



**ANTROPOJENİK KİRLİLİK KAYNAKLARINDA  
YAŞAYAN *Pelophylax ridibundus* TÜRÜ  
KURBAĞALARIN SAĞLIK DURUMLARININ  
ARAŞTIRILMASI**

**Mesut DÖNMEZ**

**Yüksek Lisans Tezi  
Biyoloji Ana Bilim Dalı  
Prof. Dr. Turgay ŞİŞMAN  
2021  
(Her hakkı saklıdır.)**

T.C.  
ATATÜRK ÜNİVERSİTESİ  
FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ  
BİYOLOJİ ANA BİLİM DALI

**ANTROPOJENİK KİRLİLİK KAYNAKLARINDA YAŞAYAN *Pelophylax ridibundus*  
TÜRÜ KURBAĞALARIN SAĞLIK DURUMLARININ ARAŞTIRILMASI**

(The Investigation of the Health Status of *Pelophylax ridibundus* Living In Anthropogenic  
Pollution Resources)

YÜKSEK LİSANS TEZİ

Mesut DÖNMEZ

Danışman: Prof. Dr. Turgay ŞİŞMAN

Erzurum  
Ocak, 2021

## KABUL VE ONAY TUTANAĞI

Mesut DÖNMEZ tarafından hazırlanan “Antropojenik Kirlilik Kaynaklarında Yaşayan Pelophylax ridibundus Türü Kurbağaların Sağlık Durumlarının Araştırılması” başlıklı çalışması 18 / 01/ 2021 tarihinde yapılan tez savunma sınavı sonucunda başarılı bulunarak jürimiz tarafından Biyoloji Ana Bilim Dalı, Genel Biyoloji Bilim Dalında Yüksek Lisans tezi olarak kabul edilmiştir.

Jüri Başkanı: Dr. Öğr. Üyesi Elanur AYDIN .....  
KARATAŞ  
Erzurum Teknik Üniversitesi

Danışman: Prof. Dr. Turgay ŞİŞMAN .....  
Atatürk Üniversitesi

Jüri Üyesi: Dr. Öğr. Üyesi Yahya TEPE .....  
Atatürk Üniversitesi

Enstitü Yönetim Kurulunun  
....../....../.... tarih ve ..... sayılı  
kararı.

Bu tezin Atatürk Üniversitesi Lisansüstü Eğitim ve Öğretim Yönetmeliği'nin ilgili maddelerinde belirtilen şartları yerine getirdiğini onaylarım.

**Prof. Dr. Mehmet KARAKAN**  
**Enstitü Müdürü**

**Not:** Bu tezde kullanılan özgün ve başka kaynaklardan yapılan bildiriş, çizelge, şekil ve fotoğrafların kaynak olarak kullanımı, 5846 sayılı Fikir ve Sanat Eserleri Kanunundaki hükümlere tabidir.

## ETİK BİLDİRİM VE İNTİHAL BEYAN FORMU

Yüksek Lisans Tezi olarak *Prof. Dr. Turgay Şişman* danışmanlığında sunulan “**ANTROPOJENİK KİRLİLİK KAYNAKLARINDA YAŞAYAN *Pelophylax ridibundus* TÜRÜ KURBAĞALARIN SAĞLIK DURUMLARININ ARAŞTIRILMASI**” başlıklı çalışmanın tarafımızdan bilimsel etik ilkelere uyularak yazıldığını, yararlanılan eserlerin kaynakçada gösterildiğini, Fen Bilimleri Enstitüsü tarafından belirlenmiş olan Turnitin Programı benzerlik oranlarının aşılmadığını ve aşağıdaki oranlarda olduğunu beyan ederiz.

| Tez Bölümleri      | Tezin Benzerlik Oranı (%) | Maksimum Oran (%) |
|--------------------|---------------------------|-------------------|
| Giriş              | 5                         | 30                |
| Kuramsal Temeller  | 2                         | 30                |
| Materyal ve Yöntem | 5                         | 35                |
| Bulgular           | 8                         | 20                |
| Tartışma           | 4                         | 20                |
| Tezin Geneli       | 5                         | 25                |

**Not:** Yedi kelimeye kadar benzerlikler ile Başlık, Kaynakça, İçindekiler, Teşekkür, Dizin ve Ekler kısımları tarama dışı bırakılabilir. Yukarıdaki azami benzerlik oranları yanında tek bir kaynaktan olan benzerlik oranlarının %5'den büyük olmaması gerekir.

Beyan edilen bilgilerin doğru olduğunu, aksi halde doğacak hukuki sorumlulukları kabul ve beyan ederiz.

| Tez Yazarı (Öğrenci) | Tez Danışmanı           |
|----------------------|-------------------------|
| Mesut DÖNMEZ         | Prof. Dr. Turgay ŞİŞMAN |
| 4.1.2021             | 4.1.2021                |
| İmza:                | İmza:                   |

\* Tez ile ilgili YÖKTEZ’de yayınlamasına ilişkin bir engelleme var ise aşağıdaki alanı doldurunuz.

☐ Tezle ilgili patent başvurusu yapılması / patent alma sürecinin devam etmesi sebebiyle Enstitü Yönetim Kurulunun ....../.../.... tarih ve ..... sayılı kararı ile teze erişim 2 (iki) yıl süreyle engellenmiştir.

☐ Enstitü Yönetim Kurulunun ....../.../.... tarih ve ..... sayılı kararı ile teze erişim 6 (altı) ay süreyle engellenmiştir.

## TEŞEKKÜR

Yüksek Lisans Tezi olarak sunduğum bu çalışma Atatürk Üniversitesi Fen Fakültesi Biyoloji Bölümü Hayvan Fizyolojisi ve Histolojisi Laboratuvarı'nda yapılmıştır.

Çalışmalarımın her aşamasında bana yardımcı olan, bilgi, deneyim ve yaşantısıyla ufuk açan tez danışmanım, değerli hocam Sayın Prof. Dr. Turgay ŞİŞMAN'a teşekkürlerimi sunarım.

Eğitim hayatım boyunca maddi ve manevi desteğini esirgemeyen, kıymetli, merhum babama dualarımla, şükranlarımı sunarım.

Ayrıca çalışmalarım sırasında benden maddi ve manevi hiçbir desteğini esirgemeyen kıymetli eşim Şeyma DÖNMEZ'e ve gülüşüyle yüreğime heyecan katan canım kızım Erva DÖNMEZ'e sevgilerimi sunarım.

Mesut DÖNMEZ

## ÖZET

### YÜKSEK LİSANS TEZİ

#### ANTROPOJENİK KİRLİLİK KAYNAKLARINDA YAŞAYAN *Pelophylax ridibundus* TÜRÜ KURBAĞALARIN SAĞLIK DURUMLARININ ARAŞTIRILMASI

Mesut DÖNMEZ

Danışman: Prof. Dr. Turgay ŞİŞMAN

**Amaç:** Yapılan çalışmada Erzurum il merkezinde belirli antropojenik kirlilik kaynaklarında (tarımsal faaliyet, gürültü kirliliği, otoyol kirliliği ve evsel atıklar) yaşayan *Pelophylax ridibundus* (Amfibia: Anura; Ranidae) türü kurbağaların sağlık durumları araştırılmıştır.

**Yöntem:** Bu amaçla önce kurbağaların yaşadıkları bölgelerden su ve sediment örneklerinde kirlilik unsurları enstrümental analiz yöntemiyle belirlenmiş ve bu alanlarda yaşayan kurbağalarda morfolometrik (dalgalı asimetri-FA, kondisyon faktörü-KF, hepatosomatik indeks) ve eritrometrik (genotoksik ve sitotoksik) analizlerle sağlık durumları ortaya konulmuştur.

**Bulgular:** Yapılan saha çalışması neticesinde ağır metal kirliliğine bağlı olarak *P. ridibundus* türü kurbağaların karaciğerlerinde bazı metallerin biriktiği, KF değerinin değişmediği, FA değerinin arttığı, eritrositik çekirdek anormallliği frekansının yükseldiği, eritrosit büyüklükleri küçülürken çekirdeksiz eritrosit, mitotik eritrosit, piknotik eritrosit ve olgunlaşmamış eritrosit frekanslarında ise bir artışın olduğu tespit edilmiştir.

**Sonuç:** Kirlilik unsurlarının varlığı ile kurbağaların sağlık durumu arasında bir korelasyonun olduğu ve kurbağa popülasyonlarının antropojenik kirlilikten olumsuz etkilendikleri tespit edilmiştir.

**Anahtar Kelimeler:** Antropojenik kirlilik, Morfolometrik analiz, Eritrometrik analiz, *Pelophylax ridibundus*, Ağır metal.

Ocak 2021, 87 sayfa

## ABSTRACT

### MASTER THESIS

#### THE INVESTIGATION OF THE HEALTH STATUS OF *Pelophylax ridibundus* LIVING IN ANTHROPOGENIC POLLUTION RESOURCES

Mesut DÖNMEZ

Supervisor: Prof. Dr. Turgay ŞİŞMAN

**Purpose:** In the planned study, the health status of *Pelophylax ridibundus* (Amphibia: Anura; Ranidae) species living in certain anthropogenic pollution sources (agricultural activities, noise pollution, road pollution and municipal wastes) in Erzurum was investigated.

**Method:** For this purpose, firstly the water and sediment samples from the polluted regions where living the frogs were determined by instrumental analysis, and secondly morphometric (fluctuating asymmetry-FA, condition factor-CF, hepatosomatic index) and erythrometric (genotoxic, cytotoxic) analyzes were tried to reveal the health status of the frogs in the areas.

**Findings:** As a result of the field study, it has been found that some metals have accumulated in the livers of *Pelophylax ridibundus* species due to heavy metal pollution, the CF value has not changed, the FA value and the erythrocytic nuclear abnormality frequency has increased. Moreover, erythrocyte size decreased and nucleated erythrocyte, mitotic erythrocyte, pycnotic erythrocyte and immature erythrocyte frequencies increased.

**Results:** It was found that there was a correlation between the presence of pollution and the health status of frogs, and the frog populations were affected negatively by the anthropogenic pollution.

**Keywords:** Anthropogenic pollution, Morphomeric analyses, Erythrometric analyses, *Pelophylax ridibundus*, Heavy metal.

January 2021, 87 pages

## İÇİNDEKİLER

|                                                               |      |
|---------------------------------------------------------------|------|
| KABUL VE ONAY TUTANAĞI.....                                   | i    |
| ETİK BİLDİRİM VE İNTİHAL BEYAN FORMU .....                    | ii   |
| TEŞEKKÜR .....                                                | iii  |
| ÖZET .....                                                    | iv   |
| ABSTRACT .....                                                | v    |
| İÇİNDEKİLER.....                                              | vi   |
| TABLolar DİZİNİ.....                                          | viii |
| ŞEKİLLER DİZİNİ .....                                         | ix   |
| SİMGELER ve KISALTMALAR DİZİNİ .....                          | x    |
| GİRİŞ.....                                                    | 1    |
| Dalgalı Asimetri.....                                         | 4    |
| Kondisyon Faktörü ve Hepatosomatik İndeks .....               | 5    |
| Eritrometrik Analiz .....                                     | 5    |
| Amfibiler .....                                               | 6    |
| Sistematik.....                                               | 8    |
| Amfibilerdeki azalma.....                                     | 10   |
| Amfibi populasyonlarının yönetimi .....                       | 19   |
| Amfibilerin kontaminantlara maruziyet yolları-şekilleri ..... | 19   |
| KAYNAK ÖZETLERİ.....                                          | 23   |
| MATERYAL ve YÖNTEM .....                                      | 28   |
| Çalışmada Kullanılan Kurbağa Türü .....                       | 28   |
| Saha Çalışmaları.....                                         | 28   |
| Su ve Sediment Analizi.....                                   | 29   |
| Biyogözlem Çalışmaları.....                                   | 30   |
| Morfometrik analizler .....                                   | 30   |
| Eritrometrik analiz .....                                     | 32   |
| Karaciğer analizi .....                                       | 33   |
| Kullanılan Aletler ve Cihazlar .....                          | 33   |
| İstatistiki Analiz .....                                      | 34   |
| ARAŞTIRMA BULGULARI .....                                     | 35   |

|                                 |    |
|---------------------------------|----|
| Su ve Sediment Sonuçları .....  | 35 |
| Morfometrik Sonuçlar .....      | 37 |
| Karaciğer Sonuçları.....        | 39 |
| Eritrometrik Bulgular .....     | 40 |
| TARTIŞMA ve SONUÇ .....         | 50 |
| KAYNAKLAR.....                  | 57 |
| EKLER .....                     | 72 |
| EK 1. Araştırma İzni - I.....   | 72 |
| EK 2. Araştırma İzni - II ..... | 73 |
| EK 3. Etik Kurul İzni .....     | 74 |
| ÖZGEÇMİŞ.....                   | 75 |



## TABLÖLAR DİZİNİ

|                                                                                                                                                                                                                                                           |    |
|-----------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|----|
| <b>Tablo 1.</b> FA değerine göre su havzasının kirlilik durumu dereceleri .....                                                                                                                                                                           | 32 |
| <b>Tablo 2.</b> Araştırmalar esnasında kullanılan aletler ve cihazlar .....                                                                                                                                                                               | 33 |
| <b>Tablo 3.</b> Su ve sediment örneklerinde ortalama element seviyeleri (ppb).....                                                                                                                                                                        | 35 |
| <b>Tablo 4.</b> Yüzeysel Su Kalitesi Yönetmeliği (Resmi Gazete, 2015), Kıta içi Yerüstü Su Kaynaklarının Sınıflarına Göre Kalite Kriterleri ( $\mu\text{g/l}$ ) ve istasyonlardan alınan suların (ppb) bu kriterlere göre su kalitesi sınıfı durumu ..... | 36 |
| <b>Tablo 5.</b> Sediment numunelerindeki metal konsantrasyonlarının (ppm) çeşitli sediment kalite kriterlerine (mg/kg) göre durumu .....                                                                                                                  | 37 |
| <b>Tablo 6.</b> Mayıs ve Eylül ayında toplanan kurbağaların KF değerleri.....                                                                                                                                                                             | 37 |
| <b>Tablo 7.</b> İstasyonlardan yakalanan kurbağaların ortalama dalgalı asimetri (FA) değerleri ( $\pm\text{SH}$ ) ve Peskova and Zhukova (2007) kriterlerine göre bölgelerin durumu.....                                                                  | 38 |
| <b>Tablo 8.</b> Kurbağa karaciğerinde tespit edilen metallerin ortalama konsantrasyonları (ppb) (n=5) .....                                                                                                                                               | 40 |
| <b>Tablo 9.</b> İstasyonlarda tespit edilen ortalama HSI değerleri (n=10).....                                                                                                                                                                            | 40 |
| <b>Tablo 10.</b> Örneklem istasyonlarından yakalanan kurbağaların kan hücrelerinde tespit edilen eritrositik çekirdek ve hücresel anormalliklerin ortalama değerleri ( $\%\text{ Ort.}\pm\text{SH}$ )..                                                   | 46 |
| <b>Tablo 11.</b> Örneklem istasyonlarından yakalanan kurbağaların eritrosit ebatlarının (ES) ortalama değerleri (n=1000 hücre, $\text{Ort.}\pm\text{SH}$ ) ve referans ile karşılaştırılması .....                                                        | 47 |
| <b>Tablo 12.</b> Örneklem istasyonlarından yakalanan kurbağaların çekirdek ebatlarının (NS) ortalama değerleri (n=1000 hücre, $\text{Ort.}\pm\text{SH}$ ).....                                                                                            | 47 |
| <b>Tablo 13.</b> Örneklem istasyonlarından yakalanan kurbağaların eritrosit ebatlarının (ES) ortalama değerleri (n=600 hücre, $\text{Ort.}\pm\text{SH}$ ).....                                                                                            | 47 |

## ŞEKİLLER DİZİNİ

|                                                                                                                                                                                                                                                         |    |
|---------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|----|
| <b>Şekil 1.</b> <i>Pelophylax ridibundus</i> (Ova kurbağası, ♀), dorsal görünüş (SVL; kloak-burun ucu mesafe).....                                                                                                                                      | 28 |
| <b>Şekil 2.</b> Çalışmanın yapıldığı istasyonlar. 1. İstasyon: Dereboğazı Köyü. Erzurum-Dereboğazı Köyü. 28.6. km, 2. İstasyon: Adaçay mah. Erzurum-Adaçay 15.7 km, 3. İstasyon: Erzurum Devlet Havalimanı Meydanı. Erzurum-DHİMİ 12 km. ....           | 29 |
| <b>Şekil 3.</b> <i>P. ridibundus</i> için FA hesaplamada kullanılan asimetri özellikleri: .....                                                                                                                                                         | 31 |
| <b>Şekil 4.</b> 1.İstasyondan yakalanan kurbağaların bazılarında normal simetri durumu. SVL; 4,7 cm (A), 6,4 cm (B). ....                                                                                                                               | 38 |
| <b>Şekil 5.</b> 2.İstasyondan yakalanan kurbağaların bazılarında asimetri durumu. Ön kol, sırt, femur (siyah oklar) ve orta çizgide (kırmızı ok) asimetritler. SVL; 6,5 cm (A), 4,4 cm (B). ....                                                        | 39 |
| <b>Şekil 6.</b> 3.İstasyondan yakalanan kurbağaların bazılarında asimetri durumu. Ön kol, sırt, femur, tibia (siyah oklar) ve orta çizgide (kırmızı ok) asimetritler. SVL; 8,2 cm (A), 6,0 cm (B). ....                                                 | 39 |
| <b>Şekil 7.</b> <i>P. ridibundus</i> 'da eritrositler <b>A-</b> Normal eritrosit (kırmızı ok) <b>B-</b> Mikro çekirdekli eritrosit (siyah ok). Giemsa. ....                                                                                             | 41 |
| <b>Şekil 8.</b> <i>P. ridibundus</i> 'da anormal çekirdekli eritrositler. <b>A-</b> Loplü çekirdekli eritrosit (siyah ok), <b>B-</b> Çentikli çekirdekli eritrositler (siyah oklar). Giemsa. ....                                                       | 42 |
| <b>Şekil 9.</b> <i>P. ridibundus</i> 'da anormal çekirdekli eritrositler. <b>A-</b> Tomurcuklu çekirdekli eritrosit (siyah ok), <b>B-</b> Kabarcıklı çekirdekli eritrositler (siyah oklar). Giemsa. ....                                                | 43 |
| <b>Şekil 10.</b> <i>P. ridibundus</i> 'da anormal çekirdekli eritrositler. <b>A-</b> Böbrek şekilli çekirdekli eritrositler (siyah oklar), <b>B-</b> Çift çekirdekli eritrosit (siyah ok). Giemsa.....                                                  | 44 |
| <b>Şekil 11.</b> <i>P. ridibundus</i> 'da hücre sel anormallikler. <b>A-</b> Vakuollü eritrositler (siyah oklar), <b>B-</b> Eliptik şekli bozulmuş olan eritrositler (siyah ok). Giemsa.....                                                            | 45 |
| <b>Şekil 12.</b> Örneklem kurbağalarında tespit edilen A) olgunlaşmamış eritrosit (IE=immature erythrocyte), B) mitotik eritrosit (ME), C) çekirdeksiz eritrosit (EE=enucleated erythrocyte) ve D) piknotik eritrosit (PE), (siyah oklar). Giemsa. .... | 48 |

## SİMGELER ve KISALTMALAR DİZİNİ

### Simgeler

|                |                   |
|----------------|-------------------|
| gr             | Gram              |
| km             | Kilometre         |
| L              | Litre             |
| m              | Metre             |
| m <sup>3</sup> | Metre küp         |
| mg             | Miligram          |
| mg/g           | Miligram/Gram     |
| mg/kg          | Miligram/Kilogram |
| mg/L           | Miligram/litre    |
| mL             | Mililitre         |
| nm             | Nanometre         |
| µm             | Mikrometre        |

### Kısaltmalar

|     |                                                         |
|-----|---------------------------------------------------------|
| DDT | Dikloro Difenil Trikloroetan                            |
| DTC | Degree of Tissue Change                                 |
| EPA | Environmental Protection Agency                         |
| FAO | Food and Agriculture Organization of the United Nations |
| WHO | World Health Organization                               |
| FA  | Dalgalı Asimetri                                        |
| KF  | Kondisyon Faktörü                                       |
| HSI | Hepatosomatik İndeks                                    |

## GİRİŞ

Antropojenik, yani insan faaliyetleri neticesinde ortaya çıkan kirlilik en önemli çevre problemlerinden biridir. İster insan kaynaklı ister doğal yollarla olsun, antropojenik kirlilik amfibiler içinde Anura (kuyruksuz kurbağalar) takımına ait bireyleri, hayat döngüleri, kimyasallara hassas olmaları ve derilerinin geçirgenliğinin fazla olması nedeniyle olumsuz etkilemektedir (Manning and Horton 1982). 1960'lı yıllardan beri dünya genelinde amfibi popülasyonlarının azaldığı bilinmektedir (Houlahan *et al.* 2000). Bunun en önemli sebebi hiç şüphesiz antropojenik kirliliktir (Whittaker *et al.* 2013).

Antropojenik kirlilik hem tarımsal hem de endüstriyel faaliyetler sonucu ortaya çıkmaktadır (Thammachoti *et al.* 2012). Artan insan nüfusunun taleplerini karşılayabilmek için gelecek 20 yıl içinde tarımsal üretim %60 ile %100 oranında artış göstereceği öngörülmektedir (Ray *et al.* 2013). Tarımda üretimi artırmak amacıyla kullanılan ve özellikle modern tarımda kullanımı artmaya devam eden kimyasal gübreler ve pestisitler yağmur sularıyla toprağa geçerek yer altı sularının kirlenmesine, akıntılarla nehirlerle ulaşarak akarsuların kirlenmesine neden olabilmektedir (Solak 2009; Kurt 2010). Gübrelerin içerdiği azot ve fosfor, sulama suları ile yüzey sularına karışarak doğrudan suyun kalitesine etki etmektedir. Kimyasal mücadelede zararlı ve hastalık yapan hayvan, bitki ve mantarları yok etmek amacıyla kullanılan pestisitlerin besin zincirine girmesi ise ekosistemlerde önemli sorunlara sebep olmaktadır. Uzun süre çevrede kalabilen pestisitler, mutajen, teratojen ve karsinojen olabilmektedir (Chamarthi *et al.* 2014; Erhunmwunse *et al.* 2014).

Evsel sıvı atıklar ya da kanalizasyon sistemleri yerleşim yerinin coğrafik konumuna göre ya doğrudan deniz, göl ve akarsulara ya da yer altı sularına karışacak şekilde doğrudan toprağa verilmektedir. Büyük şehirlerde artan nüfusa bağlı olarak çöp ve kanalizasyon atıklarının miktarları da artmaktadır. Evsel katı atıklar, katı atık depolama sahalarına gömülmektedir. Bunların depolama sahalarında parçalanmasıyla oluşan yüksek kirlilik derecesine sahip sızıntı suları çoğunlukla yağmur sularıyla yıkanma ile yer altı sularına karışıp kirliliğe sebep olabilmektedir (Karamete 2008). Evsel kirlenme ile büyük oranda organik atığın su kaynaklarımıza girmesi, sularda bakteri miktarının artmasına neden olur (Altun 2011). Kanalizasyon atık suları içindeki yüksek deterjan içeriği ve bunlardaki fosfat ve nitratlar yüzey sularında alglerin artışına ve sudaki biyolojik dengenin bozulmasına yol açmaktadır (Toroğlu vd 2006).

Endüstriyel atıklar; süt endüstrisi, şeker, konserve, yağ, alkoid, mezbaha, un, maya, deri, boya, kimyasal madde, gübre, kömür, demir-çelik, tekstil, kâğıt, metal, tuz, petrol atıkları gibi çok çeşitli kaynaklardan geniş bir alana yayılmaktadır. Hastane, araştırma kuruluşları ve bazı endüstri dallarından kaynaklanan atıklar, sularda radyoaktif kirlenmeye de yol açabilmektedir. Nükleer denemeler sonucunda artan radyoaktivite, yağmur sularını kirlletmekte ve sonuç olarak yüzey suları, radyoaktif kirlenmeye maruz kalmaktadır. Sanayi tesislerinin atıklarıyla doğaya bırakılan yapay organik kimyasal maddeler ise farmasotik, petrokimya ve zirai-kimya endüstrilerince giderek artan miktarlarda üretilmekte ve yerlerini aldıkları doğal maddelere kıyasla daha zor biyolojik bozunmaya uğramaktadırlar. Tek geçişli soğutma suyu sistemlerine sahip termik santraller, yüzey sularına büyük miktarlarda atık ısı verir. Endüstri atıkları fenol, arsenik, siyanür, krom, kadmiyum gibi toksik maddeler içerirler ve bunlar suların kirlenmesine neden olan önemli kirleticilerdendir (Özdemir 2014).

Evsel, endüstriyel ve tarımsal aktiviteler sonucu ortaya çıkan kirlilik antropojenik kirlilik olup bu faktörlere gürültü kirliliği de dahil edilmektedir. Antropojenik gürültü kirliliği özellikle habitat parçalanmalarının en önemli sebebidir ve her geçen gün etkisi artmaktadır (Buxton *et al.* 2017). Azalan habitatlarla beraber bu alanları kullanan türler uzaklaşmakta ve yerel türlerde de davranış anormallikleri gözlenmektedir (Bunkley *et al.* 2015). Bu anormallik daha çok çiftleşme çağrılarının duyulamaması neticesinde üremenin gecikmesi şeklinde ortaya çıkmaktadır (Tennessen *et al.* 2014). Boucek *et al.* (2017)'ye göre gürültü hayvanlarda tetikte olma davranışını da etkilediğinden doğal olmayan çevredeki hayvanlar stres faktörü ve avcılardan kaçamamaktadırlar. Anura takımı üzerine gürültünün nasıl etki ettiği henüz tam olarak açıklanamamıştır. Ancak bu grubun yumurtlama ve sosyal davranışları sese bağlı gerçekleştiği için antropojenik gürültü kirliliğinin etkili olduğu düşünülmektedir (Simmons and Narins 2018). Çoğu Anura türünün 50 ile 6000 Hz aralığında ses çıkardığı ve bu aralıktaki sesleri duyabildiği, bazı türlerin ise sismik sinyalleri dahi duyabildiği (10 ile 40 Hz) bilinmektedir (Fay and Simmons 1999; Narins *et al.* 2016). Motorlu araçlar, uçak ve inşaat faaliyetleri gibi antropojenik gürültünün oluşturduğu ses ise 50 ile 7000 Hz arasında olup yoğunluğun daha çok 2000 Hz ve aşağı değerlerde olduğu bildirilmektedir (Sun and Narins 2005; Cunnington and Fahrig 2010). Bu değerler antropojenik gürültü kirliliğinin kurbağa seslerini maskeleyebileceğini, tür içi ve türlerarası iletişimi engelleyebileceğini göstermektedir (Simmons and Narins 2018). Ancak gürültünün kurbağa fizyolojisi üzerine olan etkileri henüz bilinmemektedir.

Tüm dünyada olduğu gibi ülkemizde de hızlı nüfus artışı ve artan sanayileşmeye paralel olarak kirlilik yükü artmakta ve ekolojik denge sarsılmaktadır. Su ortamındaki

kirlenme sadece sucul organizmalar için değil, insanlar ve tüm ekosistem için tehdit oluşturmaktadır (Matsumoto *et al.* 2006). Bu durum, çevre sorunlarının ciddi bir şekilde ele alınmasını gerektirmektedir. Biyolojik çeşitliliği etkileyen, türlerin azalmasına hatta bazılarının tamamen yok olmasına neden olabilecek kirlilik faktörlerinin iyi anlaşılması, türlerin korunmasında kritik rol oynamaktadır. Bu noktada sucul ekosistemlerin durumunun izlenmesi için genellikle uygun organizma seçimi önemlidir. Kuyruksuz kurbağalar (Anura) bu açıdan tercih edilen biyoindikatör canlılar arasındadır. Bu canlıların çevresel toksikantlara karşı verdiği kısa ve uzun süreli yanıtlar fizyolojik (kan, hormon, immünolojik ve biyokimyasal) ve morfo-fizyolojik (hepatosomatik indeks, kondisyon faktörü, asimetri vb.) parametreleri araştırılarak kolaylıkla belirlenmektedir (Zhelev *et al.* 2013a, 2013b, 2014a, 2015a, 2017a; Pollo *et al.* 2015; Cravalho *et al.* 2016; Guo *et al.* 2017). Bu açıdan biyoindikatör analizi çevresel durum hakkında yeterli ve etkili bilgiler sunmaktadır. Bu tip araştırmalar bir anlamda erken uyarı sistemi olarak da kabul edilmektedir. Kuyruksuz kurbağalarda oldukça popüler olan başka bir biyoindikatör eritrometrik parametrelerdir. Bu parametreler kirli bölgelerde sağlık riski araştırmalarında ve çevresel risk değerlendirmelerinde kullanılmaktadır (Salinas *et al.* 2015; Pollo *et al.* 2016). Bunlar toksikanta maruz kalan canlı ile kirlenici arasındaki bağlantıyı gösteren ilk belirteçlerdir (Cajaraville *et al.* 2000).

Son zamanlarda yapılan filogenetik çalışmalar, eritrosit boyutlarının türlere has özellikler taşıdığını doğrulamış ve daha büyük eritrositlere sahip türlerin genellikle daha büyük çekirdeklere sahip olduğu görüşünü desteklemiştir (Wei *et al.* 2015). Kuyruksuz kurbağaların eritrosit boyutları genç/ergin olma durumuna göre veya kromozom seti sayısına göre değişkenlik göstermektedir (Grenat *et al.* 2009; Bondarieva *et al.* 2012). Bazı çalışmalar ise bazı kurbağa türlerinde eritrosit boyutunun ve şeklinin rakım, iklim değişiklikleri, sıcaklık gibi bazı çevresel faktörlere bağlı olarak değişebileceğini de rapor etmiştir (Sinha 1983; Baraquet *et al.* 2013). Antropojenik kirlilik bölgelerinde yaşayan amfibilerdeki eritrometrik parametrelerdeki değişimlerle ilgili çok az çalışma yapılmıştır (Zhelev *et al.* 2017b). Bu nedenle antropojenik kirlilik kaynaklarında yaşayan kurbağalarda eritrometrik parametreleri analiz etme çalışmaları kirliliğin olumsuz etkilerini ortaya koyma ve ekosistem döngüsünün tamamlanması tespiti açısından oldukça önemlidir.

Bu çalışmada amaç; Dünyada kirliliğe bağlı olarak dramatik bir şekilde sayısı azalan *Pelophylax ridibundus* türü kurbağaların Erzurum ili şehir merkezinde belirli noktalardaki popülasyonları hakkında veriler toplamak ve sağlık durumlarını belirleyebilmektir. Ova kurbağası da denen bu kurbağaların Erzurum'da yayılış gösterdiği bilinmektedir. Ancak

populasyon durumu hakkında bilimsel bir veri mevcut değildir. Ayrıca bu tür birçok ekotoksikolojik çalışmada biyoindikatör organizma olarak da kullanılmaktadır. Erzurum il sınırları içinde evsel, endüstriyel, tarımsal ve gürültü kirliliğinin bu türün üzerindeki etkileri ilk kez bu çalışma ile ortaya konmuştur.

### **Dalgalı Asimetri**

Çevresel stres faktörlerine canlıların verdiği olumsuz yanıtlar arasında morfometrik değişiklikler de vardır. Asimetri, özellikle çevre stresini (aşırı sıcaklıklar, odyogenik stres, toksinler) etkili bir şekilde tanımlayan indikatördür (Parsons 1990; Markovski 1993; Palmer 1994; Polak 2003; Vasilev and Vasileva 2009; Amaral *et al.* 2012) ve organizmalar üzerindeki etkiyi değerlendirmek için kullanılır (Zakharov 1992, 2001). Antropojenik kirlilik koşullarında yaşayan amfibi türleriyle asimetri parametrelerinden olan dalgalı asimetri (FA: fluctuating asymmetry) üzerine birçok çalışma yapılmıştır. Bu çalışmaların ortak yanı, test konusu ne olursa olsun, antropojenik olarak transforme edilmiş habitatlarda yaşayan hayvanlardaki FA değerlerinin normal bölgelerde yaşayanlara göre daha yüksek olduğunun bulunmasıdır (Ustyuzhanina and Streltsov 2001; Zhigileva and Burakova 2005; Peskova and Zhukova 2009; Zhelev and Peskova 2010; Peskova *et al.* 2011; Zhelev *et al.* 2014a). Ayrıca, meristik özellikler de asimetri derecesini her zaman çevrenin antropojenik bozulma derecesi ile doğru orantılı olmadığını gösteren çalışmalar da vardır (Lada *et al.* 2012). Bağımsız bir biyogözlem yöntemi olarak FA, sadece vücuda verilen zararın derecesini değil aynı zamanda fizikokimyasal analize ve bir biyotopun ekolojik durumunun hızlı değerlendirmesine paralel bağımsız bir analiz imkanı sunması açısından da önemlidir (Zakharov *et al.* 2000a, 2000b).

Gelişimsel stabiliteyi değerlendirmek için bir yöntem olarak kullanılan FA, Anura takımında 10 morfolojik özellik dikkate alınarak hesaplanmaktadır (Zakharov *et al.* 2000a). Her bireyde bu 10 özelliğin her biri için asimetri seviyesi belirlenmektedir. Bu değer 0 ile 1 arasındadır. “0” asimetrinin olmadığını, “1” ise tüm özelliklerin asimmetrik olduğunu göstermektedir (Zhelev *et al.* 2014b, 2015b). Kurbağalarda metrik özellikler çok fazla değişkenlik gösterdiğinden gelişimsel sabitliği araştırmak için meristik özelliklerdeki FA’yı kullanmanın daha uygun olacağı kabul edilmiştir (Palmer 1994; Eisemberg and Bertoluci 2016). Üstelik meristik özellikler metrik olanlar yerine çevresel değişikliklere karşı daha hassas olduklarından belirleyici işaretler olarak kullanılmaktadırlar (Zakharov *et al.* 2000b). Bu asimetri *P. ridibundus* için bazı bölgelerde değerlendirilmiş ve anlamlı sonuçlar alınmıştır (Peskova and Zhukova 2007; Zhelev *et al.* 2014b; Zhelev *et al.* 2015b).

## Kondisyon Faktörü ve Hepatosomatik İndeks

Kondisyon faktörü (KF) ve hepatosomatik indeks (HSI) potansiyel kirlilik etkileri hakkında önemli veriler sunan diğer morfometrik yöntemlerdir (Zhelev *et al.* 2015a). Anura popülasyonlarındaki HSI değerleri uzunca bir süredir biyoindikatör araç olarak kullanılmaktadır (Loumbourdis and Wray 1998; Papadimitriu and Loumbordis 2003; Zhelev and Mollov 2004; Misyura *et al.* 2008; Stolyar *et al.* 2008; Peskova and Zhelev 2009; Păunescu and Ponopal 2011; Zaripova and Fayzulin 2012). Literatürde ayrıca Ranidae için antropojenik olarak kirli kabul edilen biyotoplarda ya da kontamine olmuş sulak alanlarda yaşayan kurbağaların temiz bölgedekilere nazaran biraz daha yüksek HSI değerine sahip olduğunu gösteren çalışmalar vardır. Bu durum ise ksenobiyotiklerin, yani pestisit, kimyasal endüstri atıkları, ağır metaller, fenoller gibi maddelerin karaciğerde birikmesi ile açıklanabilmiştir (Loumbourdis and Wray 1998; Păunescu and Ponopal 2011; Zhelev and Mollov 2004; Misyura *et al.* 2008; Peskova and Zhelev 2009; Loumbordis *et al.* 2005; Karapetyan *et al.* 2011; Jelodar and Fazli 2012). İhtiyolojide Fulton kondisyon faktörü de denen kondisyon faktörü (Eastwood and Couture 2002) tüm balık popülasyonlarının sağlık durumunu araştırmada kullanılmaktadır. Son yıllarda ise araştırmacılar KF'yi dünyanın farklı bölgelerinde Anura türleri için biyoindikatör ve biyomonitöring çalışmalarında kullanmaya başlamıştır (Spirina 2009; Jelodar and Fazli 2012; Thammachoti *et al.* 2012). Anura için KF değerinin antropojenik olarak kirlenmiş alanlarda yaşayan türlerde düşük olması sağlık durumunu doğru yorumlama açısından önemli kabul edilmiştir (Zhelev *et al.* 2015a).

## Eritrometrik Analiz

1960'lı yıllardan beri dünya genelinde amfibi popülasyonlarının azaldığı bilinmektedir (Houlahan *et al.* 2000). Bunun en önemli sebebi şüphesiz antropojenik kirliliktir (Whittaker *et al.* 2013). Bilindiği gibi kuyruksuz kurbağalar gelişmiş bir kapalı dolaşım ve bağışıklık sistemine sahiptirler (Manning and Horton 1982). Değişken ve organizmanın içsel ortamının aynası olan kan, vücut içindeki tüm değişiklikleri yansıtır. Çeşitli araştırmacılara göre kan hücrelerindeki temel parametrelerin (hematolojik) değişimi ile çevresel faktörler arasındaki bağlantı analiz edilebilir ve kirlilik türü ve seviyesi için potansiyel bir biyoindikatör olarak kullanılabilir (Davis *et al.* 2008). Kuyruklu kurbağaların kan parametreleri de toksikantlara karşı hassasiyeti bakımından oldukça uygun biyobelirteçler olarak kabul edilmektedir (Carvalho *et al.* 2016; Medina *et al.* 2016). Bu biyobelirteçler kirlenici ve organizma arasındaki etkileşimi gösteren en temel seviyedir (Cajaraville *et al.* 2000).

Eritrositler solunum gazlarını taşıyan ve omurgalıların kanında en çok bulunan hücre grubudur. Wintrobe'a (1933) göre eritrosit boyutu, bir türün evrim ölçeğindeki konumunu

yansıtır. Daha basit omurgalılarda (örneğin Yuvarlakağızlılar gibi) büyük eritrositler bulunurken, daha yüksek omurgalılarda (memeliler gibi) bu hücreler daha küçüktür ve çekirdeksizdir. Anura'da da çekirdekli eritrositleri vardır. Bu grubun kan hücrelerinin boyutu nispeten zayıf bir şekilde incelenmiştir. Bu alandaki çalışmalar ağırlıklı olarak farklı türler için referans aralıkları bulmayı, kan hücrelerinin boyut ve morfolojisindeki yaşa bağlı değişiklikleri tespit etmeyi hedeflemiştir (Atatür vd 1999; Arserim ve Mermer 2008; Gül vd 2011; Mahapatra *et al.* 2012; Arıkan ve Çiçek 2014; Meesawat *et al.* 2016). Yakın zamanda yapılan filogenetik çalışmalar, Anuradaki eritrosit boyutlarının tür özgüllüğünü doğrulamış ve daha büyük eritrositlere sahip türlerin genellikle daha büyük çekirdeklere sahip olduğu görüşünü desteklemiştir (Wei *et al.* 2015). Anura'lardaki eritrosit boyutları, yaş sınıflarına (juvenil-adult) göre değişir. Bununla birlikte, sıcaklık (Haden 1940; Harris 1963), iklim değişiklikleri Sinha (1983) ve rakım gibi çevresel faktörlerin etkisi altında farklı Anura türlerinde eritrositlerin şekil ve boyutlarında değişiklikler olduğunu bildiren bazı çalışmalar da vardır (Baraquet *et al.* 2013).

Antropojenik kirlilik bölgelerinde yaşayan amfibilerdeki eritrometrik parametrelerdeki değişimlerle ilgili çok az çalışma yapılmıştır (Zhelev *et al.* 2017b). Bu nedenle antropojenik kirlilik kaynaklarında yaşayan kurbağalarda eritrometrik parametreleri analiz etme çalışmaları kirliliğin olumsuz etkilerini ortaya koyma ve ekosistem döngüsünün tamamlanması tespiti açısından oldukça önemlidir. *P. ridibundus*'un hematolojik parametrelerinin antropojenik kirliliğin olduğu sucul ortamlarda çevre kalitesinin bir göstergesi olarak kullanıldığı çalışmalar ise oldukça azdır (Zhelev *et al.* 2018).

## **Amfibiler**

Yunanca Amphi=iki; Bios=yaşam kelimelerinden oluşan bu Tetrapoda sınıfı genellikle “İkiyaşamlılar” olarak adlandırılmaktadır. Amfibileri ifade etmek için kurbağalar terimini kullanmak ise doğru değildir.

Amfibiler sudan karaya geçen ilk omurgalı hayvanlar grubu olup anatomik yapıları oldukça farklılık göstermektedir. Suyla ilişkisini tamamen kesmeyen bu canlılarda karada yaşama becerisi kazanması neticesinde solungaçlar yerine akciğerler ve yüzgeçlerin yerine bacaklar meydana gelmiştir (Baran vd 2005). Sudan karaya geçerken geçirdikleri diğer değişimler deri solunumu, dolaşım sistemi özelleşmesi ve her iki ortamda da işlevsel olan duyu organlarına sahip oluşu şeklinde ifade edilebilir (Demirsoy 2005).

Amfibilerin derileri genelde çıplak olup yoğun salgı bezi bulunur. Bu nedenle derileri sürekli nemlidir. Deri tabakası bazen tamamen veya parçalar halinde atılır. Derilerinde

fazlasıyla mukus ve zehir bezleri ile pigment hücreleri bulunmaktadır. Birçok amfibi renk değiştirme özelliğine de sahiptir. Bazı türler yaşadığı ortama renk bakımından yüksek seviyede uyum gösterir (Baran vd 2005; Demirsoy 2005).

Farklı yaşam bölgelerinde bulunan amfibilerde farklı yaşam şekilleri oluşmuştur. Larvalar kuyrukları ile yüzerken *Gymnophiona* bireyleri yılanlara benzer şekilde hareket ederler. Urodela'da da üyeler vücuda çekilip kuyruklarını kullanarak yüzerler. Anura'da, su içerisinde arka bacaklar arka tarafa doğru çevik bir şekilde itilerek vücut öne doğru hareket ettirilir. Karada ise arka bacakları çok daha kuvvetli olduğundan bazı türlerde sıçrayarak hareket ederler. Fakat tüm Anura üyeleri sıçrama yeteneği kazanmamıştır. Bufonidae türü gibi yürüyerek hatta *Polypedates* cinsine bağlı bazı türler gibi havada süzülerek uçuş yeteneği kazanan üyeler de vardır (Demirsoy 2005).

Larvalar dış solungaçlarla solunum gerçekleştirirken, başkalaşım (metamorfoz) geçirip ergin hale gelince akciğerler oluşur. Amfibilerde oksijen ihtiyacı genellikle deri solunumu aracılığıyla gerçekleşir (Baran vd 2005).

Amfibiler değişken vücut sıcaklığı özelliğine sahip canlılar (poikiloterm) olduklarından vücut ısısı çevre sıcaklığına göre ayarlanır. Kalpleri 2 kulakçık ve 1 karıncık olmak üzere 3 gözlüdür. Kalplerinde 1 karıncık olmasına rağmen kirli kanla temiz kan kısmen birbirine karışmamaktadır (Baran vd 2005).

Ergin amfibiler genelde etçidir. Böcekler, solucan ve salyangoz temel besin maddelerini oluşturur. Büyük türler balık, sürüngen ve hatta memelilerle de beslenirler. Larva döneminde kuyruklu kurbağalar etle beslenirken kuyruksuz kurbağalar bitkilerle beslenirler (Baran vd 2005). Larva döneminden ergin duruma gelişme olayı metamorfoz şeklinde meydana gelir. Bu dönemde larva dönemine ait organlar kaybolur, yetişkin bireye ait yeni organlar oluşur ve bazı organlar yapısal olarak değişir. Ortam sıcaklığı ve dış faktörler larvaların yetiştirme sürecinde son derece önemli bir faktördür. Sıcak bölgelerde bu süreç daha erken gerçekleşmektedir (Demirsoy 2005).

Akciğer solunumu gerçekleştiren amfibilerden özellikle Anura takımının erkek bireylerinde ses çıkarma yeteneği gelişmiştir. Ağız ve burun boşlukları kapalı iken havanın akciğer ile ağız boşluğu arasında yer değiştirmesiyle ses yarığındaki zarlar titreşir ve ses oluşur. Özel ses keseleri ile bu sesler daha yüksek seviyede çıkmaktadır (Demirsoy 2005).

Yanal çizgi Tetrapoda içinde sadece amfibi larvalarında görülür. Koku alma gereksinimini karşılayan Jakopson Organı ilk olarak bu canlılarda görülmeye başlar. Kimyasal almaçlar ve tat alma organları oldukça iyi gelişmiştir. Göz yapısı genel yapı

itibarıyla omurgalıların göz yapısıyla benzerlik gösterir. Birçok amfibide renkli görme özelliğinin bulunması yapılan çalışmalarda ortaya konmuştur. Şekli değiştirilmeyen merceğin öne ve arkaya doğru yer değiştirmesiyle uyum gerçekleştirilir. Larvaların tümünde ve devamlı sularda yaşayan Urodela üyelerinde göz kapakları yoktur, olanlarda üst göz kapağı sabit, alt göz kapağı hareketlidir. Anura üyelerinin çoğunda yön bulmada ve dengenin düzenlenmesinde görevli olan ve başkalaşım sonucunda kaybolan bir üçüncü göz (tepegöz) bulunur (Demirsoy 2005).

### **Sistematik**

Biyoindikatör bir amfibi olan ova kurbağasının sistematigi şu şekildedir:

**Alem :** Animalia (Hayvanlar)

**Şube :** Chordata (Kordalılar)

**Alt Şube:** Craniata- Vertebrata (Omurgalılar)

**Üst sınıf:** Tetrapoda (Dört üyeliler)

**Sınıf :** Amphibia (Çift yaşamlılar)

**Takım :** Anura (Kuyruksuz Kurbağalar)

**Familya :** Ranidae

**Cins :** *Pelophylax*

**Tür :** *Pelophylax ridibundus* (Pallas 1771) (Ova kurbağası)

*Rana* cinsi Avrupa, Amerika ve Avustralya'da yayılış gösterir (Özeti ve Yılmaz 1994; Demirsoy 2005). *Pelophylax ridibundus* (Sinonim; *Rana ridibunda* Pallas 1771 (Anura; Ranidae) Orta ve Güney Avrupa ile Kuzey Afrika ve Batı Asya'da; Türkiye'de ise uygun biyotop bulduğu her bölgede görülmektedir (Baran ve Atatür 1998). Türün tip lokalitesi Dubois and Ohler (1994), Hazar Denizi'nin kuzey kıyıları ve Volga Nehri olarak ifade edilmekte ve dağılım alanının Orta ve Kuzey Avrupa'dan Asya'nın batı kısmına kadar uzandığı belirtilmektedir.

*Rana* cinsinin diğer türlerinde bulunan temporal bant bunlarda bulunmaz. Erkeklerde yer alan ağzın hemen arkasındaki ses keseleri tipiktir. Erkekler ses keselerinin yer alması, ön bacaklarının daha kuvvetli olması, ilk parmaklarının arka tarafında şişkinlik yer alması ve fiziksel olarak daha küçük olmalarıyla dişi bireylerden ayırt edilirler (Demirsoy 2005). Boyları 10-15 cm aralığındadır. Derileri genellikle pürüklü olup, sırt tarafı yeşilimsi, gri veya açık ya da koyu kahverengi renkte olabilir. Bazen sırt bölgesinde orta bölümde boyuna

uzanan açık renkli bir çizgi bulunur. Bu çizgi asimetri için oldukça önemlidir. Karın bölgesi genellikle kirli beyaz veya sarımsı renktedir. Bol bitkili havuz, göl ve akışkan su ortamlarında yaşamlarını sürdürürler. Göz ve burun delikleri su dışında kalacak şekilde yüzerler. Dağlık bölgelerde az bulunmalarına karşın 2500 m'ye kadar yaşayabilmektedir (Baran vd 2005).

Çiftleşme Mayıs-haziran aylarında erkeğin ön bacaklarıyla dişiye sıkıca kavramasıyla gerçekleşir. Bir dişi yaklaşık 5.000-10.000 yumurtayı birkaç grup halinde sucul ortama bırakır. Sıcaklığa bağlı olarak larva dönemi 3-4 ay sürer. Eşeyssel olgunluğa 3 yaşında sonra ulaşır. Kış mevsiminin soğuk geçtiği bölgelerde suların dibinde yaşarlar (Demirsoy 2005).

Besinlerini böcekler teşkil ettiğinden tarıma zararlı böcek ve sivrisinek popülasyonunu dengede tutmada etkili bir türdür. Dünyada Kuzey Afrika, Orta ve Güney Avrupa ve Batı Asyada; Türkiye'de Karadeniz Bölgesi, Doğu ve Güneydoğu Anadolu Bölgesinde, İç Anadolu Bölgesinin doğu ve kuzey bölümlerinde yaşarlar (Baran vd 2005; Demirsoy 2005).

Kuyruksuz kurbağa popülasyonunun küresel azalışına rağmen bazı türler yüksek antropojenik kirlilik baskısı altında dahi canlılıklarını sürdürebilmektedirler (Zhelev *et al.* 2018). Bu türlerden birisi de *Pelophylax ridibundus*'tur. *Pelophylax ridibundus* (Anura; Ranidae) Batı Palearktik su kurbağaları içinde en eski tanımlanmış türlerden biridir (Kuru 2004). *P. ridibundus* son zamanlara kadar *Rana ridibunda* olarak bilinmekteydi. *Rana* cinsinin parafiletik durumundan dolayı bu isim *P. ridibundus* olarak değiştirilmiştir (Frost 2018). Ancak her iki ismin farklı araştırmacılar tarafından hala kullanıldığı bilinmektedir. Biyocoğrafik olarak *P. ridibundus* türleri en doğuda Kazakistan (Berezovikov *et al.* 2001), sınırlı bir oranda Çin (Fei *et al.* 1999) ve (Sibiryâ Kuzmin 1999), Güneyde (İran Mohammadi *et al.* 2015), Suudi Arabistan (Schatti and Gasperetti 1994), Bahreyn ve Nil Nehri yakınları, Avrupa'da Fransa, İngiltere, İspanya, İsviçre ve Belçika, kuzeyde Litvanya ve Estonya'ya kadar geniş bir yayılım gösterir (Arnold 2003; Kuzmin *et al.* 2009). Bu kurbağalar Türkiye'de ise oldukça geniş bir dağılım göstermektedir (Sinsch and Schneider 1999; Arıkan vd 1998; Akın vd 2010). Bu tür yaşamının büyük çoğunluğunu –özellikle larval dönemini- su havzalarında geçirir (Falfushinska *et al.* 2008; Mineeva and Mineev 2011).

## **Amfibilerdeki azalma**

1990'lı yıllarda, amfibilerin çeşitliliği ve durumunun hızla değiştiği ve birçok bölgede amfibi popülasyonlarında ciddi azalmalar olduğu bilinmektedir. (Alford and Richards 1999). Ayrıca, amfibilerdeki gelişimsel bozuklukların ve malformasyonların sıklığında artışların olduğu rapor edilmektedir (Johnson *et al.* 2003). 1999 yılından bu yana, söz konusu sorunların anlaşılmasında büyük ilerlemeler kaydedilmiştir.

Küresel amfibi azalmaları sorununa ilişkin ilk inceleme, amfibilerin normal davranışları ve popülasyon dinamiklerine dair veri eksikliği sebebiyle uzun bir süre yapılamamıştır. Amfibi popülasyonlarının son derece dinamik doğası (Pechmann *et al.* 1991; Sjogren-Gulve 1991), gözlenen azalmaların normal popülasyon süreçlerin bir parçası olup olmadığını belirlemeyi zorlaştırmıştır. Sonrasında Pounds *et al.* (1997) tarafından yapılan resmi bir model testi bazı azalmaların normal popülasyon dalgalanmalarıyla tutarsız olduğunu göstermiştir. Pek çok herpetolog, son zamanlarda alışılmadık derecede ciddi azalmaların meydana geldiğini onaylayarak sorunun kapsamını ve doğasını açıklığa kavuşturmak için yeni çalışmalara yönelmişlerdir. Amfibi azalmaları olgusu ilk olarak 1900'li yılların başında duyurulmuş olsa da azalmaların daha önce başladığı tahmin edilmektedir. Kuzey Amerika (Corn and Fogelman 1984), Orta Amerika (Pounds and Crump 1994), Güney Amerika (Heyer *et al.* 1988) ve Avustralya'da (Czechura and Ingram 1990) 1970 ve 1980'li yıllarda faunalarda hızlı azalmalar gerçekleşmiştir. Houlahan *et al.* (2000)'e göre yaygın azalmalar 1960'lı yıllarda başlamış olabilir, ancak aynı verilerin yeniden analizi Alford *et al.* (2001) yaygın azalmaların öncelikle 1990'lı yıllarda başladığını ortaya koymuştur. Ne zaman başladıklarına bakılmaksızın, şu anda biyologlar, amfibilerin çoğu bölgede hızlı bir şekilde azalmaya devam ettiği konusunda hem fikirdirler (Sparling *et al.* 2010).

ABD Ulusal Bilimler Akademisi'nce desteklenen bir toplantıda, ortada ciddi bir sorun olduğu ve bu sorunun uluslararası bilim insanlarından oluşan bir ekip tarafından irdelenmesi gerektiği kararına varıldığında, amfibi azalmaları krizine ilişkin müdahale, 1990 yılının şubat ayında tam anlamıyla başlatılmıştır (Heyer and Murphy 2005). Böylece Uluslararası Doğayı Koruma Birliği/Tür Yaşatma Komisyonu (IUCN/SSC), Azalan Amfibi Popülasyonları İş Gücü'nü (DAPTF) kurmuştur (Heyer and Murphy 2005). 1990'lı yıllarda, 2007'de IUCN/SSC Amfibi Uzman Ekibi ile birleşene kadar, DAPTF, amfibi azalmaları sorununu anlama ve ele alma çabalarının küresel koordinasyonunda etkin bir rol oynamıştır. DAPTF ile ilişkili bölgesel ve ulusal çalışma grupları, Küçük Antiller, Bağımsız Devletler Topluluğu, Kanada, Avustralya ve Amerika Birleşik Devletleri'ndeki amfibilerin durumuna ilişkin raporlar hazırlamıştır (Campbell 1999; Heyer and Murphy 2005). Bunlar, ilgili soruna daha net bir

odak noktası sağlayarak aynı zamanda nedenlerinin ve olası çözümlerinin doğasını da keşfetmeye başlamıştır. 1990'lı yıllarda yayımlanan bir dizi inceleme makalesi, meseleleri göz önüne sermiş ve amfibilerin durumu ve bu durumu etkileyen faktörlere ilişkin bilgilere dair hızlı bir artış olmuştur. Amfibilerin her yıl aynı üreme alanına geri döndükleri ve buranın onların genellikle doğum yeri olduğu ve bunun da dağılmayı nispeten nadir hale getirdiği fikri kabul edilmiştir (Sinsch 1990, 2006).

Amfibi azalmaları olgusuna yönelik çalışmalara paralel olarak, amfibilerin hareketleri ve populasyon dinamikleri üzerine yapılan çalışmalar, birçok türün metapopülasyonlarda veya hatta nispeten geniş bir alana yayılmış çeşitli üreme alanlarını kullanan bütünleşik popülasyonlarda meydana gelen çok daha karmaşık mekansal dinamiklere sahip olabileceğini göstermiştir (Sjogren-Gulve 1991, 1994; Skelly *et al.* 1999; Marsh 2001; Marsh and Trenham 2001; Trenham *et al.* 2003). 1999 yılına gelindiğinde Alford and Richards (1999) tarafından yapılan bir incelemede, amfibi çeşitliliğine yönelik tehditler olduğu ve etkenler arasındaki etkileşimlerin önemli olabileceği kabul edilmiştir. Amfibilerin küresel durumunun daha iyi anlaşılmasına duyulan net ihtiyaç, IUCN'nin tüm amfibilerin durumunun mümkün olan en iyi anlık görüntüsünü almak için Küresel Amfibi Değerlendirmesi (GAA) gibi büyük ölçekli bir projeyi düzenlemesine ve yürütmesine olanak sağlamıştır (Stuart *et al.* 2004b). GAA'nın sonuçları, gerçek bir krizin olduğunu göstermiştir. GAA, 5711 amfibi türünün durumunu değerlendirerek türlerin neredeyse üçte birinin (%32,5) koruma öncelikleri olduğu (IUCN kategorileri “hassas” ya da daha ileri; Stuart *et al.* (2004a) kanaatine varmıştır. Türlerin %22,5'inin durumu yetersiz veri nedeniyle değerlendirilemese de bu, hem kuşlar hem de memeliler için olandan, önemli ölçüde, daha yüksek bir oran olarak kabul edilmiştir (Stuart *et al.* 2004a). Stuart *et al.* (2004a)'a göre kuşların ve memelilerin aksine, amfibilerin durumu hızla kötüleşmiş ve bilinen soyu tükenmiş çoğu türün 20. yüzyılın sonlarında ortadan kalkmıştır.

2004 yılından 2007 yılındaki GAA'nın bir sonraki kısmi güncellemesine kadar geçen kısa bir süre içinde bile, “kritik tehlike” kategorisine 14 tür daha eklenmiştir ve 1980-2004 yılları arasında amfibilerin toplamda 435 türün daha yüksek tehdit kategorilerine çıktığı rapor edilmiştir (Stuart *et al.* 2004a). Ayrıca, bu “hızla azalan” türlere yönelik tehditlerin kaynaklarını inceleyerek 50 türe yönelik birincil tehdidin aşırı kullanım, 183 türe yönelik tehdidin habitat kaybı ve 207 türe yönelik tehdidin ise, tam olarak anlaşılamayan nedenlerden ötürü, uygun habitat kalsa dahi, azalma olarak tanımladıkları “gizemli azalmalar” olduğunu keşfetmişlerdir. Bu tehditler Asya kıtasında aşırı kullanım, Kuzey Amerika, Avrupa ve Afrika kıtalarında habitat kaybı, orta ve Güney Amerika ve Avustralya kıtalarında da olan gizemli

azalmalar şeklinde olduğu bildirilmiştir. Amfibilerin azaldığı açıkça görülmektedir. Bugüne kadarki en iyi değerlendirmede türlerin yaklaşık %8'inin 1980 yılından 2004 yılına kadar olan dönemde hızlı azalmalara uğradığını gözler önüne sermiştir. Pek çok tür, habitat kaybı ve aşırı kullanım gibi net insan kaynaklı etkenlerin tehdidi altında olduğu bilinmektedir. 2000 yılından günümüze kadar olan dönemde, yapılan çalışmalarla azalmaların nedenlerini anlamak için büyük bir ilerleme kaydedilmiştir.

Son verilere göre ise amfibi türlerinin yaklaşık % 41 (%33 - % 53)'inin küresel bir tehdit altında olduğu bilinmektedir (IUCN 2020). Toplam 2,276 adet tehdit altındaki amfibi türünden 37'sinin nesli tamamen tükenmiş, 189 tanesinin ise kritik seviyede olduğu rapor edilmiştir. *P. ridibundus* ise şimdilik LC (least concern: en az endişe) listesindedir (IUCN 2020).

### ***Potansiyel azalma sebepleri***

Amfibi azalmalarının potansiyel nedenlerinin çoğu, sorunla ilgili araştırma tarihinin başlarında ortaya atılmıştır. Blaustein and Wake (1990)'e göre habitat tahribatı, egzotik vahşi hayvanlar, çevre kirliliği, insani tüketim ve evcil hayvan kullanım oranının artması olası nedenler olarak gösterilebilir. Listeye hızlı bir şekilde iklim değişikliğinin etkileri (Herman and Scott 1992; Pounds and Crump 1994), çevresel etkenlerle gelen hastalıklar (Carey 1993; Blaustein *et al.* 1994) ve artan ultraviyole radyasyon seviyeleri Blaustein *et al.* (1995) de eklenmiştir. En başından bu yana çoğu yazar, söz konusu nedenlerin tek bir etkenden daha fazla etkileşim içeren karmaşık yapıda olabileceğini kabul etmiştir. Bu durum iklim değişikliği için kabul görürken diğer etkiler çoğunlukla öngörü veya fikir şeklinde kalmıştır (Sparling *et al.* 2010).

### ***Habitat kayıpları ve bozulmaları***

Habitat tahribatının etkileri açıktır; bir türün doğal habitatının büyük bir kısmı hasat edildiğinde veya tarımsal üretime veya insan yerleşimine dönüştürüldüğünde türler olumsuz etkilenir (Azevedo-Ramos and Galatti 2002). Bu etkiler, geriye kalan doğal alanlar rezerv olarak ayrılrsa dahi, hissedilebilir; geriye kalan kısımlardaki populasyonlar, değişen nüfus (Green 2000, 2003) nedeniyle ve özgün habitatın % 20'si veya daha fazlası bozulmamış olsa dahi Hanski (1994), yok olmaya maruz kalabilir.

Mevcut GAA veri tabanında, habitat tahribatı, tüm kategorilerdeki türler için en yaygın olarak tanımlanan tehdittir. Bununla birlikte, habitat tahribatının neden olduğu büyük ölçekli amfibi azalmalarına ilişkin net örnekler literatürde nadir görülür. Bunun nedeni, doğal habitatın geniş çaplı temizlenmesinin, hâlihazırda, amfibi faunasının nispeten az bilindiği

bölgelerde meydana gelmesi olabilir. Örneğin, Hindistan batı Ghats'da madencilik nedeniyle habitat bozulmasının, amfibi tür zenginliğini %50 azalttığı rapor edilmiştir (Krishnamurthy and Hussain 2004). Woinarski *et al.* (2006), Avustralya'nın Queensland kentindeki yerli bitki örtüsünün geniş çaplı temizlenmesinin, kurbağalar dahil olmak üzere, birçok yerli omurgalıda azalmaya yol açtığını göstermiştir.

Doğrudan habitat tahribatına ek olarak, amfibiler habitat kalitesindeki değişikliklerden de etkilenebilir. Büyük olasılıkla, amfibi populasyonları genellikle belirli bir üreme alanını kullanan canlılar olarak tanımlandığından birçok çalışma su habitatlarının kalitesine ve bazı durumlarda onları çevreleyen dar bir karasal habitat bandına odaklanmıştır. Birçok amfibi tarafından kullanılan havuz ve gölet habitatlarının kalitesinin basit yönlerinden biri, larva ve üreme kümelerinin bileşimini güçlü bir şekilde etkileyebilen hidroperiyottur (Seigel *et al.* 2006; Werner *et al.* 2007). Hidroperiyottaki değişiklikler, bazı bölgelerde bölgesel azalmaların nedenleri olarak öne sürülmüştür (Palis *et al.* 2006). Küresel iklim değişikliği sebebiyle, tüm bölgelerdeki havuz ve göletlerin hidroperiyotlarındaki değişiklikler, yakın gelecekte amfibilere ilişkin büyük bir tehdit unsuru oluşturabilir. Bunlar, sıcaklık düzenlerine ilişkin değişikliklerin neden olduğu mevsimsel üreme zamanındaki değişikliklerle artabilir veya bunlarla etkileşime girebilir (Blaustein *et al.* 2001). Böylece su habitatının kalitesi biyolojik anlamda modifikasyona uğrayabilir.

Su kalitesine ek olarak, su kütlelerinin üreme alanları olarak uygunluğu çevredeki karasal habitattan etkilenir. Birçok amfibi, üreme alanlarına çok da yakın olmayan üremenin gerçekleşmediği habitatlara yerleşebilir. Bu gerçekleştiğinde, üreme alanları ve üremenin gerçekleşmediği habitat arasındaki bağlantı önem kazanır (deMaynadier and Hunter 1999). Örneğin; Becker *et al.* (2007) ayrı yaşam öyküsü safhalarını kullanan habitatlar arasındaki bağlantının bozulmasını tanımlamak üzere “habitat bozulması” terimini kullanmış ve habitat bozulması artışı ile Brezilya Atlantik Ormanındaki amfibi tür zenginliği arasında negatif bir korelasyon olduğunu göstermiştir.

Göletlerde üreyen amfibi türleri iç içe geçmiş alt kümeler halinde bulunur. Karasal veya su habitatlarında daha fazla özgüllüğe sahip olanlar, daha zayıf dağılım gösterirler. Homan *et al.* (2004), bir kurbağa (*Rana sylvatica*) ve bir semender (*Ambystoma maculatum*) için üreme alanından uzaklığa bağlı olarak orman örtüsünün eşik yoğunluklarının değiştiğini göstermiştir. Habitat kaybı ve bozulması genellikle devam eden süreçlerdir. Bu nedenle popülasyon kaybı yavaştır ve değiştirilmiş habitatlardan gelen yabancı türler ve istilacılar bu durumun artmasına yol açabilir (Hobbs and Mooney 1998).

Gardner *et al.* (2007), habitat değişikliğinin fazla sayıda amfibi populasyonunun azalmasıyla ilişkili olduğunu ve onun etkilerine ilişkin bilgilerin çoğunun, Kuzey Amerika ve Avrupa'daki göreceli olarak yok olmuş faunalardan ve yoğun ölçüde modifikasyona uğramış habitatlardan geldiğini belirtmişler ve daha fazla araştırmanın, özellikle habitat değişiminin daha hızlı ve yoğun olduğu dünyanın bölgelerindeki etkilere odaklanması gerektiğini öne sürmüşlerdir. Amfibilerin dağılımını ve bolluğunu etkileyen etkenleri anlamak ve onların korunmalarını planlamak, bireysel davranış, gıda ve mikrohabitat gereksinimlerinden Altig *et al.* (2007) bölgesel bitki örtüsü yapısına ve bağlantısına kadar çok çeşitli ölçeklerde habitatı nasıl kullandıklarına dair ayrıntılı çalışmalar yapılmalıdır.

### *Çevresel kirlilik*

Çevresel kontaminantlar genellikle amfibi azalmalarında potansiyel birincil etkenler olarak öne sürülmektedir (Blaustein *et al.* 2003; Sih *et al.* 2004). Yakın geçmişteki birçok deneysel çalışma, çevresel kontaminantların etkilerinin standart laboratuvar deneyleri ile iyi karakterize edilmediğini ortaya koymuştur. Bunun 3 sebebi vardır. İlki ve en basit olanı, sahadaki fiziksel ortamın laboratuvardakinden farklı olmasıdır. Sıcaklık, nem ve suyun arka plandaki kimyası standart laboratuvar koşullarına benzemez ve bunlardan herhangi biri kontaminantların etkilerini değiştirebilir. İkincisi, çoğu tür, aynı anda birden fazla ve çoğu kez birçok kontaminanta maruz kalır ve etkileri karmaşık ve öngörülemeyen yollarla etkileşime girebilir. Üçüncüsü ise, hayvanların doğal populasyonlara uygunluğu hem fiziksel hem de biyolojik ortamları tarafından belirlenir ve biyolojik ortamın aracılık ettiği kontaminantların etkileri öngörülemez (Sparling *et al.* 2010).

Kontaminant karışımlarının etkileri oldukça öngörülemez olabilir. Örneğin, nispeten düşük konsantrasyonlarda karbaril ve nitrat, tek başına uygulandığında, *Rana clamitans*'ın metamorfozundaki geleişme ve ktle oranını arttırmıştır (Boone *et al.* 2005). Ancak bu olumlu etki, kontaminantlar bir arada olduğunda değişmektedir. Hayes *et al.* (2006), 9 pestisiti tek başına ve çeşitli karışımlarda incelemiş ve daha karmaşık karışımların genellikle amfibilerde hem büyüme hızı gibi yaşam öyküsü özellikleri hem de endokrin sistemin gelişimi üzerinde daha olumsuz etkilere sahip olduğunu keşfetmiştir.

Çevresel kontaminantların amfibilerin yırtıcılarla olan ilişkisini etkilediğine dair bazı çalışmalar yapılmıştır. Bu çalışmalarda kontaminantla birlikte doğal yırtıcı ile karşılaşan amfibi ergin ve larvalarının toksik maddeye daha duyarlı hale geldiği tespit edilmiştir (Relyea *et al.* 2005; Bridges 1999).

Amfibilerin yırtıcılarla olan ilişkilerini etkilemenin yanı sıra, kontaminantlar hastalık ve parazitlerle olan ilişkilerini de etkileyebilir. Bu, kontaminantların amfibi bağışıklık sistemi üzerindeki doğrudan etkileri ile ortaya çıkabilir (Christin *et al.* 2003; Linzey *et al.* 2003; Houck and Sessions 2006). Kontaminantların spesifik parazitler ve hastalıklarla olan ilişkileri çeşitli sistemlerde gösterilmiştir. Kontaminantlar ayrıca tür içi ve türler arası rekabetin etkileriyle etkileşime girebilir. Rohr *et al.* (2006), *Ambystoma barbouri*'nin atrazine maruz kalmasının olumsuz etkilerinin, tür içi rekabetteki azalmalarla kısmen iyileştiğini, ancak daha uzun vadede maruz kalan hayvanların hayatta kalmalarına dair maruz kalma sonrası düşüşlerin bu etkiyi azalttığını keşfetmiştir. Türler arası rekabetin kontaminantlar tarafından azaltılabileceğine dair çalışmalar da vardır (Boone and Semlitsch 2001).

Rekabet, yırtıcılık ve kontaminantların etkilerini aynı anda göstermek için çok az deneysel çalışma yapılmıştır. Boone *et al.* (2004, 2007) çeşitli çalışmalarında, karmaşık kümelerdeki kontaminant etkilerini incelemek üzere mezokozmlarda ve daha büyük sistemlerde deneyler yapmıştır. Bu deneylerin sonuçları karmaşıktır ve neredeyse kesin olarak incelenen sistemlere özgüdür, ancak, çevresel kontaminantların doğal sistemler üzerindeki etkilerinin, basit standartlaştırılmış testlerdeki etkilerinden öngörülemeyen bir şekilde farklı olacağı genel sonucunu açıkça desteklemektedir.

#### *İnsanların kullanımı –tüketimi*

GAA veritabanı, insani kullanımı, her tehdit kategorisindeki türlerin %5 ile %10'u için bir tehdit olarak tanımlar. Amfibiler önemli ölçüde bazı bölgelerde geleneksel tıbbi preparatlarda insan tüketimi için gıda olarak veya evcil hayvan ticaretinde kullanılır. Özellikle kurbağalar, dünyanın birçok yerinde gıda olarak yaygın olarak kullanılmaktadır. Taze ve dondurulmuş kurbağalar ve kurbağaların bacakları üzerine uluslararası büyük bir ticaret yapılmaktadır. Gıda olarak kullanılan türlerin çoğu büyük su kurbağalarıdır (Tyler *et al.* 2007). Kusrini and Alford (2006), Endonezya'da insan tüketimi için yıllık kurbağa toplamının 100 milyon kurbağa düzeyinde olduğunu rapor etmişlerdir. Bununla birlikte Hindistan'ın 1980'lerde kurbağa bacaklarının ihracatını, kurbağaları tehdit eden ve böcek kontrolü şeklinde ekosistem hizmetlerinin sağlanmasını azaltan bir etken olarak değerlendirmiş ve yasaklamasına neden olmuştur (Pandian and Marian 1986). İnsan tüketimi için canlı kurbağa ve kurbağa parçaları için yapılan uluslararası ticaret, patojenlerin muhtemel taşınması yoluyla da bir tehdit oluşturmaktadır (Rowley *et al.* 2007; Skerratt *et al.* 2007).

Amfibiler evcil hayvan ticaretinde de yaygın bir şekilde kullanılmaktadır. Bu ticaretin kapsamının ve amfibi populasyonları üzerindeki potansiyel etkisine yönelik bilgileri elde etmek zordur. Kapsam çok büyüktür ve bir o kadar zayıf bir şekilde belgelenmiştir.

Schlaepfer *et al.* (2005), 1998 ve 2002 yılları arasında her yıl Amerika Birleşik Devletleri'ne ithal edilen 2,5 milyondan fazla doğal olarak avlanmış amfibi ve sürüngenin, resmi ticaret kayıtlarında tür düzeyinde tanımlanmadığını bildirmiştir. *Chytridiomycosis* salgınlarından büyük ölçüde etkilenen *Atelopus* cinsi alacalı kurbağalar, birçok dendrobatid türünde olduğu gibi Gorzula (1996), evcil hayvan olarak ihraç edilmek üzere yoğun bir şekilde toplanmıştır (La Marca *et al.* 2005). Bu egzotik patojenleri taşıyan hayvanların ticareti, gıda ticaretinden kaynaklı patojenlerden daha büyük bir risk oluşturmaktadır. Üstelik taşınan hayvan sayısı düşük olmasına rağmen, evcil hayvan ticaretinin gerçekleştiği koşullar, muhtemelen hastalıkların ve parazitlerin bulaşma olasılığını artırır. Ayrıca evcil hayvanların kazara veya kasıtlı olarak yabancı oldukları habitatlara bırakılmaları da başka bir tehdit unsurdur. Özellikle olumsuz sonuçları olan başka bir kullanım şekli de amfibilerin bazı bölgelerde balık tutmak için canlı yem olarak kullanılmasıdır. Bu uygulama, Amerika Birleşik Devletleri'nin birçok bölgesinde meydana gelmektedir (Jancovich *et al.* 2005; Storfer *et al.* 2007).

#### *Ultraviyole radyasyon*

Ultraviyole ışınlar (UV) mor ötesi ışın olarak da bilinir. Dalga boyu 100-400 nm arasındadır. UVA, UVB ve UVC olmak üzere 3 farklı tipi vardır. Bunlardan en yaygın olanı %95 oranında UVA'dır ve güvenlidir. UVB ise oldukça tehlikeli olup UVA'nın tersine ozon tabakası tarafından çoğu engellenir. Küresel ölçekteki insan faaliyetleri sonucu atmosferin dış katmanlarında değişiklikler olmakta ve UVB ışınları buralardan dünyaya ulaşmaktadır. UVB radyasyonunun sığ su kütlelerinin yüzeyine yakın olan amfibi yumurtalarının ve embriyolarının hayatta kalmasını doğrudan azaltabileceğini gösteren çalışmalar vardır (Broomhall *et al.* 2000; Hakkinen *et al.* 2001). Öte yandan birçok sistemde ise mevcut kanıtlar, ortamdaki UV-B seviyelerinin bu tür bir hasara neden olacak kadar yüksek olmadığını göstermektedir (Calfee *et al.* 2006). Pahkala *et al.* (2001), embriyo olarak gelişmiş UV-B'ye maruz kalan *Rana temporaria*'da daha yüksek oranda gelişimsel anormallik ve daha yavaş büyüme ve gelişme oranları keşfettikleri larva aşamasında ortaya çıktığı sonucuna ulaşmıştır. Belden and Blaustein (2002), sahada tam ortamsal düzeylerdeki UV-B'ye maruz kalan *Rana aurora* üzerinde benzer etkileri bulmuşlardır.

UV-B'nin yumurta ve embriyolar üzerindeki doğrudan etkileri, UV-B maruziyetindeki değişikliklere karşılık olarak değişebilen fotoliz gibi onarım enzimlerinin aktivitesine aracılık etmesi muhtemeldir (Blaustein *et al.* 1996, 1999). Ozon delinmesi nedeniyle artan UV-B radyasyonuna maruz kalan Patagonya kurbağaları üzerinde yapılan deneysel çalışmalar Perotti and Diegeuz (2006), yumurta ve embriyolardaki melanin düzeylerinin, artan UV-B maruziyetine tepki olarak arttığını, ancak bu artışların, UV-B maruziyeti yüksek olduğunda,

malformasyon oranlarındaki artışları ortadan kaldırmak için yetersiz olabileceğini ortaya koymuştur. Amfibilerin su evreleri üzerindeki etkilerine ek olarak, UV-B, karasal canlıları da doğrudan veya dolaylı olarak etkileyebilir. Kiesecker *et al.* (2001), korelatif ve deneysel veriler kullanarak, UV-B maruziyetinin artmasının, kurbağa embriyolarının patojenik mantar *Saprolegnia ferax*'a karşı hassaslığını arttırdığını göstermiştir.

UV-B'nin neden olduğu hasarın, çevresel toksinlerin ve diğer tehditlerin etkileri ile bazen çarpımsal olarak etkileşime girebileceğine dair kanıtlar da vardır (Blaustein *et al.* 2003). Hatch and Blaustein (2003), yüksek düzeyde nitrat gübrelerinin amfibi larvaları gelişimi üzerindeki etkileri, ortamsal UV-B maruziyeti düzeylerine karmaşık bir şekilde bağlı olabileceğini rapor etmişlerdir. Mevcut ortamsal UV-B düzeylerinin, amfibi azalmasının önemli bir nedeni olmadığı görülse de UV-B maruziyetinin diğer faktörlerle öngörülemeyen şekillerde etkileşime girebilmesi gerçeği, tehlikedeki amfibi populasyonlarının gelecekteki yönetimi için etkilerinin çok daha kapsamlı bir şekilde anlaşılmasının yararlı olacağını göstermektedir.

### *İklim değişikliği*

Çoğu herpetolog, son iklim değişikliğinin basit termal veya diğer etkilerinin amfibi populasyonlarındaki son azalmaları açıklamak için yeterli olmadığını düşünmektedir. Bununla birlikte, iklim değişikliğinin etkilerinin, belirli yerleşim yerleri veya habitatlardaki amfibilerin miktarında değişikliklere neden olduğu bazı çalışmalarla gösterilmiştir. Örneğin Whitfield *et al.* ( 2007), Kosta Rika La Selva'da amfibi miktarına yönelik uzun vadeli bir azalmanın olduğunu belgelendirerek bu değişikliği iklime bağlı azalmalarla ilişkilendirmişlerdir. Yakın gelecek için öngörülen şey ise iklim değişikliğinin, diğer etkenlerle etkileşime girmeye gerek kalmadan birçok amfibi populasyonu üzerinde ciddi etkileri olacağı ile ilgilidir. Williams *et al.* ( 2003), ortalama 3,5 ° C'lik bir sıcaklık artışının Avustralya Tropik Bölgelerine özgü birçok amfibi ve omurgalıların çoğunun yok olmasına neden olabileceğini öne sürmüştür.

Bununla birlikte, eğer çevre değişirse, sonuçta amfibiler ve diğer tüm canlılar üzerinde büyük etkileri olacağı çok açıktır. Amfibilerin sahadaki fiziksel çevre ile nasıl etkileşime girdiklerine dair daha ayrıntılı bilgi, iklime dayalı modellerin öngörülerini iyileştirmeye ve iklim değişikliğinin amfibiler üzerindeki etkilerini mümkün olduğunca en aza indirmek için koruma çabalarına odaklanmaya yardımcı olmalıdır.

## *Pestisitler*

Dünya çapında amfibi popülasyonları azalmaktadır ve pestisitlerin bundan kısmen sorumlu olduğundan uzun süredir şüphelenilmektedir (Cowman and Mazanti 2000). Pestisitlerin amfibiler gibi hedef niteliğinde olmayan organizmalar üzerindeki etkileri, ortamdaki gerçek kimyasalın varlığından daha uzun sürebilir. "Yeni nesil" veya mevcut kullanımdaki pestisitler, geçmişte yoğun şekilde uygulanan organofosfatların ve klorlu hidrokarbonların yerini büyük ölçüde almıştır. Bu yeni ürünler daha hızlı yok olacak ve daha düşük uygulama oranlarında etkili olacak şekilde formüle edilmiş olsalar da çevrede amfibileri doğrudan veya dolaylı olarak etkilemeye yetecek konsantrasyonlarda kalabilirler. Bu nedenle, mevcut kullanım pestisitleri, amfibiler gibi hedef niteliğinde olmayan organizmalar için bir tehdit olmaya devam etmektedir (Şişman *et al.* 2020). Formülasyonlardaki gelişmelere rağmen pestisitler, dünya çapında yüzey sularında ve yeraltı sularında tespit edilen kontaminantlar arasında yer almaktadır (Gilliom 2007). Bu nedenle, pestisit kontaminasyonu meselesi, amfibi ekotoksikologları için uygun bir konudur. Artan sayıda çalışmalar, amfibiler üzerindeki pestisit etkilerine odaklanırken, pestisit kontaminasyonu ile gerçek popülasyon azalmaları arasında çok az bağlantı olduğu düşünülmektedir. Pestisit kullanımının amfibi azalmalarına bağlanması, çeşitli nedenlerden dolayı sorun teşkil edebilir. Boone *et al.* (2009) şunlara dikkat çekmektedir.

- 1) Kimyasallar, önceki nesillere göre daha az akut toksiktir ve bu nedenle, hedef niteliğinde olmayan vahşi yaşam üzerindeki etkileri daha hafif olacaktır.
- 2) Türler, kimyasallara duyarlılıkları açısından farklılık gösterebilir.
- 3) Ortamdaki pestisit konsantrasyonları zamansal ve mekansal olarak değişebilir.
- 4) Ortamdaki diğer stres etkenleri, öngörülemeyen şekillerde pestisitlerin azalmasına veya etkileşime girmesine neden olabilir.

Dahası, larva maruziyetinin, yetişkin özellikleri ve daha sonraki popülasyon düzeyi etkileri üzerinde sahip olabileceği etkilerine ışık tutacak uzun vadeli kuşaklar arası çalışmalara dair bir eksiklik vardır. Pestisit kontaminasyonu, tarımsal arazilerde azalmanın bariz bir nedeni gibi görünse de birkaç kafa karıştırıcı etken, amfibi azalmasını doğrudan pestisitlere atfetmeyi zorlaştırmaktadır. Tarımsal alanlarda artan pestisit girdileri, karasal habitattaki azalmalar ve evrilmiş hidroloji gibi diğer amfibi stres etkenleriyle eşzamanlı olarak ortaya çıkar. Örneğin, Beja and Alcazar (2003), tarım arazilerinde geçici su kütlelerinden kalıcı su kütlelerine geçişin, amfibi popülasyonunun kalıcılığının kimyasal kontaminasyondan daha önemli bir göstergesi olduğunu gözlemlemiştir. Dahası, amfibiler, sahada tahmin edilebileceği gibi olumsuz pestisit etkileri göstermeyebilir. Bununla birlikte, tarımsal

alanlardaki yüksek pestisit konsantrasyonları amfibi popülasyonlarının yara almasıyla ilişkilendirilmiştir (McDaniel *et al.* 2008). Örneğin Hayes *et al.* (2002) *Rana pipiens*'teki testis anormalliklerini inceleyerek testiküler oosit sayısını sahada 0,2 ppb'den daha yüksek ölçülen atrazin konsantrasyonlarıyla ilişkilendirmiştir. Tarımın az olduğu veya hiç olmadığı alanlarda pestisit kontaminasyonu nedeniyle amfibi azalmaları da olabilir. Kentsel ortamlarda her yıl milyonlarca ton pestisit kullanılmaktadır ve kentsel alanların akarsulardaki insektisit yüküne katkısı da olmaktadır. Tarım dışı amfibi habitatları, akış, aşırı püskürtme veya havada sürüklenme ve biriktirme ile ortaya çıkan tarımsal pestisitlerden etkilenebilir. Havadaki pestisitler ise uzak mesafelere taşınabilir. Son zamanlarda yapılan birkaç araştırmanın ortaya attığı gibi, bu pestisitler amfibi sayısının azalmasıyla bağlantılı olabilir. Sparling *et al.* (2001), Kaliforniya'nın Sierra Nevada Dağları'nın, daha yüksek pestisit kalıntıları içeren bölgelerinden toplanan, *Hyla regilla*'sında daha düşük kolinesteraz düzeyleri kaydetmiştir.

### **Amfibi popülasyonlarının yönetimi**

Amfibi popülasyonlarının yönetimi ve korunması, bireysel ve popülasyon düzeylerinde ekolojileri hakkında, göreceli bilgi azlığı nedeniyle büyük ölçüde eksik kalmıştır. İlk bölgesel ve ulusal planlar Tyler (1997) habitat korumaya odaklanması önerilen eylemler ve bazı durumlarda, esaret altında yönetim gerçekleştirme becerisine yönelik ön çalışmaları kapsamaktadır. Bu ilk planların kabul edilmesinden bu yana, amfibilere yönelik çevresel kontaminantlar, UV-B, hastalık ve habitat değişikliği dahil olmak üzere, birçok tehdidin tam olarak anlaşılmasına yönelik önemli ilerleme kaydedilmiştir. Küresel Amfibi Koruma Eylem Planı Gascon *et al.* (2007), birçok koruma uzmanı ve araştırmacısından çok güncel veriler içermektedir. Eylem planı amfibilerin koruma biyolojisine yönelik çok faydalı bir inceleme olarak kabul edilmektedir.

Ayrıca, amfibi çeşitliliğini belgelemeye devam etmek de çok önemlidir. Parra *et al.* (2007), bilinen amfibi türlerinin sayısının 1987'den bu yana yaklaşık %40 oranında arttığını ve dünyadaki türlerin yarısının şu anda tanımlanmamış olabileceğine işaret etmektedir. Bu, diğer karasal omurgalı gruplarının herhangi birinde meydana gelenden çok daha yüksek bir keşif oranı ve tanımlanmamış takson miktarıdır. Durum değerlendirme süreci de aralıklı olmaktan ziyade, düzene konmalı ve devam ettirilmelidir.

### **Amfibilerin kontaminantlara maruziyet yolları-şekilleri**

Çoğu amfibi karmaşık yaşam döngüsü nedeniyle çevresel kontaminantlara çeşitli yollara maruz kalmaktadır. Birge *et al.* (2000) tarafından bildirildiği gibi, su yumurta kapsülüne girdikçe, kimyasalların alımı yumurta birikiminden kısa bir süre sonra başlayabilir.

Larvalar ve iribaşlar olarak, geçirgen deri üzerinden su bazlı kimyasalların alımı önemli bir maruz kalma kaynağıdır. Deri, solunum yüzeyi olarak işlevini sürdürmesinin bir sonucu olarak çoğu yetişkin amfibi'nin kimyasal kirlenici alımında rol oynamaya devam eder ve akciğerler de uçucu bileşikler için olası yollar sağlar. Bu yolun önemi değişiklik gösterse de gıda yoluyla kimyasalların alımı yaşam döngüsü boyunca önemli olabilir. Yetişkin amfibiler, kış uykusu ve estivasyon sırasında tortu ve topraklara girebilir ve bu katı fazlardan (geçirgen derileri üzerinden) kontaminantların emilimini potansiyel bir maruz kalma yolu haline getirebilir (Shoemaker *et al.* 1992).

Sürüngenler için hem organik hem de inorganik kontaminantların parental olarak aktarılması da mümkündür ve yumurtalar genellikle maternal kontaminant yüklerini belirtmek için kullanılmıştır (Nagle *et al.* 2001).

McDiarmid and Mitchell (2000), hem amfibi hem de sürüngen türlerinin günlük, mevsimsel ve yıllık olarak nispeten uzun mesafeler katettiklerinde karasal maruziyetin fazla olacağını bildirmişlerdir. Bu, su ortamı dışındaki kontaminantlara maruz kalma potansiyelini önemli ölçüde etkileyebilecek bir özelliktir. Yetişkinlerde, biyolojik birikim besinsel maruz kalma ile ağır basabilir, ancak maruziyet matrisinin kimyasalları (örn., metaller) dermal epitel boyunca kolayca emilebilir veya bir katı veya sıvı fazdan havaya uçarak başka bir maruz kalma yolu sağlayabilir. Birçok değişken, karasal maruziyetlerde yetişkinlere veya erken gelişim aşamalarında (örn., sürüngen yumurtalarında) biyoakümüülasyonun büyüklüğünü etkiler ve kimyasalların gıda zincirleri içinde transferi, trofik düzeyler arasındaki ilişkileri karakterize eden transfer katsayıları veya fonksiyonlarla uygun şekilde tanımlanabilir. Bu etkenler, bir kimyasalın ve bir maruziyet matrisinin (tortu ya da toprak) fizikokimyasal özellikleriyle yansıtıldığı üzere, abiyotik veya gastrointestinal yahut beslenme fizyolojisi, yiyecek arama veya yem tercihiyle ilgili yaşam öyküsüne bağlı özellikler tarafından yakalandığı şekliyle biyolojik karakterde olabilir (Linder *et al.* 2002).

Sulak alanlara bağımlılıkları göz önüne alındığında, bazı amfibi ve sürüngen türleri, habitat değişikliği veya tahribatından, noktasal olmayan kaynak akışından ve toprak erozyonu ile ilişkili tortu ve tortuya bağlı kimyasalların birikmesinden doğrudan etkilenebilir. Habitatın fiziksel ve kimyasal değişiklikleri de doğrudan veya dolaylı olarak buna katkıda bulunabilir (Crawshaw 2000). Su habitatları üzerindeki antropojenik etkiler ve bu habitat değişiklikleriyle ilişkili olumsuz biyolojik etkiler şüphesiz tür dağılımlarının geri çekilmesine ve herpetofauna popülasyonlarının azalmasına neden olmuştur (Corn 2000). Bu nedenle, amfibiler ve sürüngenlerin saha popülasyonları üzerine yapılan çalışmalar habitat etkilerine (örneğin, atık su tahliyesinin serbest bırakılması, nehir kıyısındaki bölgede fiziksel rahatsızlık, akış

değişiklikleri) yol açabilecek bazı faaliyetlerin başlamasından önce koşulları değerlendirmek veya mevcut etkinin kapsamını gösteren analizler yapmak yahut iyileştirici veya restoratif çabaların başarısını değerlendirmek için yapılabilir. Amfibiler için, takson zenginliği ve/veya çeşitlilik gibi temel popülasyon parametrelerini karakterize etmek için çeşitli saha araştırması yöntemleri geliştirilmiştir (Heyer *et al.* 1994). Herpetofauna'yı özel olarak sulak alan izleme programlarına dahil etme yöntemleri de mevcuttur (USEPA 2002). Kontaminantların sahadaki sürüngelemlere dair popülasyon düzeyindeki etkilerini değerlendiren çalışmalar, kalıntı izlemeye odaklanmakla sınırlı kalmaktadır.

Saha çalışmalarının dezavantajları olsa da sahada hali hazırda mevcut olan ancak laboratuvar veya mezokozm çalışmalarında hesaba katılmayan birçok biyotik ve abiyotik etki incelenebilir. Genel olarak, gerçek deneysel manipülasyondan ziyade, saha ortamlarındaki izleme faaliyetlerine daha fazla odaklanıldığı görülmektedir.

Çoğu saha incelemeleri birbiriyle ilişkilidir ve bu ilişkileri daha net anlamak için saha ve laboratuvar çalışmaları birlikte yürütülmelidir. Statik yenileme maruziyetleri için sahada toplanan suyu laboratuvara getirmek, sahada izin verileden daha kontrollü deneylere olanak tanır. Diğer bir seçenek, belirli kontaminant türlerini bir ortamdan ayırmak için yarı geçirgen membran cihazlarının (SPMD'ler) kullanılmasıdır ve bunlar daha sonra daha kontrollü laboratuvar koşulları altında değerlendirilir (Bridges ve Little 2003). Su numuneleri üzerinde maliyetli kimyasal analizler yapmak zorunda kalmadan, kontaminantların amfibi popülasyonlarını etkileyip etkilemediğini belirlemenin istendiği durumlarda, bu çalışmalar yararlı olmuştur.

Hayes *et al.* (2003) tarafından gösterildiği gibi, bir dizi bütünleşik saha ve laboratuvar çalışması, çeşitli çevresel kimyasallara ve bunların çeşitli arazilerdeki herpetofauna'ya yönelik olası risklere odaklanmıştır. Bir çalışmada, leopar kurbağaları Amerika Birleşik Devletleri'nin çeşitli yerlerinde örneklenmiş ve cinsiyet farklılaşma görülme sıklığı, bu örnekleme yerlerinde ölçülen herbisit atrazin konsantrasyonları ile ilişkilendirilmiştir. Sahada toplanan örneklerden elde edilen bulgular, atrazine düşük konsantrasyonda maruz kalmanın cinsiyet değişimi oluşturabileceğini gösteren kontrollü laboratuvar araştırmalarında daha fazla ele alınmıştır (Hayes *et al.* 2002). Benzer şekilde Fort *et al.* (1999), Minnesota ve Vermont'taki göletlerden toplanan anuranlardaki arka bacak deformitelerine yönelik gözlemleri açıklamada çevresel kimyasalların rolünü araştırmak için daha önce benzer yaklaşımlar uygulamıştı. Bu çalışmalarda Fort *et al.* (1999), kimyasal maruziyet ile amfibi malformasyonlarının yüksek insidansı arasındaki nedensel ilişkileri karakterize etmek için laboratuvar FETAX su ve tortu analizlerinin bir kombinasyonunu kullanmıştır. Bütünleşik saha ve laboratuvar çalışmalarının

rolü, bu tür çalışmalara yatkın herhangi bir organizmayı kapsayabilirken, herpetofauna (özellikle, amfibiler), saha ve laboratuvar çalışmalarının entegrasyonunun, kimyasal stres etkeni riskini değerlendirmede ve potansiyel olarak yönetim eylemlerini etkileyebilecek belirsizlikleri azaltmada her iki yaklaşımın güçlü yönlerini birleştirdiğine tanıklık etmektedir.



## KAYNAK ÖZETLERİ

Valbona *et al.* (2012), Arnavutluk'un kıyı bölgesinden toplanan iki Ranidae kurbağası *Rana balcanica* ve *Rana lessonae*'nin kanında kirlilik etkilerini incelemiştir. Kirli bölgelerden gelen kurbağalarda referans bölgelerdekilere kıyasla, RBC, WBC, MCH, MCV, MCH, HCT, Hb, plazmatik glikoz ve eritrosit boyutları ciddi ölçüde farklılık göstermiştir. Kirli alanlarda mikronükleus oluşumunun önemli ölçüde arttığı ve kontrol grubuna göre daha çok olduğu görülmüştür.

Zhelev *et al.* (2013b), tarafından yapılan bir çalışmada; Bulgaristan'da aşırı derecede kirli iki nehirde yaşayan bataklık kurbağası *Pelophylax ridibundus*'un yetişkin bireylerin bazı temel hematolojik (eritrosit sayısı, lökosit sayısı, hemoglobin, diferansiyel kan formülü) özellikleri incelenmiştir. Çalışmada iki kirli nehir ortamı ve bir temiz kontrol ortamından yakalanan kurbağalarda incelenen parametreler arasında istatistiksel olarak önemli farklılıklar görülmüştür. Toksik koşulların kan parametrelerinde (eritrosit sayısı ve hemoglobin miktarının artışı ) tek tip değişime yol açtığı sonucuna ulaşılmıştır.

Zhelev *et al.* (2014a), tarafından yapılan çalışmada; Güney Bulgaristan'da evsel atık kaynaklı, endüstriyel kaynaklı ve ağır metal kaynaklı kirliliğe maruz kalmış biyotoplarda yaşayan *Pelophylax ridibundus* ve *Pseudepidalea viridis* popülasyonlarında renk polimorfizmi, cinsiyet oranı ve yaş yapısına (esasinda üreme sürecine katılan yetişkin canlılar arasında) ilişkin veriler incelenmiştir. Ağır metallerle kontamine olmuş biyotopta, dişilerin her iki popülasyonda da baskın olduğu ifade edilmiştir. Her iki biyotopta da üreyen bataklık kurbağalarının ana kısmı orta yaş grubunda (2+), ileri yaş grubu hayvanlarda dişilerin (esas olarak 3 + yaş grubu) baskın olduğu gözlenmiştir. Üreyen hayvanlar (her iki cinsiyette de) arasında, her iki biyotoptaki *P. viridis* popülasyonlarında 2+ ve 3+ yaş gruplarından bireyler baskınlık gösterdiği ifade edilmiştir. Her iki amfibide de, 4 + ve 5 + yaş gruplarındaki hayvanlar çok nadirdir (dişiler). Üreme için kullanılan göletlerde kötü yaşam koşulları altında, her iki kuyruksuz amfibi popülasyonunun evsel ve endüstriyel kirlilik alanında daha iyi büyüdüğü gözlemlenmiştir.

Zhelev *et al.* (2014b), Güney Bulgaristan'da kurşun ve çinko fabrikasının yanında bulunan baraj gölünde, iki Anura amfibi türü olan *Pelophylax ridibundus* ve *Pseudepidalea viridis*'te dalgalı asimetri düzeylerini incelenmiş ve *Pseudepidalea viridis*'te dalgalı asimetri

göstergeleri, devam eden antropojenik kirlilik koşullarında birlikte yaşadıklarında, *Pelophylax ridibundus*' dakilerden daha yüksek olduğunu tespit etmişlerdir.

Zhelev *et al.* (2015), tarafından yapılan çalışmada, Güney Bulgaristan'da farklı türlerde antropojenik kirliliğe (evsel atık su kirliliği ve ağır metal kirliliği) maruz kaldığında, farklı türlerdeki biyotoplarda (akan nehirler ve durgun, baraj gölleri) yaşayan bataklık kurbağası *Pelophylax ridibundus* popülasyonların da gelişimsel stabilite durumunu değerlendirmek için dalgalı asimetri (FA) değerleri incelenmiştir. FA analizleri için üç yıl boyunca (2009-2011) toplam 920 *P. ridibundus* kullanılmıştır. Kapalı su havzalarında, *P. ridibundus* popülasyonlarındaki FA değerleri, nehir popülasyonlarındakilerden istatistiksel olarak daha düşük olduğu gözlemlenmiştir. FA değerleri, evsel atık su kirliliği ve ağır metal kirliliği olan nehirlerdeki yüksek konsantrasyonlardaki toksik maddeler sebebiyle yüksek düzeyde seyrettiği gözlemlenmiştir.

Qureshi *et al.* (2015), tarafından yapılan çalışmada, *Rana tigrina* ve *Euphlyctis cyanophlyctis* kurbağa türlerinin bazı dokularında (karaciğer, mide, böbrek, kalp, akciğerler ve iskelet kasları) Ni, Fe, Pb, Cu, Co, Zn, Cd, Mn ve Cr elementlerinin konsantrasyonları incelenmiştir: Kurbağalar deri endüstriyel alanındaki atık sulardan ve endüstriyel olmayan iki farklı bölgeden toplanmıştır. Sanayi bölgelerinden toplanan örneklerde ağır metal konsantrasyonlarının, endüstriyel olmayan bölgelere göre daha yüksek olduğu görülmüştür. Ağır metallerin konsantrasyonları, *E. cyanophlyctis*'e kıyasla *R. tigrina*'nın dokularında daha fazla olduğu tespit edilmiştir. Karaciğer ve böbreklerdeki Cu ve Cd konsantrasyonu, diğer organlara kıyasla her iki türde de nispeten daha fazla olduğu belirtilmiştir. Ayrıca, sonuçlar, endüstriyel alanlardan toplanan kurbağaların vücut uzunluğunun ve ağırlığının azaldığını ve daha fazla metal birikimi gösterdiğini ortaya koymuştur.

Zhelev *et al.* (2015), tarafından yapılan çalışmada; Güney Bulgaristan'da antropojenik kirlilik koşullarında yaşayan *Pelophylax ridibundus* popülasyonlarındaki hepatosomatik indeks (HSİ) ve kondisyon faktörü (KF) değerleri incelenmiştir. İncelenen popülasyonlar nispeten temiz (kontrol), evsel atık su kirliliği ve ağır metal kirliliği olan bölgelerden toplanmıştır. Her iki cinsiyetten canlılarda kontaminasyon koşullarında karaciğerin nispi ağırlığının arttığı tespit edilmiştir. Kontamine biyotoplarda, KF değerleri, her iki cinsiyetten canlılarda, kontrol grubuna kıyasla daha düşük olduğu görülmüştür.

Borkovic-Mitic *et al.* (2016), tarafından yapılan çalışmada, metallerin bataklık kurbağası *Pelophylax ridibundus* üzerindeki etkisini anlamak için 18 metal konsantrasyonu belirlenmiş ve Sırbistan'ın farklı bölgelerinden toplanan su örnekleri incelenmiştir. Al, As, Ba, Ca, Cd, Co, Cr, Cu, Fe, Ga, Hg, In, Li, Mn, Ni, Pb, Sr ve Zn dokularda (karaciğer, deri ve

kas) Al, Cd, Co, Cr, Cu, Fe, Ga, Hg ve Ni konsantrasyonları karaciğerde en yüksek iken, Ba, Ca, Li, Mn, Pb, Sr ve Zn konsantrasyonları ciltte en yüksek olduğu gözlenmiştir.

Pollo *et al.* (2016), tarafından yapılan çalışmada; florit madeni etrafındaki su ekosisteminden toplanan su örnekleri ve biyoindikatör tür olan *Hypsiboas cordobae* amfibi kurbağalarının genotoksitesisi incelenmiştir. Florit madeni numunesi ile ilişkili dört istasyon belirlenmiştir: doğal yüksek florit içeriği ile granit kaya üzerinde akan bir dere; her ikisi de düşük florit içeriğine sahip metamorfik kaya üzerinden akan iki dere; ve fizikokimyasal parametrelerde yüksek varyasyon ile florit flotasyon işlemi ile üretilen tortuları içeren yapay bir dekantasyon göleti. Bu çalışmanın sonuçlarında; Dekantasyon göletindeki kurbağaların, dereden toplananlara kıyasla, hücre hasarına neden olan bileşiklere veya karışımlara maruz kaldığı tespit edilmiştir.

Eisemberg *et al.* (2016), tarafından yapılan çalışmada Güney Amerika kurbağası farklı derecelerde antropojenik kirliliğe sahip alanlarda yaşayan *Physalaemus cuvieri* 'nin üç popülasyonunu, dalgalı asimetri (FA) açısından mukayese edilmiştir. Bozulmamış bölgelerde bulunan iki popülasyona göre yüksek antropojenik kirlilikten muzdarip popülasyonda, dijit uzunluğu yüksek bir FA seviyesi bulunmuştur. Radio-ulna, femur ve tibia-fibula için FA ile ilgili olarak üç popülasyonda anlamlı bir fark gözlemlenmemiştir.

Zhelev *et al.* (2017), Güney Bulgaristan'daki farklı derecelerde ve farklı antropojenik kirliliğe (daha az bozulmuş su havzaları, evsel atık su kirliliği ve ağır metal kirliliği ) sahip beş bölgede *Pelophylax ridibundus* popülasyonlarının eritrositlerinde hücre uzunluğu (EL) ve genişliği (EW), EL/EW, eritrosit boyutu (ES), nükleus uzunluğu (NL) ve genişliği (NW), NL/NW, nükleus boyutu (NS) ve nükleositol plazmik oran (NS/ES) üzerinde incelemeler yapmıştır. *Pelophylax ridibundus* popülasyonlarının evsel atık su kirliliği koşullarında, uzatılmış bir eliptik hücre şekline göre kontrol numunelerine kıyasla EL, EW ve ES değerlerinin arttığını gözlemiştir. Aynı anda NL, NW ve NS, kontrol numuneleri ile karşılaştırıldığında herhangi bir önemli değişikliğe uğramadığını gözlemiştir. Ağır metal kirliliğine sahip su havzalarındaki popülasyonlar da EL, EW, ES, NL, NW ve NS değerlerinin azalmış olduğunu gözlemiştir. Toksik maddelerin türüne bakılmaksızın, kontrol ile karşılaştırıldığında NS/ ES oranının azalmış olduğunu ifade etmiştir.

Zhelev *et al.* (2017), tarafından yapılan çalışmada Güney Bulgaristan'daki iki bölgede *Pelophylax ridibundus* popülasyonlarının morfolojik parametreleri üzerinde kirleticilerin etkileri incelenmiştir. Çalışmada kontrol grubu bölgesi olarak bir nehir ve örneklem bölgesi olarak da pirinç tarlası alınmıştır. Pirinç tarlalarındaki *Pelophylax ridibundus* popülasyonlarının KF değerlerinin daha düşük ve FA'nın yüksek seviyelerde olmasının

pirinç tarlalarındaki ksenobiyotiklerin (pestisit ve kimyasal gübreler) varlığının olumsuz etkilerinin bir sonucu olduğu ifade edilmiştir.

Guo *et al.* (2017), tarafından yapılan bu çalışmada ağır metal kirliliğine maruz kalan *Bufo raddei*'nin oksidatif stres (OS) ve dalgalı asimetri (FA) parametleri üzerine bir inceleme yapılmıştır. *B. raddei*'nin üreme mevsimi boyunca, Cu, Zn, Pb ve Cd metalleri ile uzun süre kontamine olan Baiyin (BY)'den ve nispeten kirlenmemiş bir alan olan Liujiaxia (LJX)'den üç yıllık veri toplanmıştır. BY bölgesinde *B. Raddei*'nin böbrek ve karaciğerinde dört ağır metalin önemli bir birikimi bulunmasına rağmen, bu iki organdaki süperoksit dismutaz, glutatyon peroksidaz ve malondialdehit düzeylerinin düzensiz olduğu bulunmuştur. *B. raddei* popülasyonlarında, FA düzeylerinde önemli farklılıklar gözlenmiştir. FA'nın Anura amfibiler üzerindeki uzun vadeli çevresel stresi izlemek ve tahmin etmek için OS'den daha güvenilir ve etkili bir gösterge olduğu ortaya konmuştur.

Zhelev *et al.* (2018), Güney Bulgaristan'ın iki farklı bölgesinden toplanan *Pelophylax ridibundus* bireylerinde kirliliğin hematolojik parametreler üzerinde olan etkisini incelemiştir. Kan analizleri sonucunda örnekler arasında RBC, WBC, Hb, total hücre hacmi (PCV) ve iki farklı bölgedeki kurbağaların lökogram değerlerinin önemli farklılık gösterdiğini bulmuştur. Pirinç tarlasında yaşayan kurbağalardaki eritropeni, lökopeni, hipokromi, düşük PCV değerleri, ST nötrofili, SG nötropeni değerlerinin pirinç üretim sürecinde kullanılan pestisit ve kimyasal gübrelerden kaynaklandığını rapor etmiştir.

Pollo *et al.* (2019), tarafından yapılan çalışmada; tarımsal faaliyetlere karşı genotoksik ve sitotoksik tepkilerin olup olmadığı incelenmiştir. Bu amaçla Orta Arjantin'den bir tarımsal alanda üreyen diploid/poliploid olan *Odontophrynus cordobae* / *O. americanus*'un popülasyonları üzerinde incelemeler yapılmıştır. Mikronükleus frekansı (Mn), eritrositik çekirdek anormallikleri (ENAs) ve sitotoksik son noktalar(CYT) frekansları diploid ve poliploid organizmalar arasında önemli ölçüde farklılık göstermiştir. Mn ve CYT'nin daha yüksek frekansları, poliploid organizmalarda, daha yüksek ENAs frekansı diploidlerde kaydedilmiştir.

Zhelev *et al.* (2020), tarafından yapılan çalışmada, antropojenik olarak kirlenmiş bir habitatta uzun süre yaşayan *P. ridibundus* kurbağa türünün nasıl etkilendiği ve toksik maddelerin organizmada ne tür değişiklikler yaptığı incelenmiştir. Kontrol grubu ve antropojenik kirlilik kaynağında yaşayan kurbağalar cinsiyetlerine göre ayrılmış, morfofizyolojik ve hematolojik parametreleri ölçülmüş ve (kaslar ve karaciğer) deki Pb, Cd, Zn ve Cu'nun birikimi belirlenmiştir. Antropojenik kirlilik kaynağında yaşayan *P. ridibundus*'da, baskılanmış hematopoez ve zayıflamış bağışıklık ile anemik olduğu

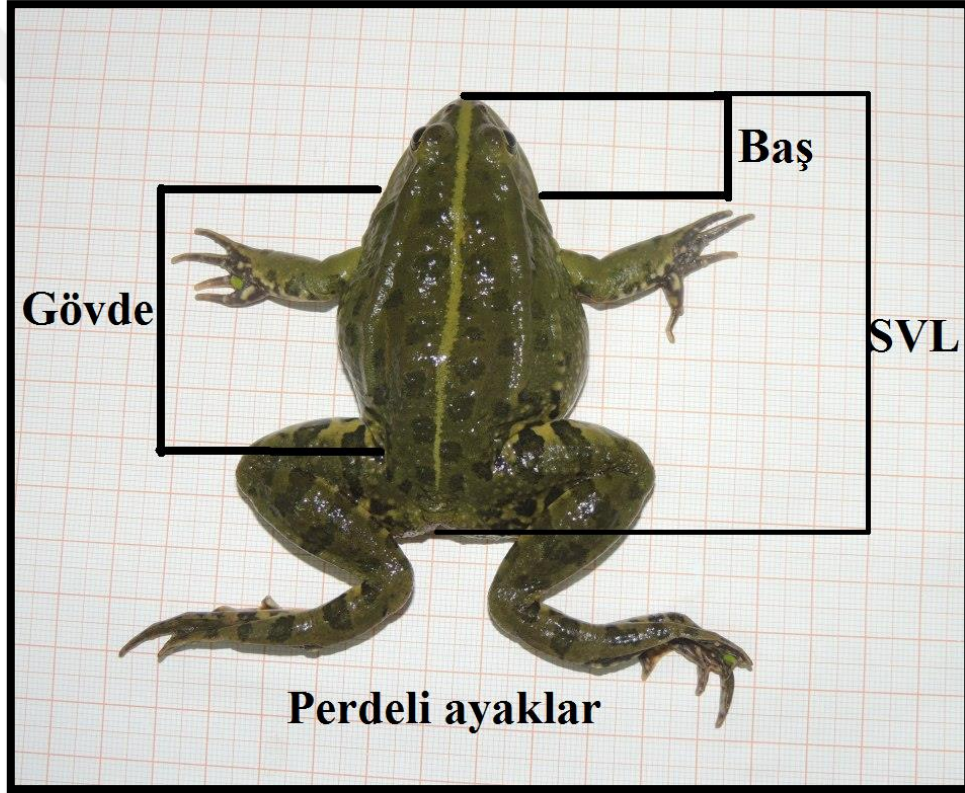
gözlenmiştir. Antropojenik kirlilik kaynağında yaşayan kurbağaların dokularında, yüksek düzeyde ağır metaller ve metaloidler (Pb, Cd, Cu, Zn, As ve Se) bulunmuştur. Tüm metal ve metaloid seviyelerinin kaslara göre karaciğerde daha yüksek olduğu tespit edilmiştir.



## MATERYAL ve YÖNTEM

### Çalışmada Kullanılan Kurbağa Türü

Araştırmada *Pelophylax ridibundus* (Anura; Ranidae) türü kurbağalar kullanılmıştır (Şekil 1). Örnekler Mayıs ve Eylül 2019 tarihlerinde toplanmıştır. Bunun için gerekli izinler Tarım ve Orman Bakanlığı Su Yönetimi Genel Müdürlüğü'nden Araştırma izni (EK1), Tarım ve Orman Bakanlığı Doğa Koruma ve Milli Parklar Genel Müdürlüğü'nden Araştırma İzni (EK2) ve Atatürk Üniversitesi Fen ve Mühendislik Bilimleri Etik Kurul Başkanlığı'ndan Etik Kurulu İzni (EK3) çalışma başlamadan önce ilgili yerlere müracaat edilerek alınmıştır.

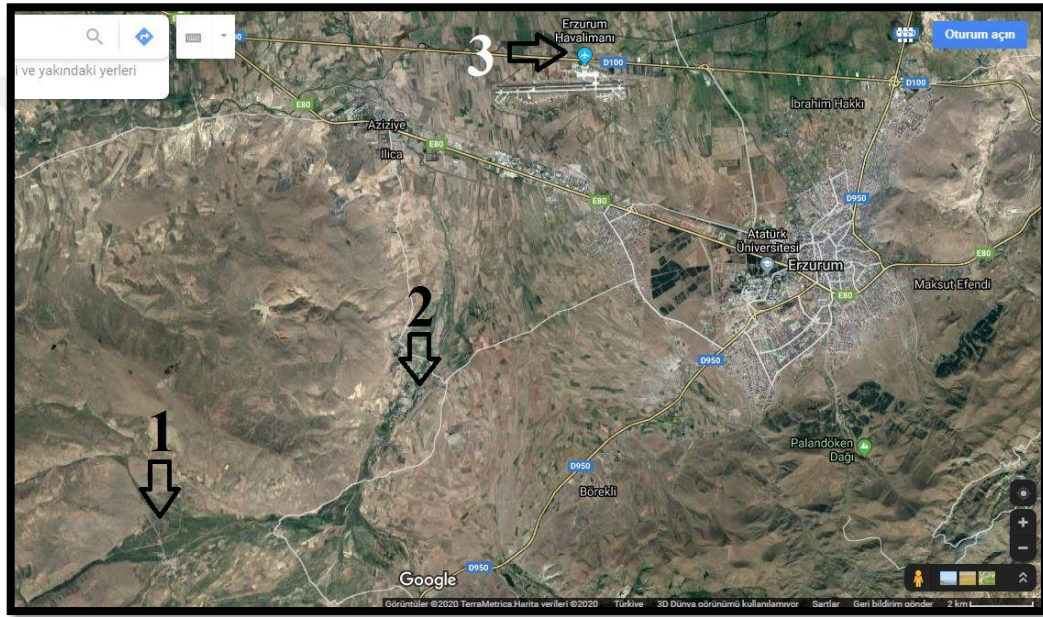


**Şekil 1.** *Pelophylax ridibundus* (Ova kurbağası, ♀), dorsal görünüş (SVL; kloak-burun ucu mesafe).

### Saha Çalışmaları

Araştırmada antropojenik kirlilik çeşitliliği durumu göz önüne alınarak 3 istasyon seçilmiştir (Şekil 2). Bunlardan ilki Erzurum'un merkez köylerinden olan Dereboğazi Köyü'nden geçen Ömertepesuyu Deresi'nin yan koludur (1. İstasyon: 39°49'49.9"N 41°01'40.4"E). Buranın civarında herhangi bir kentsel yapılaşma ve tarımsal faaliyet olmadığından burası kirliliğin hiç olmadığı referans istasyonu olarak kabul edilmiştir. 2.

istasyon Adaçay mahallesi civarı olup pestisit kullanımının olduğu Şişman *et al.* (2021) antropojenik kirlilik istasyonudur (2. İstasyon: 39°52'28.9"N 41°07'27.3"E). 3. istasyon ise gürültü, otoyol ve evsel atık suyu kirliliğinin olduğu havaalanı yanındaki sulama kanalı olmuştur (3. İstasyon: 39°57'54.7"N 41°10'35.6"E). Erzurum DHMİ 2017 verilerine göre Erzurum'a bir günde ortalama 25 sefer düzenlenmektedir. Bu da oldukça yüksek bir gürültü kirliliği oluşumuna yol açmaktadır. Bu sulama kanalının hemen yanında oldukça işlek olan Artvin-Erzincan D100 karayolu da bulunmaktadır. Motorlu taşıt kaynaklı kirliliğin bu kanala ulaştığı ve bu civardaki suları kirlettiği düşünülmektedir. Sulama kanalı suyunu Karasu Nehri'nden almakta olup şehrin kanalizasyon suyu da nehre karıştığından 3. istasyon evsel atık suyu kirliliği açısından da ele alınmıştır.



**Şekil 2.** Çalışmanın yapıldığı istasyonlar. 1. İstasyon: Dereboğazı Köyü. Erzurum-Dereboğazı Köyü. 28.6. km, 2. İstasyon: Adaçay mah. Erzurum-Adaçay 15.7 km, 3. İstasyon: Erzurum Devlet Havalimanı Meydanı. Erzurum-DHMİ 12 km.

### Su ve Sediment Analizi

Belirtilen istasyonlardan su örnekleri 1.5 m derinlikten alınmış ve ışık geçirmeyen 2.0 L hacimli plastik şişelerde analiz yapıncaya kadar muhafaza edilmiştir. Sediment örnekleri de suyun tabanından, kıyıya yakın yerlerden alınarak ışık geçirmeyen 250 ml hacimli cam şişelere yerleştirilmiştir. Su ve sediment örneklerinin element analizleri DAYTAM'dan (Doğu Anadolu Yüksek Teknoloji Uygulama ve Araştırma Merkezi) hizmet alımı şeklinde gerçekleştirilmiştir. Su ve sediment örneklerinde analizi yapılan elementler şunlardır: Na, Mg, P, K, Ca, Cr, Mn, Fe, Ni, Cu, Zn, As, Cd, Hg ve Pb. Bu değerler Su Kirliliği Kontrolü Yönetmeliği'nde (Resmi Gazete, 2015) yer alan "KITAİÇİ SU KAYNAKLARININ

SINIFLARINA GÖRE KALİTE KRİTERLERİ”ne göre değerlendirilerek suların kalite sınıfları belirlenmiştir. Sediment kalitesi için çeşitli uluslararası standartlar kullanılmıştır.

### **Biyogözlem Çalışmaları**

Biyogözlem araştırmaları için çalışmada seçilen istasyonların doğal faunasında bulunan *Pelophylax ridibundus* türü kurbağalar tercih edilmiştir. Örnekler Mayıs ve Eylül 2019 tarihlerinde her istasyondan 10 kurbağa (2 periyot, 3 istasyon toplam 60 örnek) atrap yardımıyla yakalanarak plastik kaplar içinde canlı olarak laboratuvara getirilmiştir. Kurbağalar toplanırken cinsiyet ayırımına bakılmamış (populasyonun tüm fertlerinin kirlilikten eşit etkilendiği kabul edildiğinden) ancak aynı boyda olmalarına dikkat edilmiştir. Laboratuvar ortamında akvaryumlarda bir gün bekletilen kurbağalara aşağıdaki işlemler uygulanmıştır.

### **Morfometrik analizler**

Her bir kurbağanın boy uzunlukları (SVL=Snout vent length), vücut ağırlıkları (BW=body weight) ölçülerek cinsiyeti belirlenmiş ve kaydedilmiştir. Morfometrik olarak önce vücut kondisyon faktörü (KF) değeri aşağıdaki formüle göre hesaplanmıştır:

$$KF = \frac{BW}{\frac{SVL^3}{10^2}}$$

Bu formül Pauly (1983) tarafından balıklar için geliştirilmiş olmasına rağmen kuyruksuz kurbağalar için de kullanılmaktadır (Spirina 2009; Jelodar and Fazli 2012; Zhelev *et al.* 2015a).

Biyotik indeksler ve fizikokimyasal parametreler çevresel kalite araştırmalarında sıklıkla kullanılmaktadır. Biyotik indekslerin arasında asimetri, özellikle dalgalı asimetriden (Fluctuating asymmetry: FA) çevresel değerlendirmelerde yararlanılmaktadır (Moller and Swaddle 1997). Bu çalışmada morfometrik analizde FA parametresi kullanılmıştır. *P. ridibundus* için FA hesaplamada kullanılan bazı dalgalı asimetri özellikleri Zakharov *et al.* (2001) şöyle sıralanabilir (Şekil 3):

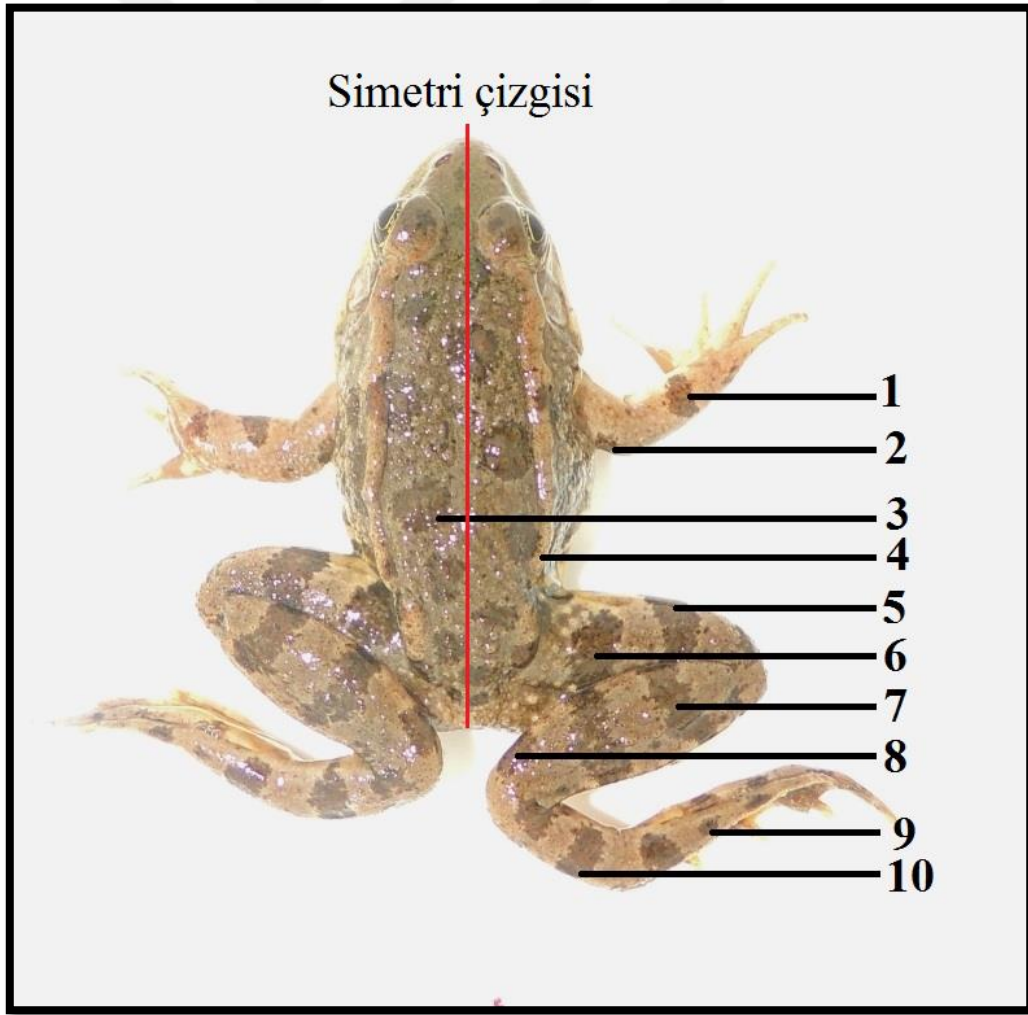
- 1- Ön koldaki şerit sayısı (her kolda 1 tane),
- 2- Ön koldaki nokta sayısı (her kolda 1 tane),
- 3- Sırttaki nokta sayısı (her yanda 6-10 adet),
- 4- Sırt-yan şerit sayısı (1),
- 5- Femurun sırt tarafındaki şerit sayısı (her bacakta 1 adet),
- 6 - Femurun sırt tarafındaki nokta sayısı (her bacakta 1 tane),

- 7 - Tibianın sırt tarafındaki şerit sayısı (her bacakta 2 tane),
- 8 – Tibianın sırt tarafındaki nokta sayısı (her bacakta 1 tane),
- 9- Ayaktaki nokta sayısı (her ayakta 2 tane),
- 10- Ayaktaki şerit sayısı (her ayakta 2 adet).

Bu özellikler sağ ve sol taraf için ayrı ayrı sayılır ve her birey için tespit edilir. Elde edilen rakamlarla aşağıdaki formülden yararlanarak FA populasyonun tamamı için hesaplanır:

$$FA = \sum d_{L-R} \div N$$

L; sol taraf, R; sağ taraf özelliklerini, N; popülasyondaki toplam birey sayısını gösterir (Markowski 1993; Palmer 1994; Zakharov *et al.* 2000a, 2000b). Değerler 0-1 arasında çıkmaktadır. 1'e doğru yaklaşan değer, asimetrinin arttığını ve dolayısıyla antropojenik kirlilikten kurbağaların etkilendiğini göstermektedir (Peskova and Zhukova 2007). Elde edilen verilerin yorumlanmasında ise Peskova and Zhukova (2007)'nın geliştirdiği kriterlerden yararlanılmıştır (Tablo 1).



Şekil 3. *P. ridibundus* için FA hesaplamada kullanılan asimetri özellikleri.

**Tablo 1.** FA değerine göre su havzasının kirlilik durumu dereceleri

| Derece | FA          | Durum                                                              |
|--------|-------------|--------------------------------------------------------------------|
| 1      | $\leq 0.4$  | Evrensel oran (temiz su havzası)                                   |
| 2      | 0.41-0.5    | Organizmalar üzerinde minimum etki (hafif kirli su havzası)        |
| 3      | 0.51-0.6    | Organizmalar için yaşanabilir yer (orta derecede kirli su havzası) |
| 4      | 0.61-0.7    | Organizmaların yaşaması için uygun olmayan yer (kirli su havzası)  |
| 5      | $0.71 \geq$ | Organizma yaşamını tehlikeye atan yer (çok kirli su havzası)       |

### **Eritrometrik analiz**

Eritrometrik analiz için boyu ve ağırlığı ölçülen kurbağalar yukarıdaki işlemlerden geçirildikten sonra eterle bayıltılarak disekte edilmiştir. Diseksiyonla alt kısmı “T” şeklinde açılan kurbağanın kalp karıncığından hematokrit tüpü ile yaklaşık 0.2 ml kan örneği alınmıştır. Alınan kanlar lamlara yayılarak kurutulmuştur. Bu amaçla yakalanan her kurbağadan en az 5 adet yayma kan preparatı hazırlanmıştır. Bu preparatlar 10 dakika etanolde fikse edildikten sonra giemsa boyasında 30 dakika boyanmıştır. Preparatlar Leica DM750 marka dijital görüntü alabilen mikroskop ünitesinde incelenerek görüntüler Leica LAS EZ görüntü işleme programı yardımı ile analiz edilmiştir.

### **Genotoksik analiz**

Genotoksik etkileri araştırmak amacıyla erişkin kurbağaların periferik kanları kullanılmıştır. Her bireye ait preparatlarda 2000 tane hücre sayılmış ve değerler ‰ olarak değerlendirilmiştir (Guilherme *et al.* 2008; Lajmanovich *et al.* 2014). Fenec (2000) ve Carrasco *et al.* (1990)’ya göre genotoksikiteyi tespit etmek için mikroçekirdek (MÇ) ve eritrositik çekirdek anormallikleri (EÇA) olgun eritrositlerde araştırılmıştır. MÇ ile beraber çentikli (notched), çift çekirdek (binucleated), tomurcuklu (bud), loplu (lobed), kabarcıklı (blebbed) ve böbrek şekilli (kidney shaped) çekirdek kurbağalarda sık rastlanan anormallikler (Pollo *et al.* 2015) olup bunlar üzerinde analizler yapılmış, değerlendirmelere hücrel anormallikler de dahil edilmiştir.

### **Sitotoksik analiz**

Kurbağa eritrositleri ve bunların çekirdekleri genelde ovaldir. Antropojenik kirlilik kaynaklarındaki kurbağalarda bu şekilden sapmaların görüldüğü birçok araştırma ile bildirilmiştir. Eritrosit şekli ile ilgili parametreler; hücre uzunluğu (EL), hücre genişliği (EW), bunların birbirine oranı (EL/EW), eritrosit ebatı (ES), çekirdek uzunluğu (NL) ve genişliği (NW), birbirine oranı NL/NW, çekirdek ebatı (NS) ve nükleositoplazmik oran (NS/ES)

şeklindedir. Hazırlanan her preparattan 600 hücreden 40 tanesi analiz için rastgele seçilerek, EL, EW, NL ve NW  $\mu\text{m}$  cinsinden ölçülmüştür. ES ve NS değerleri ise şu formüllerle hesaplanmıştır.  $ES = EL \times EW \times \pi / 4$ ,  $NS = NL \times NW \times \pi / 4$  (Atatür vd 1999; Arserim ve Mermer 2008). Hücre ve çekirdek şekilleri EL/EW ve NL/NW oranlarına göre belirlenmiştir. NS/ES değeri nükleo-sitoplazmik oran için kullanılmıştır. Ayrıca çekirdeksiz eritrosit (EE=enucleated erythrocyte), mitotik eritrosit (ME), piknotik eritrosit (PE), olgunlaşmamış eritrosit (IE=immature erythrocyte) frekansı da hematolojik anormallik tahmininde kullanılmıştır (Pollo *et al.* 2019). Çekirdeksiz ve mitotik eritrosit ayırımı kolaydır. Piknotik eritrosit çekirdeği diğerlerine göre daha küçük olup kolayca ayırt edilebilir. Olgun (ME=mature erythrocyte) ve olgunlaşmamış eritrosit ayırımı ise iki kritere göre yapılmıştır. IE sitoplazması renk olarak mavimsi-gri olmaktadır ve IE çekirdeği ME'ye göre daha büyük ve daha geniştir (Guilherme *et al.* 2008).

### Karaciğer analizi

Disekte edilen ve kanları alınan kurbağaların aynı zamanda karaciğerleri de alınmış ve ağırlığı ölçülmüştür. Karaciğer önce Hepatosomatik İndeks (HSİ) tespitinde kullanılmıştır.  $HSİ = (LW/BW) \times 100$  formülüne göre hesaplanmıştır (Zhelev *et al.* 2015a). Burada LW karaciğer ağırlığını, BW ise vücudun total ağırlığını göstermektedir. Son olarak disekte edilen kurbağaların karaciğerleri -80 °C'de muhafaza edilerek element analizi için DAYTAM'a gönderilmiştir. Su ve sedimentte aranan tüm elementler kurbağaların karaciğerinde de analiz edilmiş ve aralarındaki korelasyon araştırılmıştır.

### Kullanılan Aletler ve Cihazlar

Çalışmalar yapılırken kullanılan aletler ve cihazlarla ilgili bilgiler Tablo 2'de gösterilmiştir.

**Tablo 2.** Araştırmalar esnasında kullanılan aletler ve cihazlar

| Cihazlar ve Aletler                   | Temin Edildikleri Firmalar       |
|---------------------------------------|----------------------------------|
| Makro çekim Dijital fotoğraf makinası | Nikon coolpix P510               |
| Dijital kamera destekli mikroskop     | Leica DM750                      |
| Otomatik pipet                        | Finpipette Labsystems            |
| Mikroskop                             | Prior T-100mA                    |
| Hassas terazi                         | Shimadzu TXB6201L                |
| Saf su cihazı                         | Easypure RF compact ultarpure ws |

## **İstatistiki Analiz**

Elde edilen tüm verilerin genel değeriendirilmesi tek yönlü varyans analizi (ANOVA) ile gerçekleştirilmiştir. Varyans analizindeki çoklu karşılaştırmalar için Duncan testi uygulanmıştır. Elde edilen veriler  $p<0,05$  anlam seviyesi göz önünde bulundurularak yorumlanmıştır. Tüm istatistiksel verilerin değeriendirilmesinde SPSS 21.0 Software paket programı kullanılmıştır.



## ARAŞTIRMA BULGULARI

### Su ve Sediment Sonuçları

Mayıs ve Eylül 2019’da örnekleme bölgelerinden alınan su ve sediment numuleri element içeriği bakımından analiz edilmiştir. Seçilen 3 istasyondan alınan su ve sediment numunelerinde tespit edilen ortalama element seviyeleri Tablo 3’de verilmiştir.

**Tablo 3.** Su ve sediment örneklerinde ortalama element seviyeleri (ppb)

| Element   | 1. İstasyon |             | 2. İstasyon |             | 3. İstasyon |             |
|-----------|-------------|-------------|-------------|-------------|-------------|-------------|
|           | Su          | Sediment    | Su          | Sediment    | Su          | Sediment    |
| <b>Na</b> | 18285,99    | 23213795,85 | 33047,33    | 17562883,75 | 56553,96    | 6992701,07  |
| <b>Mg</b> | 12888,79    | 404427,74   | 19604,74    | 1764971,85  | 17746,09    | 1223079,56  |
| <b>P</b>  | 74,254      | 285184,64   | 70,906      | 288936,93   | 116,020     | 299480,75   |
| <b>K</b>  | 5933,62     | 11921276,85 | 7907,94     | 12722469,13 | 12051,87    | 6602319,50  |
| <b>Ca</b> | 3712,21     | 3165548,55  | 12102,35    | 4538919,18  | 11557,38    | 7949798,10  |
| <b>Cr</b> | 0,058       | 32206,8     | 0,107       | 69487,47    | 0,306       | 72907,93    |
| <b>Mn</b> | 0,264       | 509498,157  | 0,723       | 581862,29   | 91,93       | 896013,31   |
| <b>Fe</b> | 5,136       | 23489709,01 | 15,196      | 36003471,80 | 39,15       | 31126204,36 |
| <b>Ni</b> | 1,275       | 22269,485   | 2,089       | 45615,63    | 3,055       | 47474,68    |
| <b>Cu</b> | 0,259       | 12240,681   | 1,130       | 22562,62    | 1,949       | 26924,49    |
| <b>Zn</b> | <0.000      | 18965,816   | 0,903       | 48932,04    | 2,930       | 211877,93   |
| <b>As</b> | 1,193       | 1807,643    | 6,609       | 7165,83     | 18,36       | 14259,71    |
| <b>Cd</b> | 0,097       | <0.000      | 0,108       | <0.000      | 0,131       | <0.000      |
| <b>Hg</b> | 0,004       | <0.000      | 0,004       | <0.000      | 0,005       | 4,975       |
| <b>Pb</b> | 0,094       | 3713,612    | 0,114       | 4408,76     | 0,119       | 6125,32     |

Çizelge incelendiğinde 2019 yılı için incelenen Cr, Mn, Fe, Ni, Cu, Zn, As, Cd, Hg ve Pb elementlerinin su ve sedimentteki miktarlarının 1. istasyonda diğerlerine göre düşük olduğu tespit edilmiştir. Su analizi açısından Mn, Fe, Ni, Cu, Zn ve As metallerinin konsantrasyonu 3. İstasyonda oldukça yüksek bulunmuştur. Element sıralaması en yüksek konsantrasyondan düşüğe doğru 3., 2. ve 1. İstasyon şeklinde olduğu görülmüştür. Ağır metal miktarlarına göre istasyonlar kendi aralarında değerlendirildiğinde 3. istasyonda, incelenen metallerin miktarının diğerlerine göre yüksek olduğu fark edilmiştir.

Yüzeysel Su Kalitesi Yönetmeliği (Resmi Gazete, 2015), Kıtaçi Yerüstü Su Kaynaklarının Sınıflarına Göre Kalite Kriterleri'ne göre su kaynaklarında bildirilen kabul edilebilir ağır metal oranları ile 2019 yılında elde edilen sonuçlar kıyaslandığında standart değerlerin aşılmadığı anlaşılmıştır (Tablo 4). İstasyonlar arasında sudaki tüm metal değişimlerinde kontrole göre önemli derecede farklılıklar gözlemlenmiştir ( $p<0.05$ ). Metal konsantrasyonları her ne kadar izin verilen sınırlar içinde gözüksede 3. İstasyonda yüksek seviyede olduğu çizelgeden anlaşılmaktadır.

**Tablo 4.** Yüzeysel Su Kalitesi Yönetmeliği (Resmi Gazete, 2015), Kıtaçi Yerüstü Su Kaynaklarının Sınıflarına Göre Kalite Kriterleri ( $\mu\text{g/l}$ ) ve istasyonlardan alınan suların (ppb) bu kriterlere göre su kalitesi sınıfı durumu

|          | Su kalite sınıfları |      |      |       | İstasyonların ortalama değerleri |                     |                    |
|----------|---------------------|------|------|-------|----------------------------------|---------------------|--------------------|
|          | I                   | II   | III  | IV    | 1. İstasyon                      | 2. İstasyon         | 3. İstasyon        |
| Metaller |                     |      |      |       |                                  |                     |                    |
| Cr       | 20                  | 50   | 200  | >200  | 0,058 <sup>c</sup>               | 0,107 <sup>b</sup>  | 0,306 <sup>a</sup> |
| Mn       | 100                 | 500  | 3000 | >3000 | 0,264 <sup>c</sup>               | 0,723 <sup>b</sup>  | 91,93 <sup>a</sup> |
| Fe       | 300                 | 1000 | 5000 | >5000 | 5,136 <sup>c</sup>               | 15,196 <sup>b</sup> | 39,15 <sup>a</sup> |
| Ni       | 20                  | 50   | 200  | >200  | 1,275 <sup>c</sup>               | 2,089 <sup>b</sup>  | 3,055 <sup>a</sup> |
| Cu       | 20                  | 50   | 200  | >200  | 0,259 <sup>c</sup>               | 1,130 <sup>b</sup>  | 1,949 <sup>a</sup> |
| Zn       | 200                 | 500  | 2000 | >2000 | <0.000 <sup>c</sup>              | 0,903 <sup>b</sup>  | 2,930 <sup>a</sup> |
| As       | 20                  | 50   | 100  | >100  | 1,193 <sup>c</sup>               | 6,609 <sup>b</sup>  | 18,36 <sup>a</sup> |
| Cd       | $\leq 2$            | 5    | 7    | >7    | 0,097 <sup>b</sup>               | 0,108 <sup>b</sup>  | 0,131 <sup>a</sup> |
| Hg       | $\leq 0,1$          | 0,5  | 2    | >2    | 0,004 <sup>b</sup>               | 0,004 <sup>b</sup>  | 0,005 <sup>a</sup> |
| Pb       | 10                  | 20   | 50   | >50   | 0,094 <sup>b</sup>               | 0,114 <sup>a</sup>  | 0,119 <sup>a</sup> |

Değerler iki ayın (Mayıs, Eylül 2019) ortalaması olarak verilmiştir. Aynı satırda farklı harflerle gösterilen ortalamalar arasındaki farklar (a-c) istatistiksel açıdan önemlidir ( $p<0,05$  Duncan testi).

İstasyonların sediment kalitesi ise uluslararası sediment kalite kriterlerine göre Tablo 5'te gösterilmiştir. Buna göre 1. İstasyon yani referans bölge sedimentindeki hiçbir metal seviyesi (Ni hariç) belirtilen sınır değerleri aşmamıştır. Ancak 2. ve özellikle 3. İstasyondaki Cr, Ni, Zn ve As metallerinin konsantrasyonlarının müsaade edilen seviyenin üstünde olduğu tespit edilmiştir. Su analiz sonuçlarına paralel olarak sediment analiz sonuçları da 3. İstasyonun en kirli bölge olduğunu doğrulamıştır.

**Tablo 5.** Sediment numunelerindeki metal konsantrasyonlarının (ppm) çeşitli sediment kalite kriterlerine (mg/kg) göre durumu

| Metaller | 1. İstasyon        | 2. İstasyon          | 3. İstasyon          | TEL               | PEL             | ERM              |
|----------|--------------------|----------------------|----------------------|-------------------|-----------------|------------------|
| Cr       | 32,20              | 69,49 <sup>a</sup>   | 72,90 <sup>a</sup>   | 37.3 <sup>a</sup> | 90 <sup>b</sup> | 145 <sup>c</sup> |
| Mn       | 509,50             | 581,86               | 896,01               |                   |                 |                  |
| Fe       | 23489,71           | 36003,47             | 31126,20             |                   |                 |                  |
| Ni       | 22,27 <sup>d</sup> | 45,61 <sup>d,e</sup> | 47,47 <sup>d,e</sup> | 18 <sup>d</sup>   | 36 <sup>e</sup> | 50               |
| Cu       | 12,24              | 22,56                | 26,92                | 35.7              | 197             | 390              |
| Zn       | 18,96              | 48,93                | 211,87 <sup>f</sup>  | 123 <sup>f</sup>  | 315             | 270              |
| As       | 1,80               | 7,17 <sup>h</sup>    | 14,26 <sup>g</sup>   | 5.9 <sup>g</sup>  | 17              | 85               |
| Cd       | <0.000             | <0.000               | <0.000               | 0.6               | 3,53            | 9                |
| Hg       | <0.000             | <0.000               | 0,005                | 0,17              | 0,486           | 1,3              |
| Pb       | 3,71               | 4,41                 | 6,13                 | 35                | 91.3            | 110              |

“a, d, f ve g” harfli metal konsantrasyonu TEL değerini, “b ve e” harfleri PEL değerini ve “c” harfi de metal konsantrasyonunun ERM değerini aştığını göstermektedir. TEL (threshold effect level); etki seviyesi eşik değeri, PEL (probable effects level); olası etki seviyesi, ERM (effect range median); orta seviye etki değeri (MacDonald *et al.* 2000).

### Morfometrik Sonuçlar

*Pelophylax ridibundus* türü kurbağalarda tespit edilen KF değerleri Tablo 6’da gösterilmiştir. Genel itibariyle KF değeri üreme mevsimi ve öncesinde yüksek, daha sonra düşük olarak beklenmektedir. Burada da her iki cinsiyet için Mayıs ayı KF değerinin Eylül ayı KF değerinden yüksek olduğu bulunmuştur. İstasyonlar arası mukayese yapıldığında ortalama KF değerinin istatistiki açıdan farklılık göstermediği görülmüştür.

**Tablo 6.** Mayıs ve Eylül ayında toplanan kurbağaların KF değerleri

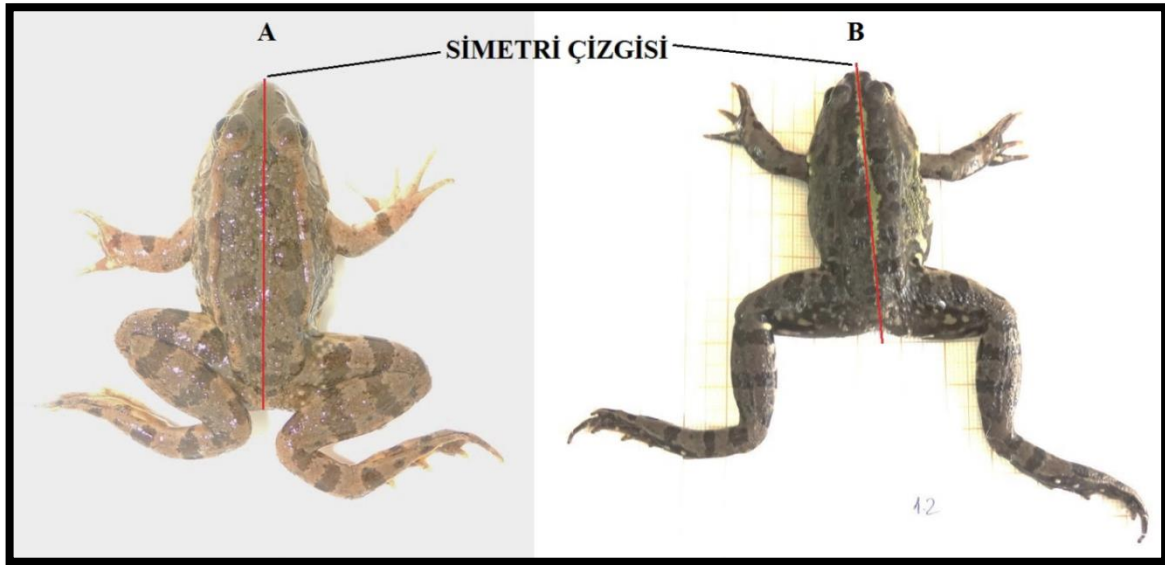
| Gruplar              | Min-max SVL | Mayıs 2019 | Eylül 2019 | KF Ortalaması |
|----------------------|-------------|------------|------------|---------------|
| 1. İstasyon ♀        | 6,4 – 5,0   | 8,9±1,5    | 8,0±1,0    | 8,5           |
| 1. İstasyon ♂        | 8,7 – 6,3   | 8,8±1,1    | 7,4±0,1    | 8,1           |
| 2. İstasyon ♀        | 5,9 – 4,7   | 9,4±1,1    | 8,2±0,4    | 8,8           |
| 2. İstasyon ♂        | 7,1 – 5,5   | 9,1±1,4    | 8,5±0,6    | 8,8           |
| 3. İstasyon ♀        | 7,2 – 5,0   | 8,6±1,6    | 8,4±0,2    | 8,5           |
| 3. İstasyon ♂        | 7,6 – 6,0   | 8,9±1,1    | 7,2±0,1    | 8,1           |
| <b>Ay ortalaması</b> |             | 9,28±1,1   | 7,95±0,1   |               |

Dalgalı asimetri (FA) değerleri her bir kurbağa için ayrı ayrı hesaplanmış ve aşağıdaki sonuçlar elde edilmiştir (Tablo 7).

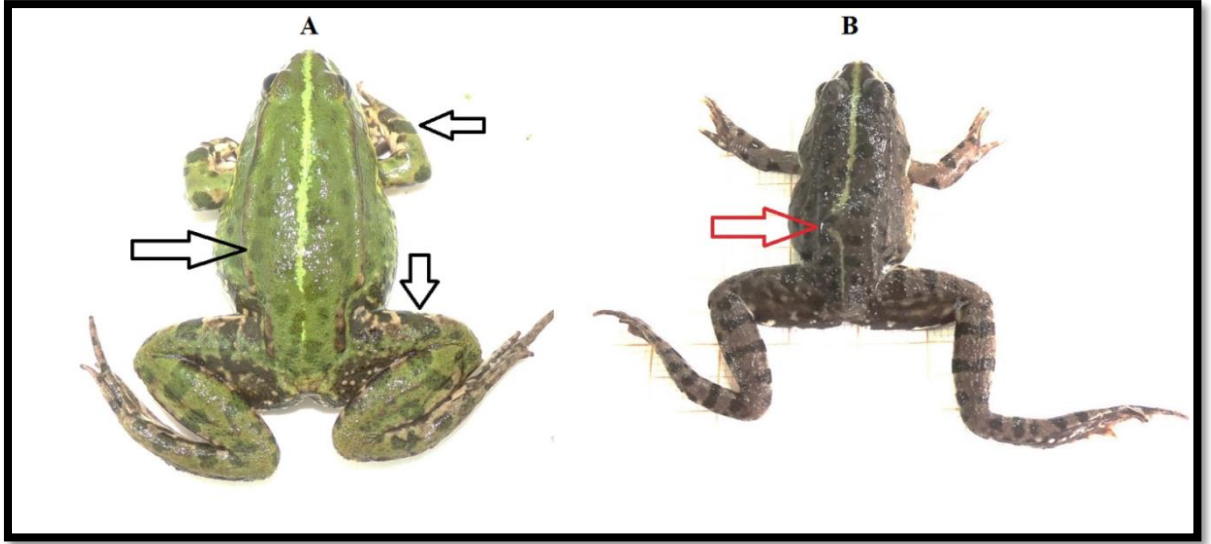
**Tablo 7.** İstasyonlardan yakalanan kurbağaların ortalama dalgalı asimetri (FA) değerleri ( $\pm$ SH) ve Peskova and Zhukova (2007) kriterlerine göre bölgelerin durumu

| Gruplar       | Mayıs 2019      | Eylül 2019      | Kriter     | Durum                                                             |
|---------------|-----------------|-----------------|------------|-------------------------------------------------------------------|
| 1. İstasyon ♀ | 0,11 $\pm$ 0,02 | 0,12 $\pm$ 0,04 | $\leq 0,4$ | Evrensel oran (temiz su havzası)                                  |
| 1. İstasyon ♂ | 0,08 $\pm$ 0,02 | 0,10 $\pm$ 0,02 | $\leq 0,4$ | Evrensel oran (temiz su havzası)                                  |
| 2. İstasyon ♀ | 0,38 $\pm$ 0,01 | 0,44 $\pm$ 0,02 | 0,41-0,50  | Organizmalar üzerinde minimum etki (hafif kirli su havzası)       |
| 2. İstasyon ♂ | 0,46 $\pm$ 0,02 | 0,50 $\pm$ 0,02 | 0,41-0,50  | Organizmalar üzerinde minimum etki (hafif kirli su havzası)       |
| 3. İstasyon ♀ | 0,60 $\pm$ 0,02 | 0,65 $\pm$ 0,04 | 0,61-0,70  | Organizmaların yaşaması için uygun olmayan yer (kirli su havzası) |
| 3. İstasyon ♂ | 0,66 $\pm$ 0,02 | 0,70 $\pm$ 0,03 | 0,61-0,70  | Organizmaların yaşaması için uygun olmayan yer (kirli su havzası) |

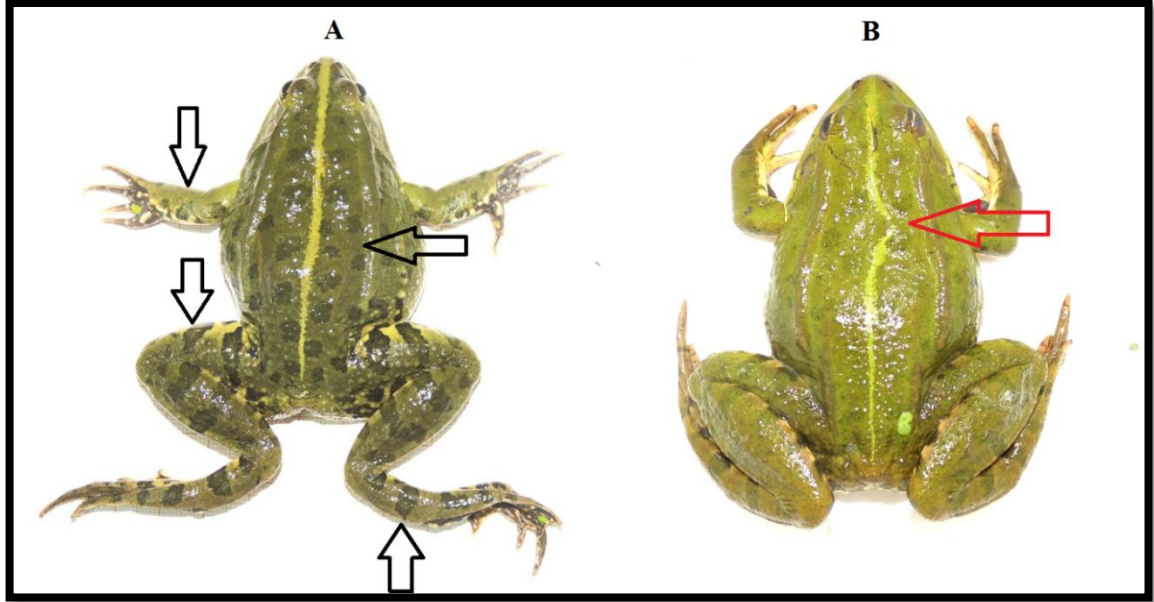
FA değeri 3. İstasyonda diğer istasyonlara göre belirgin bir artış göstermiştir. Bu durum yakalanan kurbağalarda morfolojik olarak da net bir şekilde tespit edilmiştir. Nitekim temiz bölge kurbağalarında (Şekil 4) asimetriye hemen hemen hiç rastlanmazken, 2. istasyonda bazı kurbağalarda (Şekil 5) asimetri görülmüş, ancak 3. İstasyon kurbağalarının neredeyse tamamında (Şekil 6) değişen oranlarda asimetriye rastlanmıştır. Asimetri oranı tüm kurbağalarda cinsiyet bakımından farklılık göstermemiştir (Tablo 7). Bu sonuçlara göre 1. İstasyon bölgesi “**temiz su havzası**”, 2. İstasyon “**hafif kirli su havzası**” ve 3. İstasyon da “**kirli su havzası**” olarak değerlendirilmiştir.



**Şekil 4.** 1.İstasyondan yakalanan kurbağaların bazılarında normal simetri durumu. SVL; 4,7 cm (A), 6,4 cm (B).



**Şekil 5.** 2.İstasyondan yakalanan kurbağaların bazılarında asimetri durumu. Ön kol, sırt, femur (siyah oklar) ve orta çizgide (kırmızı ok) asimetritler. SVL; 6,5 cm (A), 4,4 cm (B).



**Şekil 6.** 3.İstasyondan yakalanan kurbağaların bazılarında asimetri durumu. Ön kol, sırt, femur, tibia (siyah oklar) ve orta çizgide (kırmızı ok) asimetritler. SVL; 8,2 cm (A), 6,0 cm (B).

### Karaciğer Sonuçları

Enstrümental olarak istasyonlardan toplanan kurbağaların karaciğerlerinde tespit edilen bazı metaller ve bunların ortalama değerleri Tablo 8’de sunulmuştur. Analiz edilen tüm elementler açısından 2. ve 3. İstasyon kurbağalarında belirgin bir artışın olduğu görülmüştür. En fazla biriken ağır metal ise bakır olmuştur. Bunu Fe, Zn, Cd ve Mn izlemiştir. Kurbağaların sağlık durumlarının bir göstergesi olarak biyosomatik parametrelerden olan HSI değerleri ise Tablo 9’da özetlenmiştir. Ortalama HSI değeri bakımından en yüksek değer 3.,

en düşük değer de 1. İstasyon kurbağalarında tespit edilmiştir. Değerler arasındaki farkın istatistiki olarak anlamlı olduğu da görölmüştür ( $p<0.05$ ).

**Tablo 8.** Kurbağa karaciğerinde tespit edilen metallerin ortalama konsantrasyonları (ppb) (n=5)

| Metaller | 1. İstasyon | 2. İstasyon | 3. İstasyon |
|----------|-------------|-------------|-------------|
| Cr       | 0,41±0,02   | 0,58±0,02   | 0,76±0,02   |
| Mn       | 1,37±0,2    | 2,30±0,3    | 3,90±0,4    |
| Fe       | 189,66±15,2 | 360,64±26,3 | 408,86±35,5 |
| Ni       | 0,21±0,01   | 0,31±0,01   | 0,36±0,01   |
| Cu       | 100,72±10,3 | 108,77±12,5 | 439,15±32,5 |
| Zn       | 2,03±0,5    | 6,47±1,2    | 86,39±5,4   |
| As       | 0,0         | 1,65±0,05   | 0,47±0,1    |
| Cd       | 0,0         | 0,0         | 12,42±1,5   |
| Hg       | 0,03±0,0    | 0,06±0,0    | 0,07±0,0    |
| Pb       | 0,0         | 0,0         | 0,0         |

“0” tespit edilemeyen metal seviyesidir.

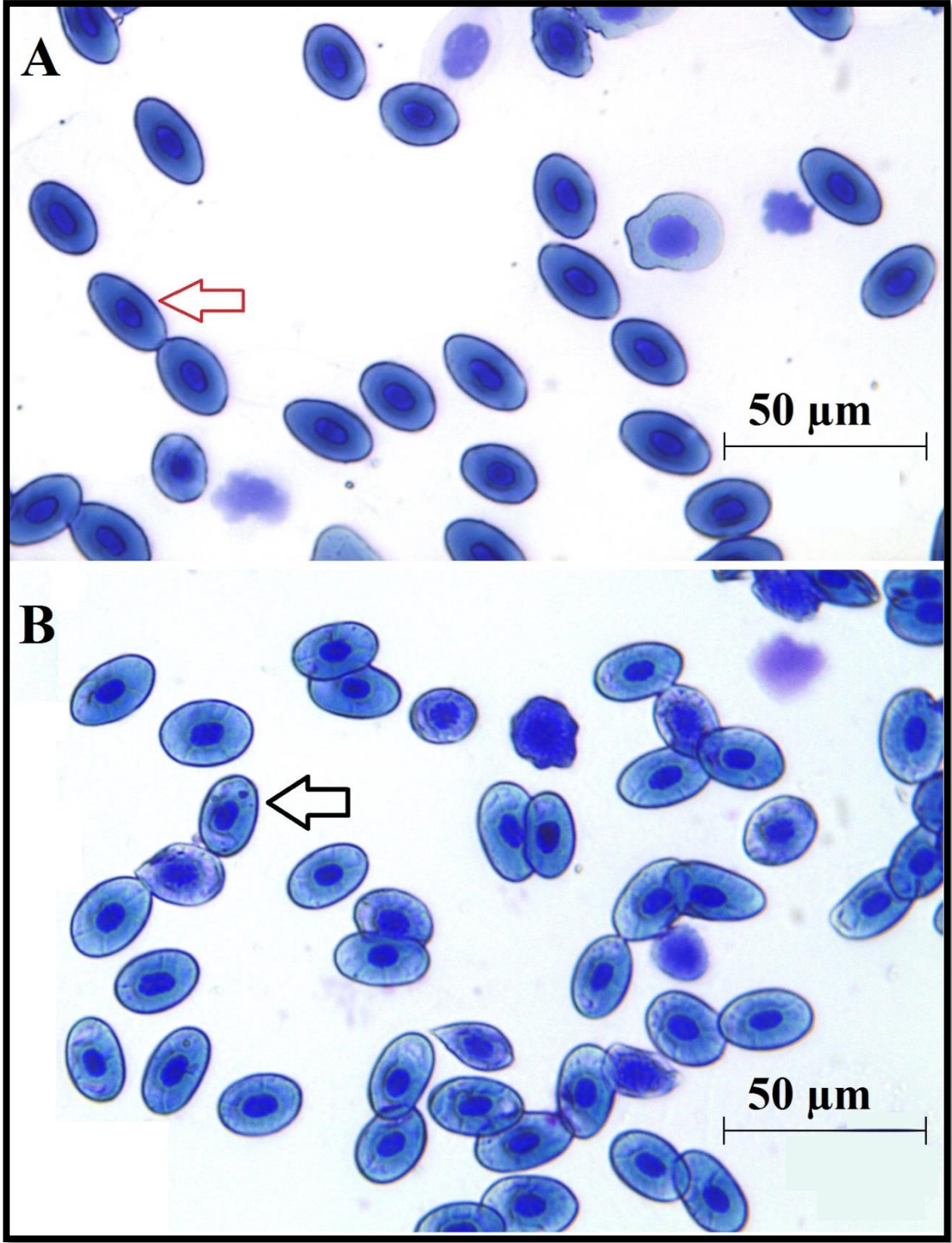
**Tablo 9.** İstasyonlarda tespit edilen ortalama HSI değerleri (n=10).

| İstasyon | Mayıs HSI (± SH)         | Eylöl HSI (± SH)         |
|----------|--------------------------|--------------------------|
| 1.       | 2,86 ± 0,06 <sup>b</sup> | 2,92 ± 0,08 <sup>b</sup> |
| 2.       | 2,55 ± 0,05 <sup>b</sup> | 2,75 ± 0,05 <sup>b</sup> |
| 3.       | 3,46 ± 0,07 <sup>a</sup> | 5,02 ± 0,10 <sup>a</sup> |

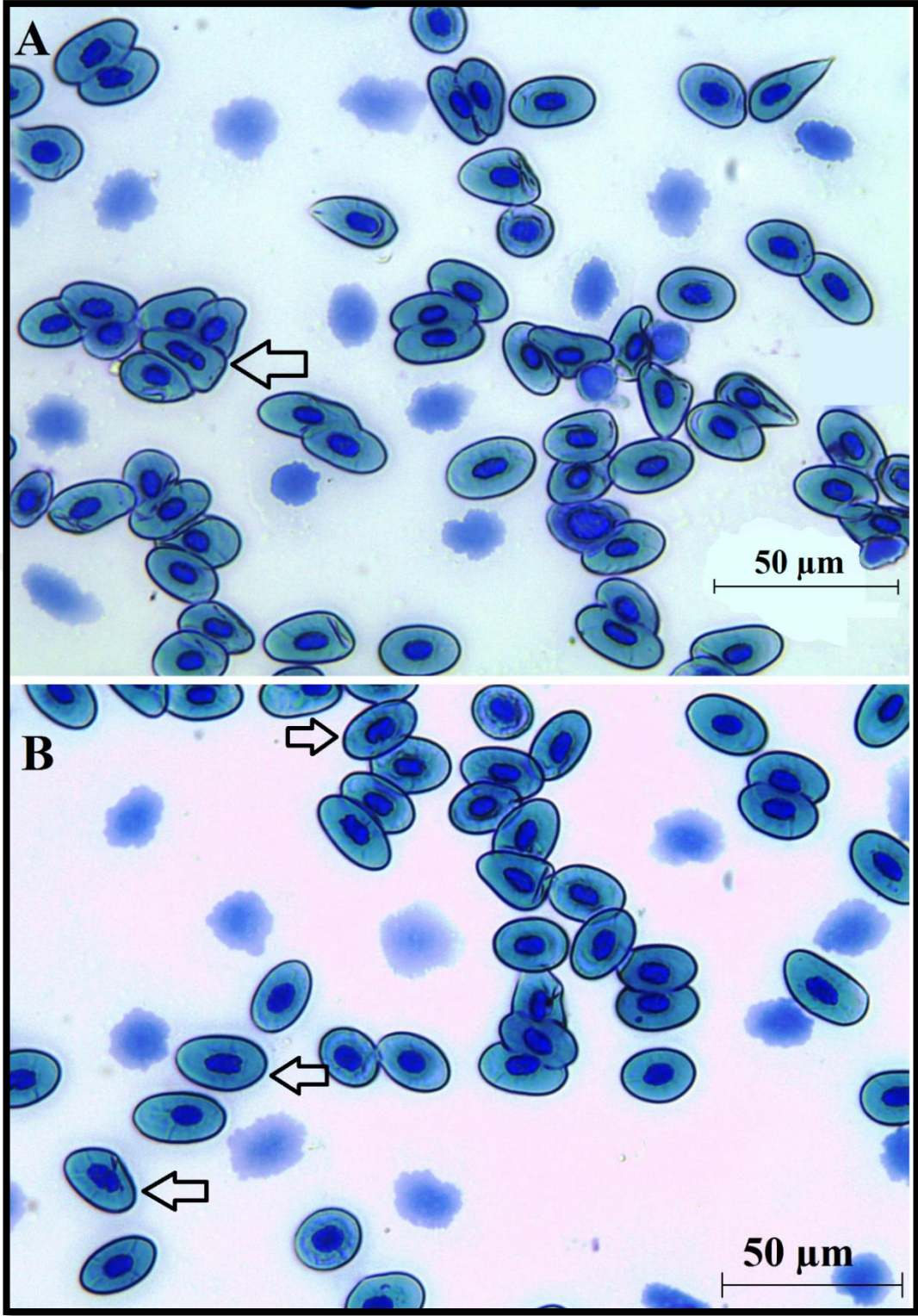
Aynı sütunda farklı harflerle gösterilen ortalamalar arasındaki farklar (a-b) istatistiksel açıdan önemlidir ( $p<0,05$  Duncan testi).

### Eritrometrik Bulgular

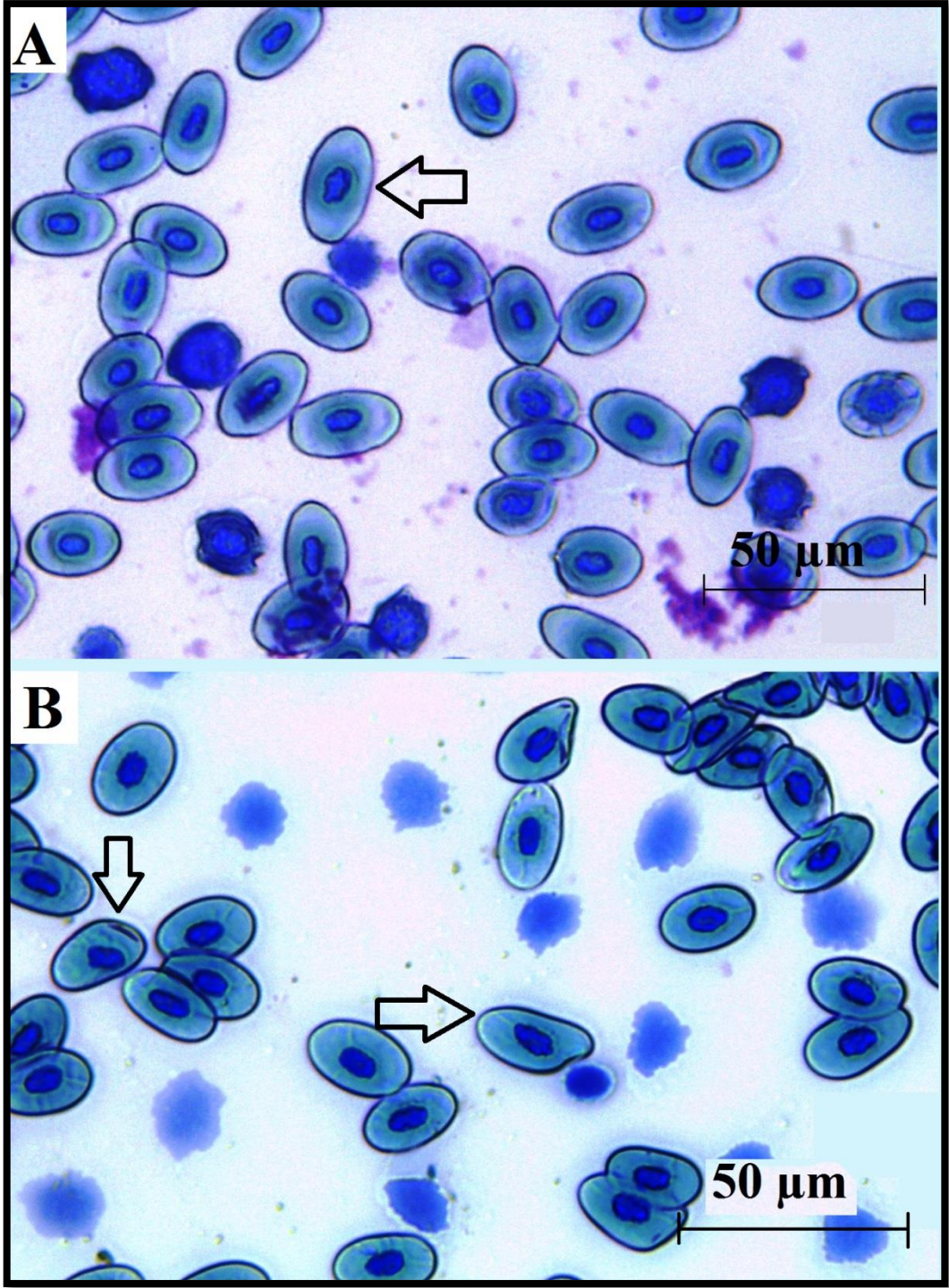
Genotoksik etkileri araştırmak amacıyla istasyonlardan toplanan erişkin kurbağaların periferel kanları kullanılmıştır. Kurbağaların kan hücreleri incelendiğinde olgun eritrositlerin eliptik olduğu ve aynı şekilli çekirdeğin de merkezi veya merkeze yakın bir konumda olduğu görölmüştür (şekil 7A). Bunun yanısıra istasyonlara göre değişen oranlarda olmak üzere çeşitli eritrositik çekirdek anormallikleri (EÇA) bulunmuştur. Başta mikro çekirdek (MÇ) (şekil 7B) olmak üzere loplu (lobed) (şekil 8A), çentikli (notched) (şekil 8B), tomurcuklu (bud) (şekil 9A), kabarcıklı (blebbed) (şekil 9B) böbrek şekilli (kidney shaped) (şekil 10A) ve çift çekirdek (binucleated) (şekil 10B) gibi çekirdek anormallikleri gözlenmiş olup ayrıca vakuollü (şekil 11A) ve eliptik şekil bozukluğu (şekil 11B) olan eritrositlerde tespit edilmiştir.



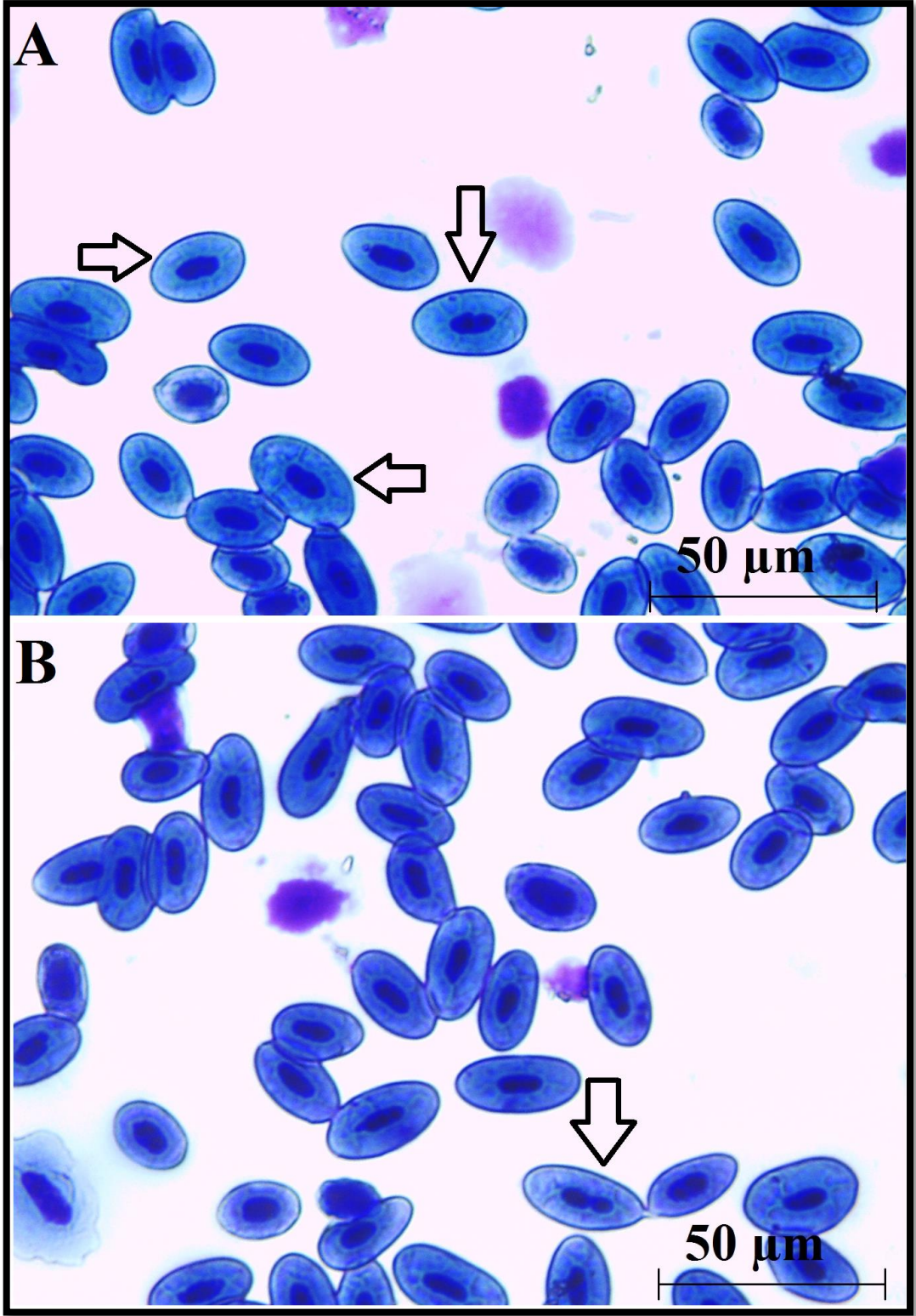
**Şekil 7.** *P. ridibundus*'da eritrositler **A-** Normal eritrosit (kırmızı ok), **B-** Mikro çekirdekli ersitrosit (siyah ok). Giemsa.



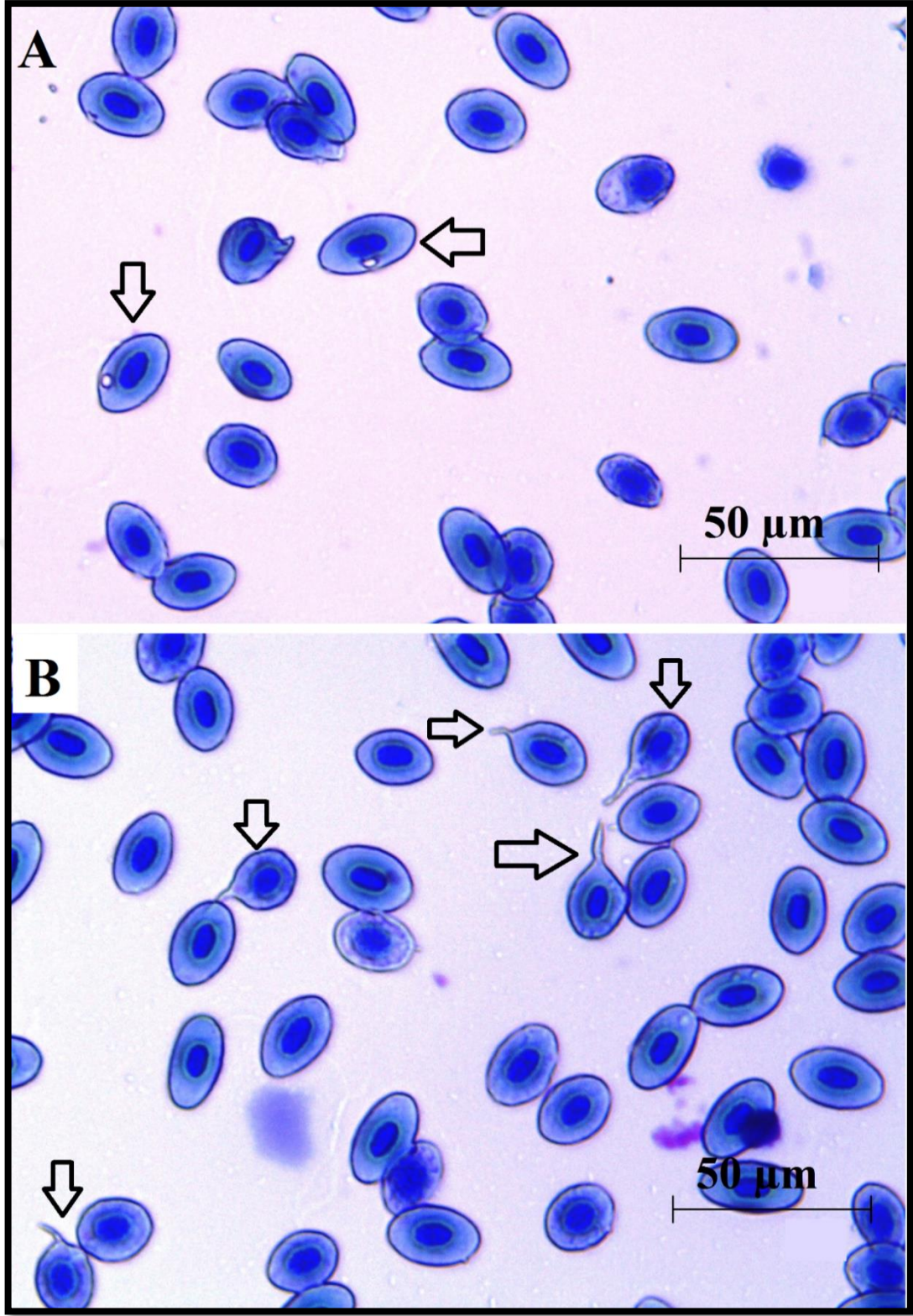
**Şekil 8.** *P. ridibundus*'da anormal çekirdekli eritrositler **A-** Loplü çekirdekli eritrosit (siyah ok), **B-** Çentikli çekirdekli ersitrositler (siyah oklar). Giemsa.



**Şekil 9.** *P. ridibundus*'da anormal çekirdekli eritrositler **A-** Tomurcuklu çekirdekli eritrosit (siyah ok), **B-** Kabarcıklı çekirdekli ersitrositler (siyah oklar). Giemsa.



**Şekil 10.** *P. ridibundus*'da anormal çekirdekli eritrositler **A-** Böbrek şekilli çekirdekli eritrositler (siyah oklar), **B-** Çift çekirdekli ersitrosit (siyah ok). Giemsa.



**Şekil 11.** *P. ridibundus*'da hücresel anormallikler **A-** Vakuollü eritrositler (siyah oklar), **B-** Eliptik şekli bozulmuş olan ersitrositler (siyah ok). Giemsa.

İstasyonlardan alınan kurbağaların kan hücreleri incelendiğinde istasyonlar arası çekirdek ve hücresel anormalliklerinin ortalama değerlerinin değiştiği tespit edilmiştir (Tablo 10). *P. ridibundus* türü kurbağaların eritrositlerinde tespit edilen anormalliklerin çoğunlukla 3. istasyonda en yüksek, 1. istasyonda en düşük ortalamaya sahip olduğu tespit edilmiş ve

gruplar arasında anormalliklerin ortalama değerinde istatistiki açıdan önemli farklılıklar bulunmuştur ( $p<0,05$ ; Tablo 10). Kabarcıklı ve çentikli çekirdek anormalliğinin diğer anormalliklere göre daha yüksek frekansa sahip olduğu belirlenmiştir (Tablo 10). Tespit edilen anormallikler göstermektedir ki kirli istasyonlarda yaşıyan kurbağalar antropojenik kirlilikten olumsuz etkilenmektedirler.

**Tablo 10.** rneklem istasyonlarından yakalanan kurbağaların kan hücrelerinde tespit edilen eritrositik çekirdek ve hücresel anormalliklerin ortalama değerleri (% Ort. $\pm$ SH)

| İstasyon | Eritrositik ekirdek Anormallikleri |                            |                            |                            |                            |                            |                            | Hücresel anormallikler     |                            |
|----------|-------------------------------------|----------------------------|----------------------------|----------------------------|----------------------------|----------------------------|----------------------------|----------------------------|----------------------------|
|          | Kabarcıklı                          | entikli                   | Tomurcuklu                 | Mikro                      | Böbrek şekilli             | Loplu                      | ift                       | Vakuolizasyon              | Şekil bozukluğu            |
| 1.       | 0.9 $\pm$ 0.1 <sup>c</sup>          | 0.3 $\pm$ 0.0 <sup>c</sup> | 1.0 $\pm$ 0.1 <sup>c</sup> | 0.7 $\pm$ 0.1 <sup>c</sup> | 0.5 $\pm$ 0,0 <sup>c</sup> | 0.1 $\pm$ 0,0 <sup>c</sup> | 0.1 $\pm$ 0.0 <sup>c</sup> | 0,0 $\pm$ 0,0 <sup>c</sup> | 0.0 $\pm$ 0.1 <sup>c</sup> |
| 2.       | 7.0 $\pm$ 0.8 <sup>b</sup>          | 6.0 $\pm$ 0.8 <sup>b</sup> | 5.2 $\pm$ 0.4 <sup>b</sup> | 4.6 $\pm$ 0.6 <sup>b</sup> | 2,5 $\pm$ 0,3 <sup>b</sup> | 2,0 $\pm$ 0,1 <sup>b</sup> | 0.7 $\pm$ 0.2 <sup>b</sup> | 3,5 $\pm$ 0,5 <sup>b</sup> | 6.2 $\pm$ 0.4 <sup>b</sup> |
| 3.       | 11.5 $\pm$ 1.9 <sup>a</sup>         | 8.1 $\pm$ 1.2 <sup>a</sup> | 7.0 $\pm$ 0.5 <sup>a</sup> | 6.6 $\pm$ 0.9 <sup>a</sup> | 5,2 $\pm$ 0,3 <sup>a</sup> | 4,7 $\pm$ 0,5 <sup>a</sup> | 3.8 $\pm$ 0.2 <sup>a</sup> | 6,2 $\pm$ 0,8 <sup>a</sup> | 7.5 $\pm$ 0.7 <sup>a</sup> |

Aynı sütundaki farklı harflerle gösterilen ortalamalar arasındaki farklar (a-c) istatistiksel olarak önemlidir ( $p<0,05$  Duncan testi).

Genotoksik analize paralel olarak kurbağa eritrositlerinde sitotoksik ölçümler de yapılmıştır. Bu amaçla kurbağa eritrositleri hücre uzunluğu (EL), hücre genişliği (EW), bunların birbirine oranı (EL/EW), eritrosit ebatı (ES), ekirdek uzunluğu (NL) ve genişliği (NW), birbirine oranı NL/NW, ekirdek ebatı (NS) ve nükleositoplazmik oran (NS/ES) (Atatür vd 1999; Arserim ve Mermer 2008) açısından değerlendirilmiştir. Ayrıca ekirdeksiz eritrosit (EE=enucleated erythrocyte), mitotik eritrosit (ME), piknotik eritrosit (PE), olgunlaşmamış eritrosit (IE=immature erythrocyte) frekansı da hematolojik anormallik (Pollo *et al.* 2019) tahmininde kullanılmıştır.

İstasyonlardan yakalanan kurbağaların ortalama ES değerleri Tablo 11’de gösterilmiştir. Buna göre EL/EW ve ES değerleri istasyonlara göre değişmekle birlikte gruplar arasında istatistiksel olarak az da olsa bir farklılığın olduğu tespit edilmiştir. EL, EW ve ES değerlerinin 3. İstasyon eritrositlerinde en düşük değere sahip olduğu grlmştr. Bu değerler 1999 yılında Beyşehir’den yakalanan *Rana ridibunda* kurbağalarından elde edilen değerlerle karşılaştırıldığında aralarında yakın bir uyumun olduğu da grlmştr (Tablo 11).

**Tablo 11.** Örneklem istasyonlarından yakalanan kurbağaların eritrosit ebatlarının (ES) ortalama değerleri (n=1000 hücre, Ort.±SH) ve referans ile karşılaştırılması

| İstasyonlar ve referans   | Hücre uzunluğu (EL)       | Hücre genişliği (EW)      | EL/EW                   | ES                         |
|---------------------------|---------------------------|---------------------------|-------------------------|----------------------------|
| 1                         | 23,326±1,854 <sup>a</sup> | 13,235±0,655 <sup>a</sup> | 1,762±0,05 <sup>a</sup> | 242,344±1,214 <sup>a</sup> |
| 2                         | 22,837±1,303 <sup>b</sup> | 13,573±0,663 <sup>a</sup> | 1,683±0,04 <sup>b</sup> | 243,324±1,411 <sup>a</sup> |
| 3                         | 21,760±1,701 <sup>c</sup> | 13,178±0,528 <sup>a</sup> | 1,651±0,03 <sup>b</sup> | 225,118±1,356 <sup>b</sup> |
| Atatür <i>et al.</i> 1999 | 24,36±0,233               | 14,46±0,113               | 1,685±0,012             | 276,62±3,862               |

Aynı sütundaki farklı harflerle gösterilen ortalamalar arasındaki farklar (a-c) istatistiksel olarak önemlidir (p<0,05 Duncan testi).

İstasyonlardan yakalanan kurbağaların ortalama NS değerleri de Tablo 12’de gösterilmiştir. Aynı şekilde NL/NW ve NS değerleri istasyonlara göre değişmekle birlikte gruplar arasında istatistiksel olarak belirgin bir farklılığın olduğu belirlenmiştir (Tablo 12). NL/NW oranı ile NS değeri 3. İstasyon eritrositlerinde en düşük değere sahip olduğu anlaşılmıştır. NS/ES oranı ise istatistiksel olarak bir farklılık göstermemiştir.

**Tablo 12.** Örneklem istasyonlarından yakalanan kurbağaların çekirdek ebatlarının (NS) ortalama değerleri (n=1000 hücre, Ort.±SH)

| İstasyon | Çekirdek uzunluğu (NL)   | Çekirdek genişliği (NW)  | NL/NW                   | NS                        | NS/ES              |
|----------|--------------------------|--------------------------|-------------------------|---------------------------|--------------------|
| 1.       | 9,482±0,992 <sup>a</sup> | 4,936±0,774 <sup>a</sup> | 1,920±0,07 <sup>a</sup> | 36,740±0,563 <sup>a</sup> | 0,152 <sup>a</sup> |
| 2.       | 8,487±0,512 <sup>b</sup> | 4,689±0,435 <sup>b</sup> | 1,809±0,08 <sup>a</sup> | 31,239±0,455 <sup>b</sup> | 0,139 <sup>a</sup> |
| 3.       | 8,459±0,410 <sup>b</sup> | 4,562±0,448 <sup>b</sup> | 1,854±0,09 <sup>a</sup> | 30,293±0,487 <sup>c</sup> | 0,135 <sup>a</sup> |

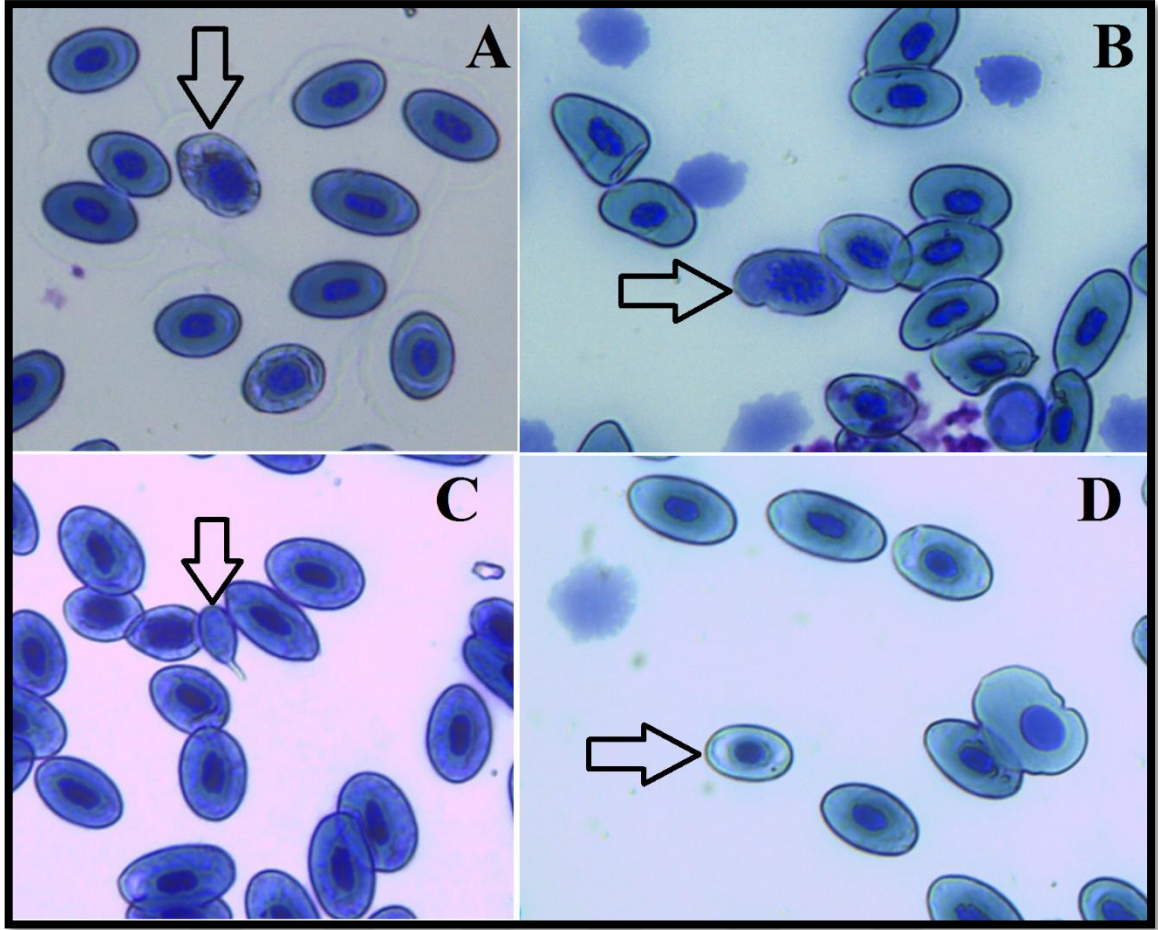
Aynı sütundaki farklı harflerle gösterilen ortalamalar arasındaki farklar (a-c) istatistiksel olarak önemlidir (p<0,05 Duncan testi).

Sitotoksisite ölçümünde çekirdeksiz eritrosit (EE=enucleated erythrocyte), mitotik eritrosit (ME), piknotik eritrosit (PE) ve olgunlaşmamış eritrosit (IE=immature erythrocyte) (Şekil 12) her preparatta 600 hücre sayılarak değerlendirilmiştir (Tablo 13). İstasyonlara göre bazı değerler arasındaki farkın istatistiksel olarak önemli olduğu ve kirlilik artışıyla beraber bu değerlerin de arttığı tespit edilmiştir.

**Tablo 13.** Örneklem istasyonlarından yakalanan kurbağaların eritrosit ebatlarının (ES) ortalama değerleri (n=600 hücre, Ort.±SH)

| İstasyon | Çekirdeksiz eritrosit (EE) | Mitotik eritrosit (ME) | Olgunlaşmamış eritrosit (IE) | Piknotik eritrosit (PE) |
|----------|----------------------------|------------------------|------------------------------|-------------------------|
| 1.       | 0,22±0,03 <sup>b</sup>     | 1,16±0,16 <sup>b</sup> | 32,55±4,56 <sup>c</sup>      | 1,03±0,14 <sup>b</sup>  |
| 2.       | 0,37±0,05 <sup>b</sup>     | 2,06±0,32 <sup>a</sup> | 43,80±6,63 <sup>b</sup>      | 2,26±0,21 <sup>a</sup>  |
| 3.       | 1,55±0,10 <sup>a</sup>     | 2,91±0,66 <sup>a</sup> | 59,08±9,12 <sup>a</sup>      | 2,76±0,87 <sup>a</sup>  |

Değerler 600 hücre için % frekans olarak verilmiştir. Aynı sütundaki farklı harflerle gösterilen ortalamalar arasındaki farklar (a-c) istatistiksel olarak önemlidir (p<0,05 Duncan testi).



**Şekil 12.** Örneklem kurbağalarında tespit edilen A) olgunlaşmamış eritrosit (IE=immature erythrocyte), B) mitotik eritrosit (ME), C) çekirdeksiz eritrosit (EE=enucleated erythrocyte) ve D) piknotik eritrosit (PE), (Anormallikler siyah okla gösterilmiştir). Giemsa.

İn situ yapılan çalışma sonucunda elde edilen veriler şu şekilde özetlenebilir:

- Su ve sediment örneklerinde yapılan enstrümental analizler neticesinde en kirli bölgenin 3. İstasyon (havalimanı yanı) olduğu anlaşılmıştır.
- İstasyonlar arası mukayese yapıldığında ortalama Kondisyon Faktörü (KF) değerinin istatistiki açıdan çok fazla farklılık göstermediği tespit edilmiştir.
- Dalgalı asimetri (FA) sonuçlarına göre 1. İstasyon bölgesi “**temiz su havzası**”, 2. İstasyon “**hafif kirli su havzası**” ve 3. İstasyon da “**kirli su havzası**” olarak değerlendirilmiştir. Bu durumu ağır metal analiz sonuçları (su, sediment ve HSI) doğrulamıştır.
- Kurbağaların eritrositlerinde tespit edilen çekirdek ve diğer anormalliklerin çoğunlukla 3. istasyonda en yüksek, 1. istasyonda en düşük ortalamaya sahip olduğu, kabarcıklı ve çentikli çekirdek anormalliğinin diğer anormalliklere göre daha yüksek frekansta olduğu bulunmuştur.

- Sitotoksisite açısından kurbağa eritsositleri değerlendirildiğinde kirli bölge kurbağalarında hücre ve çekirdek büyüklüklerinde (ES, NS) düşüş; çekirdeksiz eritrosit, mitotik eritrosit, piknotik eritrosit ve olgunlaşmamış eritrosit frekanslarında artış gözlenmiştir.

Buna göre kirlilik ile morfolojik ve eritrometrik analiz sonuçları arasında bir korelasyonun olduğu net bir şekilde ortaya konmuştur. Belirtilen bölgelerde yaşayan kurbağaların sağlık durumlarının değişkenlik gösterdiği sonucunda ulaşılmıştır.



## TARTIŞMA ve SONUÇ

1960'lardan bu yana tüm dünyada amfibi populasyonlarının gitgide azaldığı bilinmektedir (Houlahan *et al.* 2000). Aşırı avlanma, habitat modifikasyonu, bulaşıcı hastalıklar, iklim değişiklikleri, ultraviyole radyasyon (Stuart *et al.* 2004; Davidson *et al.* 2007; Grant *et al.* 2016) ve insan kaynaklı kirlilik bu durumun ana nedenlerdendir (Hayes *et al.* 2010; Whittaker *et al.* 2013). Doğal çevredeki istenmeyen değişiklikler, sudaki kimyasallara duyarlılıkları (Venturino *et al.* 2003) ve yüksek geçirgen ciltleri nedeniyle (Duellman and Trueb 1994) kurbağaların yaşam döngülerini büyük ölçüde etkiler. İnsan kaynaklı kirlilik ise çoğunlukla endüstriyel ve tarımsal faaliyetler sonucunda ortaya çıkmaktadır (Thammachoti *et al.* 2012). Ülkemizde de devam eden bu durumun ileride çok daha önemli çevre problemlerine neden olacağı endişesi çalışmamızın çıkış noktası olmuştur. Buradan hareketle yapılan çalışmanın ana hedefi morfolojik ve eritrometrik parametreleri kullanarak 3 farklı bölgede yaşayan kurbağaların sağlık durumlarını ortaya koymaktır. Bunun için ilk önce kurbağaların bulunduğu yerdeki su ve sediment örnekleri ağır metal yönünden analiz edilmiştir. Sudaki Mn, Fe, Ni, Cu, Zn ve As metallerinin konsantrasyonu 3. İstasyonda oldukça yüksek bulunmuş ancak limit değerleri aşmadığı görülmüştür. Sedimentte ise 2. ve özellikle 3. İstasyondaki Cr, Ni, Zn ve As metallerinin konsantrasyonlarının müsaade edilen seviyenin üstünde olduğu tespit edilmiştir. Bu da Karasu Nehri'ne karışan 3. İstasyon sularında açıkça bir kirlilik olduğunu göstermektedir. Karasu Nehri ve kollarında yapılan önceki çalışmalarda örnekleme bölgelerine birçok dere vasıtasıyla farklı kaynaklardan çeşitli atıkların ulaştığı ise zaten bildirilmiştir (Sönmez vd 2013). Nehrin yakınında faaliyet gösteren sanayi işletmelerinin atık sularının ve kanalizasyon arıtım tesislerinin sularının nehre karışması, tarımsal faaliyetlerde kullanılan gübre ve pestisitlerin yüzey akışları ile nehre taşınması nehir suyunun özelliğini maalesef değiştirmektedir (Anonim 2018). Dane (2018) tarafından yapılan bir çalışmada da 2015-2016 yıllarında Karasu Nehrinin farklı bölgelerinden alınan su ve sediment örneklerinde ağır metal analizi yapılmış ve su örneklerinde V, Mn, Fe, Co, Ni, Cu, Se, Sr; sediment örneklerindedeki Ti, Mn, Fe, Ni, Cu, Se, Br, Pb elementlerinin seviyeleri yüksek bulunmuştur. Bu durum kirlilik kaynaklarına olan yakınlığın doğal bir sonucu olarak yorumlanmıştır. Araştırma bölgemize yakın bir alanda yapılan önceki çalışmalarda da benzer sonuçlar kaydedilmiştir. Bu çalışmaların birinde nehirde 5 istasyondan 1 yıl boyunca alınan su örneklerinde Cu, Zn, Mn, Pb, Ni, Cd ve Fe metallerinin miktarında istasyonlar arasında önemli farklılık gözlemlendiği ve metallerin genelinin su kalite sınıflarına

göre kabul edilebilir seviyede olmasına karşın bazı istasyonlarda seviyenin oldukça yüksek olduğu bildirilmiştir (Sönmez vd 2012). Bir başka çalışmada, nehir ve çevresindeki sulak alanlardan alınan su ve sediment örneklerinde ağır element miktarının endüstri kaynaklarına olan yakınlığa ve motorlu araç trafiğinin yoğunluğuna bağlı olarak istasyonlar arasında farklılık gösterdiği ve benzer şekilde bazı metallerin miktarının su kalite sınıflarına göre kabul edilebilir sınırların üzerinde olduğu bildirilmiştir (Aydoğan 2015).

Bağılantılı olarak kurbağa karaciğerlerinde de aynı metaller analiz edilmiş ve tüm elementler açısından 2. ve 3. İstasyon kurbağalarında belirgin bir artışın olduğu görülmüştür. En fazla biriken ağır metal Cu olmuştur. Bunu Fe, Zn, Cd ve Mn izlemiştir. Şu halde su ve sedimentte yüksek bulunan bazı metallerin kurbağa karaciğerinde akümüle olduğu rahatlıkla söylenebilir. Farklı coğrafyalarda yapılan diğer çalışmalardan da benzer sonuçlar elde edilmiştir. Qureshi *et al.* (2015) tarafından yapılan bir çalışmada, Sialkot bölgesinde (Pakistan) endüstriyel atıkların karıştığı su kaynağında yaşayan *Rana tigrina* ve *Euphlyctis cyanophlyctis* türü kurbağaların karaciğer ve böbreklerinde Cu ve Cd konsantrasyonu oldukça yüksek bulunmuştur. Başka bir çalışmada ise Ukrayna'da yaz sezonunda evsel atıkların karıştığı bölgeden yakalanan kurbağaların karaciğerinde Fe, Cu, Zn, Mn ve Cd metallerinin yüksek konsantrasyonda olduğu rapor edilmiştir (Stolyar *et al.* 2008). Guma Nehri (Nijerya) sulak alanında yaşayan *Rana esculenta* türü kurbağaların karaciğer, deri ve sindirim sisteminde Fe, Mn, Pb, Zn, Cu, Cr ve Cd metalleri tespit edilmiş ve bunlardan Cd, Cu ve Zn'nin Dünya Sağlık Örgütü'nün belirlediği sınır değerleri aştığı rapor edilmiştir (Shaapera *et al.* 2013). Daha geniş kapsamlı yapılan bir diğer araştırmada ise 18 farklı element (Al, As, Ba, Ca, Cd, Co, Cr, Fe, Ga, Hg, In, Li, Mn, Ni, Pb, Sr ve Zn) Sırbistan'ın farklı bölgelerinde yaşayan *Pelophylax ridibundus* türü kurbağaların karaciğer, deri ve kaslarında araştırılmış ve sonuçta Al, Cd, Co, Cr, Cu, Fe, Ga, Hg ve Ni elementlerinin karaciğerde yüksek seviyede olduğu bulunmuştur (Borković-Mitić *et al.* 2016). Bizim çalışmamızda dahil burada sunulan çalışmaların ortak noktası kurbağa karaciğerinde en çok biriken metalin Cu ve Cd olduğudur. Bu iki ağır metalin de çevre, insan ve hayvanlar için en toksik ağır metaller arasında olduğu bilinmektedir (Borković-Mitić *et al.* 2016).

3 farklı istasyondan yakalanan kurbağaların kondisyon faktörü (KF) değerlerinde istatistiksel açıdan önemli bir değişiklik tespit edilmemiştir. Birçok çalışmada kondisyon değerinin büyüme sezonunda beslenmedeki artışa bağlı olarak yüksek değerlere de erişebildiği bildirilmiştir (Couture and Rajotte 2003; Pyle *et al.* 2005). Ayrıca kondisyon faktörünü yaş, cinsiyet, üreme mevsimi, olgunlaşma dönemi, tüketilen besinin türü, bağırsakların doluluğu, vücuttaki yağ seviyesi ve kas yapısının gelişim derecesi gibi

faktörlerin etkileyebileceği de belirtilmektedir (Korkut vd 2007; Akhan vd 2010). Uzun süre antropojenik kirliliğe maruz kalan amfibilerde ise KF değerinin azaldığı bilinmektedir. Yapılan bir çalışmada evsel atıklar ve ağır metallerle kirlenmiş bölgelerde yaşayan *P. ridibundus* türü kurbağalarda KF değerinin kontrol bölgesi kurbağalarına göre her iki cinsiyette de düştüğü tespit edilmiştir. Bu düşüşün sebebi olarak artan metabolik proses gösterilmiştir (Zhelev *et al.* 2015a). Aynı araştırmacıların Bulgaristan'da pirinç tarımı yapılan bölgelerdeki kurbağalar üzerine yapmış oldukları diğer çalışmada ise yine KF değerinin tarım yapılan bölge kurbağalarında azaldığı tespit edilmiştir (Zhelev *et al.* 2017a). Kondisyon faktörü, aynı ortamdaki aynı türün bireyleri arasında bile yaşa, eşeye ve mevsime bağlı olarak değişim gösterirken aynı türün farklı ortamlarda yaşayan bireyleri arasında da doğal olarak farklılık göstermiştir. Ortam faktörlerinin özellikle de besin ve sıcaklığın etkisiyle kurbağaların büyümesi değiştiğinden bu türün farklı ortamlardaki ortalama kondisyon değerleri de farklılık arz etmiştir. Bu nedenle çalışmamızda tespit edilen KF değerlerinin literatürle uyumlu olmadığı görülmüştür.

Hepatosomatik indeks (HSİ) hayvanın sağlık durumu ve suyun kalitesi hakkında bilgi sağlar. Sucul çevre kirliliği hepatosomatik indekste artışa neden olur. Bu nedenle HSİ kimyasal su kirliliği için yararlanılacak iyi bir indikatör olarak görülür (Pyle *et al.* 2005). Bu çalışmada kirlilik derecesine göre istasyonlar arasında HSİ değerinde önemli farklılıklar tespit edilmiştir. Ortalama HSİ değeri bakımından en yüksek değer 3., en düşük değer de 1. İstasyon kurbağalarında tespit edilmiştir. Literatürde Ranidae kurbağalarının HSİ değerleri için 2 yaklaşım bulunmaktadır. İlki antropojenik kirlilik kaynağındaki kurbağaların HSİ değerlerinin temiz alan kurbağalarının HSİ değerine eşit veya biraz yüksek oluşu; diğeri ise tamamen HSİ değerinin yüksek olması gerektiğini bildiren yayınlardır. İlk grup araştırmacılar (Toktamysova 2005; Spirina 2009; Zaripova and Fayzulin 2012) HSİ durumunu kirli biyotoptaki kurbağaların artan metabolizmaları ile açıklamaya çalışmışlardır. Diğer grup ise artan HSİ değerine ksenobiyotiklerin (endüstriyel atıklar, pestisitler, ağır metaller) biyoakümüülasyonunun sebep olduğunu ileri sürmektedirler. Ayrıca bu durumu kurbağanın diğer organlarındaki biyokimyasal ve histolojik değişikliklerin desteklediğini savunmaktadırlar (Loubordis *et al.* 2005; Sura *et al.* 2006; Stolyar *et al.* 2008; Zaripova *et al.* 2009; Peskova and Zhelev 2009; Păunescu and Ponopal 2011; Thammachoti *et al.* 2012; Jelodar and Fazli 2012; Gürkan vd 2014). Nitekim yapılan bir çalışmada antropojenik kirlilik kaynaklarında yaşayan *Pelophylax ridibundus* türü kurbağaların HSİ değerinin temiz bölgede yaşayanlardan daha yüksek olduğu Zhelev *et al.* (2015) tarafından rapor edilmiştir. Sunduğumuz çalışmada da ağır metalle kirlenmiş 3. istasyondan alınan kurbağalarda HSİ değerlerinin yüksek olduğu ve son literatürle uyumlu olduğu görülmüştür.

Çalışmamızın morfometrik analizlerinden en önemlisi ise dalgalı asimetri (FA) verileridir. Literatüre göre ülkemiz kurbağaları ile ilgili herhangi bir FA verisi bulunmamaktadır. Bu nedenle FA verilerimiz bir ilk olma özelliğindedir. Nitekim FA değeri 3. İstasyon kurbağalarında diğer istasyonlara göre belirgin bir artış göstermiştir. Temiz bölge kurbağalarında asimetriye hemen hemen hiç rastlanmazken, 2. istasyonda bazı kurbağalarda asimetri görülmüş, ancak 3. İstasyon kurbağalarının neredeyse tamamında değişen oranlarda asimetriye rastlanmıştır. Bu sonuçlara göre 1. İstasyon bölgesi “temiz su havzası”, 2. İstasyon “hafif kirli su havzası” ve 3. İstasyon da “kirli su havzası” olarak değerlendirilmiştir. Bu durumu destekleyen çalışmalar yakın coğrafyamızda mevcuttur. Zhelev *et al.* (2017a) tarafından yapılan bir çalışmada Bulgaristan’da pirinç tarımı yapılan alanlarda yaşayan kurbağalarda belirgin bir asimetri artışının olduğu rapor edilmektedir. Yine Bulgaristan’ın güneyinde 6 farklı sulak alanda 2009-2011 yılları arasında yapılan bir çalışmada, *Pelophylax ridibundus* türü kurbağaların FA değeri ağır metallerin ve evsel atıkların yoğun olduğu bölgelerde belirgin bir artış gösterdiği bildirilmektedir (Zhelev *et al.* 2015b). Demir ve kalay madenine yakın yerlerde yaşayan *Pelophylax ridibundus* ve *Pseudepidalea viridis* türü kurbağaların FA değeri temiz biyotopta yaşayanlara göre yine oldukça yüksek bulunmuştur (Zhelev *et al.* 2014). Benzer yüksek FA değerleri Rusya’da metal endüstrisinin atıklarının karıştığı Voronezh Nehri (Nikashin 2005), büyük çiftliklerin olduğu Hadazhka Nehri (Peskova and Zhukova 2007) ve kimya endüstrisi atıklarının bırakıldığı Sviyaga Nehri Spirina (2009) kurbağalarında da tespit edilmiştir. Ayrıca pestisit kirliliğinin olduğu yerlerde yaşayan *P. ridibundus* türü kurbağaların FA değerinin oldukça yüksek olduğu da rapor edilmiştir (Ustyuzhanina and Streltsov 2001). Bulgaristan ve Rusya bölgeleri dışında kurbağa FA çalışmasının pek olmadığı literatür taraması ile anlaşılmaktadır.

Amfibilerde eritrositik mikro çekirdek (MÇ) testi pek çok araştırmada biyobelirteç olarak kullanılmaktadır ve bunlar genotoksik ajan maruziyetinin bir göstergesi olarak kabul edilmektedir (Peltzer *et al.* 2013; Babini *et al.* 2015; Pollo *et al.* 2015). Genellikle eritrositik çekirdek anormallikleri (EÇA) frekansı mikro çekirdekten yüksek olmaktadır ve her ikisi de analog çekirdek anormalliği olarak değerlendirilmektedir (Guilherme *et al.* 2008). EÇA’nın fazla olması ise daha fazla DNA hasarı olarak yorumlanmaktadır (Gómez Meda *et al.* 2006). Yaptığımız çalışmada hem EÇA hem de MÇ anormallikleri tespit edilmiş ve EÇA’nın MÇ’den fazla olduğu görülmüştür. Su kirliliğinin genotoksik etkili olduğunu gösteren çalışmalar oldukça fazladır. Şişman *et al.* (2021) tarafından yapılan bir çalışmada Erzurum’da tarımsal faaliyetlerin yapıldığı bölgelerden yakalanan kurbağaların kanları MÇ ve

EÇA açısından değerlendirilmiş ve sonuçta kurbağa eritrositlerinde çekirdek anormalliklerinin arttığı, çentikli ve loplu çekirdek anormallik frekanslarının diğerlerinden daha fazla olduğu rapor edilmiştir. Karasu havzasında (Erzurum) yapılan başka bir çalışmada ise şehrin atık sularının karıştığı Karasu Nehrinin farklı bölümlerinde yakalanan *Pelophylax ridiundus* türü kurbağaların eritrositlerinde ağır metal kirliliğine bağlı olarak MÇ ve EÇA frekansının arttığı, çekirdek anormallikleri ile sucul kirlilik arasında kuvvetli bir korelasyonun olduğu bildirilmiştir (Şişman vd 2015). Bir diğer çalışmada Biga Çayı'ndan (Çanakkale) yakalanan *Pelophylax ridiundus* türü kurbağalarda çevresel kirliliğin etkileri MÇ ve EÇA analiz edilerek araştırılmış ve çekirdek anormallikleri frekanslarının arttığı gösterilmiştir (Corduk vd 2018). Aynı ilin Çan sulak alanından yakalanan iki farklı kurbağa türünde (*Pelophylax ridiundus* ve *Bufo variabilis*) benzer sonuçlar bulunmuş (Özgül vd 2020) ve her iki çalışmada da kurbağaların bulunduğu sucul ortamın çeşitli kirleticiler tarafından kirlendiği tespit edilmiştir. Ülkemiz dışında yapılan çalışmalarda da benzer bulgular elde edilmiştir. Örneğin; Karnataka eyaletinde (Hindistan) çeşitli sulak alanlardan ve tarım yapılan bölgelerden *Euphyctis cyanophlyctis* türü kurbağalar toplanmış ve eritrositlerinde kabarcıklı, loplu, böbrek şekilli, mikro ve çentikli çekirdek anormallikleri gözlenmiştir. Tarım yapılan bölge kurbağalarının %80'inde bu anormalliklerin tamamı bulunmuştur (Raghunath *et al.* 2017). Sadece tarım yapılan bölgeler değil aynı zamanda maden işletme atık sularında yaşayan kurbağalarda da eritrositik çekirdek anormalliklerinin arttığı çeşitli araştırmacılar tarafından bildirilmiştir (Marques *et al.* 2009; Pollo *et al.* 2016). Oksidatif stres potansiyeli olan toksikantların DNA'yı etkileyerek moleküler ve klastojenik hasarlar yaptığı bilinmektedir (Jha 2008). *P. ridibundus*'da kirlilik kaynaklı artan EÇA, reaktif oksijen radikali sayısının artması ve antioksidan sistemin korunmasının ortadan kalkmasıyla açıklanabilir. Öte yandan Marques *et al.* (2014) bu durumun genotoksik ajanların toksikokinetikleri, etkilenen dokunun turnover (yenilenme) durumları ve antigenotoksik proseslerin (DNA onarımı ve antioksidan aktivite) işleyişi olarak üç aşamada izah edilebileceğini savunmaktadır. Yukarıdaki sonuçlar bulgularımızla örtüşmektedir.

Son yıllarda amfibi eritrosit ebatlarının türler ve cinsler arasında farklılık gösterdiği keşfedilmiştir (Zhelev *et al.* 2017b). Örneğin daha sucul olan türlerin (*P. ridibundus* ve *Bombina bombina* gibi) daha karasal kurbağalara (*Bufo bufo*, *Bufo viridis*, *Hyla arborea*, *Pelobates syriacus* gibi) göre daha büyük eritrositlere sahip olduğu olduğu rapor edilmiştir (Atatür vd 1999). Aynı cinsin bireyleri arasında bile bu tip farklılıklar bulunmaktadır. Arıkan vd (2001)'e göre *Rana macrocnemis*'in eritrosit ebatı (ES) hem tüm sucul amfibilerden hem de *Rana holtzi*'den daha büyüktür. Eritrosit büyüklüğündeki bu farklılık–özellikle karada geçirilen zaman açısından- aslında kurbağanın çevresine olan adaptasyonunun bir sonucu

olarak yorumlanmaktadır (Zhelev *et al.* 2017b). Nitekim antropojenik kirliliğin olduğu yerlerde kurbağalar suda çözünmemiş bir takım kirletici maddelere doğrudan maruz kalmakta ve deri yoluyla bu maddeleri vücutlarına almaktadırlar (Duellman and Trueb 1994). Wojtaszek and Adamowicz (2003)'e göre kurbağa vücutuna alınan bu tip kirleticiler hematopoiez mekanizmasını bozarak eritrositlerin ebat ve hacimlerini değiştirmektedir. Eritrosit büyüklüğündeki bu değişimi bir toksikanta bağlamak ise her zaman doğru değildir. Bu nedenle araştırmalarla eritrosit ebatı/toksikant bağlantısı ortaya koymak önemlidir. Bu amaçla yaptığımız çalışmada kurbağa eritrositleri değerlendirildiğinde hücre ve çekirdek büyüklükleri (ES, NS) azalırken çekirdeksiz eritrosit (EE), mitotik eritrosit (ME), piknotik eritrosit (PE) ve olgunlaşmamış eritrosit (IE) frekanslarında özellikle kirli bölge kurbağalarında bir artış gözlenmiştir. Bulgularımızı karşılaştırabileceğimiz araştırmalar ise çok fazla olmamakla birlikte sonuçlar arasında belirgin bir uyum da vardır. Zhelev *et al.* (2017b) tarafından yapılan bir çalışmada antropojenik kirliliğin (özellikle metal kirliliği) olduğu bölgede (Bulgaristan'ın güney kesimleri) yaşayan kurbağaların EL, EW, ES, NL, NW ve NS değerlerinin azaldığı bildirilmiştir. Öte yandan maden atığı sulak alanında yaşayan kurbağaların ES ve NS değerinin azaldığını gösteren çalışmalar da vardır (Pollo *et al.* 2019). Aksine petrol atıklarının karıştığı bölge kurbağalarında ise eritrosit ebatının arttığı gösteren çalışmalar da vardır (Zhelev *et al.* 2006). Balık ve kurbağalarda ES ve NS değerleri ile elde edilen nükleositoplazmik oranın (NR) antropojenik kirlilikten etkileneceği ve değişeceği de yapılan çalışmalarla gösterilmiştir (Khuda-Bukhsh *et al.* 1998; Zhelev *et al.* 2016, 2017b). Başka bir çalışmada ise tarım yapılan bölgelerde yaşayan *Odontophrynus* cinsi Anura kurbağalarında poliploid seviye artışı ile beraber kurbağa kanında çekirdeksiz eritrosit (EE), mitotik eritrosit (ME), piknotik eritrosit (PE) ve olgunlaşmamış eritrosit (IE) frekanslarında ise artış tespit edilmiştir (Pollo *et al.* 2019). EE, artan eritropoezi, PE ise apoptozun aktifleştğini göstermekle birlikte bu iki durum dolaşımdaki hücrelerin strese karşı geliştirdikleri cevaplar olarak yorumlanmıştır (Ray *et al.* 2005; Saquib *et al.* 2012; Peltzer *et al.* 2013). Küçük eritrositlerin nisbeten daha geniş yüzey alanına sahip olup kirli alanlarda yaşayan kurbağalarda hipoksik şartlar altında daha etkili oksijen değişimi sağladığı da bildirilmiştir. Ancak bu durumun kısa süre geçerli olduğu, sonrasında organizmanın kirlilikten olumsuz etkileneceği tahmin edilmektedir (Barni *et al.* 2007; Peltzer *et al.* 2013). Özetle; kirletici türüne bağlı olarak farklı su havzalarında yaşayan *P. ridibundus* populasyonlarında eritrometrik parametrelerdeki değişiklikler, kirletici konsantrasyonuna, toksik maddenin türüne ve azda olsa havzanın coğrafi özelliklerine bağlıdır. Yaptığımız çalışmada ağır metallerle kirlilik koşullarında EL, EW, ES, NL, NW ve NS değerleri azalmış; nükleositoplazmik oran (NS/ES) değişmemiştir. Bulgularımızın literatür ile uyumlu olduğu da görülmüştür.

Antropojenik gürültü kirliliği böcekler, balıklar, kuşlar, amfibiler ve kara/deniz memelileri dahil olmak üzere çok çeşitli hayvan gruplarını etkilemektedir (Caorsi *et al.* 2017). Amfibilerden Anura grubu kurbağaların üremesi doğrudan sesleri yaymaya ve algılamaya bağlı olduğundan, eğer gürültü onların iletişimini sınırlar veya engellerse, çiftleşme başarısı olumsuz bir şekilde etkilenebilir (Goutte *et al.* 2013; McGregor *et al.* 2013). Bu nedenle kurbağalar, hayvanların akustik iletişiminin mekanizmalarını, işlevini ve evrimini araştırmak için uzun süredir model organizmalar olarak hizmet etmişlerdir (Vélez *et al.* 2013). Antropojenik gürültünün kurbağalar üzerindeki etkilerini değerlendiren çalışmalar türlerin çağrılarının hem zamansal hem de spektral parametrelerindeki değişiklikler ve/veya gürültü kaynağından kaçınma dahil olmak üzere farklı stratejiler kullanarak tepki verdiğini göstermiştir (Bee *et al.* 2007; Vélez *et al.* 2013). Çalışmamızda gürültü kirliliğinin olduğu tek istasyon 3. İstasyon olup buranın kurbağalarında üreme ile ilgili herhangi bir olumsuzluğa (disekte edilen kurbağada anormal gonad yapısı, düşük KF değeri vb.) rastlanmamıştır. Bununla ilgili ileri araştırmalara (gonad histolojisi, gonad ağırlığı, olgun oosit sayısı gibi) ihtiyaç vardır.

Sonuç olarak yaptığımız saha çalışması neticesinde ağır metal kirliliğine bağlı olarak *P. ridibundus* türü kurbağaların karaciğerlerinde bazı metallerin biriktiği, KF değerinin değişmediği, FA değerinin arttığı, eritrositik çekirdek anormalliği frekansının yükseldiği, eritrosit büyüklükleri küçülürken çekirdeksiz eritrosit, mitotik eritrosit, piknotik eritrosit ve olgunlaşmamış eritrosit frekanslarında ise bir artışın olduğu tespit edilmiştir. Tüm bunlar antropojenik kirliliğin kurbağaların sağlığını olumsuz yönde etkilediğini net bir şekilde ortaya koymuştur. Özellikle araştırma istasyonlarımızdan havaalanı civarında yaşayan kurbağalarda ölüm tespit edilmemiştir. Ancak bu ortamda yaşayan bireylerin sağlık, üreme ve davranış değişiklikleri yaşayabileceği ve bu da uzun vadeli kurbağa popülasyonunda düşüşlere yol açabileceği en önemli öngörümüzdür. Bu nedenle, kirli ortamlarda yaşayan kurbağa popülasyonlarının hayatta kalmasını, doğurganlığını ve üreme başarılarını değerlendirmek için yeni çalışmaların yapılması gerekmektedir.

## KAYNAKLAR

- Akhan, S., Okumuş, İ., Delihasan, S.F., Koçak, N., 2010. Growth, slaughter yield and proximate composition of rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*) raised under commercial farming condition in Black Sea. Kafkas Üniversitesi Veterinerlik Fakültesi Dergisi, 16 (Suppl-B), 291-296.
- Akin, C., Bilgin, M., Bilgin, C.C., 2010. Discordance between ventral color and mtDNA haplotype in the water frog *Rana (ridibunda) caralitana* Arikan, 1988. *Amphibia-Reptilia*, 31(1), 9-20.
- Alford, R.A. and Richards, S.J., 1999. Global amphibian declines: a problem in applied ecology. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* 30,133–165.
- Alford, R.A., Dixon, P.M., Pechmann, J.H.K., 2001. Ecology—Global amphibian population declines. *Nature*, 412(6846),499–500.
- Altig, R., Whiles, M.R., Taylor, C.L., 2007. What do tadpoles really eat? Assessing the trophic status of an understudied and imperiled group of consumers in freshwater habitats. *Freshwater Biology*, 52(2),386–395.
- Altun, Z., 2011. Büyükçekmece Gölü'nün mikrobiyolojik ve kimyasal kirlilik düzeyinin belirlenmesi. Yüksek Lisans Tezi, Marmara Üniversitesi Fen bilimleri Enstitüsü, İstanbul.
- Amaral, M. J., Carretero, M. A., Bicho, R. C., Soares, A. M., Manna, R. M., 2012. The use of a lacertid lizard as a model for reptile ecotoxicology studies - Part 1 Field demographics and morphology. *Chemosphere*, 87(7), 757-764.
- Anonim, 2018. [http://webdosya.csb.gov.tr/db/ced/editordosya/Erzurum\\_icdr2016.pdf](http://webdosya.csb.gov.tr/db/ced/editordosya/Erzurum_icdr2016.pdf) (29.10.2018).
- Arikan, H., Olgun, K.I., Çevik, E.C., Tok, V., 1998. A taxonomical study on the *Rana ridibunda* Pallas, 1771 (Anura: Ranidae) population from Ivriz-Eregli (Konya). *Turkish Journal of Zoology*, 22(3), 181-184.
- Arikan, H., Çevik, İ.E., Kaya, U., Mermer, A., 2001. Erythrocytes measurements on Anatolian mountain frogs. *Anadolu University Journal of Science Technology*, 2,387–391.
- Arikan, H. and Çiçek, K., 2014. Haematology of amphibians and reptiles: a review. *North-Western Journal of Zoology*, 10(1),190–209.
- Arnold, E.N., 2003. Reptiles and amphibians of Europe. Princeton University Press, 384 p, USA.
- Arserim, S. and Mermer, A., 2008. Hematology of the Uludağ frog *Rana macrocnemis* Boulenger, 1885 in Uludağ National Park (Bursa, Turkey). *Turkish Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 25(1),39–46.
- Atatür, M.K., Arikan, H., Çevik, İ.E., 1999. Erythrocyte sizes of some anurans from Turkey. *Turkish Journal of Zoology*, 23(2),111–114.
- Aydoğan, Z., 2015. Erzurum ve çevresindeki sulak alanlarda yaşayan bazı sucul böcek (Hydrophilidae) türlerindeki ağır element birikimlerinin XRF analiz yöntemi ile araştırılması. Doktora tezi, Atatürk Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü, Erzurum.
- Azevedo-Ramos, C. and Galatti, U., 2002. Patterns of amphibian diversity in Brazilian Amazonia: conservation implications. *Biological Conservation*,103(1),103–111.
- Babini, M.S.,Bionda,C.L.,Salas,N.E.,Martino,A.L.,2015. Health status of tadpoles and metamorphs of *Rhinella arenarum* (Anura, Bufonidae) that inhabit agroecosystems and its implications for land use. *Ecotoxicology and Environmental Safety*,118( August ), 118–125.
- Baran, İ., Atatür, M. K., 1998. Türkiye Herpetofaunası (Kurbaga ve Sürüngenler). T.C Çevre Bakanlığı, 214s, Ankara.

- Baran, İ., Ilgaz, Ç., Avcı, A., Kumlutaş, Y., Kurtuluş, O., 2005. Türkiye Amfibi ve Sürüngenleri. Tubitak Popüler Bilim Yayınları, 165 s, Ankara.
- Baraquet, M., Grenat, P., Salas, N.E., Martino, A.L., 2013. Intraspecific variation in erythrocyte sizes among populations of *Hypsiboas cordobae* (Anura: Hylidae). *Acta Herpetologica*, 8(2), 93–97.
- Barni, S., Boncompagni, E., Grosso, A., Bertone, V., Freitas, I., Fasola, M., Fenoglio, C., 2007. Evaluation of *Rana esculenta* blood cell response to chemical stressors in the environment during the larval and adult phases. *Aquatic Toxicology*, 81 (1), 45–54.
- Becker, C., Fonseca, C.R., Haddad, C.F.B., Batista, R., Prado, P.I., 2007. Habitat split and the global decline of amphibians. *Science*, 318(5857), 1775–1777.
- Bee, M.A. and Swanson, E.M., 2007. Auditory masking of anuran advertisement calls by road traffic noise. *Animal Behavior*, 74(6), 1765–1776.
- Beja, P. and Alcarzar, R., 2003. Conservation of Mediterranean temporary ponds under agricultural intensification: an evaluation using amphibians. *Biological Conservation*, 114(3), 317–326.
- Belden, L.K. and Blaustein, A.R., 2002. Exposure of red-legged frog embryos to ambient UV-B radiation in the field negatively affects larval growth and development. *Oecologia*, 130(4), 551–554.
- Berezovikov, N.N., Duisebayeva, T.N., Khromov, V.A., Starikov, S.V., 2001. New data on the distribution of *Rana ridibunda* at the southeastern and east of Kazakhstan. *Problems of Herpetology*, Pushchino, 2001, 26–28.
- Birge, W.J., Westerman, A.G., Spromberg, J.A., 2000. Comparative toxicology and risk assessment of amphibians. *Ecotoxicology of amphibians and reptiles*, Ed: Sparling, D.W., Linder, G., Bishop, C.A. SETAC Press, Pensacola (FL), 727–791.
- Blaustein, A. and Wake, D.B., 1990. Declining amphibian populations: a global phenomenon?. *Trends in Ecology and Evolution* 5(7), 203–204.
- Blaustein, A., Hokit, D., O'Hara, R., Holt, R., 1994. Pathogenic fungus contributes to amphibian losses in the Pacific Northwest. *Biological Conservation*, 67(3), 251–254.
- Blaustein, A., Edmund, B., Kiesecker, J., Beatty, J., Hokit, D., 1995. Ambient ultraviolet radiation causes mortality in salamander eggs. *Ecological Applications*, 5(3), 740–743.
- Blaustein, A., Hoffman, P., Kiesecker, J., Hays, J., 1996. DNA repair activity and resistance to solar UV-B radiation in eggs of the red-legged frog. *Conservation Biology*, 10(5), 1398–1402.
- Blaustein, A.R., Hays, J.B., Hoffman, P.D., Chivers, D.P., Kiesecker, J.M., Leonard, W.P., Marco, A., Olson, D.H., Reaser, J.K., Anthony, R.G., 1999. DNA repair and resistance to UV-B radiation in western spotted frogs. *Ecological Applications*, 9(3), 1100–1105.
- Blaustein, A.R., Belden, L.K., Olson, D.H., Green, D.M., Root, T.L., Kiesecker, J.M., 2001. Amphibian breeding and climate change. *Conservation Biology*, 15(6), 1804–1809.
- Blaustein, A.R., Romansic, J.M., Kiesecker, J.M., Hatch, A.C., 2003. Ultraviolet radiation, toxic chemicals and amphibian population declines. *Diversity and Distributions*, 9(2), 123–140.
- Bondarieva, A.A., Bibik, Y.S., Samilo, S.M., Shabanov, D.A., 2012. Erythrocytes cytogenetic characteristics of green frogs from Siversky Donets centre of *Pelophylax esculentus* complex diversity. *V. N. Karazin Kharkiv National University*, 15(1008), 116–123.
- Boone, M.D. and Semlitsch, R.D., 2001. Interactions of an insecticide with larval density and predation in experimental amphibian communities. *Conservation Biology*, 15(1), 228–238.
- Boone, M.D., Semlitsch, R.D., Fairchild, J.F., Rothmel, B.B., 2004. Effects of an insecticide on amphibians in large-scale experimental ponds. *Ecological Applications*, 14(3), 685–691.

- Boone, M.D., Bridges, C.M., Fairchild, J.F., Little, E.E., 2005. Multiple sublethal chemicals negatively affect tadpoles of the green frog, *Rana clamitans*. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 24(5),1267–1272.
- Boone, M.D., Semlitsch, R.D., Little, E.E., Doyle, M.C., 2007. Multiple stressors in amphibian communities: effects of chemical contamination, bullfrogs, and fish. *Ecological Applications*,17(1),291–301.
- Boone, M.D., Davidson, C., Britton, C.M., 2009. Evaluating the impact of pesticides in amphibian declines. *Amphibian decline: diseases, parasites, maladies, and pollution*. Vol. 8 in *Amphibian Biology series*, Ed: Heatwole, H., Williamson, J. Surrey Beatty and Sons, Chipping Norton (UK), (8),3186–3207.
- Borković-Mitić, S. S., Prokić, M. D., Krizmanić, I. I., Mutić, J., Trifković, J., Gavrić, J., Despotović, S.G., Gavrilović, B.R., Radovanović, T.B., Pavlović, S.Z., Saičić, Z. S., (2016). Biomarkers of oxidative stress and metal accumulation in marsh frog (*Pelophylax ridibundus*). *Environmental Science and Pollution Research*, 23(10), 9649-9659.
- Boucek, R.E., Heithaus, M.R., Santos, R., Stevens, P., Rehage, J.S., 2017. Can animal habitat use patterns influence their vulnerability to extreme climate events? An estuarine sportfish case study. *Global Change Biology*, 23(10), 4045-4057.
- Bridges, C.M., 1999. Effects of a pesticide on tadpole activity and predator avoidance behavior. *Journal of Herpetology*, 33(2),303–306.
- Bridges, C.M. and Little, E.E., 2003. Using semipermeable membrane devices (SPMDs) to assess the toxicity and teratogenicity of aquatic amphibian habitats. Multiple stressor effects in relation to declining amphibian populations, Ed: Linder, G., Krest, S., Sparling, D., Little, E. ASTM STP 1443, West Conshohocken (PA), 159-168.
- Broomhall, S.D., Osborne, W.S., Cunningham, R.B., 2000. Comparative effects of ambient ultraviolet-B radiation on two sympatric species of Australian frogs. *Conservation Biological*, 14(2),420–427.
- Bunkley, J.P., McClure, C.J.W., Kleist, N.J., Francis, C.D., Barber, J.R., 2015. Anthropogenic noise alters bat activity levels and echolocation calls. *Global Ecology and Conservation*, 3, 62-71.
- Buxton, R.T., Mckenna, M.F., Mennitt, D., Fristrup, K., Crooks, K., Angeloni, L., Wittemyer, G., 2017. Noise pollution is pervasive in U.S. protected areas. *Science*, 356(6337), 531-533.
- Cajaraville, M.P., Bebianno, M.J., Blasco, J., Porte, C., Sarasquete, C., Viarengo, A., 2000. The use of biomarkers to assess the impact of pollution in coastal environments of the Iberian Peninsula: a practical approach. *Science of the Total Environment*, 247(2–3), 295–311.
- Calfee, R.D., Bridges, C.M., Little, E.E., 2006. Sensitivity of two salamander (*Ambystoma*) species to ultraviolet radiation. *Journal of Herpetology*, 40(1),35–42.
- Campbell, A., 1999. Declines and disappearances of Australian frogs. *Environment Australia, National Workshop on Threatened Frogs*, Canberra.
- Caorsi, V. Z., Both, C., Cechin, S., Antunes, R., Borges-Martins, M., 2017. Effects of traffic noise on the calling behavior of two Neotropical hylid frogs. *PloS one*, 12(8), 1-14.
- Carey, C., 1993. Hypothesis concerning the causes of the disappearance of boreal toads from the mountains of Colorado. *Conservation Biological*,7(2),355–362.
- Carrasco, K.R., Tilbury, K.L., Myers, M.S., 1990. Assessment of the piscine micronuclei test as an in situ biological indicator of chemical contaminant effects. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 47(11), 2123–2136.
- Carvalho, C.S., Utsunomiya, H.S.M., Pasquoto, T., Lima, R., Costa, M.J., Fernandes, M.N., 2016. Blood cell responses and metallothionein in the liver, kidney and muscles of bullfrog tadpoles, *Lithobates catesbeianus*, following exposure to different metals. *Environmental Pollution*,221,445-452

- Chamarthi, R.R., Bangeppagari, M., Gooty, J.M., Mandala, S., Tirado, J.O., Marigoudar, S.R., 2014. Histopathological alterations in the gill, liver and brain of *Cyprinus carpio* on exposure to quinalphos. *American Journal of Life Sciences*, 2 (4), 211-216.
- Christin, M.S., Gendron, A.D., Brousseau, P., Ménard, L., Marcogliese, D.J., Cyr, D., Ruby, S., Fournier, M., 2003. Effects of agricultural pesticides on the immune system of *Rana pipiens* and on its resistance to parasitic infection. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 22(5), 1127–1133.
- Corduk, N., Hacıoglu-Dogru, N., Gul, C., Tosunoglu, M., 2018. Monitoring of micronuclei and nuclear abnormalities in *Pelophylax ridibundus* erythrocytes from the Biga Stream (Canakkale, Turkey). *Fresenius Environmental Bulletin*, 27(1), 147-153.
- Corn, P. and Fogleman, J., 1984. Extinction of montane populations of the northern leopard frog (*Rana pipiens*) in Colorado. *Journal of Herpetology*, 18(2), 147–152.
- Corn, P.S., 2000. Amphibian declines: review of some current hypotheses. *Ecotoxicology of amphibians and reptiles*, Ed: Sparling, D., Linder, G., Bishop, C. SETAC Press, Pensacola (FL), 663–696.
- Couture, P., Rajotte, J.W., 2003. Morphometric and metabolic indicators of metal stress in wild yellow perch (*Perca flavescens*) from Sudbury, Ontario: a review. *Journal of Environmental Monitoring*, 5(2), 216-221.
- Cowman, D.F. and Mazanti, L.E., 2000. Ecotoxicology of “new generation” pesticides to amphibians. *Ecotoxicology of amphibians and reptiles*, Ed: Sparling, D., Linder, G., Bishop, C. SETAC Press, Pensacola (FL), 233–268.
- Crawshaw, G.J., 2000. Diseases and pathology of amphibians and reptiles *Ecotoxicology of amphibians and reptiles*, Ed: Sparling, D., Linder, G., Bishop, C. SETAC Press, Pensacola (FL), 199–232.
- Cunnington, G. M., and Fahrig, L., 2010. Plasticity in the vocalizations of anurans in response to traffic noise. *Acta Oecologica*, 36(5), 463–470.
- Czechura, G. and Ingram, G. 1990. *Taudactylus diurnus* and the case of the disappearing frogs. *Memoirs of the Queensland Museum*, 29(2), 361–365.
- Dane, H., 2018. Karasu Nehri Balık Faunasından Bazı Cyprinidae Türleri Üzerine Biyo-Ekolojik, Toksikolojik ve Histolojik Araştırmalar. Doktora tezi, Atatürk Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü, Erzurum.
- Davidson, C., Benard, M., Shaffer, H., Parker, J., O'Leary, C., Conlon, J., Rollins-Smith, L., 2007. Effects of chytrid and carbaryl exposure on survival, growth and skin peptide defenses in foothill yellowlegged frogs. *Environmental Science & Technology*, 41(5), 1771–1776.
- Davis, A.K., Maney, D.L., Maers, J.C., 2008. The use of leukocyte profiles to measure stress in vertebrates: a review for ecologist. *Functional Ecology*, 22(5), 760–772.
- deMaynadier, P.G. and Hunter, M.L., 1999. Forest canopy closure and juvenile emigration by pool-breeding amphibians in Maine. *Journal of Wildlife Management*, 63(2), 441–450.
- Demirsoy, A., 2005. Omurgalılar (Yaşamın Temel Kuralları), Cilt III / Kısım I. Meteksan Basımevi, 941s, Ankara.
- Dubois, A. and Ohler, A. 1994. Frogs of the subgenus *Pelophylax* (Amphibia, Anura, Genus Rana): a catalogue of available and valid scientific names, with comments on name bearing types, complete synonymies, proposed common names and maps showing all type localities. *Zoologica Polonica*, 39, 139-204.
- Duellman, W.E. and Trueb, E.L., 1994. *Biology of Amphibians*. John Hopkins University Press, 670 p, Baltimore.
- Eastwood, S. and Couture, P., 2002. Seasonal Variations in Condition and Liver Metal Concentrations of Yellow Perch (*Perca flavescens*) from a Metal-contaminated Environment. *Aquatic Toxicology*, 58 (1-2), 43-56.

- Eisemberg, C. C. and Bertoluci, J., 2016. Fluctuating asymmetry in populations of the South American frog *Physalaemus cuvieri* (Leptodactylidae) in areas with different degrees of disturbance. *Journal of Natural History*, 50(23-24), 1503–1511.
- Erhunmwunse, N.O., Ekaye, S.A., Ainerua, M.O., Ewere, E.E., 2014. Histopathological changes in the brain tissue of Africa catfish exposure to glyphosate herbicide. *Journal of Applied Sciences and Environmental Management*, 18 (2), 275-280.
- Falfushinska, H., Loumbourdis, N., Romanchuk, L., Stolyar, O., 2008. Validation of oxidative stress responses in two populations of frogs from Western Ukraine. *Chemosphere*, 73(7),1096–1101.
- Fay, R. R. and Simmons, A. M., 1999. The sense of hearing in fishes and amphibians. *Comparative Hearing: Fish and Amphibians*, Ed: Fay R. R. and Popper, A. N. Springer-Verlag., New York, 269–318.
- Fei, L., Ye, C.Y., Huang, Y.A., Liu, M.Y., 1999. *Atlas of Amphibians of China*. Zhengzhou: Henan Science and Technical Press, 432p, China.
- Fenech, M., 2000. The in vitro micronucleus technique. *Mutation Research*, 455(1-2), 81-95.
- Fort, D.J., Propst, T.L., Stover, E.L., Helgen, J.C., Levey, R.B., Gallagher, K., Burkhart, J.G., 1999. Effects of pond water, sediment, and sediment extracts from Minnesota and Vermont, USA, on early development and metamorphosis of *Xenopus*. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 18(10),2305–2315.
- Frost, D.R., 2018. *Amphibian Species of the World: an Online Reference*. Version 6.0. Electronic Database accessible at <http://research.amnh.org/herpetology/amphibia/index.html>. American Museum of Natural History, New York, USA.
- Gardner, T.A., Barlow, J., Peres, C.A., 2007. Paradox, presumption and pitfalls in conservation biology: the importance of habitat change for amphibians and reptiles. *Biological Conservation*, 138(1-2),166–179.
- Gascon, C., Collins, J.P., Moore, R.D., Church, D.R., McKay, J.E., Mendelson III, J.R., editors., 2007. *Amphibian conservation action plan*. Gland (CH): World Conservation Union (IUCN).
- Gilliom, R.J., 2007. Pesticides in U.S. streams and groundwater. *Environmental Science & Technology*, 41(10),3408–3414.
- Gómez Meda, B.C.,Zamora Pérez, A.L., Luna Aguirre, J.,González Rodríguez, A., Ramos Ibarra, M.L., Torres Bugarín,O., Batista González, C.M., Zúñiga González, G.M., 2006. Nuclear abnormalities in erythrocytes of parrots (*Aratinga canicularis*) related to genotoxic damage. *Avian Pathology*, 35 (3), 206–210.
- Gorzula, S., 1996. The trade in dendrobatid frogs from 1987 to 1993. *Herpetological Review*, 27,116–123.
- Goutte, S., Dubois, A., Legendre, F., 2013. The Importance of Ambient Sound Level to Characterise Anuran Habitat. *Plos one*, 8(10),1-11.
- Grant, E.H.C., Miller, D.A., Schmidt, B.R., Adams, M.J., Amburgey, S.M., Chambert, T., Cruickshank, S.S., Fisher, R.N., Green, D.M., Hossack, B.R., 2016. Quantitative evidence for the effects of multiple drivers on continentalscale amphibian declines. *Scientific Reports*, 23(6),25625.
- Green, D., 2000. How do amphibians go extinct?. *Proceedings of a conference on the biology and management of species and habitats at risk, Kamloops*, Ed: Darling, L.M. BC Ministry of Environment, Lands and Parks, Victoria (BC), 15-19.
- Green, D.M., 2003. The ecology of extinction: population fluctuation and decline in amphibians. *Biological Conservation*, 111(3),331–343.
- Grenat, P.R., Bionda, C.L., Salas, N.E., Martino, A.L., 2009. Variation in erythrocyte size between juveniles and adults of *Odontophrynus americanus*. *Amphibia-Reptilia*, 30(1),41–145
- Guilherme, S., V\_alega, M., Pereira, M.E., Santos, M.A., Pacheco, M., 2008. Erythrocytic nuclear abnormalities in wild and caged fish (*Liza aurata*) along an environmental

- mercury contamination gradient. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 70(3), 411-421.
- Guo, R., Zhang, W., Ai, S., Ren, L., Zhang, Y., 2017. Fluctuating asymmetry rather than oxidative stress in *Bufo raddei* can be an accurate indicator of environmental pollution induced by heavy metals. *Environmental Monitoring and Assessment*, 189(6), 189–293.
- Gül, Ç., Tosunoğlu, M., Erdoğan, D., Özdamar, D., 2011. Changes in the blood composition of some anurans. *Acta Herpetologica*, 6(2), 137–147.
- Gürkan, M., Çetin, A., Hayretdağ, S., 2014. Acute toxic effects of cadmium in larvae of the green toad, *Pseudepidalea variabilis* (Pallas, 1769) (Amphibia: Anura). *Archives of Industrial Hygiene and Toxicology*, 65(3), 301-309.
- Haden, R.L., 1940. Factors affecting the size and shape of the red cell. Blood, heart and circulation, Ed: Moulton, F.R. A.A.A.S. Publication No. 13, Washington, D.C., 27-33.
- Hakkinen, J., Pasanen, S., Kukkonen, J.V.K., 2001. The effects of solar UV-B radiation on embryonic mortality and development in three boreal anurans (*Rana temporaria*, *Rana arvalis* and *Bufo bufo*). *Chemosphere*, 44(3), 441–446.
- Hanski, I., 1994. A practical model of metapopulation dynamics. *Journal of Animal Ecology*, 63(1) 151–162.
- Harris, J. (1963): The red cell. Harward University Press, 848p, Cambridge, Mass.
- Hayes, T., Haston, K., Tsui, M., Hoang, A., Haeffele, C., Vonk, A., 2003. Atrazine-induced hermaphroditism at 0.1 ppb in American leopard frogs (*Rana pipiens*): laboratory and field evidence. *Environmental Health Perspectives*, 111(4), 568–575.
- Hayes, T.B., Case, P., Chui, S., Chung, D., Haeffele, C., Haston, K., Lee, M., Mai, V.P., Marjuoa, Y., Parker, J., Tsui, M., 2006. Pesticide mixtures, endocrine disruption, and amphibian declines: are we underestimating the impact?. *Environmental Health Perspectives*, 114(Suppl 1), 40–50.
- Hayes, T.B., Falso, P., Gallipeau, S., Stice, M., 2010. The cause of global amphibian declines: a developmental endocrinologist's perspective. *The Journal of Experimental Biology*, 213(6), 921–933.
- Hecnar, S. and M'Closkey, R., 1997. Patterns of nestedness and species association in a pond-dwelling amphibian fauna. *Oikos*, 80(2), 371–381.
- Herman, T. and Scott, F., 1992. Assessing the vulnerability of amphibians to climatic warming. Declines in Canadian amphibian populations: designing a national monitoring strategy, Ed: Bishop, C.A., Pettit, K.E. Occasional Paper 76. Canadian Wildlife Service, Ontario, Canada, 46–49.
- Heyer, W., Rand, A., Goncalves da Cruz, C., Peixoto, O., 1988. Decimations, extinctions, and colonizations of frog populations in southeast Brazil and their evolutionary implications. *Biotropica*, 20(3), 230–235.
- Heyer, W.R., Donnelly, M.A., McDiarmid, R.W., Hayek, L-A.C., Foster, M.S., 1994. Measuring and monitoring biological diversity. Standard methods for amphibians. Smithsonian Institution Press, 364p, Washington (DC).
- Heyer, W. and Murphy, J.B., 2005. Declining amphibian populations task force. Amphibian declines. The conservation status of United States species. Berkeley, Ed: Lannoo, M.J. University of California Press, USA, 17–21.
- Hobbs, R.J. and Mooney, H.A., 1998. Broadening the extinction debate: population deletions and additions in California and Western Australia. *Conservation Biology*, 12(2), 271–283.
- Homan, R.N., Windmiller, B.S., Reed, J.M., 2004. Critical thresholds associated with habitat loss for two vernal pool-breeding amphibians. *Ecological Applications*, 14(5), 1547–1553.
- Houck, A. and Sessions, S.K., 2006. Could atrazine affect the immune system of the frog, *Rana pipiens*?. *BioOne Complete*, 77(4), 107–112.

- Houlahan, J.E., Findlay, C.S., Schmidt, B.R., Meyers, A.H., Kuzmin, S.L., 2000. Quantitative evidence for global amphibian population declines. *Nature*, 404(6779), 752–755.
- IUCN (International Union for the Conservation of Nature), 2020. 2020 red list of threatened animals. <https://www.iucnredlist.org/> (23.11.2020).
- Jancovich, J.K., Davidson, E.W., Parameswaran, N., Mao, J., Chinchar, V.G., Collins, J.P., Jacobs, B.L., Storfer, A., 2005. Evidence for emergence of an amphibian iridoviral disease because of human-enhanced spread. *Molecular Ecology*, 14(1), 213–224.
- Jelodar, H. T. and H. Fazli, 2012. Monthly changes in condition, hepatosomatic index and bioavailability in frogs (*Rana ridibunda*). *Research Journal of Biology*, 2(2), 9-14.
- Jha, A.N., 2008. Ecotoxicological applications and significance of the comet assay. *Mutagenesis*, 23(3), 207–221.
- Johnson, P.T.J., Lunde, K.B., Zelmer, D.A., Werner, J.K., 2003. Limb deformities as an emerging parasitic disease in amphibians: evidence from museum specimens and resurvey data. *Conservation Biology*, 17(6), 1724–1737.
- Karamete, T., 2008. Konya katı atık depolama sahası sızıntı sularının toksisitesinin değerlendirilmesi. Yüksek Lisans Tezi, Selçuk Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü, Konya.
- Karapetyan, A. F., Grigoryan, A. B., Jivanyan, K. A., 2011. Morphofunctional features of the liver and spleen of the marsh frog (*Rana ridibunda*), inhabiting the river Razdan. *Biological Journal of Armenia*, 1 (63), 14-17.
- Khuda-Bukhsh, A.R., Chakrabarti, J., Mallick, P., Mohanty, K.C., 1998. Genotoxic studies in natural populations of fish as an indicator of aquatic pollution in the Hooghly Matlah estuary system. In: *Waste Recycling and Resource Management in the Developing World*, Proc. Int. Conf. Ecol. Eng. Science City, Calcutta, 23-27.
- Kiesecker, J.M., Blaustein, A.R., Belden, L.K., 2001. Complex causes of amphibian population declines. *Nature*, 410(6829), 681–684.
- Korkut, A.Y., Kop, A., Demirtaş, N., Cihaner, A., 2007. Balık beslemede gelişim performansının izlenme yöntemleri. *E.Ü. Su Ürünleri Dergisi*, 24 (1-2), 201-205.
- Krishnamurthy, S.V. and Hussain, S.A., 2004. Distribution of amphibian species in Kudremukh National Park (Western Ghats, India) in relation to mining and related habitat changes. *Herpetological Journal*, 14(3), 129–135.
- Kurt, M.A., 2010. Deliçay ve Tarsus Çayı (Mersin) arasında kalan alandaki toprak profillerinin mineralojisi, toprak ve su kirliliğinin araştırılması. Doktora Tezi, Mersin Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü, Mersin.
- Kuru, M., 2004. Omurgalı Hayvanlar. Palme Yayıncılık, 841 s, Ankara,.
- Kusrini, M. and Alford, R.A., 2006. Indonesia's exports of frogs' legs. *TRAFFIC Bull*, 21, 1324.
- Kuzmin, S.L., 1999. *The Amphibians of the Former Soviet Union*. Pensoft, 538p, Sofia-Moscow.
- Kuzmin, S., Tarkhnishvili, D., Ishchenko, V., Dujsebayeva, T., Tuniyev, B., Papenfuss, T., Beebe, T., Ugurtas, I.H., Sparreboom, M., Rastegar-Pouyani, N., MousaDisi, A.M., Anderson, S., Denoël, M., Andreone, F. (2009). *Pelophylax ridibundus*. IUCN 2012. *IUCN Red List of Threatened Species*. Version 3.1. <http://www.iucnredlist.org/details/58705/0>.
- La Marca, E., Lips, K.R., Lotters, S., Puschendorf, R., Ibanez, R., Rueda-Almonacid, J.V., Schulte, R., Marty, C., Castro, F., Manzanilla-Puppo, J., Garcia-Perez, J.E., Bolanos, F., Chaves, G., Pounds, J.A., Toral, E., Young, B.E., 2005. Catastrophic population declines and extinctions in neotropical harlequin frogs (Bufonidae: *Atelopus*). *Biotropica*, 37(2), 190–201.
- Lada, G. A., Lyovin, A. N., Artyomova, L. V., Rybkina, N. S., 2012. On the evaluation of environmental condition by the level of fluctuating asymmetry in anuran amphibian of lake frog (*Rana ridibunda*) as an example. *Principles of the Ecology*, 3(3), 82-88.

- Lajmanovich, R.C., Cabagna-Zenkhusen, M.C., Attademo, A.M., Junges, C.M., Peltzer, P.M., Bass\_o, A., Lorenzatti, E., 2014. Induction of micronuclei and nuclear abnormalities in tadpoles of the common toad (*Rhinella arenarum*) treated with the herbicides Liberty® and glufosinate-ammonium. *Mutation Research/Genetic Toxicology and Environmental Mutagenesis*, 769, 7-12.
- Linder, G., Woodward, D.F., Pascoe, G., 2002. Baseline ecological risk assessment for aquatic, wetland, and terrestrial habitats along the Clark Fork River, Montana. *Handbook of ecotoxicology*, Ed: Hoffman, D.J., Rattner, B.A., Burton, Jr. G.A., Cairns, Jr. J.C. Lewis Publishers, Boca Raton (FL), 833–852.
- Linzey, D.W., Burroughs, J., Hudson, L., Marini, M., Robertson, J., Bacon, J.P., Nagarkatti, M., Nagarkatti, P.S., 2003. Role of environmental pollutants on immune functions, parasitic infections and limb malformations in marine toads and whistling frogs from Bermuda. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 13(2), 125–148.
- Loumbourdis, N. S. and D. Wray, 1998. Heavy metal concentration in the frog *Rana ridibunda* from a small river of Macedonia, Northern Greece. *Environment International*, 24(4), 427-431.
- Loumbourdis, N. S., Theodoropoulou, V., Kalmandi, D., Kostaropoulos, I., 2005. Tissue distribution and metallothionein levels in chromium (Cr) and cadmium+chromium (Cd+Cr) exposed frogs *Rana ridibunda*. *Ecotoxicology*, 14, 439-447.
- Mahapatra, B., Das, M., Dutta, S., Mahapatra, P., 2012. Hematology of Indian tree frog *Polypedates maculatus* Gray, 1833 (Anura: *Rhacophoridae*). *Comparative Clinical Pathology*, 21(4), 453–460.
- Manning, M. and Horton, J., 1982. RES structure and function of the Amphibia. The reticuloendothelial system: a comprehensive treatise. Plenum Press, 748p, New York-London.
- Marques, S.M., Antunes, S.C., Pissarra, H., Pereira, M.L., Gonçalves, F., Pereira, R., 2009. Histopathological changes and erythrocytic nuclear abnormalities in Iberian green frogs (*Rana perezi* Seoane) from a uranium mine pond. *Aquat Toxicology*, 91(2), 187–195.
- Marques, A., Custódio, M., Guilherme, S., Gaivão, I., Santos, M.A., Pacheco, M., 2014. Assessment of chromosomal damage induced by a deltamethrin-based insecticide in fish (*Anguilla anguilla* L.) - a follow-up study upon exposure and post-exposure periods. *Pesticide Biochemistry and Physiology*, 113, 40-46.
- Markowski, J., 1993. Fluctuating asymmetry as an indicator for differentiation among roe deer *Capreolus capreolus* populations. *Acta Theriologica*, 38 (Suppl. 2), 7-19.
- Marsh, D.M., 2001. Fluctuations in amphibian populations: a meta-analysis. *Biological Conservation*, 101(3), 327-335.
- Marsh, D.M. and Trenham, P.C., 2001. Metapopulation dynamics and amphibian conservation. *Conservation Biological*, 15(1), 40–49.
- Matsumoto, S.T., Mantovani, M.S., Malagutti, M.I.A., Dias, A.L., Fonseca, I.C. and Marin Morales, M.A., 2006. Genotoxicity and mutagenicity of water contaminated with tannery effluents, as evaluated by the micronucleus test and comet assay using the fish *Oreochromis niloticus* and chromosome aberrations in onion root tips. *Genetics and Molecular Biology*, 29 (1), 148-158.
- McDaniel, T.V., Martin, P.A., Struger, J., Sherry, J., Marvin, C.H., McMaster, M.E., Clarence, S., Tetreault, G., 2008. Potential endocrine disruption of sexual development in free ranging male northern leopard frogs (*Rana pipiens*) and green frogs (*Rana clamitans*) from areas of intensive row crop agriculture. *Aquat Toxicology*, 88(4), 230–242.
- McDiarmid, R. and Mitchell, J.C., 2000. Diversity and distribution of amphibians and reptiles. *Ecotoxicology of amphibians and reptiles*, Ed: Sparling, D.W., Linder, G., Bishop, C.A. SETAC Press, Pensacola (FL), 15–70.

- McGregor, P.K., Horn, A.G., Leonard, M.L., Thomsen, F., 2013. Anthropogenic Noise and Conservation. *Animal Communication and Noise*, Ed: Brumm, H. Springer, Berlin, Heidelberg, 409-444.
- Medina, M.F., Gonzalez, M.E., Klyver, S.M.R., Aybar Odstrcil, I.M., 2016. Histopathological and biochemical changes in the liver, kidney, and blood of amphibians intoxicated with cadmium. *Turkish Journal of Biology*, 40, 229–238.
- Meesawat, S., Kitana, N., Kitana, J., 2016. Hematology of wild caught *Hoplobatrachus rugulosus* in Northern Thailand. *Asian Herpetological Research*, 7(2), 131–138.
- Mineeva, O.V. and Mineev, A.K., 2011. Disorders of blood leukocyte formula in the lake frog of the Saratov reservoir. *State University of Nizhny Novgorod*, 2(2), 94–97.
- Misyura, A. N., Marchenkovskaya, A. A., Chernyshenko, S. V., 2008. Characteristic of indices of microelements accumulation in Amphibians from biotopes being under influence of different industrial wastes. *Proceedings of the Ukrainian Herpetological Societ*, Ed: Pisanets, E. M. *Zoomuseum NMNH NAS of Ukraine*, Kyiv, 47-54.
- Mohammadi, Z., Khajeh, A., Ghorbani, F., Kami, H. G., (2015). A biosystematic study of new records of the marsh frog *Pelophylax ridibundus* (Pallas, 1771) (Amphibia: Ranidae) from the southeast of Iran. *Journal of Asia-Pacific Biodiversity*, 8(2), 178-182.
- Møller, A. P., and Swaddle, J. P., 1997. Asymmetry, developmental stability and evolution. Oxford University Press, 304 p, UK.
- Nagle, R.D., Rowe, C.L., Congdon, J.D., 2001. Accumulation and selective maternal transfer of contaminants in the turtle *Trachemys scripta* associated with coal ash deposition. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 40(4), 531–536.
- Narins, P. M., Stoeger-Horwath, A., O’Connell-Rodwell, C., 2016. Infrasound and seismic communication in the vertebrates with special emphasis on the Afrotheria: An update and future directions. *Vertebrate Sound Production and Acoustic Communication*, Ed: Suthers, R. A., Fitch, W. T., Fay, R. R., Popper, A. N. Springer-Verlag., New York, 191–228.
- Nikashin, I. A., 2005. Assessment of the developmental stability of the Voronezh River in the marsh frog. *Prob. Nat. Sci.*, 13, 24-26.
- Özdemir, Z.K., 2014. Kocabaş Çayındaki (Çanakkale) evsel ve endüstriyel kirliliğin tatlı su kefali (*Leuciscus cephalus* L., 1758) üzerindeki etkilerinin biyomarkırlar kullanılarak araştırılması. Yüksek Lisans Tezi, Çanakkale Onsekiz Mart Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü, Çanakkale.
- Özeti, N., Yılmaz, İ ., 1994. Türkiye Amfibileri, Ege Üniversitesi Fen Fakültesi Kitaplar Serisi, 151: 221 s, Bornova/İzmir.
- Özgül, C. N., KURTUL, D., Çiğdem, G. Ü. L., 2020. Haematological and Genotoxicological Research on *Pelophylax ridibundus* and *Bufo variabilis* Living Around the Çan (Çanakkale, Turkey). *Turkish Journal of Bioscience and Collections*, 4(2), 105-111.
- Pahkala, M., Laurila, A., Merila, J., 2001. Carry-over effects of ultraviolet-B radiation on larval fitness in *Rana temporaria*. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 268(1477), 1699–1706.
- Palis, J.G., Aresco, M.J., Kilpatrick, S., 2006. Breeding biology of a Florida population of *Ambystoma cingulatum* (Flatwoods salamander) during a drought. *Southeastern Naturalist*, 5(1), 1–8.
- Palmer, A. R., 1994. Fluctuating asymmetry analyses: A primer. *Instability: Its Origins and Evolutionary Implications*, Ed; Markow, T. A. Dordrecht publishing, Kluwer, 335-364.
- Pandian, T. and Marian, M., 1986. Production and utilization of frogs: an ecological view. *Proceedings – Animal Sciences*, 95(3), 289–301.

- Papadimitriou, E. A. and Loumbourdis, N. S., 2003. Copper kinetics and hepatic metallothionein levels in the frog *Rana ridibunda*, after exposure to CuCl<sub>2</sub>. *BioMetals*, 16(2), 271-277.
- Parra, G., Brown, R., Hanken, J., Hedges, B., Heyer, R., Kuzmin, S., Lavilla, E., Lotters, S., Pimenta, B., Richards, S., Rodel, M.O., de Sa, R.O., Wake, D., 2007. Systematics and conservation. Amphibian conservation action plan, Ed: Gascon, C., Collins, J.P., Moore, R.D., Church, D.R., McKay, J.E., Mendelson, J.R. Gland (CH): World Conservation Union (IUCN), 45-48.
- Parsons, P. A., 1990. Fluctuating asymmetry: an epigenetic measure of stress. *Biological Reviews*, 65(2), 131-145.
- Pauly, D., 1983. Some simple methods for the assessment of tropical fish stocks. FAO Fisheries Technical Paper. FAO, 52 p, Rome.
- Păunescu, A. and Ponepal, C. M., 2011. Effect of Roundup herbicide on physiological indices in marsh frog *Pelophylax ridibundus*. *Scientific Papers UASVM Bucharest, Series A*, 54, 269-274.
- Pechmann, J., Scott, D., Semlitsch, R., Caldwell, J., Vitt, L., Gibbons, J., 1991. Declining amphibian populations: the problem of separating human impacts from natural fluctuations. *Science*, 253(5022), 892-895.
- Peltzer, P.M., Lajmanovich, R.C., Attademo, A.M., Junges, C.M., Cabagna-Zenklusen, M.C., Repetti, M.R., Sigríst-Beldoménico, H., 2013. Effect of exposure to contaminated pond sediments on survival, development, and enzyme and blood biomarkers in veined treefrog (*Trachycephalus typhonius*) tadpoles. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 98, 142-151.
- Perotti, M.G. and Diegeuz, M.D., 2006. Effect of UV-B exposure on eggs and embryos of Patagonian anurans and evidence of photoprotection. *Chemosphere*, 65(11), 2063-2070.
- Peskova, T. Y. and Zhukova, T. I., 2007. The usage of amphibians for bio-indication of water pollution. *Science Kuban*, 2, 22-25.
- Peskova, T. Yu. and Zhelev, Zh. M., 2009. Comparative assessment of population variability of marsh frog *Rana ridibunda* from reservoirs in Bulgaria. *Problems of contemporary science and practice*, 3, 16-23.
- Peskova, T. Yu. and Zhukova, T. I., 2009. Level of fluctuating asymmetry of kindred species of amphibian at synanthropic dwelling in mountain ponds of Caucasus. *Animal World of mountain areas*, Ed: Rožnov, V. V. KMK Scientific Press Ltd, Nalchik, 406-411.
- Peskova, T. Yu., Zhukova, T. I., Velichko, T. S., 2011. Fluctuating asymmetry of marsh frog and green toad. *Problems of Herpetology, Proceedings of the 4th Meeting of the Nikolsky Herpetological Society*, Ed: Ananjeva, N. B. Russian Collection publishing, Saint-Petersburg, 219-223.
- Polak, M., 2003. Developmental Instability: Causes and Consequences. University Press, 442 p, New York and Oxford, Great Britain.
- Pollo, F.E., Bionda, C.L., Salinas, Z.A., Salas, N.E., Martino, A.L., 2015. Common toad *Rhinella arenarum* (Hensel, 1867) and its importance in assessing environmental health: test of micronuclei and nuclear abnormalities in erythrocytes. *Environmental Monitoring and Assessment*, 187(9), 581.
- Pollo, F.E., Grenat, P.R., Otero, M.A., Salas, N.E., Martino, A.L., 2016. Assessment in situ of genotoxicity in tadpoles and adults of frog *Hypsiboas cordobae* (Barrio 1965) inhabiting aquatic ecosystems associated to fluorite mine. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 133, 466-474.
- Pollo, F. E., Grenat, P. R., Otero, M. A., Babini, S., Salas, N. E., Martino, A. L., 2019. Evaluation in situ of genotoxic and cytotoxic response in the diploid/polyploid complex *Odontophrynus* (Anura: *Odontophrynidae*) inhabiting agroecosystems. *Chemosphere*, 216, 306-312.

- Pounds, J. and Crump, M., 1994. Amphibian declines and climate disturbance: the case of the golden toad and the harlequin frog. *Conservation Biology*, 8(1), 72–85.
- Pounds, J.A., Fogden, M.P.L., Savage, J.M., Gorman, G.C., 1997. Tests of null models for amphibian declines on a tropical mountain. *Conservation Biology*, 11(6), 1307–1322.
- Pyle, G.G., Rajotte, J.W., Couture, P., 2005. Effects of industrial metals on wild fish populations along a metal contamination gradient. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 61(3), 287–312.
- Qureshi, I. Z., Kashif, Z., Hashmi, M. Z., Su, X., Malik, R. N., Ullah, K., Hu, J., Dawood, M., 2015. Assessment of heavy metals and metalloids in tissues of two frog species: *Rana tigrina* and *Euphlyctis cyanophlyctis* from industrial city Sialkot, Pakistan. *Environmental Science and Pollution Research*, 22(18), 14157–14168.
- Raghunath, S., Veerabhadrapa, C. M., & Krishnamurthy, S. V. B., 2017. Nuclear abnormalities in erythrocytes of frogs from wetlands and croplands of Western Ghats indicate environmental contaminations. *Journal of Tropical Life Science*, 7(3), 208–212.
- Ray, M.R., Basu, C., Mukherjee, S., Roychowdhury, S., Lahiri, T., 2005. Micronucleus frequencies and nuclear anomalies in exfoliated buccal epithelial cells of firefighters. *International Journal of Human Genetics*, 5 (1), 45–48.
- Ray, D.K., Mueller, N.D., West, P.C., Foley, J.A., 2013. Yield trends are insufficient to double global crop production by 2050. *PLoS ONE*, 8(6), 66428.
- Relyea, R.A., Schoeppner, N.M., Hoverman, J.T., 2005. Pesticides and amphibians: the importance of community context. *Ecological Applications*, 15(4), 1125–1134.
- Resmi Gazete, 2015. Yerüstü Su Kalitesi Yönetmeliği. Sayı: 29327.
- Rohr, J.R., Sager, T., Sesterhenn, T.M., Palmer, B.D., 2006. Exposure, postexposure, and density-mediated effects of atrazine on amphibians: breaking down net effects into their parts. *Environmental Health Perspectives*, 114(1), 46–50.
- Rowley, J.J.L., Chan, S.K.F., Tang, W.S., Speare, R., Skerratt, L.F., Alford, R.A., Cheung, K.S., Ho, C.Y., Campbell, R., 2007. Survey for the amphibian chytrid *Batrachochytrium dendrobatidis* in Hong Kong in native amphibians and in the international amphibian trade. *Diseases of Aquatic Organisms*, 78(2), 87–95.
- Salinas, Z.A., Salas, N.E., Baraquet, M., Martino, A.L., 2015. Biomarcadores hematológicos del sapo común *Bufo (Rhinella) arenarum* en ecosistemas alterados de la provincia de Córdoba hematologic biomarkers of the common toad *Bufo arenarum* in alteredecosystem of Córdoba province. *Acta Toxicológica Argentina*, 23(1), 25–35.
- Saqib, Q., Al-Khedhairi, A.A., Siddiqui, M.A., Abou-Tarboush, F.M., Azam, A., Musarrat, J., 2012. Titanium dioxide nanoparticles induced cytotoxicity, oxidative stress and DNA damage in human amnion epithelial (WISH) cells. *Toxicology in Vitro*, 26 (2), 351–361.
- Schätti, B. and Gasperetti, J., 1994. A contribution to the herpetofauna of Southwest Arabia. *Fauna of Saudi Arabia*, 14, 348–423.
- Schlaepfer, M., Hoover, C., Dodd, C.K., 2005. Challenges in evaluating the impact of the trade in amphibians and reptiles on wild populations. *Bioscience*, 55(3), 256–264.
- Seigel, R.A., Dinsmore, A., Richter, S.C., 2006. Using well water to increase hydroperiod as a management option for pond-breeding amphibians. *Wildlife Society Bulletin*, 34(4), 1022–1027.
- Shaapera, U., Nnamonu, L. A., Eneji, I. S., 2013. Assessment of heavy metals in *Rana esculenta* organs from River Guma, Benue State Nigeria. *American Journal of Analytical Chemistry*, 4(9), 496–500.
- Shoemaker, V.H., Hillman, S.S., Hillyard, S.D., Jackson, D.C., McClanahan, L.L., Withers, P.C., Wygoda, M.L., 1992. Exchange of water, ions, and respiratory gases in terrestrial amphibians. *Environmental physiology of the amphibians*, Ed: Feder, M.E. and Burggren, W.W. University of Chicago Press, Chicago, 125–150.

- Sih, A., Bell, A.M., Kerby, J.L., 2004. Two stressors are far deadlier than one. *Trends in Ecology and Evolution*, 19(6), 274–276.
- Simmons, A. M. and Narins, P. M., 2018. Effects of anthropogenic noise on amphibians and reptiles. In *Effects of anthropogenic noise on animals*, Springer, New York, 179-208.
- Sinha, R.C., 1983. Hematological studies on the prewintering and wintering frog *Rana esculenta*. *Comparative biochemistry and physiology a-molecular & integrative physiology*, 74(2), 311–314.
- Sinsch, U., 1990. Migration and orientation in anuran amphibians. *Ethology, Ecology and Evolution*, 2(1), 65–79.
- Sinsch, U. and Schneider, H., 1999. Taxonomic reassessment of Middle Eastern water frogs: Morphological variation among populations considered as *Rana ridibunda*, *R. bedriagae* or *R. levantina*. *Journal of Zoological Systematics and Evolutionary Research*, 37(2), 67-74.
- Sinsch, U., 2006. Orientation and navigation in amphibia. *Marine and Freshwater Behaviour and Physiology*, 39(1), 65–71.
- Sisman, T., Askin, H., Turkez, H., Ozkan, H., Incekara, U., Colak, S., 2015. Determination of Nuclear Abnormalities in Peripheral Erythrocytes of the Frog *Pelophylax ridibundus* (Anura: Ranidae) sampled from Karasu River Basin (Turkey) for Pollution Impacts. *Journal of Limnology and Freshwater Fisheries Research*, 1(2), 75-81.
- Sjogren-Gulve, P., 1991. Extinction and isolation gradient in metapopulations: the case of the pool frog (*Rana lessonae*). *Biological Journal of the Linnean Society*, 42(1-2), 135–147.
- Sjogren-Gulve, P., 1994. Distribution and extinction patterns within a northern metapopulation of the pool frog, *Rana lessonae*. *Ecology*, 75(5), 1357–1367.
- Skelly, D.K., Werner, E.E., Cortwright, S.A., 1999. Long-term distributional dynamics of a Michigan amphibian assemblage. *Ecology*, 80(7), 2326–2337.
- Skerratt, L., Berger, L., Speare, R., Cashins, S., McDonald, K.R., Phillott, A.D., Hines, H.B., Kenyon, N., 2007. Spread of chytridiomycosis has caused the rapid global decline and extinction of frogs. *Ecohealth*, 4(2), 125–134.
- Solak, C.N., 2009. Bazı akuatik organizmalara bağlı olarak Felent Çayı (Porsuk-Kütahya)'ndaki kirliliğin tespiti. Doktora Tezi, Dumlupınar Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü, Kütahya.
- Sönmez, A.Y., Hisar, O., Yanık, T., 2012. Karasu Irmağında ağır metal kirliliğinin tespiti ve su kalitesine göre sınıflandırılması. *Atatürk Üniversitesi Ziraat Fakültesi Dergisi*, 43 (1), 69-77.
- Sönmez, A.Y., Haşiloğlu, S., Hisar, O., Aras Mehan, H.N., Kaya, H., 2013. Karasu Nehri (Türkiye) ağır metal kirliliği için su kalite sınıflandırılmasının bulanık mantık ile değerlendirilmesi. *Ekoloji*, 22(87), 43-50.
- Sparling, D.W., Fellers, G.M., McConnell, L.L., 2001. Pesticides and amphibian population declines in California, USA. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 20(7), 1591–1959.
- Sparling, D. W., Linder, G., Bishop, C. A., Krest, S. (Eds.), 2010. *Ecotoxicology of amphibians and reptiles*. CRC Press, 944p, USA.
- Spirina, E.V., 2009. Morphophysiological adaptations in *Rana ridibunda* Pall. under the influence of pollution. *Bulletin of the Altai State Agrarian University*, 12 (62), 64-68.
- Stolyar, O. B., Loumbourdis, N. N., Falfushinska, H. L., Romanchuk, L. D., 2008. Comparison of metal bioavailability in frogs from urban and rural sites of Western Ukraine. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 54(1), 107-113.
- Storfer, A., Alfaro, M.E., Ridenhour, B.J., Jancovich, J.K., Mech, S.G., Parris, M.J., Collins, J.P., 2007. Phylogenetic concordance analysis shows an emerging pathogen is novel and endemic. *Ecology Letters*, 10(11), 1075–1083.

- Stuart, S.N., Chanson, J.S., Cox, N.A., Young, B.E., Rodrigues, A.S.L., Fischman, D.L., Walter, R.W., 2004a. Status and trends of amphibian declines and extinctions worldwide. *Science*, 306(5702), 1783–1786.
- Stuart, S.N., Chanson, J.S., Cox, N.A., Young, B.E., Rodrigues, A.S.L., Fischman, D.L., Walter, R.W., 2004b. Supporting online material for status and trends of amphibian declines and extinctions worldwide. Available from: <http://www.sciencemag.org/cgi/content/full/sci;1103538/DC1>.
- Sun, J. W. C. and Narins, P. M., 2005. Anthropogenic sounds differentially affect amphibian call rate. *Biological Conservation*, 121(3), 419–427.
- Sura, P., Wrobel, M., Bronowicka, P., 2006. Season dependent response of the marsh frog (*Rana ridibunda*) to cadmium exposure. *Folia Biologica (Krakow)*, 54(3-4), 159-165.
- Şişman, T., Keskin, M.Ç., Dane, H., Adil, Ş., Geyikoğlu, F., Çolak, S., Canpolat, E., 2021. Marsh frog (*Pelophylax ridibundus*) as a bioindicator to assess pollution in an agricultural area. *Pakistan Journal of Zoology*, 53(1), 337-349.
- Tennessen, J.B., Parks, S.E., Langkilde, T., 2014. Traffic noise causes physiological stress and impairs breeding migration behaviour in frogs. *Conservation Physiology*, 2(1), 1-8.
- Thammachoti, P., Khonsue, W., Kitana, J., Varanusupakul, P., 2012. Morphometric and gravimetric parameters of the rise frog *Fejervarya limnocharis* living in areas with different agricultural activity. *Journal of Environmental Protection*, 3(10), 1403–1408.
- Toktamyssova, Z. S., 2005. Morphophysiological indicators of the marsh frog populations exposed to anthropogenic impact. *Biodiversity and Role of Zoocenosis in Natural and Anthropogenic Ecosystems*, Ed: A. E. Pakhomov, A.E. Dnipropetrovsk National University publishing, Dnipropetrovsk, 380-381.
- Toroğlu, E., Toroğlu, S., Alaeddinoğlu, F., 2006. Aksu Çayı'nda (Kahramanmaraş) akarsu kirliliği. *Coğrafi Bilimler Dergisi*, 4 (1), 93-103.
- Trenham, P.C., Koenig, W.D., Mossman, M.J., Stark, S.L., Jagger, L.A., 2003. Regional dynamics of wetland-breeding frogs and toads: turnover and synchrony. *Ecological Applications*, 13(6), 1522–1532.
- Tyler, M. J., 1997. The Action Plan for Australian Frogs. Environment Australia, 77p, Canberra.
- Tyler, M., Wassersug, R., Smith, B., 2007. How frogs and humans interact: influences beyond habitat destruction, epidemics and global warming. *Applied Herpetology*, 4(1), 1–18.
- [USEPA] US Environmental Protection Agency. 2002. Methods for evaluating wetland condition: study design for monitoring wetlands. EPA-822-R-02-015. Washington (DC): Office of Water, US Environmental Protection Agency.
- Ustyuzhanina, O. A. and Streltsov, A. B., 2001. Comparative evaluation on the basis of the stability of the development of grass (*Rana temporaria*) and lake (*R. ridibunda*) frogs. *Problems of Herpetology: Proceedings of the 1th Meeting of the Nikolsky Herpetological Society - Pushchino, Moscow*, Ed: Ananjeva, N.B. Saint-Petersburg State University Publishing House, St. Petersburg, 296-298.
- Valbona, A., Adiola, B., Eldores, S., Alketa, G., 2012. Effects of pollution on amphibian blood parameters (Ranidae: *Rana balcanica* & *Rana lessonae*) from the Albania's coastal zone. *Conference: International conference MarCoastEcos*, 1, 207-213
- Vasiliev, A. G. and Vasilieva, I. A., 2009. Phenogenetic monitoring of plant and animal impact populations under anthropogenic environment press. *Bull. Belgorod Univ. (Natur. Sci.)*, 3, 1-12.
- Vélez, A., Schwartz, J.J., Bee, M.A., 2013. Anuran Acoustic Signal Perception in Noisy Environments. *Animal Communication and Noise*, Ed: Brumm, H. Springer, Berlin, Heidelberg, 133±185.
- Venturino, A., Rosenbaum, E., Caballero de Castro, A., Anguiano, O.L., Gauna, L., Fonovich de Schroeder, T., Pechen de D'Angelo, A.M., 2003. Biomarkers of effect in toads and frogs. *Biomarkers*, 8(3-4), 167–186.

- Wei, J., Li, Y.Y., Wei, L., Ding, G.H., Fan, X.L., Lin, Z.H., 2015. Evolution of erythrocyte morphology in amphibians (Amphibia: *Anura*). *Zoologia*, 32(5), 360–370.
- Werner, E.E., Yurewicz, K.L., Skelly, D.K., Relyea, R.A., 2007. Turnover in an amphibian metacommunity: the role of local and regional factors. *Oikos*, 116(10), 1713–1725.
- Whitfield, S.M., Bell, K.E., Philippi, T., Sasa, M., Bolanos, F., Chaves, G., Savage, J.M., Donnelly, M.A., 2007. Amphibian and reptile declines over 35 years at La Selva, Costa Rica. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 104(20), 8352–8356.
- Whittaker, K., Koo, M.S., Wake, D.B., Vredenburg, V.T., 2013. Global declines of amphibians. *Encyclopedia of biodiversity*, second edition, Ed: Levin, S.A. Academic Press, Waltham, 691–699.
- Williams, S., Bolitho, E., Fox, S., 2003. Climate change in Australian tropical rainforests: an impending environmental catastrophe. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 270(1527), 1887–1892.
- Wintrobe, M.M., 1933. Variations in the size and haemoglobin concentration of erythrocytes in the blood of various vertebrates. *Folia Haematologie*, 51, 32–49.
- Woinarski, J.C.Z., McCosker, J.C., Gordon, G., Lawrie, B., James, C., Augusteyn, J., Slater, L., Danvers, T., 2006. Monitoring change in the vertebrate fauna of central Queensland, Australia, over a period of broad-scale vegetation clearance, 1973–2002. *Wildlife Research*, 33(4), 263–274.
- Wojtaszek, J. and Adamowicz, A., 2003. Haematology of the fire-bellied toad, *Bombina bombina* L. *Comparative Clinical Pathology*, 12(3), 129–134.
- Zakharov, V. M., 1992. Population phenogenetic: analysis of developmental stability in natural populations. *Acta Zoologica Fennica*, 191, 7–30.
- Zakharov, V. M., Baranov, A. S., Borisov, V. I., Valetsky, A. V., Kryazheva, N. G., Chistyakova, E. K., Chubinishvili A. T., 2000a. *Health of Environment: Methods of Assessment*. Center for Russian Environmental Policy, Moscow, Russia, 234.
- Zakharov, V. M., Chubinishvili, A. T., Dmitriev, S. G., Baranov, A. S., Borisov, V. I., Valetsky, A. V., Krysanov, E. Y., Kryazheva, N. G., Pronin, A. V., Chistyakova, E. K., (2000b). *Health of Environment: Practice of the Assessment*. Center for Environmental Policy, Moscow, Russia, 285.
- Zakharov, V. M., 2001. Ontogeny and population (the stability of development and population variability). *Ecology*, 3, 177–191.
- Zaripova, F. F., Faisulin, A. I., Yumagulova, G. R., 2009. Heavy metal content in the liver of the marsh frog *Rana ridibunda* Pallas, 1771 Bashkir Zauralye. *Bulletin of the Orenburg State University*, 6, 145–146.
- Zaripova, F. F. and Fayzulin, A. I., 2012. Characteristic of morphophysiological parameters of population of the marsh frog *Rana ridibunda* (Anura, Amphibia) in urban areas in the republic of Bashkortostan. *Proceedings of the Samara Scientific Center of Russian Academy of Sciences*, 14 (5), 145–149.
- Zhelev, Zh. M. and Mollov, I. A., 2004. A study on some basic morphological parameters in *Rana ridibunda* (Amphibia, Anura) from anthropogenically influenced areas. *Scientific Studies of the University of Plovdiv, Biology, Animalia*, 40 (6), 137–152.
- Zhelev, Z.M., Angelov, M.V., Mollov, I.A., 2006. A study of some metric parameters of the erythrocytes in *Rana ridibunda* (Amphibia: Anura) derived from an area of highly developed chemical industry. *Acta Zoologica Bulgarica*, 58(2), 235–244.
- Zhelev, Zh. M. and Peskova, T. Yu., 2010. Fluctuating asymmetry in fire-bellied toad *Bombina bombina* Linnaeus, 1761 (Amphibia: Anura: Discoglossidae) at the southern border of the species habitat. *Problems of study and preservation of vertebrate in anthropogenic reservoirs*, Ed: Spiridonov, S. N. Progress, Saransk, 45–49.
- Zhelev, Z. M., Popgeorgiev, G. S., Georgieva, Z. K., 2013a. Ecological status of the river Sazliyka and its tributaries (Southern Bulgaria) as indicated by developmental stability

- of *Pelophylax ridibundus* (Amphibia: Ranidae). Acta Zoologica Bulgarica, 65(3), 371–380.
- Zhelev, Z. M., Popgeorgiev G. S., Angelov M. V., 2013b. Investigating the changes in the morphological content of the blood of *Pelophylax ridibundus* (Amphibia: Ranidae) as a result of anthropogenic pollution and its use as an environmental bioindicator. Acta Zoologica Bulgarica, 65(2), 187–196.
- Zhelev, Z., Arnaudov, A., Boyadzhiev, P., 2014a. Colour polymorphism, sex ratio and age structure in the populations of *Pelophylax ridibundus* and *Pseudepidalea viridis* (Amphibia: Anura) from anthropogenically polluted biotopes in southern Bulgaria and their usage as bioindicators. Trakia Journal of Sciences, 12(1), 1.
- Zhelev, Z. M., Popgeorgiev, G. S., Georgieva, Z. K., 2014b. Fluctuating Asymmetry in the Populations of *Pelophylax ridibundus* and *Pseudepidalea viridis* (Amphibia: Anura) in the Region of the Lead and Zinc Plant “Kardzhali” (South Bulgaria). Acta Zoologica Bulgarica, 66(1), 83–87.
- Zhelev, Z. M., Popgeorgiev, G. S., Mehterov, N. H., 2015a. Changes in the hepatosomatic index and condition factor in the populations of *Pelophylax ridibundus* (Amphibia: Ranidae) from anthropogenically polluted biotopes in Southern Bulgaria. Part II. Bulgarian Journal of Agricultural Science, 21(3), 534–539.
- Zhelev, Z. M., Popgeorgiev, G. S., Arnaudov, A. D., Georgieva, K. N., Mehterov, N. H., 2015b. Fluctuating asymmetry in *Pelophylax ridibundus* (Amphibia: Ranidae) as a response to anthropogenic pollution in South Bulgaria. Archives of Biological Sciences, 67(3), 1009–1023.
- Zhelev, Z.M., Mehterov, N.H., Popgeorgiev, G.S., 2016. Seasonal changes of basic erythrocyte-metric parameters in *Pelophylax ridibundus* (Amphibia: Ranidae) from anthropogenically polluted biotopes in Southern Bulgaria and their role as bioindicators. Ecotoxicology and Environmental Safety, 124, 406–417.
- Zhelev, Z.M., Tsonev, C.V., Arnaudova, D.N., 2017a. Health status of *Pelophylax ridibundus* (Pallas, 1771) (Amphibia: Ranidae) in a rice paddy ecosystem in southern Bulgaria: body condition factor and fluctuating asymmetry. Acta Zoologica Bulgarica, 69(Suppl 8), 169–177.
- Zhelev, Z., Popgeorgiev, G., Ivanov, I., Boyadzhiev, P., 2017b. Changes o erythrocyte-metric parameters in *Pelophylax ridibundus* (Amphibia: Anura: Ranidae) inhabiting water bodies with different types of anthropogenic pollution in Southern Bulgaria. Environmental Science and Pollution Research, 24(21), 17920–17934.
- Zhelev, Z., Tsonev, C., Georgieva, K., Arnaudova, D., 2018. Health status of *Pelophylax ridibundus* (Amphibia: Ranidae) in a rice paddy ecosystem in Southern Bulgaria and its importance in assessing environmental state: haematological parameters. Environmental Science and Pollution Research, 25 (8), 7884-7895.
- Zhelev, Z. M., Arnaudova, D. N., Popgeorgiev, G. S., Tsonev, S. V., 2020. In situ assessment of health status and heavy metal bioaccumulation of adult *Pelophylax ridibundus* (Anura: Ranidae) individuals inhabiting polluted area in southern Bulgaria. Ecological Indicators, 115, 106413.
- Zhigileva, O. N. and Burakova, A. V., 2005. Indicators of development stability of the genetic variability of populations of moor frogs *Rana arvalis* in urban and background areas. Actual Problems environmental physiology, biochemistry and genetics of animals, Ed: Vechkanov, V. S.. Publishing House University of Mordovia, Saransk, 65-67.

## ÖZGEÇMİŞ

| Kişisel Bilgiler              |                                                                                         |
|-------------------------------|-----------------------------------------------------------------------------------------|
| <b>Adı Soyadı:</b>            | Mesut DÖNMEZ                                                                            |
| <b>Doğum tarihi:</b>          | 20.04.1988                                                                              |
| <b>Doğum Yeri:</b>            | İSTANBUL                                                                                |
| <b>Uyruğu:</b>                | T.C.                                                                                    |
| <b>Adres:</b>                 | Rabia Ana Mah. Kars Kapı Cad. NO: 40E Yeşil<br>Yakutiye Konutları B8 Blok Kat:4 Daire:8 |
| <b>Tel:</b>                   | 0554 358 8319                                                                           |
| <b>E-mail:</b>                | mesutdonmez1@gmail.com                                                                  |
| Eğitim                        |                                                                                         |
| <b>Lise:</b>                  | Beykoz Fevzi Çakmak Lisesi                                                              |
| <b>Lisans:</b>                | Marmara Üniversitesi Biyoloji Öğretmenliği                                              |
| <b>Yüksek lisans:</b>         |                                                                                         |
| <b>Doktora:</b>               |                                                                                         |
| Yabancı Dil Bilgisi           |                                                                                         |
| <b>İngilizce:</b>             | Orta (Yökdil 55)                                                                        |
| <b>Almanca:</b>               |                                                                                         |
| <b>Rusça:</b>                 |                                                                                         |
| <b>Diğer</b>                  |                                                                                         |
| Üye Olunan Mesleki Kuruluşlar |                                                                                         |
| Tezden Üretilmiş Yayınlar     |                                                                                         |