



Sulak alanlarda potansiyel toksik element (PTE) kaynaklı bölgesel ekolojik risk araştırmalarında kullanılan analitik metotlar

Analytical methods used in regional ecological risk assessment of potentially toxic element (PTE) in wetlands

Şakir Fural^{a*}  Serkan Kükrer^b 

^a Kırşehir Ahi Evran Üniversitesi, Fen Edebiyat Fakültesi, Coğrafya Bölümü, Kırşehir, Türkiye.

^b Ardahan Üniversitesi, İnsani Bilimler ve Edebiyat Fakültesi, Coğrafya Bölümü, Ardahan, Türkiye.

ORCID: Ş.F. 0000-0002-1603-2424; S.K. 0000-0001-6924-3199

BİLGİ / INFO

Geliş/Received: 30.04.2021

Kabul/Accepted: 19.06.2021

Anahtar Kelimeler:

Bölgesel ekolojik risk
Sağlık riski
Potansiyel toksik elementler
Sulak alan ekolojisi
Coğrafi Bilgi Sistemleri

Keywords:

Regional ecological risk
Health risk
Potential toxic elements
Wetland ecology
Geographical Information Systems

*Sorumlu yazar/Corresponding author:

(Ş.Fural) furalsakir@gmail.com

DOI: 10.17211/tcd.930273

Atf/Citation:

Fural, Ş., & Kükrer, S. (2021). Sulak alanlarda potansiyel toksik element (PTE) kaynaklı bölgesel ekolojik risk araştırmalarında kullanılan analitik metotlar. *Türk Coğrafya Dergisi*, (77), 211-222.
<https://doi.org/10.17211/tcd.930273>

ÖZ / ABSTRACT

Sulak alan ekosistemleri çok sayıda fauna ve flora türüne yaşam ortamı sunan, aynı zamanda insanların faydalandığı önemli doğal kaynak değerleridir. Son yıllarda artan antropojenik etkiler sulak alanlarda PTE kaynaklı ekolojik bozulmaya ve buralardan çeşitli yollarla faydalanan insanlar üzerinde sağlık risklerine neden olmaktadır. Bu nedenle, sulak alanlarda ekolojik bozulma ve sağlık riski analizleri yapmak için analitik metotlar geliştirilmiştir. Zenginleşme faktörü (Enrichment factor-EF), Kontaminasyon faktörü (Contamination factor-CF), Modifiye kontaminasyon derecesi (Modified contamination degree-mCd), Jeoakümüülasyon indeksi (Geoaccumulation index-I_{geo}) ile elementlerin doğal ve antropojenik kaynakları tespit edilmektedir. Modifiye ekolojik risk indeksi (Modified ecological risk-mER) Modifiye potansiyel ekolojik risk indeksi (Modified potential ecological risk-mPER), Kirlilik yük indeksi (Pollution load index-PLI), Toksik risk indeksi (Toxic risk index-TRI), Modifiye edilmiş risk oranı (Modified hazard quotient-mHQ), Ekolojik kontaminasyon indeksi (Ecological contamination index-ECI) ve Kontaminasyon ağırlık indeksiyle (Contamination severity index-CSI) ekolojik risk değerlendirmesi yapılmaktadır. Kanserojen olmayan sağlık risklerinin tespiti için Tehlike indeksi (Hazard index- HI) ve Tehlike oranı (Hazard quotient-HQ), kanser riski tespiti için Yaşam boyu toplam kanser riski indeksi (Lifetime cancer risk index-LCR) hesaplanmaktadır. PTE'lerin ortak kaynaklarını tanımlamak ve taşınma süreçlerini tespit etmek için çok değişkenli istatistiksel analizler ve Coğrafi Bilgi Sistemleri'ne dayalı mekânsal analizler kullanılmaktadır. Bu çalışmada, yukarıda belirtilen metotların kapsamlı bir değerlendirilmesi yapılmıştır.

Wetland ecosystems are important natural resources that provide a habitat for many fauna and flora species and they are highly beneficial for people as well. Increasing anthropogenic effects in recent years cause ecological degradation in wetlands as a result of PTE resulting in health risks for people who benefit from wetlands in various ways. Therefore, analytical methods have been developed for ecological degradation and health risk assessments in wetlands. Enrichment factor (EF), Contamination factor (CF), Modified contamination degree (mCd) and Geoaccumulation index (I_{geo}) are used to identify natural and anthropogenic sources of elements. Modified ecological risk (mER), Modified potential ecological risk (mPER), Pollution load index (PLI), Toxic risk index (TRI), Modified hazard quotient (mHQ), Ecological contamination index (ECI) and Contamination severity index (CSI) are utilized for ecological risk assessment. Hazard index (HI) and Hazard quotient (HQ) are used to detect non-carcinogenic health risks and Lifetime cancer risk index (LCR) is used for the detection of cancer risk. Multivariate statistical analyzes and Geographic Information Systems based spatial analyzes are used to identify the common sources of PTEs and to determine their transportation processes. This study presents a comprehensive evaluation of the above-mentioned methods.

Extended Abstract

Introduction

Interaction of people with nature since the emergence of human on earth and transformation of this interaction into a struggle as technological possibilities develop have caused environmental problems due to ecological risks. Ecological risk can occur in all ecosystems, while potential risks in wetlands can reach people directly or through the food chain. Wetlands are sensitive ecosystems that host a large number of fauna and flora species. Wetlands are extremely important natural heritages when evaluated at the scale of the world and of Turkey. For this reason, wetlands must be seriously protected against all kinds of anthropogenic effects and their sustainable use must be ensured. Ecological and health risks related to potential toxic elements contents have begun to arise in the last century, due to the increase in industrialization, the growth of cities and agricultural areas, the expansion of mining areas and transportation networks, non-compliance with protection zones in wetland basins and improper land use. PTEs cannot be treated with the treatment technologies used today and their toxic effect cannot be reduced or eliminated. Elements enriched by anthropogenic effects reach wetlands through rivers, groundwater, atmospheric events and intended discharges and are stored in water, living organisms and sediments. Continued enrichment during this storage process creates an ecological and health risk in wetlands. Therefore, ecological risk analysis studies should be conducted at regular intervals in wetlands with a monitoring approach.

Data and Methods

Ecological risk analysis studies are carried out through field studies, laboratory analysis, calculation of ecological risk indexes, spatial analysis of the findings obtained from ecological risk indexes with Geographical Information Systems (GIS) software, multivariate statistical analysis (cluster, factor and correlation analysis) and evaluation of all findings obtained with various means. The field studies are used to test the suitability of the study area for sediment sampling and if the conditions are suitable, official procedures are carried out for research permits. Subsequently, another field study is organized for sediment sampling processes and the surface sediment is collected using the Van Veen Grab and the core sample is taken using the Kajak sediment sampler. In researches, auxiliary equipment such as GPS, sonar, geologist hammer, steel rope, life jacket, reel, sample container, acetate pen is used. Samples are transported to the laboratory under suitable storage conditions. In the laboratory, total organic carbon (TOC), chlorophyll degradation products (Chl-a) and calcium carbonate (CaCO₃) analyses are performed. TOC is associated with organic carbon of natural and anthropogenic origin, which is carried by streams from the basin and discharged to the wetland in rainy climatic conditions. Chl-a can provide information on the vegetative production processes in the wetlands. CaCO₃ is associated with a decrease in water level and an increase in CaCO₃ concentration in hot and arid climatic conditions. PTE analyzes are carried out with Inductively Coupled Plasma Mass Spectrometry (ICP – MS). PTE content analyzes should be done in high tech laboratories with internationally valid accreditation because errors in PTE content analysis can reduce the reliability of research findings.

Meeting these conditions is extremely important for the correct analysis of PTE contents and for the research to have valid findings. After the laboratory process, ecological and health risk indexes are calculated via office work. Ecological indexes such as Enrichment factor (EF), Contamination factor (CF), Modified contamination degree (mCd), Modified ecological risk (mER), Geoaccumulation index (I_{geo}), Modified potential ecological risk (mPER), Pollution load index (PLI), Toxic risk index (TRI), Modified hazard quotient (mHQ), Ecological contamination index (ECI) and Contamination severity index (CSI) are used in research as well as non-carcinogenic Health risks index (HI), Hazard quotient (HQ) and Lifetime cancer risk index (LCR).

Results and Discussion

Natural/anthropogenic sources of PTEs are identified with EF, CF, mCd and I_{geo} . Ecological risk assessment is performed with TRI, mER, mPER, mHQ, ECI, CSI. Multivariate statistical analyzes consisting of cluster, factor and correlation analysis series are performed to determine the common sources and transport processes of PTEs. After this process, the findings obtained from PTE concentration and ecological risk indexes are transformed into spatial distribution maps with the kriging interpolation method in Arc - Map 10.7 software. At the last phase of the study, laboratory analysis data, ecological and health risk index and spatial and statistical analysis findings are compared with each other and consistent findings are transferred to the study. Then, a field study is carried out to control the source descriptions of the PTEs and all findings are evaluated in the conclusion section. In order to better protect wetland ecosystems against ecological risks caused by PTE contents, it is recommended to increase multidisciplinary studies on the subject, to found research and application laboratories and to give priority to researcher training.

1. Giriş

İnsanlar yeryüzünde ortaya çıktığı günden beri doğa ile etkileşim içerisinde. Avcılık ve toplayıcılık döneminden yerleşik hayata geçene kadar nispeten bir denge içerisinde süren doğal ortam - insan etkileşimi, antropojenik faaliyetlerin başlamasıyla şekil değiştirmiştir. Sanayi devrimi ile birlikte artan antropojenik faaliyetler doğal ortam üzerinde olumsuz etkilere neden olmaya başlamıştır. İnsanların sürekli artan ihtiyaçları nedeniyle doğal biyomlar büyük bir hızla antropojenik biyomlara dönüşmüştür (Cürebil vd., 2015). İnsanların doğal biyomlar üzerindeki antropojenik etkileri arttıkça ekosistemin tepkileri farklılaşmış ve aralarında potansiyel toksik element (PTE) kaynaklı ekolojik bozulmanın da yer aldığı çevre sorunları ortaya çıkmıştır.

PTE'ler yer kabuğunun temel bileşenidir. Doğal konsantrasyon seviyesindeki bazı PTE'ler (*Cu, Zn, Fe vb.*) canlı yaşamı için gereklidir. Antropojenik etkiler ile zenginleşerek ekosistem ve insan sağlığına zarar verme riskine sahip metaller potansiyel toksik element (PTE) olarak tanımlanmaktadır. (Eker, 2020; Wei & Cen, 2020). PTE'ler mikrobiyal ve kimyasal işlemlerle bozulmadığından günümüzde kullanılan çoğu arıtma sisteminde arınmaz. Sedimentte depolanan PTE'lerin uygun ekolojik koşullar oluştuğunda suya geri salınma özelliği PTE ile kirlenmiş sedimentleri sulak alan ekosistemi ve canlılar için

potansiyel risk unsuru haline getirmektedir (Yuan vd., 2014). Antropojenik etkilerle zenginleşen PTE'ler ekosistem ve insan sağlığı için çeşitli seviyelerde risk yaratmaktadır (Eid vd., 2012; Kükre, 2017; Kaya vd., 2017; Kükre, 2018; Kırış & Baltaş 2020; Zhou vd., 2020; Fural vd., 2021; Tokatlı vd., 2021; Ustaoglu, 2021). Ekolojik risk bütün ekosistemleri etkileyen küresel ölçekli bir problemdir. PTE'ler antropojenik etkilerden uzak olduğu düşünülen derin okyanus (6–10 km) sedimentlerinde bile yüksek konsantrasyon seviyesine ulaşabilir (Sanei vd., 2021). Bu durum, PTE kaynaklı ekolojik risk sorunlarının yayılış alanının genişliği ve sulak alanlar üzerindeki olası etkilerini göstermektedir.

PTE kaynaklı ekolojik bozulma ve sağlık risklerinin tespit edilmesi için bazı indeksler geliştirilmiştir. Zenginleşme faktörü (*Enrichment factor*-EF) (Sutherland, 2000; Vrhovnik vd., 2013; Brady vd., 2015), Kontaminasyon faktörü (*Contamination factor*-CF) (Hakanson 1980), Modifiye kontaminasyon derecesi (*Modified contamination degree*-mCd) (Abraham & Parker, 2008), Modifiye ekolojik risk indeksi (*Modified ecological risk index*-mER) (Hakanson 1980; Brady vd., 2015), Jeoakümü-lasyon indeksiyle (*Geoaccumulation index*-I_{geo}) (Müller, 1969) PTE'lerin doğal ve antropojenik kaynakları belirlenmektedir.

Modifiye potansiyel ekolojik risk indeksi (*Modified potential ecological risk index*-mPER) (Hakanson 1980; Brady vd., 2015), Kirlilik yük indeksi (*Pollution load index*-PLI) (Tomlinson vd., 1980), Toksik risk indeksi (*Toxic risk index*-TRI) (Zhang vd., 2016), Modifiye edilmiş risk oranı (*Modified hazard quotient*-mHQ) (Benson vd., 2018), Ekolojik kontaminasyon indeksi (*Ecological contamination index*-ECI) (Benson vd., 2018), Kontaminasyon ağırlık indeksiyle (*Contamination severity index*-CSI) (Pejman vd., 2015) ekolojik risk değerlendirmesi yapılmaktadır.

Ekolojik riskin yanında sağlık risklerinin analiz edilmesi halk sağlığı açısından önemlidir. PTE'ler sulak alan sedimentlerinden beslenen balık, midye, ıstakoz vb. canlıların doku ve organlarında birikmektedir (Yılmaz vd., 2016; Çavuşoğlu vd., 2007; Kır & Tuncay 2010). Bu nedenle, PTE'lerden etkilenen canlıların insanlar tarafından tüketilmesi sağlık riski sorunlarına neden olabilir. Sağlık risk indeksleri deri yoluyla (Exp_{derm}) ve yutarak/yiyerek (Exp_{ing}) maruz kalma bileşenleri ile hesaplanmaktadır. Tehlike riski (*Hazard index*-HI) ve Tehlike oranı (*Hazard quotient*-HQ) ile kanserojen olmayan sağlık riskleri tespit edilmektedir. Yaşam boyu toplam kanser riski indeksi (*Lifetime total cancer risk index*-LCR) ile kanser riski analiz edilmektedir (Rovira vd., 2011; Wang vd., 2015).

Sulak alan ekosistemlerinde ortaya çıkan ekolojik bozulma ve sağlık riskleri havzaların doğal ortam özellikleri, nüfus, yerleşme, arazi kullanımı vb. faktörlerle ilişkili olarak değişen ve çok boyutlu şekilde analiz edilmesi gereken önemli sorunlardır. Bu sorunların çok boyutlu analiz edilmesi ve risk faktörlerinin doğru tespit edilmesi için ekolojik risk analizi çalışmaları multidisipliner yaklaşım ile gerçekleştirilmelidir. Ekolojik risk, beşerî unsurların etkisiyle (*arazi kullanımı, kentleşme, sanayileşme vb.*), doğal ortam üzerinde gerçekleşen bir çevre sorunudur. Bu nedenle, Coğrafya ekolojik risk araştırmalarında kilit bir öneme sahiptir.

Sedimentteki PTE kirliliğinin tespit edilmesi için kullanılan bazı temel indeksler geçmiş çalışmalarda derlenmiştir (Balık & Tun-

ca 2015). Konuyla ilgili yeni yaklaşımların geliştirilmesi, güncel bir derleme çalışmasının yapılması ihtiyacını ortaya çıkarmıştır. Bu çalışma; sediment örnekleme, arazi çalışması ve laboratuvar süreçlerine detaylı şekilde yer verilmesi, ekolojik risk analizi kapsamında güncel yaklaşımların ve sağlık risk analizlerinin incelenmesi, çok değişkenli istatistiksel analizler ve CBS teknolojilerine dayalı mekânsal analiz metodlarının incelenmesi yönüyle mevcut çalışmalardan farklılaşmaktadır.

1.1. Amaç ve Kapsam

Türkiye'nin içinde yer aldığı Akdeniz havzası, doğal ortam koşulları ve beşerî coğrafya özellikleri gereği su zengini değildir. Su stresi çeken ve su kıtlığına doğru sürüklenen Türkiye mevcut su kaynaklarını en iyi şekilde korumalıdır (Falkenmark vd., 1989). Bu nedenle, Türkiye'deki sulak alanların analitik yöntemlere dayalı bilimsel çalışmalar ile izlenerek özellikle PTE kaynaklı ekolojik risklere karşı korunması gerekmektedir.

Yerel, bölgesel ve küresel bir değer olan sulak alanlardaki PTE kaynaklı ekolojik risklerin bilimsel çalışmalarla izlenmesi kapsamında hazırlanan bu çalışmanın üç önemli amacı bulunmaktadır. Bunlardan birincisi; sulak alan havzalarındaki ekolojik bozulma ve sağlık risk seviyesinin tespit edilmesi için yapılan arazi çalışmalarının, laboratuvar çalışmalarının, risk indeksi hesaplamalarının, mekânsal ve istatistiksel analizlerin kapsamlı bir değerlendirmesini yapmak. İkinci amaç; sulak alanları tehdit eden PTE içeriklerinin yarattığı ekolojik bozulma ve sağlık risklerinin boyutlarına dikkat çekmektir. Üçüncü amaç ise; çalışmada paylaşılan metodların farklı araştırmacılar tarafından çeşitli sahalara uygulanmasıyla sulak alan havzalarında yapılacak ekolojik risk araştırmalarının sayısı ve niteliğinin artırılmasına katkı sağlamaktır.

1.2. Yöntem

Bu çalışma; literatür taraması, ekolojik bozulma ve sağlık risk indekslerinin derlenmesi, arazi çalışması, sediment örnekleme, laboratuvar süreçleri, mekânsal ve istatistiksel analizlerin metodolojisinin aktarılması yöntemine dayanmaktadır. Çalışmanın ilk bölümünde; giriş, amaç ve kapsam ile yöntem başlıklarına yer verilmiştir. İkinci bölümde; arazi çalışması, sediment örnekleme ve araştırma sürecinde kullanılan malzemeler tanımlanarak laboratuvar süreçleri hakkında bilgi verilmiştir. Üçüncü bölümde; ekolojik bozulma ve sağlık risk indeksi hesaplamaları, dördüncü bölümde; mekânsal analizler, beşinci bölümde istatistiksel analizler detaylı şekilde anlatılmıştır. Çalışmanın sonuç bölümünü oluşturan altıncı bölümde, konuyla ilgili genel bir değerlendirme yapılarak yeni çalışmalar için önerilerde bulunulmuştur.

2. Ekolojik Risk Analizi Aşamaları

Çalışmanın bu bölümünde ekolojik risk araştırmalarında kullanılan malzemeler, arazi çalışması ve laboratuvar süreçleri detaylı şekilde incelenmiştir.

2.1. Ekolojik Risk Araştırmalarında Kullanılan Malzemeler

Ekolojik risk analizlerinde sediment örnekleme sırasında; Van Venn Grab (Fotoğraf 1 ve 4), Kajak sediment örnekleyici (Fotoğraf 2), GPS, numune saklama kapları, çelik halat, can yeleği,

Sonar (*fishfinder*) (Fotoğraf 3) gibi araç gereçler kullanılmaktadır. Sonar sulak alan tabanının topoğrafik yapısının görüntülenmesi açısından oldukça önemlidir. Tabanın topoğrafik yapısının bilinmesi kaliteli bir örnekleme çalışması yapılmasına katkı sağlarken, Van Venn Grab ve Kajak sediment  rnekleycisinin zarar görmesini engellemektedir. PTE aralan değerlerinin hesaplanmasında kayaç  neklerinin kullanılacağı çalışmalarda jeolog çekici, koruyucu g zl k ve kayaç numune saklama kapları temin edilmelidir. Sulak alanın yapısına uygun tekne ve tecrübeli bir kaptan ile araştırmacıların can yeleği vs. bireysel güvenlik önlemlerini alması son derece önemlidir. Laboratuvar süreçlerinde; Scheibler kalsimetresi, eker ocak, etüv, saf su arıtma cihazı, spektrofotometre, cam erlen, büret, hassas terazi, otomatik pipet, porselen havan kullanılan önemli araçlardır. Analizlerde; potasyum dikromat ($K_2Cr_2O_7$), demir amonyum sülfat ($(NH_4)_2 Fe (SO_4)_2 6H_2O$), sülfürik asit (H_2SO_4), ortofosforik asit (H_3PO_4), sodyum florür (NaF), difenilamin indikatörü, saf su ve aseton sarf t kretim malzemesi olarak kullanılmaktadır.

2.2. Arazi alışması, Sediment ve Kaya  neklerinin Alınması

Sulak alanın  nek alımına uygunluk kriterleri; derinlik, akıntı şiddeti, sedimentasyon hızı, tabanın jeomorfolojik yapısı, havzada yakın dönemde sedimentasyon sürecinde karışıklıklara yol açacak düzeyde güncel kütle hareketleri yaşanmaması, sulak alanın bataklık bitkileriyle kaplı olmaması gibi fiziki faktörlerdir. İnceleme alanı olarak barajların seçilmesi durumunda barajın en az 20 – 30 yıldır aktif olmasının yanında, dar ve derin vadilerdeki barajlar yerine daha sade bir topografyada kurulan sığ barajların inceleme alanı olarak tercih edilmesi önerilmektedir. Örnekleme çalışmasından önce barajdan sorumlu kuruluşun yetkilileriyle teknik konularda bilgi alişverişi yapmak gerekmektedir. Çünkü, dar ve derin vadilerde kurulan barajlarda derinlik ve dip akıntısı gibi olumsuz faktörler  nek alımını zorlaştırmakta, bunun yanında araştırmacıların can güvenliğini tehlikeye atmaktadır. Aynı durum heyelan set g lleri gibi derin ve dip akıntısı olan g ller için geçerlidir (Kaya vd., 2017).

İnceleme alanı seçerken dikkat edilmesi gereken bir diğer husus g l havzasının litolojik özellikleridir. Havza sınırları içerisinde aşınımaya uygun sedimanter kayaçların az alan kapladığı sulak alanlarda sedimentasyon süreci yavaştır. Bu durum, özellikle karot  neği alınması planlanan çalışmalarda sediment derinliğinin az olmasından dolayı örnekleme yapılmasını engellemektedir. Bitki örtüsünün zayıf olduğu ve aşınımaya elverişli kayaçlarla kaplı havzalardaki sulak alanlarda sedimentasyon

süreci hızlı ve karmaşıktır. Hızlı ve karmaşık sedimentasyon süreçleri PTE'lerin kaynak tanımlaması ve zamansal değişiminin tespitini zorlaştırmaktadır.

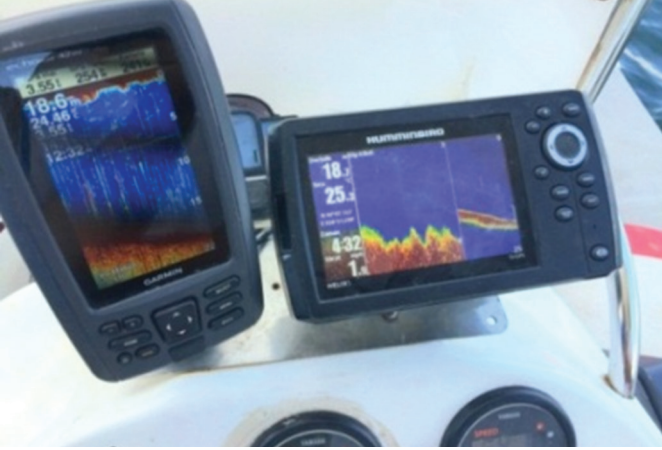
Ekolojik risk analizi; su, sediment, balık, bitki türleri, makro algler, yumuşakçalar vb. farklı organik ve inorganik materyaller kullanarak yapılabilir (Yılmaz vd., 2016; avuşoğlu vd., 2007; Kır & Tuncay 2010; Ustaog lu vd., 2020). Ancak, PTE konsantrasyonu suda mevsimsel olarak değişirken, sedimentasyon hızına bağlı olarak sedimentte oldukça uzun süre sabit kalabilir. Ekosisteme katılan PTE kontaminasyonunun sudaki miktarı %1'den az iken, sedimentteki oranı %99'un  stindedir (Salomons & Stigliani, 1995). Bu nedenle, sedimentler ekolojik riskin en iyi göstergesi olarak kabul edilir (Luczynska & Kang, 2018). Sedimentte depolanan PTE'ler çözünmüş oksijen, organik-inorganik karbon, pH konsantrasyonu ve oksidasyon – redüksiyon değişimlerine bağlı olarak suya geri salınabilir (Wang vd., 2018). Bu nedenle, sedimentte depolanan PTE'ler ekolojik bozulma ve sağlık riski bakımından büyük bir potansiyeldir. Bahsi geçen özellikler, ekolojik risk araştırmalarında özellikle karot alınarak (Fotoğraf 6) zamansal değişim incelenecekse sediment  neklerinin tercih edilmesini sağlamaktadır (Fotoğraf 7). Sulak alanlarda yüzey sedimenti önekleri (Fotoğraf 5) Van Venn Grab (Fotoğraf 1), karot önekleri ise Kajak sediment  rnekleycisi ile alınmaktadır (Fotoğraf 2 ve 6).  nekler uygun saklama koşullarında (+4  C) muhafaza edilmek üzere laboratuvara ulaştırılmakta ve ardından analiz süreçleri başlamaktadır (Fotoğraf 8). Analizlerin gecikmesi durumunda  neklerin bozulmaması için dondurulması (-18  C) gerekmektedir.



Fotoğraf 1. Van Venn Grab ile yüzey sedimenti  neği alınması.
Photo 1. Sampling of surface sediment with Van Venn Grab.



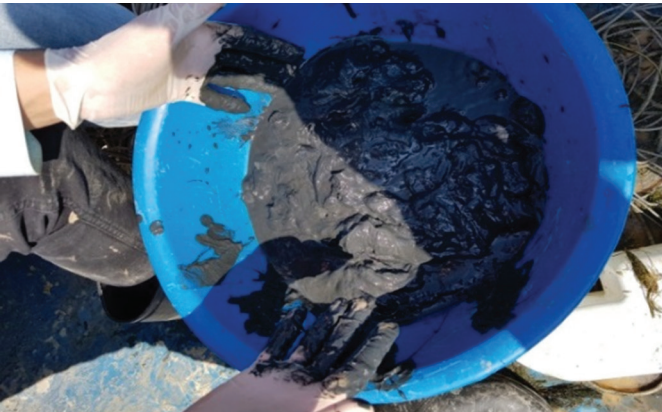
Fotoğraf 2. Kajak sediment  rnekleycisi.
Photo 2. Kajak sediment sampler.



Fotoğraf 3. Sonar ile sulak alan tabanının g r nt lenmesi.
Photo 3. Imaging of the wetland floor with sonar.



Fotoğraf 4. Van Veen Grab'ın suya bırakılması.
Photo 4. Putting Van Veen Grab into water.



Fotoğraf 5. Y zey sedimenti  rneği.
Photo 5. Sample of surface sediment.



Fotoğraf 7. 1 cm'lik dilimlenmiş karot örneklere.
Photo 7. 1 cm sliced core samples.



Fotoğraf 6. Karot  rneği.
Photo 6. Sample core.

2.3. Laboratuvar Analizleri

Çalışmanın bu bölümünde; indeks hesaplamaları, mekânsal ve istatistiksel analizlerde kullanılan verilerin elde edildiği laboratuvar süreçleri incelenmiştir.

2.3.1. Toplam organik karbon (TOC) analizi

Organik maddeler, PTE'lerin sulak alanlara taşınma ve sedimentte depolanma sürecinde önemli rol oynar. Bu nedenle, ekolojik risk analizi çalışmalarında TOC verilerinin kullanılması önemlidir (Zhang vd., 2016). TOC analizinde Walkley Black Titrasyon yöntemi kullanılmaktadır (Walkley & Black, 1934).

Bu yöntemde, erlenlere yerleştirilen yaş sediment örneklere 60  C sıcaklıkta 24 saat etüvde kurutulur (Fotoğraf 9). Kuruyan sedimentler porselen havanda toz haline gelinceye kadar dövülür (Fotoğraf 10). 0.2 – 0.5 gr arasında tartılan sedimentler örnekleme noktalarına göre numaralandırılan 500 ml'lik erlenlere yerleştirilir. Ardından erlenlerin brüt ağırlıkları not alınır. Analizde kullanılacak kimyasalların hazırlanması için balon jojeye dökülen 49.4 gr $K_2Cr_2O_7$ (potasyum dikromat) distile saf suyla çözülerek 1 litreye tamamlanır. Ardından, 196.1 gr $(NH_4)_2Fe(SO_4)_2 \cdot 6H_2O$ (demir amonyum sülfat) balon jojeye dökülür ve 20 ml derişik H_2SO_4 (sülfürik asit) içeren çözelti distile saf suda çözülerek 1 litreye tamamlanır. $K_2Cr_2O_7$ ve $(NH_4)_2Fe(SO_4)_2 \cdot 6H_2O$  zeltilerinin hazırlanmasından sonra %85 saflıkta

H_3PO_4 (ortofosforik asit) c zeltisi hazırlanır. C zelti hazırlama işlemlerinden sonra erlenlere 10 ml $K_2Cr_2O_7$ eklenir ve 1 dakika boyunca karıştırılır (Fotoğraf 11). Ceker ocağa yerleştirilen erlenlere 20 ml H_2SO_4 eklenir ve yine 1 dakika boyunca karıştırılır (Fotoğraf 12). Kimyasal tepkimelerin gerçekleşmesi için 30 dakika beklenir. Ceker ocaktan çıkartılan erlenler içerisindeki c zeltiler distile saf su ile 200 ml düzeyine seyreltilir. C zelti içerisine %85 saflıkta 10 ml H_3PO_4 , ve 0.2 gr NaF (sodyum florür) ile 15 damla difenilamin indikatörü ilave edilir (Fotoğraf 13). Kurulan büret içerisine yerleştirilen siyah renkli c zelti, brillant yeşili rengine dönene kadar $(NH_4)_2 Fe (SO_4)_2 6H_2O$ eklenerek sürekli karıştırılır (Fotoğraf 14). C zelti brillant yeşili

rengine d nd Ğu an (geri titre etme) büret vanası kapatılır. Ardından geri titre etmede kullanılan $(NH_4)_2 Fe (SO_4)_2 6H_2O$ miktarı örnekleme noktası numarasına göre not edilir. Analiz sonucunda elde edilen veriler formüldeki yerine yerleştirilerek analiz tamamlanır (Gaudette vd., 1974).

TOC analizi formülü şu Şekildedir:

$$\% \text{ TOC} = 10 (1 - T/S) (1.0 \text{ N } (0003) (100/W) \quad (1)$$

T: Sarfiyat

S: Blank için sarfiyat

T/S faktörü $(NH_4)_2 Fe (SO_4)_2 6H_2O$ c zeltisinin normalite etkisini yok edecektir.



Fotoğraf 8. Yaş sediment  rneklemlerinin erlenlere yerleştirilmeden  nceki durumu.
Photo 8. Condition of wet sediment samples before they are placed in Erlen.



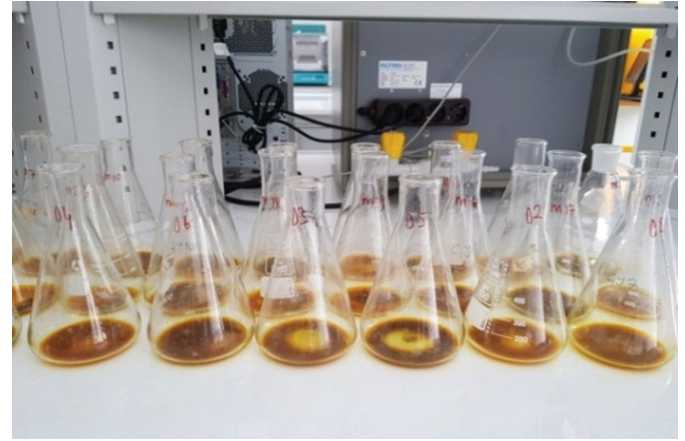
Fotoğraf 10. Porselen havan ile d v lerek toz haline getirilen sediment  rneklemleri.
Photo 10. Samples of sediment pulverized with porcelain mortar.



Fotoğraf 9. Et vde 60  C'de 24 saat kurutulmuş sediment  rneklemleri.
Photo 9. Sediment samples dried for 24 hours at 60  C in an oven.



Fotoğraf 12. Ceker ocaкта sedimentler üzerine kimyasalların eklenmesi.
Photo 12. Addition of chemicals on sediments in a fume hood.



Fotoğraf 11. Kuru sediment  rneklemleri  zerine $K_2Cr_2O_7$ eklenmesi.
Photo 11. Addition of $K_2Cr_2O_7$ on dry sediment samples.



Fotoğraf 13. C zeltiye difenilamin indikat r  eklenmesi.
Photo 13. Adding diphenylamine indicator into solution.



Fotoğraf 14. Walkley Black Titrasyon y nteminin uygulanması.
Photo 14. Application of the Walkley Black Titration method.

2.3.2. Klorofil bozunma ürünleri (Chl-a) analizi

Chl-a ekolojik risk araştırmalarında sıklıkla kullanılan önemli bir göstergedir. Chl-a analizi spektrofotometrik yöntemlerle yapılmaktadır. Bu yöntem, 1940'lı yıllarda petrol türevi bir çözücü içerisinde çözülmüş pigmentlerin maksimum dalga boylarındaki absorpsiyon katsayılarından farklı dalga boylarında okutulmasıyla ortaya çıkmıştır (Laval & Martin 1985). Chl-a analizi için; yaş sediment örnekleri (Fotoğraf 15), 2 gr'dan az olacak şekilde tartılarak darası alınan ve örnekleme noktası numaraları verilmiş plastik pet bardaklara eklenir. Yaş sediment örneklerinin üzerine 25'er ml %90 saflıkla aseton eklenir ve bardakların üzeri alüminyum folyo ile kapatılır (Fotoğraf 16). Çözelti kimyasal tepkimelerin gerçekleşmesi için 24 saat boyunca karanlık bir ortamda bekletilir. Ardından, bardaklar açılarak yüzeydeki yeşil renge dönen aseton çözeltisi 10'ar ml çekilerek tüplere yerleştirilir. Spektrofotometre'nin kalibrasyonunun yapılması için 3.5 ml %90 saflıkta asetonla sıfırlama işlemi yapılarak çözelti 667 ve 750 nm de okutulur (Fotoğraf 17). Veriler aşağıdaki formüle yerleştirilerek analiz tamamlanır (Lorenzen, 1971). Chl-a konsantrasyonu şu şekilde hesaplanır:

$$\text{Chl-a} = 18.7 \cdot (\text{ABS}_{667} - \text{ABS}_{750}) \cdot V / G \cdot l \quad (2)$$

ABS: Çözeltinin spektrofotometrede okunan absorpsiyonu

V: Aseton hacmi

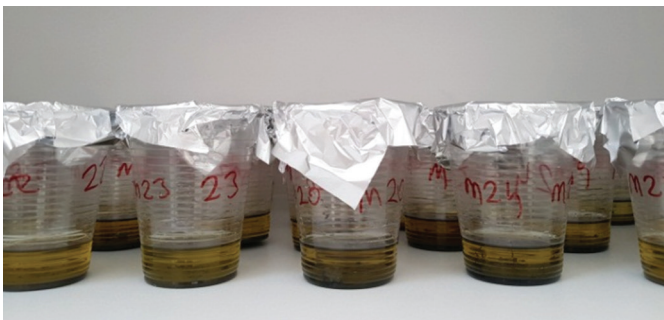
G: Sediment ağırlığı

l: Işık yolu



Fotoğraf 15. Chl-a analizi için hazırlanmış örnekler.

Photo 15. Samples prepared for Chl-a analysis.



Fotoğraf 16. 24 saat karanlıkta bekletilmiş örnekler.

Photo 16. Samples wait in the dark for 24 hours.



Fotoğraf 17. Aseton çözeltisinin spektrofotometre de farklı dalga boylarına okutulması.

Photo 17. Reading the acetone solution into different wavelengths in a spectrophotometer.

2.3.3. Kalsiyum karbonat (CaCO₃) analizi

PTE'ler, başta CaCO₃, Chl-a ve TOC olmak üzere, diğer partikül yapıları bağlanıp akarsular tarafından taşınarak sedimentler içerisinde depolanmaktadır (Liu vd., 2010). Bu nedenle, ekolojik risk araştırmalarında PTE kaynaklarının, taşınma ve çökme süreçlerinin tanımlanması için CaCO₃ analizinin yapılması gerekmektedir. CaCO₃ analizi Scheibler Kalsimetresi kullanılarak gerçekleştirilmektedir (Schlichting & Blume, 1966). Analize başlamadan önce ortamın sıcaklık ve basınç değerleri tespit edilerek not alınır. Ardından, toz haline getirilmiş sediment örneği 0.2–0.5 gr arasında tartılarak erlen içerisinde yerleştirilir. Erlene sığacak boyutta ayrı bir kaba %10 saflıkta HCl (*hidroklorik asit*) çözeltisi eklenerek, kap erlen içerisinde yerleştirilir. Erlen kalsimetreye takılarak düzenekte hava alan hiçbir nokta kalmadığından emin olunur. Daha sonra erlen çalkalanarak HCl çözeltisinin sediment ile karışması sağlanır. Kalsimetre üzerindeki seviye çubuğu sabitleninceye kadar çalkalama işlemine devam edilir, seviye sabitlendiği an değerler not edilir.

Analizden elde edilen veriler şu formüle göre hesaplanır:

$$V_0 = \frac{(273.15) \cdot V \cdot (P - p)}{(273.15 + t) \cdot 760} \% \text{CaCO}_3 = \frac{0.44 \cdot V_0}{A} \quad (3)$$

Formüldeki kısaltmaların karşılıkları şu şekildedir:

V₀ = CO₂ hacmi

V = Kalsimetrede okunan CO₂ hacmi

T = Ölçüm anındaki hava basıncı (p = mmHg)

p = Ölçüm anındaki sıcaklıktaki su buhar basıncı

P = Ölçüm anındaki ortam sıcaklığı (°C)

A = Sediment örneği miktarı (gr)

3. Ekolojik Bozulma ve Sağlık Risk İndekslerinin Hesaplanması

Çalışmanın bu bölümünde antropojenik etki değerlendirmesi, ekolojik bozulma ve sağlık risk analizi için kullanılan indeksler detaylı şekilde incelenmiştir. İndeks hesaplamalarında kullanılan PTE konsantrasyonları ICP – MS ile analiz edilmiştir.

3.1. Antropojenik Etki Değerlendirmesinde Kullanılan Ekolojik Risk İndeksleri

PTE'lerin antropojenik etkilerinin değerlendirildiği ve doğal-antropojenik kaynak tanımlamalarının yapıldığı indeksler EF, CF, mCd ve I_{geo}'dur. EF, CF, mCd indekslerinin hesaplanması

için öncelikle analizlerde kullanılan PTE'lerin arda lan değerle rinin tespit edilmesi gerekmektedir. Bunun için üç farklı metot uygulanabilir. Bunlardan birincisi; PTE'lerin kıtasal kabuk de ğerlerini kullanmaktır (Turekian & Wedepohl 1961; Taylor & McLennan 1995). Ancak, kayaçların jeokimyasal özelliklerinin farklı bölgelerde kısa mesafelerde de ğişmesi araştırma bulgu ları açısından çeşitli dezavantajlar yaratmaktadır (Fural, 2020). İkinci yöntemde; karotta tespit edilen PTE konsantrasyonunun konservatif element (Fe, Ti ya da Al) ile tane boyu normalizasyon gerçekleştirilir. Ardından tespit edilen minimum PTE konsantrasyonu arda lan de ğer olarak kullanılır. Üçüncü yöntem; Sulak alan havzasından farklı jeolojik formasyonlardan alınan kayaç örneklerine ait minimum PTE konsantrasyonunun arda lan de ğer olarak dikkate alınmasıdır.

3.1.1. Zenginleşme faktörü (EF)

EF hesaplamasında sediment içerisinde tane boyundan kaynaklanan hatanın en aza indirilmesi için yer kabuğunun ana bileşenlerinden olan Fe, Ti ya da Al konservatif element olarak kullanılmaktadır (Zhang vd., 2007). EF şu formül ile hesaplanmaktadır:

$$EF = \frac{(C_i / C_{ref})_{örnek}}{(B_i / B_{ref})_{ardalan}} \quad (4)$$

Burada C_i element konsantrasyonu, C_{ref} , normalizasyon için kullanılan referans elementin konsantrasyonu, B_i elementin bölgesel arda lan de ğeri, B_{ref} ise normalizasyon için seçilen referans elementin arda lan de ğeridir. EF bulguları, $EF < 2$ zenginleşme yok / minimal düzeyde zenginleşme, $EF = 2 - 5$ orta düzeyde zenginleşme, $EF = 5 - 20$ önemli seviyede zenginleşme, $EF = 20 - 40$ çok yüksek düzeyde zenginleşme, $EF > 40$ aşırı derecede yüksek düzeyde zenginleşme şeklinde yorumlanmaktadır (Sutherland, 2000).

3.1.2. Kontaminasyon faktörü (CF) ve Modifiye kontaminasyon faktörü (mCd)

CF şu şekilde hesaplanmaktadır:

$$CF = C_i / C_{ni} \quad (5)$$

Formülde; C_i , element konsantrasyonu, C_{ni} ise elementin arda lan de ğerine karşılık gelmektedir. CF verileri şu şekilde de ğerlendirilmektedir; $CF < 1$ düşük derecede kontaminasyon, $1 \leq CF < 3$ orta derecede kontaminasyon, $3 \leq CF < 6$ yüksek derecede kontaminasyon, $CF > 6$ çok yüksek derecede kontaminasyon (Hakanson, 1980). CF hesaplamasında jeokimyasal normalizasyon yapılmamaktadır. Bu nedenle CF tane boyundan gelen hataların giderilmesi noktasında bazı dezavantajlara sahiptir. Bu dezavantajın ortadan kaldırılması için mCd geliştirilmiştir (Abraham & Parker, 2008).

mCd şu şekilde hesaplanmaktadır:

$$mCd = \frac{\sum_{i=1}^n CF}{n} \quad (6)$$

Formülde, CF kontaminasyon faktörü; n ise analizde kullanılan element sayısıdır. mCd bulguları şu şekilde de ğerlendirilmektedir: $mCd < 1.5$ çok düşük, $1.5 < mCd < 2$ düşük, $2 < mCd < 4$ orta, $4 < mCd < 8$ yüksek, $8 < mCd < 16$ çok yüksek, $16 < mCd < 32$ aşırı derece yüksek ve $mCd > 32$ ultra yüksek (Abraham & Parker, 2008).

3.1.3. Jeokümü lasyon indeksi (I_{geo})

I_{geo} şu şekilde hesaplanmaktadır:

$$I_{geo} = \log_2 \frac{C_m}{B_m * 1.5} \quad (7)$$

Formülde, C_m : element konsantrasyonu, B_m : elementin arda lan de ğerini, 1.5 ise sabit katsayıyı temsil etmektedir. I_{geo} 'dan elde edilen veriler; $I_{geo} 0 <$ kirlenmemiş, $I_{geo} 1 <$ az kirlenmiş, $I_{geo} 3 <$ orta derecede kirlenmiş, $I_{geo} 4 <$ kuvvetli derecede kirlenmiş, $I_{geo} 5 <$ ve $5 >$ çok kuvvetli derecede kirlenmiş şeklin de de ğerlendirilmektedir (Müller, 1969).

3.2. Ekolojik Risk De ğerlendirmesinde Kullanılan İndeksler

Çalışmanın bu bölümünde ekolojik risk seviyesinin belirlenmesinde kullanılan indeksler incelenmiştir.

3.2.1. Kirlilik yük indeksi (PLI)

Sedimentin PTE'lere ba ğlı kalitesini belirlemek amacıyla PLI geliştirilmiştir (Tomlinson vd., 1980). PLI şu şekilde hesaplanmaktadır:

$$PLI = (CF_1 \times CF_2 \times \dots \times CF_n)^{1/n} \quad (8)$$

Formülde; CF kontaminasyon faktörünü, n ise analizde kullanılan element sayısını ifade etmektedir. PLI verileri; 0 kirlilik riski yok olarak kabul edilmiş, ancak 1 de ğerinin aşılması durumunda gelecekte kirlilik riski ortaya çıkacağı şeklinde de ğerlendirilmiştir (Tomlinson, vd., 1980).

3.2.2. Toksik risk indeksi (TRI)

TRI, elementlerin toksik etkilerinin belirlenmesi için kullanılan yöntemlerden biridir (Zhang vd., 2016). Her bir elementin toksik risk katsayısını (TRI_i) belirlemek için aşağıdaki formül kullanılmaktadır.

$$TRI_i = \sqrt{\frac{((C_i / TEL)^2 + (C_i / PEL)^2)}{2}} \quad (9)$$

Formülde; C_i element konsantrasyonunu, TEL (threshold effect level) "eşik etki seviyesini", PEL (probably effect level) "olası etki seviyesini" göstermektedir. TEL ve PEL elementlerin çeşitli deneysel canlı türleri ve sedimentte oluşturduğu toksik etkinin sınırları dikkate alınarak belirlenmiştir (Mac Donald vd., 1996). Elementlerin bütünleşmiş yani toplam TRI'si şu şekilde hesaplanmaktadır:

$$TRI = \sum_{i=1}^n TRI_i \quad (10)$$

Formülde; TRI_i tek bir elementin toksik risk katsayısına, i element konsantrasyonuna, n analizde kullanılan element sayısına, TRI toplam toksik risk de ğerine karşılık gelmektedir. TRI verileri şu şekilde de ğerlendirilmektedir; $TRI \leq 5$ toksik risk yok, $5 < TRI \leq 10$ düşük toksik risk, $10 < TRI \leq 15$ orta seviyede risk, $15 < TRI \leq 20$ önemli seviyede toksik risk, $TRI > 20$ çok önemli seviyede toksik risk (Zhang vd., 2016).

3.2.3. Modifiye edilmiş risk oranı (mHQ)

mHQ sedimentte depolanan PTE'lerin yarattığı ekolojik ve toksikolojik etkilerinin farklı eşik seviyeleriyle karşılaştırılması metoduna dayanır (Mac Donald vd., 2000; Benson vd., 2018). mHQ şu şekilde hesaplanır:

$$mHQ = \left[C_i \left(\frac{1}{TEL} + \frac{1}{PEL} + \frac{1}{SEL} \right) \right]^{1/2} \quad (11)$$

Formülde; C_i , element konsantrasyonu, TEL, PEL ve SEL sırasıyla eşik etki seviyesi, olası etki seviyesi ve şiddetli etki seviyesidir. TEL, PEL ve SEL elementlerin çeşitli deneysel canlı türleri üzerinde ve sedimentte oluşturduğu toksik etkinin sınırları dikkate alınarak belirlenmektedir (Mac Donald vd., 1996; Mac Donald vd., 2000). mHQ bulguları şu şekilde değerlendirilmektedir; $mHQ < 0.5$ önemsiz, $0.5 < mHQ < 1$ çok düşük seviyede risk, $1 < mHQ < 1.5$ düşük seviyede risk, $1.5 < mHQ < 2$ orta seviyede risk, $2 < mHQ < 2.5$ önemli seviyede risk, $2.5 < mHQ < 3$ yüksek seviyede risk, $3 < mHQ < 3.5$ çok yüksek seviyede risk, $mHQ > 3.5$ aşırı yüksek seviyede risk.

3.2.4. Ekolojik kontaminasyon indeksi (ECI)

PTE'lerin entegre edilmiş toplam ekolojik risk seviyesinin belirlenmesinde kullanılmaktadır. İndeks temel bileşenler analizi / faktör analizi verilerini kullanarak ampirik bir yaklaşımla ekolojik risk değerlendirmesi sağlar ve şu formüle göre hesaplanır:

$$ECI = B_n \sum_{i=1}^n mHQ_i \quad (12)$$

Formülde; B_n , elementler için temel bileşenlerin analizinden elde edilen özdeğerin tersidir. ECI bulguları şu şekilde değerlendirilmektedir; $ECI < 2$ kirlenmemiş, $2 < ECI < 3$ hafif derecede kirlenmiş, $3 < ECI < 4$ hafif – orta derecede kirlenmiş, $4 < ECI < 5$ orta derecede kirlenmiş, $5 < ECI < 6$ oldukça kirlenmiş, $6 < ECI < 7$ yüksek derecede kirlenmiş, $ECI > 7$ aşırı derecede kirlenmiş (Benson vd., 2018).

3.2.5. Kontaminasyon ağırlık indeksi (CSI)

CSI, PTE kirliliği seviyesinin analiz edilmesi amacıyla geliştirilmiştir (Pejman vd., 2015). İndeks, ERL (*düşük etki aralığı*) ve ERM (*medyan etki aralığı*) verilerine dayanmaktadır. ERL ve ERM metallerin sedimentte yarattığı kontaminasyon seviyesi sınırlarıdır (Long vd., 1998). CSI şu şekilde hesaplanmaktadır:

$$CSI = \sum_{i=1}^n W_i \left[\left(\frac{C_i}{ERL_i} \right)^{1/2} + \left(\frac{C_i}{ERM_i} \right)^2 \right] \quad (13)$$

Formülde; W_i elementlerin kontaminasyon ağırlığı, C_i element konsantrasyonu n ise analizde kullanılan element sayısıdır. CSI verilerinin tek başına özel bir değerlendirme ölçüğü bulunmamaktadır. Bu nedenle, veriler çok değişkenli istatistiksel analiz verileriyle desteklenip aşağıdaki formüle entegre edilerek değerlendirilmektedir.

$$W_i = \frac{(\text{yük değeri}_i \times \text{öz değer})}{\sum_{i=1}^n (\text{yük değeri}_i \times \text{öz değer})} \quad (14)$$

W_i hesaplamasında temel bileşenler / faktör analizinde antropojenik olduğu belirlenen faktörün / componentin özdeğeri ve yük değerleri kullanılmıştır. CSI bulguları şu şekilde değerlendirilmektedir; $CSI < 0.5$ kirlenmemiş, $0.5 \leq CSI < 1$ çok düşük seviyede kirlenmiş, $1 \leq CSI < 1.5$ düşük seviyede kirlenmiş, $1.5 \leq CSI < 2$ düşük – orta seviyede kirlenmiş, $2 \leq CSI < 2.5$ orta seviyede kirlenmiş, $2.5 \leq CSI < 3$ orta – yüksek seviyede kirlenmiş, $3 \leq CSI < 4$ yüksek seviyede kirlenmiş, $4 \leq CSI < 5$ çok yüksek seviyede kirlenmiş, $CSI \geq 5$ aşırı yüksek seviyede kirlenmiş.

3.2.6. Modifiye ekolojik risk faktörü indeksi (mER)

PTE'lerin ekolojik risk seviyelerini belirlemek için, mER kullanılmaktadır. mER her bir elementin ekolojik risk seviyesini gös-

termektedir. mER değerlerinin toplanması ile entegre edilmiş ekolojik risk göstergesi olan mPER hesaplanmaktadır. Ekolojik risk ve potansiyel ekolojik risk hesaplamalarında uzun yıllar boyunca CF verileri kullanılmıştır (Hakanson, 1980). Ancak, CF hesaplamalarında jeokimyasal normalizasyon yapılmadığı için, tane boyundan gelen hatalar minimize edilmemektedir. Bu nedenle, hesaplamalarda EF verilerinin kullanıldığı mER ve mPER geliştirilmiştir (Brady vd., 2015). mER şu şekilde hesaplanmaktadır:

$$mER = EF \times Tr_i \quad (15)$$

Formülde; EF zenginleşme faktörü, Tr_i ise elementlerin toksik risk katsayısına karşılık gelmektedir. Elementlerin toksik risk katsayıları şu şekildedir; Hg = 40, Cd = 30, As = 10, Cu = Pb = Ni = 5, Cr = 2, Zn = 1, Mn = 1, Co = 5, Tl = 10, V = 2. Analiz bulguları; $mER < 40$ düşük derecede potansiyel ekolojik risk, $40 \leq mER < 80$ orta derecede potansiyel ekolojik risk, $80 \leq mER < 160$ önemli derecede potansiyel ekolojik risk, $160 \leq mER < 320$ yüksek derecede potansiyel ekolojik risk, $mER \geq 320$ çok yüksek derecede potansiyel ekolojik risk şeklinde değerlendirilmektedir (Hakanson, 1980).

3.2.7. Modifiye potansiyel ekolojik risk indeksi (mPER)

Elementlerin mER değerlerinin toplamı olan mPER şu şekilde hesaplanmaktadır:

$$mPER = \sum_{i=1}^n mER \quad (16)$$

mPER verileri; $mPER < 150$ düşük ekolojik risk, $150 \leq mPER < 300$ orta düzeyli ekolojik risk, $300 \leq mPER < 600$ önemli ekolojik risk, $mPER \geq 600$ çok yüksek ekolojik risk şeklinde değerlendirilmektedir (Hakanson, 1980).

3.3. Sağlık Risk İndeksleri

Sulak alanlarda PTE'lerin antropojenik etkilerle zenginleşmesi doğal ortama ekolojik bakımdan zarar verirken, sedimentten beslenen canlıların tüketilmesine bağlı olarak besin zinciri ya da çeşitli maruz kalma yollarıyla insanlar üzerinde sağlık riskleri ortaya çıkarmaktadır. Sağlık risklerinin analiz edilmesi için bazı indeksler geliştirilmiştir. Exp_{ing} ile sedimentin yutarak maruz kalma durumu analiz edilmektedir (Ustaoglu & Islam, 2020; Varol, 2020). Sulak alanlarda sedimenti doğrudan yutmak ve deri yoluyla maruz kalmak ender rastlanacak bir durumdur. Ancak, sedimentte depolanan PTE'ler uygun ortam şartlarının oluşmasıyla tekrar suya geri salınabilir (Yuan vd., 2014). Bu durumda, sedimentinde sağlık riskine neden olabilecek konsantrasyonda PTE depolayan baraj sularının şehir şebekelerine verilmesiyle insanlar su kullanımı sırasında deri yoluyla ve yutma şeklinde sağlık risklerine maruz kalabilir. Doğal sulak alanlarda ortaya çıkan PTE kirliliği insanların besin zinciri yoluyla sağlık riskleri yaşamasına neden olabilir. Exp_{ing} şu şekilde hesaplanmaktadır:

$$Exp_{ing} = \frac{C_{sed} \times IR \times CF \times EF \times ED}{BW \times AT} \quad (17)$$

Formülde C_{sed} element konsantrasyonuna, IR yutma oranına (114 mg/gün), CF birim dönüşümüne (10^{-6} kg/mg), EF maruz kalma sıklığına (350 gün/yıl), ED maruz kalma süresine ($30 \text{ yıl olarak varsayılıyor}$), BW ortalama vücut ağırlığına (70 kg), AT ise ortalama maruz kalınan gün sayısına ($30 \text{ yıl} \times 365 = 10.950 \text{ gün}$) karşılık gelmektedir.

Bu formüle göre; 70 kg ağırlığındaki bir insanın 30 yıl boyunca günde 114 mg PTE'ye maruz kaldığı varsayılmaktadır (Song vd., 2019). Exp_{derm} şu şekilde hesaplanmaktadır:

$$Exp_{derm} = \frac{C_{sed} \times CF \times SA \times AF \times ABS \times EF \times ED}{BW \times AT} \quad (18)$$

Hesaplama, Exp_{ing} formülüne ek olarak SA maruz kalan cilt yüzeyi (5700 cm^2), AF sedimentin cilde yapışma faktörü (0.07 mg/cm^2), ABS ise sedimentin dermal absorpsiyonuna (0.001) karşılık gelmektedir (Iqbal vd., 2013).

HQ ve HI PTE'lerin yutma ve deri yoluyla maruz kalarak kanserojen olmayan sağlık risklerinin tespit edilmesinde kullanılmaktadır. Formülde kullanılan referans değerler için Amerika Birleşik Devletleri Çevre Koruma Ajansı (United States Environmental Protection Agency-USEPA) verilerinden yararlanılmıştır (USEPA, 2015). HQ formülü şu şekildedir:

$$HQ_{ing} / HQ_{derm} = \frac{Exp_{ing} / Exp_{derm}}{RfDO} \quad (19)$$

Formüle; Exp_{ing} yutarak maruz kalma, Exp_{derm} deri yoluyla maruz kalma, RfDO ise referans doza karşılık gelmektedir. HI şu şekilde hesaplanmaktadır:

$$HI = \sum_{i=1}^n HQ_{ing} / HQ_{derm} \quad (20)$$

Formüle; HQ yutma ve deri yoluyla maruz kalmayı, HI toplam kanserojen olmayan sağlık risklerini, RfDO ise referans dozu temsil eder. Analiz sonucunda; HI değerinin 1'in üzerinde olması sulak alanda kanserojen olmayan sağlık risklerinin varlığına, değerin 1'den küçük olması sağlık riski olmadığı anlamına gelmektedir (Iqbal vd., 2013). As, Pb, Cd, Cr, Hg gibi yüksek toksik etkiye sahip PTE'ler uzun süre maruz kalınması durumunda kanser riskine neden olabilir. PTE'lerin kanser riski maruziyet seviyesi (CSF) As (1.5 mg/kg/gün), Pb (0.042 mg/kg/gün), Cd (15 mg/kg/gün), Cr (0.5 mg/kg/gün)'dür (USEPA, 2009; USEPA, 2015).

LCR şu şekilde hesaplanmaktadır:

$$LCR = Exp_{(ing-derm)} \times CSF \quad (21)$$

$$\sum LCR = (LCR_{ing} + LCR_{derm}) \quad (22)$$

Formüle Exp_{ing} yutarak maruz kalma, Exp_{derm} deri yoluyla maruz kalma, CSF ise PTE'lerin kanser riski maruziyet seviyelerini temsil etmektedir. LCR verilerine göre kabul edilebilir kanserojen risk seviyesi 10^{-6} ve 10^{-4} aralığındadır. Bu aralığı geçen değerler kanser riskine işaret etmektedir (USEPA, 2005).

4. Mekânsal Analizler

Coğrafi Bilgi Sistemleri teknolojileri mekânsal analizlerin gerçekleştirilmesi için Kriging Entropolasyon ve Ters Mesafe Ağırlıklı Entropolasyon (IDW) başta olmak üzere bazı metodların kullanılmasına imkân sağlamaktadır. Ekolojik risk analizi çalışmalarında PTE'lerin sulak alan tabanındaki mekânsal dağılışının tespit edilmesi kaynak tanımlama açısından son derece önemlidir. Özellikle birden çok alt havzası olan sulak alanlarda hangi akarsuyun ne kadar PTE taşıdığı tespit edilmesi için mekânsal analizler gerçekleştirilmektedir. Mekânsal analizlerden elde edilen bulgular ile alt havzalarda ekolojik bozulma ve sağlık riskine neden olan antropojenik faktörler daha kolay şekilde tespit edilmektedir. Ekolojik risk indekslerinden elde

edilen bulgular Arc – Map 10.7 yazılımında yer alan Kriging Entropolasyon metodu ile mekânsal dağılış haritalarına dönüştürülerek çalışmalara aktarılmaktadır. Kriging Entropolasyon yakın noktaların bilinen verilerini kullanarak diğer noktalardaki bilinmeyen verilerin optimum değerlerini kestiren bir metod olup, şu şekilde hesaplanmaktadır:

$$N_p = \sum_{i=1}^n P_i \times N_i \quad (23)$$

Formüle; N örnekleme noktası sayısına, N_i N_p 'nin hesabında kullanılan noktaların geoit ondülasyon değerlerine, N_p : hesaplanmak istenen ondülasyon değerine, P_i : N 'nin hesabında kullanılan N_i değerine karşılık gelmektedir (ESRI, 2021). Kriging Entropolasyon, örnekleminin düzenli aralıklarda ve birbirine daha yakın mesafelerdeki noktalarda yapıldığında kullanılmaktadır. IDW ise örnekleminin daha seyrek ve düzensiz aralıklarda yapıldığı geniş sahalarda tercih edilmektedir. Ekolojik risk analizlerinde PTE'lerin mekânsal dağılışının yanında dikey dağılışın tespit edilmesi son derece önemlidir. Dikey dağılış verileri karot dilimlerinden elde edilmektedir (Fotoğraf 7). Karot örneğinin belirli aralıklarla (genellikle 2 ya da 5 cm) dilimlenmesi ve her dilimden elde edilen verilerin CBS ya da Microsoft Office programlarıyla görsel hale getirilmesi ekolojik riskin zamansal değişiminin tespitini sağlamaktadır (Kükre vd., 2019; Fural vd., 2020).

5. Çok Değişkenli İstatistiksel Analizler

Ekolojik risk araştırmalarında PTE'lerin taşınma ve çökme süreçlerindeki benzerlikleri tanımlamak için temel bileşenler / faktör analizi, cluster analizi ve korelasyon analizi gibi çok değişkenli istatistiksel yöntemler kullanılmaktadır (Kükre, 2017; Ustaoglu & Tepe 2018). Bu kapsamda, temel bileşenler / faktör analizi ile PTE'ler ortak değişkenlerden etkilenen farklı gruplara ayrılmaktadır. Aynı faktör grubu içerisinde yer alan PTE'ler varyasyona etki yüzdeleri ile birlikte değerlendirilmektedir. Korelasyon analizinde PTE'ler arasındaki pozitif ve negatif ilişkiler belirlenmektedir. Cluster analizinde PTE'ler, ortak kaynak taşınma ve çökme süreçlerine göre gruplandırılmaktadır. Çok değişkenli istatistiksel analizlerden elde edilen veriler çalışmaya aktarılmadan önce istatistiksel bulguların birbirini ne kadar desteklediği tespit edilmelidir. Ardından, istatistiksel bulgular mekânsal dağılış haritaları ile karşılaştırılarak geçerli ve güvenilir bulunan veriler çalışmaya aktarılır.

6. Sonuç ve Öneriler

Çalışma sonucunda elde edilen bulgulara göre son yıllarda artan antropojenik baskılardan kaynaklanan ekolojik bozulma ve sağlık risklerinin tespit edilmesi için bazı indekslerin geliştirildiği belirlenmiştir. Ekolojik risk araştırmaları; arazi çalışması, sediment örnekleme, laboratuvar süreçleri, ekolojik bozulma ve sağlık risk indeksi hesaplamaları, mekânsal ve istatistiksel analizlerin yapılması ve elde edilen bulguların değerlendirilmesi aşamalarıyla gerçekleştirilmektedir. Analitik yöntemlere dayalı ekolojik risk araştırmalarının sulak alanların korunması ve sürdürülebilir kullanımının sağlanması için önemli bir fırsat olduğu açıktır. Mevcut literatür Türkiye'de çok az sayıda sulak alanda ekolojik risk araştırması yapıldığını göstermektedir. Bu durum, sulak alan ekosistemlerinde gerçekleşen ekolojik bozulma ve sağlık riskleri hakkında farkındalığın oluşmamasına yol açmaktadır. Konuyla ilgili farkındalığın olmaması sulak alanlardaki ekolojik bozulmanın büyük bir hızla artmasına neden olmaktadır. Sulak alanlarda yaşanan ekolojik bozulma ve sağlık riski sorunlarının analitik metotlara dayalı bilimsel çalışmalar ile

izlenmesi için Ardahan Üniversitesi Coğrafya Bölümünün başlattığı araştırma laboratuvarı kurulmasına diğer üniversitelerde devam edilmesi, konuyla ilgilenen araştırmacıların yetiştirilmesi ve yapılan araştırmalarda multidisipliner yaklaşıma önem verilmesi önerilmektedir. Coğrafya alanında bu konuda önemli bir boşluk bulunmakta ve mevcut boşluğun doldurulması için yeni çalışmalar yapılmaktadır. Bu makale ile potansiyel toksik elementlerden kaynaklanan ekolojik risk konusunda çalışmak isteyen araştırmacılara bir rehber oluşturulmuş ve Coğrafya alanında analitik yöntemlere dayalı ekolojik risk araştırmalarının genişletilmesi için önemli bir adım atılmıştır.

Teşekkür ve Katkı Belirtme

Potansiyel toksik element kaynaklı bölgesel ekolojik risk araştırmamızdaki katkıları için Prof. Dr. A. Evren Erginal, Prof. Dr. İsa Cürebal, Prof. Dr. Abdullah Soykan, Dr. ÖĞr. Üyesi Dilek Aykır ve Uzman Furkan İnan'a teşekkür ederiz.

Kaynakça

- Abraham, G., & Parker, R. (2008). Assessment of heavy metal enrichment factors and the degree of contamination in marine sediments from Tamaki Estuary, Auckland, New Zealand. *Environmental Monitoring and Assessment*, 136, 227-238. <https://doi.org/10.1007/s10661-007-9678-2>
- Benson, U. N., Adedapo, E. A., Fred Ahmadu, H. O., Williams, B. A., Udosen, D. E., Ayejuvo, O., & Olejire, A. A. (2018). A new method for assessment of sediment associated contamination risks using multivariate statistical approach. *Methodx*, 30, 268-276. <https://doi.org/10.1016/j.mex.2018.03.005>
- Balık, İ. & Tunca, E. (2015). Sedimentteki metal kirliliğini değerlendiren yöntemler üzerine bir derleme. *Türk Denizcilik ve Deniz Bilimleri Dergisi*, 1, 37-47. <https://dergipark.org.tr/en/download/issue-full-file/40133>
- Brady, J.P., Ayoko, G.A., Martens, W.N., & Goonetilleke, A. (2015). Development of a hybrid pollution index for heavy metals in marine and estuarine sediments. *Environmental Monitoring and Assessment*, 187, <https://doi.org/10.1007/s10661-015-4563-x>
- C rebal İ., Efe R., Soykan A., & S nmez S. (2015). Impacts of anthropogenic factors on land degradation during the anthropocene in Turkey. *Journal of Environmental Biology*, 36, 51-58. <https://pubmed.ncbi.nlm.nih.gov/26591882/>
- avuşoğlu K., G ndoğan Y., Arıca .ř., & Kırındı T. (2007). Mytilus sp (midye), gammarus sp (nehir trnağı) ve cladophora sp (yeşil alg)  rnekleri kullanılarak Kızılırmak nehrindeki ağır metal kirliliğin araştırılması. *Balıkesir Üniversitesi Fen Bilimleri Enstit s  Dergisi*, 9, 52-60. <http://fbc.balikesir.edu.tr/dergi/20071/BAUF-BE2007-1.pdf>
- Eker, . S. (2020). Distinct contamination indices for evaluating potentially toxic element levels in stream sediments: a case study of the Harşit Stream (NE Turkey). *Arabian Journal of Geosciences*, 13, (22), <https://doi.org/1-18.10.1007/s12517-020-06178-w>
- Eid, E., Shaltout, K., El-Sheikh, M., & Asaeda, T. (2012). Seasonal courses of nutrients and heavy metals in water, sediment and above- and below-ground Typha domingensis biomass in Lake Burullus. Perspectives for phytoremediation. *Flora: Morphology, Distribution, Functional Ecology of Plants*, 207, 783-94. <https://doi.org/10.1016/j.flora.2012.09.003>
- ESRI. (2021). *How kriging works*, <https://desktop.arcgis.com/en/arcmap/10.3/tools/3d-analyst-toolbox/how-kriging-works.htm>
- Falkenmark, M., Lundqvist, J. & Widstrand, C. (1989). Macro-scale water scarcity requires micro-scale approaches. *Natural Resources Forum*, 13, 258-267. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1477-8947.1989.tb00348.x>
- Fural, ř. (2020). *İkizcetepeler baraj g l  c kellerinin (Balıkesir) ekolojik risk analizi*. (Tez yayın numarası: 641963) [doktora tezi, Balıkesir Üniversitesi], Y K Ulusal Tez Merkezi. <https://tez.yok.gov.tr/UlusalTezMerkezi/tezSorguSonucYeni.jsp>
- Fural, ř., K k rer, S., & Cürebal, İ. (2020). Geographical information systems based ecological risk analysis of metal accumulation in sediments of İkizcetepeler Dam Lake (Turkey). *Ecological Indicators*, 119. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2020.106784>
- Fural, ř., K k rer, S., Cürebal, İ., & Aykır, D. (2021). Spatial distribution, environmental risk assessment, and source identification of potentially toxic metals in Atikhisar dam, Turkey. *Environmental Monitoring and Assessment*, 193, <https://doi.org/10.1007/s10661-021-09062-6>
- Hakanson, L. (1980). An ecological risk index for aquatic pollution control: A sedimentological approach. *Water Research*, 14, 975-1001. [https://doi.org/10.1016/0043-1354\(80\)90143-8](https://doi.org/10.1016/0043-1354(80)90143-8)
- Iqbal, J., Tirmizi SA., & Shah, MH. (2013). Statistical apportionment and risk assessment of selected metals in sediments from Rawal Lake (Pakistan). *Environmental Monitoring and Assessment*, 185, 729-743. <https://doi.org/10.1007/s10661-012-2588-y>
- Kaya, H., Erginal, G., akır, ., Gazioğlu, C., & Erginal, A. (2017). Ecological risk evaluation of sediment core samples, Lake Tortum (Erzurum, NE Turkey) using environmental indices. *International Journal of Environment and Geoinformatics*, 4, 227-239. <https://doi.org/10.30897/ijegeo.348826>
- Kır, İ., & Tuncay, Y. (2010). Kovada G l n de Yaşayan İstakozlarda (Astacus leptodactylus) Bazı AĞır Metallerin Birikiminin İncelenmesi. *S leyman Demirel Üniversitesi Fen Edebiyat Fakültesi Fen Bilimleri Dergisi*, 5, 179-186. <https://dergipark.org.tr/tr/pub/sdufeffd/issue/11272/134705>
- Kırıs, E., & Baltas, H. (2020). Assessing pollution levels and health effects of heavy metals in sediments around Cayeli copper mine area, Rize, Turkey. *Environmental Forensics*, 22, 372-384. <https://doi.org/10.1080/15275922.2020.1850572>
- K k rer, S. (2017). Pollution, source, and ecological risk assessment of trace elements in surface sediments of Lake Aktaş, NE Turkey. *Human and Ecological Risk Assessment*, 7, 1629-1644. <https://doi.org/10.1080/10807039.2017.1332953>
- K k rer, S. (2018). Vertical and Horizontal Distribution, Source Identification, Ecological and Toxic Risk Assessment of Heavy Metals in Sediments of Lake Aygır, Kars, Turkey. *Environmental Forensics*, (19), 122-133. <https://doi.org/10.1080/15275922.2018.1448905>
- K k rer, S., akır, ., Kaya, H., & Erginal, E. A. (2019). Historical record of metals in Lake K c kekmece and Lake Terkos (Istanbul, Turkey) based on anthropogenic impacts and ecological risk assessment. *Environmental Forensics*, 4, 385-401. <https://doi.org/10.1080/15275922.2019.1657985>
- K k rer, S., Erginal, A. E., şeker, S., & Karabıyık Ğlu, M. (2015). Distribution and environmental risk evaluation of heavy metal in core sediments from Lake ıldır (NE Turkey). *Environ. Monit. Assess*, 7, <https://doi.org/10.1007/s10661-015-4685-1>
- Laval-Martin, D. (1985). Spectrophotometric method of controlled pheophytinization for the determination of both chlorophylls and pheophytins in plant extracts. *Analytical Biochemistry*, 149, 121-129. [https://doi.org/10.1016/0003-2697\(85\)90484-1](https://doi.org/10.1016/0003-2697(85)90484-1)
- Liu, E., Sjen, J., & Yhang, L. (2010). Assessment of heavy metal contamination in the sediments of Nansihu Lake Catchment, China. *Environ. Monit. Assess*, 161, 217-27. <https://doi.org/10.1007/s10661-008-0739-y>
- Long, E., Field, L., & Mac Donald, D. (1998). Predicting toxicity in marine sediments with numerical sediment quality guidelines. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 17, 714-727. <https://doi.org/10.1002/etc.5620170428>
- Lorenzen, C. (1971). Chlorophyll-degradation products in sediments of Black Sea. *Woods Hole Oceanographic Institution Contribution*, 28, 426-428.

- Luczynska, Z., & Kang, M. (2018). Risk assessment of toxic metals in marine sediments from the Arctic Ocean using a modified BCR sequential extraction procedure. *Environ. Sci. Health*, 53, 278-293. <https://doi.org/10.1080/10934529.2017.1397443>
- MacDonald, D., Carr, R., Calder, F., & Long, E. (1996). Development and Evaluation of Sediment Quality Guidelines for Florida Coastal Waters. *Ecotoxicology*, 5, 253-278. <https://doi.org/10.1007/BF00118995>
- MacDonald, D., Ingersoll, C., & Berger, T. (2000). Development and evaluation of consensus-based sediment quality guidelines for freshwater ecosystems. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.*, 39, 20-31. <https://doi.org/10.1007/s002440010075>
- M ller, G. (1969). Index of geo-accumulation in sediments of the Rhine river. *Geochem. J.*, 2, 108-118.
- Pejman, A., Bidhendi, N. G., Ardestani, M., Saeedi, M., & Baghvand, A. (2015). A new index for assessing heavy metal contamination in sediments: A case study. *Ecological Indicators*, 58, 365-373. <https://doi.org/10.1016/j.mex.2018.03.005>
- Rovira, J., Mari, M., Schuhmavher, M., Nadal, M., & Domingo, J. (2011). Monitoring Environmental Pollutants in the Vicinity of a Cement Plant: A Temporal Study. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 60, 372-384. <https://doi.org/10.1007/s00244-010-9628-9>
- Sanei H., Outridge M., Oguri, K., Stern G.A., Thamdurp B., Wenzh fer, F., Wang, F., Glud N.R. (2021). High mercury accumulation in deep-ocean hadal sediments. *Scientific Reports*, | 11:10970. <https://doi.org/10.1038/s41598-021-90459-1>
- Salomons, W., & Stigliani, W. (1995). *Biogeochemistry of pollutants in soils and sediments*. Heidelberg: Springer - Verlag.
- Schlichting, E., & Blume, H. (1966). *Bodenkundliches praktikum*. Verlag Paul.
- Song, J., Liu, Q., & Sheng, Y. (2019). Distribution and risk assessment of trace metals in riverine surface sediments in gold mining area. *Environmental Monitoring and Assessment*, 191, 1-13. <https://doi.org/10.1007/s10661-019-7311-9>
- Sutherland, R. A. (2000). Bed sediment-associated trace metals in an urban stream, Oahu, Hawaii. *Environmental Geology*, 39, 611-627. <https://doi.org/10.1007/s002540050473>
- Taylor, S. R., McLennan, S. M., 1995. The geochemical Evolution of the Continental Crust. *Reviews of Geophysics*, 33, 241-265. <https://doi.org/10.1029/95RG00262>
- Tokatli, C., UĞurloğlu, A., K se, E.,  i ek, A., Arslan, N., Dayioğlu, H., & Emiroğlu,  . (2021). Ecological risk assessment of toxic metal contamination in a significant mining basin in Turkey. *Environmental Earth Sciences*, 80, (17). <https://doi.org/10.1007/s12665-020-09333-4>
- Tomlinson, D. L., Wilson, J. G., Harris, C. R., & Jeffery, D. W. (1980). Problems in the assessment of heavy-metal levels in estuaries and the formation of a pollution index. *Helgolander Meeresunters*, 33, 566-575. <https://hmr.biomedcentral.com/articles/10.1007/BF02414780>
- Turekian, K., and Wedepohl, K. (1961). Distribution of the Elements in Some Major Units of the Earth's Crust. *GSA Bulletin*, 72, 175-192. <https://pubs.geoscienceworld.org/gsa/gsabulletin/article/72/2/175/5262/Distribution-of-the-Elements-in-Some-Major-Units>
- U.S. Environmental Protection Agency (USEPA). (2005). Guidelines for carcinogen risk assessment. https://www3.epa.gov/air-toxics/cancer_guidelines_final_3-25-05.pdf
- U.S. Environmental Protection Agency (USEPA). (2009). Risk Değerlendirme Rehberi: B l m e. <https://www.usepa.gov/risk/risk-assessment-guidance-superfund-rags-part-e>
- U.S. Environmental Protection Agency (USEPA). (2015). *Risk based screening table- generic, summary table*. <http://www.usepa.gov/risk/riskbased-screening-table-generic-tables>
- Ustaoğlu, F., & Tepe, Y. (2018). Determination of the sediment quality of Pazarsuyu Stream (Giresun, Turkey) by multivariate statistical methods. *Turkish Journal of Agriculture-Food Science and Technology*, 6, (3), 304-312. <https://doi.org/10.24925/turjaf.v6i3.304-312.1696>
- Ustaoğlu, F., Tepe, Y., & Aydın, H. (2020). Heavy metals in sediments of two nearby streams from Southeastern Black Sea coast: contamination and ecological risk assessment. *Environmental Forensics*, 2, 145-156. <https://doi.org/10.1080/15275922.2020.1728433>
- Ustaoğlu, F., & Islam, M. S. (2020). Potential toxic elements in sediment of some rivers at Giresun, Northeast Turkey: A preliminary assessment for ecotoxicological status and health risk. *Ecological indicators*, 113, 106237. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2020.106237>
- Ustaoğlu, F. (2021). Ecotoxicological risk assessment and source identification of heavy metals in the surface sediments of   mlekci stream, Giresun, Turkey. *Environmental Forensics*, 22, (1-2), 130-142. <https://doi.org/10.1080/15275922.2020.1806148>
- Varol, M. (2020). Environmental, ecological and health risks of trace metals in sediments of a large reservoir on the Euphrates River (Turkey). *Environmental Research*, 187, 109664. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2020.109664>
- Vrhovnik, P.,  muc, N. R., Dolenc, T., Serafimovski, T., Dolenc, M. (2013). An evaluation of trace metal distribution and environmental risk in sediments from the Lake Kalimanci (FYR Macedonia). *Environmental Earth Sciences*, 70,(2), 761-775. <https://doi.org/10.1007/s12665-012-2166-1>
- Walkley, A., & Black, I. (1934). An examination of the Degthareff method for determining soil organic matter and a proposed modification of the chromic acid titration method. *Soil Science*, 27, 29-38. <http://dx.doi.org/10.1097/00010694-193401000-00003>
- Wang, X., Zhao, L., Xu, H., & Zhang X. (2018). Spatial and seasonal characteristics of dissolved heavy metals in the surface seawater of the Yellow River Estuary, China. *Marine Pollution Bulletin*, 137, 465 - 473. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2018.10.052>
- Wang, Y. B., Liu, W. C., & Wang, W. S. (2015). Characterization of heavy-metal-contaminated sediment by using unsupervised multivariate techniques and health risk assessment. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 113, 469-476. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2014.12.036>
- Wei, J., Cen K. (2020). Assessment of human health risk based on characteristics of potential toxic elements (PTEs) contents in foods sold in Beijing, China. *Science of The Total Environment*, 703, <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.134747>
- Yılmaz, M., Teber  ., Akkan T., Er,  . ., Kariptaş E.,  iftci H. (2016). Determination of Heavy Metal Levels in Different Tissues of Tencinca tinca L., 1758 from Siddıklı K c kboğaz Dam Lake, Kırşehir Turkey. *Fresenius Environmental Bulletin*, 25, 1972-1977. <https://www.researchgate.net/profile/Tamer-Akkan/publication/304396698>
- Yuan, Z., Taoran, S., Yan, Z., & Tao, Y. (2014). Spatial distribution and risk assessment of heavy metals in sediments from a hypertrophic plateau lake Dianchi, China. *Environmental Monitoring and Assessment*, 186, 1219-1234. <https://link.springer.com/article/10.1007/s10661-013-3451-5>
- Zhang, G., Bai, J., Zhao, Q. (2016). Heavy metals in wetland soils along a wetland-forming chronosequence in the Yellow River Delta of China: Levels, sources and toxic risks. *Ecological Indicators* 69, 331-339. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2016.04.042>
- Zhang, L., Ye, X., Feng, H., Jing, Y., Ouyang, T., & Yu, X. (2007). Heavy metal contamination in western Xiamen Bay sediments and its vicinity, China. *Marine Pollution Bulletin*, 54, 974-982. <https://europepmc.org/article/med/17433373>
- Zhou, Q., Yang, N., Li, Y., Ren, B., Ding, X., Bian, H. (2020). Total concentrations and sources of heavy metal pollution in global river and lake water bodies from 1972 to 2017. *Global Ecology and Conservation*, 22, 1-11. <https://doi.org/10.1016/j.gecco.2020.e00925>