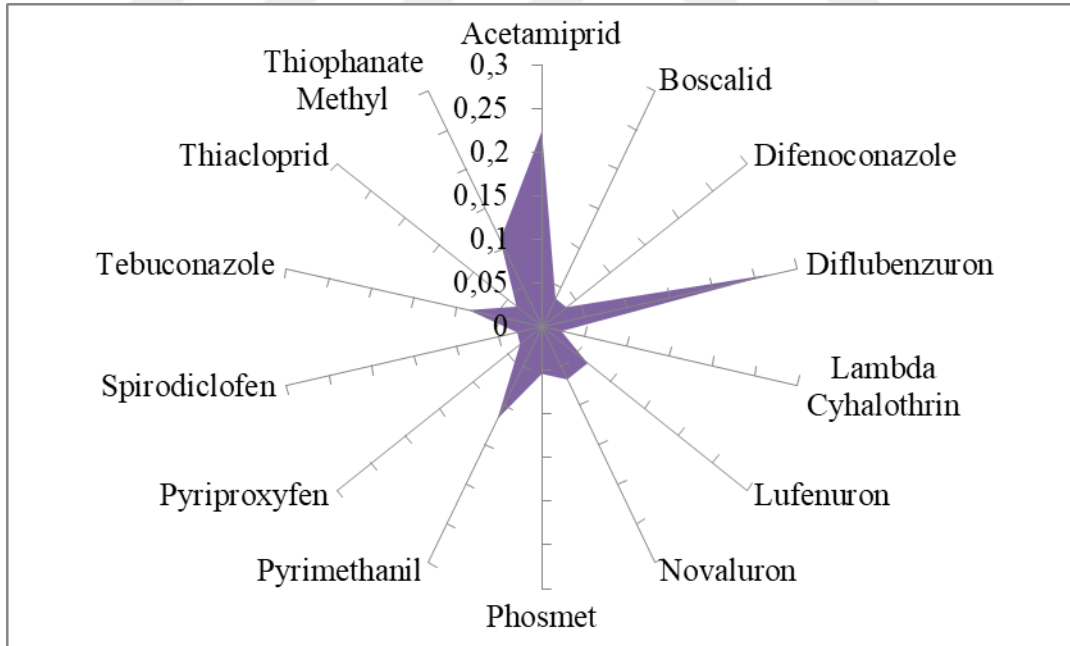
Şekil 4.3 Su numunelerinde birden fazla istasyonda belirlenen pestisitlerin kalıntı düzeyleri (ppm)



Şekil 4.4 Nane numunelerinde birden fazla istasyonda belirlenen pestisitlerin kalıntı düzeyleri (ppm)



Şekil 4.5 Maydanos numunelerinde birden fazla istasyonda belirlenen pestisitlerin kalıntı düzeyleri (ppm)



Şekil 4.6 Dereotu numunelerinde birden fazla istasyonda belirlenen pestisitlerin kalıntı düzeyleri (ppm)

Tablo 4.10’da, yeşil yapraklı sebze örneklerinde, tespit edilen pestisitlerin MRL değerleri verilmiştir. Özellikle analiz edilen yeşil yapraklı sebzeler için ülkemizde MRL yönünden eksiklerin olduğu görülmüştür.

Tablo 4.10 Yeşil yapraklı sebze örneklerinde, birden fazla istasyonda tespit edilen pestisitlerin MRL değerleri

Yeşil yapraklı sebze	Pestisit	MRL (mg/kg)	
		TR*	AB**
Nane	Captan ve THPI	-	-
	Difenoconazole	10	-
	Dodine	-	-
	Flubendiamide	-	-
	Pyrimethanil	-	-
	Pyriproxyfen	-	-
	Spirodiclofen	-	-
	Tebuconazole	-	-
	Thiacloprid	-	-
Maydanoz	Pyriproxyfen	-	0,02
	Novaluron	-	0,02
	Difenoconazole	10	10
	Spirodiclofen	-	0,02
	Captan ve THPI	-	0,06
	Thiacloprid	-	5

	Pyrimethanil	-	20
	Methoxyfenozide	-	4
	Diflubenzuron	-	0,02
	Acetamiprid	3	3
	Acetamiprid	3	0,05
	Boscalid	50	0,9
	Difenoconazole	4	0,3
	Diflubenzuron	-	0,05
	Lambda Cyhalothrin	-	0,3
	Lufenuron	-	0,05
	Novaluron	-	0,05
Dereotu	Phosmet	-	0,05
	Pyrimethanil	-	0,05
	Pyriproxyfen	-	0,05
	Spirodiclofen	-	0,05
	Tebuconazole	-	1,5
	Thiacloprid	-	0,08
	Thiophanate Methyl	-	0,1

*<https://bku.tarimorman.gov.tr/Kullanım/TavsiyeArama> (Erişim tarihi: Temmuz 2024).

**<https://ec.europa.eu/food/plant/pesticides/eu-pesticides-database/start/screen/mrls> (Erişim tarihi: Temmuz 2024).

Tablo 4.11’de, pestisitlerin tayin limitleri, pestisitlerin dahil olduğu kimyasal grubu ve tehlike katsayısını verilmiştir. Sonuçlara göre tespit edilen pestisitler çeşitli kimyasal gruplara dahil olup bunlar, orta dereceli (II), biraz (az, hafif) tehlikeli (III) ve akut tehlike arz etmesi muhtemel olmayan (U) pestisit türlerinin varlığı WHO’nun 2019’da yayınladığı listesine göre belirlenmiştir. Bu tespitler belirli pestisit türlerinin tehlike derecelerini uzun veya kısa vadedeki maruziyetlerde verebileceği zararı tahmin etmede kullanılabilmektedir. Bu çalışmada da her üç gruba dahil olan pestisit türleri belirlenmiştir. Belirlenen bu pestisitlerin topraklardaki sudaki ve bitkilerdeki miktarları farklı oranlarda bulunmuş olup, bazı değerlerin insan sağlığı açısından uzun veya kısa vadede risk teşkil etme durumu belirlenmiştir. Sayısal oranda bakıldığında toprak örneklerinin su örneklerine kıyasla daha fazla sayıda ve türde pestisit içerdiği belirlenmiştir. Bu da, topraklardaki kirleticilerin tutulumlarının tahmin edilenden daha fazla olduğunu gösterebilir. Yine aynı şekilde tespit edilen pestisitler çeşitleri ve sayısı bakımından en çoktan en aza doğru sırasıyla dereotu, nane ve maydanozda bulunmuştur.

Tablo 4.11 Su, toprak ve yeşil yapraklı sebzelerde birden fazla istasyonda belirlenen pestisitlerin tayin limitleri (LOQ), kullanımları, WHO (2019) kategorileri ve kimyasal grupları

Pestisit	LOQ (ppm)	Kullanımı	*WHO kategori	Kimyasal grup
Acetamiprid	0,01	İnsektisit	II	Neonicotinoid
Boscalid	0,01	Fungisit	U	Carboximide
Captan ve THPI	0,01	Fungisit	U	Tetrahydrophthalimide
Difenoconazole	0,01	Fungisit	II	Triazole
Diflubenzuron	0,01	İnsektisit	III	Benzoylurea
Dodine	0,01	Fungisit	II	Guanidine
Flubendiamide	0,01	İnsektisit	III	Organofluorine
Lambda Cyhalothrin	0,01	İnsektisit	II	Pyrethroid
Lufenuron	0,01	İnsektisit	III	Benzoylurea
Methoxyfenozide	0,01	İnsektisit	*	Diacylhydrazine

Novaluron	0,01	İnsektisit	U	Benzyolurea
Phosmet	0,01	İnsektisit	II	Organophosphate
Pyrimethanil	0,01	Fungisit	III	Aminopyrimidines
Pyriproxyfen	0,01	İnsektisit	U	Pyridines
Spirodiclofen	0,01	Akarisit	III	Organochlorine
Spirotetramat	0,01	İnsektisit	III	Ketoenols
Tebuconazole	0,01	Fungusit	II	Triazole
Thiacloprid	0,01	İnsektisit	II	Neonicotinoid
Thiophanate Methyl	0,01	Fungusit	U	Carbamate

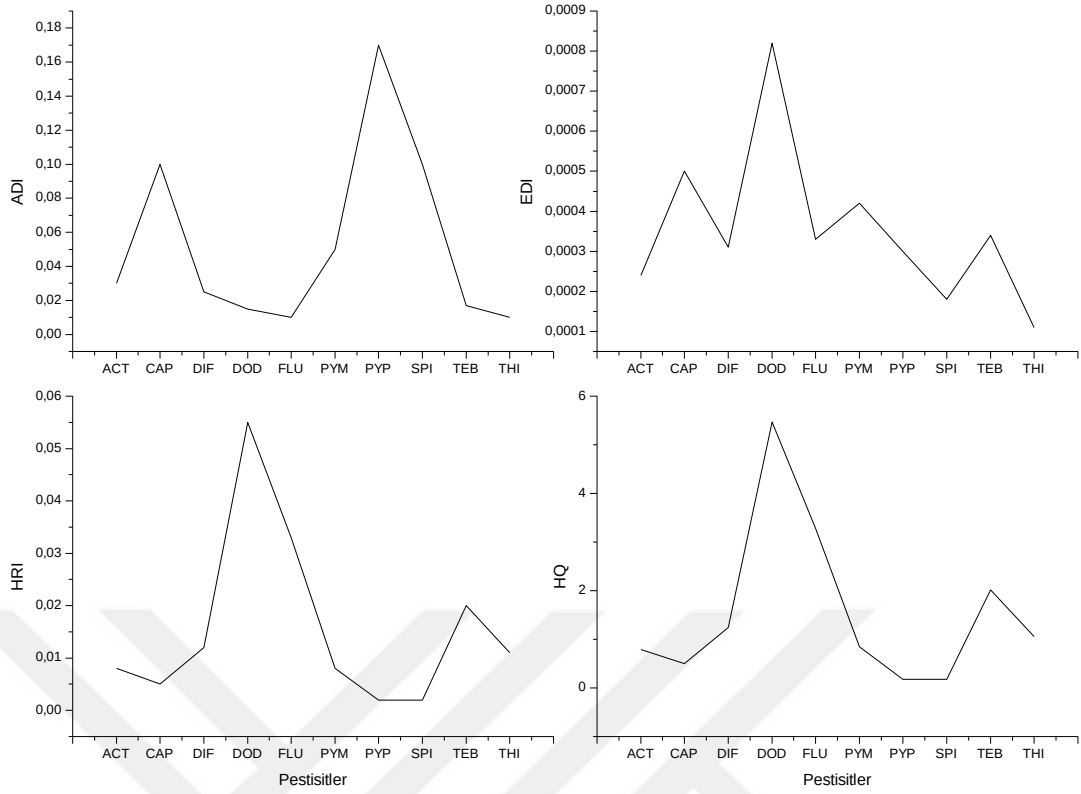
II: Orta derecede tehlikeli

III: Biraz (az, hafif) tehlikeli

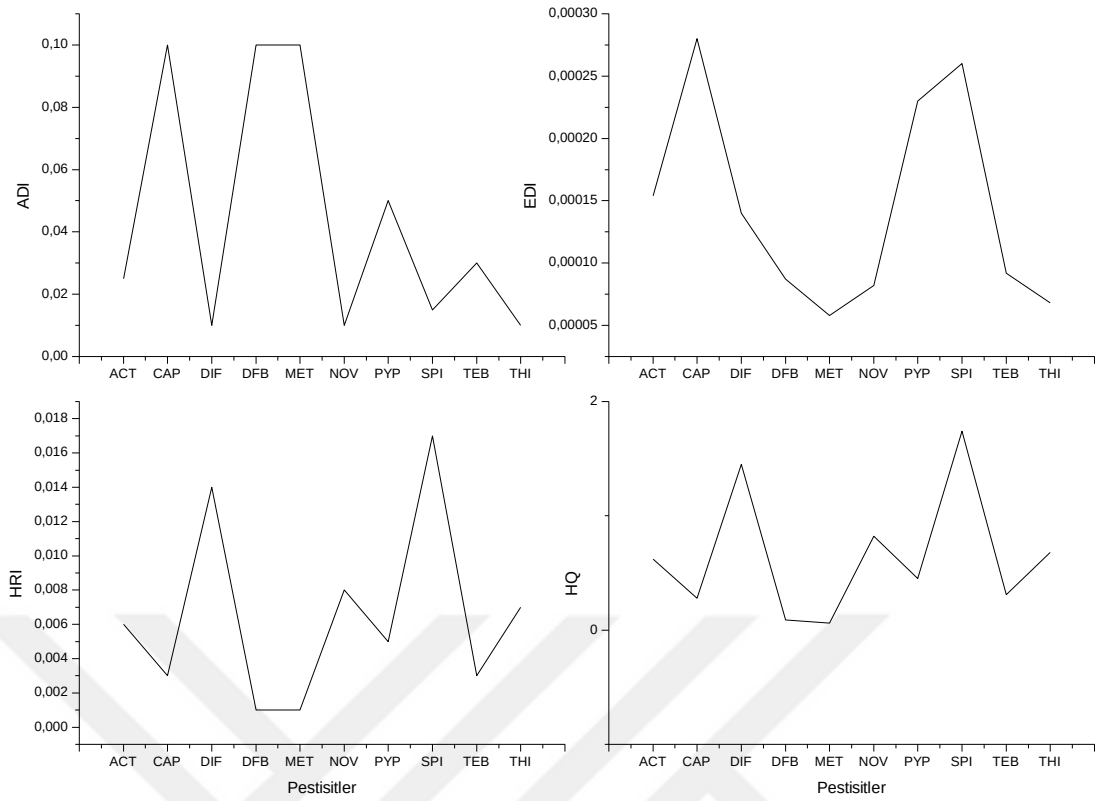
U: Akut tehlike arz etmesi muhtemel değil

* WHO (2019) listesinde bulunmamaktadır

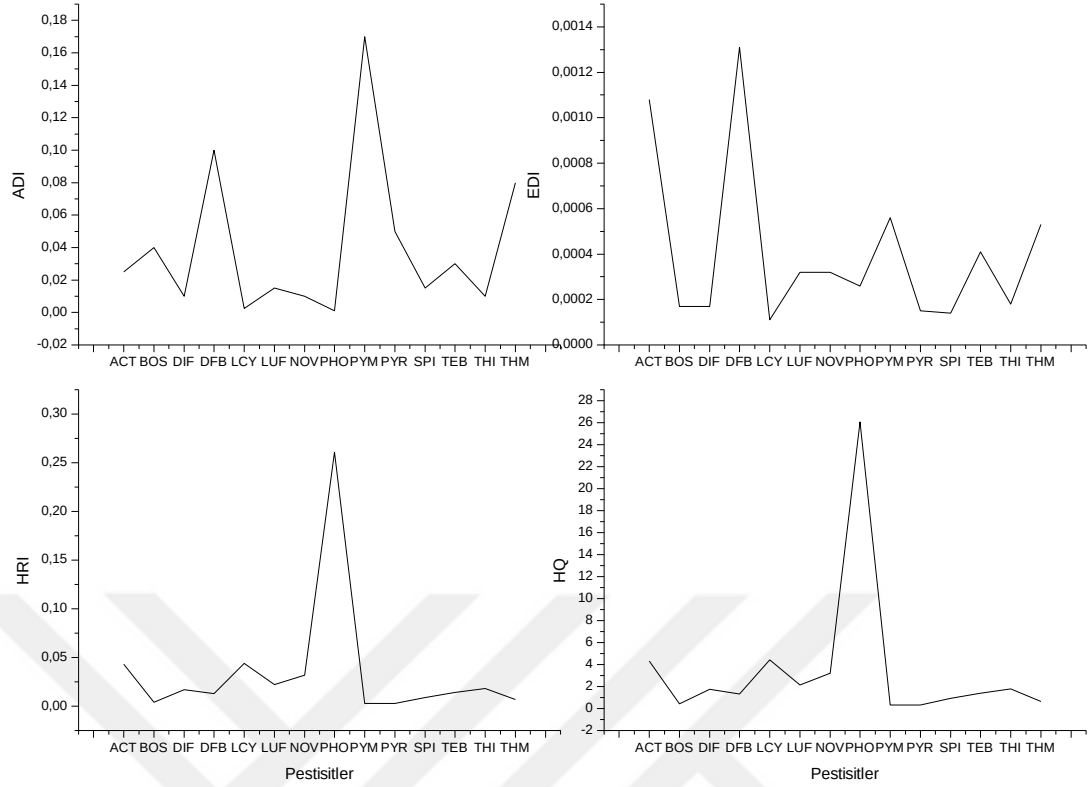
Belirli bir gıdadaki herhangi bir pestisit kalıntısının diyet yoluyla alımı, besin olarak tüketilen ürünlerdeki kalıntı seviyesinin tüketilen gıda miktarıyla çarpılmasıyla elde edilir. Pestisit kalıntısının toplam alımı daha sonra belirlenen kalıntıyı içeren tüm ürünlerden alınan alımların toplanmasıyla elde edilir (WHO 1997). Nane, maydanoz ve dereotu gibi üç farklı yeşil yapraklı sebze bulunan pestisit kalıntılarının, bu besinleri diyet yoluyla tüketenlerin günlük tüketim miktarlarına ilişkin veriler, sağlık risk indeksleriyle değerlendirilmiştir (Şekil 4.7-4.9). Pestisit kalıntılarının günlük alım değerleri ve bunlara karşılık gelen ADI değerleri 0,0025 ile 0,1 arasındadır. EDI'ler pestisit konsantrasyonuna ve sebze tüketimine bağlı olarak 0,00056 ila 0,0005 arasında değişmektedir.



Şekil 4.7 Nane numunelerinde birden fazla istasyonda tespit edilen pestisit kalıntılarının sağlık risk indeksleri. ADI: Kabul edilebilir günlük alım; EDI: Tahmini günlük alım; HRI: Sağlık risk indeksi; HQ: Sağlık katsayısı. ACT: Acetamiprid, CAP: Captan ve THPI, DIF: Difenoconazole, DOD: Dodine, FLU: Flubendiamide, PYM: Pyrimethanil, PYP: Pyriproxyfen, SPI: Spirodiclofen, TEB: Tebuconazole, THI: Thiacloprid.



Şekil 4.8 Maydanoz numunelerinde birden fazla istasyonda tespit edilen pestisit kalıntılarının sağlık risk indeksleri. ADI: Kabul edilebilir günlük alım; EDI: Tahmini günlük alım; HRI: Sağlık risk indeksi; HQ: Sağlık katsayısı. ACT: Acetamiprid, CAP: Captan ve THPI, DIF: Difenconazole, DFB: Diflubenzuron, MET: Methoxyfenozide, NOV: Novaluron, PYP: Pyriproxyfen, SPI: Spirodiclofen, TEB: Tebuconazole, THI: Thiacloprid.



Şekil 4.9 Dereotu numunelerinde birden fazla istasyonda tespit edilen pestisit kalıntılarının sağlık risk indeksleri. ADI: Kabul edilebilir günlük alım; EDI: Tahmini günlük alım; HRI: Sağlık risk indeksi; HQ: Sağlık katsayısı ACT: Acetamiprid, BOS: Boscalid, DIF: Difenconazole, DFB: Diflubenzuron, LCY: Lambda Cyhalothrin, LUF: Lufenuron, NOV: Novaluron, PHO: Phosmet, PYM: Pyrimethanil, PYP: Pyriproxyfen, SPI: Spirodiclofen, TEB: Tebuconazole, THI: Thiacloprid, THM: Thiophanate Methyl.

Bulgulara göre, analizi yapılan kirleticilerle ilgili olarak, insan dokularındaki maruz kalma yolları ve seviyeleri hakkında hali hazırda mevcut bilgilere rağmen, bunların çevrede nasıl davrandıkları, toprak matrisi içinde hangi etkileşimlerin meydana geldiği ve bunların toksisitesi, biyobirikim özellikleri ve insan vücudundaki taşıma mekanizmaları hakkındaki bilgilerde halen eksiklikler vardır (Covaci vd., 2011). Toprak kirleticilerinin insan sağlığı üzerindeki etkilerini analiz etmek için temel toksikolojik verilere, maruz kalma yolları ve oranlarına ilişkin bilgilere ihtiyaç vardır. Tehlikeyle ilgili dozları belirlemek için tolere edilebilir dozları dikkate alan toksikolojik yaklaşıma dayalı bir risk değerlendirmesi sıklıkla kullanılır (Blume vd., 2016; WHO, 2013). Gerçek yaşam koşullarında meydana gelen ve sinerjik etkileri

olabilen iki veya daha fazla kimyasal maddeye aynı anda maruz kalma durumunda gerçekleşecek sağlık riskinin ise değerlendirmesi henüz tam olarak tanımlanmamıştır (Nicopoulou- Stamati vd., 2016).

Pestisitler, bugün özellikle gıda zincirinde birikebilen, çevre ve insan sağlığı için potansiyel bir tehdit oluşturmaya devam etmektedir. Pestisit kalıntıları içeren gıdaların alınımı, kirli içme suyu veya havadan kaynaklanan pestisit alınımından yaklaşık 103 ila 1010 kat daha fazla olarak en yüksek maruziyetle sonuçlanacağı belirlenmiştir (Tomer vd., 2015).

Pek çok pestisit çevrede oldukça kalıcıdır. Toksik kalıntılar, insanlar da dahil olmak üzere hedef olmayan organizmaları etkileyebilir, suları ve toprakları küresel ölçekte kirletebilir. Böylece, bir dizi pestisit ve pestisit kalıntısı, bitkilerde ve hayvanlarda yüksek konsantrasyonda birikebilir (biyo-akümülyasyon) ve besin zincirinde birikerek ilerlemeye (biyo-magnifikasyon) neden olabilir. Bazı pestisitler ise toprakların eser element kontaminasyonu ile ilişkilidir. Literatürde gıdalarda pestisit kalıntısı hakkında birçok çalışma rapor edilmiştir (Hwang vd., 2018). Diğer yandan, bu kalıntılar besin zinciri yoluyla önce bitki dokularına dahil edilir ve son tüketiciye aktarılabilir (Randhawa vd., 2014). Örneğin, Hindistan'da, serçe kuşu ölümleri, hem kırsal hem de kentsel alanlarda popülasyonunu önemli ölçüde azaltacak derecede artmıştır. Bu durum, pirinç mahsulündeki yaygın pestisit birikiminden kaynaklandığı tespit edilmiştir (Rawat ve Agarwal, 2015). Pirinç mahsulünde zararlı böcek ilacı birikimi artma eğilimindedir ve pirinç tanelerini besin olarak tüketen kuşların bünyelerine bu zehirli maddeler transfer olmaktadır. Sonuç olarak, Aldrin, DDT, Carbendazim vb. gibi pestisitler kuşlarda toksik madde görevi görür bu da ölümlere neden olmaktadır. Bütün böcekler ekinlere zararlı olmadığı için sinek avcısı, uğur böceği, güve yumurtası paraziti, bal arısı gibi birçok faydalı böcek bu tür ilaç ve gübre uygulamaları ile öldürülür. Bu gibi canlıların, birçok tarımsal ekosistemleri dengelemek için önemli kilit taş türler olarak hareket ettiğinden, doğal besin zincirinde bozulmaya neden olur (Wojciechowska vd., 2016). Diğer yandan, tarımsal veya endüstriyel faaliyetlerden kaynaklanan ağır metaller ile kirlenmiş topraklar, günümüzde doğrudan alım veya gıda zinciri yoluyla biyobirikim yoluyla insan sağlığına yönelik riskler ve nihayetinde bunların ekolojik sistem üzerindeki etkileri konusunda ciddi endişeler uyandırmıştır (Ouyang vd., 2002).

Bitkiler çevrede bulunan ağır metal ve pestisit gibi kirleticileri alırlar ve onları yapılarında akümüle ederler. Böylece yapraklı sebzeler diğer tarımsal bitkiler gibi bezin zincirine dahil olurlar. Başka bir deyişle, kirleticiler beslenme yoluyla alınabildiğinden, sebzelerde bu kirleticilerin seviyelerinin tespit edilmesi gerekmektedir. Bu sebepten dolayı, ağır metallerin ve pestisitlerin insan sağlığı üzerine olası risk koşulları ile birlikte ekolojik etkilerini de tahmin etmede topraklardaki ve sebzelerdeki ağır metallerin ve pestisitlerin seviyelerinin belirlenmesi çok önemlidir. Analiz edilen toprak örneklerinde özellikle Cd miktarları için çok şiddetli E_F belirlenmiştir. Benzer şekilde, en yüksek I_{geo} ve C_F kadmiyumda hesaplanmıştır. Yeşil yapraklı sebzelerin Fe, Cd, Cu ve Ni içerikleri birbirlerinden farklı bulunmuştur. Örneğin nanede, WHO/FAO'ya göre insan tüketimi için tavsiye edilen değerlerin çok üzerinde tespit edilmiştir. Yine üç sebze de belirlenen Pb içeriği MPL'den yüksek bulunmuştur. Ancak, yapraklı sebzelerin DIM değerleri PMTDI'dan daha düşük belirlenmiştir. Bu çalışmada, toplanan yapraklı sebzeler farklı biyolojik özelliklere sahip olduğundan, her biri için birbirinden farklı metal konsantrasyon seviyeleri belirlenmiştir. Böylece, her biri için toplam DIM sırasıyla maydanoz<dereotu<nane şeklinde sıralanmıştır. HQ ve HI değerlerinin <1 olması, belediye atık sularıyla yetiştirilen yapraklı sebzelerin tüketiminin seçilen ağır metallere ilişkin örnekleme dönemleri için bir risk durumu oluşturmadığını göstermiştir. Ancak, hâlihazırda bu bölgelerdeki ağır metaller düzenli olarak izlenmelidir.

Sonuç olarak bu çalışma ile, Gaziantep ilinde atıksulara ile sulanan topraklarda ekimi yapılan yeşil yapraklı sebzelerden nane, maydanoz ve dereotu ile sulama sularının ve yetiştirildikleri toprakların ağır metal içerikleri ve pestisit kalıntı düzeyleri belirlenmiştir. Toprakların fizikokimyasal özelliklerinin yanında ekolojik risk faktörleri tespit edilmiştir. Ayrıca, yeşil yapraklı sebzelerde tespit edilen ağır metal ve pestisit kalıntılarının insan sağlığı açısından risk indekleri de hesaplanmıştır. Böylece, çalışma Gaziantep ilinde atıksular ile sulanan alanlardaki yeşil yapraklı sebzelerin bazı mikrokirlikik düzeyleri ve olası riskleri bu çalışma ile belirlenmiştir.

KAYNAKLAR

- Abbas, A.M., Ismail, N., Easa, A.M. (2008). Assessment of arsenic and heavy metal contents in cockles (*Anadara granosa*) using multivariate statistical techniques. *Journal of Hazardous Materials*, 150, 783-789.
- Abbas, M. A., Iftikhar, H., & Gul, A. (2015). Effect of industrial pollution on crop productivity. *Crop Production and Global Environmental Issues*, 123-151.
- Abbasi, N. A., Shahid, S. U., Majid, M., and Tahir, A (2022). Introduction to Environmental Micropollutants. *Environmental Micropollutants*. Pages 1-12.
- Abdel-Kader, D.Z.E.A. (2007). Role of nitric oxide on iron homeostasis, chlorophyll biosynthesis and antioxidants system in two wheat cultivars. *American Journal of Plant Physiology*, 2, 237-250.
- Abdel-Shafy, H. I., & Mansour, M. S. (2016). A review on polycyclic aromatic hydrocarbons: source, environmental impact, effect on human health and remediation. *Egyptian Journal of Petroleum*, 25(1), 107-123.
- Abdi, G., Alizadeh, A., Zinadini, S., & Moradi, G. (2018). Removal of dye and heavy metal ion using a novel synthetic polyethersulfone nanofiltration membrane modified by magnetic graphene oxide/metformin hybrid. *Journal of Membrane Science*, 552, 326-335.
- Adamo, P., Iavazzo, P., Albanese, S., Agrelli, D., De Vivo, B., & Lima, A. (2014). Bioavailability and soil-to-plant transfer factors as indicators of potentially toxic element contamination in agricultural soils. *Science of the Total Environment*, 500, 11-22.
- Adam, M. R., Hubadillah, S. K., Esham, M. I. M., Othman, M. H. D., Rahman, M. A., Ismail, A. F., & Jaafar, J. (2019). Adsorptive membranes for heavy metals removal from water. In *Membrane Separation Principles and Applications*. Elsevier. (pp. 361-400).

- Addis, T., Ketema, S., & Melaku, A. (2025). Uncontrolled urban vegetable farming poses public health risks in Ethiopia. *Frontiers in Water*, 6, 1520923.
- Adrees, M., Ali, S., Rizwan, M., Zia-ur-Rehman, M., Ibrahim, M., Abbas, F., ... & Irshad, M. K. (2015). Mechanisms of silicon-mediated alleviation of heavy metal toxicity in plants: a review. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 119, 186-197.
- Affum, A. O., Osae, S. D., Kwaansa-Ansah, E. E., & Miyittah, M. K. (2020). Quality assessment and potential health risk of heavy metals in leafy and non-leafy vegetables irrigated with groundwater and municipal-waste-dominated stream in the Western Region, Ghana. *Heliyon*, 6(12).
- Aftab, K., Iqbal, S., Khan, M. R., Busquets, R., Noreen, R., Ahmad, N., ... & Ouladmane, M. (2023). Wastewater-irrigated vegetables are a significant source of heavy metal contaminants: toxicity and health risks. *Molecules*, 28(3), 1371.
- Agyeman, P. C., John, K., Kebonye, N. M., Borůvka, L., Vašát, R., Drábek, O., & Němeček, K. (2021). Human health risk exposure and ecological risk assessment of potentially toxic element pollution in agricultural soils in the district of Frydek Mistek, Czech Republic: a sample location approach. *Environmental Sciences Europe*, 33, 1-25.
- Ahmad, K., Wajid, K., Khan, Z. I., Ugulu, I., Memoona, H., Sana, M., ... & Sher, M. (2019). Evaluation of potential toxic metals accumulation in wheat irrigated with wastewater. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 102, 822-828.
- Ahmad, M. S. A., & Ashraf, M. (2011). Essential roles and hazardous effects of nickel in plants. *Reviews of environmental contamination and toxicology*, 125-167.
- Ahmad, S., Kitchin, K. T., & Cullen, W. R. (2000). Arsenic species that cause release of iron from ferritin and generation of activated oxygen. *Archives of Biochemistry and Biophysics*, 382(2), 195-202.

- Ahmed, S., Tuj-Zohra, F., Mahdi, M. M., Nurnabi, Md., Alam, Z. Md., Tasrina Rabia Choudhury, T. R. (2022). Health risk assessment for heavy metal accumulation in leafy vegetables grown on tannery effluent contaminated soil. *Toxicology Reports*, 9, 346–355.
- Ahmed, M. T., Greish, S., Ismail, S. M., Mosleh, Y., Loutfy, N. M., & El Doussouki, A. (2014). Dietary intake of pesticides based on vegetable consumption in Ismailia, Egypt: A case study. *Human and ecological risk assessment: An international journal*, 20(3), 779-788.
- Ahouidi, H., Gnandi, K., Tanouayi, G., Ouro-Sama, K., Yorke, J. C., Creppy, E. E., & Moesch, C. (2018). Assessment of pesticides residues contents in the vegetables cultivated in urban area of Lome (southern Togo) and their risks on public health and the environment, Togo. *International Journal of Biological and Chemical Sciences*, 12(5), 2172-2185.
- Akan, J. C., Jafiya, L., Mohammed, Z., & Abdulrahman, F. I. (2013). Organophosphorus pesticide residues in vegetables and soil samples from alau dam and gongulong agricultural areas, Borno State, Nigeria. ecosystems, *International Journal of Environmental Monitoring and Analysis*, 3(6), 58-64.
- Akoto, O., Andoh, A., Darko, G., Eshun, K., & Osei-Fosu, P. (2013). Health risk assessment of pesticides residue in maize and cowpea from Ejura, Ghana. *Chemosphere*, 92, 67–73.
- Akoto, O., Gavor, S., Appah, M. K., & Apau, J. (2015). Estimation of human health risk associated with the consumption of pesticide-contaminated vegetables from Kumasi, Ghana. *Environmental Monitoring and Assessment*, 187, 1-9.
- Al Nasir, F., & Batarseh, M. I. (2008). Agricultural reuse of reclaimed water and uptake of organic compounds: Pilot study at Mutah University wastewater treatment plant, Jordan. *Chemosphere*, 72(8), 1203-1214.
- Alamnie, G., & Menkir, A. K. (2020). Heavy metal contamination in green leafy vegetables irrigated with wastewater collected from Harartown vegetable farm, Ethiopia. *Food Science Quality Management*, 94, 24-8.

- Alavanja, M. C., & Bonner, M. R. (2012). Occupational pesticide exposures and cancer risk: a review. *Journal of Toxicology and Environmental Health, Part B*, 15(4), 238-263.
- Albedair, L. A., & Alturiqi, A. S. (2021). Evaluation of pesticide residues in the irrigation water, soil and assessment of their health risks in vegetables from sub-urban areas around Riyadh district, Saudi Arabia. *Environmental Forensics*, 22(1-2), 16-27.
- Alengebawy, A., Abdelkhalek, S. T., Qureshi, S. R., & Wang, M. Q. (2021). Heavy metals and pesticides toxicity in agricultural soil and plants: Ecological risks and human health implications. *Toxics*, 9(3), 42.
- Alina, M., Azrina, A., Mohd Yunus, A. S., Mohd Zakiuddin, S., Mohd Izuan Effendi, H., & Muhammad Rizal, R. (2012). Heavy metals (mercury, arsenic, cadmium, plumbum) in selected marine fish and shellfish along the Straits of Malacca. *International Food Research Journal*, 19(1).
- Alkarkhi, F. A., Ismail, N., & Easa, A. M. (2008). Assessment of arsenic and heavy metal contents in cockles (*Anadara granosa*) using multivariate statistical techniques. *Journal of Hazardous Materials*, 150(3), 783-789.
- AlKhatib, M., Qutob, A., Kattan, E., Malassa, H., & Qutob, M. (2022). Heavy metals concentrations in leafy vegetables in Palestine, case study: Jenin and Bethlehem Districts. *Journal of Environmental Protection*, 13(1), 97-111.
- Allison, L. E., & Moodie, C. D. (1965). Carbonate. *Methods of soil analysis: part 2 chemical and microbiological properties*, 9, 1379-1396.
- Alloway, B.J. (1995). Heavy Metals in Soils. Blackie Academic and Professional, Chapman and Hall, London.
- Alloway, B. J. (Ed.). (2012). Heavy metals in soils: trace metals and metalloids in soils and their bioavailability (Vol. 22). *Springer Science & Business Media*.
- Ametepey, S. T., Cobbina, S. J., Akpabey, F. J., Duwiejuah, A. B., & Abuntori, Z. N. (2018). Health risk assessment and heavy metal contamination levels in

vegetables from Tamale Metropolis, Ghana. *International Journal of Food Contamination*, 5(1), 1-8.

Andersen, F. A. (2008). Final amended report on the safety assessment of methylparaben, ethylparaben, propylparaben, isopropylparaben, butylparaben, isobutylparaben, and benzylparaben as used in cosmetic products. *International Journal of Toxicology*, 27, 1–82.

Andrade, N. A., McConnell, L. L., Torrents, A., & Ramirez, M. (2010). Persistence of polybrominated diphenyl ethers in agricultural soils after biosolids applications. *Journal of agricultural and food chemistry*, 58(5), 3077-3084.

Antakyali, D., Morgenschweis, C., De Kort, T., Sasse, R., Schulz, J., & Herbst, H. (2015). Micropollutants in the aquatic environment and their removal in wastewater treatment works. In *9th European Waste Water Management Conference, Manchester UK*.

Amari, T., Ghnaya, T., & Abdelly, C. (2017). Nickel, cadmium and lead phytotoxicity and potential of halophytic plants in heavy metal extraction. *South African Journal of Botany*, 111, 99-110.

APHA. (1998). Standard methods for the examination of water and wastewater (20th ed.). American Public Health Association.

Ara, M. H., Khan, A. R., Nazim Uddin, N. U., & Dhar, P. K. (2018). Health risk assessment of heavy metals in the leafy, fruit, and root vegetables cultivated near mongla industrial area, Bangladesh. *Journal of Human, Environment and Health Promotion* 4(4): 144-152.

Arora, M., Kiran, B., Rani, S., Rani, A., Kaur, B., & Mittal, N. (2008). Heavy metal accumulation in vegetables irrigated with water from different sources. *Food Chemistry*, 111(4), 811-815.

Ashton, D., Hilton, M., & Thomas, K. V. (2004). Investigating the environmental transport of human pharmaceuticals to streams in the United Kingdom. *Science of the Total Environment*, 333(1-3), 167-184.

- Ateia, M., Zheng, T., Calace, S., Tharayil, N., Pilla, S., & Karanfil, T. (2020). Sorption behavior of real microplastics (MPs): Insights for organic micropollutants adsorption on a large set of well-characterized MPs. *Science of the Total Environment*, 720, 137634.
- Atta, M. I., Zehra, S. S., Dai, D. Q., Ali, H., Naveed, K., Ali, I., ... & Ali, I. (2023). Amassing of heavy metals in soils, vegetables and crop plants irrigated with wastewater: Health risk assessment of heavy metals in Dera Ghazi Khan, Punjab, Pakistan. *Frontiers in Plant Science*, 13, 1080635.
- Augustsson, A., Uddh-Söderberg, T., Filipsson, M., Helmfrid, I., Berglund, M., Karlsson, H., ... & Alriksson, S. (2018). Challenges in assessing the health risks of consuming vegetables in metal-contaminated environments. *Environment international*, 113, 269-280.
- Avci, H., & Deveci, T. (2013). Assessment of trace element concentrations in soil and plants from cropland irrigated with wastewater. *Ecotoxicology and environmental safety*, 98, 283-291.
- Beckers, F., & Rinklebe, J. (2017). Cycling of mercury in the environment: Sources, fate, and human health implications: A review. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 47(9), 693-794.
- Baker, A. J. (1981). Accumulators and excluders-strategies in the response of plants to heavy metals. *Journal of Plant Nutrition*, 3(1-4), 643-654.
- Baker, A. J., & Brooks, R. (1989). Terrestrial higher plants which hyperaccumulate metallic elements. A review of their distribution, ecology and phytochemistry. *Biorecovery*, 1(2), 81-126.
- Bakkaus, E., Gouget, B., Gallien, J. P., Khodja, H., Carrot, F., Morel, J. L., & Collins, R. (2005). Concentration and distribution of cobalt in higher plants: the use of micro-PIXE spectroscopy. *Nuclear Instruments and Methods in Physics Research Section B: Beam Interactions with Materials and Atoms*, 231(1-4), 350-356.

- Baldantoni, D., Morra, L., Zaccardelli, M., & Alfani, A. (2016). Cadmium accumulation in leaves of leafy vegetables. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 123, 89-94.
- Balkhair, K. S., & Ashraf, M. A. (2016). Field accumulation risks of heavy metals in soil and vegetable crop irrigated with sewage water in western region of Saudi Arabia. *Saudi Journal of Biological Sciences*, 23(1), S32-S44.
- Belyaeva, E. A., Sokolova, T. V., Emelyanova, L. V., & Zakharova, I. O. (2012). Mitochondrial electron transport chain in heavy metal-induced neurotoxicity: Effects of cadmium, mercury, and copper. *The Scientific World Journal*, 2012(1), 136063.
- Bartha, B., Huber, C., Harpaintner, R., & Schröder, P. (2010). Effects of acetaminophen in *Brassica juncea* L. Czern.: investigation of uptake, translocation, detoxification, and the induced defense pathways. *Environmental Science and Pollution Research*, 17, 1553-1562.
- Baudrot, V., Fritsch, C., Perasso, A., Banerjee, M., & Raoul, F. (2018). Effects of contaminants and trophic cascade regulation on food chain stability: Application to cadmium soil pollution on small mammals–raptor systems. *Ecological Modelling*, 382, 33-42.
- Bayat, J., Hashemi, S. H., Khoshbakht, K., & Deihimfard, R. (2016). Fingerprinting aliphatic hydrocarbon pollutants over agricultural lands surrounding Tehran oil refinery. *Environmental Monitoring and Assessment*, 188, 1-15.
- Becerra-Castro, C., Lopes, A. R., Vaz-Moreira, I., Silva, E. F., Manaia, C. M., & Nunes, O. C. (2015). Wastewater reuse in irrigation: A microbiological perspective on implications in soil fertility and human and environmental health. *Environment international*, 75, 117-135.
- Becker, M., & Asch, F. (2005). Iron toxicity in rice—conditions and management concepts. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*, 168(4), 558-573.

- Behrens, T. E., Woolrich, M. W., Walton, M. E., & Rushworth, M. F. (2007). Learning the value of information in an uncertain world. *Nature Neuroscience*, 10(9), 1214-1221.
- Bello, A. A., Muhammad, I. A., Yunusa, A., Mikail, T. A., Hamza, I., Habib, I. Y., & Muhammad, M. (2021). Heavy metals contamination of agricultural land and their impact on food safety. *European Journal of Nutrition & Food Safety*, 13(1), 104-111.
- Berg, J. M. (1986). Potential metal-binding domains in nucleic acid binding proteins. *Science*, 232(4749), 485-487.
- Bergstrom, J. C., Randall, A. (2016). *Resource economics: an economic approach to natural resource and environmental policy*. Edward Elgar Publishing, pp. 34-40.
- Bernard, A. (2008). Cadmium & its adverse effects on human health. *Indian Journal of Medical Research*, 128(4), 557-564.
- Besha, A.T., Gebreyohannes, A.Y., Tufa, R.A., Bekele, D.N., Curcio, E., & Giorno, L. (2017). Removal of emerging micropollutants by activated sludge process and membrane bioreactors and the effects of micropollutants on membrane fouling: a review. *Journal Environmental Chemical Engineering*, 5(3), 2395-2414.
- Beyer, W. N. (1990). *Evaluating soil contamination* (Vol. 90, No. 2). US Department of the Interior, Fish and Wildlife Service.
- Birkett, J. W., & Lester, J. N. (Eds.). (2002). *Endocrine disruptors in wastewater and sludge treatment processes*. IWA Publishing.
- Blum, W. E. (2005). Functions of soil for society and the environment. *Reviews in Environmental Science and Bio/Technology*, 4, 75-79.
- Blume, H.-P., Brümmer, G.W., Fleige, H., Horn, R., Kandeler, E., Kögel-Knabner, I., Kretschmar, R., Stahr, K., Wilke, B.-M. (2016). *Scheffer/Schachtschabel Soil Science*. Berlin Heidelberg, Springer-Verlag.

- Bolor, V. K., Boadi, N. O., Borquaye, L. S., & Afful, S. (2018). Human risk assessment of organochlorine pesticide residues in vegetables from Kumasi, Ghana. *Journal of Chemistry*, 2018(1), 3269065.
- Bonner, M. R., Freeman, L. E. B., Hoppin, J. A., Koutros, S., Sandler, D. P., Lynch, C. F., ... & Alavanja, M. C. (2017). Occupational exposure to pesticides and the incidence of lung cancer in the agricultural health study. *Environmental Health Perspectives*, 125(4), 544-551.
- Bonner, M.R., & Alavanja, M.C. (2017). Pesticides, human health, and food security. *Food and Energy Security*, 6(3), 89–93.
- Borchers, A., Teuber, S.S., Keen, C.L., Gershwin, M.E. (2010). Food Safety. *Clinical Reviews in Allergy & Immunol.* 39(2), 95–141.
- Bouyoucos, G.J. 1951. A recalibration of the hydrometer method for making mechanical analysis of soils 1. *Agronomy Journal*, 43,434-438.
- Boxall, A. B., Johnson, P., Smith, E. J., Sinclair, C. J., Stutt, E., & Levy, L. S. (2006). Uptake of veterinary medicines from soils into plants. *Journal of Agricultural and Food Chemistry*, 54(6), 2288-2297.
- Boxall, A. B., Rudd, M. A., Brooks, B. W., Caldwell, D. J., Choi, K., Hickmann, S., ... & Van Der Kraak, G. (2012). Pharmaceuticals and personal care products in the environment: what are the big questions?. *Environmental Health Perspectives*, 120(9), 1221-1229.
- Boxall, A.B.A. 2012. New and emerging water pollutants arising from agriculture.
- Bradl, H. (Ed.). (2005). Heavy metals in the environment: origin, interaction and remediation. Elsevier. /Academic Press, London.
- Briggs, G. G., Bromilow, R. H., Evans, A. A., & Williams, M. (1983). Relationships between lipophilicity and the distribution of non-ionised chemicals in barley shoots following uptake by the roots. *Pesticide Science*, 14(5), 492-500.
- Brody, J. G., Moysich, K. B., Humblet, O., Attfield, K. R., Beehler, G. P., & Rudel, R. A. (2007). Environmental pollutants and breast cancer: epidemiologic

studies. *Cancer: Interdisciplinary International Journal of the American Cancer Society*, 109, 2667-2711.

Brook, D., Crookes, M., Johnson, I., Mitchell, R., & Watts, C. (2005). Prioritisation of alkylphenols for environmental risk assessment. Bristol, UK: National Centre for Ecotoxicology and Hazardous Substances, *Environmental Agency*.

Brunk, E., Chang, R. L., Xia, J., Hefzi, H., Yurkovich, J. T., Kim, D., & Lewis, N. E. (2018). Characterizing posttranslational modifications in prokaryotic metabolism using a multiscale workflow. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 115(43), 11096-11101.

Bundschuh, J., Litter, M. I., Parvez, F., Román-Ross, G., Nicolli, H. B., Jean, J. S., ... & Toujaguez, R. (2012). One century of arsenic exposure in Latin America: A review of history and occurrence from 14 countries. *Science of the total Environment*, 429, 2-35.

Bünemann, E. K., Schwenke, G. D., & Van Zwieten, L. (2006). Impact of agricultural inputs on soil organisms—a review. *Soil Research*, 44(4), 379-406.

Cachada, A., Rocha-Santos, T., & Duarte, A. C. (2018). Soil and pollution: an introduction to the main issues. In *Soil pollution* (pp. 1-28). academic press.

Cakmak, I. (2000). Tansley Review No. 111 Possible roles of zinc in protecting plant cells from damage by reactive oxygen species. *The New Phytologist*, 146(2), 185-205.

Calderon, R., García-Hernández, J., Palma, P., Leyva-Morales, J. B., Zambrano-Soria, M., Bastidas-Bastidas, P. J., & Godoy, M. (2022). Assessment of pesticide residues in vegetables commonly consumed in Chile and Mexico: Potential impacts for public health. *Journal of Food Composition and Analysis*, 108, 104420.

Calderón-Preciado, D., Jiménez-Cartagena, C., Matamoros, V., & Bayona, J. M. (2011). Screening of 47 organic microcontaminants in agricultural irrigation waters and their soil loading. *Water Research*, 45(1), 221-231.

- Calderón-Preciado, D., Matamoras, V., & Bayona, J. M. (2011). Occurrence and potential crop uptake of emerging contaminants and related compounds in an agricultural irrigation network. *Science of The Total Environment*, 412, 14-19.
- Calderón-Preciado, D., Matamoras, V., Savé, R., Muñoz, P., Biel, C., & Bayona, J. M. (2013). Uptake of microcontaminants by crops irrigated with reclaimed water and groundwater under real field greenhouse conditions. *Environmental Science and Pollution Research*, 20, 3629-3638.
- Calderon-Preciado, D., Renault, Q., Matamoras, V., Canameras, N., & Bayona, J. M. (2012). Uptake of organic emergent contaminants in spath and lettuce: an in vitro experiment. *Journal of Agricultural and Food Chemistry*, 60(8), 2000-2007.
- Carlson, C. (Ed.). (2007). *Derivation methods of soil screening values in europe: A review of national procedures towards harmonisation: A report of the ENSURE action*. Brussels, Belgium: EUR-OP.
- Campbell, P. G. (2006). Cadmium—a priority pollutant. *Environmental Chemistry*, 3(6), 387-388.
- Chabukdhara, M., Munjal, A., Nema, A. K., Gupta, S. K., & Kaushal, R. K. (2016). Heavy metal contamination in vegetables grown around peri-urban and urban-industrial clusters in Ghaziabad, India. *Human and Ecological Risk Assessment: An International Journal*, 22(3), 736-752.
- Chakraborty, S., Dutta, A. R., Sural, S., Gupta, D., & Sen, S. (2013). Ailing bones and failing kidneys: a case of chronic cadmium toxicity. *Annals of Clinical Biochemistry*, 50(5), 492-495.
- Chandel, S. S., & Bharose, R. (2020). Evaluation of Heavy Metal Contamination in Green Leafy Vegetables Grown in Allahabad. *International Journal of Environment, Agriculture and Biotechnology*, 5(5).

- Chapman, D. (1996). *Water Quality Assessments: A Guide to the Use of Biota, Sediments and Water in Environmental Monitoring*. 2nd Edition, Chapman and Hall Ltd., London, 651.
- Chau, H. T. C., Kadokami, K., Duong, H. T., Kong, L., Nguyen, T. T., Nguyen, T. Q., & Ito, Y. (2018). Occurrence of 1153 organic micropollutants in the aquatic environment of Vietnam. *Environmental Science and Pollution Research*, 25, 7147-7156.
- Chavoshani, A., Hashemi, M., Amin, M. M. & Ameta, S. C. (2020). Department of Environmental Health Engineering, School of Health, Isfahan University of Medical Sciences Micropollutants and Challenges, chapter 1, volume 21.
- Chen, C. W., Kao, C. M., Chen, C. F., & Dong, C. D. (2007). Distribution and accumulation of heavy metals in the sediments of Kaohsiung Harbor, Taiwan. *Chemosphere*, 66(8), 1431-1440.
- Chen, Y., Wang, Y., Wu, W., Lin, Q., & Xue, S. (2006). Impacts of chelate-assisted phytoremediation on microbial community composition in the rhizosphere of a copper accumulator and non-accumulator. *Science of The Total environment*, 356(1-3), 247-255.
- Cheshmazar, E., Arfaeinia, H., Karimyan, K., Sharafi, H., & Hashemi, S. E. (2018). Dataset for effect comparison of irrigation by wastewater and ground water on amount of heavy metals in soil and vegetables: Accumulation, transfer factor and health risk assessment. *Data in Brief*, 18, 1702-1710.
- Chowdhury, U. K., Biswas, B. K., Chowdhury, T. R., Samanta, G., Mandal, B. K., Basu, G. C., ... & Chakraborti, D. (2000). Groundwater arsenic contamination in Bangladesh and West Bengal, India. *Environmental Health Perspectives*, 108(5), 393-397.
- Christou, A., Karaolia, P., Hapeshi, E., Michael, C., & Fatta-Kassinos, D. (2017). Long-term wastewater irrigation of vegetables in real agricultural systems: concentration of pharmaceuticals in soil, uptake and bioaccumulation in tomato fruits and human health risk assessment. *Water Research*, 109, 24-34.

- Chukwuemeka, P. I. K., & Hephzibah, N. U. (2018). Potential health risk from heavy metals via consumption of leafy vegetables in the vicinity of Warri refining and petrochemical company, Delta State, Nigeria. *Annals of Biological Sciences*, 6(2), 31-38.
- Clemens, S. (2001). Molecular mechanisms of plant metal tolerance and homeostasis. *Planta*, 212, 475-486.
- Collins, C., Fryer, M., & Grosso, A. (2006). Plant uptake of non-ionic organic chemicals. *Environmental Science & Technology*, 40(1), 45-52.
- Colon, B., & Toor, G. S. (2016). A review of uptake and translocation of pharmaceuticals and personal care products by food crops irrigated with treated wastewater. *Advances in Agronomy*, 140, 75-100.
- Covaci, A., Harrad, S., Abdallah, M. A. E., Ali, N., Law, R. J., Herzke, D., & de Wit, C. A. (2011). Novel brominated flame retardants: a review of their analysis, environmental fate and behaviour. *Environment international*, 37(2), 532-556.
- DalCorso, G., Farinati, S., Maistri, S., & Furini, A. (2008). How plants cope with cadmium: staking all on metabolism and gene expression. *Journal of Integrative Plant Biology*, 50(10), 1268-1280.
- Darbre, P. D., & Harvey, P. W. (2008). Paraben esters: review of recent studies of endocrine toxicity, absorption, esterase and human exposure, and discussion of potential human health risks. *Journal of Applied Toxicology*, 28(5), 561-578.
- Darko, G., & Akoto, O. (2008). Dietary intake of organophosphorus pesticide residues through vegetables from Kumasi, Ghana. *Food and Chemical Toxicology*, 46, 3705.
- Dauvalter, V., & Rognerud, S. (2001). Heavy metal pollution in sediments of the Pasvik River drainage. *Chemosphere*, 42(1), 9-18.

- Davies, B. E., & White, H. M. (1981). Trace elements in vegetables grown on soils contaminated by base metal mining. *Journal of Plant Nutrition*, 3(1-4), 387-396.
- Davies, B.E. (1981). Trace element pollution. *Applied soil trace elements*. 287-351.
- DEA. (2010). Framework for the Management of Contaminated Land. Republic of South Africa, Department of Environmental Affairs. (also available at <http://sawic.environment.gov.za/documents/562.pdf>).
- Death, C.E., Griffiths, S.R. & Story, P.G. (2019). Terrestrial vertebrate toxicology in Australia: An overview of wildlife research. *Current Opinion in Environmental Science & Health*, 11, 43–52.
- Deng, Y., Song, L., Nie, X., Shou, W., & Li, X. (2018). Prenatal inflammation exposure-programmed cardiovascular diseases and potential prevention. *Pharmacology & Therapeutics*, 190, 159-172.
- Dhankhar, R., Sainger, P. A., & Sainger, M. (2012). Phytoextraction of zinc: physiological and molecular mechanism. *Soil and Sediment Contamination: An International Journal*, 21(1), 115-133.
- Dickin, S. K., Schuster-Wallace, C. J., Qadir, M., & Pizzacalla, K. (2016). A review of health risks and pathways for exposure to wastewater use in agriculture. *Environmental Health Perspectives*, 124(7), 900-909.
- Dodgen, L. K., Li, J., Parker, D., & Gan, J. J. (2013). Uptake and accumulation of four PPCP/EDCs in two leafy vegetables. *Environmental Pollution*, 182, 150-156.
- Dogheim, S. M., Ashraf, E. M., Alla, S. G., Khorshid, M. A., & Fahmy, S. M. (2004). Pesticides and heavy metals levels in Egyptian leafy vegetables and some aromatic medicinal plants. *Food Additives and Contaminants*, 21(4), 323-330.
- Dolliver, H., Kumar, K., & Gupta, S. (2007). Sulfamethazine uptake by plants from manure-amended soil. *Journal of Environmental Quality*, 36(4), 1224-1230.

- Drwal, E., Rak, A., & Gregoraszczuk, E. L. (2019). polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs)—action on placental function and health risks in future life of newborns. *Toxicology*, 411, 133-142.
- Dubois, O. (2011). *The state of the world's land and water resources for food and agriculture: managing systems at risk* (pp. xxiii+-285).
- Dudka, S., & Miller, W. P. (1999). Accumulation of potentially toxic elements in plants and their transfer to human food chain. *Journal of Environmental Science & Health Part B*, 34(4), 681-708.
- Duker, A. A., Carranza, E., & Hale, M. (2005). Arsenic geochemistry and health. *Environment International*, 31(5), 631-641.
- Ebbs, S. D., & Kochian, L. V. (1997). *Toxicity of zinc and copper to Brassica species: implications for phytoremediation* (Vol. 26, No. 3, pp. 776-781). American Society of Agronomy, Crop Science Society of America, and Soil Science Society of America.
- Ebrahimi, P., & Barbieri, M. (2019). Gadolinium as an emerging microcontaminant in water resources: threats and opportunities. *Geosciences*, 9(2), 93.
- EC. (2006). Commission Regulation (EC) No 1881/2006 of 19 December 2006 setting maximum levels for certain contaminants in foodstuffs. [Cited 8 May 2020].
- EEA. 2014. Progress in management of contaminated sites. European Environment Agency. (also available at <https://www.eea.europa.eu/data-and-maps/indicators/progress-in-management-of-contaminated-sites/progress-in-management-ofcontaminated-1>).
- EFSA Panel on Plant Protection Products and their Residues (PPR). (2012). Guidance on the use of probabilistic methodology for modelling dietary exposure to pesticide residues. *EFSA Journal*, 10(10), 2839.
- EFSA. (2008). Scientific opinion of the panel on contaminants in the food chain on polycyclic aromatic hydrocarbons in food. *The EFSA Journal*, 724, 1–114.

- EFSA. European Food Safety Authority, (2013). The 2010 European Union report on pesticide residues in food. *EFSA J.* 11(3), 3130. <https://doi.org/10.2903/j.efsa.2013.3130>.
- Eggen, T., & Lillo, C. (2012). Antidiabetic II drug metformin in plants: uptake and translocation to edible parts of cereals, oily seeds, beans, tomato, squash, carrots, and potatoes. *Journal of Agricultural and Food Chemistry*, 60(28), 6929-6935.
- Elgueta, S., Moyano, S., Sepúlveda, P., Quiroz, C., & Correa, A. (2017). Pesticide residues in leafy vegetables and human health risk assessment in North Central agricultural areas of Chile. *Food Additives & Contaminants: Part B*, 10(2), 105-112.
- Ernst, W. H. O. (1998). The origin and ecology of contaminated, stabilized and non-pristine soils. In *Metal-Contaminated Soils: In Situ Inactivation and Phytoremediation*. (pp. 17-29). Landes BioScience/Springer.
- Escher, B. I., Allinson, M., Altenburger, R., Bain, P. A., Balaguer, P., Busch, W., ... & Leusch, F. D. (2014). Benchmarking organic micropollutants in wastewater, recycled water and drinking water with in vitro bioassays. *Environmental Science & Technology*, 48(3), 1940-1956.
- Etale, A., & Drake, D. C. (2013). Industrial pollution and food safety in Kigali, Rwanda. *Journal of Environmental Research*, 7(2), 403-406.
- Falcó, G., Bocio, A., Llobet, J. M., & Domingo, J. L. (2005). Health risks of dietary intake of environmental pollutants by elite sportsmen and sportswomen. *Food and Chemical Toxicology*, 43(12), 1713-1721.
- FAO Regional Office for Asia. (2006). *Rapid Growth of Selected Asian Economies: Lessons and Implications for Agriculture and Food Security, Synthesis Report (Policy Assistance Series) (Vol. 1)*. Food & Agriculture Organisation.
- FAO. (2009). The State of Food and Agriculture. Viale delle Terme di Caracalla, 00153 Rome, Italy.

- FAO & ITPS (2015). Status of the World's Soil Resources (SWSR)—Main Report. Food and Agriculture Organization of the United Nations and Intergovernmental Technical Panel on Soils, Rome, Italy.
- FAO & WHO, eds. (2016). *International Code of Conduct on Pesticide Management. Guidelines on Highly Hazardous Pesticides*. Health and safety guide No. 41. Rome, Italy, Food and Agriculture Organization of the United Nations. 24 pp.
- FAO. (2011). The Place of Urban and Peri-Urban Agriculture (UPA) in National Food Security Programmes.
- FAO. (2015). *FAO statistical pocketbook 2015: world food and agriculture*. Food and Agriculture Organization of the United Nations Statistics.
- FAO/WHO (2013). Pesticide residues in food and feed. Acceptable Daily Intake. Codex Alimentarius Commission. FAO/WHO food standard www.codexalimentarius.net/pestres/data/pesticides/details.html. Accessed 15 May 2013.
- FAO/WHO Codex Alimentarius Commission. (2001). Food additives and contaminants. *ALINORM*, 1(12A), 1-289.
- FAO/WHO. (2002). Codex Alimentarius. General Standard for Contaminants and Toxins in Food and Feed. Schedule 1 Maximum and Guideline Levels for Contaminants and Toxins in Food. Reference CX/FAC 02/16. Joint FAO/WHO Food Standards Programme, Codex Committee, Rotterdam, The Netherlands.
- FAO/WHO. (2003). Joint FAO/WHO expert committee on food additives, food additives and food contaminants: FAO procedural guidelines for the joint FAO/WHO expert committee on food additives. Italy, Rome.
- FAO/WHO. (2007). Joint FAO/WHO food standards program code alimentarius commission 13th session, report of the thirtyeight session of the codex committee on food hygiene ALINORM 07/30/13. Houston, Texas, USA, 1-189.

- FAO/WHO. (2011). Codex alimentarius commission. joint FAO/WHO food standards programme codex committee on contaminants in foods. Food CF/5 INF/1, 5th session, Hague, Netherlands, 3-38.
- FAO/WHO. (2011). Joint AO/WHO Food Standards Program Codex Committe on Contaminants in Food, Food CF/5INF/1. Fifth Session. The Hague, The Netherlands.
- Fent, K., Weston, A. A., & Caminada, D. (2006). Ecotoxicology of human pharmaceuticals. *Aquatic Toxicology*, 76(2), 122-159.
- Fergusson, J. E., & Kim, N. D. (1991). Trace elements in street and house dusts: sources and speciation. *Science of the Total Environment*, 100, 125-150.
- Fetoui, H., Makni, M., Garoui, E. M., & Zeghal, N. (2010). Toxic effects of lambda-cyhalothrin, a synthetic pyrethroid pesticide, on the rat kidney: Involvement of oxidative stress and protective role of ascorbic acid. *Experimental and Toxicologic Pathology*, 62(6), 593-599.
- Flora, S. J., Flora, G., & Saxena, G. (2006). Environmental occurrence, health effects and management of lead poisoning. In *Lead* (pp. 158-228). Elsevier Science BV.
- Fontes, R. L. F., & Cox, F. R. (1998). Zinc toxicity in soybean grown at high iron concentration in nutrient solution. *Journal of Plant Nutrition*, 21(8), 1723-1730.
- Fowler, S. W. (2018). Biological transfer and transport processes. In *Pollutant transfer and Ttransport In The Sea* (pp. 1-65). CRC Press.
- Frazier, L. M. (2007). Reproductive disorders associated with pesticide exposure. *Journal of Agromedicine*, 12(1), 27-37.
- Gad Alla, S. A., Loutfy, N.M., Shendy, A.H., Ahmed, M.T. (2015). Hazard index, a tool for a long term risk assessment of pesticide residues in some commodities, a pilot study. *Regul Toxicol Pharmacol* 73:985–991.

- Gad Alla, S. A., Thabet, W. M., & Salama, E. Y. (2013). Monitoring and risk assessment of pesticide residues in some Egyptian vegetables. *Middle East Journal of Applied Sciences*, 3(4), 216-230.
- Gall, H. L., Philippe, F., Domon, J. M., Gillet, F., Pelloux, J., & Rayon, C. (2015). Cell wall metabolism in response to abiotic stress. *Plants*, 4(1), 112-166.
- Gälli, R. (2009). Micropolluants dans les eaux. *Evaluation et réduction de la charge polluante des eaux usées urbaines*.
- Garg, V. K., Yadav, P., Mor, S., Singh, B., & Pulhani, V. (2014). Heavy metals bioconcentration from soil to vegetables and assessment of health risk caused by their ingestion. *Biological Trace Element Research*, 157, 256-265.
- Gaspéri, J., Ayrault, S., Moreau-Guigon, E., Alliot, F., Labadie, P., Budzinski, H., ... & Moilleron, R. (2018). Contamination of soils by metals and organic micropollutants: case study of the Parisian conurbation. *Environmental Science and Pollution Research*, 25, 23559-23573.
- Garnaga, G. (2012). Integrated assessment of pollution in the Baltic Sea. *Ekologija*, 58(3).
- Gruchlik, Y., Linge, K., & Joll, C. (2018). Removal of organic micropollutants in waste stabilisation ponds: A review. *Journal of Environmental Management*, 206, 202-214.
- Gavrilescu, M., Demnerová, K., Aamand, J., Agathos, S., & Fava, F. (2015). Emerging pollutants in the environment: present and future challenges in biomonitoring, ecological risks and bioremediation. *New Biotechnology*, 32(1), 147-156.
- Gawęda, M. (2007). Changes in the contents of some carbohydrates in vegetables cumulating lead. *Polish Journal of Environmental Studies*, 16(1).
- Ge, L., Brewster, C., Spek, J., Smeenk, A., Top, J., Van Diepen, F., ... & de Wildt, M. D. R. (2017). *Blockchain for agriculture and food: Findings from the pilot study* (No. 2017-112). Wageningen Economic Research.

- Gebel, T. (2000). Confounding variables in the environmental toxicology of arsenic. *Toxicology*, 144(1-3), 155-162.
- Gebreyohannes, F., & Gebrekidan, A. (2018). Health risk assessment of heavy metals via consumption of spinach vegetable grown in Elalla river. *Bulletin of the Chemical Society of Ethiopia*, 32(1), 65-75.
- Geissen, V., Mol, H., Klumpp, E., Umlauf, G., Nadal, M., van der Ploeg, M., ... & Ritsema, C. J. (2015). Emerging pollutants in the environment: a challenge for water resource management. *International Soil and Water Conservation Research*, 3(1), 57-65.
- Genchi, G., Sinicropi, M.S., Carocci, A., Lauria, G. & Catalano, A. (2017). Mercury Exposure and Heart Diseases. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 14(1), 74.
- Gevao, B., Semple, K. T., & Jones, K. C. (2000). Bound pesticide residues in soils: a review. *Environmental Pollution*, 108(1), 3-14.
- Gilbert, S.G. & Weiss, B. (2006). A rationale for lowering the blood lead action level from 10 to 2µg/dL. *NeuroToxicology*, 27(5), 693–701.
- Giri, S., Giri, A., Sharma, G. D., & Prasad, S. B. (2002). Mutagenic effects of carbosulfan, a carbamate pesticide. *Mutation Research/Genetic Toxicology and Environmental Mutagenesis*, 519(1-2), 75-82.
- Godfray, H. C. J., Beddington, J. R., Crute, I. R., Haddad, L., Lawrence, D., Muir, J. F., ... & Toulmin, C. (2010). Food security: the challenge of feeding 9 billion people. *Science*, 327(5967), 812-818.
- Godfray, H. C. J., Crute, I. R., Haddad, L., Lawrence, D., Muir, J. F., Nisbett, N., ... & Whiteley, R. (2010). The future of the global food system. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 365(1554), 2769-2777.

- Gore, A. C., Crews, D., Doan, L. L., La Merrill, M., Patisaul, H., & Zota, A. (2014). Introduction to endocrine disrupting chemicals (EDCs). *A guide for public interest organizations and policy-makers*, 21-22.
- Grandclément, C., Seyssiecq, I., Piram, A., Wong-Wah-Chung, P., Vanot, G., Tiliacos, N., ... & Doumenq, P. (2017). From the conventional biological wastewater treatment to hybrid processes, the evaluation of organic micropollutant removal: a review. *Water research*, 111, 297-317.
- Granero, S., & Domingo, J. L. (2002). Levels of metals in soils of Alcalá de Henares, Spain: human health risks. *Environment International*, 28(3), 159-164.
- Groot, R. D. (1992). Functions of nature: evaluation of nature in environmental planning, management and decision making (pp. xviii+-315).
- Guerra, F., Trevizam, A. R., Muraoka, T., Marcante, N. C., & Canniatti-Brazaca, S. G. (2012). Heavy metals in vegetables and potential risk for human health. *Scientia Agricola*, 69, 54-60.
- Gupta, N., Yadav, K. K., Kumar, V., Krishnan, S., Kumar, S., Nejad, Z. D., ... & Alam, J. (2021). Evaluating heavy metals contamination in soil and vegetables in the region of North India: Levels, transfer and potential human health risk analysis. *Environmental Toxicology and Pharmacology*, 82, 103563.
- Gupta, S., & Bains, K. (2006). Traditional cooked vegetable dishes as important sources of ascorbic acid and β -carotene in the diets of Indian urban and rural families. *Food and Nutrition Bulletin*, 27(4), 306-310.
- Gupta, S., Jena, V., Jena, S., Davić, N., Matic, N., Radojević, D., & Solanki, J. S. (2013). Assessment of heavy metal contents of green leafy vegetables. *Croatian Journal of Food Science and Technology*, 5(2), 53-60.
- Hajjar Leib, L. (2011). *Human rights and the environment: philosophical, theoretical and legal perspectives*. Brill.
- Hakanson, L. (1980). An ecological risk index for aquatic pollution control. A sedimentological approach. *Water research*, 14(8), 975-1001.

- Hale, R. C., Seeley, M. E., La Guardia, M. J., Mai, L., & Zeng, E. Y. (2020). Aglobal perspective on microplastics. *Journal of Geophysical Research, Oceans*, 125(1), e2018JC014719.
- Halling-Sørensen, B. N. N. S., Nielsen, S. N., Lanzky, P. F., Ingerslev, F., Lützhøft, H. H., & Jørgensen, S. E. (1998). Occurrence, fate and effects of pharmaceutical substances in the environment-A review. *Chemosphere*, 36(2), 357-393.
- Hamrick, J. L. (2004). Response of forest trees to global environmental changes. *Forest Ecology and Management*, 197(1-3), 323-335.
- Haruvy, N. (1997). Agricultural reuse of wastewater: nation-wide cost-benefit analysis. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 66(2), 113-119.
- Heeb, F., Singer, H., Pernet-Coudrier, B., Qi, W., Liu, H., Longrée, P., ... & Berg, M. (2012). Organic micropollutants in rivers downstream of the megacity Beijing: sources and mass fluxes in a large-scale wastewater irrigation system. *Environmental Science & Technology*, 46(16), 8680-8688.
- Heberer, T. (2002). Occurrence, fate, and removal of pharmaceutical residues in the aquatic environment: A review of recent research data. *Toxicology Letters*, 131(1-2), 5-17.
- Hignite, C., & Azarnoff, D. L. (1977). Drugs and drug metabolites as environmental contaminants: Chlorophenoxyisobutyrate and salicylic acid in sewage water effluent. *Life Sciences*, 20(2), 337-341.
- Hirsch, R., Ternes, T. A., Haberer, K., & Kratz, K. L. (1996). Determination of betablockers and b-sympathomimetics in the aquatic environment. *Vom Wasser*, 87, 263-274.
- Hossain, M. S., Fakhruddin, A. N. M., Chowdhury, A. Z. M., Rahman, M. A., & Alam, K. M. (2015). Health risk assessment of selected pesticide residues in locally produced vegetables of Bangladesh. *International Food Research Journal*, 22(1), 110.

- Hossain, M. S., Hossain, M. A., Rahman, M. A., Islam, M. M., Rahman, M. A., & Adyel, T. (2013). Health Risk Assessment of Pesticide Residues via Dietary Intake of Market Vegetables from Dhaka, Bangladesh (Retraction of Vol 2, Pg 64, 2013).
- Hu, L., Luo, D., Zhou, T., Tao, Y., Feng, J., & Mei, S. (2017). The association between non-Hodgkin lymphoma and organophosphate pesticides exposure: A meta-analysis. *Environmental Pollution*, 231, 319-328.
- Huang, S. S., Liao, Q. L., Hua, M., Wu, X. M., Bi, K. S., Yan, C. Y., & Zhang, X. Y. (2007). Survey of heavy metal pollution and assessment of agricultural soil in Yangzhong district, Jiangsu Province, China. *Chemosphere*, 67(11), 2148-2155.
- Huang, W. L., Chang, W. H., Cheng, S. F., Li, H. Y., & Chen, H. L. (2021). Potential risk of consuming vegetables planted in soil with copper and cadmium and the influence on vegetable antioxidant activity. *Applied Sciences*, 11(9), 3761.
- Huerta, L. E., Mendoza Vega, J., Ku Quej, V., Chi, J. D. L. A., Sanchez del Cid, L., Chi, C., ... & Geissen, V. (2017). Field evidence for transfer of plastic debris along a terrestrial food chain. *Scientific Reports*, 7(1), 14071.
- Hurtado, C., Cañameras, N., Domínguez, C., Price, G. W., Comas, J., & Bayona, J. M. (2017). Effect of soil biochar concentration on the mitigation of emerging organic contaminant uptake in lettuce. *Journal of Hazardous Materials*, 323, 386-393.
- Hurley, R. R., & Nizzetto, L. (2018). Fate and occurrence of micro (nano) plastics in soils: Knowledge gaps and possible risks. *Current Opinion in Environmental Science & Health*, 1, 6-11.
- Hussain, A., Alamzeb, S., & Begum, S. (2013). Accumulation of heavy metals in edible parts of vegetables irrigated with waste water and their daily intake to adults and children, District Mardan, Pakistan. *Food chemistry*, 136(3-4), 1515-1523.

- Hosen, A., Jahan, R. A., Simol, H. A., & Huda, M. N. (2024). Assessing heavy metal contamination in leafy vegetables and associated health risks in Dhaka, Bangladesh. *CABI Agriculture and Bioscience*, 5(1), 1-15.
- Hwang, J. I., Zimmerman, A. R., & Kim, J. E. (2018). Bioconcentration factor-based management of soil pesticide residues: Endosulfan uptake by carrot and potato plants. *Science of the Total Environment*, 627, 514-522.
- IPCS, W. (2009). Environmental Health Criteria 240. Principles and Methods for the Risk Assessment of Chemicals in Food. Geneva: WHO.
- Ishaq, M., Sultana, N., Ikram, M., Iqbal, A., Shah, F., Hamayun, M., & Hussain, A. (2020). Occurrence of heavy metals and pesticide residues in tomato crop: a threat to public health. *Arabian Journal of Geosciences*, 13, 1-11.
- Ismael, D. S., Goran, S. M. A. (2024). Health risk assessment of heavy metals in some vegetables -Erbil City-Kurdistan Region of Iraq. *Environmental Monitoring and Assessment*, 196(5), 417.
- Itanna, F. (2002). Metals in leafy vegetables grown in Addis Ababa and toxicological implications. *Ethiopian Journal of Health Development*, 16(3), 295-302.
- Jaishankar, M., Mathew, B. B., Shah, M. S., & Gowda, K. R. S. (2014). Biosorption of few heavy metal ions using agricultural wastes. *Journal of Environment Pollution and Human Health*, 2(1), 1-6.
- Järup, L., Hellström, L., Alfvén, T., Carlsson, M. D., Grubb, A., Persson, B., ... & Elinder, C. G. (2000). Low level exposure to cadmium and early kidney damage: the OSCAR study. *Occupational and Environmental Medicine*, 57(10), 668-672.
- Jennings, A. A. (2013). Analysis of worldwide regulatory guidance values for the most commonly regulated elemental surface soil contamination. *Journal of Environmental Management*, 118, 72-95.
- Jeong, J., Cohu, C., Kerkeb, L., Pilon, M., Connolly, E. L., & Guerinot, M. L. (2008). Chloroplast Fe (III) chelate reductase activity is essential for seedling

- viability under iron limiting conditions. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 105(30), 10619-10624.
- Jia, J., Bi, C., Zhang, J., Jin, X., & Chen, Z. (2018). Characterization of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in vegetables near industrial areas of Shanghai, China: Sources, exposure, and cancer risk. *Environmental Pollution*, 241, 750-758.
- Jolly, Y. N., Islam, A., & Akbar, S. (2013). Transfer of metals from soil to vegetables and possible health risk assessment. *SpringerPlus*, 2, 1-8.
- Jolly, Y. N., Akter, S., Kabir, M. J., Mamun, K. M., Abedin, M. J., Fahad, S. M., & Rahman, A. (2024). Heavy metals accumulation in vegetables and its consequences on human health in the areas influenced by industrial activities. *Biological Trace Element Research*, 202(7), 3362-3376.
- Kabata-pendias, A. (2011). *Trace elements in soils and plants*. CRC Press, London.
- Kagi, J.H.R. (1991). Overview of metallothionein. *Methods in Enzymology*, 205, 613-626.
- Kabata-Pendias, A. & H. Pendias. (1994). *Trace element in soil and plants* (Second edition ed.). CRC Press, Boca Raton, FL.
- Kacholi, D. S., & Sahu, M. (2018). Levels and health risk assessment of heavy metals in soil, water, and vegetables of Dar es Salaam, Tanzania. *Journal of Chemistry*, 2018(1), 1402674.
- Kalavrouziotis, I. K., Koukoulakis, P., & Kostakioti, E. (2012). Assessment of metal transfer factor under irrigation with treated municipal wastewater. *Agricultural Water Management*, 103, 114-119.
- Kayastha, S. P. (2014). Heavy metal pollution of agricultural soils and vegetables of Bhaktapur district, Nepal. *Scientific World*, 12(12), 48-55.
- Kaza, S., Yao, L., Bhada-Tata, P., & Van Woerden, F. (2018). *What a waste 2.0: a global snapshot of solid waste management to 2050*. World Bank Publications.

- Khan, A., Khan, S., Khan, M. A., Qamar, Z., & Waqas, M. (2015). The uptake and bioaccumulation of heavy metals by food plants, their effects on plants nutrients, and associated health risk: a review. *Environmental Science and Pollution Research*, 22, 13772-13799.
- Khan, N., Yaqub, G., Hafeez, T., & Tariq, M. (2020). Assessment of health risk due to pesticide residues in fruits, vegetables, soil, and water. *Journal of Chemistry*, 2020(1), 5497952.
- Khan, S., Cao, Q., Zheng, Y. M., Huang, Y. Z., & Zhu, Y. G. (2008). Health risks of heavy metals in contaminated soils and food crops irrigated with wastewater in Beijing, China. *Environmental pollution*, 152(3), 686-692.
- Khan, S., Farooq, R., Shahbaz, S., Khan, M. A., & Sadique, M. (2009). Health risk assessment of heavy metals for population via consumption of vegetables. *World Applied Sciences Journal*, 6(12), 1602-1606.
- Khan, Z. I., Ugulu, I., Ahmad, K., Yasmeen, S., Noorka, I. R., Mehmood, N., & Sher, M. (2018). Assessment of trace metal and metalloid accumulation and human health risk from vegetables consumption through spinach and coriander specimens irrigated with wastewater. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 101, 787-795.
- Khanna, K., Kohli, S. K., Bali, S., Kaur, P., Saini, P., Bakshi, P., ... & Bhardwaj, R. (2018). Role of micro-organisms in modulating antioxidant defence in plants exposed to metal toxicity. *Plants Under Metal and Metalloid Stress: Responses, Tolerance and Remediation*, 303-335.
- Kim, H. S., Kim, K. R., Kim, W. I., Owens, G., & Kim, K. H. (2017). Influence of road proximity on the concentrations of heavy metals in Korean urban agricultural soils and crops. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 72, 260-268.
- Kim, K. H., Kabir, E., & Jahan, S. A. (2017). Exposure to pesticides and the associated human health effects. *Science of the the Total Environment*, 575, 525-535.

- Kim, M. K., & Zoh, K. D. (2016). Occurrence and removals of micropollutants in water environment. *Environmental Engineering Research*, 21(4), 319-332.
- Kima, K.-H., E. Kabir, and S. Kabir. (2015). Response to correspondence of associating airborne particulates and human health: Exploring possibilities. *Environment International* 82, 114.
- Kinney, C. A., Furlong, E. T., Zaugg, S. D., Burkhardt, M. R., Werner, S. L., Cahill, J. D., & Jorgensen, G. R. (2006). Survey of organic wastewater contaminants in biosolids destined for land application. *Environmental Science & Technology*, 40(23), 7207-7215.
- Kolpin, D. W., Furlong, E. T., Meyer, M. T., Thurman, E. M., Zaugg, S. D., Barber, L. B., et al. (2002). Pharmaceuticals, hormones, and other organic wastewater contaminants in US streams, 1999–2000: A national reconnaissance. *Environmental Science and Technology*, 36(6), 1202–1211.
- Komárek, M., Čadková, E., Chrastný, V., Bordas, F., & Bollinger, J. C. (2010). Contamination of vineyard soils with fungicides: a review of environmental and toxicological aspects. *Environment International*, 36(1), 138-151.
- Kozlov, M. V., & Zvereva, E. L. (2011). A second life for old data: global patterns in pollution ecology revealed from published observational studies. *Environmental Pollution*, 159(5), 1067-1075.
- Krantev, A., Yordanova, R., Janda, T., Szalai, G., & Popova, L. (2008). Treatment with salicylic acid decreases the effect of cadmium on photosynthesis in maize plants. *Journal of Plant Physiology*, 165(9), 920-931.
- Kumar, A., & Aery, N. C. (2016). Impact, metabolism, and toxicity of heavy metals in plants. *Plant Responses to Xenobiotics*, 141-176.
- Kumar, D., Malik, D. S., & Gupta, V. (2017). Fish metallothionein gene expression: A good bio-indicator for assessment of heavy metal pollution in aquatic ecosystem. *International Research Journal of Environmental Sciences*, 6(7), 58-62.

- Kumar, D., Malik, D. S., & Gupta, V. (2018). Seasonal assessment of surface water quality in the middle stretch of river Ganga for suitability of fish and human health. *Journal of Experimental Zoology India*, 667-677.
- Kumar, R., Kumar, A., Singh, J. K., Nath, A., & Ali, M. (2011). Study of bioremedial impact of curcumin on chloropyrifos induced kidney damage in mice. *Pharmacie Globale (IJCP)*, 2(8), 1-4.
- Kumar, R., Mishra, R.K., Mishra, V., Qidwai, A., Pandey, A., Shukla, S.K. and Dikshit, A. (2016). *Detoxification and tolerance of heavy metals in plants*. In Plant Metal Interaction, Elsevier (pp. 335-359).
- Kumar, V. K., Kothiyal, N. C., & Saruchi, S. (2016). Analysis of polycyclic aromatic hydrocarbon, toxic equivalency factor and related carcinogenic potencies in roadside soil within a developing city of Northern India. *Polycyclic Aromatic Compounds*, 36(4), 506-526.
- Kumar, V., Chauhan, R.K., Srivastava, S., Singh, J. and Kumar, P. (2018). Contamination, enrichment and translocation of heavy metals in certain leafy vegetables grown in composite effluent irrigated soil. *Archives of Agriculture and Environmental Science*, 3(3), 252-260.
- Kumar, V., Chopra, A. K., Srivastava, S., Singh, J., & Thakur, R. K. (2017b). Irrigating okra with secondary treated municipal wastewater: Observations regarding plant growth and soil characteristics. *International Journal of Phytoremediation*, 19(5), 490-499.
- Kumar, V., Srivastava, S., Chauhan, R. K., Thakur, R. K., & Singh, J. (2017a). Heavy metals and microbial contamination of certain leafy vegetables grown in abattoir effluent disposal province of Saharanpur (Uttar Pradesh), India. *Archives of Agriculture and Environmental Science*, 2(1), 36-43.
- Kumar, V., Thakur, R. K., Singh, J., & Singh, R. (2016). Effect of sewage effluent disposal on soil characteristics at Haridwar (Uttarakhand), India. *World Rural Observations*, 8(2), 40-45.

- Kummerer, K. (2009). The presence of pharmaceuticals in the environment due to human use—Present knowledge and future challenges. *Journal of Environmental Management*, 90(8), 2354–2366.
- Kunz, P. Y., & Fent, K. (2006). Estrogenic activity of UV filter mixtures. *Toxicology and Applied Pharmacology*, 217(1), 86–99.
- Kurian, M., Ratna Reddy, V., Dietz, T., & Brdjanovic, D. (2013). Wastewater re-use for peri-urban agriculture: a viable option for adaptive water management? *Sustainability Science*, 8, 47-59.
- La Farre, M., Pérez, S., Kantiani, L., & Barceló, D. (2008). Fate and toxicity of emerging pollutants, their metabolites and transformation products in the aquatic environment. *TrAC Trends in Analytical Chemistry*, 27(11), 991-1007.
- Landis, W., Sofield, R., Yu, M. H., & Landis, W. G. (2003). Introduction to environmental toxicology: impacts of chemicals upon ecological systems. *CRC Press*.
- Lange, I. G., Daxenberger, A., Schiffer, B., Witters, H., Ibarreta, D., & Meyer, H. H. (2002). Sex hormones originating from different livestock production systems: Fate and potential disrupting activity in the environment. *Analytica Chimica Acta*, 473(1–2), 27–37.
- Latif, A., Bilal, M., Asghar, W., Azeem, M., Ahmad, M. I., Abbas, A., ... & Shahzad, T. (2018). Heavy metal accumulation in vegetables and assessment of their potential health risk. *Journal of Environmental Analytical Chemistry*, 5(234), 2380-2391.
- Lebel, G., Dodin, S., Ayotte, P., Marcoux, S., Ferron, L. A., & Dewailly, E. (1998). Organochlorine exposure and the risk of endometriosis. *Fertility and Sterility*, 69(2), 221-228.
- Leonard, A. (1986). Chromosome damage in individuals exposed to heavy metals. *Metal Ions in Biological Systems*, 20, 229-258.

- Leonard, S. S., Harris, G. K., & Shi, X. (2004). Metal-induced oxidative stress and signal transduction. *Free Radical Biology and Medicine*, 37(12), 1921-1942.
- Li, X., Meng, D., Li, J., Yin, H., Liu, H., Liu, X., ... & Yan, M. (2017). Response of soil microbial communities and microbial interactions to long-term heavy metal contamination. *Environmental Pollution*, 231, 908-917.
- Liao, C., Kim, U. J., & Kannan, K. (2018). A review of environmental occurrence, fate, exposure, and toxicity of benzothiazoles. *Environmental Science & Technology*, 52(9), 5007-5026.
- Limmer, M., & Burken, J. (2016). Phytovolatilization of organic contaminants. *Environmental Science & Technology*, 50(13), 6632-6643.
- Liu, T., Liu, S., Guan, H., Ma, L., Chen, Z., Gu, H., & Qu, L. J. (2009). Transcriptional profiling of Arabidopsis seedlings in response to heavy metal lead (Pb). *Environmental and Experimental Botany*, 67(2), 377-386.
- Liu, J., Mooney, H., Hull, V., Davis, S. J., Gaskell, J., Hertel, T., & Li, S. (2015). Systems integration for global sustainability. *Science*, 347(6225), 1258832.
- Liu, X., Gu, S., Yang, S., Deng, J., & Xu, J. (2021). Heavy metals in soil-vegetable system around E-waste site and the health risk assessment. *Science of the Total Environment*, 779, 146438.
- Lock, K., De Schamphelaere, K. A. C., Becaas, S., Criel, P., Van Eeckhout, H., & Janssen, C. R. (2007). Development and validation of a terrestrial biotic ligand model predicting the effect of cobalt on root growth of barley (*Hordeum vulgare*). *Environmental Pollution*, 147(3), 626-633.
- Lombi, E., Zhao, F. J., Wieshammer, G., Zhang, G., & McGrath, S. P. (2002). In situ fixation of metals in soils using bauxite residue: biological effects. *Environmental Pollution*, 118(3), 445-452.
- Łozowicka, B., Jankowska, M., & Kaczyński, P. (2012). Pesticide residues in Brassica vegetables and exposure assessment of consumers. *Food Control*, 25(2), 561-575.

- Luo, D., Zhou, T., Tao, Y., Feng, Y., Shen, X., & Mei, S. (2016). Exposure to organochlorine pesticides and non-Hodgkin lymphoma: a meta-analysis of observational studies. *Scientific Reports*, 6(1), 25768.
- Luo, Y., Guo, W., Ngo, H. H., Nghiem, L. D., Hai, F. I., Zhang, J., ... & Wang, X. C. (2014). A review on the occurrence of micropollutants in the aquatic environment and their fate and removal during wastewater treatment. *Science of the Total Environment*, 473, 619-641.
- Luo, Y., Wu, L., Liu, L., Han, C., & Li, Z. (2009). Heavy metal contamination and remediation in Asian agricultural land. In *MARCO Symposium*.
- Mahmood, A., & Malik, R. N. (2014). Human health risk assessment of heavy metals via consumption of contaminated vegetables collected from different irrigation sources in Lahore, Pakistan. *Arabian Journal of Chemistry*, 7(1), 91-99.
- Malchi, T., Maor, Y., Tadmor, G., Shenker, M., & Chefetz, B. (2014). Irrigation of root vegetables with treated wastewater: evaluating uptake of pharmaceuticals and the associated human health risks. *Environmental Science & Technology*, 48(16), 9325-9333.
- Manahan, S. E. (2002). *Toxicological Chemistry and Biochemistry*. CRC Press.
- Mao, Y., Wang, M., Wei, H., Gong, N., Wang, F., & Zhu, C. (2023). Heavy metal pollution and risk assessment of vegetables and soil in Jinhua City of China. *Sustainability*, 15(5), 4241.
- Margenat, A., Matamoros, V., Díez, S., Cañameras, N., Comas, J., & Bayona, J. M. (2019). Occurrence and human health implications of chemical contaminants in vegetables grown in peri-urban agriculture. *Environment International*, 124, 49-57.
- Markowitz, M. (2000). Lead Poisoning. *Pediatrics in Review*, 21(10), 327–335.

- Martin, S., & Griswold, W. (2009). Human health effects of heavy metals. *Environmental Science and Technology Briefs for Citizens*, 15(5), 1-6.
- Martínez-Piernas, A. B., Plaza-Bolaños, P., Fernández-Ibáñez, P., & Agüera, A. (2019). Organic microcontaminants in tomato crops irrigated with reclaimed water grown under field conditions: occurrence, uptake, and health risk assessment. *Journal of Agricultural and Food Chemistry*, 67(25), 6930-6939.
- Martínez-Piernas, A. B., Plaza-Bolaños, P., García-Gómez, E., Fernández-Ibáñez, P., & Agüera, A. (2018). Determination of organic microcontaminants in agricultural soils irrigated with reclaimed wastewater: target and suspect approaches. *Analytica Chimica Acta*, 1030, 115-124.
- Martínez-Piernas, A. B., Polo-López, M. I., Fernández-Ibáñez, P., & Agüera, A. (2018). Validation and application of a multiresidue method based on liquid chromatography-tandem mass spectrometry for evaluating the plant uptake of 74 microcontaminants in crops irrigated with treated municipal wastewater. *Journal of Chromatography A*, 1534, 10-21.
- Mastral, A. M., & Callen, M. S. (2000). A review on polycyclic aromatic hydrocarbon (PAH) emissions from energy generation. *Environmental Science & Technology*, 34(15), 3051-3057.
- Matschullat, J. (2000). Arsenic in the geosphere – a review. *Science of the Total Environment*, 249(1–3), 297–312.
- Matthews, G. (2006). Pesticides: Health, safety and the environment. Oxford, UK: Blackwell Publishing.
- Mathee, A., Kootbodien, T., Kapwata, T. & Naicker, N. (2018). Concentrations of arsenic and lead in residential garden soil from four Johannesburg neighborhoods. *Environmental Research*, 167, 524–527.
- Maurya, P. K., & Malik, D. S. (2019). Bioaccumulation of heavy metals in tissues of selected fish species from Ganga river, India, and risk assessment for human

health. *Human and Ecological Risk Assessment: An International Journal*, 25(4), 905-923.

Mc Farlane, C., & Trapp, S. (1994). *Plant contamination: modeling and simulation of organic chemical processes*. CRC Press.

McBratney, A., Field, D. J., & Koch, A. (2014). The dimensions of soil security. *Geoderma*, 213, 203-213.

McBride, M.B. (1994). *Environmental chemistry of soils*. New York, Oxford University Press.

McCutcheon, S., Schnoor, J., (2004). Phytoremediation: Transformation and control of contaminants. *Environmental Science and Pollution Research*, 11, 40.

McLaughlin, M. J., Parker, D. R., & Clarke, J. M. (1999). Metals and micronutrients—food safety issues. *Field Crops Research*, 60(1-2), 143-163.

McNear, D. H., Afton, S. E., & Caruso, J. A. (2012). Exploring the structural basis for selenium/mercury antagonism in *Allium fistulosum*. *Metallomics*, 4(3), 267-276.

Meftaul, I. M., Venkateswarlu, K., Parven, A., Annamalai, P., & Megharaj, M. (2023). Human health risk assessment of pesticides in lettuce and spinach grown in urban backyard garden soils. *Journal of Food Composition and Analysis*, 115, 104977.

Meng, M., Yang, L., Wei, B., Cao, Z., Yu, J., & Liao, X. (2021). Plastic shed production systems: The migration of heavy metals from soil to vegetables and human health risk assessment. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 215, 112106.

Meng, W., Wang, Z., Hu, B., Wang, Z., Li, H., & Goodman, R. C. (2016). Heavy metals in soil and plants after long-term sewage irrigation at Tianjin China: A case study assessment. *Agricultural Water Management*, 171, 153-161.

- Miller, E. L., Nason, S. L., Karthikeyan, K. G., & Pedersen, J. A. (2016). Root uptake of pharmaceuticals and personal care product ingredients. *Environmental Science & Technology*, 50(2), 525-541.
- Mirecki, N., Agic, R., Sunic, L., Milenkovic, L., & Ilic, Z. S. (2015). Transfer factor as indicator of heavy metals content in plants. *Fresenius Environmental Bulletin*, 24(11c), 4212-4219.
- Mirsal, I. A. (2008). Soil pollution: Origin, Monitoring & Remediation. (pp. 117-136). Berlin: Springer.
- Mishra, V. K., Upadhyay, A. R., & Tripathi, B. D. (2009). Bioaccumulation of heavy metals and two organochlorine pesticides (DDT and BHC) in crops irrigated with secondary treated waste water. *Environmental Monitoring and Assessment*, 156, 99-107.
- Modaihsh, A. S., Ai-Swailem, M. S., & Mahjoub, M. O. (2004). Heavy metals content of commercial inorganic fertilizers used in the Kingdom of Saudi Arabia. *Journal of Agricultural and Marine Sciences [JAMS]*, 9(1), 21-25.
- Mompelat, S., Le Bot, B., & Thomas, O. (2009). Occurrence and fate of pharmaceutical products and by-products, from resource to drinking water. *Environment International*, 35(5), 803-814.
- Mondal, D., & Polya, D. A. (2008). Rice is a major exposure route for arsenic in Chakdaha block, Nadia district, West Bengal, India: a probabilistic risk assessment. *Applied Geochemistry*, 23(11), 2987-2998.
- Dorda, J. M., & Noya, R. R. (2003). Present i futur dels espais agraris en zones periurbanes. *Quaderns Agraris*, 28, 73-107.
- Mori, N., Yasutake, A., Marumoto, M. & Hirayama, K. (2011). Methylmercury inhibits electron transport chain activity and induces cytochrome c release in cerebellum mitochondria. *The Journal of Toxicological Sciences*, 36(3), 253–259.

- Morais, S., Costa, F. G., & Pereira, M. D. L. (2012). Heavy metals and human health. *Environmental Health–Emerging Issues and Practice*, 10(1), 227-245.
- Muchuweti, M., Birkett, J. W., Chinyanga, E., Zvauya, R., Scrimshaw, M. D., & Lester, J. N. (2006). Heavy metal content of vegetables irrigated with mixtures of wastewater and sewage sludge in Zimbabwe: implications for human health. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 112(1), 41-48.
- Mudgal, V., Madaan, N., Mudgal, A., Singh, R. B., & Mishra, S. (2010). Effect of toxic metals on human health. *The open Nutraceuticals Journal*, 3(1).
- Muller, G.M.M.G.M.G.M.G.P. (1969). Index of geoaccumulation in sediments of the Rhine River. *Geojournal*, 2,108-118.
- Muñoz, B., & Albores, A. (2011). DNA damage caused by polycyclic aromatic hydrocarbons: mechanisms and markers. *Selected Topics in DNA Repair*, 201, 125-143.
- Nabulo, G., Young, S. D., & Black, C. R. (2010). Assessing risk to human health from tropical leafy vegetables grown on contaminated urban soils. *Science of the Total Environment*, 408(22), 5338-5351.
- Nagajyoti, P. C., Lee, K. D., & Sreekanth, T. V. M. (2010). Heavy metals, occurrence and toxicity for plants: a review. *Environmental Chemistry Letters*, 8, 199-216.
- Nagendran, R. (2011). Agricultural waste and pollution. *In Waste* (pp. 341-355). Academic Press.
- Naidu, R., Espana, V. A. A., Liu, Y., & Jit, J. (2016). Emerging contaminants in the environment: Risk-based analysis for better management. *Chemosphere*, 154, 350-357.
- Najmi, A., Albratty, M., Al-Rajab, A. J., Alhazmi, H. A., Javed, S. A., Ahsan, W., ... & Alqahtani, S. S. (2023). Heavy metal contamination in leafy vegetables grown in Jazan region of Saudi Arabia: assessment of possible human health

hazards. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 20(4), 2984.

Nakano, V. E., Kussumi, T. A., LEMES, V. R. R., Kimura, I. D. A., Rocha, S. B., Alaburda, J., ... & Waldhelm, K. C. (2016). Evaluation of pesticide residues in oranges from São Paulo, Brazil. *Food Science and Technology (Campinas)*, 36(1), 40-48.

National Research Council Subcommittee. (1989). Tenth edition of the recommended dietary allowances: The national academies collection. National Academies Press, Washington DC.

National Research Council, Commission on Life Sciences, & Subcommittee on the Tenth Edition of the Recommended Dietary Allowances. (1989). Recommended dietary allowances.

Navarro, S., Vela, N., & Navarro, G. (2007). An overview on the environmental behaviour of pesticide residues in soils. *Spanish Journal of Agricultural Research*, 5(3), 357-375.

Nelson, D. W., & Sommers, L. E. (1996). Total carbon, organic carbon, and organic matter. *Methods of soil analysis: Part 3 Chemical Methods*, 5, 961-1010.

Newman, M.C., Unger, M. A. (2003) Fundamentals of ecotoxicology, 2nd edn. Lewis Publishers, Boca Raton.

Ngweme, G. N., Al Salah, D. M. M., Laffite, A., Sivalingam, P., Grandjean, D., Konde, J. N., ... & Poté, J. (2021). Occurrence of organic micropollutants and human health risk assessment based on consumption of *Amaranthus viridis*, Kinshasa in the Democratic Republic of the Congo. *Science of the Total Environment*, 754, 142175.

Nicolopoulou-Stamati, P., Maipas, S., Kotampasi, C., Stamatis, P., & Hens, L. (2016). Chemical pesticides and human health: the urgent need for a new concept in agriculture. *Frontiers in Public Health*, 4, 148.

- Niehoff, N. M., Nichols, H. B., White, A. J., Parks, C. G., D'Aloisio, A. A., & Sandler, D. P. (2016). Childhood and adolescent pesticide exposure and breast cancer risk. *Epidemiology*, 27(3), 326-333.
- No, E. (1881). Commission regulation (EC) No. 1881/2006 of 19 December 2006. Setting maximum levels for certain contaminants in foodstuffs (Text with EEA relevance). *Official Journal of European Commission*, 364(20.12), 2006.
- Noman, M. A., Feng, W., Zhu, G., Hossain, M. B., Chen, Y., Zhang, H., & Sun, J. (2022). Bioaccumulation and potential human health risks of metals in commercially important fishes and shellfishes from Hangzhou Bay, China. *Scientific Reports*, 12(1), 4634.
- Oaks, J. L., Gilbert, M., Virani, M. Z., Watson, R. T., Meteyer, C. U., Rideout, B. A., ... & Ahmed Khan, A. (2004). Diclofenac residues as the cause of vulture population decline in Pakistan. *Nature*, 427(6975), 630-633.
- O'Connor, G. A. (1996). Organic compounds in sludge-amended soils and their potential for uptake by crop plants. *Science of the Total Environment*, 185(1-3), 71-81.
- O'Connor, D., Hou, D., Ye, J., Zhang, Y., Ok, Y.S., Song, Y., Coulon, F., Peng, T. & Tian, L. (2018). Lead-based paint remains a major public health concern: A critical review of global production, trade, use, exposure, health risk, and implications. *Environment International*, 121, 85–101.
- OECD. (2021). Measuring progress in agricultural water management: Challenges and practical options. OECD Food, Agriculture and Fisheries Paper N°162.
- OECD. (1979). The Organisation For Economic Co-Operation And Development. OECD Observer No. 95.
- Okere, U., & Semple, K. (2012). Biodegradation of PAHs in 'pristine' soils from different climatic regions. *Journal of Bioremediation and Biodegradation S*, 1(2), 1-11.

- Okereke, C. J., Essien, E. B., & Wegwu, M. O. (2016). Human health risk assessment of heavy metal contamination for population via consumption of selected vegetables and tubers grown in farmlands in Rivers State, South-South Nigeria. *Jornal of Analytical & Pharmaceutical Research*, 3(6), 00077.
- Oliver, M.A., & Gregory, P.J. (2015). Soil, food security and human health: a review: Soil, food security and human health. *European Journal of Soil Science*, 66(2), 257–276.
- Olsen, S.R., C.V. Cole, F.S. Watanabe & L.A. Dean. (1954). Estimation of available phosphorus in soils by extraction with sodium bicarbonate. USDA Circular Nr 939, US Gov. Print. Office, Washington, D.C.
- Ortolo, M., (2017). Air pollution risk assessment on urban agriculture by.
- Osman, K. A., Al-Humaid, A. I., Al-Rehiayani, S. M., & Al-Redhaiman, K. N. (2011). Estimated daily intake of pesticide residues exposure by vegetables grown in greenhouses in Al-Qassim region, Saudi Arabia. *Food Control*, 22(6), 947-953.
- Ouyang, Y., Higman, J., Thompson, J., O'Toole, T., & Campbell, D. (2002). Characterization and spatial distribution of heavy metals in sediment from Cedar and Ortega rivers subbasin. *Journal of Contaminant Hydrology*, 54(1-2), 19-35.
- Pablos, M.V., Garcí'a-Hortigüela, P., & Ferná'ndez, C. (2015). Acute and chronic toxicity of emerging contaminants, alone or in combination, in *Chlorella vulgaris* and *Daphnia magna*. *Environmental Science Pollutution Research* 22, 5417-424.
- Pais, I. and Jr J.B. Jones. (2000). The Handbook of Trace Elements. CRC Press. Boca Raton. USA.
- Pal, A., He, Y., Jekel, M., Reinhard, M., & Gin, K. Y. H. (2014). Emerging contaminants of public health significance as water quality indicator compounds in the urban water cycle. *Environment International*, 71, 46–62.

- Pan, J., Plant, J. A., Voulvoulis, N., Oates, C. J., & Ihlenfeld, C. (2010). Cadmium levels in Europe: implications for human health. *Environmental Geochemistry and Health*, 32, 1-12.
- Pan, M., Wong, C. K., & Chu, L. M. (2014). Distribution of antibiotics in wastewater-irrigated soils and their accumulation in vegetable crops in the Pearl River Delta, Southern China. *Journal of Agricultural and Food Chemistry*, 62(46), 11062-11069.
- Park, D. W., Kim, K. G., Choi, E. A., Kang, G. R., Kim, T. S., Yang, Y. S., ... & Cho, B. S. (2016). Pesticide residues in leafy vegetables, stalk and stem vegetables from South Korea: a long-term study on safety and health risk assessment. *Food Additives & Contaminants: Part A*, 33(1), 105-118.
- Paterson, S., Mackay, D., Tam, D., & Shiu, W. Y. (1990). Uptake of organic chemicals by plants: A review of processes, correlations and models. *Chemosphere*, 21(3), 297-331.
- Pavlidis, G., & Tsihrintzis, V. A. (2018). Environmental benefits and control of pollution to surface water and groundwater by agroforestry systems: a review. *Water Resources Management*, 32, 1-29.
- Pedersen, J. A., Soliman, M., & Suffet, I. H. (2005). Human pharmaceuticals, hormones, and personal care product ingredients in runoff from agricultural fields irrigated with treated wastewater. *Journal of Agricultural and Food Chemistry*, 53(5), 1625-1632.
- Peralta-Videa, J. R., Lopez, M. L., Narayan, M., Saupe, G., & Gardea-Torresdey, J. (2009). The biochemistry of environmental heavy metal uptake by plants: implications for the food chain. *The International Journal of Biochemistry & Cell Biology*, 41(8-9), 1665-1677.
- Petousi, I., Fountoulakis, M. S., Tzortzakis, N., Dokianakis, S., Stentiford, E. I., & Manios, T. (2014). Occurrence of Micro-pollutants in a Soil–Radish System Irrigated with Several Types of Treated Domestic Wastewater. *Water, Air, & Soil Pollution*, 225, 1-8.

- Pirsaheb, M., Limoe, M., Namdari, F., Khamutian, R. (2015). Organochlorine pesticides residue in breast milk: A systematic review. *Medical Journal the Islamic Republic Iran*, 29,228.
- Pizer, N.H. (1967). Some advisory aspect. Soil potassium and magnesium. *Technology Bulletin*, 14,184.
- Pourrut, B., Shahid, M., Dumat, C., Winterton, P., & Pinelli, E. (2011). Lead uptake, toxicity, and detoxification in plants. *Reviews of Environmental Contamination and Toxicology Volume 213*, 113-136.
- Prasad, M. N. V. (1995). Cadmium toxicity and tolerance in vascular plants. *Environmental and Experimental Botany*, 35(4), 525-545.
- Prasad, M. N. V., Hagemeyer, J., Dietz, K. J., Baier, M., & Krämer, U. (1999). Free radicals and reactive oxygen species as mediators of heavy metal toxicity in plants. *Heavy Metal Stress in Plants: From Molecules to Ecosystems*, 73-97.
- Prosser, R. S., & Sibley, P. K. (2015). Human health risk assessment of pharmaceuticals and personal care products in plant tissue due to biosolids and manure amendments, and wastewater irrigation. *Environment International*, 75, 223-233.
- Qiu, Y. W., Zhang, G., Guo, L. L., Cheng, H. R., Wang, W. X., Li, X. D., et al. (2009). Current status and historical trendsof organochlorine pesticides in the ecosystem of Deep Bay, South China. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 85(2), 2 65–272.
- Qiu, G., Feng, X., Li, P., Wang, S., Li, G., Shang, L., & Fu, X. (2008). Methylmercury accumulation in rice (*Oryza sativa* L.) grown at abandoned mercury mines in Guizhou, China. *Journal of Agricultural and Food Chemistry*, 56(7), 2465-2468.
- Quijano, L., Yusà, V., Font, G., McAllister, C., Torres, C., & Pardo, O. (2017). Risk assessment and monitoring programme of nitrates through vegetables in the Region of Valencia (Spain). *Food and Chemical Toxicology*, 100, 42-49.

- Rahimzadeh, M. R., Rahimzadeh, M. R., Kazemi, S., & Moghadamnia, A. A. (2017). Cadmium toxicity and treatment: An update. *Caspian Journal of Internal Medicine*, 8(3), 135.
- Ramesh, H. L., & Yogananda Moorthy, V. N. (2012). Assessment of heavy metal contamination in green leafy vegetables grown in Bangalore urban district of Karnataka. *Advances in Life Science and Technology*, 6.
- Ramteke, S., Sahu, B. L., Dahariya, N. S., Patel, K. S., Blazhev, B., & Matini, L. (2016). Heavy metal contamination of vegetables. *Journal of Environmental Protection*, 7(7), 996-1004.
- Rana, S. V. S. (2006). Environmental pollution: health and toxicology. *Alpha Science International Limited*.
- Randhawa, M. A., Ahmed, A., & Javed, M. S. (2014). Wheat contaminants (pesticides) and their dissipation during processing. In *Wheat and rice in disease prevention and health* (pp. 263-277). *Academic Press*.
- Randhawa, M. A., Anjum, F. M., & Awan, J. A. (2014). Pesticide Residues in Food: Health Implications for Children and Women. *Practical Food Safety: Contemporary Issues and Future Directions*, 145-165.
- Rattan, R. K., Datta, S. P., Chhonkar, P. K., Suribabu, K., & Singh, A. K. (2005). Long-term impact of irrigation with sewage effluents on heavy metal content in soils, crops and groundwater—a case study. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 109(3-4), 310-322.
- Ratul, A. K., Hassan, M., Uddin, M. K., Sultana, M. S., Akbor, M. A., & Ahsan, M. A. (2018). Potential health risk of heavy metals accumulation in vegetables irrigated with polluted river water. *International Food Research Journal*, 25(1), 329-338.
- Rawat, U., & Agarwal, N. K. (2015). Biodiversity: Concept, threats and conservation. *Environment Conservation Journal*, 16(3), 19-28.

- Rehman, A., & Sohail Anjum, M. (2010). Cadmium uptake by yeast, *Candida tropicalis*, isolated from industrial effluents and its potential use in wastewater clean-up operations. *Water, Air, and Soil Pollution*, 205, 149-159.
- Richards, L.A. (1954). Diagnosis and improvement of saline alkali soils, agriculture, 160, handbook 60. US Department of Agriculture, Washington DC.
- Riemenschneider, C., Al-Raggad, M., Moeder, M., Seiwert, B., Salameh, E., & Reemtsma, T. (2016). Pharmaceuticals, their metabolites, and other polar pollutants in field-grown vegetables irrigated with treated municipal wastewater. *Journal of Agricultural and Food Chemistry*, 64(29), 5784-5792.
- Riemenschneider, C., Seiwert, B., Goldstein, M., Al-Raggad, M., Salameh, E., Chefetz, B., & Reemtsma, T. (2017). An LC-MS/MS method for the determination of 28 polar environmental contaminants and metabolites in vegetables irrigated with treated municipal wastewater. *Analytical Methods*, 9(8), 1273-1281.
- Rizwan, M., Ali, S., Adrees, M., Ibrahim, M., Tsang, D. C., Zia-ur-Rehman, M., ... & Ok, Y. S. (2017). A critical review on effects, tolerance mechanisms and management of cadmium in vegetables. *Chemosphere*, 182, 90-105.
- Rizzo, L., Malato, S., Antakyali, D., Beretsou, V. G., Đolić, M. B., Gernjak, W., ... & Fatta-Kassinos, D. (2019). Consolidated vs new advanced treatment methods for the removal of contaminants of emerging concern from urban wastewater. *Science of the Total Environment*, 655, 986-1008.
- Rodgers-Gray, T. P., Jobling, S., Morris, S., Kelly, C., Kirby, S., Janbakhsh, A., et al. (2000). Long-term temporal changes in the estrogenic composition of treated sewage effluent and its biological effects on fish. *Environmental Science and Technology*, 34(8), 1521–1528.
- Rodríguez, Á. G. P., López, M. I. R., Casillas, T. Á. D., León, J. A. A., Mahjoub, O., & Prusty, A. K. (2017). Monitoring of organochlorine pesticides in blood of women with uterine cervix cancer. *Environmental Pollution*, 220, 853-862.

- Rodríguez-Serrano, M. A. R. Í. A., Romero-Puertas, M. C., Zabalza, A. N. A., Corpas, F. J., Gomez, M., Del Rio, L. A., & Sandalio, L. M. (2006). Cadmium effect on oxidative metabolism of pea (*Pisum sativum* L.) roots. Imaging of reactive oxygen species and nitric oxide accumulation *in vivo*. *Plant, Cell & Environment*, 29(8), 1532-1544.
- Rodríguez-Celma, J., Rellán-Álvarez, R., Abadía, A., Abadía, J., & López-Millán, A. F. (2010). Changes induced by two levels of cadmium toxicity in the 2-DE protein profile of tomato roots. *Journal of Proteomics*, 73(9), 1694-1706.
- Romero-Baena, A. J., González, I., & Galán, E. (2018). Soil pollution by mining activities in Andalusia (South Spain)—the role of Mineralogy and Geochemistry in three case studies. *Journal of Soils and Sediments*, 18, 2231-2247.
- Rout, G.R., Sahoo, S. (2015). Role of iron in plant growth and metabolism. *Reviews in Agricultural Science*, 3, 1-24.
- Ryan, J. A., Bell, R. M., Davidson, J. M., & O'connor, G. A. (1988). Plant uptake of non-ionic organic chemicals from soils. *Chemosphere*, 17(12), 2299-2323.
- Sabourin, L., Duenk, P., Bonte-Gelok, S., Payne, M., Lapen, D. R., & Topp, E. (2012). Uptake of pharmaceuticals, hormones and parabens into vegetables grown in soil fertilized with municipal biosolids. *Science of the Total Environment*, 431, 233-236.
- Saha, J. K., Selladurai, R., Coumar, M. V., Dotaniya, M. L., Kundu, S., & Patra, A. K. (2017). Soil pollution-an emerging threat to agriculture (pp. 271-315). *Springer Singapore*.
- Sakan, S. M., Đorđević, D. S., Manojlović, D. D., & Predrag, P. S. (2009). Assessment of heavy metal pollutants accumulation in the Tisza river sediments. *Journal of Environmental Management*, 90(11), 3382-3390.
- Sandalio, L. M., Dalurzo, H. C., Gomez, M., Romero-Puertas, M. C., & Del Rio, L. A. (2001). Cadmium-induced changes in the growth and oxidative

- metabolism of pea plants. *Journal of Experimental Botany*, 52(364), 2115-2126.
- Sandalio, L. M., Rodríguez-Serrano, M., Romero-Puertas, M. C., & Del Río, L. A. (2008). Imaging of reactive oxygen species and nitric oxide in vivo in plant tissues. *Methods in Enzymology*, 440, 397-409.
- Sandermann Jr, H. (1994). Higher plant metabolism of xenobiotics: the 'green liver' concept. *Pharmacogenetics and Genomics*, 4(5), 225-241.
- Santos, A. F., Alvarenga, P., Gando-Ferreira, L. M., & Quina, M. J. (2023). Urban wastewater as a source of reclaimed water for irrigation: barriers and future possibilities. *Environments*, 10(2), 17.
- Sarmiento-Santos, J., Souza, M. N. B., de Souza, D., & Vanin, F. M. (2024). Evaluation of Brazilian pesticide residue reported by monitoring programs considering foods offered to childrens. *Food Control*, 163, 110483.
- Sardar, K., Ali, S., Hameed, S., Afzal, S., Fatima, S., Shakoor, M. B., ... & Tauqueer, H. M. (2013). Heavy metals contamination and what are the impacts on living organisms. *Greener Journal of Environmental management and public safety*, 2(4), 172-179.
- Science Communication Unit, University of the West of England, Bristol (2013). Science for Environment Policy In-Depth Report: Sustainable Food.
- Schinasi, L., & Leon, M. E. (2014). Non-Hodgkin lymphoma and occupational exposure to agricultural pesticide chemical groups and active ingredients: a systematic review and meta-analysis. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 11(4), 4449-4527.
- Seregin, I. V., & Ivanov, V. B. (1997). Histochemical investigation of cadmium and lead distribution in plants. *Russian Journal of Plant Physiology*, 44(6), 791-796.
- Sethy, S. K., & Ghosh, S. (2013). Effect of heavy metals on germination of seeds. *Journal of Natural Science, Biology, and Medicine*, 4(2), 272.

- Seven, P. T., Yilmaz, S., Seven, I., & Kelestemur, G. T. (2012). The effects of propolis in animals exposed oxidative stress. *Oxydative stress-environmental induction and dietary antioxidants*. Lushchak V, editor. Rijeka, Croatia: InTech Europe, 267-88.
- Schwarzenbach, R.P., Escher, B.I., Fenner, K., Hofstetter, T.B., Johnson, C.A., Von Gunten, U., Wehrli, B. (2006). The challenge of micropollutants in aquatic systems. *Science*, 313, 1072-1077.
- Shahid, M., Pourrut, B., Dumat, C., Nadeem, M., Aslam, M., & Pinelli, E. (2014). Heavy-metal-induced reactive oxygen species: phytotoxicity and physicochemical changes in plants. *Reviews of Environmental Contamination and Toxicology Volume*, 232, 1-44.
- Shakya, P. R., & Khwaounjoo, N. M. (2013). Heavy metal contamination in green leafy vegetables collected from different market sites of Kathmandu and their associated health risks. *Scientific World*, 11(11), 37-42.
- Shan YuShu, S. Y., Tysklind, M., Hao FangHua, H. F., Ouyang Wei, O. W., Chen SiYang, C. S., & Lin ChunYe, L. C. (2013). Identification of sources of heavy metals in agricultural soils using multivariate analysis and GIS. *Journal of Soils and Sediments*, 13, 720–729.
- Shang, N., Yang, Y., Xiao, Y., Wu, Y., Li, K., Jiang, X., ... & Xia, X. (2024). Exposure levels and health implications of fungicides, neonicotinoid insecticides, triazine herbicides and their associated metabolites in pregnant women and men. *Environmental Pollution*, 342, 123069.
- Shanker, A.K., Cervantes, C., Loza-Tavera, H. and Avudainayagam, S. (2005). Chromium toxicity in plants. *Environment International*, 31: 739-753.
- Sharma, P., & Dubey, R. S. (2005). Lead toxicity in plants. *Brazilian Journal of Plant Physiology*, 17, 35-52.
- Sheiner, E. K., Sheiner, E., Hammel, R. D., Potashnik, G., & Carel, R. (2003). Effect of occupational exposures on male fertility: literature review. *Industrial Health*, 41(2), 55-62.

- Shi, R., Lv, J., Cai, Y., Liu, Y., Wang, Z., Feng, J., & Zhao, M. (2010). Levels, spatial distribution and possible sources of heavy metals contamination of suburban soils in Tianjin, China. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 85, 287-290.
- Singer, H., Muller, S., Tixier, C., & Pillonel, L. (2002). Triclosan: Occurrence and fate of a widely used biocide in the aquatic environment: Field measurements in wastewater treatment plants, surface waters, and lake sediments. *Environmental Science and Technology*, 36(23), 4998–5004.
- Singh, A., Sharma, R. K., Agrawal, M., & Marshall, F. M. (2010). Risk assessment of heavy metal toxicity through contaminated vegetables from waste water irrigated area of Varanasi, India. *Tropical ecology*, 51(2), 375-387.
- Singla, R., Gupta, G., & Kamboj, N. (2017). To Detect Heavy Metals Accumulation in Sewage Water Irrigated Green Leafy Vegetables. In *International Conference on Recent Innovations in Science, Agriculture, Engineering and Management Organized by University College of Computer Applications* (pp. 1633-1639). Guru Kashi University Bathinda, Punjab (India).
- Siraj, J., & Ejeta, F. (2024). Analysis of pesticide residues in fruits and vegetables using gas chromatography-mass spectrometry: a case from West Omo and Bench-Sheko Zone, Southwest Ethiopia. *International Journal of Environmental Analytical Chemistry*, 104(3), 531-551.
- Skakkebæk, N.E. (2002). Endocrine disrupters and testicular dysgenesis syndrome. *Hormone Research in Paediatrics*, 57(Suppl. 2), 43-43.
- Słojewska, A., & Gutowska, I. (2019). Contamination of food with cadmium and dioxins–influence on the human body. *Pomeranian Journal of Life Sciences*, 65(3).
- Smedley, P.L., Kinniburgh, D.G. (2002). A review of the source, behavior and distribution of arsenic in natural waters. *Applied Geochemistry*, 17(5), 517–568.

- Šmídová, K., Hofman, J., Ite, A. E., & Semple, K. T. (2012). Fate and bioavailability of ^{14}C -pyrene and ^{14}C -lindane in sterile natural and artificial soils and the influence of aging. *Environmental Pollution*, 171, 93–98.
- Soares, A., Guieysse, B., Jefferson, B., Cartmell, E., & Lester, J. N. (2008). Nonylphenol in the environment: A critical review on occurrence, fate, toxicity and treatment in wastewaters. *Environment International*, 34(7), 1033–1049.
- Soil Survey Staff. (1992). Procedures for collecting soil samples and methods of analysis for soil survey. Soil Survey Invest. Rep. I. U.S. Gov. Print. Office, Washington D.C.
- Straka, E., Ellinger, I., Balthasar, C., Scheinast, M., Schatz, J., Szattler, T., Bleichert, S., Saleh, L., Knöfler, M., Zeisler, H., Hengstschläger, M., Rosner, M., Salzer, H. & Gundacker, C. (2016). Mercury toxicokinetics of the healthy human term placenta involve amino acid transporters and ABC transporters. *Toxicology*, 340, 34–42.
- Su, Y., Lu, J., Liu, J., Li, F., Wang, N., Lei, H., & Shen, X. (2024). Optimization of a QuEChERS–LC–MS/MS method for 51 pesticide residues followed by determination of the residue levels and dietary intake risk assessment in foodstuffs. *Food Chemistry*, 434, 137467.
- Sua' rez, S., Carballa, M., Omil, F., Lema, J.M. (2008). How are pharmaceutical and personal care products (PPCPs) removed from urban wastewaters? *Reviews in Environmental Science and Bio/Technology*, 7,125–138.
- Sultana, M., Mondol, M. N., Mahir, A. A., Sultana, R., Elahi, S. F., Afrose, N., & Chamon, A. S. (2019). Heavy metal concentration and health risk assessment in commonly sold vegetables in Dhaka city market. *Bangladesh Journal of Scientific and Industrial Research*, 54(4), 357-366.
- Szpyrka, E., Kurdziel, A., Matyaszek, A., Podbielska, M., Rupar, J., & Słowik-Borowiec, M. (2015). Evaluation of pesticide residues in fruits and vegetables from the region of south-eastern Poland. *Food Control*, 48, 137-142.

- Swartjes, F. A. (Ed.). (2011). *Dealing with contaminated sites: from theory towards practical application*. Springer Science & Business Media.
- Talib, A., & Randhir, T. O. (2017). Managing emerging contaminants in watersheds: need for comprehensive, systems-based strategies. *Sustainability of Water Quality and Ecology*, 9, 1-8.
- Tao, S., Xu, F. L., Wang, X. J., Liu, W. X., Gong, Z. M., Fang, J. Y., ... & Luo, Y. M. (2005). Organochlorine pesticides in agricultural soil and vegetables from Tianjin, China. *Environmental Science & Technology*, 39(8), 2494-2499.
- Tchounwou, P.B., Wilson, B., Ishaque, A. (1999). Important considerations in the development of public health advisories for arsenic and arsenic-containing compounds in drinking water. *Reviews on Environmental Health*, 14(4), 211-229.
- Ternes, T. A., Hirsch, R., Mueller, J., & Haberer, K. (1998). Methods for the determination of neutral drugs as well as betablockers and β 2-sympathomimetics in aqueous matrices using GC/MS and LC/MS/MS. *Fresenius' Journal of Analytical Chemistry*, 362(3), 329-340.
- Thakur, S., Singh, L., Wahid, Z. A., Siddiqui, M. F., Atnaw, S. M., & Din, M. F. M. (2016). Plant-driven removal of heavy metals from soil: uptake, translocation, tolerance mechanism, challenges, and future perspectives. *Environmental Monitoring and Assessment*, 188, 1-11.
- Thornton, I., & Farago, M. (1997). The geochemistry of arsenic. In *Arsenic: exposure and health effects* (pp. 1-16). Dordrecht: Springer Netherlands.
- Tiwari, K. K., Singh, N. K., Patel, M. P., Tiwari, M. R., & Rai, U. N. (2011). Metal contamination of soil and translocation in vegetables growing under industrial wastewater irrigated agricultural field of Vadodara, Gujarat, India. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 74(6), 1670-1677.
- Tomer, V., Sangha, J. K., & Ramya, H. G. (2015). Pesticide: An appraisal on human health implications. *Proceedings of the National Academy of Sciences, India Section B: Biological Sciences*, 85, 451-463.

- Trapp, S. (2004). Plant uptake and transport models for neutral and ionic chemicals. *Environmental Science and Pollution Research*, 11, 33-39.
- Trapp, S., & Legind, C. N. (2011). Uptake of organic contaminants from soil into vegetables and fruits. *Dealing with contaminated sites: From theory towards practical application*, 369-408.
- Turkish Statistical Institute. (2010). Turkey's Statistical Yearbook, Ankara, Turkey.
- Ulgen, N. and N. Yurtsever. (1995). Turkey Fertilizer and Fertilization Guide, General Directorate of Rural Services, Directorate of Soil and Fertilizer Research Institute Publications, General Publication No: 209.
- Ülger, T. G., Songurn, S., Grak, O., & Cakiroglu, F. P. (2018). Role of vegetables in human nutrition and disease. *London, UK: Intech Open*, 7-32.
- UNICEF & Pure Earth. (2020). The Toxic Truth: Children's Exposure to Lead Pollution Undermines a Generation of Future Potential., p. 96. New York, United Nations Children's Fund (UNICEF).
- UN-Water. (2016). Annual Report. UN-Water Technical Advisory Unit 7 bis Avenue de la Paix Case postale 2300 unwater@un.org | www.unwater.org CH-1211 Genève 2 – Switzerland.
- Usepa, I. R. I. S. (2011). Integrated risk information system. *Environmental Protection Agency Region I: Washington, DC, USA, 20460*.
- USEPA. (2002). Region 9, preliminary remediation goals. <http://www.epa.gov/region09/waste/sfund/prg>.
- USEPA (United States Environmental Protection Agency) (1984). A groundwater protection strategy for the Environmental Protection Agency. EPA Number: 440684002.
- Valcke, M., Bourgault, M. H., Rochette, L., Normandin, L., Samuel, O., Belleville, D., ... & Phaneuf, D. (2017). Human health risk assessment on the consumption of fruits and vegetables containing residual pesticides: A cancer and non-cancer risk/benefit perspective. *Environment international*, 108, 63-74.

- Venuti, A., Alfonsi, L., & Cavallo, A. (2016). Anthropogenic pollutants on top soils along a section of the Salaria state road, central Italy. *Annals of Geophysics*, 59(5), G0544-G0544.
- Viehweger, K. (2014). How plants cope with heavy metals. *Botanical Studies*, 55, 1-12.
- Vikram, A., Johri, T. and Tandon, P.K. (2011). Effect of chromium (IV) on growth and metabolism of *Spinacia oleracea* (Spinach) plants. *Research in Environment and Life Sciences*, 4(3), 119-124.
- Virkutyte, J., & Varma, R. (2010). Treatment of micropollutants in water and wastewater. IWA Publishing.
- Vodyanitskii, Y. N. (2013). Contamination of soils with heavy metals and metalloids and its ecological hazard (analytic review). *Eurasian Soil Science*, 46, 793-801.
- Vodyanitskii, Y. N. (2013). Contamination of soils with heavy metals and metalloids and its ecological hazard (analytic review). *Eurasian Soil Science*, 46, 793-801.
- Voutsas, D., & Samara, C. (1998). Dietary intake of trace elements and polycyclic aromatic hydrocarbons via vegetables grown in an industrial Greek area. *Science of the Total Environment*, 218(2-3), 203-216.
- Wagner, G. J. (1993). Accumulation of cadmium in crop plants and its consequences to human health. *Advances in Agronomy*, 51, 173-212.
- Walker, C. H., Hopkin, S. P., Silby, R. M. & Peakall, D. B. (2006). Principles of ecotoxicology. New York, USA: CRC Press.
- Wanda, E. M., Nyoni, H., Mamba, B. B., & Msagati, T. A. (2017). Occurrence of emerging micropollutants in water systems in Gauteng, Mpumalanga, and North West Provinces, South Africa. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 14(1), 79.

- Wang, J., & Chen, C. (2009). Biosorbents for heavy metals removal and their future. *Biotechnology Advances*, 27(2), 195-226.
- Wang, H. S., Sthiannopkao, S., Du, J., Chen, Z. J., Kim, K. W., Yasin, M. S.M., Hashim, J. H., Wong, K. C., & Wong, M. H. (2011). Daily intake and human risk assessment of organochlorine pesticides (OCPs) based on Cambodian market basket data. *Journal of Hazardous Materials*, 192, 1441–1449.
- Wang, Y., Qiao, M., Liu, Y., & Zhu, Y. (2012). Health risk assessment of heavy metals in soils and vegetables from wastewater irrigated area, Beijing-Tianjin city cluster, China. *Journal of Environmental Sciences*, 24(4), 690-698.
- Wang, Y., Roddick, F. A., & Fan, L. (2017). Direct and indirect photolysis of seven micropollutants in secondary effluent from a wastewater lagoon. *Chemosphere*, 185, 297-308.
- Water, U. N. (2016). Food Security. *Three Pillars of Food Security*. [online].
- Waqas, M., Khan, S., Chao, C., Shamshad, I., Qamar, Z., & Khan, K. (2014). Quantification of PAHs and health risk via ingestion of vegetable in Khyber Pakhtunkhwa Province, Pakistan. *Science of the Total Environment*, 497, 448-458.
- Wegglar, K., McLaughlin, M. J., & Graham, R. D. (2004). Effect of chloride in soil solution on the plant availability of biosolid-borne cadmium. *Journal of Environmental Quality*, 33(2), 496-504.
- Wennrich, L., Popp, P., & Zeibig, M. (2002). Polycyclic aromatic hydrocarbon burden in fruit and vegetable species cultivated in allotments in an industrial area. *International Journal of Environmental & Analytical Chemistry*, 82(10), 667-690.
- White, P. J. (2012). *Heavy Metal Toxicity in Plants* 210–237.
- WHO. (1993). *The WHO recommended classification of pesticides by hazard and guidelines to classifications 1992-1993*. Ginebra, World Health Organization.

- WHO. (1996). Permissible limits of heavy metals in soil and plants. Geneva, Switzerland.
- WHO. (2008). Principles and Methods for the Risk Assessment of Chemicals in Food Chapter 6: Dietary Exposure Assessment of Chemicals in Food 1–61.
- WHO. (2011). Evaluations of the Joint FAO/WHO Expert Committee on Food Additives - Lead. In: *JECFA* [online]. [Cited 27 March 2020].
- WHO. (2013). Contaminated sites and health. Copenhagen, Denmark. (also available at http://www.euro.who.int/_data/assets/pdf_file/0003/186240/e96843e.pdf).
- WHO. (2017a). Mercury and health. In: *World Health Organization* [online]. [Cited 22 September 2020].
- WHO. (2017b). Recycling used lead-acid batteries: health considerations., p. 56. Geneva, Switzerland.
- WHO. (2019). International Programme on Chemical Safety, IPCS Inchem home, WHO food additives series 24,658 Arsenic.
- WHO & FAO. (2018). Codex Alimentarius: understanding Codex.5th edition edition. Rome, Italy, World Health Organization and Food and Agriculture Organization of the United Nations. 52 pp.
- Widowati, H. (2012). The influence of cadmium heavy metal on vitamins in aquatic vegetables. *Makara Journal of Science*, 16(1), 6.
- Williamson Jr, R. L., Burton, D. T., Clarke, J. H., & Fleming, L. E. (1993). Gathering danger: the urgent need to regulate toxic substances that can bioaccumulate. *Ecology LQ*, 20, 605.
- Wojciechowska, M., Stepnowski, P., & Gołębiowski, M. (2016). The use of insecticides to control insect pests. *Invertebrate Survival Journal*, 13(1), 210-220.
- World Health Organization. (2017). *Chemical mixtures in source water and drinking-water*. World Health Organization.

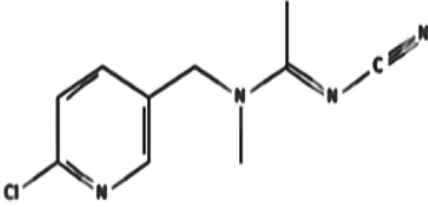
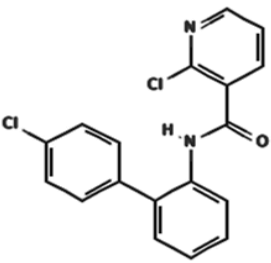
- Wu, G., Kang, H., Zhang, X., Shao, H., Chu, L., & Ruan, C. (2010). A critical review on the bio-removal of hazardous heavy metals from contaminated soils: issues, progress, eco-environmental concerns and opportunities. *Journal of Hazardous Materials*, 174(1-3), 1-8.
- Wu, J., Lin, S., Huang, J., Tang, S., Zhou, J., Chen, H., ... & Zhang, Z. (2024). Dissipation and residue of tebuconazole in banana (*Musa nana* L.) and dietary intake risk assessment for various populations. *International Journal of Environmental Analytical Chemistry*, 104(6), 1223-1233.
- Wu, X., Conkle, J. L., Ernst, F., & Gan, J. (2014). Treated wastewater irrigation: uptake of pharmaceutical and personal care products by common vegetables under field conditions. *Environmental science & technology*, 48(19), 11286-11293.
- Wu, Z., McGrouther, K., Huang, J., Wu, P., Wu, W., & Wang, H. (2014). Decomposition and the contribution of glomalin-related soil protein (GRSP) in heavy metal sequestration: field experiment. *Soil Biology and Biochemistry*, 68, 283-290.
- Xia, Z., Duan, X., Qiu, W., Liu, D., Wang, B., Tao, S., ... & Hu, X. (2010). Health risk assessment on dietary exposure to polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in Taiyuan, China. *Science of the Total Environment*, 408(22), 5331-5337.
- Yang, H., Huang, X., Thompson, J. R., & Flower, R. J. (2014). Soil pollution: urban brownfields. *Science*, 344(6185), 691-692.
- Yang, Q., Li, Z., Lu, X., Duan, Q., Huang, L., & Bi, J. (2018). A review of soil heavy metal pollution from industrial and agricultural regions in China: Pollution and risk assessment. *Science of the Total Environment*, 642, 690-700.
- Yedjou, C. G., & Tchounwou, P. B. (2007). In-vitro cytotoxic and genotoxic effects of arsenic trioxide on human leukemia (HL-60) cells using the MTT and alkaline single cell gel electrophoresis (Comet) assays. *Molecular and Cellular Biochemistry*, 301, 123-130.

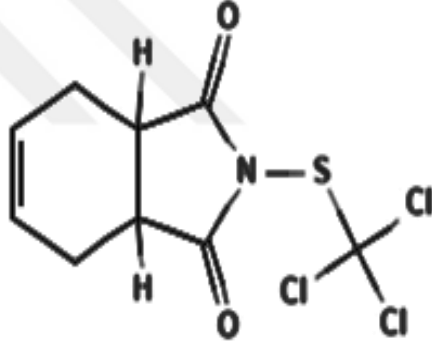
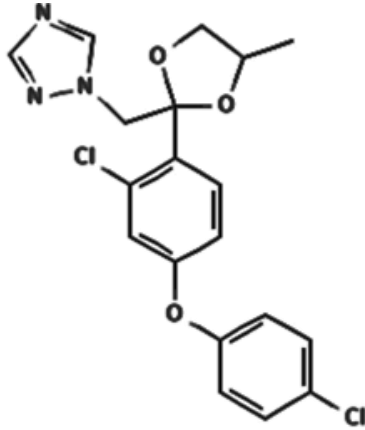
- Yorifuji, T., Kato, T., Kado, Y., Tokinobu, A., Yamakawa, M., Tsuda, T. & Sanada, S. (2015). Intrauterine Exposure to Methylmercury and Neurocognitive Functions: Minamata Disease. *Archives of Environmental & Occupational Health*, 70(5), 297–302.
- Yu, R., Liu, Q., Liu, J., Wang, Q., & Wang, Y. (2016). Concentrations of organophosphorus pesticides in fresh vegetables and related human health risk assessment in Changchun, Northeast China. *Food Control*, 60, 353-360.
- Zaganas, I., Kapetanaki, S., Mastorodemos, V., Kanavouras, K., Colosio, C., Wilks, M. F., & Tsatsakis, A. M. (2013). Linking pesticide exposure and dementia: what is the evidence? *Toxicology*, 307, 3-11.
- Zambelli, B., Uversky, V. N., & Ciurli, S. (2016). Nickel impact on human health: An intrinsic disorder perspective. *Biochimica et Biophysica Acta (BBA)-Proteins and Proteomics*, 1864(12), 1714-1731.
- Zeng, X., Li, L., Mei, X. (2008). Heavy Metal Content in Chinese Vegetable Plantation Land Soils and Related Source Analysis. *Agricultural Sciences in China*, 7(9), 1115–1126.
- Zeng, S., Ma, J., Ren, Y., Liu, G. J., Zhang, Q., & Chen, F. (2019). Assessing the spatial distribution of soil PAHs and their relationship with anthropogenic activities at a national scale. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 16(24), 4928.
- Zepp, R. G., & Cline, D. M. (1977). Rates of direct photolysis in aquatic environment. *Environmental Science & Technology*, 11(4), 359-366.
- Zhang, H., Wang, Z., Zhang, Y., Ding, M., & Li, L. (2015b). Identification of traffic-related metals and the effects of different environments on their enrichment in roadside soils along the Qinghai–Tibet highway. *Science of the Total Environment*, 521, 160-172.
- Zhang, X., Zhong, T., Liu, L., & Ouyang, X. (2015a). Impact of soil heavy metal pollution on food safety in China. *Plos One*, 10(8), e0135182.

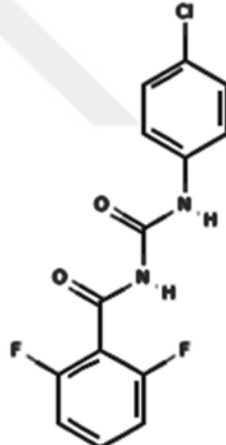
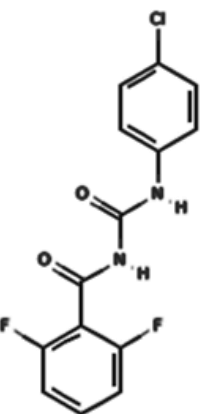
- Zheng, S., Chen, B., Qiu, X., Chen, M., Ma, Z., & Yu, X. (2016). Distribution and risk assessment of 82 pesticides in Jiulong River and estuary in South China. *Chemosphere*, 144, 1177-1192.
- Zheng, S., Wang, Q., Yuan, Y., & Sun, W. (2020). Human health risk assessment of heavy metals in soil and food crops in the Pearl River Delta urban agglomeration of China. *Food Chemistry*, 316, 126213.
- Zhou, H., Yang, W. T., Zhou, X., Liu, L., Gu, J. F., Wang, W. L., ... & Liao, B. H. (2016). Accumulation of heavy metals in vegetable species planted in contaminated soils and the health risk assessment. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 13(3), 289.
- Zhou, J., Ma, D., Pan, J., Nie, W., & Wu, K. (2008). Application of multivariate statistical approach to identify heavy metal sources in sediment and waters: a case study in Yangzhong, China. *Environmental Geology*, 54, 373-380.
- Zor, M., Kocaoba, S. (2023). Determination of metal contents in some green leafy vegetables in Marmara region of Turkey. *SN Applied Sciences*, 5(6), 154.

EKLER

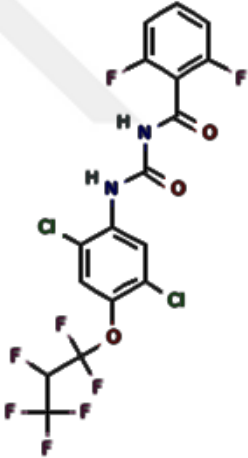
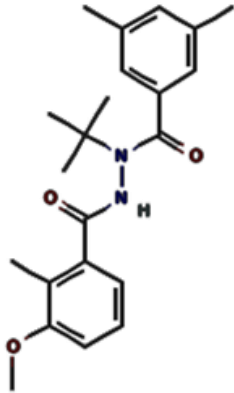
Tablo A.1 Su, toprak ve yeşil yapraklı sebzelerde birden fazla istasyonda belirlenen pestisitlerin toksikolojik değerleri ve bazı fiziko-kimyasal özellikleri (Kaynak 1 ve 2)

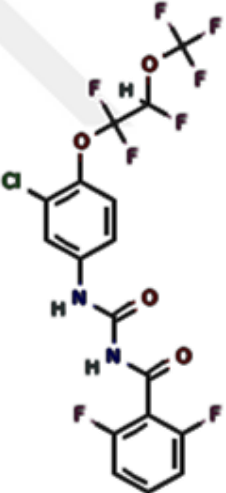
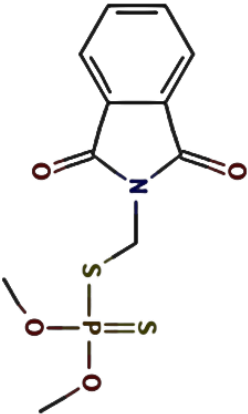
Pestisit	Kimyasal Grubu	Fizikokimyasal özellikleri	Toksikolojik özellikleri	IUPAC adı/Kimyasal yapısı	Etki modu	ARfD	Pestisit hakkında kısa bilgi
Acetamiprid	Neonicotinoid	MA: 222.67 SÇ: 2950 Log P: 0.8 BCF:3 D:200 Vp: 1.0 x 10 ⁻³	WHO sınıfı: II Karsinojen: X Genotoksik:A0; B0;C0;D0;E3 Endokrin bozucu:Veri bulunamadı	(E)-N1-[(6-chloro-3-pyridyl)methyl]-N2-cyano-N1-methylacetamide 	Hem kontakt hem de mide etkisine sahip translaminar aktiviteye sahip sistemik. Nikotinik asetilkolin reseptörü (nAChR) kanal blokeri.	0.025	Acetamiprid, emici ve çiğneyici zararlıları kontrol etmek için kullanılan bir böcek ilacıdır. Suda oldukça çözünür ve uçucudur. Toprak sistemlerinde kalıcı değildir. Ancak belirli koşullar altında sucul sistemlerde çok kalıcı olabilir. Orta düzeyde memeli toksisitesine ve yüksek bir biyolojik birikim potansiyeline sahiptir. Asetamiprid bilinen bir tahriş edicidir. Kuşlar ve solucanlar için oldukça toksiktir. Çoğu sucul organizma için ise orta düzeyde toksiktir.
Boscalid	Carboximide	MA: 343.21 SÇ: 4,6 Log P: 2,96 BCF:107 D: 300 Vp: 7,2 x 10 ⁻⁴	WHO sınıfı: U Karsinojen: X Genotoksik: A3; B0; C0; D0; E3 Endokrin bozucu:X	2-chloro-N-[2-(4-chlorophenyl)phenyl]pyridine-3-carboxamide 	Sistemik. Koruyucu, spor çimlenmesini engeller. Süksinat de hidrogenaz inhibitörü.	-	Boscalid geniş spektrumlu bir karboksimid fungisittir. Suda düşük çözünürlüğe sahiptir ve uçucu değildir. Yerel koşullara bağlı olarak hem toprakta hem de su sistemlerinde çok kalıcı olabilir. Yeraltı suyuna sızma riski vardır. Çoğu fauna ve flora için orta derecede toksiktir. Ancak bal arıları için risk düşüktür. Boscalid düşük oral memeli toksisitesine sahiptir.

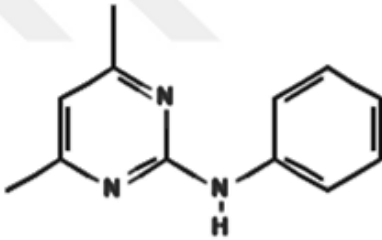
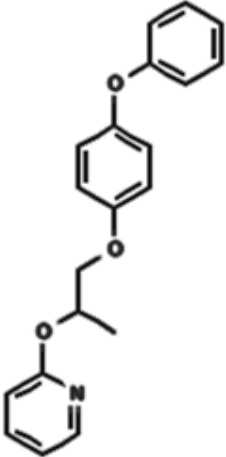
Captan	Phthalimide	MA: 300.61 SÇ: 5,2 Log P: 2,5 BCF: 140 D: 173 Vp: 71,2 x 10 ⁻³	WHO sınıfı: U Karsinojen: ? Genotoksik: A2; B1; C2; D0; E2 Endokrin bozucu: ?	2-(trichloromethylsulfanyl)-3a,4,7,7a-tetrahydroisindole-1,3-dione 	Sistemik değil Multi-site aktiviteli	0,3	Captan, meyve ve diğer mahsullerde kullanılan bir dikarboksimit fungusittir. Düşük sulu çözünürlüğe sahiptir ve uçucu değildir. Kimyasal özellikleri göz önüne alındığında genellikle yeraltı suyuna sızması beklenmez. Genellikle toprak veya su sistemlerinde kalıcı değildir. Düşük memeli toksisitesine sahiptir. Ancak göz ve cilt tahriş edici olduğu düşünülmektedir. Çoğu sucul ve karasal tür için düşük ila orta düzeyde ekotoksisiteye sahiptir.
Difenoconazole	Conazole	MA: 406,26 SÇ: 15,0 Log P: 4,36 BCF: 330 D: 337 Vp: 3,3 x 10 ⁻⁵	WHO sınıfı: II Karsinojen: ? Genotoksik: A2; B3; C3; D0; E0 Endokrin bozucu: X	1-[[2-[2-chloro-4- (4-chlorophenoxy)phenyl] -4-methyl-1,3-dioxolan -2 -yl]methyl]-1,2,4-triazole 	Sistemik. Membran fonksiyonunu bozar - ergosterol sentezi sırasında demetilasyonun inhibisyonu.	0,16	Difenoconazole, birçok meyve, sebze, tahıl ve diğer tarla ürünlerinde hastalık kontrolü için kullanılan bir fungusittir. Potansiyel olarak hareketli bir molekül olmasına rağmen düşük sulu çözünürlüğü nedeniyle sızması olası değildir. Ancak partikül bağlı taşıma potansiyeli vardır. Hafif uçucu, toprakta ve su ortamında kalıcıdır. Biyoakümülyasyon potansiyeli konusunda bazı endişeler vardır. İnsanlar, memeliler, kuşlar ve çoğu su organizması için orta derecede toksiktir.

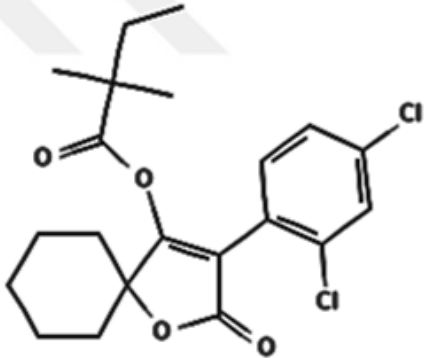
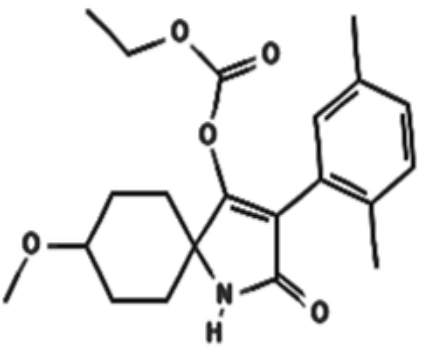
Diflubenzuron	Benzoylurea	MA: 310,68 SÇ: 0,08 Log P: 3,89 BCF: 320 D: - Vp: 0.00012	WHO sınıfı: III Karsinojen: X Genotoksik: A3; B3; C3; D0; E3 Endokrin bozucu: Evet	N-[(4-chlorophenyl)carbamoyl]-2,6- difluorobenzamide		Sistemik değil. Seçici, temas ve mide etkili, kitin sentezini inhibe ederek etki eder. CHS1'i etkileyen kitin biyosentezinin inhibitörüdür.	0,1	Diflubenzuron, üre türevi bir insektisittir. Düşük sulu çözünürlüğe sahip ve uçucudur. Kimyasal özelliklerine dayanarak, yeryüzü suyu sızması beklenmez. Topraklarda kalıcı değildir. Ancak bazı durumlarda suda kalabilir. Düşük memeli toksisitesine sahiptir. Balıklar, bal arıları ve solucanlar için orta derecede toksiktir. Fakat suda yaşayan omurgasızlar için daha toksiktir. Diflubenzuron, kuşlar ve algler için nispeten toksik değildir.
Dodine	Guanidine	MA: 310,68 SÇ: 930 Log P: 1.25 BCF:16 D: 200.5 Vp: 1.78 x 10 ⁻¹	WHO sınıfı: III Karsinojen: X Genotoksik: A3; B0; C3; D0; E3 Endokrin bozucu: Veri bulunamadı	1-dodecylguanidinium acetate		Sistemik. Koruyucu ve yok edici etkiye sahip. Hücre zarı bozulması.	0,1	Dodine, bir guanidin fungusittir. Suda oldukça çözünür ancak çoğu organik çözücüde çözünür değildir. Toprakta kalıcı olma eğiliminde değildir ve hareketsizdir. Fiziko-kimyasal parametrelerine dayanarak, dodinin yeryüzü suyu sızması beklenmez. Memeliler, kuşlar ve balıklar için orta düzeyde toksikite gösterir. Fakat suda yaşayan omurgasızlar ve algler için oldukça toksiktir. Arılar için daha az toksiktir. İnsanlar için toksikitesi hakkında sınırlı veri mevcuttur, oral yoldan orta düzeyde toksik olduğu düşünülmektedir.

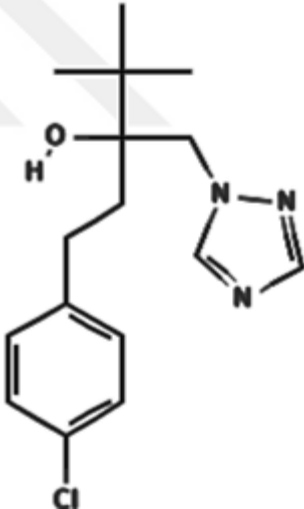
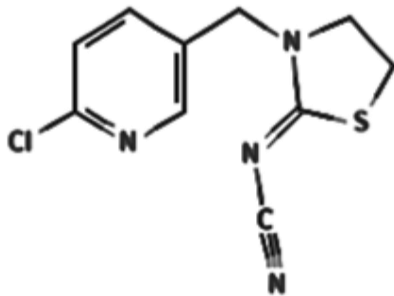
Flubendiamide	Organofluoride	MA: 682.39 SÇ: 0.029 Log P: 4.14 BCF:73 D: 255 Vp: 0.1	WHO sınıfı: III Karsinogen: X Genotoksik: A3; B0; C3; D0; E3 Endokrin bozucu: Evet	<chem>CC1(C)S(=O)(=O)N1C(=O)c2ccccc2C(=O)Nc3ccc(cc3C(F)(F)F)C(F)(F)F</chem>	Sistemik. Oral yoldan alınan bir toksik madde olarak Ca^{2+} dengesini hedef olarak ve bozarak larvisit etki gösterir. Ryanodin reseptör modülatörü.	0,1 Flubendiamid bir organoflorin insektisittir. Bir ryanodin reseptör modülatörü olarak rol oynar. İşlevsel olarak bir flalamid ile ilişkilidir. Böcek öldürücü etki modunu, böceklerin endoplazmik retikulumunda ryanodin reseptörlerini aktive ederek uygular. ilk olarak 2007 yılında çok çeşitli ürünlerde lepidoptera kontrolü için piyasaya sürülmüştür.
Lambda Cyhalothrin	Pyrethroid	MA: 449.85 SÇ: 0.004 Log P: 6.8 BCF: 4982 D: 275 Vp: 6.31 x10 ⁶	WHO sınıfı: II Karsinogen: Veri bulunamadı Genotoksik: A0; B0; C0; D0; E0 Endokrin bozucu: Evet	<chem>CC1(C)C(=O)O[C@H]1C(=O)C2=CC(=CC=C2)OC3=CC=CC=C3</chem>	Sistemik olmayan, temas ve mide etkili. Bazı kovucu özellikler. Sodyum kanal modülatörü.	0,005 Cyhalothrin bir piretrin böcek ilacı ve akarısittir. Düşük bir sulu çözünürlüğe sahiptir ve uçucu değildir. Yerel koşullara bağlı olarak çevresel olarak kalıcı olabilir. Cyhalothrin'in yeraltı suyuna sızma riski düşüktür. Balıklar ve bal arıları için oldukça toksiktir. Cyhalothrin orta düzeyde memeli oral toksisitesine, endokrin bozucuya ve tahriş ediciye sahiptir.

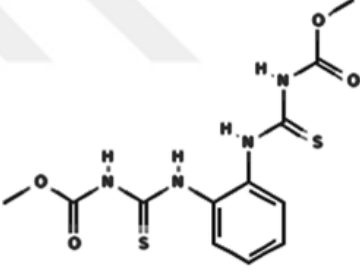
Lufenuron	Benzoylurea	MA: 511.16 SC: 0.046 Log P: 5.12 BCF: 5300 D: 242 Vp: $3,41 \times 10^{-3}$	WHO sınıfı: III Karsinojen: X Genotoksik: A3; B3; C3; D0; E0 Endokrin bozucu: X	N-[[2,5-dichloro-4-(1,1,2,3,3,3-hexafluoropropoxy) phenyl]carbamoyl]-2,6-difluorobenzamide		Sistemik, seçici, mide etkili. CHS1'i etkileyen kitin biyosentezinin inhibitörü.	Lufenuron bir benzoilüre insektisit, bir diklorobenzen, bir N-asilüre, bir aromatik eter ve bir organoflor bileşigidir. Bu pestisit veterinerlikte pire kontrolü için kullanılır.
Methoxyfenozide	Diacylhydrazine	MA: 368.47 SC: 3.3 Log P: 3.72 BCF: 11 D: 262.9 Vp: 1.33×10^{-2}	WHO sınıfı: * Karsinojen: X Genotoksik: A3; B0; C0; D0; E3 Endokrin bozucu: ?	N'-tert-butyl-N'-(3,5-dimethylbenzoyl)-3-methoxy-2-methylbenzohydrazide		Sistemik değil. 20- hidroksiekdizo n hormonunun agonisti olan bir tüy dökme hızlandırıcısı. Ekdizon reseptör agonisti.	Metoksifenozid geniş spektrum böcek ilacıdır. Düşük çözünürlüğe ve düşük uçuc sahiptir. Kimyasal özellik dayanarak yeraltı suyuna sızma yüksektir ve bazı koşullar a toprak sistemlerinde kalıcı ol Memeliler için düşük oral toks sahiptir ve insan sağlığı için öner risk sorunu tespit edilmemiştir. I ve bal arıları için düşük toks sahiptir ancak sucul türle solucanlar için nispeten daha tok

Novaluron	Benzyolurea	MA: 492.70 SÇ: 0.003 Log P: 4.3 BCF:2091 D: - Vp: 1.60×10^{-2}	WHO sınıfı: U Karsinojen: X Genotoksik: A3; B0; C0; D0;E0 Endokrin bozucu: Veri bulunamadı	N-[[3-chloro-4-[1,1,2-trifluoro-2-(trifluoromethoxy)ethoxy]phenyl] carbamoyl]-2,6-difluorobenzamide		Sistemik değil. CHS1'i etkileyen kitin biyosentezinin inhibitörü	-	Novaluron, Lepidoptera, Coleoptera ve Diptera gibi çeşitli zararlıları kontrol etmek için kullanılan yeni böcek büyüme düzenleyicileri sınıfına ait, pestisit özellikleri olan bir kimyasaldır. Mide etkisi ve bir miktar temas aktivitesi olan bir kitin sentez inhibitörüdür. Novaluronun çevre ve hedef dışı organizmalar için düşük risk oluşturduğunu ve organofosfor, karbamat ve piretrin böcek ilaçlarına olan bağımlılığı azaltması gereken entegre zararlı yönetimi için önemli bir seçenek olduğu bildirilmiştir.
Phosmet	Organophosphate	MA: 317.33 SÇ: 15.2 Log P: 2.8 BCF:79 D: 208.5 Vp: 0.065	WHO sınıfı: II Karsinojen: X Genotoksik: A3; B3; C2; D0; E2 Endokrin bozucu:X	2- dimethoxy phosphinothioyl sulfanylmethyl) isoindole -1,3-dione		Sistemik olmayan, ağırlıklı olarak temas etkili. Asetilkolinesteraz (AChE) inhibitörü.	0.001	Phosmet, rahatsız edici bir kokuya sahip, kırık beyaz kristal bir katıdır. Böcek ilacı ve akarisit olarak kullanılır. İşlevsel olarak bir N-(hidroksimetil)ftalimid ile ilişkilidir. Spesifik olmayan bir böcek ilacıdır. Esas olarak elma ağaçlarında elma kurdu güvelerini kontrol etmek için kullanılır. Ayrıca yaprak bitlerini, sürgünleri, akarları ve meyve sineklerini kontrol etmek için diğer meyve mahsullerinde, süs bitkilerinde ve asmalarda kullanılır.

Pyrimethanil	Aminopyrimidines	MA: 199.28 SC: 110 Log P: 2.84 BCF:31 D: 189.9 Vp: 1.1	WHO sınıfı: III Karsinojen: ? Genotoksik: A3; B3; C3; D0; E3 Endokrin bozucu: ?	4,6-dimethyl-N-phenylpyrimidin-2-amine		Metiyonin protein sentezini inhibe eder.	Pirimetanil, 4 ve 6 pozisyonlarında iki ek metil ikamesi taşıyan N-fenilpirimidin-2-amin olan aminopirimidin sınıfının bir üyesidir. Meyve, sebze ve süs bitkilerinde gri küfü ve ayrıca elmalı meyvelerde yaprak uyuzunu kontrol etmek için kullanılan bir mantar ilacıdır. Ayrıca üzümlerde, şıradada, fermente şıradada ve şarapta şarap yapım süreci boyunca Botrytis cinerea'yı kontrol etmek için yaygın olarak kullanılır. Bir aril hidrokarbon reseptör agonisti, bir çevre kirleticisi, bir ksenobiyotik ve bir antifungal tarım kimyasalı olarak rol oynar.
Pyriproxyfen	Pyridines	MA: 321.37 SC: 0.37 Log P: 5.37 BCF:1620 D: 318 Vp:1.33 x10 ⁻²	WHO sınıfı:U Karsinojen: X Genotoksik: A3; B3; C3; D0; E0 Endokrin bozucu: ?	2-[1-(4-phenoxyphenoxy)propan-2-yloxy]pyridine		Sistemik. Gençlik hormonu taklidi. Böcek olgunlaşma sürecini engeller	Piriproksifen, gençlik hormonu taklidi olarak rol oynar. Aromatik bir eterdir ve piridinlerin bir üyesidir. İşlevsel olarak 4-fenoksifenol ile ilişkilidir. Piriproksifen, çeşitli eklembacaklılar üzerinde etkili olduğu bulunan piridin bazlı bir pestisitir. Pamuk mahsullerini beyaz sineğe karşı korumak için 1996'da ABD'ye getirilmiştir. Diğer mahsulleri korumak için de yararlı olduğu bulunmuştur. Ayrıca evcil hayvanlardaki pirelere karşı bir önlem olarak kullanılır.

Spirodiclofen	Organochlorine	MA: 411.32 SÇ: 0.05 Log P: 5.1 BCF:491 D: - Vp:3.0 x10 ⁻⁴	WHO sınıfı:III Karsinogen: Evet Genotoksik: A2; B0; C3; D0; E3 Endokrin bozucu: Veri bulunamadı	[3-(2,4-dichlorophenyl)-2-oxo-1-oxaspiro[4.5]dec-3-en-4-yl] 2,2-dimethylbutanoate 	Seçici, sistemik olmayan, akar gelişimini bozar. Asetil CoA karboksilaz inhibitörü (ACCase) - yağ asidi biyosentezini ve lipid oluşumunu bozar.	Spirodiclofen bir organoklorin akarisit, bir diklorobenzen, bir oksaspiro bileşiği ve bir gama-laktondur. İşlevsel olarak bir 1,3-diklorobenzen ile ilişkilidir. Meyve ve yemişlerdeki çeşitli emici böceklerle karşı etkilidir ve yaprağa uygulanır.
Spirotetramat	Ketoenols	MA: 373.48 SÇ: 29.9 Log P: 2.51 BCF:- D: 235 Vp:5,6x10 ⁻⁶	WHO sınıfı:III Karsinogen: X Genotoksik: A3; B3; C3; D0; E3 Endokrin bozucu: X	[3-(2,5-dimethylphenyl)-8-methoxy-2-oxo-1-azaspiro[4.5]dec-3-en-4-yl] ethyl carbonate 	Mide etkili, geniş spektrumlu, uzun etkili, hızla taşınan bir insektisittir. Asetil CoA karboksilaz inhibitörü (ACCase) - yağ asidi biyosentezini ve lipid oluşumunu bozar.	Spirotetramat bir proinsektisittir (etil karbonat grubunun hidrolizi ile karşılık gelen 4-hidroksipirrol-2-on, "spirotetramat-enol" elde edilir) ve meyve ve patates mahsullerinde çok çeşitli emici böceklerin kontrolü için kullanılır. Bir proinsektisit, bir EC 6.4.1.2 (asetil-CoA karboksilaz) inhibitörü ve bir tarım kimyasalı olarak rol oynar. Benzenlerin bir üyesi, bir azaspiro bileşiği, bir karbonat ester, bir gama-laktam ve bir pirol üyesidir.

Tebuconazole	Triazole	MA: 307.82 SÇ: 36 Log P: 3.7 BCF:78 D: 350 Vp:1,3x10 ⁻³	WHO sınıfı:II Karsinojen: ? Genotoksik: A3; B3; C3; D0; E0 Endokrin bozucu: Evet	1-(4-chlorophenyl)-4,4-dimethyl-3-(1,2,4-triazol-1-ylmethyl)pentan-3-ol		Sistemik. Koruyucu, tedavi edici ve yok edici etkiye sahiptir. Membran fonksiyonunu bozar. Sterol biyosentez inhibitörü.	0.03	Bir triazol fungusidi olan tebukonazol, fungal ergosterol biyosentezinin güçlü bir inhibitörü olarak işlev görür. Etki mekanizması, lanosterolün fungal hücre zarlarının kritik bir bileşeni olan ergosterole dönüştürülmesi için gerekli olan CYP51 olarak da bilinen lanosterol 14 α -demetilaz enziminin aktivitesini bloke etmeyi içerir. Tebukonazol, bu enzimi inhibe ederek ergosterol sentezini bozar, toksik sterol ara maddelerinin birikmesine ve fungal hücre zarı bütünlüğünün ve işlevinin bozulmasına yol açar.
Thiacloprid	Neonicotinoid	MA: 252.72 SÇ: 184 Log P: 1,26 BCF:3 D: 250 Vp:3,0x10 ⁻⁷	WHO sınıfı:II Karsinojen: ? Genotoksik: A3; B0; C0; D0; E3 Endokrin bozucu: Evet	[3-[(6-chloropyridin-3-yl)methyl]-1,3-thiazolidin-2-ylidene]cyanamide		Temas ve mide etkili, bazı sistemik özelliklere sahip. Nikotinik asetilkolin reseptör (nAChR) kanal blokeri.	0.02	Thiacloprid, hidrojenlerin halka azotunda bir (6-kloropiridin-3-il)metil grubu ile yer değiştirdiği bir siyanamid olan bir nitrildir. Bir ksenobiyotik, bir çevre kirleticisi ve bir neonicotinoid böcek ilacı olarak rol oynar. Tiazolidinlerin, bir nitrilin ve bir monokloropiridin bir üyesidir. İşlevsel olarak bir 2-kloropiridin ve bir siyanamid ile ilişkilidir

Thiophanate Methyl	Carbamate	MA: 342.39 SÇ: 18.5 Log P: 1,40 BCF:75 D: 165 Vp:9,0x10 ⁻³	WHO sınıfı: U Karsinojen: ? Genotoksik: A1; B0; C0; D0; E1 Endokrin bozucu: X	methyl N-[[2-(methoxycarbonylcarbamothioylamino)phenyl]carbamothioyl]carbamate		Mitoz ve hücre bölünmesinin inhibisyonu	0.02	Thiophanate methyl, ekinlerdeki mantar hastalıklarını kontrol etmek için yaygın olarak kullanılan bir mantar öldürücüdür. Düşük suda çözünürlüğe, düşük uçuculuğa sahiptir ve toprak veya su sistemlerinde kalıcı olma eğiliminde değildir. Düşük memeli toksisitesine sahiptir, ancak tahriş edici, cilt hassaslaştırıcıdır ve ayrıca mutajen olabilir. Çoğu su organizması ve solucan için orta derecede toksiktir, ancak kuşlar ve bal arıları için daha az toksiktir.
--------------------	-----------	--	---	--	---	---	------	---

MA: molekül ağırlığı, SÇ: 20 °C suda çözünürlüğü (mg/L), Log p: Oktanol-su partiyon katsayısı (pH 7, 20 °C), BCF: Biyokonsantrasyon faktörü (L/kg), D: Degradasyon noktası (°C), Vp: 20 °C Buhar basıncı (mPa)

188

Pestisitlerin WHO (2019) sınıflandırması: II: Orta derecede tehlikeli, III: Biraz (az, hafif) tehlikeli, U: Akut tehlike arz etmesi muhtemel değil, *WHO (2019) listesinde bulunmamaktadır
Toksikolojik özellikler; ?: Muhtemelen, durum belirlenmedi; X: Hayır, bir soruna neden olduğu bilinmiyor.

A0: A = Kromozom sapması (EFSA veritabanı), 0 = Veri yok

A1: A = Kromozom sapması (EFSA veritabanı), 1 = Pozitif

A2: A = Kromozom sapması (EFSA veritabanı), 2 = Karma/belirsiz sonuçlar

A3: A = Kromozom sapması (EFSA veritabanı), 3 = Negatif

B0: B = DNA hasarı/onarımı (EFSA veritabanı), 0 = Veri yok

B1: B = DNA hasarı/onarımı (EFSA veritabanı), 1 = Pozitif

B3: B = DNA hasarı/onarımı (EFSA veritabanı), 3 = Negatif

C0: C = Gen mutasyonu (EFSA veritabanı), 0 = Veri yok

C2: C = Gen mutasyonu (EFSA veritabanı), 2 = Karma/belirsiz sonuçlar

C3: C = Gen mutasyonu (EFSA veritabanı), 3 = Negatif

D0: D = Genom mutasyonu (EFSA veritabanı), 0 = Veri yok

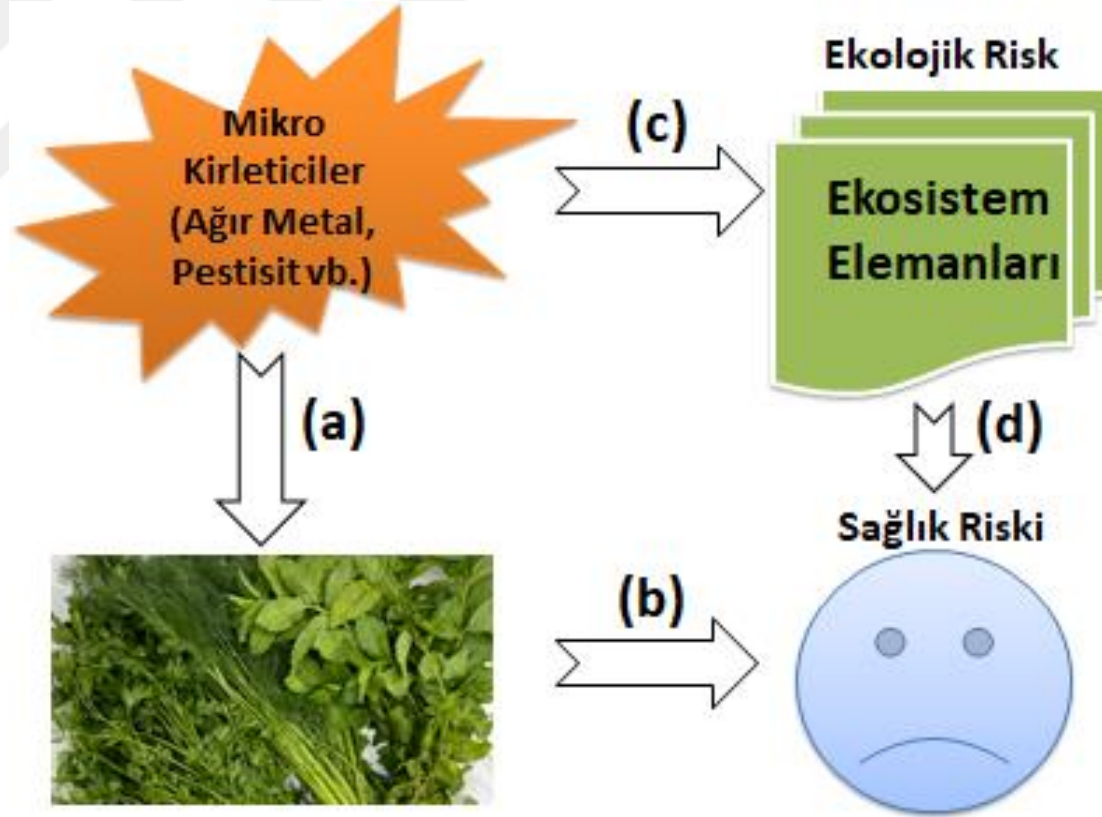
E0: E = Belirtilmemiş genotoksikite türü (çeşitli veri kaynakları), 0 = Veri yok

E1: E = Belirtilmemiş genotoksikite türü (çeşitli veri kaynakları), 1 = Pozitif

E2: E = Belirtilmemiş genotoksikite türü (çeşitli veri kaynakları), 2 = Karma/belirsiz sonuçlar

E3: E = Belirtilmemiş genotoksikite türü (çeşitli veri kaynakları), 3 = Negatif

Bioakümülyasyon potansiyeli ise Log P (Oktanol-su partiyon katsayısı) ve/veya BCF değerine göre belirlenmektedir. Buna göre Log P değeri <3 ve/veya BCF değeri <100 ise pestisit bioakümülyasyon potansiyeli düşük olarak; Log P değeri >3 ve/veya BCF değeri 100-1000 ise pestisit bioakümülyasyon potansiyeli orta olarak; BCF değeri >1000 ise pestisit bioakümülyasyon potansiyeli yüksek olarak sınıflandırılır. (Kaynak 1: <https://pubchem.ncbi.nlm.nih.gov/>; Kaynak 2: <https://sitem.herts.ac.uk/aeru/iupac/atoz.htm>)



Şekil A.1 Mikro kirleticiler ve riskleri. **a**-Pestisit ve ağır metaller gibi mikro kirleticilerle kontamine olmuş tarım ürünleri (örneğin nane, maydanoz ve dereotu gibi yeşil yapraklı sebzeler), **b**- Bu kirleticilere maruz kalmış ürünlerin insanlar tarafından yenmesi (Sağlık riskleri), **c**- Pestisit ve ağır metaller gibi kirleticilerin ekosistemin canlı ve cansız bileşenlerine etkileri (Ekolojik riskler), **d**- Bu kirleticilerin hava, su ve/veya besin zinciri yoluyla insana ulaşması (Sağlık riskleri).

ÖZGEÇMİŞ

GÜLCAN ÇINAR

EĞİTİM

- **Doktora:** Gaziantep Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü Biyoloji Anabilim Dalı Genel Biyoloji Bilim Dalı (2025) (YÖK 100/2000 Doktora Burslu; Gıda Güvenliği ve Gıda Güvencesi)
- **Yüksek Lisans:** Gaziantep Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü Biyoloji Anabilim Dalı Genel Biyoloji Bilim Dalı (2018)
- **Lisans:** Gaziantep Üniversitesi, Fen Edebiyat Fakültesi, Biyoloji Bölümü (2016)

ULUSLARARASI MAKALELER

- **Çınar, G., Doğan, M., & Dalgıç, A. C.** Heavy Metal Contamination and Health Risk Assessment of Green Leafy Vegetables Irrigated with Municipal Wastewater in Gaziantep, Türkiye. *Polish Journal of Environmental Studies*.
- **Çınar, G., Doğan M.** (2022). Zinc Bioaccumulation in Some Potamogetonaceae Species. *Int. J. Aca. Multidiscip. Res.* 6,169-171.
- **Dogan M., Sahin Yiğit, S., Çınar, G.** (2021). Effects of lead accumulation on physiological parameters and nutritional elements in safflower (*Carthamus tinctorius* L.) seedlings. *AgroLife Scientific Journal - Volume 10, Number 2*, 56-62.
- **Dogan M., Sahin Yiğit, S., Çınar, G.** (2021). Response of safflower (*Carthamus tinctorius* L.) seedlings to cobalt toxicity. *Int. J. Aca. Multidiscip. Res. Vol. 5 Issue 8*, 212-217.
- **Çınar, G., Dogan M.** (2020). Physiological response of *Moringa oleifera* exposed to bisphenol A. *Botanica Serbica* 44 (2): 183-189.
- **Çınar, G., Doğan M, Sevindik M.** (2020). Bioaccumulation of chromium and nickel applied to single and binary for a short time in *Ceratophyllum demersum*, a rootless aquatic macrophyte. *AgroLife Scientific Journal. Volume 9, Number 2*, 76-81.

- Mohammed, F.S., **Çınar, G.**, Sahin Yigit, S., Akgül, H, Dogan M. (2020). Antioxidant and Oxidant Status of Endemic *Helleborus vesicarius*. Turkish Journal of Agriculture - Food Science and Technology, 8(9): 2008-2010.

ULUSAL VE ULUSLARARASI BİLDİRİLER

- **Çınar, G.**, Doğan M. (2025). Impact of climate change on sustainability of agricultural food security. 6th International Eurasian Conference on Science, Engineering and Technology (EurasianSciEnTech 2025), June 25-27, 2025.
- **Çınar, G.**, Doğan M. (2025). Effect of nanotechnological applications used in agricultural production on food safety. 6th International Eurasian Conference on Science, Engineering and Technology (EurasianSciEnTech 2025), June 25-27, 2025.
- Bağcı Kasap, D., Doğan M. **Çınar, G.** (2024). Effects of pesticides on aquatic plants. 7th International Eurasian Conference on Biological and Chemical Sciences, October 02-04, 2024.
- **Çınar, G.**, Doğan M. (2024). Potential Risks of Micropollutants in Vegetables Grown in Wastewater Irrigated Soils to Food Safety and Human Health 7th International Eurasian Conference on Biological and Chemical Sciences, October 02-04, 2024.
- Yücel, S., Doğan, M. Sevindik, M., **Çınar, G.** (2022) Effects of Pyridaben Application on Germination and Early Seedling Growth of Bread Wheat (*Triticum aestivum* L.) and Durum Wheat (*Triticum durum* Desf.). International Korkut Ata Scientific Researches Conference, June 28-30, 2022
- **Çınar G.**, Doğan M. (2021). Ağır metallerin gıda güvenliği ve insan sağlığı açısından olası riskleri. 4th International Eurasian Conference on Biological and Chemical Sciences.
- **Çınar G.**, Doğan M. (2021). Effects of pesticides on food safety and human health. 3rd International Eurasian Conference on Science, Engineering and Technology
- **Çınar G.**, Doğan M. (2020). Microplastiklerin doğadaki varlığı ve olası riskler. 3rd International Eurasian Conference on Biological and Chemical Sciences.
- **Çınar G.**, Doğan M. (2018). Biochemical responses of *Moringa oleifera* to bisphenol a applications. UMTEB – 3 Uluslararası Mesleki Ve Teknik Bilimler Kongresi.

- Şahin Yiğit S., Doğan M., Tekin H., Uysal İ., İnan O.G, **Çınar G.** (2015). Kobalt Etkisinde Hidroponik Olarak Yetiştirilen Aspir (*Carthamus tinctorius*) Fidelerinin Mineral Madde İçeriğinin Belirlenmesi. XII. Ulusal Ekoloji ve Çevre Kongresi.
- Uysal İ., Doğan M., Tekin H., Şahin Yiğit Serap, Bostan M.S.B., **Çınar G.** (2015). Aspir (*Carthamus tinctorius*) Fidelerinin Büyüme ve Mineral Madde İçeriğine Nikel Uygulamalarının Etkileri. XII. Ulusal Ekoloji ve Çevre Kongresi.

PROJE

Gaziantep ilinde atık sularla sulanan topraklarda yetiştirilen *Petroselinum crispum* (maydanoz) bitkisindeki mikro kirlilik düzeylerinin tespiti ile gıda güvenliği açısından olası risklerinin değerlendirilmesi, Gaziantep Üniversitesi, (FEF.DT.22.02), Araştırmacı