

T.C.
PAMUKKALE ÜNİVERSİTESİ
FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ
BİYOLOJİ ANABİLİM DALI

PATARA KUMSALI'NA YUVALAYAN *Caretta caretta* TÜRÜ
DENİZ KAPLUMBAĞASI ÜZERİNE EKOLOJİK VE
EKOTOKSİKOLOJİK ARAŞTIRMALAR

DOKTORA TEZİ

AYFER ŞİRİN

DENİZLİ, ŞUBAT 2025

T.C.
PAMUKKALE ÜNİVERSİTESİ
FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ
BİYOLOJİ ANABİLİM DALI



PATARA KUMSALI'NA YUVALAYAN *Caretta caretta* TÜRÜ
DENİZ KAPLUMBAĞASI ÜZERİNE EKOLOJİK VE
EKOTOKSİKOLOJİK ARAŞTIRMALAR

DOKTORA TEZİ

AYFER ŞİRİN

DENİZLİ, ŞUBAT 2025

Bu tez çalışması Pamukkale Üniversitesi Bilimsel Araştırma Projeleri tarafından 2023FEBE012 nolu proje ile desteklenmiştir.

Bu tezin tasarımı, hazırlanması, yürütülmesi, araştırmalarının yapılması ve bulgularının analizlerinde bilimsel etiğe ve akademik kurallara özenle riayet edildiğini; bu çalışmanın doğrudan birincil ürünü olmayan bulguların, verilerin ve materyallerin bilimsel etiğe uygun olarak kaynak gösterildiğini ve alıntı yapılan çalışmalara atfedildiğine beyan ederim.

Ayfer ŞİRİN

ÖZET

**PATARA KUMSALI'NA YUVALAYAN *Caretta caretta* TÜRÜ DENİZ
KAPLUMBAĞASI ÜZERİNE EKOLOJİK VE EKOTOKSİKOLOJİK
ARAŞTIRMALAR
DOKTORA TEZİ
AYFER ŞİRİN
PAMUKKALE ÜNİVERSİTESİ FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ
BİYOLOJİ ANABİLİM DALI
(TEZ DANIŞMANI: PROF. DR. EYUP BAŞKALE)**

DENİZLİ, ŞUBAT 2025

Bu çalışmada, Antalya'nın batısında yer alan *Caretta caretta* türü deniz kaplumbağalarına ait ana yuvalama kumsallarının dışındaki düzensiz yuvalama alanlarının tespiti yapılmıştır. 2021 ve 2022 yılları deniz kaplumbağası üreme sezonunda Faselis Kumsalı, Kazanova Kumsalı, Korsan Koyu ve Kaputaş Kumsalı'nda *C. caretta*'ya ait toplam 112 adet kumsala çıkış tespit edilmiş, bunların 54'ünün yuva ile sonuçlandığı gözlemlenmiştir. Elde edilen bu veriler literatür verisi ile birleştirildiğinde düzensiz yuvalama kumsallarının ülkemizdeki toplam *C. caretta* yuva sayısına %1-2 oranında katkı sağladığı hesaplanmıştır. Buna ilaveten Türkiye ve Akdeniz ölçeğinde, iklim değişkenlerinin Patara Kumsalı'nda yuva yapan deniz kaplumbağalarının üreme biyolojisine olan etkileri ve yuvalayan deniz kaplumbağalarının kan dokularında biriken bazı kimyasal kirleticilerin üreme çıktıkları üzerine etkileri ilk kez araştırılmıştır. Bu kapsamda, Patara Kumsalı'nda 2019-2023 yılları üreme sezonu boyunca iklim değişkenleri ile *C. caretta*'ya ait üreme biyolojisi karşılaştırılmıştır. Bu kapsamda, atmosferik sıcaklık ve nispi nemin yuva içeriği parametrelerine etki ettiği bunun yanı sıra deniz suyu sıcaklığı atmosferik sıcaklık nispi nem ve yağışın kaplumbağaların kumsala çıkışları ile ilişkili olduğu görülmüştür. Ayrıca atmosferik sıcaklıktaki artışın kaplumbağaların yuvalama zamanlarında minör değişikliklere sebep olduğu, fenolojilerinde zamansal kaymalara yol açtığı, kuluçka süresi, yavru cinsiyet oranlarına da etkisi olduğu görülmüştür. Son olarak, yuvalayan kaplumbağalardan alınan kan örneklerinde metal (Al, As, Ca, Cd, Cr, Cu, Fe, Hg, Mg, Ni, Pb, Zn) ve polisiklik aromatik hidrokarbon (benzo(a)anthracene, benzo(a)pyrene, benzo(b)fluorene, benzo(k)fluorene ve chrysene) miktarları ve eritrosit nükleus anomali frekansları tespit edilmiştir. Tespit edilen kimyasal kirleticilerin ve eritrosit nükleus anomali sıklıklarının tüm yuva içeriği parametreleri ile olan ilişkileri incelenmiş ve yavru çıkış başarısına etki eden önemli değişkenler belirlenmiştir.

ANAHTAR KELİMELER: Ağır metal, Düzensiz yuvalama alanı, Eritrosit nükleus anomali, İklim değişikliği, Kirlilik, Polisiklik aromatik hidrokarbon, Toksikoloji

ABSTRACT

ECOLOGICAL AND ECOTOXICOLOGICAL STUDY ON THE NESTING SEA TURTLE (*Caretta caretta*) ON PATARA BEACH

PhD THESIS

AYFER ŞİRİN

PAMUKKALE UNIVERSITY INSTITUTE OF SCIENCE
BIOLOGY

(SUPERVISOR: PROF. DR. EYUP BAŞKALE)

DENİZLİ, FEBRUARY 2025

In this study, the identification of sporadic nesting sites of the *Caretta caretta* sea turtles outside the main nesting beaches in the western part of Antalya was carried out. During the 2021 and 2022 sea turtle breeding seasons, a total of 112 emergences of *C. caretta* were recorded on Faselis Beach, Kazanova Beach, Korsan Bay, and Kaputaş Beach, with 54 of them resulting in nests. When these findings were combined with data from the literature, it was estimated that sporadic nesting beaches contribute approximately 1-2% to the total number of *C. caretta* nests in Turkey. Additionally, at the scale of Turkey and the Mediterranean, the effects of climate variables on the reproductive biology of sea turtles nesting on Patara Beach, as well as the impacts of certain chemical pollutants accumulated in the blood tissues of nesting sea turtles on their reproductive outputs, were investigated for the first time. In this context, the reproductive biology of *Caretta caretta* was compared with climate variables throughout the 2019–2023 breeding seasons on Patara Beach. The findings revealed that atmospheric temperature and relative humidity affected nest content parameters, while sea surface temperature, atmospheric temperature, relative humidity, and precipitation were linked to the emergence patterns of turtles. Additionally, the increase in atmospheric temperature caused minor changes in the nesting timing of turtles, leading to temporal shifts in their phenology, as well as influencing incubation duration and hatchling sex ratios. Finally, blood samples collected from nesting turtles were analyzed for metal concentrations (Al, As, Ca, Cd, Cr, Cu, Fe, Hg, Mg, Ni, Pb, Zn) and polycyclic aromatic hydrocarbons (benzo(a)anthracene, benzo(a)pyrene, benzo(b)fluoranthene, benzo(k)fluoranthene, and chrysene), as well as erythrocyte nucleus anomaly frequencies. The relationships between the detected chemical pollutants, erythrocyte nucleus anomaly frequencies, and all nest content parameters were examined, and key variables influencing hatching success were identified.

KEYWORDS: Heavy metal, Sporadic nesting sites, Erythrocyte nucleus anomaly, Climate change, Pollution, Polycyclic aromatic hydrocarbon, Toxicology

İÇİNDEKİLER

Sayfa

ÖZET.....	i
ABSTRACT.....	ii
İÇİNDEKİLER.....	iii
ŞEKİL LİSTESİ.....	v
TABLO LİSTESİ.....	vii
SEMBOL ve KISALTMALAR LİSTESİ.....	ix
ÖNSÖZ.....	xi
1.GİRİŞ.....	1
1.1 Ülkemizde Deniz Kaplumbağaları.....	1
1.2 Deniz Kaplumbağalarında Üreme Biyolojisi.....	2
1.3 Deniz Kaplumbağaları ve Küresel Isınma.....	4
1.4 Deniz Kaplumbağaları ve Ekotoksikoloji.....	5
1.4.1 Metaller.....	6
1.4.2 Polisiklik Aromatik Hidrokarbonlar (PAH'lar).....	10
1.4.3 Eritrosit Nükleus Anomalisi (ENA).....	11
1.5 Çalışmanın Amacı.....	12
2.YÖNTEM.....	14
2.1 Çalışma Alanı.....	14
2.1.1 Düzensiz Yuvalama Alanlarının Tespit Edilmesi.....	14
2.1.2 Patara Kumsalı.....	15
2.2 Çalışma Yöntemi.....	16
2.2.1 Düzensiz Yuvalama Kumsalları İçin Veri Toplama.....	16
2.2.2 Üreme Biyolojisi Çıktıları İçin Veri Toplama.....	16
2.2.3 İklim Değişkenleri Veri Eldesi.....	17
2.2.3.1 Meteorolojik Verilerin Elde Edilmesi ve Standardizasyonu... 17	
2.2.3.2 Yuva İçi Sıcaklık Bilgisi Eldesi.....	18
2.2.4 Ekotoksikolojik Analizler.....	19
2.2.4.1 Kan Örneklerinin Temini.....	19
2.2.4.2 Metal Analizi.....	19
2.2.4.3 PAH Analizi.....	21
2.2.4.4 Eritrosit Nükleus Anomalisi Analizi.....	22
2.2.4.5 Veri Doğruluğu ve Kontaminasyon Önlemleri.....	23
2.3 İstatistiksel Analiz.....	23
2.3.1 Düzensiz Yuvalama Alanları Bulgularının İstatistiksel Analizi.. 24	
2.3.2 İklimsel Değişkenler ve Üreme Çıktıları Bulgularının İstatistiksel Analizi.....	24
2.3.3 Ekotoksikoloji Bulgularının İstatistiksel Analizi.....	24
3.BULGULAR.....	26
3.1 Düzensiz Yuvalama Kumsalları ve Üreme Çıktıları.....	26
3.2 Patara Kumsalı İklim Değişkenleri ve Üreme Çıktılarının Karşılaştırılması.....	36
3.2.1 Patara Kumsalı'nın İklim verileri.....	36
3.2.2 Patara Kumsalı Üreme Fenolojisi.....	42
3.2.3 Patara Kumsalı Üreme Çıktıları.....	45

3.2.4 Patara Kumsalı'nda İklimsel Değişkenler ile Üreme Çıktısı Parametreleri Arasındaki İlişkiler	48
3.3 Ekotoksikoloji Bulguları	56
3.3.1 Metal Bulguları	56
3.3.2 PAH Bulguları	63
3.3.3 ENA Bulguları	67
3.3.4 Ekotoksikolojik Parametrelerin Grup İçi ve Gruplar Arası İlişkileri 71	
3.3.5 Metal Konsantrasyonlarının Yavru Çıkış Başarısı ile İlişkisi	75
3.3.6 PAH Konsantrasyonlarının Yavru Çıkış Başarısı ile İlişkisi	77
3.3.7 ENA Parametrelerinin Yavru Çıkış Başarısı ile İlişkisi	79
4.TARTIŞMA	81
4.1 Düzensiz Yuvalama Kumsalları	81
4.2 İklim Değişkenleri ve Üreme Çıktıları İlişkisi	83
4.3 Ekotoksikolojik Değerlendirmeler	90
4.3.1 Dokularda Metal Birikimi ve Etkileri	90
4.3.1.1 Ölü Bireylerden Elde Edilen Dokularda Biriken Metal Konsantrasyonlarının Değerlendirilmesi	90
4.3.1.2 Kan Dokusundaki Metal Birikiminin Değerlendirilmesi	105
4.3.1.3 Metal Birikiminin Üreme Biyolojisi Üzerine Etkisi	110
4.3.2 PAH konsantrasyonlarının Değerlendirilmesi	111
4.3.1 ENA verilerinin Değerlendirilmesi	117
5.SONUÇ VE ÖNERİLER.....	119
6.KAYNAKLAR	123
7.ÖZGEÇMİŞ.....	143

ŞEKİL LİSTESİ

Sayfa

Şekil 2.1: Düzensiz yuvalama alanları çalışma alanı- Antalya ilinin batısı	14
Şekil 2.2: Patara Özel Çevre Koruma Bölgesi.....	15
Şekil 3.1: Yeni düzensiz yuvalama kumsalları.....	27
Şekil 3.2: Kaputaş Kumsalı, Antalya.....	28
Şekil 3.3: Korsan Koyu, Antalya.....	29
Şekil 3.4: Kazanova Kumsalı, Antalya.....	30
Şekil 3.5: Faselis-Bostanlık Kumsalı, Antalya.....	31
Şekil 3.6: Atmosferik sıcaklık (°C) aylara göre dağılışı.....	38
Şekil 3.7: Deniz suyu sıcaklığı (°C) aylara göre dağılışı.....	39
Şekil 3.8: Nispi nem (%) aylara göre dağılışı.....	40
Şekil 3.9: Yağış (kg/m ²) aylara göre dağılışı.....	41
Şekil 3.10: Aylara göre haftalık olarak yuvalı ve yuvasız çıkış dağılışıları	44
Şekil 3.11: Atmosferik sıcaklık ile yuvalı ve yuvasız çıkış ilişkisi	49
Şekil 3.12: Nispi nem ile yuvalı ve yuvasız çıkış ilişkisi	50
Şekil 3.13: Deniz suyu sıcaklığı ile yuvalı ve yuvasız çıkış ilişkisi	51
Şekil 3.14: Yağış miktarı ile yuvalı ve yuvasız çıkış ilişkisi.....	52
Şekil 3.15: İklim değişkenleri ve üreme çıktılarının Kanonik Korelasyon Analizi	54
Şekil 3.16: Al konsantrasyonu ve eğri karapas boyu ilişkisi.....	58
Şekil 3.17: As konsantrasyonu ve eğri karapas boyu ilişkisi.....	58
Şekil 3.18: Ca konsantrasyonu ve eğri karapas boyu ilişkisi.....	59
Şekil 3.19: Cd konsantrasyonu ve eğri karapas boyu ilişkisi	59
Şekil 3.20: Cr konsantrasyonu ve eğri karapas boyu ilişkisi.....	60
Şekil 3.21: Cu konsantrasyonu ve eğri karapas boyu ilişkisi	60
Şekil 3.22: Fe konsantrasyonu ve eğri karapas boyu ilişkisi.....	61
Şekil 3.23: Mg konsantrasyonu ve eğri karapas boyu ilişkisi	61
Şekil 3.24: Ni konsantrasyonu ve eğri karapas boyu ilişkisi.....	62
Şekil 3.25: Pb konsantrasyonu ve eğri karapas boyu ilişkisi.....	62
Şekil 3.26: Zn konsantrasyonu ve eğri karapas boyu ilişkisi.....	63
Şekil 3.27: Benz(a)anthracene konsantrasyonu ve eğri karapas boyu ilişkisi	65
Şekil 3.28: Benz(a)pyrene konsantrasyonu ve eğri karapas boyu ilişkisi	65
Şekil 3.29: Chrysene konsantrasyonu ve eğri karapas boyu ilişkisi.....	66
Şekil 3.30: Toplam PAH ve eğri karapas boyu ilişkisi.....	66
Şekil 3.31: Ergin <i>C. caretta</i> 'ya ait eritrosit şekilleri A) Normal yapıda eritrosit. Nükleus anomalileri; B) Mikronükleus, C) Böbrek şeklinde nükleus, D) Loblu nükleus E) Segmentli nükleus	68
Şekil 3.32: Mikronükleus ve eğri karapas boyu ilişkisi.....	69
Şekil 3.33: Segmentli nükleus ve eğri karapas boyu ilişkisi	69
Şekil 3.34: Loblu nükleus ve eğri karapas boyu ilişkisi	70
Şekil 3.35: Böbrek şeklinde nükleus ve eğri karapas boyu ilişkisi.....	70
Şekil 3.36: ENA sıklığı ve eğri karapas boyu ilişkisi.....	71

Şekil 3.37: Metal, PAH, ENA ve üreme çıktıları Pearson korelasyon kladogram matrisi.....	74
Şekil 3.38: Metal konsantrasyonları ve yavru çıkış başarısının Bi-plot grafiği ile ifadesi.....	76
Şekil 3.39: PAH konsantrasyonları ve yavru çıkış başarısının Bi-plot grafiği ile ifadesi.....	78
Şekil 3.40: ENA parametreleri ve yavru çıkış başarısının Bi-plot grafiği ile ifadesi	80
Şekil 4.1: Türkiye'deki Akdeniz ve Ege kıyıları boyunca bulunan <i>C. caretta</i> yuvalama alanları	82

TABLO LİSTESİ

Sayfa

Tablo 2.1: Metal örnekleri için Tespit Etme Limitleri (TEL) ve Miktar Tayin Limitleri (MTL)	21
Tablo 2.2: PAH örnekleri için Tespit Etme Limitleri (TEL) ve Miktar Tayin Limitleri (MTL)	22
Tablo 3.1: Batı Antalya'da tespit edilen <i>C. caretta</i> 'ya ait düzensiz yuvalama alanları	26
Tablo 3.2: 2021 – 2022 yılı üreme sezonu Batı Antalya'da tespit edilen düzensiz yuvalama alanlarındaki <i>C. caretta</i> 'ya ait yuvalama bilgileri	32
Tablo 3.3: 2021 – 2022 yılı üreme sezonu Batı Antalya'da tespit edilen düzensiz yuvalama alanlarındaki <i>C. caretta</i> 'ya ait yuva çıktıları tanımlayıcı istatistik tablosu	34
Tablo 3.4: Patara Kumsalı'ndaki 2019-2023 yılları arasında elde edilen ilkim değişkenlerinin tanımlayıcı istatistik analizleri (Üst simgeler, Tukey HSD testlerinin sonuçlarını temsil etmektedir ve aynı harfler temsil ettiği yıllar arasındaki istatistiksel farklılıkları göstermektedir.)	37
Tablo 3.5: Patara Kumsalı'na yuvalayan <i>C. caretta</i> için 2019 -2023 yuvalama sezonuna ait üreme çıktıları özet bilgileri.....	43
Tablo 3.6: Patara Kumsalı'na yuvalayan <i>C. caretta</i> için 2019 -2023 yuvalama sezonuna ait yuva çıktıları özet bilgileri.....	46
Tablo 3.7: İklim değişkenleri ve üreme çıktılarının Kanonik Korelasyon Analizi sonuçları	55
Tablo 3.8: Üreme çıktılarına etkileyen değişkenler için GLM analizi sonuçları	55
Tablo 3.9: Ekotoksikolojik araştırmalarda kullanılan bireylere ait yuva çıktıları bilgisi	56
Tablo 3.10: Metal analiz sonuçlarının tanımlayıcı istatistik analizleri ($\mu\text{g.kg}^{-1}$ yaş ağırlık)	57
Tablo 3.11: PAH analiz sonuçlarına göre tanımlayıcı istatistiksel değerler ($\mu\text{g.kg}^{-1}$).....	64
Tablo 3.12: Yuvalayan <i>C. caretta</i> 'ların tüm kan örneklerinden elde edilen ENA analizlerinin tanımlayıcı istatistik değerleri.....	67
Tablo 3.13: Yavru çıkış başarısı ve değişkenler arası çoklu regresyon analizi	75
Tablo 3.14: Yavru çıkış başarısı ve değişkenler arası çoklu regresyon analizi	77
Tablo 3.15: Yavru çıkış başarısı ve değişkenler arası çoklu regresyon analizi	79
Tablo 4.1: Ölü <i>C. caretta</i> bireylerinin kas ve böbrek örneklerinden elde edilen metal analiz çalışmaları ($\mu\text{g.kg}^{-1}$ yaş ağırlık).....	93
Tablo 4.2: Ölü <i>C. caretta</i> bireylerinin kalp ve karaciğer örneklerinde yapılan metal analiz çalışmaları ($\mu\text{g.kg}^{-1}$ yaş ağırlık).....	99

Tablo 4.3: Canlı <i>C. caretta</i> bireylerinin kan dokusunda bulunan metal konsantrasyonları için literatür özeti ($\mu\text{g.kg}^{-1}$ yaş ağırlık).....	107
Tablo 4.4: <i>C. caretta</i> bireylerinin kan dokusunda bulunan PAH konsantrasyonları için literatür özeti ($\mu\text{g.kg}^{-1}$ yaş ağırlık).....	115

SEMBOL ve KISALTMALAR LİSTESİ

EKB	: Eğri Karapas Boyu
DKB	: Düz Karapas Boyu
PAH	: Polisiklik Aromatik Hidrokarbonlar
ENA	: Eritrosit Nükleus Anomalisi
IUCN	: Uluslararası Doğa Koruma Birliği
VU	: Vulnerable
LC	: Least Concern
EN	: Endangered
NT	: Near Threatened
PCB	: Poliklorlu Bifeniller
DNA	: Deoksiribo Nükleik Asit
OCP	: Organoklorlu Pestisitler
°C	: Santigrat Derece
cm	: Santimetre
mm	: Milimetre
kg	: Kilogram
m²	: Metrekare
m	: Metre
ml	: Mililitre
%	: Yüzde
‰	: Binde
ICP-MS	: İndüktif Eşleşmiş Plazma-Kütle Spektrometresi
GS-MS	: Gaz Kromatografisi-Kütle Spektrometresi
VM	: Vortex- Mixer
İLTAM	: İleri Teknoloji Uygulama ve Araştırma Merkezi
Al	: Alüminyum
As	: Arsenik
Ca	: Kalsiyum
Cd	: Kadmiyum
Cu	: Bakır
Fe	: Demir
Hg	: Civa
Mg	: Magnezyum

Ni	: Nikel
Pb	: Kurşun
Zn	: Çinko
rpm	: Revolutions Per Minute (dakikadaki devir sayısı)
NaOH	: Sodyum Hidroksit
Min	: Minimum
Maks	: Maksimum
µm	: Mikrometre
dak	: Dakika
N	: Örnek Sayısı
TEL	: Tespit Etme Limitleri
MTL	: Miktar Tayin Limitleri

ÖNSÖZ

Deniz kaplumbağaları ile ilgili çalışmalarda ziyaret ettiğim tüm kumsallar içinde bir benzeri olmayan, arazi çalışmaları vesilesi ile deneyimlediğim dünyanın en güzel gün batımları ve gün doğumlarına sahip eşsiz Patara Kumsalı'nda gerçekleştirilen bu çalışma için;

Uzun ve zorlu sürecin her aşamasında, çalışma konusunun planlanmasında, derinleşmesinde, araştırılmasında, yürütülmesinde ve oluşumunda ilgi ve desteğini esirgemeyen, engin bilgi ve tecrübelerinden her daim yararlandığım, çalışmamı bilimsel temeller ışığında şekillendiren sayın hocam Prof. Dr. Eyup Başkale'ye,

Tez çalışmasının gelişiminde ve ilerlemesinde çok değerli yorumları ve katkılarıyla zenginleşmesini sağlayan sayın jüri üyelerine,

Arazi çalışmalarının gerçekleşmesinde en büyük payı olan, bilimsel gözlemin arka planında ama aslında merkezinde yer alan tüm gönüllü ekibe; başından sonuna eli, ayağı, emeği değan, yıllarca her sezon yanımda olan, uzaktan destek olan, geçerken uğrayan, Patara'da tanışıp kaplumbağa dostluğu kurduğumuz herkese, tüm ekibe göstermiş olduğu misafirperverliği ile Gelemiş Köyü sakinlerine, her daim dostluğunu ve desteğini hissettiğim Patara Antik Kenti kazı ekibine, antik kent müze /gişe çalışanlarına, Belediye Sahil Kafe çalışanlarına ve isimlerini yazmakla bitiremeyeceğim herkese Patara Kumsalı emsalinde sonsuz teşekkürler.

Tür koruma ve izleme proje desteği için; Çevre Şehircilik ve İklim Değişikliği Bakanlığı, Tabiat Varlıklarını Koruma Genel Müdürlüğü'ne, Kaş Belediyesi'ne, Kınık Jandarma Karakol Komutanlığı'na, Pamukkale Üniversitesi İleri Teknoloji Uygulama ve Araştırma Merkezi'ne, Pamukkale Üniversitesi Bilimsel Araştırma Projeleri birimine;

Türkiye Bilimsel ve Teknolojik Araştırma Kurumu Bilim İnsanı Destek Programları Başkanlığı (TÜBİTAK-BİDEB 2211 Yurt İçi Lisansüstü Burs Programı) 'na;

Tüm destekleri için teşekkürlerimi sunarım.

Bu çalışma Pamukkale Üniversitesi Hayvan Deneyleri Etik Kurulu'ndan tarihli E-60758568-020-303254 sayılı ve T.C. Tarım ve Orman Bakanlığı Doğa Koruma ve Milli Parklar Genel Müdürlüğü'nden E-21264211-288.04-8568201 sayılı izinler alınarak gerçekleştirilmiştir.

1. GİRİŞ

Dünyanın en eski canlılarından biri olan deniz kaplumbağaları, deniz ekosisteminde besin zinciri ve ekolojik denge açısından önemli bir unsurdur. Günümüze kadar hayatta kalan yedi deniz kaplumbağası türü vardır. Bunlar; *Caretta caretta* (Linnaeus 1758)-İribaşlı Deniz Kaplumbağası, *Dermochelys coriacea* (Vandelli 1761)-Deri Sırtlı Deniz Kaplumbağası, *Eretmochelys imbricata* (Linnaeus 1766)-Atmaca Gagalı Deniz Kaplumbağası, *Lepidochelys olivacea* (Eschscholtz 1829)-Zeytin Yeşili Deniz Kaplumbağası, *Lepidochelys kempii* (Garman 1880)-Gündüz Yuvalayan Deniz Kaplumbağası, *Natador depressus* (Garman 1880)-Düz Kabuklu Deniz Kaplumbağası ve *Chelonia mydas* (Linnaeus 1758)-Yeşil Deniz Kaplumbağası'dır.

Dünya denizlerinde ve okyanuslarında var olan bu 7 türden yalnızca iki tür *C. mydas* ve *C. caretta* ülkemiz sahillerinde yuvalama yapmaktadır. *D. coriacea* türünün ülkemiz sularından geçişi tespit edilmiş fakat yuva davranışı gözlemlenmemiştir (Baran ve diğ. 1998; Taşkavak ve diğ. 1998; Sönmez ve diğ. 2008; Türkozan ve Tonay 2024).

1.1 Ülkemizde Deniz Kaplumbağaları

Tüm deniz kaplumbağası türleri Uluslararası Doğa Koruma Birliği (IUCN)' ne göre tehdit altındaki türlerin kırmızı listesinde yer almaktadır. Ülkemiz kıyılarında düzenli olarak yuvalama yapan iki tür deniz kaplumbağasından *C. caretta* küresel ölçekte VU (Vulnerable) hassas ve Akdeniz popülasyonu ise LC (Least Concern)-düşük riskli kategorisinde yer almaktadır (Casale ve Margaritoulis 2010; Casale ve Tucker 2015; Casale ve Tucker 2017; Casale ve diğ. 2020). *C. mydas* ise küresel ölçekte EN (Endangered) -tehlikede (Seminoff 2023) ve Akdeniz popülasyonu ise NT (Near Threatened)- tehdite yakın (Broderick ve diğ. 2024) olarak değerlendirilmiştir.

Ülkemiz kıyıları deniz kaplumbağaları için Akdeniz'deki yuvalama alanlarının çok büyük bir bölümünü barındırması açısından hem yuvalama kumsalı olarak hem de deniz içi yaşamında önemli bir beslenme bölgesi olarak ev sahipliği yapmaktadır.

Türkiye kumsalları tüm Akdeniz'in *C. caretta* için yılda yaklaşık 6000, *C. mydas* için ise 4000 yuva sayısının *C. caretta* yuvalarının üçte birini oluştururken bu rakam *C. mydas* için Akdeniz yuvalama alanının üçte ikisini oluşturmaktadır (Hochscheid ve diğ. 2019). Ülkemizde yuvalama yapan bu iki tür için Akdeniz sahil şeridi boyunca 21 adet önemli ana yuvalama kumsalı bulunmaktadır (Türkozan ve Kaska 2010). Bu ana yuvalama kumsallarına ek olarak Akdeniz'in batısında ve Ege Denizi kıyılarında düzensiz yuvalama alanları da tespit edilmiştir (Sürücü ve diğ. 2017; Başkale ve diğ. 2018; Yalçın-Özdilek ve diğ. 2020; Mazaris ve diğ. 2023; Sandık ve diğ. 2023; Şirin ve Başkale 2024).

Ülkemiz kıyılarında önemli beslenme alanlarının yanı sıra kışlama alanları da mevcuttur. Gerek komşu ülkelerde yuvalama yapan deniz kaplumbağalarının göç yollarında olması gerekse ülkemizde yuva yapan kaplumbağaların kış boyunca göç etmeyerek belirli bölgeleri kışlama alanı olarak tercih etmeleri, ülkemiz kıyılarının bu türün popülasyonu için önemli bir bölge olduğunu göstermektedir. Yuvalama ve beslenme alanlarının zenginliği açısından Türkiye kıyıları, Akdeniz'deki deniz kaplumbağası popülasyonunun geleceği için de oldukça önemli bir bölgeyi temsil etmektedir.

1.2 Deniz Kaplumbağalarında Üreme Biyolojisi

Deniz kaplumbağalarında üreme için üç önemli evrede uygun çevre şartlarının sağlanması gerekir (Georges ve diğ. 1993). Birincisi; ergin dişilerin yumurtlaması için elverişli ortam şartları, ikincisi; embriyo gelişimi için uygun ortam koşulları ve son olarak yavruların hayatta kalma oranlarını destekleyecek yaşam alanı özellikleridir (Georges ve diğ. 1993). Tüm deniz kaplumbağası türleri (gündüz yuvalama gerçekleştirmesinden dolayı *L. kempii* dahil edilmeyebilir) benzer üreme özelliklerine sahiptir. Yaşamları boyunca birden fazla yavru üreten (Hirth 1980), benzer yuvalama davranışı sergileyen (Hendrickson 1982), bir üreme döneminde birden fazla yuva yapan (Hirth 1980; Van Buskirk ve Crowder 1994) ve yuvalama alanlarına sadık kalan canlılardır (Bjorndal 1985; Limpus 1992). Tür içi ve türler arası küçük varyasyonlar olsa da ekolojik açıdan uyum sağlayan başarılı üreme stratejileri vardır. Bireyler kısa mesafe dahi olsa beslenme alanlarından çiftleşme alanlarına göç ederler (Miller 1985; Limpus 1993). Çiftleşmenin ardından erkek bireyler beslenme alanlarına geri

dönerken dişiler yuvalama alanlarına yaklaşırlar. Birkaç aylık üreme döneminin ardından dişiler de beslenme alanlarına geri döner ve bir sonraki üreme dönemine hazırlanmaya başlar (Miller 1985; Limpus 1993).

Akdeniz’de yaygın deniz kaplumbağası türü olan *C. caretta*, özellikle doğu Akdeniz kıyıları olmak üzere tüm Akdeniz kıyı şeridini yumurtlama için kullanmaktadır. Bu yuvalama alanlarının %96’sı doğu kıyı bölgelerinde, özellikle Yunanistan, Türkiye, Kıbrıs ve Libya’da yoğunlaşmaktadır (Casale ve diğ. 2018). Bunun yanı sıra Mısır, İsrail, Lübnan, Suriye, Tunus ve İtalya’da birkaç yuva kaydı vardır (Casale ve diğ. 2018). Nadir olmakla beraber İspanya ve Fransa’nın batı kıyılarında da yuvalama görülmüştür (Delaugerre ve Cesarini 2004; Cardona ve diğ. 2024; Luna-Ortiz ve diğ. 2024).

Yalnızca dişi bireylerin karaya çıktığı deniz kaplumbağalarında erkek bireyler her sezon üreme yeteneğine sahipken dişilerde üreme yeteneği değişkenlik gösterir (Wyneken ve diğ. 2013). Her bir dişi kaplumbağa 2 ya da 3 yılda bir yuvalama yapar ve bir üreme sezonu boyunca 3 ile 5 arasında yuva yapabilir (Bjorndal ve diğ. 1983; Broderick ve diğ. 2003).

Deniz kaplumbağaları için 50-65 gün olan kuluçka süresi (Hirth 1980; Ackerman 1981) bölgesel olarak da değişiklik göstermektedir. Örneğin Patara Kumsalı için kuluçka süresi 42-65 gün olarak belirtilmiştir (Şirin ve Başkale 2024). Deniz kaplumbağaları yuvalamak için doğdukları kumsala geri dönerler ve sonraki tüm üreme sezonlarında da aynı kumsalları ya da yakın olan kumsalları tercih ederler (Owens ve diğ. 1982). Bu doğrultuda yuvalama kumsallarının korunması, türün neslini devam ettirebilmesi için önem arz etmektedir.

Yuva yeri seçimi deniz kaplumbağası popülasyonlarının korunması için önemli bir faktördür. Yuvanın konumu ve kumun özellikleri, yavruların hayatta kalma oranı, cinsiyeti gibi faktörleri ve dolayısıyla popülasyonun üreme yeteneğini doğrudan etkileyebilir (Mrosovsky ve Yntema 1980; Mortimer 1982; Whitemore ve Dutton 1985; Mrosovsky 1994; Ackerman 1997). Örneğin; Stoneburner ve Richardson (1981) Florida’daki *C. caretta*’ların alan seçiminin kum sıcaklığının derinliğe göre değişim oranı ile ilişkili olduğunu bildirmişlerdir. Bunun yanı sıra Kosta Rika’da yapılan bir çalışmada yeşil kaplumbağada böyle bir seçim örüntüsü izlenmemiştir (Bjorndal ve Bolten 1992).

Dünyanın birçok bölgesinde çeşitli yuvalama alanları olsa da tüm yuvalama alanlarının ortak özelliği, denizden kolayca ulaşılabilir bir kumsal olması, kumsalın yumurtaların gelgit ve kum altı su akıntıları tarafından su altında kalmasını önleyecek kadar yüksek olması, kum altı tabakanın gaz difüzyonunu kolay sağlayabilmesi ve kumun yuva yapımında çökmesini önleyecek düzeyde nemli ve ince yapıda olmasıdır (Mortimer 1990).

1.3 Deniz Kaplumbağaları ve Küresel Isınma

Deniz kaplumbağaları tüm yaşam evrelerinde, farklı zamansal ve coğrafi ölçeklerde iklimsel süreçteki birden fazla değişiklikten (artan hava ve deniz suyu sıcaklığı, deniz seviyesinin yükselmesi ve yağış gibi) etkilenmektedir (Hawkes ve diğ. 2009; Fuentes ve diğ. 2011).

Deniz kaplumbağaları cinsiyeti sıcaklığa bağlı olarak belirlenen, mevsimsel üreme özelliği gösteren ektotermik canlılardır (Hamann ve diğ. 2002). Bu nedenle küresel ısınmanın etkisini bu canlılar üzerinde görmek son derece olağandır. Üreme mevsiminin zamanlaması ve uzunluğu türler arasında değişkenlik gösterse de bu değişkenleri etkileyen en önemli faktör kumsalın yumurta bırakmak için elverişli sıcaklıkta olup olmadığı, deniz suyu sıcaklığının yavruların deniz içi hareketlerini destekleyip desteklemediğine göre belirlenir (Hamann ve diğ. 2002). Bunun yanı sıra embriyo gelişimi, cinsiyet ve fenotipi, yuvayı çevreleyen kumun sıcaklığından büyük ölçüde etkilenir (Miller 1985; Spotila ve Standora 1985).

Yavruların cinsiyetinin belirlenmesi, toplam kuluçka süresinin orta üçte birlik sürecinde maruz kaldığı kum sıcaklıklarına bağlıdır; daha serin kum daha fazla erkek birey üretirken, daha sıcak kum yüksek oranda dişi birey üretir (Mrosovsky ve diğ.1984; Georges ve diğ. 1994). Artan atmosferik sıcaklık yuva içi sıcaklıkların artışına ve dolayısı ile dişi popülasyonunun artmasına sebep olurken, yuva içi sıcaklık eşik değerinin (33 °C) üstüne çıktığında ise embriyo ölümlerine neden olmaktadır (Türkozan ve diğ. 2021). Dolayısıyla, atmosferik sıcaklığın, deniz suyu sıcaklığının, nem oranlarının ve yağış miktarı gibi iklim değişkenlerinin deniz kaplumbağalarının üreme fenolojisi ve başarıları üzerine olan etkilerinin değerlendirilmesi büyük önem arz etmektedir.

1.4 Deniz Kaplumbağaları ve Ekotoksikoloji

Ekotoksikoloji, kirleticilerin ekosistemler üzerindeki etkisini, kirleticilerin kaynaklarını ve yarattığı sonuçları inceler (Levin ve diğ. 1989). Bu kapsamlı gözlemler ile doğru koruma adımlarının ve iyileştirme yollarının oluşturulmasına olanak sağlar. Böylece ekotoksikoloji potansiyel toksik ajanların etkisini önceden bildirip önlem almaya yarayan çalışmalara öncülük eder. Farklı ekosistemleri birlikte kullanması, beslenme ve üreme alanlarının çeşitliliği ve uzun yaşam ömürleri gibi özellikleri ile kimyasal kirleticilerin bulunduğu alanları kullanan, bu alanlar ile ilgili fikir veren deniz kaplumbağaları bu kapsamda denizel kirliliğin belirlenmesinde kullanılan biyoidikatör türlerden biridir (Godley ve diğ. 1999; Sakai ve diğ. 2000^a). Çünkü deniz kaplumbağaları, yüksek trofik seviyelerde beslenen uzun ömürlü organizmalar olduklarından, kalıcı toksik bileşiklerin biyolojik birikimine ve biyolojik büyümesine maruz kalabilirler (Rees ve diğ. 2016). Aynı zamanda deniz kaplumbağaları, yaşam döngülerindeki ontogenetik süreçlerinde farklı tehditlere maruz kalmaları nedeniyle çevre kirliliğinin biyolojik göstergeleri olarak kullanılabilirler ilgi çekici bir türdür. Deniz kaplumbağalarının gelişimi karasal ortamda başlar ve daha sonra beslenmek ve yaşamlarını sürdürmek için kıyısal alanlarda ve açık denizlerde devam eder (Plotkin 2003). Bu nedenle bu bireyler karasal ekosistem, kıyılar, mercan resifleri, deniz çayırıları ve açık denizler de olmak üzere çok çeşitli ekosistemleri kullanırlar (Bolten ve diğ. 2003). Geniş bir çevre yelpazesinde gelişmek, kirlilik, yırtıcı hayvanlar veya değişen ortamlar dahil olmak üzere antropojenik etkilerle etkileşim olasılığını artırır (Marcovaldi ve diğ. 2006; Gilman ve diğ. 2007). Farklı ekosistemleri kullanmalarının yanı sıra deniz kaplumbağalarının uzun yaşam süreçleri hem mekansal olarak hem de zamansal olarak uzun süreli kirletici maddelere maruz kalmalarına da sebep olur (Keller ve diğ. 2004). Bu nedenle bütün bu özellikler deniz kaplumbağalarını kıyı kontaminasyonunun seviyesini belirlemek adına önemli bir indikatör tür olarak belirlenmesini destekler niteliktedir. Ekotoksikolojik çalışmalar yalnızca türe özgü izole bölgelerin değil tüm ekosistem üzerindeki etkilerin araştırılmasını ve korunmasını da temel alır (Hoffman ve diğ. 2002). Kirleticilerin etkisi IUCN'in belirlediği kırmızı liste ve sınıfları ölçütlerinde de kritik sınıfların belirlenmesinde kullanılan faktörlerden biridir (IUCN 2024).

1.4.1 Metaller

Metaller doğal kaynaklı maddeler olmalarının yanı sıra aynı zamanda kimyasal kirleticiler sınıfında da yer alan maddelerdir (Walker ve diğ. 2004). Jeolojik ve biyolojik döngüler boyunca, doğada tekrar eden döngülerde dağılarak kayalarda, minerallerde, toprakta, suda ve havada yaygın şekilde yer alırlar. Doğal ortamlarda organizmada yaygın olarak bulunsa da seviyeleri genellikle düşüktür. Metaller yağmur suyunun kayaçları çözmesi ile fiziksel olarak nehirler ve akarsulara ve sonunda doğal olarak okyanuslara taşınır (Goyer 1991; Novotny 1995). Okyanusa taşınmanın bir diğer yolu da özellikle bazı metaller için atmosferdir.

Antropojenik aktiviteler canlıların metale olan maruziyeti ve toksikolojik etkileri açısından çevredeki metal konsantrasyonuyla ilişkili olarak oldukça büyük öneme sahiptir, çünkü metal konsantrasyonları muhtemelen insan aktiviteleriyle birlikte artmaktadır (Silva ve diğ. 2014). Metaller insanlık tarihi boyunca mutfak eşyaları, makineler ve madencilikte kullanılmıştır, daha yakın zamanda ise bu tür elementler endüstri, tarım ve tıpta kullanılmıştır. Bu aktiviteler çevresel metal seviyelerinde artışa neden olmakta ve çevredeki bu kirleticilerin artan seviyeleriyle birlikte, toksik etkileri biyotanın birçok sektöründe hissedilebilir hal almaktadır. Bunun nedeni, metallerin oldukça reaktif ve biyoakümülatif olmasıdır, yani organizmalar emilen metalleri tamamen ortadan kaldıramazlar. Canlılar vücutlarında hayati işlevleri yerine getirmek için az miktarda metale ihtiyaç duyar; ancak, bu elementler aşırı seviyelerde toksik olabilir (Silva ve diğ. 2014). Civa, kurşun ve kadmiyum gibi metallerin organizmalarda hiçbir işlevi yoktur fakat birikimleri özellikle omurgalılarda ciddi hastalıklara neden olabilir. Endüstriyel atık olarak suya, toprağa veya havaya salındığında, bu elementler yakındaki bitkiler ve hayvanlar tarafından emilebilir ve sucul biyotada birikme eğiliminde oldukları için besin zinciri boyunca zehirlenmeye neden olabilir (Mazzuco 2008). Bir metalin toksisitesini gösterebilmesi için hücre zarını geçmesi ve hücreye girmesi gerekir. Metal, metilciva gibi lipitte çözünen bir formdaysa zarı kolayca geçer. Ancak, kadmiyum gibi proteinlere bağlandığında, metal hücreye endositoz yoluyla girerken, kurşun gibi diğer metaller pasif difüzyonla emilebilir. Bu nedenle metallerin toksik etkileri tipik olarak serbest metal ile hücresel hedef arasındaki etkileşimi içermektedir (Cope ve diğ. 2004). Organizma için düşük seviyelerde olması gerekse de tüm bu özelliklerinin yanında

metallerin toksik etkilerinin ortaya çıkması, vücut boyunca dağılabilen, çeşitli organları etkileyen ve biyokimyasal süreçleri ve hücreyel yapıları değiştiren konsantrasyonlarıyla ilişkilidir (Salgado 1996).

Metallerin, deniz ortamında biyolojik birikimi birçok şekilde gerçekleşir. Ancak temel olarak metal içeren gıdaların ve askıda partikül halde bulunan maddelerin yutulması yoluyla ya da doğrudan biriken tortulardan, sulardan metallerin geçmesi yoluyla gerçekleşir (Kennish 1997). Omurgalıların dokularındaki metal konsantrasyonu, çoğu zaman çeşitli ortamların kirlilik seviyesini değerlendirmek için bir parametre olarak kullanılmıştır. Deniz ortamında, memeliler, kaplumbağalar ve kuşlar, bu grupların uzun ömürlü olması nedeniyle sıklıkla kirlilikten etkilenirler. Dahası, bu türlerin trofik ağdaki konumu, kadmiyum, krom, kurşun, civa ve diğerlerinin kümülatif gücüyle ilişkili duyarlılık yaratır. Bu, çeşitli popülasyonların sağlığına ciddi zararlar verebilir (Furness ve Rainbow 1990). Biyolojik dokulardaki metal konsantrasyonları aracılığıyla yaşam için tehlikeleri ve riskleri değerlendirmek çok önemlidir, çünkü bu kalıntılar genellikle çevredeki kirleticilerin konsantrasyonlarına kıyasla bir organizmanın maruz kalma koşullarının daha iyi anlaşılmasını sağlar. Tüm bu verileri yaban hayatının korunması için kullanmak, kirleticili birikimiyle ilgili bir dizi faktöre karşı dikkatli olmamızı, sonuçlar ile alanın fiziksel-kimyasal özelliklerine ve böylece kimyasalın alımı ve birikimini, kirleticinin kimyasal türleşmesine göre biyoyararlanımı ve organizmanın ekolojik ve fizyolojik özelliklerini etkiler (Hopkins 2005).

Sürüngenler ekosistemlerin önemli üyeleridir ve genellikle onları metal birikimine karşı savunmasız kılan yaşam tarihi özelliklerine sahiptir (uzun ömür, yüksek trofik seviye, sucul yaşam alanı). Deniz kaplumbağaları, omurgalılarıdaki metallerin uzun ömrü ve bu türlerin yiyecek, su ve tortular yoluyla inorganik kirleticileri biriktirebilmesi nedeniyle deniz ekosistemlerindeki metal kirliliğinin potansiyel biyoindikatörleri olarak giderek daha fazla ilgi görmektedir (Andreani ve diğ. 2008). Deniz kaplumbağaları kıyı sularında yaşadığından, insan faaliyetleri bu hayvanları tehlikeye atabilir. Tüm bu faktörler nedeniyle, çeşitli çalışmalar dünya çapında genç ve yetişkin deniz kaplumbağalarının dokularındaki metal seviyelerini ölçmüştür (Anan ve diğ. 2002; Storelli ve diğ. 2005; Barbieri 2009; Silva ve diğ. 2014). Bu çalışmalara bakıldığında, kas, böbrek ve karaciğer dokularının metallerin

kantifikasyon için en çok analiz edilen dokular olduğunu, organik bileşiklerin ise genellikle karaciğer ve yağ dokusunda araştırıldığını göstermektedir.

Metal ve metaloidlerin organizmadaki birikimlerini belirlemek için kas, böbrek, karaciğer, kalp, pankreas, gonad, deri, beyin ve akciğer gibi doku örnekleri genellikle ölü bireylerden toplanır. Canlı bireylerden kan, deri biyopsisi parçaları ve kabuk örnekleri alınabilir. Kan doku kirleticilerin vücutta ve organları hedeflemeden önce taşınmasının ilk yoludur ve bu yoldan elde edilecek bilgiler yakın zamandaki bir kirlenmenin göstergesi olabileceğinden kandaki kirleticili seviyelerinin belirlenmesi oldukça önemlidir. En sık analiz edilen elementlerden Cd, Cu, Hg, Ni, Pb, Se ve Zn deniz kaplumbağalarında en çok araştırılan metallerdir. Cu, Ni, Se ve Zn metabolizmada ve canlının büyümesinde önemli bir role sahiptir. Özellikle Cu, oksijen taşınmasında, enerji üretiminde ve birçok proteinin ve enzimin bağışıklık sisteminin düzgün çalışması için enzim ve işlevinde rol oynar (D'Ilio ve diğ. 2011). Cd genellikle uzun vadede böbreklerde birikir; bunun başlıca nedeni metalotiyoninlerle olan bağlantısıdır, çünkü Cu ve Zn karaciğerde (Andreani ve diğ. 2008) ve Pb kemiklerde birikme eğilimindedir.

Yaban hayatında kirleticilerin birikimini etkileyen çeşitli faktörler vardır. Cinsiyet, davranış, beslenme ekolojisi veya üremedeki değişiklikler nedeniyle kirleticilerin seviyelerinde farklılıklar oluşabilir. Ayrıca ergin bireyler kirleticileri yumurtalarına aktarır ve böylece yavruya transfer eder ve bu döngü bir çeşit kirleticinin uzaklaştırma yolu olarak da değerlendirilebilir (Guirlet ve diğ. 2008). Yaş, kirleticilerin birikimini etkileyebilecek bir diğer faktördür, örneğin metaller bir canlının yaşamı boyunca sürekli olarak birikir ve böylece daha yaşlı bireylerin dokularında daha fazla kalıntıya neden olması beklenir. Bu, çoğu deniz kaplumbağası türü için doğru olabilir ancak *C. mydas* için geçerli değildir. Bir dizi çalışma, dokulardaki metal konsantrasyonları (As, Cd, Cu, Mn ve Zn) ile kaplumbağa boyutu (eğri karapası boyu, EKB) arasında negatif korelasyonlar olduğunu bildirmiştir (Gordon ve diğ. 1998; Saeki ve diğ. 2000; Sakai ve diğ. 2000^a, 2000^b; Silva ve diğ. 2014). Bu eğilimin bir açıklaması, *C. mydas*'ın genç ve yetişkin bireyleri arasındaki beslenme alışkanlıklarındaki farklılıklar olabilir. Genel olarak, yeşil kaplumbağa yavruları zooplanktonla beslenirken, yetişkinler kıyı sularındaki beslenme alanlarına döndükten sonra deniz yosunuyla beslenir (Sakai ve diğ. 2000^b). Otçul beslenme

zooplanktondan nispeten daha düşük metal konsantrasyonlarına sahiptir, bu nedenle yetişkinler için diyet yoluyla elde edilebilen metal miktarı yavrularından daha düşüktür. Daha sonra, yeşil kaplumbağaların diyet alımının besin zincirindeki daha yüksek trofik seviyeli avlara dayandığı yaşam döngüsünün erken dönemlerinde maksimum maruziyetin gerçekleşmesi beklenir (Silva ve diğ. 2014). McKenzie ve diğ. (1999), yeşil kaplumbağalardaki metal gövdesinin yükünün, bireyler büyüdükçe ve etçil beslenme alışkanlıklarını otçul beslenme alışkanlıklarına dönüştürdükçe kirleticilerin alımının azalmasıyla ilişkili bir seyreltme etkisi nedeniyle bireyler büyüdükçe azalabileceğini öne sürmüştür. Kaplumbağalar enerji ve besin maddelerinin en önemli biyolojik taşıyıcılarından biridir. Deniz kaplumbağalarında maternal transfer genellikle yumurtalara geçen yüksek konsantrasyonlarda kirletici içerdiğinden, kaplumbağaların okyanustan kıyı kumullarının besin zincirlerine kirletici taşınmasındaki rolü değerlendirilmelidir (Hopkins 2005). Bu nedenle, dokulardaki kirleticilerin konsantrasyonuyla çalışmak, insanların çevreye baskısı etkisi ile etkilenen yaban hayatı ve bunun nihayetinde diğer çevreleri nasıl etkilediği konusunda farkındalığı artırmak için çok önemlidir.

Ağır metal birikimi tüketilen besinin içeriğinden yaşam alanının sahip olduğu çevresel koşulların canlıların vücut dokularında bıraktığı kimyasal izler ile değerlendirilerek anlaşılmasına olanak sağlayan bir belirteçtir. Bu kapsamda hem deniz hem de karasal ekosistemi kullanan canlılar olan deniz kaplumbağalarındaki değerlendirmeler habitat ve türün geleceği açısından çok yönlü bilgiler edinmemizi sağlayacaktır. *C. caretta* ve *C. mydas* uzun ömürlü omurgalılar olduğundan, ağır metalleri diyet yoluyla (*C. caretta* etobur ve *C. mydas* otçuldur) veya doğrudan su ortamından alarak biriktirirler (Andreani ve diğ. 2008; D'Ilio ve diğ. 2011). Bu nedenle, metallerin ve diğer kimyasal kirleticilerin kaplumbağalar üzerindeki olumsuz etkileri (birey, popülasyon ve ekosistem düzeyinde) doku seviyesinde belirlenmesi giderek daha fazla araştırılan bir konu haline gelmektedir (Andreani ve diğ. 2008; D'Ilio ve diğ. 2011; Camacho ve diğ. 2014).

Çevre kirliliğini oluşturan en önemli ağır metal kirliliği suda, havada ve toprakta oluşmaktadır (Szynkowska ve diğ. 2009). Deniz kaplumbağalarının neslinin tükenme tehlikesi altında olması ve ağır metallerin deniz omurgalıları üzerinde zararlı etkilere sahip olma potansiyeli göz önüne alındığında (Bull ve diğ. 1983; Nicholson

ve Osborn 1983; Rawson ve diğ. 1993), Akdeniz'deki deniz kaplumbağalarındaki ağır metal yüklerine ilişkin nispeten az miktarda olan bilginin artırılmasına yönelik açık bir ihtiyaç vardır.

Ülkemizdeki deniz kaplumbağaları ile ilgili yapılan ağır metal çalışmalarında ise; ağır metal konsantrasyonlarının *C. caretta* bireylerinde de dokular arasında farklılık gösterdiği tespit edilmiştir (Kaska ve diğ. 2004). Yapılan bir başka çalışmada yuvalama alanlarında bulunan çeşitli bitki dokularında, sahil kumunda, deniz zemininde, deniz çayırında ve yumurta kabuklarında ağır metal analizi yapılmış ve deniz çayırında diğer bitkilere oranla daha yüksek miktarda metaller tespit edilmiştir. Bu sonuç da otçul beslenen yeşil kaplumbağaların sağlığını tehdit eden bir unsur olarak öngörülebilmektedir (Çelik ve diğ. 2005). Ülkemizin doğusunda Samandağ kumsallarında yapılan bir çalışmada ise ölü deniz kaplumbağalarının kan, böbrek ve karaciğer dokularından tayin edilen ağır metaller Akdeniz'deki diğer çalışmalara oranla daha düşük bulunmuştur (Yipel ve diğ. 2017). Bir başka çalışmada ise Kazanlı bölgesinde ölü olarak karaya vuran *C. caretta* bireyleri üzerinde karaciğer ve kas dokularında ağır metal analizi yapılmış ve kas dokusunda karaciğerden daha yoğun ağır metal birikimi olduğu bulunmuştur (Aymak 2021).

1.4.2 Polisiklik Aromatik Hidrokarbonlar (PAH'lar)

Kalıcı organik kirleticilerin en yaygın ve baskın sınıflarından ikisi olan polisiklik aromatik hidrokarbonlar (PAH'lar) ve poliklorlu bifeniller (PCB'ler), deniz ve kıyı ortamlarındaki insan faaliyetlerini yansıtır (Perugini ve diğ. 2007; Field ve Sierra-Alvarez 2008). PAH'lar besin ağları yoluyla biyolojik olarak biriken ve deniz kaplumbağaları da dahil olmak üzere çeşitli yerleşik ve göçmen türlerin biyolojisini etkileyen öncelikli kirleticilerdir. PAH'lar, yanardağ aktivitesi ve orman yangınları gibi doğal olayların yanı sıra kanalizasyon, endüstriyel ve tarımsal atıklar gibi antropojenik kaynaklar tarafından da salınır (Zychowski ve Godard-Codding 2017). PAH'lar çeşitli deniz organizmalarının biyolojisini etkileyen (Perugini ve diğ. 2013; Taffi ve diğ. 2014) deniz ekosistemlerinde biyolojik olarak birikebilen ve biyolojik olarak büyüeyebilen öncelikli kirleticiler olarak kabul edilir (Rodriguez- Hernandez ve diğ. 2017). PAH'ların yaban hayatı üzerindeki iyi bilinen toksik etkileri,

kanserojenlikten immünoşupresyona, karaciğer hasarına ve endokrin bozulmasına kadar uzanır (Collier ve diğ. 2014; Olenycz ve diğ. 2015; Zychowski ve Godard-Codding 2017). Toksikite mekanizmaları, hedef gen ekspresyonundaki modülasyon (örneğin, steroid hormonu, antioksidan ve detoksifikasyon genleri) ve DNA metilasyonu dahil olmak üzere çeşitli moleküler başlatma olaylarını ve yollarını içerir (Dupuy ve diğ. 2014; Cocci ve diğ. 2017).

Deniz kaplumbağaları ile ilgili olarak, son zamanlarda canlı deniz kaplumbağalarında PAH'lar, PCB'ler ve organoklorlu pestisitler (OCP'ler) dahil olmak üzere endişe verici seviyelerde kalıcı organik kirleticilerin bulunması, bu kirleticilerin deniz kaplumbağalarının korunması için gerçek bir tehdit olduğunu düşündürmektedir (Keller ve diğ. 2004; Hamann ve diğ. 2010; Camacho ve diğ. 2012, 2013, 2014; Bucchia ve diğ. 2015; Novillo ve diğ. 2017). Farklı coğrafik bölgelerde bulunan deniz kaplumbağalarında farklı konsantrasyonlar tespit edilmiştir (Camacho ve diğ. 2012, 2013; Bucchia ve diğ. 2015; Casini ve diğ. 2018). Bu bağlamda, kirlilikteki bölgesel ve coğrafi farklılıkların deniz kaplumbağalarında tespit edilen farklı PAH konsantrasyonları ile ilişkili olduğu, yarı kapalı ve oldukça antropojenik etkilere maruz kalmış bir deniz olan kuzey Adriyatik Denizi'nde kurtarılan bireylerde daha yüksek maruziyet seviyeleri bulunduğu gösterilmiştir (Lazar ve diğ. 2011; Bucchia ve diğ. 2015). Bu nedenle çalışmamızın yapılacağı bölgenin sınırlılığı, Akdeniz'in kapalı havza olması da göz önüne alındığında insan etkisinin sonuçları bölge için farkındalık yaratacaktır.

Sonuç olarak, deniz kaplumbağalarında kirliliğin etkilerini izleyen ve bu kirleticilerin temel seviyelerinin tanımlanmasına katkıda bulunan çalışmaların sayısı artmaya devam etse de PAH'ların bu türleri etkilediği potansiyel mekanizmalar hakkında yalnızca sınırlı bilgiler mevcuttur (Lutcavage ve diğ. 1997; Casal ve Oros 2009; Camacho ve diğ. 2013). Fakat ülkemiz kumsallarında yuvalayan *C. caretta* 'lar üzerine yapılan bir çalışma henüz yoktur.

1.4.3 Eritrosit Nükleus Anomalisi (ENA)

Eritrosit Nükleus Anomali (ENA) testi laboratuvar ortamında sitogenetik (kromozomal) bir tekniktir. Kromozom yapılarını ve anomalileri belirlemede yardımcı

bir yöntemdir. Balıklarda kullanılarak geliştirilmiş ve temel ölçü olarak benimsenmiştir (Metcalf 1988; Carrasco ve diğ. 1990; Smith 1990). Olgun eritrositlerdeki normal nükleus veya anormal yapıdaki mikronükleusların tespitine dayanır. Kirleticilerin genotoksik potansiyelini değerlendirebilmek için periferik kan yayma gözlemleri sık kullanılan izleme yöntemlerinden biridir (da Silva ve diğ. 2016). Bu yöntem ile tespit edilen anomaliler kimyasal kirleticilere maruz kalma derecesinin DNA düzeyinde meydana getirdiği sonuçları hedef almaktadır. Aynı zamanda bu gözlemler DNA hasarı ya da analizi ile ilgili yeni testlerin uygulanabilirliğinde de yol göstericidir. Progenotoksin (DNA'ya zarar veren bir ajan haline gelmesi için metabolik olarak aktive edilmesi gereken kimyasal madde) olarak sınıflandırılan sübstitüe edilmemiş PAH, güçlü bir hayvan kanserojeni olarak kabul edilir (Vainio ve diğ. 1985; Varanasi 1987; Hawkins ve diğ. 1990). Bu kapsamda ekotoksikolojik maddelerin sebep olabileceği eritrosit nükleus anomalileri de kaplumbağalarda ve çoğu canlıda gözlemlenen kirletici etkilerinden biridir. Birçok çalışma deniz kaplumbağalarında kan dokularındaki PAH seviyeleri ile DNA hasarının pozitif korelasyon gösterdiğini belirtmiştir (Casini ve diğ. 2018).

1.5 Çalışmanın Amacı

Bu çalışma 3 bölüm olarak planlanmıştır. Bu bölümler, 1) Antalya'nın batısında yer alan ana yuvalama kumsallarının dışındaki düzensiz yuvalama alanlarının tespiti ve üreme çıktılarının değerlendirilmesi, 2) Patara Kumsalı'nda iklim değişkenlerinin deniz kaplumbağalarının fenolojisi ve üreme çıktıları üzerine etkileri ve 3) Patara Kumsalı'na yuvalayan deniz kaplumbağalarındaki ekotoksikolojik araştırmalar olmak üzere gruplandırılmıştır. Bu kapsamda;

- *Düzensiz yuvalama alanlarının tespit edilmesi:* Antalya Konyaaltı ile Antalya ilinin en batı ucu olan Eşen Çayı arasında yeni düzensiz yuvalama alanları tespit edilmesi ve bu yuvaların koruma altına alınarak yuva çıktılarının değerlendirilmesi amaçlanmıştır.
- *İklim değişkenlerinin deniz kaplumbağası fenolojisi ve üreme çıktıları üzerine etkisi:* Patara Kumsalı'nda 2019-2023 üreme sezonları boyunca elde edilen tüm

deniz kaplumbağası yuvalama davranışlarının, fenolojilerinin ve üreme çıktılarının iklim değişkenleri ile birlikte değerlendirilmesi amaçlanmıştır.

- *Yuvalayan deniz kaplumbağalarında ekotoksikolojik araştırmalar:* Patara Kumsalı'na yuvalayan deniz kaplumbağalarından kan örnekleri alınarak sağlıklı bireylerdeki ağır metal ve polisiklik aromatik hidrokarbon seviyeleri ve birikimlerinin tespiti ve bu kirleticilerin üreme çıktıları üzerindeki etkilerinin değerlendirilmesi amaçlanmıştır. Bunun yanı sıra alınan kan örneklerinden kan yayma preparatları hazırlanarak eritrosit yapılarının gözlemlenmesi, nükleus anomalileri kontrol edilerek kimyasal kirleticiler ile ilişkilerinin değerlendirilmesi amaçlanmıştır.

2. YÖNTEM

2.1 Çalışma Alanı

Bu çalışmada, düzensiz yuvalama alanlarının tespiti için Antalya ilinin kıyı şeridi çalışma alanı olarak seçilirken ekotoksikolojik parametrelerin verileri ve üreme biyolojisi verilerinin toplanmasında Patara Kumsalı çalışma alanı olarak kullanılmıştır.

2.1.1 Düzensiz Yuvalama Alanlarının Tespit Edilmesi

Antalya ilinin batısında kalan (Antalya-Muğla sınırı olan Eşen Çayı'ndan Antalya Konyaaltı ilçesine kadar) yaklaşık 200 km'lik kıyı şeridinde düzensiz yuvalama alanları araştırılmıştır (Şekil 2.1).



Şekil 2.1: Düzensiz yuvalama alanları çalışma alanı- Antalya ilinin batısı

2.1.2 Patara Kumsalı

Patara Özel Çevre Koruma Bölgesi Antalya ve Muğla il sınırları içerisinde yer alan yaklaşık 190 km²'lik bir alanı kaplamaktadır (Şekil 2.2). Patara Özel Çevre Koruma Bölgesi; yerleşim alanları, seralar, maki örtüsü, mera alanları, orman alanları, sulak alanlar, tarım alanları ve kum tepelerini içerir. Bu bölge özel çevre koruma alanı olmasının yanı sıra Patara, Letoon ve Xanthos gibi antik kentlerin varlığı nedeniyle arkeolojik sit alanı ve zengin biyolojik çeşitliliği ile birlikte 1. derece doğal sit alanı olarak da korumaya alınmıştır. Patara Kumsalı aynı zamanda deniz kaplumbağalarının Türkiye'deki önemli yuvalama plajlarından biridir (Baran ve Kasperek 1989; Türkozan ve Kaska 2010). Patara Kumsalı yaklaşık 12 km uzunluğunda olup, Patara ve Karadere bölgesi olmak üzere iki alt bölgeden oluşur. Patara bölgesi, Gelemiş ilçesinden (36° 14.901'K; 29° 18.948'D) başlayıp Eşen Çayı'na (36° 17.572'K; 29° 15.746'D) kadar uzanan 7 km'lik bir alanı kapsayan yoğun bir yuvalama alanıdır. İkinci bölge Karadere ise Patara bölgesine göre daha düşük yuvalamaya sahip olup yaklaşık 5 km'lik bir kumsaldır. Bu bölge Eşen Çayı'ndan (36° 17.607'K; 29° 15.691'D) başlayarak Karadere Çayı'na (36° 19.725'K; 29° 13.517'D) kadar uzanır.



Şekil 2.2: Patara Özel Çevre Koruma Bölgesi

2.2 Çalışma Yöntemi

2.2.1 Düzensiz Yuvalama Kumsalları İçin Veri Toplama

2021 ve 2022 yılı deniz kaplumbağası yuvalama sezonunda Mayıs-Ekim ayları arasında Antalya'nın batı kesiminde yer alan ve ana yuvalama kumsalları dışında kalan kumsallar 15 gün aralıklarla düzenli bir şekilde gözlemlenmiştir. Tespit edilen yuvalar ve yuvasız çıkışlar kayıt altına alınmıştır. Üreme çıktıları üzerine toplanacak verilerin kapsamı, yöntemi ve değerlendirilmesi bir alt bölümde verilmiştir.

2.2.2 Üreme Biyolojisi Çıktıları İçin Veri Toplama

Yuva koruma ve izleme çalışmaları, T.C. Tarım ve Orman Bakanlığı, Doğa Koruma ve Milli Parklar Genel Müdürlüğü'ne bağlı Türkiye Deniz Kaplumbağası Bilim Komisyonu'nun aldığı kararlar doğrultusunda oluşturulan standart protokoller kullanılarak Mayıs ayının başından Ekim ayı sonuna kadar gerçekleştirilmiştir. Saha çalışmaları, uzmanlar eşliğinde eğitilmiş gönüllü ekip ile birlikte yürütülmüştür. Çalışmalar, tüm yuvalama faaliyetlerini gözlemlemek adına üreme sezonu boyunca hem gece hem de gündüz olacak şekilde her gün düzenli olarak devam etmiştir. Yuvalama faaliyetlerini ve yuva bilgilerini içeren tüm üreme çıktıları bilgileri 2019-2023 yılı üreme sezonu boyunca kaydedilmiştir.

Üreme çıktıları verileri iki ana grupta toplanmıştır. Birincisi *yuvasız çıkış sayısı* (anaç kaplumbağanın yuvalama davranışı göstermeden denize dönüş yaptığı kumsala çıkış sayısı), *toplam yuva sayısı* (yuvalama faaliyeti ile sonlanan kumsala çıkış sayısı), *yuvalama başarısı* (yuva sayısının toplam kumsala çıkış sayısına oranı [%]), *yuvalama yoğunluğu* (toplam yuva sayısının kumsal uzunluğuna oranı [yuva/km]) ve *korunan yuva sayısı* (tamamen korunan yuva sayısının toplam yuva sayısına oranı) olmak üzere Patara Kumsalı'nda gerçekleşen yuvalama fenolojisi parametreleridir. İkinci ana grup ise; *kuluçka süresi* (yuvalama tarihinden ilk yavru çıkışına kadar geçen süre), *toplam yumurta sayısı* (döllenenmemiş yumurta, boş kabuk sayısı ve ölü embriyo sayısı toplamı), *boş kabuk sayısı* (yavru çıkışı gerçekleşen yumurta kabuğu sayısı), *ölü embriyo sayısı* (embriyonik dönemde gelişimi duran embriyo sayısı), *döllenenmemiş*

yumurta sayısı, yavru çıkış başarısı (boş kabuk sayısının toplam yumurta sayısına oranı [%]) ve *cinsiyet oranları* (kuluçka süresinin 1/3'lük periyodundaki yuva içi sıcaklığa göre hesaplanır)'nı içeren yuva çıktıları bilgileridir.

Anaç kaplumbağanın yuvalama davranışı ile sonuçlanan kumsala çıkışlarında, yuva yeri tespit edilerek GPS koordinatları kaydedilmiş ve kumsaldaki konumları belirlenmiştir. Yuvalar yavruların rahatça çıkabileceği boyutta 10 cm aralıklı açıklığı bulunan 1m x 1m boyutlarındaki kum altı tel kafesler ile predasyona karşı koruma altına alınmıştır. İnsan faaliyetinin yoğun olduğu bölgelerde kum altı kafeslerin yanı sıra bilgilendirme tabelası içeren kum üstü prizma kafesler de kullanılmıştır. Denize yakın ve su basma tehlikesi altında olan yuvalar Başkale ve Kaska (2005)' te belirtilen yuva taşıma yöntemine göre güvenli alanlara taşınmıştır.

Yavru çıkışı tamamlanan yuvalarda yavru çıkış gününden en az üç gün sonra kontrol açışı yapılmış, Kaska ve Downie (1999)'ye göre ölü embriyolar sınıflandırılmış, döllenenmemiş yumurtalar ve boş kabuklar sayılmış ve kaydedilmiştir. Yavru çıkış başarısı hesaplanırken predasyona uğrayan yuvalar hesaplama dahil edilmemiştir. Yavru cinsiyet oranları kuluçka süresinin 1/3'lük periyodundaki yuva içi sıcaklığa göre Kaska ve diğ. (1998^a), Kaska ve diğ. (1998^b)' de belirtilen formülle hesaplanmıştır.

2.2.3 İklim Değişkenleri Veri Eldesi

2.2.3.1 Meteorolojik Verilerin Elde Edilmesi ve Standardizasyonu

Çalışmanın gerçekleştirildiği döneme ait 2019-2023 yılları arasındaki atmosferik sıcaklık (°C), nispi nem (%), yağış (1 mm = 1 kg/m²), ve deniz suyu sıcaklığı (°C) verileri T.C. Çevre, Şehircilik ve İklim Değişikliği Bakanlığı Meteoroloji Genel Müdürlüğü'nden temin edilmiştir. Bölgeye ait toplam beş istasyondan veriler alınmış fakat alana en yakın yerel meteoroloji istasyonu olan, 10 m yükseklikte ve Patara yuvalama kumsalına 10 km uzaklıkta bulunan Çavdır İstasyonu'ndan (36°21'N, 29°20'E) bilgiler elde edilmiştir. Yılın 12 ayına ait tüm veriler genel olarak değerlendirildikten sonra yuvalama sezonuna karşılık gelen 1

Mayıs - 30 Ekim tarihleri arasındaki ölçümlere göre de eşleştirilerek incelemeler yapılmıştır.

Çalışma sahasına üreme dönemi başlangıcından itibaren tarafımızdan yerleştirilen LYK 20E Sıcaklık ve Nem Kayıt Cihazı Alarmlı Datalogger cihazından elde edilen sıcaklık (°C) ve nem (%) ölçümleri de kaydedilmiştir. Sıcaklık için 0,1 °C ve nispi nem için %0,1 hassasiyetine sahip bu cihazın kurulumu veri ölçümü her 60 dakikada bir olacak şekilde sağlanmıştır.

Mayıs ve Ekim ayları arasında LYK 20E Sıcaklık ve Nem Kayıt Cihazı Alarmlı Datalogger cihazından elde edilen veriler ile meteoroloji istasyonundan temin edilen veriler değerlendirilmiş ve aralarında fark olmadığı anlaşılmış, tüm veriler üreme dönemine göre karşılaştırma yapılarak standardize edilmiştir.

2.2.3.2 Yuva İçi Sıcaklık Bilgisi Eldesi

Yuva içi sıcaklık bilgilerini edinmek ve yavru cinsiyet oranlarını belirlemek üzere üreme dönemlerinde yuva merkezine sıcaklık ölçer cihazlar yerleştirilmiştir. Cihazlar yuvalama anında yuva merkezinde olacak şekilde konumlandırılmıştır. Yuvalara yerleştirilen 0,05 °C hassasiyetli “Tinytalk” adı verilen sıcaklık kaydedici cihazlarla (Gemini Data Loggers (UK)) kuluçka süresi boyunca yuva içi sıcaklıklar her 30 dakikada bir ölçülmüştür. Sıcaklık kaydedici cihazlar, yumurtlama esnasında yumurtaların tam ortasına gelecek şekilde yuva merkezine yerleştirilmiş, son yavru çıkışı gerçekleştikten sonra yapılan kontrol açışı esnasında yuvadan çıkarılmış ve veriler bilgisayar ortamına aktarılarak dönemsel değerlendirmeleri yapılmıştır.

2.2.4 Ekotoksikolojik Analizler

2.2.4.1 Kan Örneklerinin Temini

Yuvalamak için kumsala çıkan dişi kaplumbağanın yuvalama faaliyetini tamamladıktan sonra tekrar denize ulaşmak için dönüş yaptığı sırada kan örneği alma işlemi gerçekleştirilmiştir. Marka numaraları ve ölçümleri (Eğri karapas boyu- EKB-nuchal plağın ortasından subrakaudal plağın en uzun noktasına kadar mezura yardımı ile ölçülmüştür (Eckert 1999)) kayıtlı olan bireylerden dorsal servikal sinüsten literatürde önerilen yöntemle kan alma işlemi yapılmıştır (Owens ve Ruiz 1980). Kan alınmadan önce servikal sinüs bölgesi isopropil alkollü spanç ile temizlenmiş, steril heparinli enjektör (Ayset marka) ile 5 ml kan örneği alınmıştır. İşlem sonrası kanın alındığı bölgeye tekrar alkollü spanç yardımı ile baskı uygulanmıştır. 1-2 dakika bekleme süresinin ardından kan alınan bölge gözlemlenerek kanamanın olmadığından emin olunduktan sonra bireylerin doğal ortamına geri dönmesi sağlanmıştır. Alınan kan örnekleri soğuk zincir taşıma çantası ile laboratuvar ortamına nakledilmiştir.

2.2.4.2 Metal Analizi

Laboratuvar ortamına taşınan kan örnekleri, bireye ait marka numarası ve örnek alım tarihi ile birlikte etiketlenmiş ve 1 ml'si tüm kan olarak -20 °C'de saklanmıştır. Bu numuneler cihaz okuma işlemine kadar buzdolabında bekletilmiş ve tüm numuneler için şartların eşit olması adına aynı koşullar uygulanarak eş zamanlı okunması sağlanmıştır.

Buzdolabında muhafaza edilen örnekler İndüktif Eşleşmiş Plazma-Kütle Spektrometresi (ICP-MS) analizi öncesi şeffaflaştırılmış ve sonrasında okunması sağlanmıştır.

Şeffaflaştırma işlemi için her bir numune, numune kodu yazılmış tüplere alınarak (tüpün darası alındıktan sonra) hassas terazide tartımı yapılmış ve ardından üzeri 10 ml asit karışımı (3:1 nitrik asit [68%; Sigma-Aldrich]: hidrojen peroksit [30%; Sigma-Aldrich]) ile tamamlanmıştır. Çeker ocak altında önce Vortex-Mixer VM-10

marka karıştırıcı cihaz ile karıştırılmış ardından 12 saat beklemeye alınmıştır. Ertesi gün, ultra saf su kullanılarak numune 10 ml'ye seyreltilmiştir. Ultra saf suyun iletkenliği 0,055 $\mu\text{S}/\text{cm}$ 'dir (18,2 Mohm/cm). Cihazın dijital ekranından su kalite kontrol değerlerini sürekli kontrol edilerek analizler gerçekleştirilmiştir. Homojenize olarak şeffaflaşan örnekler Pamukkale Üniversitesi İleri Teknoloji Uygulama ve Araştırma Merkezi'nde (İLTAM) ICP-MS cihazı (ICP-MS; NexION 2000 B Perkin Elmer) ile analiz edilmiştir. Numuneler ICP'de iyonlaştırıldıktan sonra kütle spektroskopisine (MS) gönderilmiş ve bu kısımda kütle/yük (m/z) oranlarına göre ayrılarak belirlenen metallerin ölçümlerinin yapılması sağlanmıştır.

Kan örneklerinde gerçekleştirilen metal analizinde ICP-MS parametreleri: Rf (Radyo frekansı): 1300 W; gaz akış hızı: 1,5 ml/dak; soğutucu gaz: 15 ml/dak; yardımcı gaz: ml/dak; nebulizatör gazı: 0,65 ml/dak; örnek akış hızı: 1,5 ml/dak; yıkama süresi: 20 sn; ve okuma süresi: 3 sn olacak şekilde sabitlenmiştir.

Al, As, Ca, Cd, Cr, Cu, Fe, Hg, Mg, Ni, Pb ve Zn metallerinin dahil olduğu sertifikalı standart çözeltileri içeren analitik reaktif kimyasalları Sigma-Aldrich'ten, ICP-MS standart çözeltileri ise Perkin Elmer'den temin edilmiştir. Her okuma başlangıcından önce standart çözeltiler hazırlanmıştır (konsantrasyonlar: 500, 250, 100, 50 ve 10 $\mu\text{g L}^{-1}$). Standart çözeltilerin kalibrasyonu sırası ile şöyledir; Al: 1000 $\mu\text{g mL}^{-1} \pm 5 \mu\text{g/mL}$; As: 1003 $\mu\text{g mL}^{-1} \pm 5 \mu\text{g/mL}$; Ca: 1000 $\mu\text{g mL}^{-1} \pm 5 \mu\text{g/mL}$; Cd: 999 $\mu\text{g mL}^{-1} \pm 5 \mu\text{g/mL}$; Cr: 1000 $\mu\text{g mL}^{-1} \pm 5 \mu\text{g/mL}$; Cu: 999 $\mu\text{g mL}^{-1} \pm 5 \mu\text{g/mL}$; Fe: 1000 $\mu\text{g mL}^{-1} \pm 5 \mu\text{g/mL}$; Hg: 998 $\mu\text{g mL}^{-1} \pm 5 \mu\text{g/mL}$; Ni: 999 $\mu\text{g mL}^{-1} \pm 5 \mu\text{g/mL}$; Mg: 1000 $\mu\text{g mL}^{-1} \pm 5 \mu\text{g/mL}$; Pb: 999 $\mu\text{g mL}^{-1} \pm 5 \mu\text{g/mL}$; Zn: 998 $\mu\text{g mL}^{-1} \pm 5 \mu\text{g/mL}$. ICP-MS analizinde içsel standard çözeltisi olarak Bi, In, Sc, Y ve Ge kullanılmıştır. Sonuçların doğruluğu % 95 güven aralığı içerisinde çeşitli istatistiksel testler kullanılarak değerlendirilmiştir ($P < 0,05$). Bu metallere ait elde edilen tespit etme limitleri (TEL) ve miktar tayin limitleri (MTL) Tablo 2.1'de verilmiştir. Analiz edilen metallerin 50 $\mu\text{g L}^{-1}$ için hesaplanan geri kazanım yüzdeleri ise; Al: 51,616 $\mu\text{g L}^{-1}$, %103,232; As: 50,640 $\mu\text{g L}^{-1}$, %101,280; Ca: 50,142 $\mu\text{g L}^{-1}$, %103,516; Cd: 50,753 $\mu\text{g L}^{-1}$, %101,506; Cr: 50,475 $\mu\text{g L}^{-1}$, %100,95; Cu: 33,533 $\mu\text{g L}^{-1}$, %67,066; Fe: 51,896 $\mu\text{g L}^{-1}$, %103,792; Hg: 48,871 $\mu\text{g L}^{-1}$, %97,742; Mg: 52,503 $\mu\text{g L}^{-1}$, %105,006; Ni: 51,013 $\mu\text{g L}^{-1}$, %102,026; Pb: 39,645 $\mu\text{g L}^{-1}$, %79,290; Zn: 47,707 $\mu\text{g L}^{-1}$, %97,707 şeklindedir.

Tablo 2.1: Metal örnekleri için Tespit Etme Limitleri (TEL) ve Miktar Tayin Limitleri (MTL)

	TEL ($\mu\text{g.kg}^{-1}$)	MTL ($\mu\text{g.kg}^{-1}$)
Al	0,8344	2,5032
As	0,0197	0,0591
Ca	0,0016	0,0048
Cd	0,0088	0,0264
Cr	0,0114	0,0342
Cu	0,0276	0,0828
Fe	0,3776	1,1328
Hg	0,0066	0,0198
Mg	0,1262	0,3786
Ni	0,0327	0,0981
Pb	0,0185	0,0555
Zn	0,1669	0,5007

2.2.4.3 PAH Analizi

Laboratuvar ortamına taşınan kan örneğinin 1 ml'lik kısmı eppendorf tüplere alınarak etiketlenmiş ve 5000 rpm'de 3 dakika boyunca NÜVE NF 048 marka cihaz ile santrifüjlenerek plazma ve hücre sel çökelti olarak ayrılmıştır. Plazma örnekleri steril cryo tüplerde buzdolabında -20 °C'de cihaz okuma işlemine kadar muhafaza edilmiş ve tüm numuneler için şartların eşit olması adına aynı koşullar altında eş zamanlı okunması sağlanmıştır.

Örneklerden Gaz Kromatografisi (GC-MS) ile polisiklik aromatik hidrokarbonlar (PAH) sınıfından olan kimyasal kirleticilerin tayini yapılmıştır. GC-MS işlemi öncesi numunelerdeki organik fazın toplanması için ön işlem uygulanmıştır. Bu ön işlem için öncelikle numuneler her birinden 0,5 gram olmak üzere hassas terazide tartılmıştır (0,5 gramdan az olan numuneler ön işleme alınmamıştır). Numuneler tartımdan sonra etiketi yazılmış 10 ml'lik steril falkon tüplerine alınmıştır. Daha sonra her birine 1 ml aseton eklenmiş, vorteks cihazı ile karıştırılmış ve ardından sonik su banyosunda 10 dakika bekletilmiştir. Fazları ayırıştırmak adına 4 dakika boyunca 5000 rpm'de NÜVE NF 800 R marka cihaz ile santrifüj edilerek katı ve organik faz birbirinden ayırıştırmıştır. Santrifüj sonrası üstte kalan organik faz ayrı tek bir tüpte toplanmış altta kalan katı kısma organik bileşikleri çözmek adına yine 1 ml aseton eklenmiş ve bu işlem 3 ya da 4 kez aynı sıra ile uygulanmıştır.

Ayrı bir tüpte toplanan organik faz içindeki asetonu uzaklaştırmak için 1 ml kalana dek azot gazı ile buharlaştırılmıştır. Kalan numuneye 1 ml hekzan ve 1 ml ultra pure su eklenerek karışım vorteks cihazı ile karıştırılmıştır. Daha sonra 4 dakika boyunca 5000 rpm’de santrifüj edilerek üst faz yeni bir tüpe aktarılmış ve 1 ml kalana dek yeniden azot gazı ile buharlaştırma işlemi yapılmıştır. Son basamak olarak 0,5 ml NaOH ve 0,5 ml izopropil alkol eklenerek tamamı enjektöre çekilmiş, filtre ile süzülerek cam flakonlara alınmıştır. Ön işlemi tamamlanan numuneler cihaz okuma esnasına kadar aynı şartlarda dondurulmadan buzdolabında saklanmıştır. Ön işlemin ardından Thermo Scientific Trace 1300 GC marka GS-MS cihazı çalışma prensibine göre önce gaz kromatografisi bölümünde karışımdaki maddeler iyonlarına ayrıldıktan sonra, kütle spektrometresi bölümünde de karışımdaki maddelerin kütlelerine bağlı olarak analizi sağlanmıştır. Bu doğrultuda PAH analizlerinde yapılan işlemlerde benzo(a)anthracene, benzo(a)pyrene, benzo(b)fluorene, benzo(k)fluorene ve chrysene olmak üzere beş parametre ölçülmüştür. Plazma örneklerinin PAH analizleri de yine İLTAM’da gerçekleştirilmiştir. Plazma örneklerindeki PAH miktarları için Tespit Etme Limitleri (TEL) ve Miktar Tayin Limitleri (MTL) Tablo 2.2’ de verilmiştir.

Tablo 2.2: PAH örnekleri için Tespit Etme Limitleri (TEL) ve Miktar Tayin Limitleri (MTL)

Parametreler	TEL ($\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$)	MTL ($\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$)
Benzo(a)anthracene	0,05194242	0,17140995
Benzo(a)pyrene	0,00456856	0,01507625
Benzo(b)fluorene	0,04945802	0,53859787
Benzo(k)fluorene	0,03754920	0,12391237
Chrysene	0,02372026	0,07827687

2.2.4.4 Eritrosit Nükleus Anomalisi Analizi

Laboratuvar ortamına taşınan kan örneğinden lamın uç kısmına bir damla damlatılmış ardından farklı bir lam ile 45 derecelik bir eğim uygulanarak yayma işlemi yapılmıştır. Hazırlanan kan yayma preparatı laboratuvar ortamında açık havada kurumaya bırakılmıştır.

Kuruyan preparatlar histolojik gözlemler için boyamaya alınmıştır. Preparatlar boyama işlemi için May Grunwald solüsyonunda 5 dakika boyunca bekletilmiş ardından distile su ile boya uzaklaştırılmıştır. Boyamada ikinci aşama olarak 25 dakika Giemsa solüsyonu ile boyandıktan sonra distile su ile preparatlar yıkanmış ve yeniden kurumaya bırakılmıştır. Hazır olan preparatlar “Olympus CX-23” marka mikroskop ile incelenmiştir. Kan yayma preparatlarında eritrosit nükleus yapıları incelenmiş ve anomaliler kayıt altına alınmıştır.

Gözlemlenen eritrosit nükleus anomalileri Pacheco ve Santos (1997)’ye göre sınıflandırılmıştır. Her bir preparat için 1000 adet eritrosit gözlemi hedeflenmiştir. Gözlemlenen anomaliler; böbrek şeklinde nükleus, loblu nükleus, segmentli nükleus, boşluklu nükleus ve mikronükleus olmak üzere 5 kategoride sınıflandırılmıştır. Gözlemlenen anomaliler bu sınıflandırma ve metodoloji ile oranlanarak ENA sıklığı (%) hesaplanmıştır (Carrasco ve diğ. 1990; Smith 1990). Mikroskoba bağlanan “Olympus EP50” marka görüntü alma cihazı ile örnekler fotoğraflanarak arşivlenmiştir.

2.2.4.5 Veri Doğruluğu ve Kontaminasyon Önlemleri

PAH ve metal analizleri esnasında, Ddhili standartlarla eş zamanlı okumalar yapılarak sonuçlar belirlenmiştir. Hem PAH hem de metal analizleri üç kez tekrarlanmış ve elde edilen sonuçların ortalaması alınmıştır. Kontaminasyonu önlemek ve önceki numunelerden kalan kalıntıların diğer numuneleri etkilemesini önlemek için 10 numune arasına üç boş numune yerleştirilmiştir. Cihazın doğruluğunu kontrol etmek için akış hassasiyetine dikkat edilmiş ve herhangi bir kontaminasyon olup olmadığını tespit etmek için bilinen konsantrasyon standartları kullanılmıştır.

2.3 İstatistiksel Analiz

Tüm istatistiksel analizlerde R 4.3.2 (R Core Team 2018), Statgraphics Centurion XVI 16.1.11 ve SPSS 29 veri analiz paket programları kullanılmıştır. İstatistiksel analizlerde %95 güven aralığı dikkate alınarak, $P < 0,05$ seviyesi istatistiksel olarak anlamlı kabul edilmiştir.

2.3.1 Düzensiz Yuvalama Alanları Bulgularının İstatistiksel Analizi

Düzensiz yuvalama alanlarının tespiti doğrultusunda elde edilen üreme çıktıları sonuçlarına dair verilerin tanımlayıcı istatistik tablosu verilmiş ve dağılımları gösterilmiştir.

2.3.2 İklimsel Değişkenler ve Üreme Çıktıları Bulgularının İstatistiksel Analizi

Veri setinin normalliği Shapiro-Wilk Testi ile değerlendirilmiş ve $P>0,05$ bulunması nedeni ile normal dağılım varsayımı sağlanmıştır. Bu doğrultuda sonraki istatistiksel analizlerde parametrik testler uygulanmıştır. Üreme biyolojisi çıktıları ile iklimsel değişkenlerin yıllara göre karşılaştırılması amacıyla tek yönlü ANOVA testi uygulanmıştır. ANOVA sonucunda istatistiksel olarak anlamlı farklılık gözlemlenen yılların belirlenmesi için post-hoc yöntemi olarak Tukey testi kullanılmıştır.

Atmosferik sıcaklık ve nispi nem değerlerinin meteoroloji istasyonlarından alınan veriler ile çalışma alanına yerleştirilen cihazdan elde edilen veriler arasında ilişkiler Pearson Korelasyon Analizi ile kararlaştırılmıştır. Ayrıca yuvalama dönemi boyunca iklim değişkenleri arasındaki ilişki Pearson Korelasyon Analizi kullanılarak değerlendirilmiştir. İklim değişkenleri ile üreme çıktıları arasındaki ilişki için Kanonik Korelasyon Analizi yapılmıştır. Kanonik Korelasyon Analizi çok değişkenli istatistiksel bir yöntem olup iki farklı değişken kümeleri arasındaki farkı gösteren analiz yöntemidir. Genelleştirilmiş Doğrusal Modeller (Generalized Linear Model-GLMs) oluşturularak anlamlı olmayan regresyon katsayılarına sahip bağımsız değişkenleri elemek ve üreme çıktıları parametrelerini etkileyen iklimsel değişkenleri belirlemek için geriye doğru seçimle kademeli regresyon analizi kullanılmıştır.

2.3.3 Ekotoksikoloji Bulgularının İstatistiksel Analizi

Shapiro-Wilk Testi ile verilerin dağılımının normalliği değerlendirilmiş ($P>0,05$) ve sonraki istatistiksel analizler için parametrik testler kullanılmıştır. Ayrıca tüm değişkenler arasındaki ilişkinin incelenebilmesi için Pearson Korelasyon analizi

kullanılmıştır. İstatistiksel analizlerde çoklu doğrusallık sorununu engellemek için değişkenlerden 0,5'ten daha yüksek korelasyon katsayısına sahip olan çiftler eş doğrusal çiftler olarak tanımlanmıştır.

PAH'lar, metaller ve ENA sıklığı bulgularına karşı üreme çıktıları incelenmesi ve değerlendirilmesi büyük bir veri kümesini daha küçük bir kümeye basitleştirmek ve boyut azaltmak için kullanılan Temel Bileşen Analizi (Principal Component Analysis) ile analiz edilmiştir. Böylece sürekli başlangıç değişkenlerinin aralığı, her birinin analize eşit katkıda bulunmasını sağlayacak şekilde standartlaştırılmıştır. Temel Bileşen Analizi'nde bileşenler mümkün olan en fazla bilgiyi ilk bileşene, sonra kalan en fazla bilgiyi ikinci bileşene koyacak şekilde temsil edilir. Ana bileşenler; ilk ana bileşenin veri kümesindeki mümkün olan en büyük varyansı hesaba katacağı şekilde oluşturulur. Bilgileri bu şekilde temel bileşenlere göre düzenlemek, çok fazla bilgi kaybetmeden boyutluluğu azaltmaya olanak tanır. İlk ana bileşen varyansı (orjine olan karesel mesafelerin ortalaması) en üst düzeye çıkaran çizgidir. Bu doğrultuda belirlenen üreme çıktıları sonuçlarının en önemli düzeydeki değişkenin model oluşturması ile ekotoksikolojik parametreler Temel Bileşen Analizi ile analiz edilerek değerlendirilmiştir.

Çoklu doğrusal regresyon analizi birden fazla bağımsız değişkenin bağımlı değişken üzerindeki etkisini ölçebilmemizi sağlayan yöntemdir. Bağımlı değişkenler ile tanımlayıcı değişkenler arasındaki ilişkinin doğrusal ifadesini elde edebilmemize yarayan bu analiz yöntemi yavru çıkış başarısını etkileyen parametreler içerisindeki tanımlayıcı parametrelerin belirlenmesinde kullanılmıştır.

3. BULGULAR

3.1 Düzensiz Yuvalama Kumsalları ve Üreme Çıktıları

2021 ve 2022 yılları arasında Antalya ilinin batı kumsallarında yaklaşık 200 km'lik kıyı şeridini kapsayan çalışma sonucunda 3 kumsalda (Faselis, Korsan ve Kazanova Kumsalları) *C. caretta* yuvaları tespit edilirken, 1 kumsalda (Kaputaş Kumsalı) yuvasız çıkış tespit edilmiştir. Bu kumsalların başlangıç ve bitiş noktaları ile uzunlukları Tablo 3.1'de verilmiştir. Yeni keşfedilen düzensiz yuvalama kumsallarının Antalya ilindeki yerleşimi Şekil 3.1'de gösterilmiştir. Düzenli olarak yuvalama görülmeyen bu kumsallarda çalışma dönemi boyunca toplam 112 dişi kaplumbağanın kumsala çıkışı tespit edilmiştir. Bu çıkışlardan 54'ü yuva ile sonuçlanmıştır. Bu yuvaların kumsallara ve yıllara göre dağılımı Şekil 3.2-3.5'te verilmiştir. Kumsallara göre ortalama yıllık yuva yoğunluğu Faselis Kumsalı için 11,8 yuva/km, Kazanova Kumsalı için 24,6 yuva/km ve Korsan Koyu için 2,86 yuva/km olarak hesaplanmıştır (Tablo 3.2). Yuvaların çoğunun denizden uzaklığı 10 m ile 30 m arasındadır. Yuvalı ve yuvasız çıkışların Faselis ve Kazanova Kumsalı'nda sırasıyla 55 m ve 35 m ye kadar ulaştığı görülmüştür. Korsan Koyu'ndaki yuvanın denize olan uzaklığı ise 6,4 m olarak kaydedilmiştir.

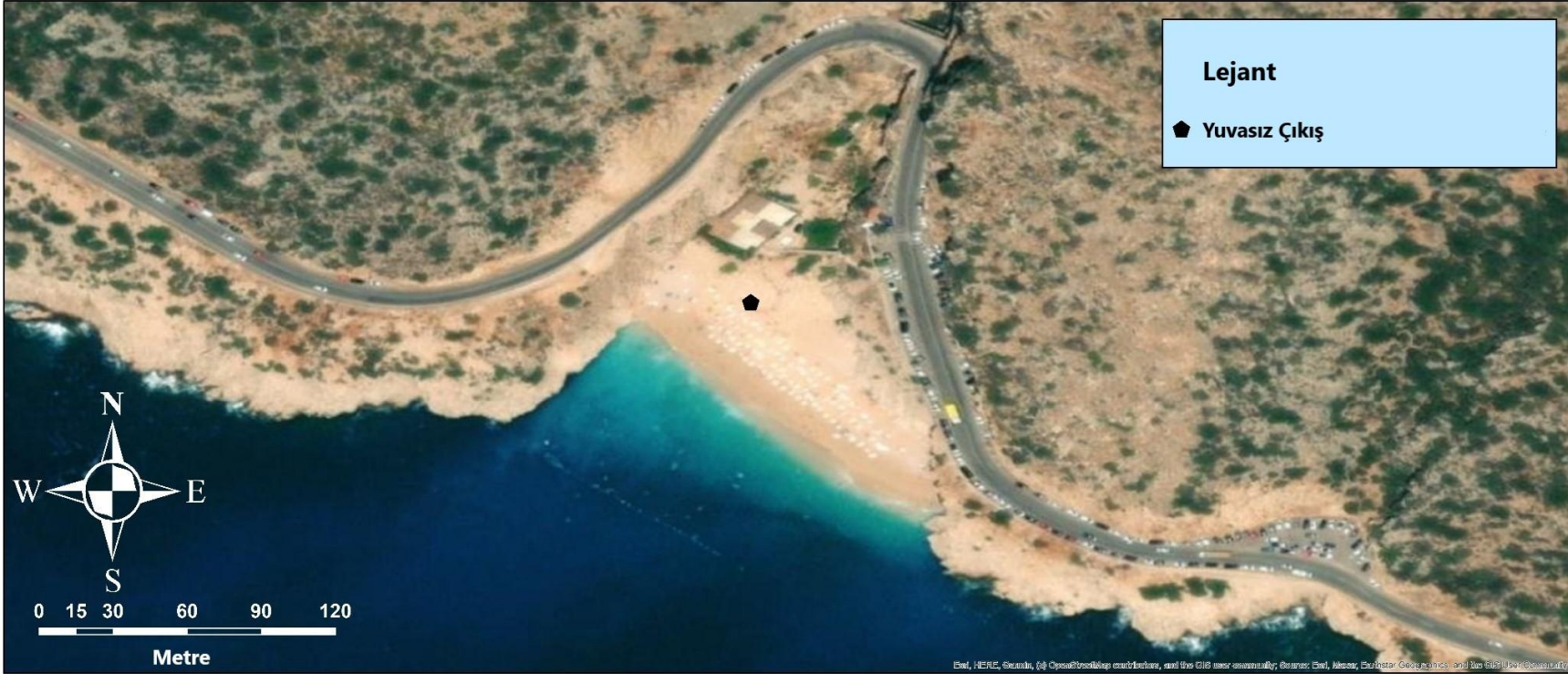
Tablo 3.1: Batı Antalya'da tespit edilen *C. caretta*'ya ait düzensiz yuvalama alanları

Kumsal Adı	Kumsal Başlangıç Noktası		Kumsal Bitiş Noktası		Kumsal Uzunluğu
	Enlem	Boylam	Enlem	Boylam	
Faselis Kumsalı	36.519897°	30.540892°	36.523672°	30.550030°	940 m
Kazanova Kumsalı	36.277974°	30.387201°	36.278660°	30.393677°	630 m
Korsan Koyu	36.254714°	30.406540°	36.254698°	30.406159°	35 m
Kaputaş Kumsalı	36.229051°	29.448648°	36.228415°	29.449755°	125 m



Şekil 3.1: Yeni düzensiz yuvalama kumsalları

Kaputaş Kumsalı



Şekil 3.2: Kaputaş Kumsalı, Antalya

Korsan Koyu



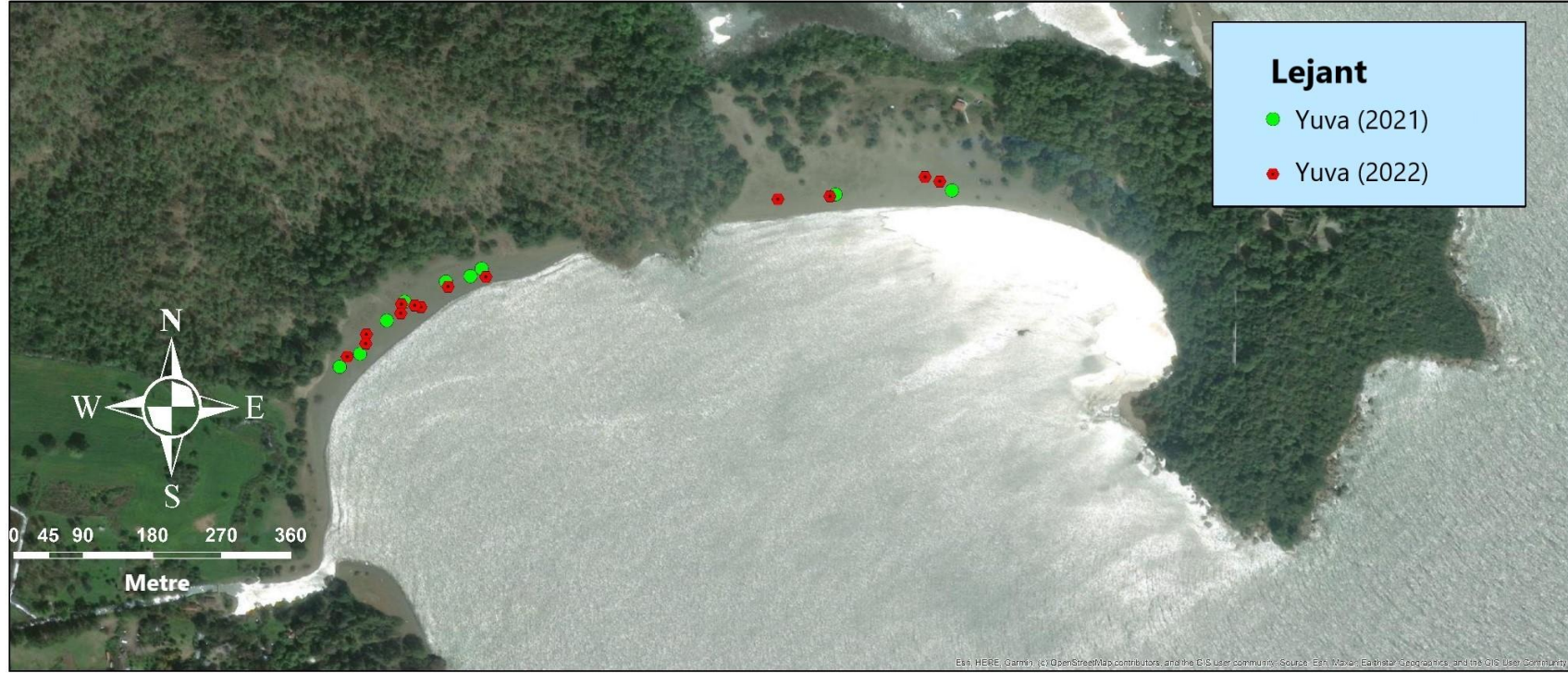
Şekil 3.3: Korsan Koyu, Antalya

Kazanova Kumsalı



Şekil 3.4: Kazanova Kumsalı, Antalya

Faselis - Bostanlık Kumsalı



Şekil 3.5: Faselis-Bostanlık Kumsalı, Antalya

Tablo 3.2: 2021 – 2022 yılı üreme sezonu Batı Antalya’da tespit edilen düzensiz yuvalama alanlarındaki *C. caretta*’ya ait yuvalama bilgileri

Kumsal Adı	Yıl	Yuva Sayısı	Yuvasız		Yuvalama	Yuva	Predasyonlu	Yavru Çıkışı
			Çıkış	Yuvasız	Başarısı (%)	Yoğunluğu (yuva/km)	Yuva Sayısı	Olan Yuva Sayısı
Faselis Kumsalı	2021	9	7		56,25	9,57	4	5
	2022	13	10		56,52	13,83	5	8
Kazanova Kumsalı	2021	13	18		41,94	20,63	0	13
	2022	18	22		45,00	28,57	0	18
Korsan Koyu	2021	1	0		100	2,86	0	1
Kaputaş Kumsalı	2022	0	1					

Yeni keşfedilen yuvalara ait veriler Tablo 3.3’te özetlenmiştir. Yeni keşfedilen bu üç kumsala toplam 4158 adet yumurta bırakılmış ve bunların 2849 (%68,51)’undan yavru çıkışı gerçekleşmiştir. Kumsallara göre yıllık yumurta sayıları; Faselis Kumsalı için 2021 yılı üreme sezonunda toplam 665, 2022 üreme sezonunda ise 1021 olmak üzere toplam 1686 yumurta, Kazanova Kumsalı için 2021 yılı üreme sezonunda toplam 908 ve 2022 üreme sezonunda ise 1476 olmak üzere toplam 2384 adet yumurta ve Korsan Koyu 2021 üreme sezonu için 88 adet yumurta tespit edilmiştir.

Bu üç kumsala yapılan toplam 54 yuvanın 9 tanesi predasyona uğramıştır. Predasyona uğrayan 9 yuvada toplam 963 yumurta tahrip edilmiş ve ana predatör tilki (*Vulpes vulpes*) olduğu belirlenmiştir. Predasyona uğramayan 45 adet (%83,3) sağlam yuvadan yavru çıkışı gerçekleşmiştir.

2021 ve 2022 üreme sezonu yavru çıkış başarısı Faselis Kumsalı için sırası ile %74,2 ve %79,1; Kazanova Kumsalı için sırası ile %81,6 ve %83,6 ve Korsan Koyu için 2021 yılı yavru çıkış başarısı oranı %89,8 olarak hesaplanmıştır. Bu hesaplamalara predasyonlu yuvalar dahil edilmemiştir. Predasyonlu yuvalar dahil edildiğinde ise Faselis Kumsalı’nda 2021 yılı yavru çıkış başarısı %41,2 ‘ye, 2022 yılında ise %48,7’ye düşmektedir.

Faselis ve Kazanova kumsalları için kuluçka süresi 47 ile 61 gün arasında değişmektedir. Faselis Kumsalı’nda 2021 yılı üreme sezonunda ortalama kuluçka

süresi 53,2 gün, 2022 yılında ise 54,5 gün, Kazanova Kumsalı'nda ise 2021 yılı üreme sezonu için 53,6 gün, 2022 yılı için 52,8 gün olarak hesaplanmıştır.

Tablo 3.3: 2021 – 2022 yılı üreme sezonu Batı Antalya’da tespit edilen düzensiz yuvalama alanlarındaki *C. caretta*’ya ait yuva çıktılarını tanımlayıcı istatistik tablosu

Değerler	Kumsal	Yıl	N	Min.	Maks.	Ort.	Std. Hata	
Kuluçka Süresi	Faselis Kumsalı	2021	5	49	58	53,20	1,655	
		2022	8	47	61	54,50	1,439	
		Toplam	13	47	61	54,00	1,062	
	Kazanova Kumsalı	2021	7	49	58	53,57	1,2	
		2022	10	47	61	52,80	1,389	
		Toplam	17	47	61	53,12	0,935	
	Korsan Koyu	2021						
		<hr/>						
Kuluçka Büyüklüğü	Faselis Kumsalı	2021	8	50	90	73,25	4,916	
		2022	13	65	98	78,54	3,19	
		Toplam	21	50	98	76,52	2,708	
	Kazanova Kumsalı	2021	13	50	90	69,85	3,115	
		2022	18	51	101	82,00	3,395	
		Toplam	31	50	101	76,90	2,573	
	Korsan Koyu	2021	1			88,00		
		<hr/>						
Boş Kabuk Sayısı	Faselis Kumsalı	2021	5	29	72	53,00	7,382	
		2022	8	43	91	64,38	6,713	
		Toplam	13	29	91	60,00	5,071	
	Kazanova Kumsalı	2021	13	29	79	57,38	3,789	
		2022	18	42	97	69,11	4,273	
		Toplam	31	29	97	64,19	3,087	
	Korsan Koyu	2021	1			79		
		<hr/>						

Değerler	Kumsal	Yıl	N	Min.	Maks.	Ort.	Std. Hata	
Ölü Embriyo Sayısı	Faselis Kumsalı	2021	5	6	22	14,20	2,615	
		2022	8	3	25	10,25	3,25	
		Toplam	13	3	25	11,77	2,231	
	Kazanova Kumsalı	2021	13	1	23	10,54	1,821	
		2022	18	3	36	10,39	2,124	
		Toplam	31	1	36	10,45	1,428	
	Korsan Koyu	2021	1			8		
	Döllenmemiş Yumurta Sayısı	Faselis Kumsalı	2021	5	2	6	3,40	0,748
			2022	8	0	19	5,38	2,154
Toplam			13	0	19	4,62	1,347	
Kazanova Kumsalı		2021	13	0	6	1,92	0,512	
		2022	18	0	8	2,50	0,55	
		Toplam	31	0	8	2,26	0,382	
Korsan Koyu		2021	1			1		
Yavru Çıkış Başarısı (%)		Faselis Kumsalı	2021	5	58,0	84,6	74,17	4,569
			2022	8	63,9	95,6	79,11	4,630
	Toplam		13	58,0	95,6	77,21	3,294	
	Kazanova Kumsalı	2021	13	58,0	98,8	81,57	3,319	
		2022	18	50,6	96,0	83,63	2,849	
		Toplam	31	50,60	98,75	82,77	2,134	
	Korsan Koyu	2021	1			89,8		

3.2 Patara Kumsal İklim Değişkenleri ve Üreme Çıktılarının Karşılaştırılması

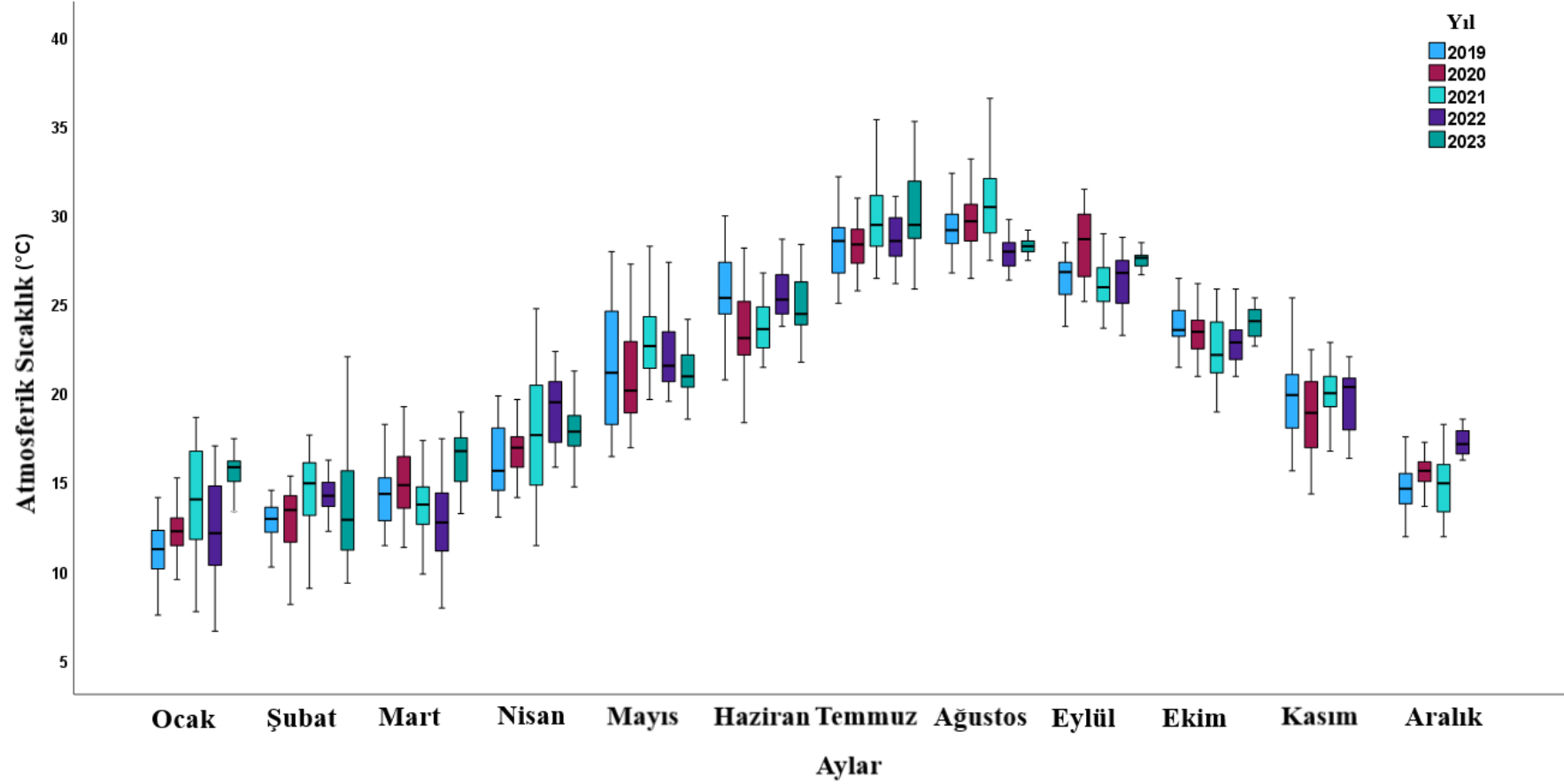
3.2.1 Patara Kumsal'ının İklim verileri

2019-2023 yılları arasında yıllık ortalama atmosferik sıcaklık $20,9 \pm 0,15$ °C olarak ölçülürken (min= 6,6 °C – maks= 36,5 °C), yıllık ortalama deniz suyu sıcaklığı $22,3 \pm 0,11$ (min= 12,8 °C – maks= 32,1 °C) olarak ölçülmüştür. Ortalama nispi nem $60,6 \pm 0,88$ (min= %30,1 – maks= %87,5) iken, ortalama yıllık yağış miktarı ise $1,78 \pm 0,167$ kg/m² (min=0 kg/m² – maks=108,1 kg/m²) olarak hesaplanmıştır.

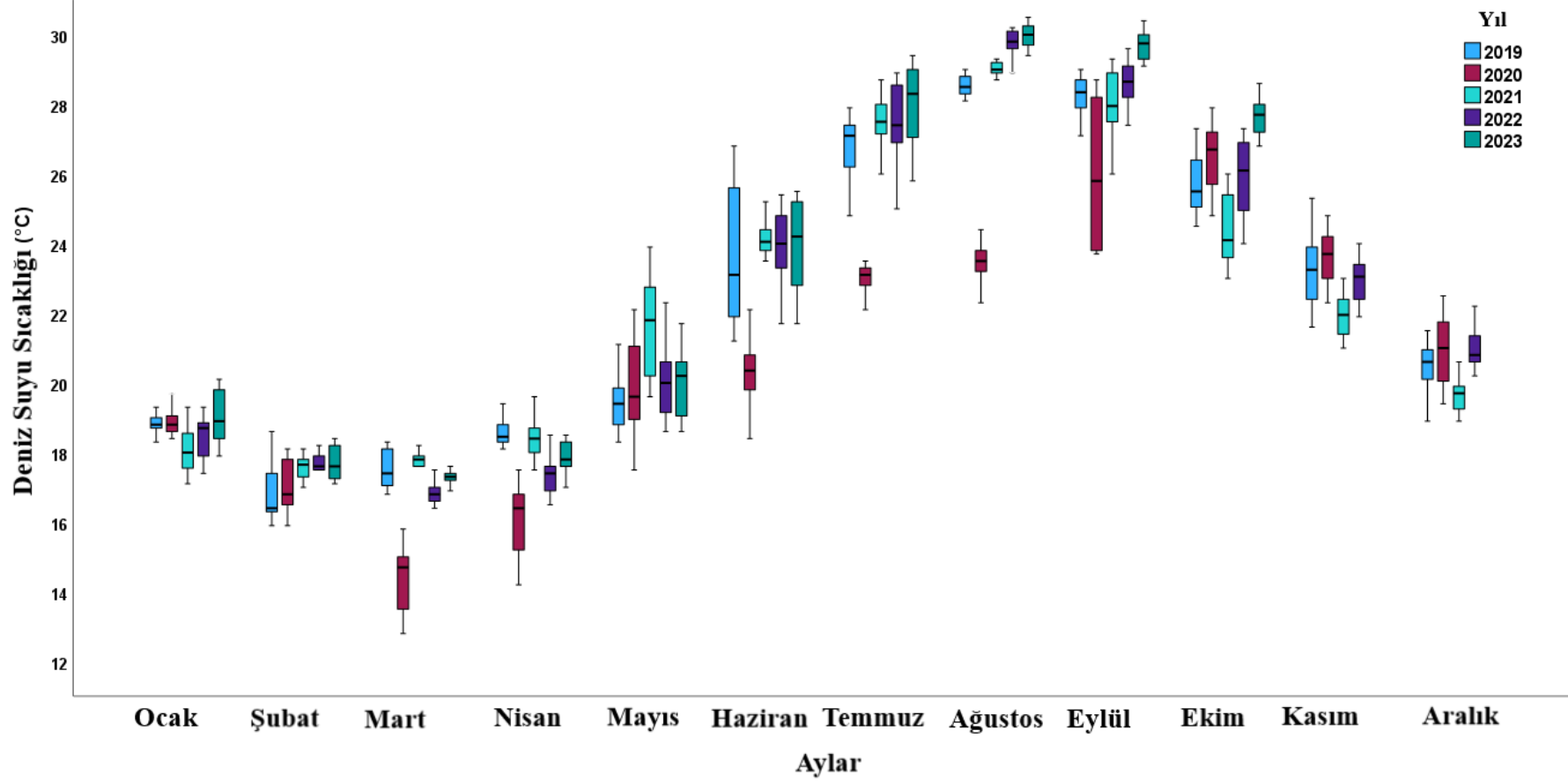
İklimsel değişkenlerin 2019-2023 yılları arasında elde edilen iklim verilerinin tanımlayıcı istatistik analizleri Tablo 3.4'te, aylara göre dağılım ve oluşan dalgalanmalar ise Şekil 3.6-3.9'da verilmiştir. Buna göre atmosferik sıcaklık, deniz suyu sıcaklığı ve nispi nem için yıllar arasında fark bulunurken yağış miktarında fark gözlemlenmemiştir. Değişkenlerin aylara göre dağılımını değerlendirmek gerekirse; en düşük atmosferik sıcaklık Ocak ayında en yüksek sıcaklık Ağustos ayında ölçülmüştür. Deniz yüzey sıcaklığı sonuçlarına göre aylık ortalama en düşük sıcaklık Mart ayında ve ortalama en yüksek Ağustos ayında ölçülmüştür. Nispi nem sonuçlarına göre aylık ortalama en yüksek nem yüzdesi Aralık ayında ve en düşük ise Temmuz ayında hesaplanmıştır. Patara Kumsalı Nisan ve Kasım ayları arasında neredeyse hiç yağış almazken aylık en yüksek yağış miktarı ise Ocak ayında görülmüştür.

Tablo 3.4: Patara Kumsalı'ndaki 2019-2023 yılları arasında elde edilen iklim değişkenlerinin tanımlayıcı istatistik analizleri (*Üst simgeler, Tukey HSD testlerinin sonuçlarını temsil etmektedir ve aynı harfler temsil ettiği yıllar arasındaki istatistiksel farklılıkları göstermektedir.*)

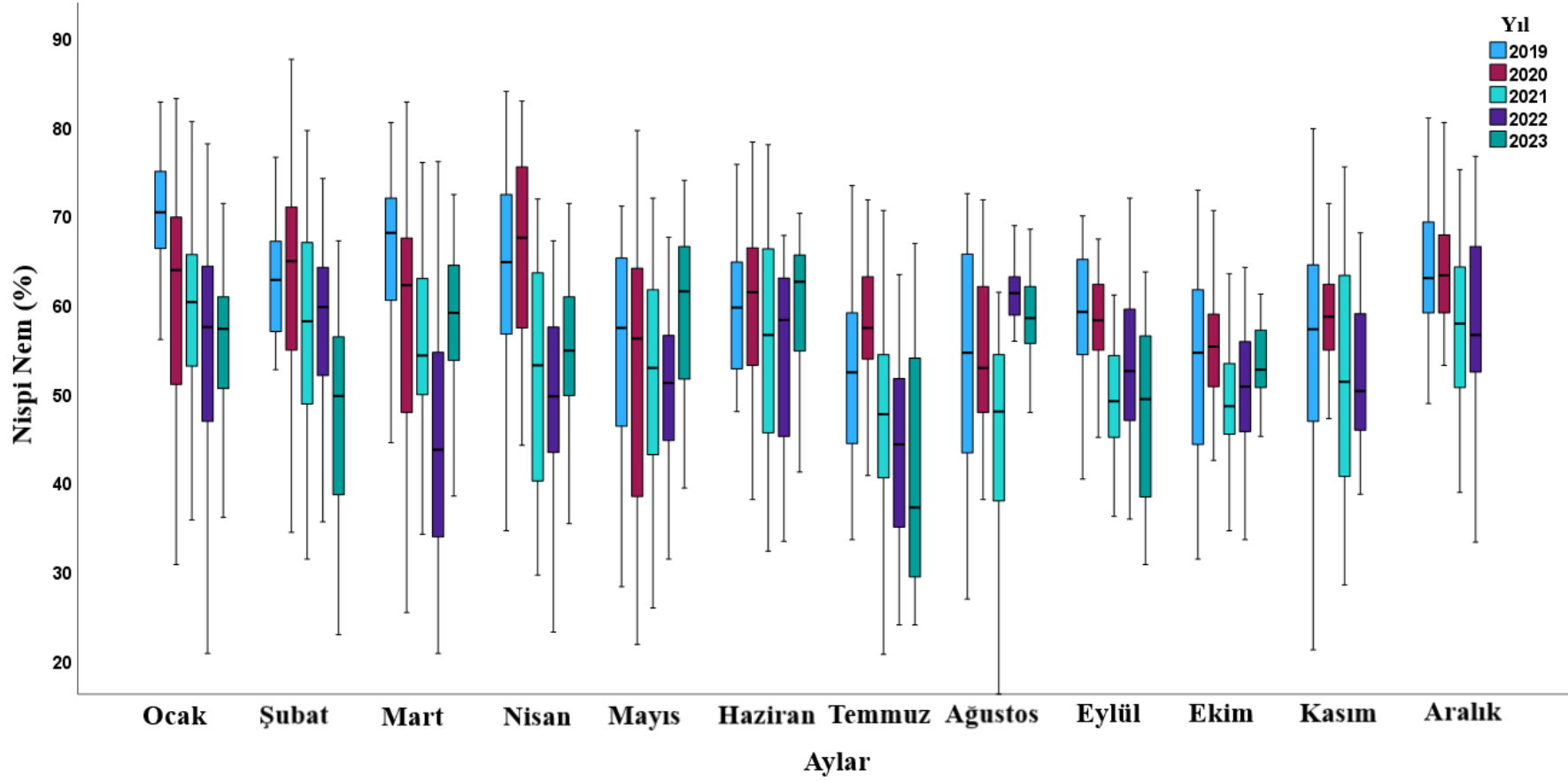
Değişkenler	Yıl	N	Min.	Maks.	Ort.	S.H.	F değeri	Sd	P-değeri
Atmosferik Sıcaklık (°C)	2019 ^a	365	6,7	33	20,31	0,339	3,339	4	<0,01
	2020 ^b	366	7,1	34,2	20,54	0,337			
	2021	365	6,7	36,5	20,98	0,336			
	2022	365	6,6	31	20,78	0,307			
	2023 ^{ab}	304	9,3	35,2	21,95	0,333			
	Toplam	1765	6,6	36,5	20,88	0,149			
Nispi Nem (%)	2019 ^{abc}	365	20,1	83,9	58,78	0,650	29,239	4	<,001
	2020 ^{def}	366	21,7	87,5	58,76	0,606			
	2021 ^{ad}	365	16	82,7	52,40	0,636			
	2022 ^{be}	365	20,7	78	52,35	0,600			
	2023 ^{cf}	304	22,8	73,9	53,25	0,645			
	Toplam	1765	16	87,5	55,17	0,290			
Deniz Suyu Sıcaklığı (°C)	2019 ^a	365	15,9	29	22,39	0,219	13,432	4	<,001
	2020 ^{ab}	366	12,8	28,7	20,88	0,200			
	2021 ^b	365	17	29,3	22,40	0,215			
	2022 ^{be}	365	16,4	32,1	22,58	0,238			
	2023 ^b	299	16,9	30,5	23,21	0,294			
	Toplam	1760	12,8	32,1	22,26	0,105			
Yağış (1mm = 1 kg/m²)	2019	365	0	59,4	2,28	0,354	1,045	4	0,383
	2020	366	0	57,7	1,74	0,332			
	2021	365	0	108,1	1,83	0,456			
	2022	365	0	61,9	1,74	0,365			
	2023	294	0	65,3	1,17	0,323			
	Toplam	1755	0	108,1	1,78	0,167			



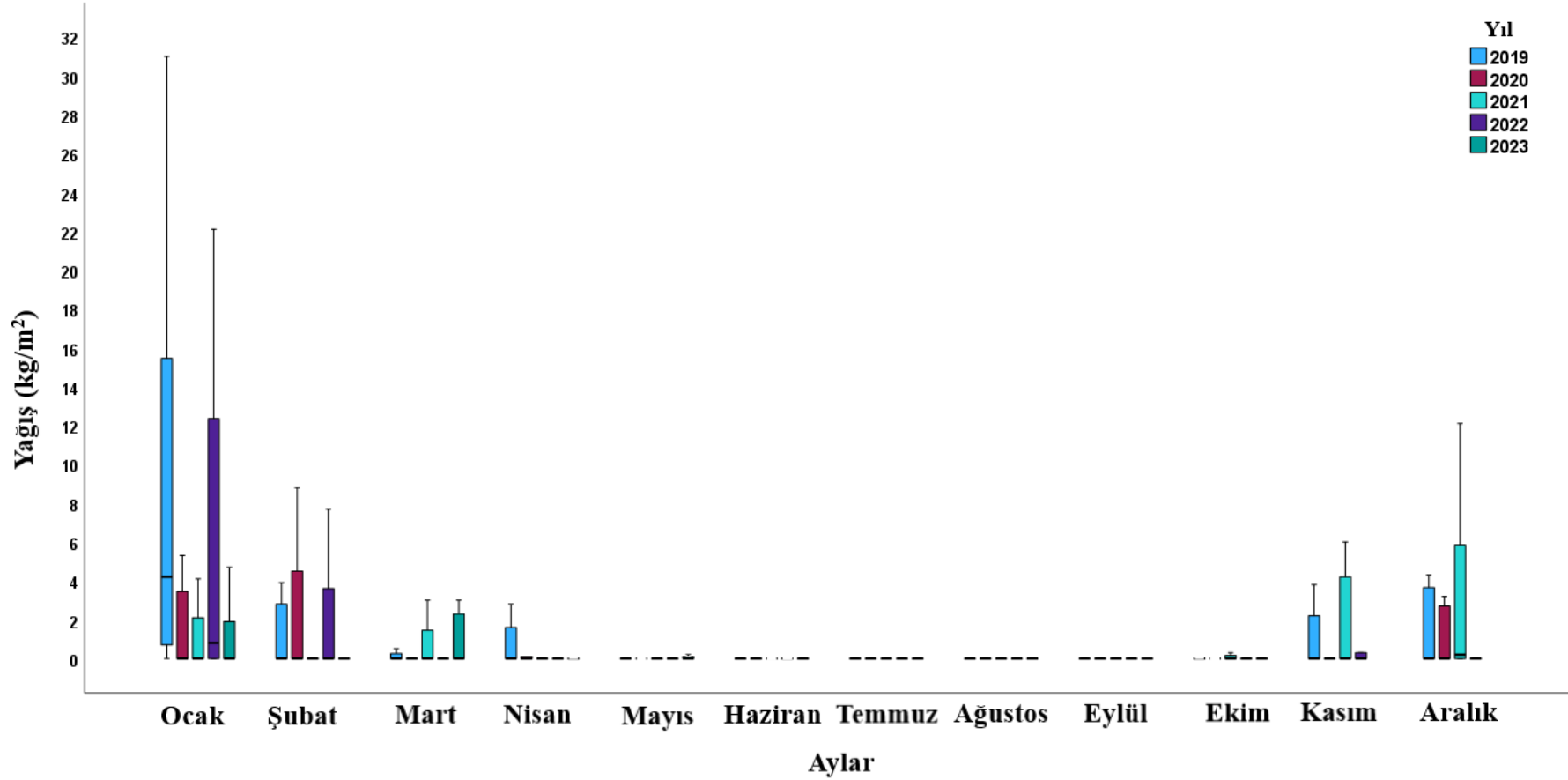
Şekil 3.6: Atmosferik sıcaklık (°C) aylara göre dağılışı



Şekil 3.7: Deniz suyu sıcaklığı (°C) aylara göre dağılışı



Şekil 3.8: Nispi nem (%) aylara göre dağılışı



Şekil 3.9: Yağış (kg/m²) aylara göre dağılışı

3.2.2 Patara Kumsalı Üreme Fenolojisi

2019-2023 yuvalama dönemlerine ait sonuçlara göre genellikle dişi kaplumbağaların kumsala çıkışı Mayıs ayında gerçekleşmiştir. Ayrıca gerçekleşen yuvasız çıkışların bir ya da iki gün sonrasında da yuvalama gerçekleşmiştir. Yuvalama fenolojisine ait sonuçlar Tablo 3.5'te verilmiştir. Deniz kaplumbağalarının kumsala en erken çıkışı, 12 Mayıs 2020 olarak kaydedilmiştir. Yuvalama tarihleri ise ilk yuvalama tarihi olarak en erken 2023 yılında 15 Mayıs'ta gözlemlenirken en geç tarih olarak 2019 yılında 25 Mayıs'ta gerçekleşmiştir. Çalışma dönemi için yumurtlama sezonu $89,2 \pm 12,89$ gün olarak hesaplanmıştır.

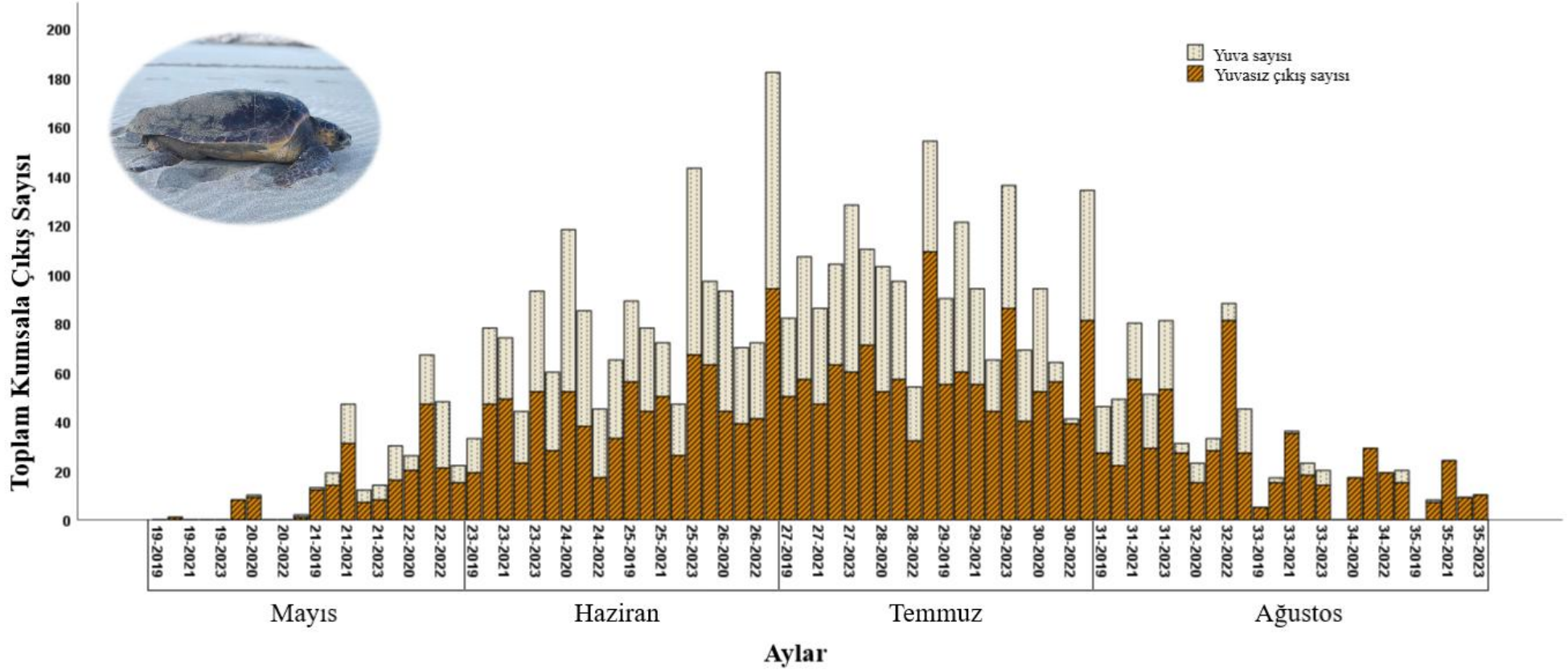
Yuvalama dönemi boyunca aylara göre haftalık yuvalı ve yuvasız çıkışların dağılımı Şekil 3.10'da verilmiştir. Buna göre yuvalı ve yuvasız çıkışların en yoğun olduğu zaman Haziran ve Temmuz aylarında, yılın 25. ve 30. haftaları arasında görülmüştür. Beş üreme sezonu için aylık olarak yuvaların dağılımı %4,4 Mayıs, %41,2 Haziran ayı, %47,1 Temmuz ve %7,3 ile Ağustos ayı şeklindedir.

Çalışma dönemi süresince ilk yavru çıkış tarihi en erken 13 Temmuz 2023 yılında yine ilk yavru çıkışı olarak en geç tarih 2019 ve 2022 yıllarında 24 Temmuz'da gerçekleşmiştir. Bu doğrultuda yavru çıkışının sürdüğü toplam gün sayısı en az 2019 yılında 60 gün iken, 2020 yılında 99 gün olarak hesaplanmıştır. Yavru çıkış dönemi uzunluğu ise ortalama $78,8 \pm 14,93$ gündür. Dişi kaplumbağaların yuvalama dönemi toplam gün sayısı en az 73 gün olarak 2019'da görülmüş, en fazla ise 2020 yılında 105 gün olarak tespit edilmiştir. Ortalama yuvalama dönemi $89,2$ gün olarak hesaplanmıştır. Dişi kaplumbağanın yumurtlamak için kumsala ilk çıkışından, kumsala bıraktıkları yumurtalardan son yavru çıkışına kadar olan üreme dönemi toplam gün sayısı ise en kısa 2019 yılında 130 gün, en uzun 2020 yılında 166 gün olarak görülmüştür. Tüm sezonlar için ortalama toplam üreme dönemi gün sayısı $141,8$ gündür.

Tablo 3.5: Patara Kumsalı'na yuvalayan *C. caretta* için 2019 -2023 yuvalama sezonuna ait üreme çıktıları özet bilgileri

Yıl	2019	2020	2021	2022	2023
Toplam kumsala çıkış sayısı	763	962	958	722	1249
Yuva sayısı	286	434	316	253	524
Yuvalama başarısı (%)	37,48	45,11	32,99	35,04	41,95
Yuva yoğunluğu (yuva/km)	23,83	36,1	26,33	21,08	43,66
Predasyonlu yuva sayısı	61 (%21,3)	95 (%21,9)	73 (%23,1)	37 (%14,6)	51 (%9,7)
Taşınan yuva sayısı	96 (%33,6)	75 (%17,3)	76 (%24,0)	33 (%13,0)	69 (%13,2)
İlk yuvasız çıkış tarihi	15.05.2019	12.05.2020	23.05.2021	22.05.2022	13.05.2023
İlk yuva tarihi	25.05.2019	17.05.2020	24.05.2021	24.05.2022	15.05.2023
Son yuvasız çıkış tarihi	14.08.2019	30.08.2020	31.08.2021	31.08.2022	30.08.2023
Son yuva tarihi	06.08.2019	30.08.2020	14.08.2021	19.08.2023	22.08.2023
İlk yavru çıkış tarihi	24.07.2019	18.07.2020	16.07.2021	24.07.2022	13.07.2023
Son yavru çıkış tarihi	22.09.2019	25.10.2020	01.10.2021	03.10.2022	08.10.2023
Yuvalama dönemi toplam gün sayısı	73	105	82	87	99
Yavru çıkış dönemi toplam gün sayısı	60	99	77	71	87
Toplam üreme dönemi gün sayısı*	130	166	131	134	148

*Dişi kaplumbağanın ilk kumsala çıkış tarihinden son yavru çıkışına kadar geçen süre



Şekil 3.10: Aylara göre haftalık olarak yuvalı ve yuvasız çıkış dağılımları

3.2.3 Patara Kumsalı Üreme Çıktıları

Patara Kumsalında 2019-2023 yılları arasında toplam 4654 adet ergin dişi çıkışının 1813'ü yuva ile sonuçlanmıştır. Yıllık kumsala çıkış sayısı 722 ile 1249 arasındadır ve ortalama $930,8 \pm 208$ çıkış gerçekleşmiştir. 5 yıl içinde gözlemlenen yuva sayısı 253 ile 524 arasında değişmiştir. Yıllık ortalama yuva sayısı $362,6 \pm 113,14$ yuva olarak hesaplanmıştır. Kumsala çıkışların yuva ile sonuçlanma oranı (yuvalama başarısı) %32,99 ile %45,11 arasında değişmekte ve ortalama $\%38,5 \pm 4,97$ olarak hesaplanmıştır. Yuvaların kumsal uzunluğuna göre yoğunluğu hesaplandığında 5 yıllık üreme sezonu döneminde 21,08 ile 43,66 yuva/km arasında değişmiştir ve yıllık ortalama yuva yoğunluğu $30,02 \pm 9,42$ yuva/ km olarak hesaplanmıştır.

Tüm yuvalar predasyona karşı kafeslerle koruma altına alınmıştır. Buna rağmen predasyona uğrayan yuvalar da mevcuttur. Yuvaların predasyona uğrama oranı 37 yuva %14,6 (2022 yılı) ile 95 yuva %21,9 (2020 yılı) arasında değişirken en düşük oran 2023 yılında %9,7 olarak belirlenmiştir. Tüm bunlara ek olarak toplamda 349 yuva (%19,24) su baskını tehlikesine karşı daha güvenli alanlara taşınmıştır.

2019-2023 yılları arasında Patara Kumsalı'nda toplam 125801 yumurta bırakılmış bunların %80,76'sından (101604 adet) yavru çıkışı gerçekleşmiştir. Yıllık ortalama 25160,2 yumurtadan 20320,8 (%80,76) yavru üretilmiştir. Kuluçka süresi 42-65 gün arasında değişmekte ve ortalama 49,3 gündür (Tablo 3.6).

Yavru çıkış başarısı %91,2 (min= %27,2- maks= %100) olarak hesaplanmıştır. Predasyona uğrayan yumurtalar da dahil edildiğinde bu oran %78,1'e düşmüştür. Üreme biyolojisi çıktıları yıllar arasında istatistiksel olarak anlamlı farklılıklar göstermiştir (Tablo 3.6).

Tablo 3.6: Patara Kumsalı'na yuvalayan *C. caretta* için 2019 -2023 yuvalama sezonuna ait yuva çıktıları özet bilgileri

Değişkenler	Yıl	N	Min.	Maks.	Ort.	S.H.	sd	F değeri	P-değeri
*Kuluçka süresi	2019	225	42	63	49,48	0,271	4	80,57	<0,001
	2020	339	45	65	51,54	0,209			
	2021	243	45	62	50,823	0,339			
	2022	216	45	62	49,38	0,314			
	2023	473	44	64	46,82	0,133			
	Toplam	1496	42	65	49,31	0,114			
*Yavru çıkış başarısı	2019	225	49,4	100	89,95	0,379	4	35,55	<0,001
	2020	339	36,1	100	88,38	0,416			
	2021	243	36,8	100	90,76	0,377			
	2022	216	45,6	100	94,58	0,362			
	2023	473	27,2	100	92,44	0,331			
	Toplam	1496	27,2	100	91,18	0,180			
Toplam yumurta sayısı	2019	286	32	166	76,30	0,992	4	24,431	<0,001
	2020	434	25	135	67,12	0,818			
	2021	316	35	112	70,01	0,573			
	2022	253	43	103	68,37	0,604			
	2023	524	32	148	67,62	0,504			
	Toplam	1813	25	166	69,39	0,326			
*Toplam ölü embriyo	2019	225	0	15	6,70	0,217	4	111,01	<0,001
	2020	339	0	33	4,06	0,212			
	2021	243	0	12	3,56	0,149			
	2022	216	0	9	1,50	0,113			
	2023	473	0	22	2,41	0,123			
	Toplam	1496	0	33	3,48	0,086			
*Boş Kabuk Sayısı	2019	225	51	119	72,51	0,714	4	37,38	<0,001
	2020	339	27	102	62,45	0,669			
	2021	243	25	96	65,97	0,451			
	2022	216	26	98	65,63	0,685			
	2023	473	25	135	63,16	0,478			
	Toplam	1496	25	135	65,21	0,282			
*Döllenmemiş yumurta	2019	225	0	76	1,49	0,343	4	16,47	<0,001
	2020	339	0	62	4,52	0,327			
	2021	243	0	43	3,20	0,236			

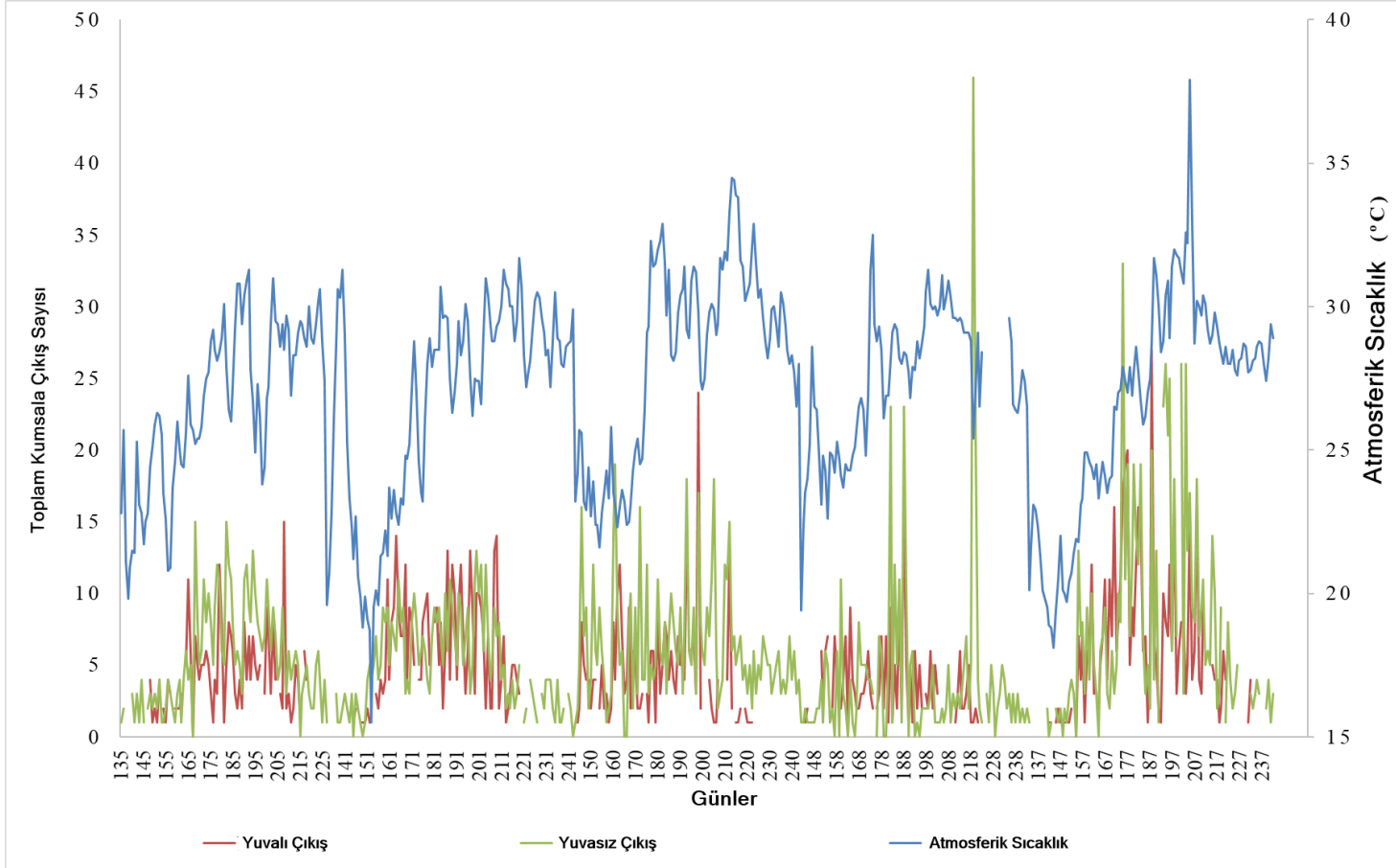
Değişkenler	Yıl	N	Min.	Maks.	Ort.	S.H.	sd	F değeri	P-değeri
	2022	216	0	22	2,17	0,143			
	2023	473	0	64	2,94	0,216			
	Toplam	1496	0	76	3,01	0,124			
	2019	6	63,94	87,61	72,77	4,243			
	2020	13	55,95	89,57	73,01	3,332			
**Cinsiyet oranı (dişi)	2021	13	28,64	92,79	59,15	6,283	4	5,932	<0,001
	2022	12	15,48	89,43	58,00	8,481			
	2023	10	76,96	100	93,52	2,497			
	Toplam	54	15,48	100	70,11	3,096			

*Predasyona uğrayan yuva bilgileri dahil edilmeden tanımlayıcı istatistik ve tek yönlü varyans analizleri yapılmıştır.

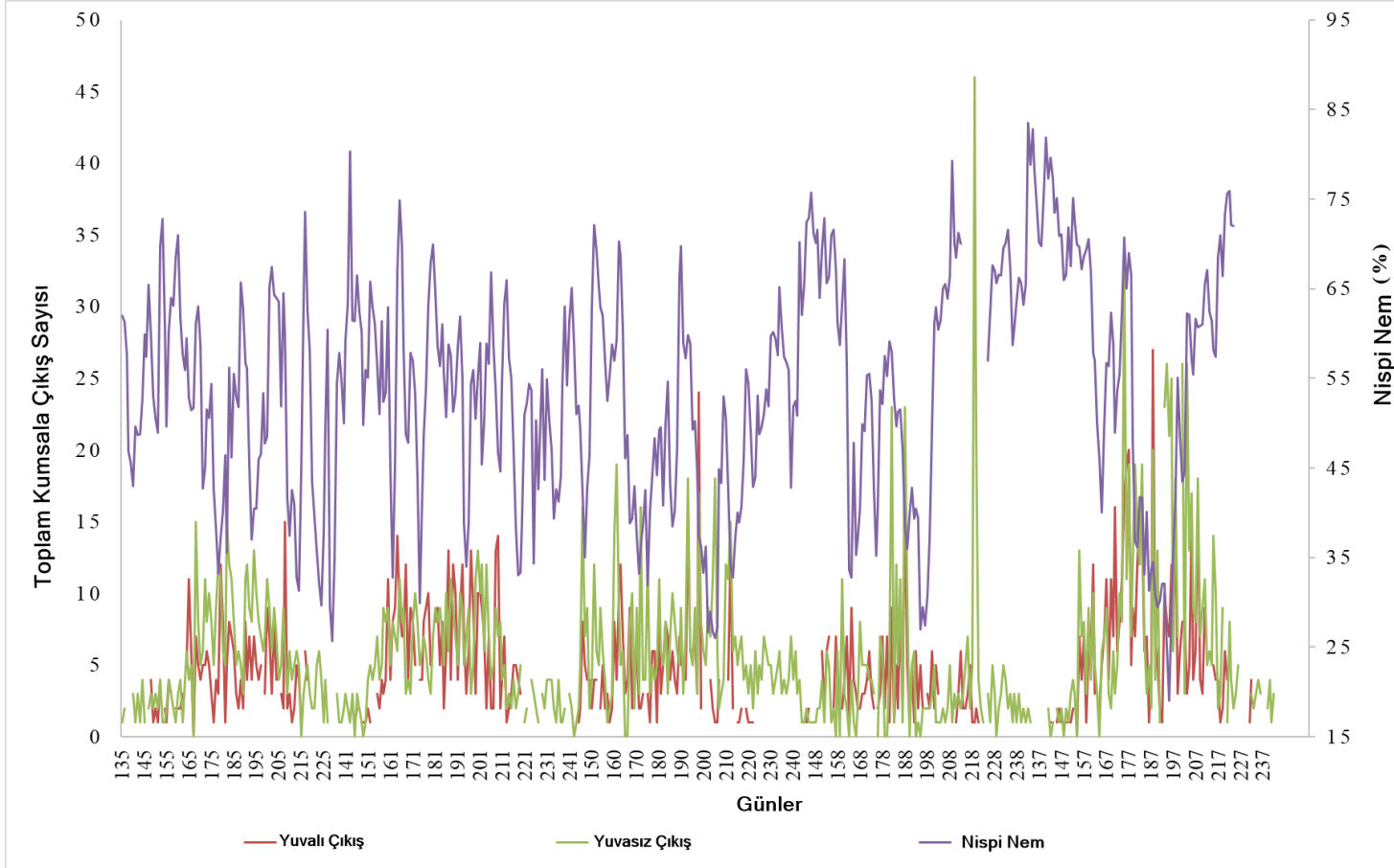
** Cinsiyet oranı hesaplanırken kuluçka sürecinin ortadaki 1/3'lük periyodundaki sıcaklık dikkate alınarak hesaplama yapılmıştır.

3.2.4 Patara Kumsalı'nda İklimsel Değişkenler ile Üreme Çıktısı Parametreleri Arasındaki İlişkiler

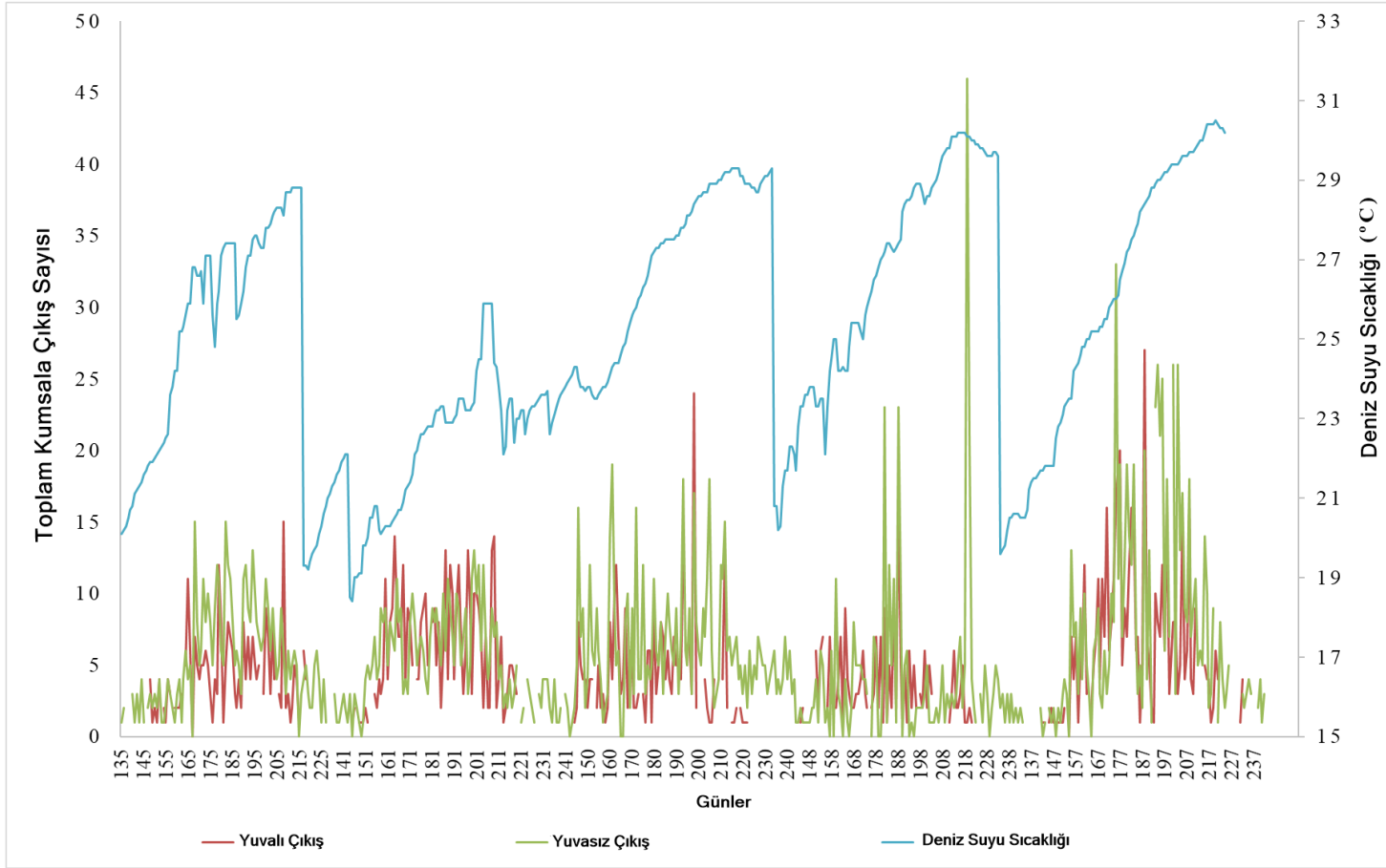
İklimsel değişkenler ile üreme biyolojisi çıktıları birlikte değerlendirildiğinde yuvalı ve yuvasız çıkışlar atmosferik sıcaklık ve deniz suyu sıcaklığı parametreleri ile paralellik göstermiştir (Şekil 3.11 ve 3.13). Atmosferik sıcaklık ve deniz suyu sıcaklığı arttıkça yuvalı ve yuvasız çıkışların da arttığı görülmüştür. Bunun yanı sıra yağış ve nispi nem miktarlarından ise ters oranda etkilenmiştir (Şekil 3.12 ve 3.14). Yağışlı günlerde ve nispi nemin arttığı günlerde kumsal çıkışları azalmıştır. İklimsel değişkenlerden atmosferik sıcaklık, nispi nemin kumsal çıkışlarına etkisinin yanı sıra kuluçka süresi, cinsiyet oranları, boş kabuk sayısı, ölü embriyo sayısı, döllenmemiş yumurta sayısına da etkisi vardır. Atmosferik sıcaklık ve nispi nem için meteoroloji istasyonlarından elde edilen veriler ile sahaya yerleştirilen cihazdan elde edilen veriler yüksek pozitif korelasyon göstermektedir. Çalışmanın yapıldığı yıllarda tüm üreme sezonu boyunca atmosferik sıcaklık ve nispi nem için sırası ile Pearson korelasyonu, $n = 725$, $r^2 = 0,915$, $P < 0,001$ ve $n = 725$, $r^2 = 0,738$, $P < 0,001$ olarak hesaplanmıştır.



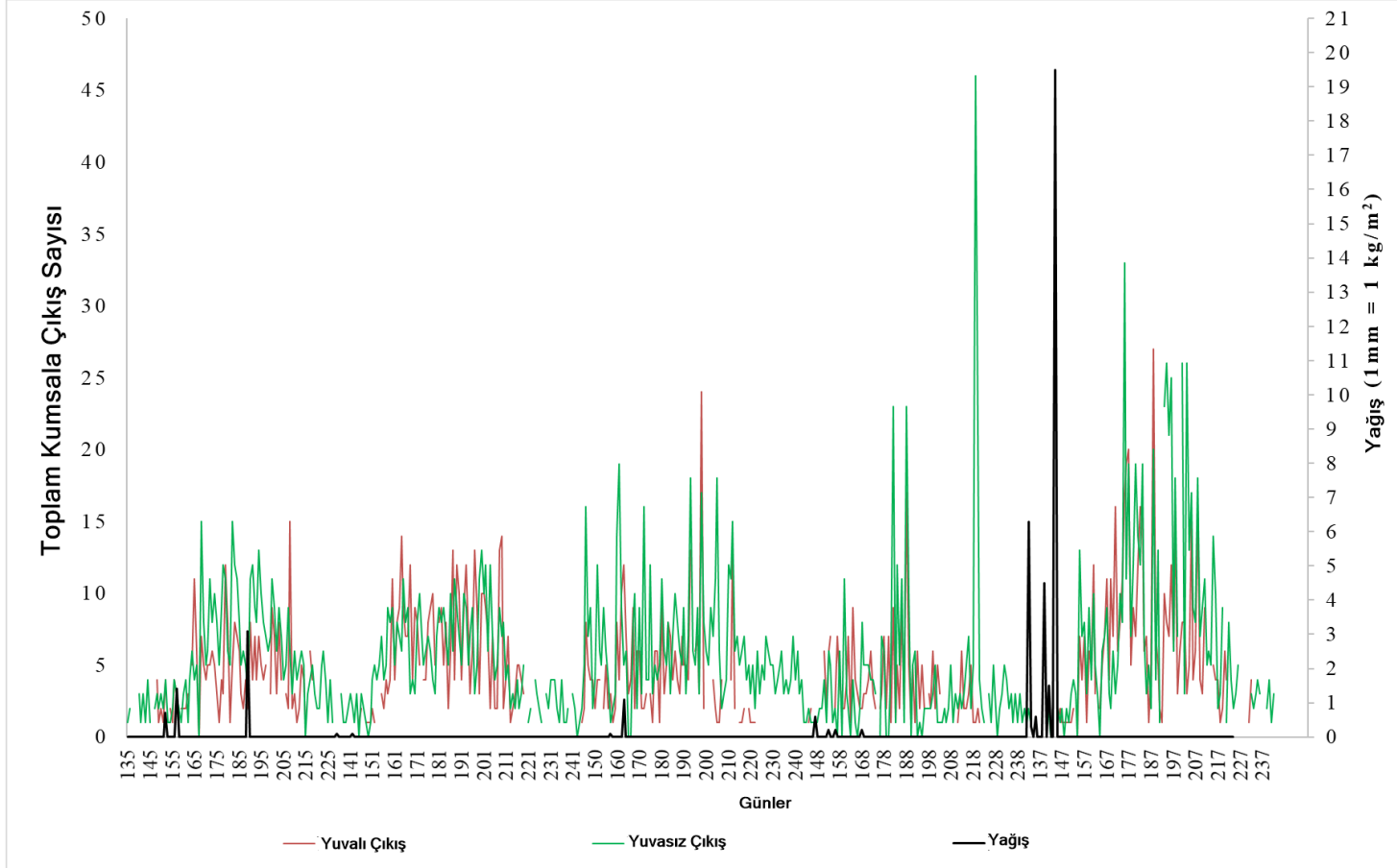
Şekil 3.11: Atmosferik sıcaklık ile yuvalı ve yuvasız çıkış ilişkisi



Şekil 3.12: Nispi nem ile yuvalı ve yuvasız çıkış ilişkisi



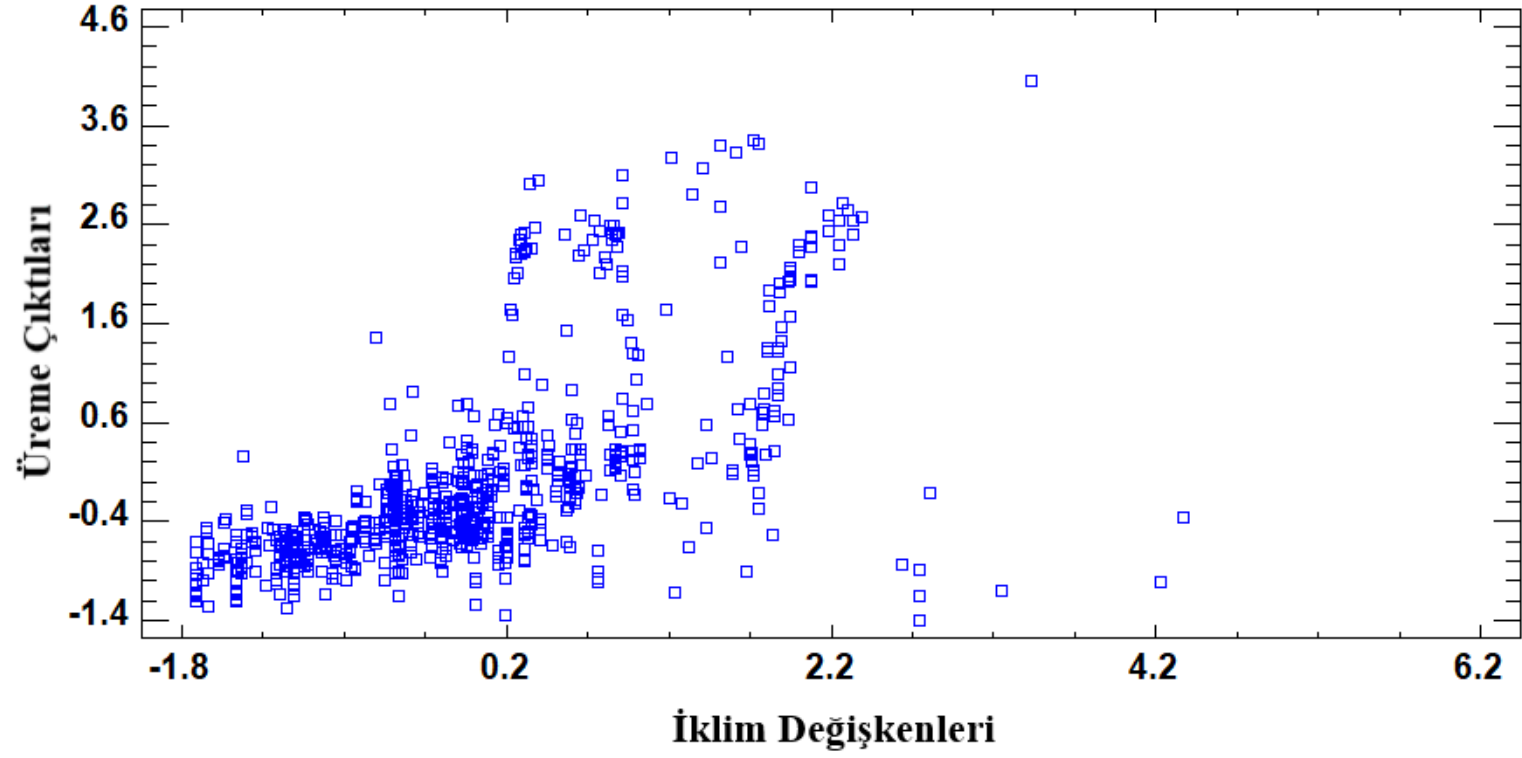
Şekil 3.13: Deniz suyu sıcaklığı ile yuvalı ve yuvasız çıkış ilişkisi



Şekil 3.14: Yağış miktarı ile yuvalı ve yuvasız çıkış ilişkisi

Kanonik Korelasyon Analizi sonuçlarına göre deniz suyu sıcaklığının üreme çıktılarına bir etkisi olmadığı görüldüğünden analizden çıkarılmıştır. Benzer olarak nem, atmosferik sıcaklık ve yuva sıcaklığı ile güçlü korelasyon gösteren parametre olan cinsiyet oranı da analize dahil edilmemiştir. Kanonik Korelasyon Analizi'nde iklim değişkenlerinden atmosferik sıcaklık, nispi nem, yağış ve üreme çıktıları parametrelerinden ise yavru çıkış başarısı, kuluçka süresi, ölü embriyo sayısı, boş kabuk sayısı ve döllenmemiş yumurta sayısı değerlendirilmiştir. Bu parametreler dahilinde Kanonik Korelasyon Analizi'ne göre iklim değişkenleri ve üreme çıktıları değişkenler kümesi arasında istatistiksel olarak anlamlı ilişki olduğu görülerek 3 grup kombinasyonu oluşturulmuştur (Tablo 3.7). Tüm verilere göre iklim değişkenleri ve üreme çıktıları arasında istatistiksel olarak anlamlı ilişki olduğu görülmüştür. Parametrelerin doğrusal kombinasyonunun kümesi Şekil 3.15'te verilmiştir.

Bunun yanı sıra iklim değişkenleri ve üreme çıktıları arasındaki ilişkiyi tanımlamak için Genelleştirilmiş Doğrusal Model (GLM) analizi uygulanmıştır. Analiz sonuçlarına göre yağış ve üreme çıktıları parametreleri arasında anlamlı bir ilişki olmadığı görülmüştür ($P > 0,05$). Uygulanan modellerde atmosferik sıcaklık parametresinin %52,53'ünün ($F = 7,53$ $P < 0,001$) ve nispi nem değişkeninin ise %35,51'inin ($F = 13,57$ $P < 0,001$) açıklandığı görülmüştür. Tüm bu analizler sonucunda kuluçka süresi, yavru çıkış başarısı, ölü embriyo sayısı ve boş kabuk sayısı atmosferik sıcaklıktan önemli ölçüde etkilenirken, nispi nemin ise kuluçka süresi ve boş kabuk sayısına etkisi olduğu görülmüştür (Tablo 3.8).



Şekil 3.15: İklim değişkenleri ve üreme çıktılarının Kanonik Korelasyon Analizi

Tablo 3.7: İklim değişkenleri ve üreme çıktılarının Kanonik Korelasyon Analizi sonuçları

Numara	Özdeğer	Kanonik korelasyon	Wilks Lambda	x^2	SD	P-değeri
1	0,585632	0,765266	0,354269	782,944	9	0,0000**
2	0,102331	0,319892	0,854963	118,228	4	0,0000**
3	0,026824	0,163779	0,952426	36,7765	1	0,0027**

**P<0,001

Tablo 3.8: Üreme çıktılarını etkileyen değişkenler için GLM analizi sonuçları

İklim Değişkenleri	Yuva Değişkenleri	Ortalama karesi	F-Değeri	P-değeri
Atmosferik sıcaklık (°C)	Yavru çıkış başarısı	78,657	14,82	0,0001**
	Kuluçka süresi	70,399	13,26	0,0003**
	Ölü embriyo	36,712	6,92	0,0085**
	Boş kabuk sayısı	108,579	20,45	0,0000**
	Döllenmemiş yumurta sayısı	9,081	1,71	0,1909
Nispi nem (%)	Yavru çıkış başarısı	1,77128	0,07	0,7921
	Kuluçka süresi	167,132	6,55	0,0105*
	Ölü embriyo	60,678	2,38	0,123
	Boş kabuk sayısı	265,526	10,41	0,0013**
	Döllenmemiş yumurta sayısı	0,878	0,03	0,8528

**P<0,001

3.3 Ekotoksikoloji Bulguları

2022 yılı deniz kaplumbağaları üreme döneminde Patara Kumsalı'na yuvalayan 32 adet *C. caretta*'dan kan örneği alınmıştır. Alınan kan örneklerinde biriken metal ve PAH konsantrasyonları ile eritrosit nükleus anomalileri araştırılmıştır. Kan örneği alınan bireylerin ortalama EKB $72,47 \pm 1,077$ cm (58 ile 87 cm arasında) ölçülmüştür. Bu bireylerin kumsalda yapmış olduğu yuvalara ait toplam yumurta sayıları, döllenenmiş ve döllenenmemiş yumurta sayıları, boş kabuk sayıları ve yavru çıkış başarılarına ait veriler Tablo 3.9'da özetlenmiştir.

Tablo 3.9: Ekotoksikolojik araştırmalarda kullanılan bireylere ait yuva ıktıları bilgisi

Parametre	N	Min.	Maks.	Ort.	Std. H.
Ölü Embriyo Sayısı	32	0	7	2,00	0,404
Boş Kabuk Sayısı	32	48	74	64,25	1,064
Döllenenmemiş Yumurta Sayısı	32	0	10	2,50	0,373
Toplam Yumurta Sayısı	32	55	84	68,75	1,185
Yavru ıkış Başarısı (%)	32	77,4	100	93,60	0,910

Bu kaplumbağalardan alınan kan örneklerinde tespit edilen kimyasal kirleticiler ve analizleri bölüm 3.3.1 ve 3.3.2'de, kan yayma preparatlarında gözlemlenen ENA sonuçları ise bölüm 3.3.3.'te verilmiştir.

3.3.1 Metal Bulguları

2022 yılı deniz kaplumbağaları üreme döneminde Patara Kumsalı'na yuvalayan 32 adet kaplumbağadan alınan kan örneklerinden elde edilen metal birikimleri Tablo 3.10'da verilmiştir. Toplamda 12 farklı metal analizi gerçekleştirilmiş ve analiz sonuçlarına göre Hg'nin örneklerin tamamında tespit etme limitinin (TEL) altında olduğu tespit edilmiştir. Bu metallere Al için yalnızca 5 bireye ait örnekte veri okunabilmiş ve diğer örneklerde ise Al değerinin tespit etme limitlerinin altında olduğu saptanmıştır. Buna göre toplam 5 örnekte Al

konsantrasyonu ortalama $0,0165 \mu\text{g.kg}^{-1}$ (min=0,002 – maks=0,052) olarak ölçülmüştür. Pb konsantrasyonu ise toplamda 12 adet bireye ait örnekte tespit edilebilmiştir. As, Ca, Cr, Ni ve Zn’ de 31 adet bireye ait örneklerde tespit limitlerinin üstünde değer tespit edilerek sonuç alınabilmiştir.

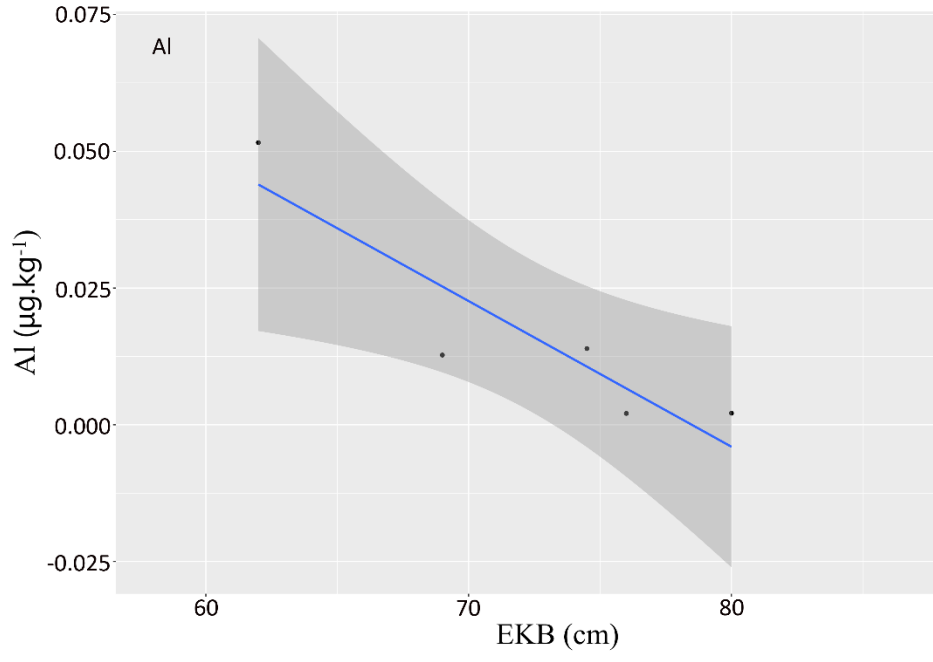
Tüm bu sonuçlara göre ortalama değerler göz önünde bulundurulduğunda metal konsantrasyonları sonuçlarının ortalama değerlerine göre en yüksek konsantrasyondan en düşüğe doğru sırası ile Fe, Mg, Ca, Cu, Zn, Cr, As, Al, Ni, Pb, Cd ve Hg ’dir.

Tablo 3.10: Metal analiz sonuçlarının tanımlayıcı istatistik analizleri ($\mu\text{g.kg}^{-1}$ yaş ağırlık)

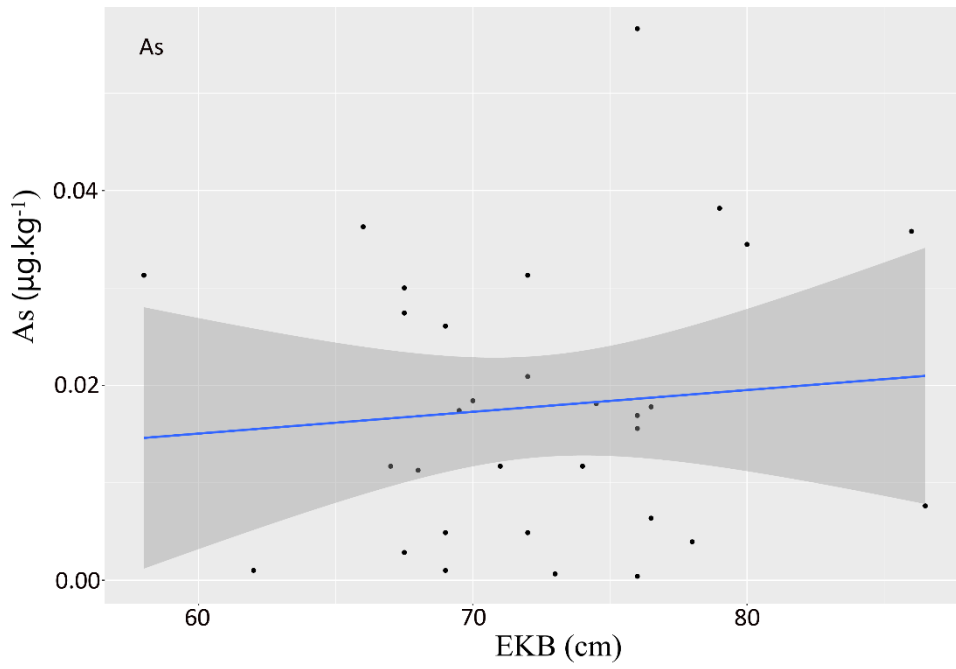
Parametre	N	Min.	Maks.	Ortalama	Std. H.
Al	5	0,002	0,052	0,0165	0,00913
As	31	0,000	0,057	0,0178	0,00251
Ca	31	0,007	0,635	0,1161	0,02524
Cd	7	0,000	0,000	0,0002	0,00003
Cr	31	0,006	0,107	0,0327	0,00483
Cu	27	0,000	0,241	0,0563	0,01481
Fe	32	0,203	4,090	1,5260	0,17913
Hg	0	<TEL	<TEL	<TEL	<TEL
Mg	32	0,060	0,877	0,3403	0,03893
Ni	31	0,002	0,034	0,0112	0,00159
Pb	12	0,000	0,015	0,0050	0,00153
Zn	31	0,001	0,083	0,0397	0,00416

TEL=Tespit Etme Limiti

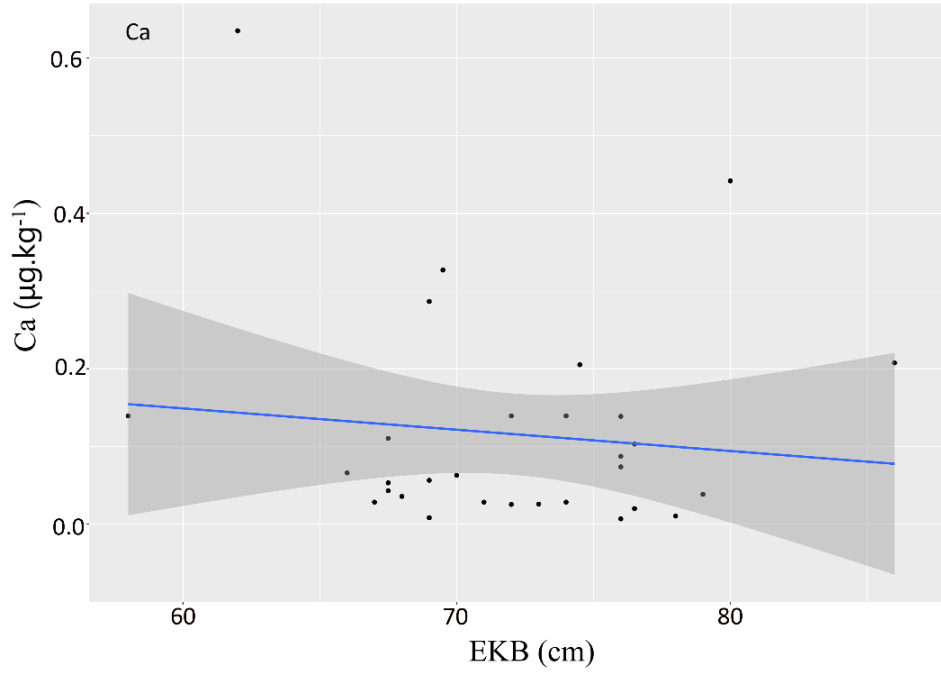
EKB ve metal konsantrasyonu ilişkisi sonuçlarına göre; bireylerin EKB ile Ca, Cd, Cu, Pb ve Zn miktarları aralarında istatistiksel olarak anlamlı olmayan negatif korelasyon bulunmuştur ($P>0,05$). Yalnızca Al ile EKB arasında istatistiksel olarak anlamlı negatif ilişki ($r = -0,376$, $P<0,05$) gözlenmesine karşın sadece 5 bireye ait numunede Al miktarı tespit limitlerinin üstünde bulunduğundan bu anlamlı değerlendirme bize net bir ifade vermemektedir. Tespit edilen tüm metallerin konsantrasyonları ile EKB ilişkisi Şekil 3.16 – 3.26’da verilmiştir.



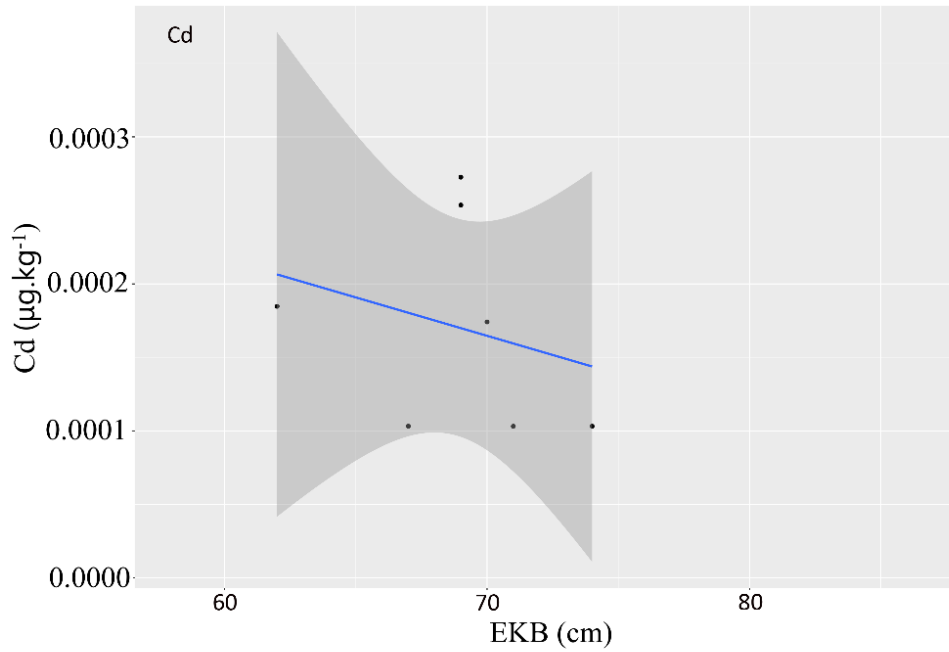
Şekil 3.16: Al konsantrasyonu ve eğri karapas boyu ilişkisi



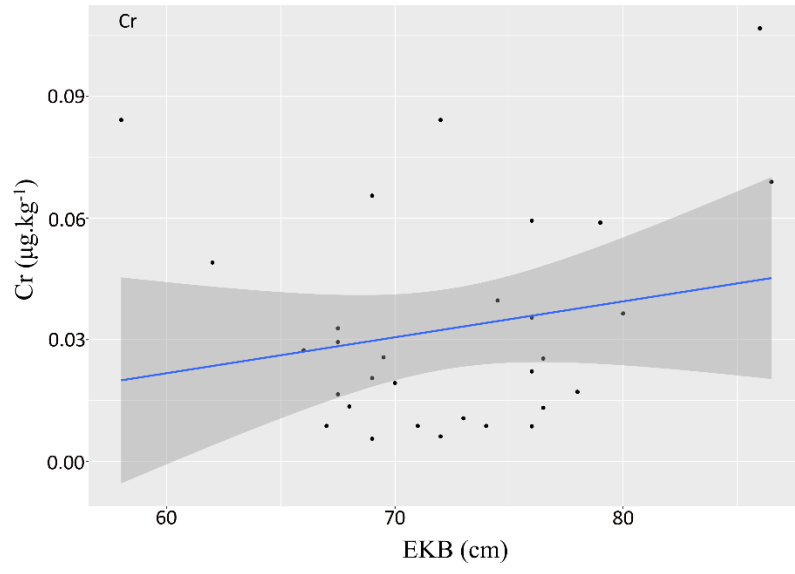
Şekil 3.17: As konsantrasyonu ve eğri karapas boyu ilişkisi



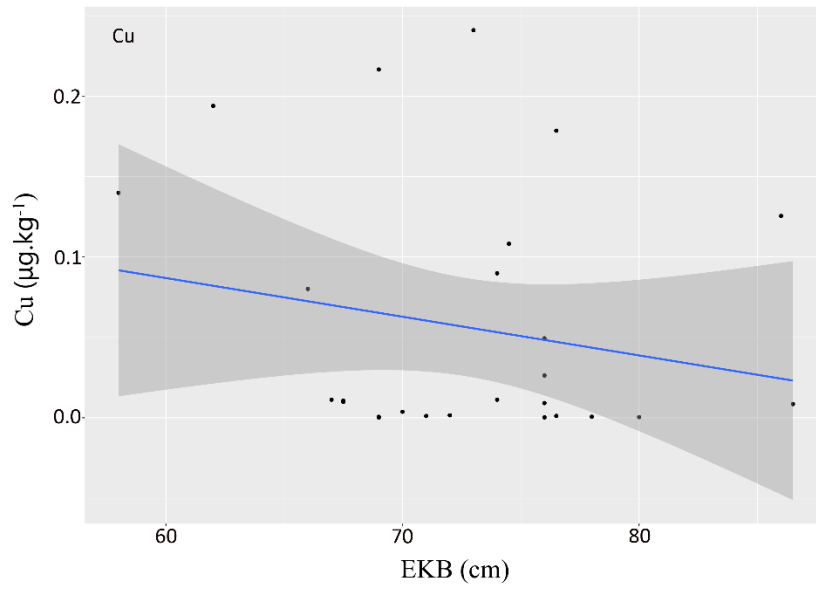
Şekil 3.18: Ca konsantrasyonu ve eğri karapas boyu ilişkisi



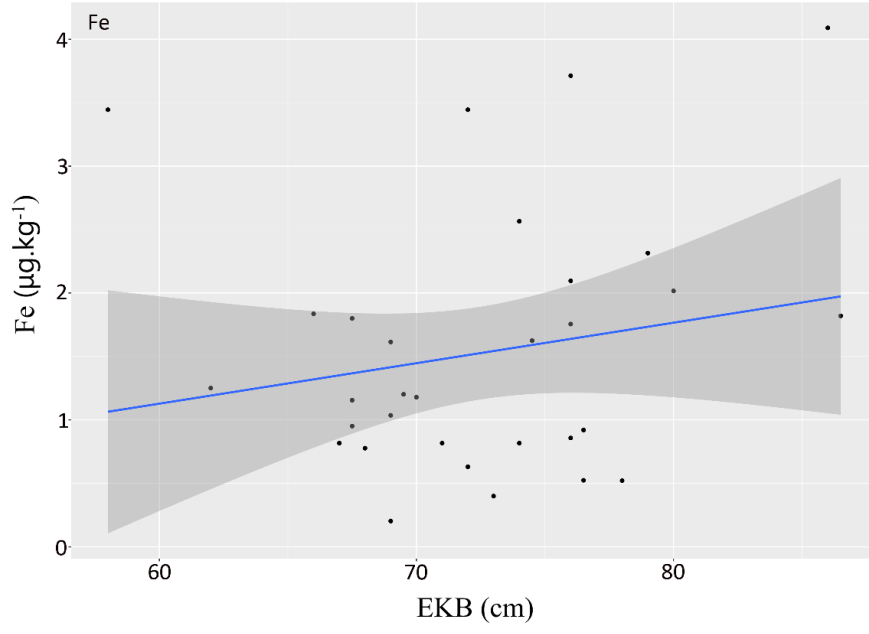
Şekil 3.19: Cd konsantrasyonu ve eğri karapas boyu ilişkisi



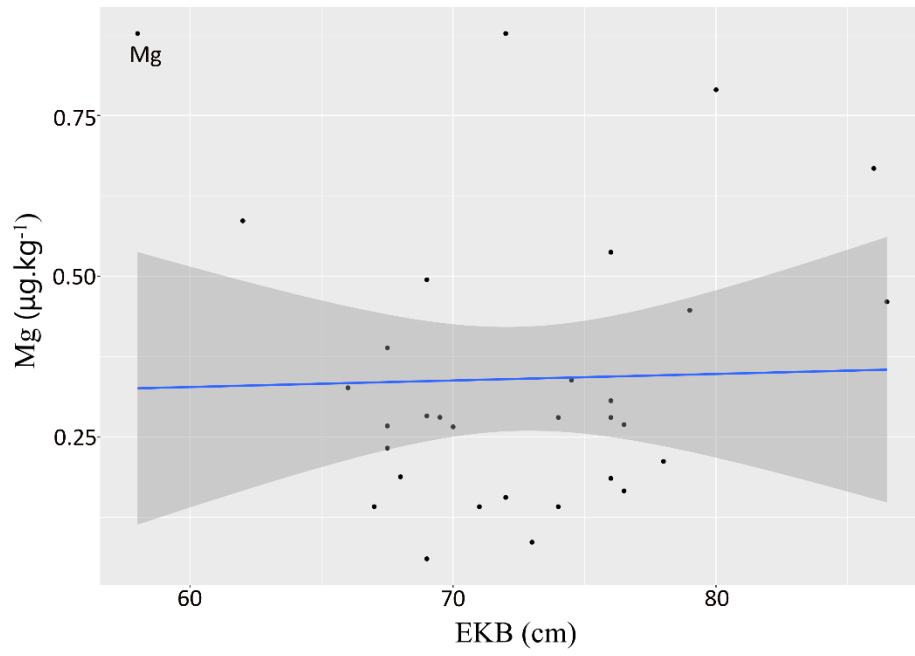
Şekil 3.20: Cr konsantrasyonu ve eğri karapas boyu ilişkisi



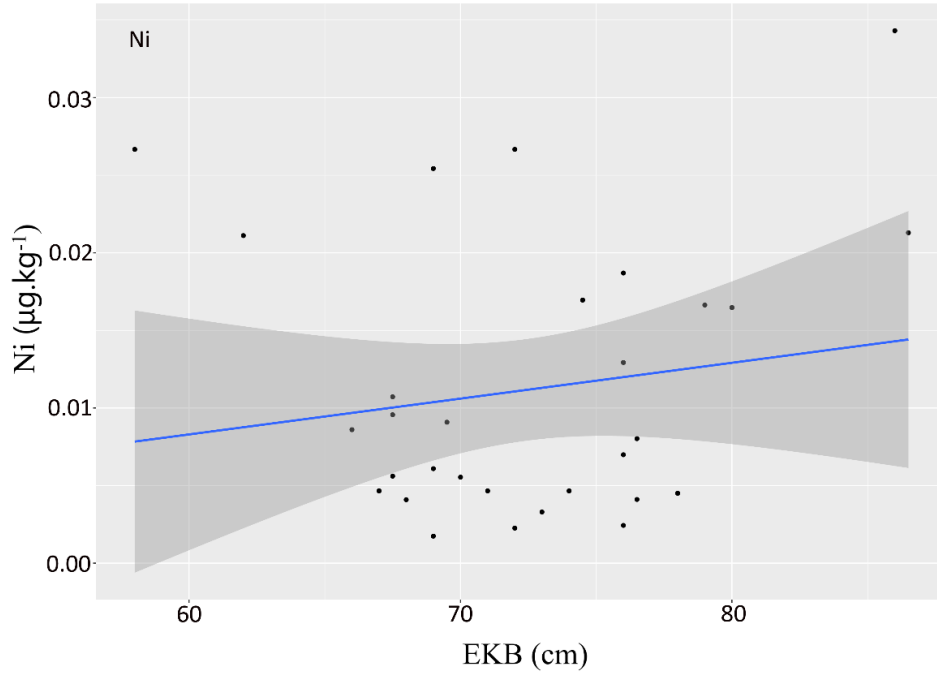
Şekil 3.21: Cu konsantrasyonu ve eğri karapas boyu ilişkisi



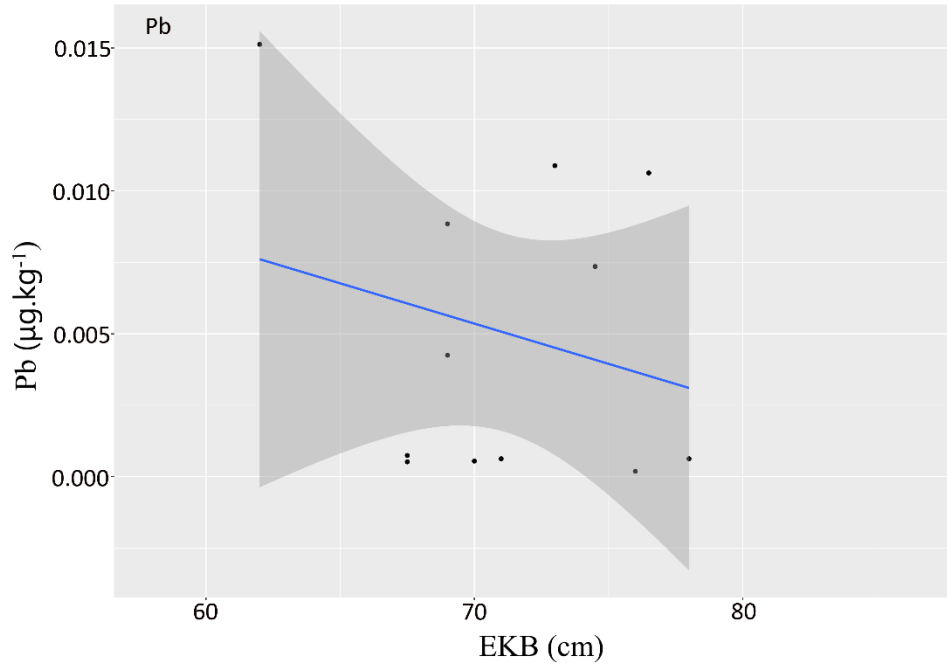
Şekil 3.22: Fe konsantrasyonu ve eğri karapas boyu ilişkisi



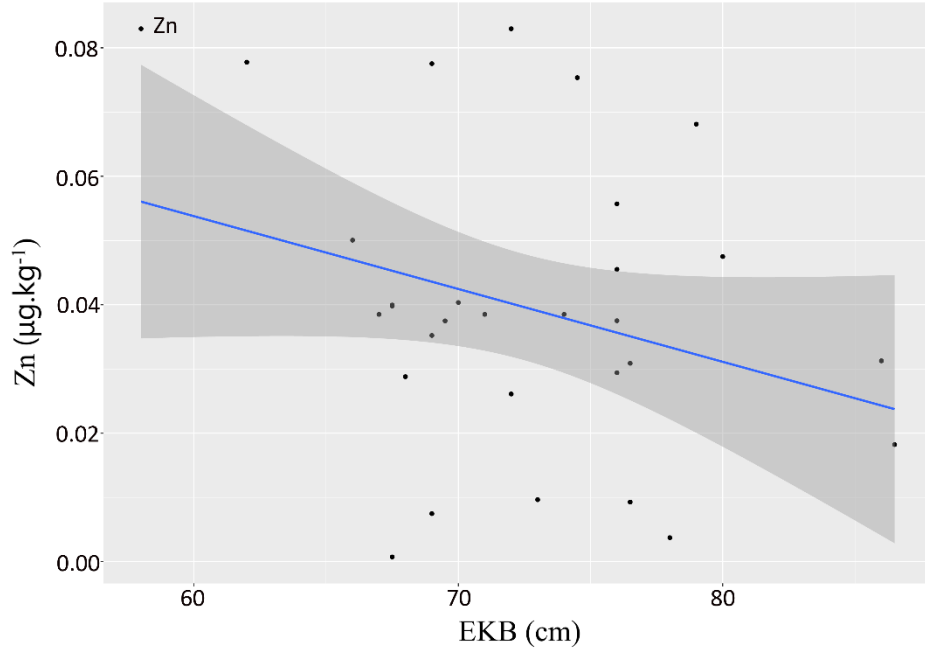
Şekil 3.23: Mg konsantrasyonu ve eğri karapas boyu ilişkisi



Şekil 3.24: Ni konsantrasyonu ve eğri karapas boyu ilişkisi



Şekil 3.25: Pb konsantrasyonu ve eğri karapas boyu ilişkisi



Şekil 3.26: Zn konsantrasyonu ve eğri karapas boyu ilişkisi

3.3.2 PAH Bulguları

2022 yılı deniz kaplumbağaları üreme döneminde Patara Kumsalı'na yuvalayan 32 adet kaplumbağadan alınan kan örneklerinden plazma olarak saklanan numunelerde yapılan PAH analizlerinde benzo(a)anthracene, benzo(a)pyrene, benzo(b)florenthene, benzo(k)florenthene ve chrysene olmak üzere beş PAH parametresi ölçülmüştür.

Analiz sonuçlarına göre incelenen 5 farklı PAH bileşiğinden benzo(b)florenthene ve benzo(k)florenthene örneklerin tamamında tespit etme limitinin altında olduğundan 32 örnekte de sonuç elde edilememiştir. Benzo(a)anthracene 29 bireye ait örneklerde tespit edilmiş ve ortalama $0,7658 \mu\text{g.kg}^{-1}$ (min=0,490 – maks=0,894) olarak ölçülmüştür. Benzo(a)pyrene ve chrysene örneklerin tamamında tespit edilmiştir. Buna göre benzo(a)pyrene ortalama 1,2350

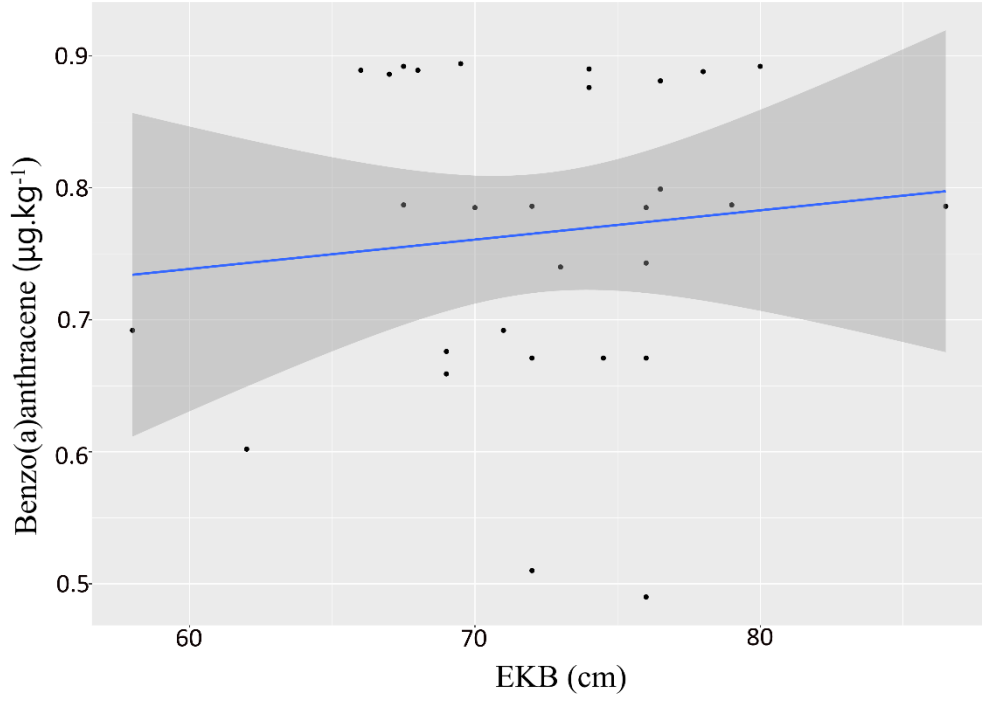
$\mu\text{g.kg}^{-1}$ (min=1,208 – maks=1,272), chrysene ise ortalama $1,7592 \mu\text{g.kg}^{-1}$ (min=1,375 – maks=1,974) olarak ölçülmüştür. Tüm bu sonuçlara göre ortalama değerler göz önünde bulundurulduğunda PAH konsantrasyonları sonuçları en yüksek konsantrasyondan en düşüğe doğru sırası ile chrysene, benzo(a)pyrene ve benzo(a)anthracene şeklindedir. Toplam PAH ve tüm PAH bileşenlerine ait sonuçların tanımlayıcı istatistiksel değerleri Tablo 3.11’de verilmiştir.

Tablo 3.11: PAH analiz sonuçlarına göre tanımlayıcı istatistiksel değerler ($\mu\text{g.kg}^{-1}$)

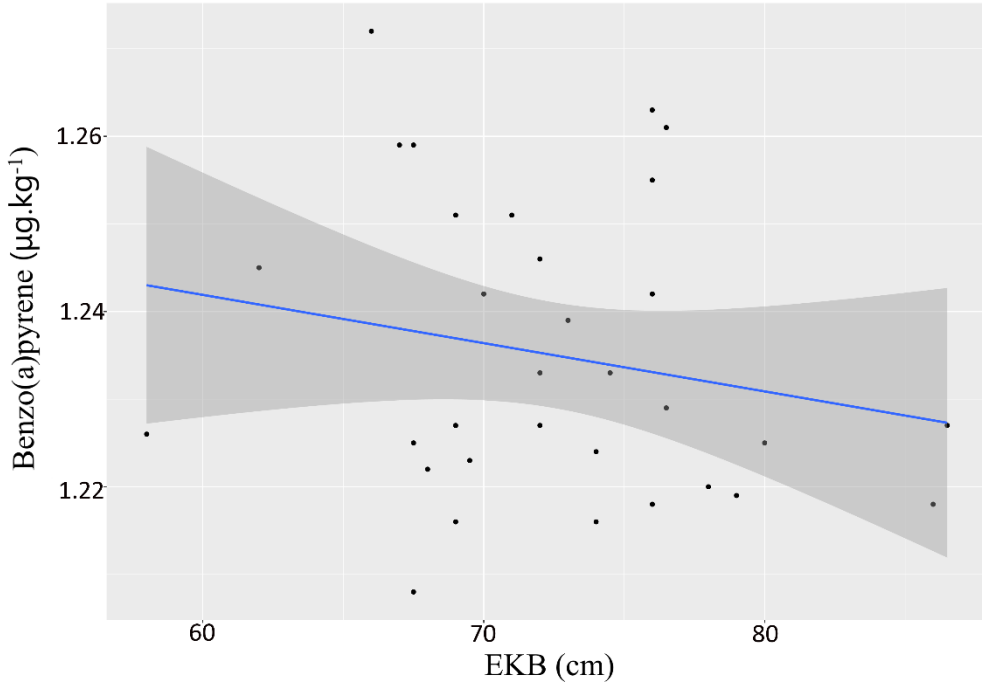
Parametreler	N	Min.	Maks.	Ort.	Std. H.
Benzo(a)anthracene	29	0,490	0,894	0,7658	0,02161
Benzo(a)pyrene	32	1,208	1,272	1,2350	0,00296
Benzo(b)florenthene	0	<TEL	<TEL	<TEL	<TEL
Benzo(k)florenthene	0	<TEL	<TEL	<TEL	<TEL
Chrysene	32	1,375	1,974	1,7592	0,02841
Toplam PAH	32	2,861	4,077	3,68825	0,05721

TEL=Tespit Etme Limiti

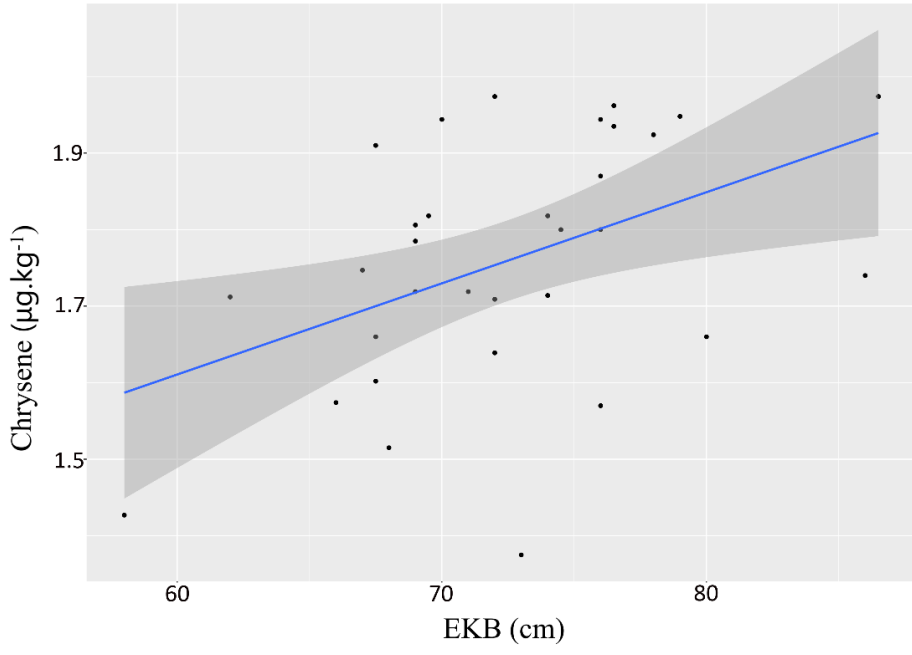
Bireylerin EKB ve PAH konsantrasyonu ilişkisi sonuçlarına göre; benzo(a)anthracene ve chrysene ve toplam PAH miktarlarında EKB arttıkça konsantrasyonların da arttığı görülmüştür. Chrysene (korelasyon katsayısı [kk] = 0,449, $P < 0,01$) ve toplam PAH (kk = 0,385, $P < 0,05$) ile EKB arasında istatistiksel olarak pozitif anlamlı ilişki tespit edilse de kalan tüm değişkenler arasında EKB ile anlamlı bir ilişki bulunamamıştır ($P > 0,05$). Benzer şekilde benzo(a)pyrene miktarı ve EKB ilişkisi negatif korelasyon göstermesine karşın istatistiksel olarak anlam ifade etmemektedir. PAH konsantrasyonları ile EKB ilişkisi Şekil 3.27-3.30’da verilmiştir.



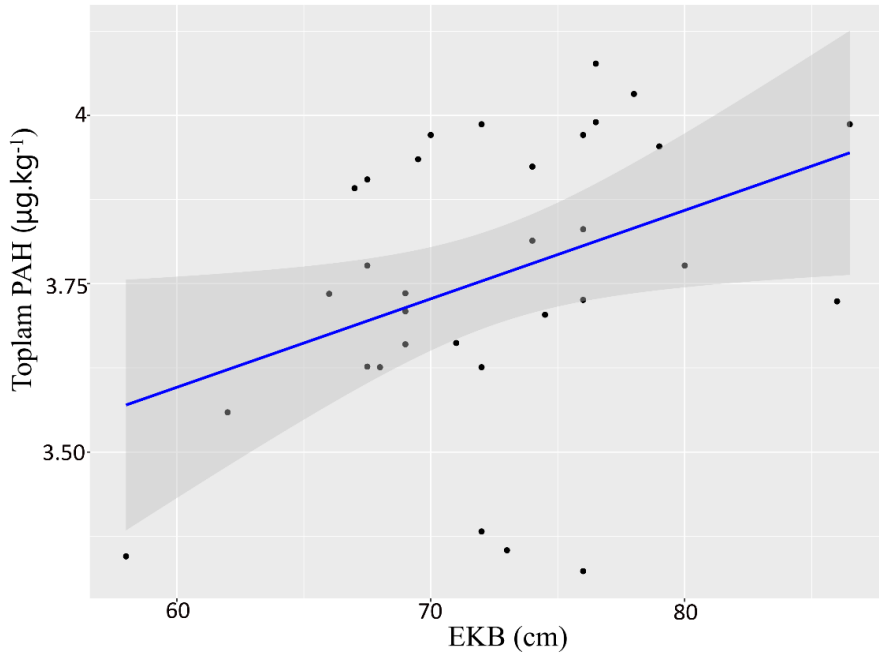
Şekil 3.27: Benz(a)anthracene konsantrasyonu ve eğri karapas boyu ilişkisi



Şekil 3.28: Benz(a)pyrene konsantrasyonu ve eğri karapas boyu ilişkisi



Şekil 3.29: Chrysene konsantrasyonu ve eğri karapas boyu ilişkisi



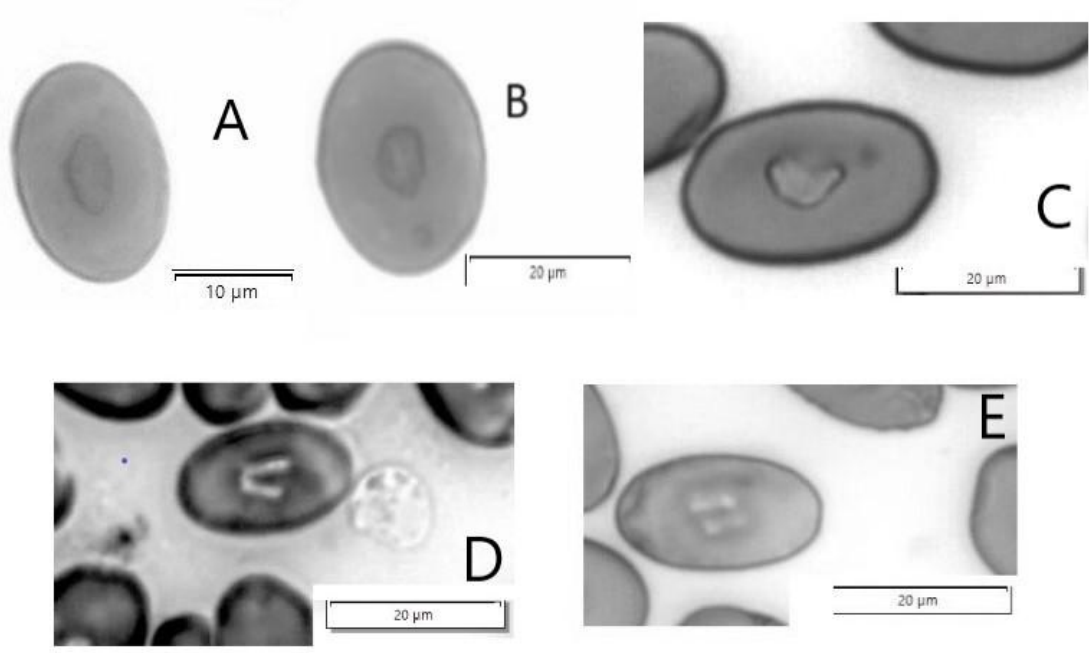
Şekil 3.30: Toplam PAH ve eğri karapas boyu ilişkisi

3.3.3 ENA Bulguları

Elde edilen 32 adet kan yayma preparatında gerçekleştirilen gözlemlerde 5 nükleus anomalisi kategorisinden, boşluklu nükleus anomalisi hariç, diğer 4'ü gözlemlenmiştir. Gözlemlenen anomaliler böbrek şeklinde nükleus, loblu nükleus, segmentli nükleus ve mikronükleustur ve bunula birlikte toplam ENA sıklığı da hesaplanmıştır. Buna göre 32 adet kan örneğine ait sonuçlarda ortalama %68,31 mikronükleus, ortalama %0,41 loblu nükleus, ortalama %0,34 segmentli nükleus ve ortalama %0,13 böbrek şeklinde nükleus hesaplanmıştır. Tüm bu sonuçlar neticesinde ENA sıklığı ortalama %69,19 olarak bulunmuştur. ENA analizlerine dair sonuçların tanımlayıcı istatistik değerleri Tablo 3.12'de verilmiştir. Eritrosit nükleuslarına ait görseller Şekil 3.31'de verilmiştir.

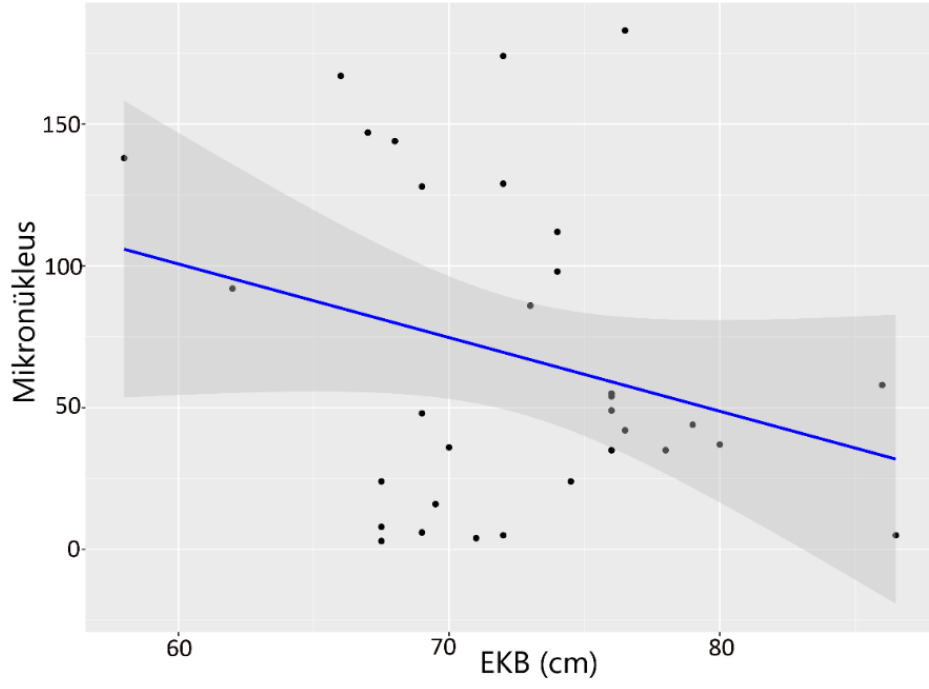
Tablo 3.12: Yuvalayan *C. caretta*'ların tüm kan örneklerinden elde edilen ENA analizlerinin tanımlayıcı istatistik değerleri

Parametre	N	Min.	Maks.	Ort.	Std. H.
Mikronükleus (‰)	32	3	183	68,31	9,998
Loblu nükleus (‰)	32	0	3	0,41	0,148
Segmentli nükleus (‰)	32	0	4	0,34	0,172
Böbrek şeklinde nükleus (‰)	32	0	3	0,13	0,098
ENA sıklığı (‰)	32	4	183	69,19	10,108

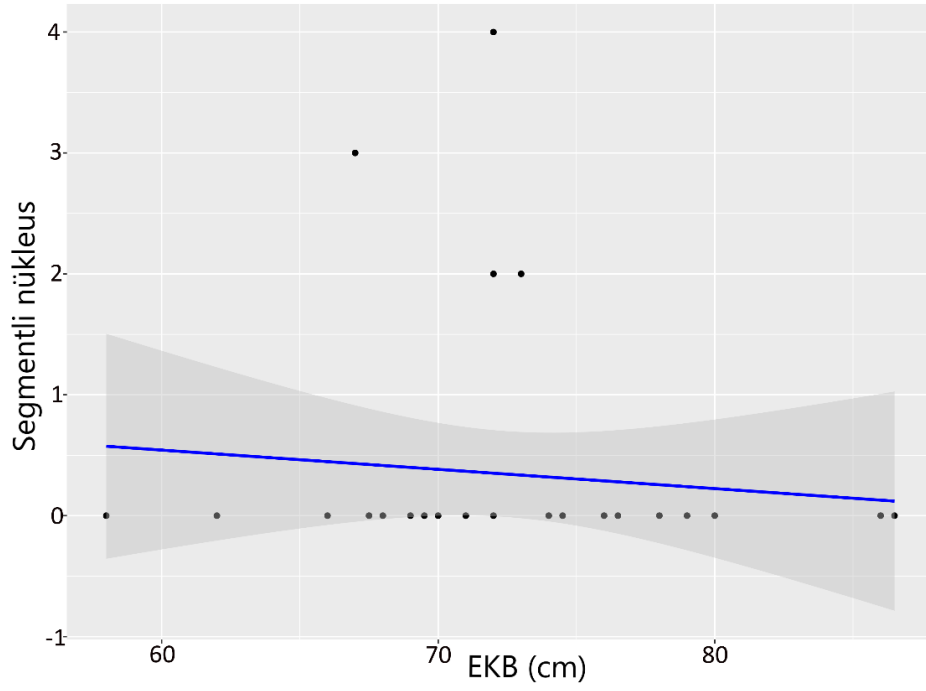


Şekil 3.31: Ergin *C. caretta*'ya ait eritrosit şekilleri A) Normal yapıda eritrosit. Nükleus anomalileri; B) Mikronükleus, C) Böbrek şeklinde nükleus, D) Loblu nükleus E) Segmentli nükleus

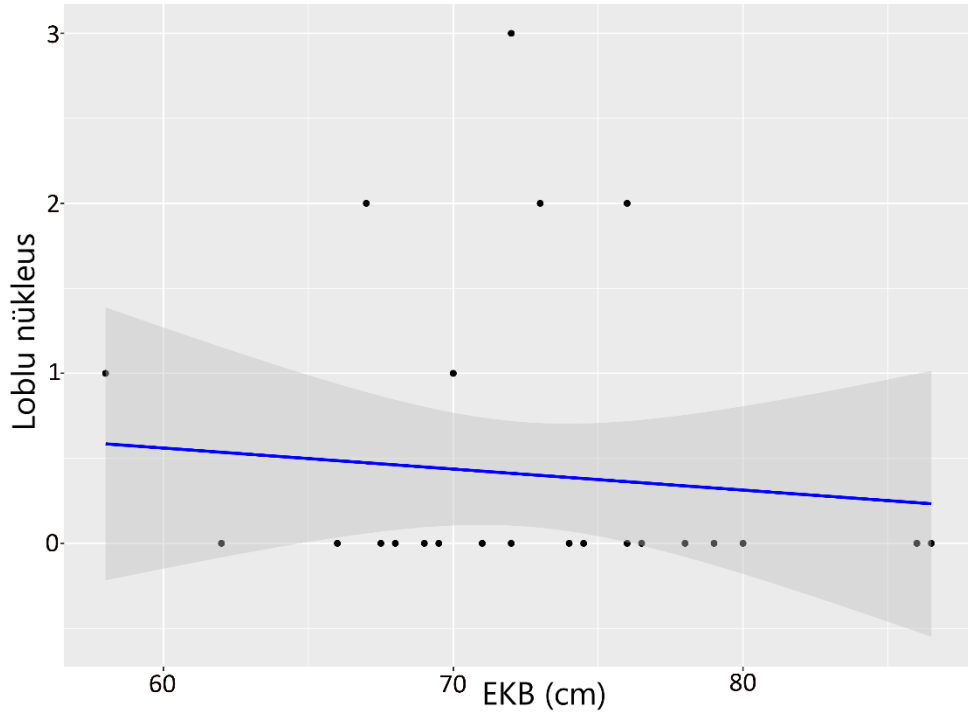
Elde edilen grafiklerde her ne kadar eğri karapas boyu ve nükleus anomalileri arasında negatif bir eğim görülse de istatistiksel açıdan bireylerin eğri karapas boyu ve nükleus anomalileri ilişkisi arasında anlamlı bir fark bulunamamıştır ($P>0,05$). EKB ve ENA ilişkileri Şekil 3.32-3.36'da verilmiştir.



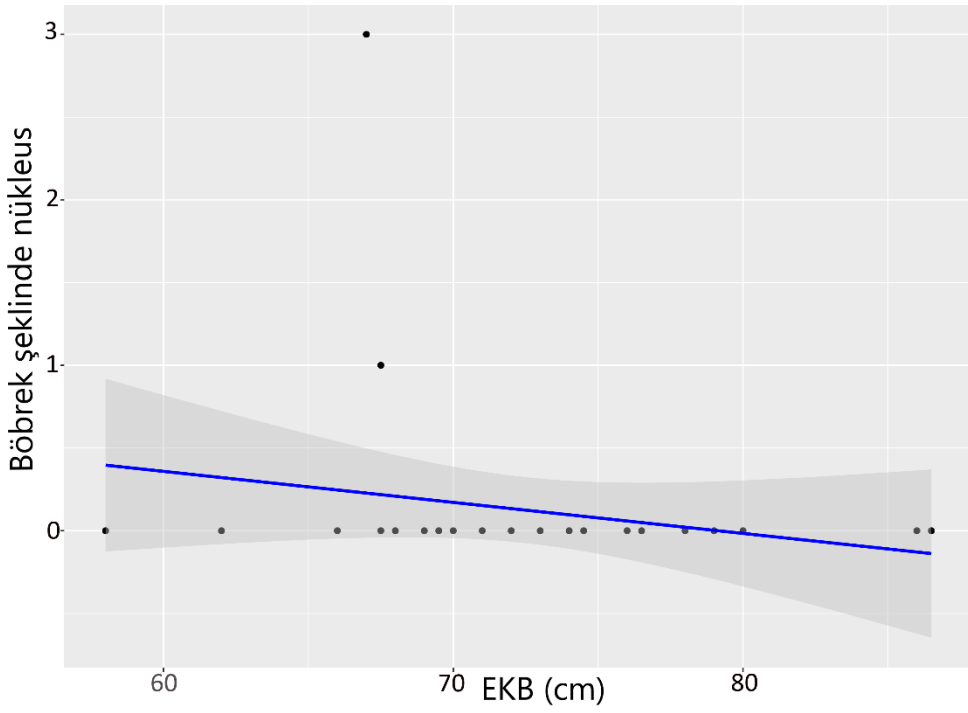
Şekil 3.32: Mikronükleus ve eğri karapas boyu ilişkisi



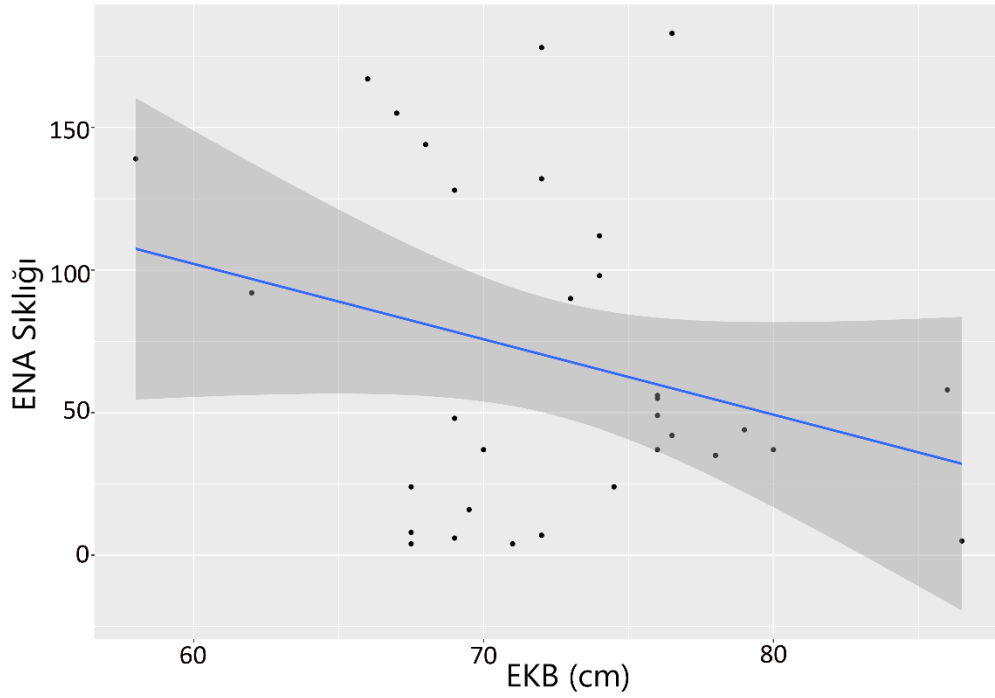
Şekil 3.33: Segmentli nükleus ve eğri karapas boyu ilişkisi



Şekil 3.34: Loblu nükleus ve eğri karapas boyu ilişkisi



Şekil 3.35: Böbrek şeklinde nükleus ve eğri karapas boyu ilişkisi



Şekil 3.36: ENA sıklığı ve eğri karapas boyu ilişkisi

3.3.4 Ekotoksikolojik Parametrelerin Grup İçi ve Gruplar Arası İlişkileri

PAH'lar, metaller, ENA sıklığı ve üreme çıktısı parametrelerinin Pearson korelasyon analizine ait kladogram matrisi Şekil 3.37'de verilmiştir. Şekilde karelerin içindeki rakamlar eşleşen iki parametre arasındaki ilişkinin Pearson korelasyon katsayısını (kk), “*” ve “***” sembolleri ile ifade edilenler ise istatistiksel olarak anlamlı fark gösteren çiftleri ve istatistiksel bakımdan anlamlılık derecelerini vermektedir. Renk ölçeğindeki eşleşen çiftlerin katsayılarınının -1 veya 1' e yaklaşması pozitif ya da negatif yönde daha fazla benzerlik gösterdiği, değerlerin 0'a yaklaşması ise iki parametre arasında ilişkinin azaldığı anlamına gelmektedir. Buna göre değişkenlerin hem kendi grubundaki parametreler ile hem de farklı gruplardaki parametreler arasında istatistiksel olarak anlamlı ilişkiler olduğu görülmüştür.

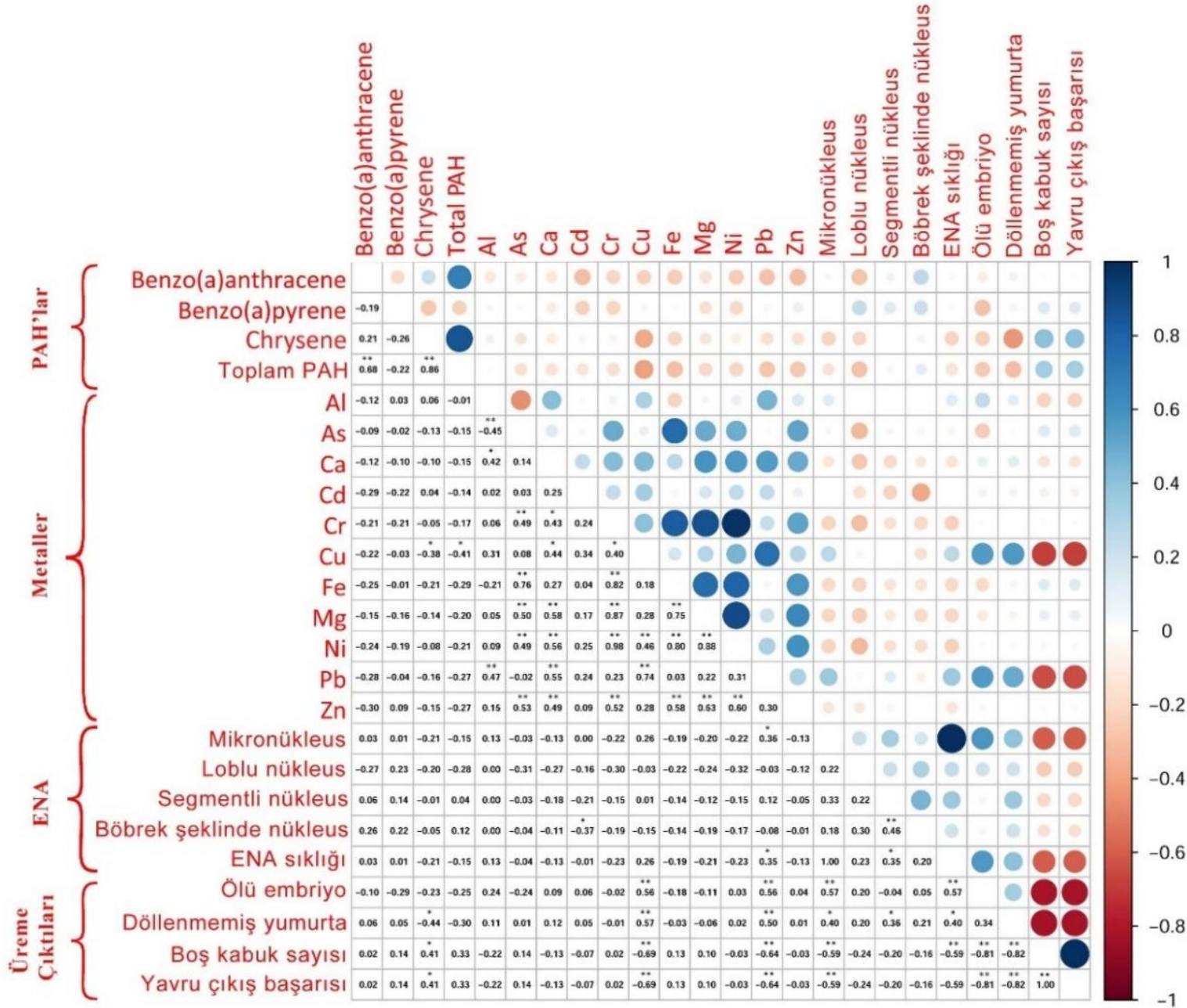
Bu değişkenlerden PAH grubundan toplam PAH ve chrysene (kk=0,68**), arasında, toplam PAH ve benzo(a)anthracene (kk=0,86**) arasında istatistiksel olarak anlamlı pozitif ilişkiler gözlemlenmiştir (şekil 3.37).

Metalleri içeren grup içerisinde As ve Al (kk=-0,45**), Ca ve Al (kk=0,42*), Cr ve As (kk=0,49**), Cr ve Ca (kk=0,43*), Cu ve Ca (kk=0,44*), Cu ve Cr (kk=0,40*), Fe ve As (kk=0,76**), Fe ve Cr (kk=0,82**), Mg ve As (kk=0,50**), Mg ve Ca (kk=0,58**), Mg ve Cr (kk=0,87**), Mg ve Fe (kk= 0,75**), Ni ve As (kk=0,49**), Ni ve Ca (kk=0,56**), Ni ve Cr (kk=0,98**), Ni ve Cu (kk=0,46**), Ni ve Fe (kk=0,80**), Ni ve Mg (kk=0,88**), Pb ve Al (kk=0,47**), Pb ve Ca (kk=0,55**), Pb ve Cu (kk=0,74**), Zn ve As (kk=0,53**), Zn ve Ca (kk= 0,49**), Zn ve Cr (kk= 0,52**), Zn ve Fe (kk= 0,58**), Zn ve Mg (kk=0,63**), Zn ve Ni (kk=0,60**) arasında istatistiksel olarak anlamlı ilişkiler gözlemlenmiştir (şekil 3.37).

ENA parametreleri arasında; böbrek şeklinde nükleus ve segmentli nükleus (kk=0,46), ENA sıklığı ve segmentli nükleus (kk=0,35*) arasında istatistiksel olarak anlamlı ilişkiler gözlemlenmiştir (*= P<0,05) (şekil 3.37). Üreme çıktıları parametreleri arasında; yavru çıkış başarısı ve ölü embriyo (kk=-0,81**), yavru çıkış başarısı ve döllenenmiş yumurta (kk=-0,82**) arasında istatistiksel olarak anlamlı ilişkiler gözlemlenmiştir (şekil 3.37).

Gruplar birbirleri arasında ise; Cu ve chrysene (kk=-0,38*), Cu ve toplam PAH (kk=-0,41*), mikronükleus ve Pb (kk=0,36*), böbrek şeklinde nükleus ve Cd (kk=-0,37*), ENA sıklığı ve Pb (kk=0,35*), ölü embriyo ve Cu (kk=0,56**), ölü embriyo ve Pb (kk=0,56**), ölü embriyo ve mikronükleus (kk=0,57**), ölü embriyo ve ENA sıklığı (kk=0,57**), döllenenmiş yumurta ve chrysene (kk=-0,44*), döllenenmiş yumurta ve Cu (kk=0,57**), döllenenmiş yumurta ve Pb (kk=0,50**), döllenenmiş yumurta ve mikronükleus (kk=0,40*), döllenenmiş yumurta ve segmentli nükleus (kk=0,36*), döllenenmiş yumurta ve ENA sıklığı (kk=0,40*), boş kabuk sayısı ve chrysene (kk=0,41*), boş kabuk sayısı ve Cu (kk=-0,69**), boş kabuk sayısı ve Pb (kk=-0,64*), boş kabuk sayısı ve mikronükleus (kk=-0,59**), boş kabuk sayısı ve ENA sıklığı (kk=-0,59*), boş kabuk sayısı ve ölü embriyo (kk=-0,81*), boş kabuk sayısı ve döllenenmiş yumurta (kk=-0,82*), yavru çıkış başarısı ve chrysene (kk=0,41*), yavru çıkış başarısı ve Cu (kk=-0,69**), yavru çıkış başarısı ve Pb (kk=-

0,64**), yavru çıkış başarı sı ve mikronükleus ($kk=-0,59^{**}$) arasında istatistiksel olarak anlamlı ilişkiler gözlemlenmiştir.



Şekil 3.37: Metal, PAH, ENA ve üreme çıktıları Pearson korelasyon kladogram matrisi (*P<0,05; **P<0,01)

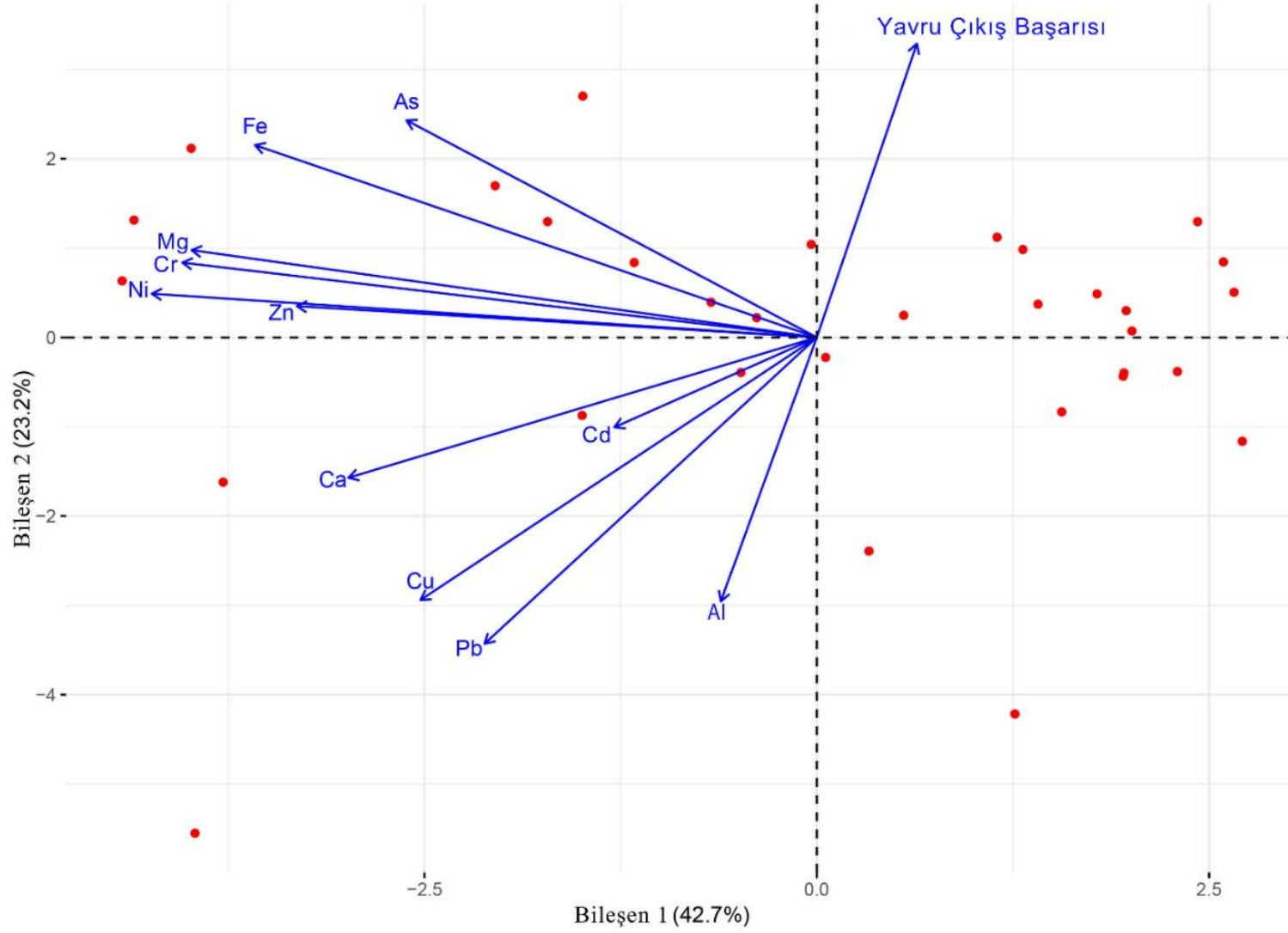
3.3.5 Metal Konsantrasyonlarının Yavru Çıkış Başarısı ile İlişkisi

Temel bileşen analizine göre metal konsantrasyonlarının yavru çıkış başarısı ile ilişkisi Şekil 3.38’de verilmiştir. Buna göre Temel Bileşen Analizi modelinde ilk iki bileşen toplam varyansın %65,9’u açıklamaktadır. Vektörel olarak birbirine yakın olan ve dar açı oluşturan değişkenler pozitif olarak ilişkilidir. Grafikte verilen Mg ile Cr yakın ilişkili ve benzer derecede baskın bileşenlerdir. Birbirleri ile neredeyse dik açı oluşturacak olan As ve Pb arasında bir ilişki olması düşüktür. Birbirinden ayrılarak yataya yakın ve zıt eksenler oluşturan yavru çıkış başarısı ve metallere Al, Pb ve Cu arasında kuvvetli negatif ilişki görülmektedir. Ancak Al, sadece 5 örnekte tespit edilmesi nedeniyle sonuçların yorumlanmasında yanılsamalara neden olabileceği tahmin edilmektedir.

Diğer yandan çoklu regresyon analizine göre metallere ile yavru çıkış başarısı arasında oluşturulan modelin %58,06’lık bir varyasyon ile uygunluk gösterdiği ve bu modelin istatistiksel bakımdan anlamlı olduğu tespit edilmiştir (Tablo 3.13). Elde edilen modele göre, Pb ve Cu tanımlayıcı parametreler olarak tespit edilmiş olup, bu iki elementin kandaki konsantrasyon miktarları yüksek derecede yavru çıkış başarısını olumsuz bir şekilde etkilediği ortaya çıkmıştır.

Tablo 3.13: Yavru çıkış başarısı ve değişkenler arası çoklu regresyon analizi

	Parametreler	Kat sayı	S. E.	t değeri	P değeri	S.D.	F değeri	P değeri
Metaller	Değişken	94,77	1,000	94,81	0,0000**	2	20,07	0,0000**
	Pb	-68,77	25,569	2,69	0,0117*			
	Cu	-60,74	9,590	-6,33	0,0000**			



Şekil 3.38: Metal konsantrasyonları ve yavru çıkış başarısının Bi-plot grafiği ile ifadesi

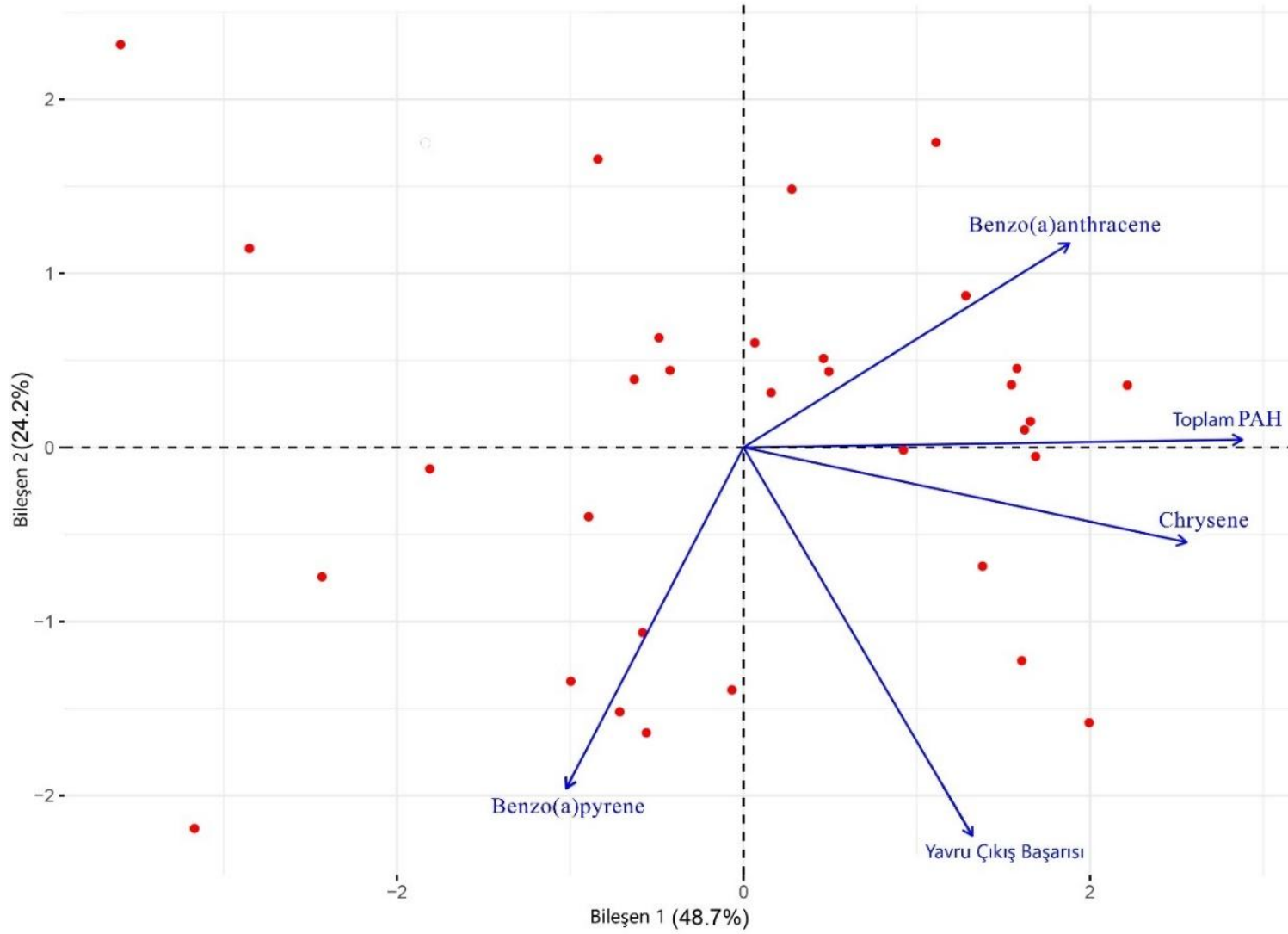
3.3.6 PAH Konsantrasyonlarının Yavru Çıkış Başarısı ile İlişkisi

Temel bileşen analizine göre PAH konsantrasyonları ve yavru çıkış başarısı ilişkisi Şekil 3.39’da verilmiştir. Buna göre; temel bileşen analizi modelinde ilk iki bileşen toplam varyansın %72,9 ‘u açıklamaktadır. Yavru çıkış başarısı ve benzo(a)anthracene arasında neredeyse dik açı oluşturan farklılık aralarındaki ilişkinin kuvvetli olmadığını vermektedir. Yine toplam PAH miktarına katkıda bulunan benzo(a)anthracene ve chrysene’in benzer uzaklıkta açı oluşturarak eksene ve toplam PAH değişkenine yakınlığı görülmektedir.

Diğer yandan çoklu regresyon analizine göre PAH gurubu ile yavru çıkış başarısı arasında oluşturulan modelin %16,62’lik bir varyasyon ile uygunluk gösterdiği ve bu modelin istatistiksel bakımdan anlamlı olduğu tespit edilmiştir (Tablo 3.14). Elde edilen modele göre, PAH gurubundan yavru çıkış başarısını etkileyen en tanımlayıcı faktör chrysene olarak tespit edilmiş olup, bu bileşiğin kandaki konsantrasyonu yavru çıkış başarısını pozitif yönde etkilediği ortaya çıkmıştır.

Tablo 3.14: Yavru çıkış başarısı ve değişkenler arası çoklu regresyon analizi

	Parametreler	Kat sayı	S. E.	t değeri	P değeri	S.D.	F değeri	P değeri
PAH	Değişken	70,64	9,428	7,49	0,0000**	1	5,98	0,0205*
	Chrysene	13,05	5,338	2,45	0,0205*			



Şekil 3.39: PAH konsantrasyonları ve yavru çıkış başarısının Bi-plot grafiği ile ifadesi

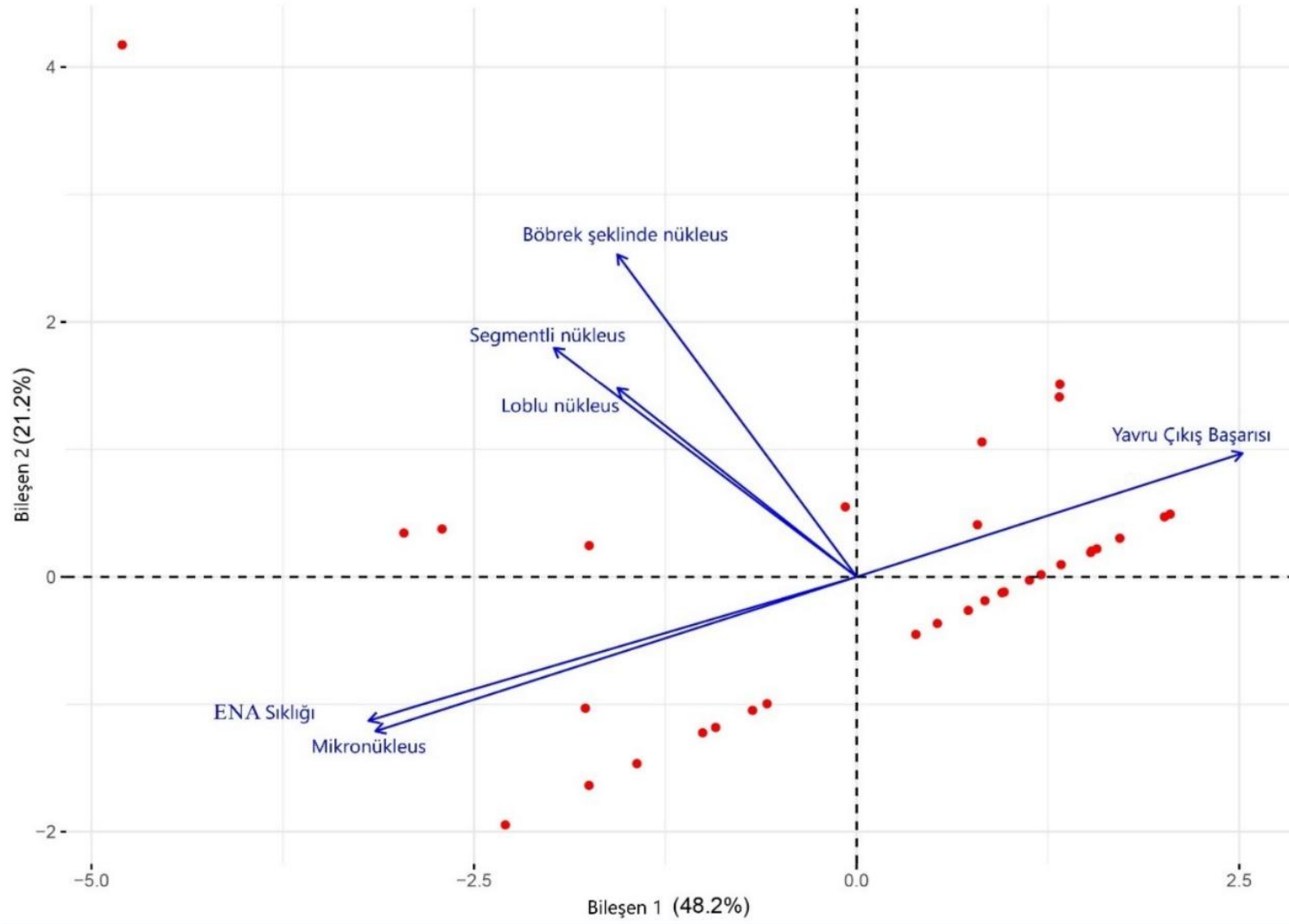
3.3.7 ENA Parametrelerinin Yavru Çıkış Başarısı ile İlişkisi

Temel bileşen analizine göre ENA parametreleri ve yavru çıkış başarısı ilişkisi Şekil 3.40'ta verilmiştir. Buna göre; temel bileşen analizi modelinde ilk iki bileşen toplam varyansın %69,4'ü açıklamaktadır. Mikronükleus ile yavru çıkış başarısının yaptığı yatay ve zıt yönlü vektörel hareket aralarındaki negatif ama kuvvetli ilişkiyi göstermektedir. Yine ENA sıklığına katkısı yüksek olan mikronükleusun ise ENA sıklığı ile konumlandığı dar açı görülmektedir.

Diğer yandan çoklu regresyon analizine göre PAH gurubu ile yavru çıkış başarısı arasında oluşturulan modelin %34,9'luk bir varyasyon ile uygunluk gösterdiği ve bu modelin istatistiksel bakımdan anlamlı olduğu tespit edilmiştir (Tablo 3.15). Elde edilen modele göre, ENA grubundan yavru çıkış başarısını etkileyen en tanımlayıcı faktörün mikronükleus olduğu tespit edilmiş, kandaki mikronükleus anomalisi içeren eritrosit hücre sayısının ve dolayısıyla ENA sıklığının deniz kaplumbağa yuvalarındaki yavru çıkış başarısını negatif bir şekilde etkilediği ortaya çıkmıştır.

Tablo 3.15: Yavru çıkış başarısı ve değişkenler arası çoklu regresyon analizi

	Parametreler	Kat sayı	S. E.	t değeri	P değeri	S.D.	F değeri	P değeri
ENA	Değişken	97,27	1,182	82,33	0,0000**	1	16,05	0,0004**
	Mikronükleus	-0,05	0,013	-4,01	0,0004**			



Şekil 3.40: ENA parametreleri ve yavru çıkış başarısının Bi-plot grafiği ile ifadesi

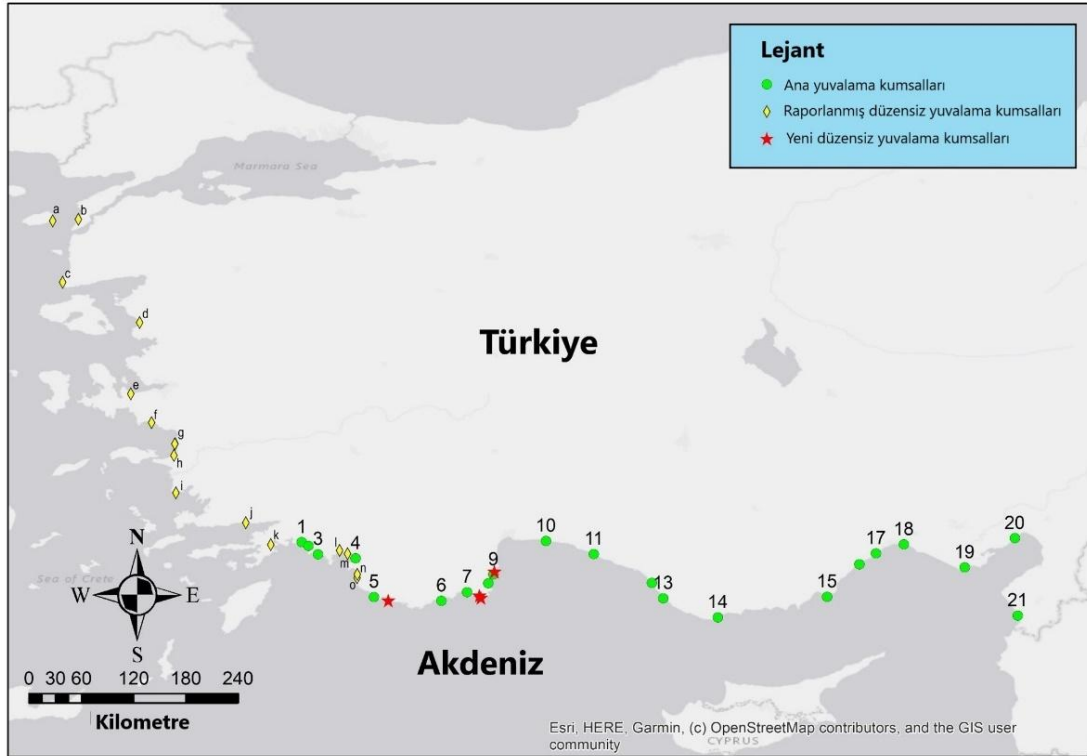
4. TARTIŞMA

4.1 Düzensiz Yuvalama Kumsalları

Türkiye’de uzun yıllardır yapılan koruma izleme çalışmaları ile yuvalama alanlarına ve deniz kaplumbağalarına karşı farkındalık artmıştır. Bu da yeni yuvalama alanlarının keşfedilmesine yol açmıştır. Ege Denizi'nin Yunanistan ve Türkiye kıyı şeridinde deniz kaplumbağalarına ait 25'ten fazla düzensiz yuvalama alanı belgelenmiştir. Bu alanların 22'si *C. caretta*'ya aittir (Mazaris ve diğ. 2023). Tespit edilen yeni düzensiz yuvalama kumsalları sonuçlarımızı daha önce yayımlanmış çalışmalarla birleştirdiğimizde, Ege ve Akdeniz Türkiye kıyı şeridi boyunca *C. caretta* için düzensiz yuvalama alanı sayısı 16'dan 20'ye çıkmıştır (Türkozan ve diğ. 2006; Yılmaz ve diğ. 2010; Sürücü ve diğ. 2017; Başkale ve diğ. 2018; Yalçın-Özdilek ve diğ. 2020; Mazaris ve diğ. 2023; Sandık ve diğ. 2023). Türkiye'deki Akdeniz ve Ege kıyıları boyunca bulunan *C. caretta* yuvalama alanları Şekil 4.1'de verilmiştir.

Türkiye'de 1980'lerin sonlarından beri devam eden deniz kaplumbağası koruma ve izleme çalışmalarının bir sonucu olarak, Türkozan ve Kaska (2010), *C. caretta* için yıllık ortalama yuva sayısını 2850 olarak bildirmiştir. Daha sonra, Türkozan ve diğ. (2020) bu rakamı 2857 olarak güncellemiştir. Bu sonuçlara düzensiz yuvalama alanlarında tespit edilen yuvalar dahil değildir. Son çalışmalarda, Türkiye kıyısı boyunca düzensiz yuvalama alanlarında toplam 25 yuvanın bulunduğu bildirilmiştir (Sürücü ve diğ. 2017; Başkale ve diğ. 2018; Yalçın-Özdilek ve diğ. 2020; Sandık ve diğ. 2023). Ayrıca Güzelçamlı Plajı (Aydın), Parlamenterler Plajı (Didim-Aydın), Kabakum Plajı (Dikili-İzmir) ve İnlince Plajı (Fethiye-Muğla) bölgelerinde toplam 5 adet yuva tespiti bilgisi de mevcuttur (Baskale, yayınlanmamış). Buna ek olarak Adana Ağyatan Plajı'nda (iki yuva) ve Tuzla Plajı'nda (bir yuva) da *C. caretta* yuvaları kaydedilmiştir (Türkozan ve diğ. 2006; Yılmaz ve diğ. 2010). Bu bilgiler doğrultusunda, bu çalışma ve önceki çalışmalarda tespit edilen Türkiye'nin mevcut yuvalama alanlarının sayısal ve mekansal miktarlarının ve toplam yuva sayısı potansiyelinin toplam verilere göre güncellenmesi gerekmektedir. Önceki yıllarda yayımlanmış çalışmalar ile bu çalışmada elde edilen veriler değerlendirildiğinde, bu

potansiyelin Türkiye'deki *C. caretta* yuvalama alanlarının toplam yuva sayısının yaklaşık %1-2'sini oluşturduğu tahmin edilmektedir. Düzensiz yuvalama alanlarının *C. caretta* yuva sayısına olan bu katkısı, deniz kaplumbağalarının değişen iklim ve çevre koşullarına adaptasyonu açısından hayati önem taşıyan alanlar olarak önem arz etmektedir.



Şekil 4.1: Türkiye'deki Akdeniz ve Ege kıyıları boyunca bulunan *C. caretta* yuvalama alanları

Ana Yuvalama Kumsalları: 1) Ekincik, 2) Dalyan, 3) Dalaman-Sarıgerme, 4) Fethiye, 5) Patara, 6) Kale-Demre, 7) Finike-Kumluca, 8) Çıralı-Olimpos, 9) Tekirova, 10) Belek, 11) Kızılot, 12) Demirtaş, 13) Gazipaşa, 14) Anamur, 15) Göksu Deltası. – *Orta Derecede Yuvalama Kumsalları:* 16) Alata, 17) Davultepe, 18) Kazanlı, 19) Akyatan-Karataş, 20) Sugözü-Yumurtalık, 21) Samandağ. *Düzensiz yuvalama Kumsalları:* a) Gökçeada, Çanakkale, b) Gelibolu, Çanakkale, c) Babakale, Çanakkale, d) Kabakum Plajı, Dikili, İzmir, e) Urla, İzmir, f) Gümüldür, İzmir, g) Kadınlar Denizi Plajı, Kuşadası, Aydın, h) Güzelçamlı, Kuşadası, Aydın, i) Parlamenterler Sahili, Didim, Aydın, j) Ören, Muğla, k) Marmaris İçmeler, Muğla, l) Fethiye, İncece Plajı, Muğla, m) Kelebekler Vadisi, n) Kabak Koyu, Muğla, o) Akyatan Kumsalı, Adana p) Tuzla Sahili, Adana.

Diğer yuvalama alanlarında *C. caretta* için rapor edilen yuva yoğunluğu Çıralı Plajı'nda 33,3 yuva/km (Sönmez ve diğ. 2021^a), Demre Plajı'nda 6,12 yuva/km (Ergene ve diğ. 2007), Fethiye Plajı'nda 10,5 yuva/km (Başkale ve diğ. 2016), 70,2 yuva/km Dalyan Kumsalı'nda (Durmuş ve diğ. 2013), 3,4 yuva/km Göksu Deltası (Durmuş ve diğ. 2011) ve Samandağ Kumsalı'nın Şeyhizir alt bölümünde 3,4 yuva/km (Yalçın-Özdilek 2007) şeklindedir. Bu çalışmada; Korsan Koyu için yuva yoğunluğu 2,9 yuva/km, Faselis Kumsalı için 11,7 yuva/km ve Kazanova Kumsalı için 24,6 yuva/km olarak hesaplanmıştır. Yuva sayısı *C. caretta* türü deniz kaplumbağalarının ana

yuvalama kumsallarına göre oldukça az olmasına rağmen, yuva yoğunluğu olarak bakıldığında ana yuvalama kumsallarının sahip olduğu yuva sayısı aralığında kalmaktadır. Bunun nedeni ise bahsedilen düzensiz yuvalama kumsallarının kıyı şeridi uzunluklarının kısa olmasıdır.

Yavru çıkış başarıları, Göksu Deltası'nda ortalama %22,9 (2004 ve 2008 yılları için), Patara Kumsalı'nda %44,1(2010,2012-2014 yılları için), Dalyan Kumsalı'nda %31,9 (2009 yılı için), Fethiye bölgesi'nde %74,4 (2011-2013 yılları için), Dalyan Kumsalı'nda %61,7 (2004 ve 2005 yılları için) ve Demre Plajı'nda %41,8 (2006 yılı için) olarak bulunmuştur (Ergene ve diğ. 2007; Türkozan ve Yılmaz 2008; Durmuş ve diğ. 2011, 2013; Başkale ve diğ. 2016; Olgun ve diğ. 2016). Elde ettiğimiz sonuçlara göre Faselis ve Kazanova Kumsalı'nda predasyonlar dahil edilerek hesaplanan yavru çıkış başarısı %63,78'dir. Bu oranın diğer yuvalama alanlarına oranla yüksek olması çalışmanın yapıldığı kumsalların az bilinen alanlar olması ve araçla alana ulaşımın olmaması, dolayısıyla insan baskısına çok maruz kalmamaları nedeni verilebilir. Bunun yanı sıra yuvalama alanlarında su baskını tehlikesinin az olması ve predasyon tehdidinin düşük olması da bu başarının yüksek olmasına katkı sağlamıştır.

4.2 İklim Değişkenleri ve Üreme Çıktıları İlişkisi

Deniz kaplumbağalarının yaşam alanları kıyı erozyonu ve dalga hareketi, turizm, balıkçılık, kıyı şeritlerinin kullanımı, kıyı ve deniz kirliliği ve iklim değişikliği gibi çok sayıda faktör nedeni ile tehdit altındadır (Mazaris ve diğ. 2009; Caut ve diğ. 2010; Witt ve diğ. 2010; Rizkalla ve Savage 2011; Katselidis ve diğ. 2014; Lucchetti ve diğ. 2017; Ware ve Fuentes 2018). Beslenme ve yuvalama alanlarındaki kayıplar doğal olarak popülasyonu olumsuz yönde etkilemektedir. Bunun yanı sıra küresel ısınma ile iklim değişikliğinin deniz kaplumbağalarının yaşam döngüsü üzerinde olumsuz etkileri olabileceği yapılan çalışmalar ile gösterilmiştir (Simantiris 2024). Daha önceki çalışmalarda iklim değişikliğinin deniz kaplumbağaları üzerinde yuvalama habitatının kaybı, su baskını riskinin artması, yumurtadan çıkma başarısının ve embriyoların hayatta kalma oranlarının düşmesi, meydana gelen yavrularda dişi oranının artması ve yuvalama fenolojisinde kaymalar gibi birçok potansiyel etkiye sahip olduğunu göstermiştir (Hays ve diğ. 2002; Weishampel ve diğ. 2004; Pike ve diğ. 2006; Hawkes ve diğ. 2007; Saba ve diğ. 2007; Chaloupka ve diğ. 2008; Hawkes

ve diğ. 2009; Mazaris ve diğ. 2009; Saba ve diğ. 2012; Tomillo ve diğ. 2012; Katselidis ve diğ. 2014; Tomillo ve diğ. 2014; Lolavar ve Wyneken 2015; Patel ve diğ. 2016; Sönmez ve diğ. 2021^b).

IUCN kriterlerine göre düşük risk kategorisinde olmasına rağmen Akdeniz alt popülasyonunu da tehdit eden birçok faktör vardır. İnsan etmenlerinin yanında yaşam alanlarının uğradığı ekolojik değişiklikler de bu canlıların popülasyonunu doğrudan etkilemektedir. Örneğin kumsallardaki kıyı erozyonu, gel-gitler nedeni ile oluşan kum altı ve üstü dalga yıkaması, yuvaların nem oranını değiştirerek yumurtaların çürümelerine sebep olmaktadır (Ware ve Fuentes 2018).

Yuvalama sezonundaki artan sıcaklıkların deniz kaplumbağaları fenolojilerinde değişimlere neden olduğu görülmüştür (Weishampel ve diğ. 2004; Pike ve diğ. 2006; Weishampel ve diğ. 2010; Robinson ve diğ. 2014; Patel ve diğ. 2016). Bu tür minör zamansal değişimler iklim değişikliği şartlarında türlerin korunmasına olanak sağlar. Akdeniz’de bulunan deniz kaplumbağalarında yuvalamaların daha erken tarihlerde başladığı görülmüş, yuvalama mevsimlerinde az da olsa erken tarihlere kaymalar kaydedilmiştir. Bu değişimler iklim şartlarının yarattığı farklılıklardan daha az etkilenmeye yönelik adaptasyonlardır (Mazaris ve diğ. 2008, 2013; Almpandou ve diğ. 2016; Patel ve diğ. 2016). Ancak bu üreme zamanlarındaki değişimlerin ilk anaç çıkışından son yavrunun denize ulaştığı zamana kadar olan sürede tüm üreme çıktıları üzerine etkilerini inceleyen ve değerlendiren bir çalışma mevcut değildir. Patara Kumsalı’nda ilk yuvasız çıkış Mayıs ayının ortasında kaydedilmiştir ve bu çıkışı izleyen birkaç gün içerisinde de yuvalama gerçekleşmiştir.

Deniz kaplumbağaları, uygun yuvalama koşullarını sürdürmek için davranışlarını değiştirme yeteneğine sahiptir ve yumurtalarının başarılı bir şekilde gelişmesini sağlamak için yuvalama yerlerini değiştirerek veya yuvalama dönemini değiştirerek yuvalama alanlarındaki sıcaklık değişikliklerine uyum sağlayabilirler (Weishampel ve diğ. 2010; Almpandou ve diğ. 2018).

Fuentes ve diğ. (2024), öngörülen sıcaklık değişimlerinin etkilerini hafifletmek için fenolojik değişimlerin tek başına yeterli olmayacağını ve yavru çıkış başarısı, cinsiyet oranı ve genel popülasyonlar üzerindeki sıcaklık değişimlerinin etkilerini hafifletmek için ek adaptif tepkilere ihtiyaç duyabileceğini ifade etmiştir. Benzer

olarak Patel ve diğ. (2016) sıcaklığa bağlı olarak oluşan kumdaki nemin azalması ve buna bağlı olarak değişen cinsiyet oranları, beslenme alanlarının tahrip olması gibi nedenler ile birlikte küçük fenolojik değişimlerin mevcut popülasyonu sürdürmek için yeterli olmayabileceğini ileri sürmüştür.

C. caretta türü deniz kaplumbağaları genellikle her iki ya da üç yılda bir yuva yaparlar, az sayıda birey 2'den az veya 3'ten fazla aralıklarla yuva yapar ve genellikle sezon başına 2 veya 3 yuva yaparlar. (Bjorndal ve diğ. 1983; Broderick ve diğ. 2003; Wyneken ve diğ. 2013). Sezon içi yuvalama aralıkları genellikle 12–14 gündür ve bu su sıcaklığına göre değişebilir (Hughes 1975; Frazer ve Richardson 1986). Bu çalışmada, yıllık yuvalama başarısı %38,96 olarak hesaplanmıştır ve yuva sayılarının yıllar arasında oldukça değişken olduğu görülmüştür. Patara Kumsalı'nda ise birkaç dişi kaplumbağanın aynı üreme sezonunda dört kez yumurtalarını bıraktığı ve bu yuvalar arası sürenin ise 12 ile 16 gün arasında değiştiği gözlemlenmiştir.

Koruma ve izleme faaliyetleri 1989 yılında başlayan Patara Kumsalı'nın yapılan çalışmalarda Türkiye'deki yuvaların yıllık %3,5'ine ev sahipliği yaparak ikinci dereceden önemli yuvalama alanları arasında yer aldığı bildirilmiştir (Canbolat 2004). Daha sonra, Patara Kumsalı'ndaki yıllık yuva sayısının Akdeniz'deki toplam yuva sayısının %2,5'ini ve Türkiye'deki yuva sayısının %8,38'ini oluşturduğu sonuçlarına varılmıştır (Casale ve Margaritoulis 2010). Yuvasız çıkışların yoğunluğu 12,25 yuvasız çıkış/km ile 18,7 yuvasız çıkış/km arasında değiştiği, yuva yoğunluğunun ise 7,4 yuva/km ile 18,7 yuva/km arasında değiştiği rapor edilmiştir (Öz ve diğ. 2004; Erdogan ve diğ. 2001; Taskın ve Baran 2001; Olgun ve diğ. 2016). Bu çalışmalara göre yıllık yuva sayıları 55 ile 224 arasında değişmekte olup, 2010 ile 2014 yılları arasındaki ortalama yuva sayısı (2011 hariç) yılda 180,5 olarak belirtilmiştir. Çalışmamızda ise yıllık ortalama yuva sayısı 362,6 (min= 253 – maks= 524) olarak hesaplanmıştır. Bu sonuç yuva sayısının artış eğiliminde olduğunu göstermektedir. Zamanla meydana gelen yuva sayısındaki artış uzun zamandır yapılan koruma izleme çalışmalarının etkinliğine ve ekiplerin tutarlı yaklaşımlar ile benzer yöntemler izleyerek geniş alanlarda çalışmalarını sürdürmelerine bağlanabilir. Bu çalışma süresince ortalama yuva yoğunluğu 30,2 yuva/km (min= 21,08 yuva/km – maks= 43,66 yuva/km) olarak hesaplanmıştır. Casale ve diğ. (2018), Patara Kumsalı'nda 1999 yılından önce ortalama yuva sayısının 52,5 yuva olduğunu ve 2000 yılında bu

sayının 117,7 yuvaya yükselerek %124,4 'lük bir artış olduğunu bildirmişlerdir. Bu sonuçlara istinaden Patara Kumsalı yüksek aktiviteye sahip yuvalama kumsalı (yılıda 100-300 yuva) kategorisinde tanımlanmıştır. Çalışmanın gerçekleştirildiği yıllarda tespit edilen yuva sayısındaki artış göz önünde bulundurularak Patara Kumsalı, Casale ve diğ. (2018)'nin yaptığı yuvalama kumsalları sınıflandırılmasına göre çok yüksek aktiviteye sahip yuvalama kumsalı (>300 yuva/yıl) kategorisinde yer almalıdır.

Öz ve diğ. (2004)'nin yayımladığı çalışmada bildirildiği üzere 2000 yılında görülen %63'lük predasyon oranı nedeniyle düşük yavru çıkış başarısı gerçekleşmiştir. Bir sonraki yıl predasyonu önlemek için alınan yuvaları kafesleme önlemleri ile bu oran %32'ye düşürülmüştür (Öz ve diğ. 2004). Daha sonra Olgun ve diğ. (2016)'nin çalışmalarına göre 2010 ve 2012-2014 yılları yuvalama sezonunda yuvaların %55'inin predatörler tarafından tahrip edildiği ve toplamda 18162 adet yumurtanın zarar gördüğü bildirilmiştir. Çalışma yapılan dönemde (2019-2023) Patara Kumsalı'nda 1813 adet yuvanın 1496'sı (%83) tamamen korunmuş ve yuvaların predasyona uğrama oranı %17,5 olarak hesaplanmıştır. Önceki çalışmalarda da belirtildiği üzere (Olgun ve diğ. 2016; Öz ve diğ. 2004), ana predatör tilki (*Vulpes vulpes*) ve ardından yaban domuzu (*Sus scrofa*) gelmektedir. Çalışma döneminde ise 2019-2023 yılları arasında bu predatörlere ek olarak porsuk (*Meles meles*) ve köpek (*Canis lupus familiaris*) de predatör olarak gözlemlenmiştir.

Çalışmamızın sonuçlarına göre en yüksek yavru çıkış başarısı 2023 yılı üreme sezonunda %91,6 olarak bulunmuş ve tüm çalışma dönemi için ortalama yavru çıkış başarısı oranı %81,8 olarak hesaplanmıştır. Patara Kumsalı'nda yapılan daha önceki çalışmalara göre yavru çıkış başarısı %37-%44,1 arasında değişmiştir (Kaska ve diğ. 1998; Kaska ve diğ. 2005; Yılmaz 2006; Olgun ve diğ. 2016). Buna ek olarak Türkiye'deki diğer yuvalama kumsallarında görülen yavru çıkış başarıları ise Göksu Deltası'nda %22,9 (Durmuş ve diğ. 2011), Fethiye Kumsalı'nda %74,4 (Başkale ve diğ. 2016), Dalyan Kumsalı'nda %61,7 (Türkozan ve Yılmaz 2008) ve Demre Kumsalı'nda %41,8 (Ergene ve diğ. 2007) olarak bildirilmiştir. Akdeniz'deki diğer yuvalama kumsallarında ise yavru çıkış başarısı Laganas Körfezi'nde %66,6 (Margaritoulis 2005) ve Kuzey Kıbrıs'ta %83 (Broderick ve Godley 1996) olduğu bildirilmiştir. Çalışmamızın yapıldığı dönemde yavru çıkış başarısı önceki yıllara göre yüksektir. Üreme sezonunda gece boyunca sürdürülen arazi çalışmalarının ve

kafesleme yöntemlerinin predasyonu önlemesi, su baskını tehlikesine karşı yuvaların güvenli alanlara taşınması gibi koruyucu önlemler yavru çıkış başarısının artmasına katkı sağlamıştır.

Deniz kaplumbağalarında cinsiyet sıcaklığa bağlı olarak belirlenir (Georges 1994). Kuluçka sürecinde maruz kaldığı yüksek sıcaklıklar dişi yavruların oluşmasına yol açar (Mrosovsky ve Yntema 1980). Bunun yanı sıra kuluçka süresi de sıcaklık ile ilişkilidir. Sıcaklık artışı kuluçka süresini azaltabilir. Düşük sıcaklıklarda kuluçka süresi uzar ve erkek bireyler oluşur. Yüksek sıcaklıklar kuluçka süresinin azalmasına sebep olurken aynı zamanda dişi yavru oluşumunu destekler (Mrosovsky ve diğ. 1999). Girondot (2023) Akdeniz'deki deniz kaplumbağaları için %50/%50 cinsiyet oranı üreten kritik kuluçka sıcaklığının 28,95 °C, kuluçka süresinin de 52,80 gün olduğunu bildirmiştir. Çalışmamıza göre Patara Kumsalı'nda ortalama kuluçka süresi 42-65 gün arasında olup, ortalama 49,3 gün olarak bulunmuştur. Ayrıca kuluçka sürelerinde yıllar arasında istatistiksel olarak farklılık gözlenmiştir. Bu farklılıklar daha önceki çalışmalarda da görülmüştür (Erdoğan ve diğ. 2001; Taşkın ve Baran 2001; Öz ve diğ. 2004; Olgun ve diğ. 2016).

Yuva içi nem yumurtayı çevreleyen kum arasındaki nem transferi ile belirlenir. Artan nem sıcaklık ile ters orantılı olarak kuluçka süresinin uzamasına yol açar. Benzer olarak yağış miktarı da yuva içi nem oranını değiştirebilir. Ancak bu çalışma döneminde sıcaklık artışı yüksek ve yağış miktarı neredeyse hiç olmadığından yağış istatistiksel açıdan bir fark göstermemiştir. Usategui-Martin ve diğ. (2019)'a göre kuluçka zamanındaki düşük sıcaklıkların kuluçka süresinin uzamasına ve daha büyük yavruların oluşmasına olanak sağladığı belirtilmiştir. Bu sonuçlar daha önceki çalışmalarda belirtilen düşük sıcaklıklarda yumurta sarısının daha çok dokuya dönüştüğünü onaylar niteliktedir (Sim ve diğ. 2015).

Çalışmamız sürecinde yuva içi sıcaklık ile atmosferik sıcaklık arasında pozitif korelasyon olduğu gözlemlenmiştir. Bu sonuç daha önceki çalışmalar ile de örtüşmektedir (Hays ve diğ. 1999; Janzen 1994; Maloney ve diğ. 1990; Booth ve Limpus 2008). Büyüme sürecinin son basamaklarında metabolik ısının bir sonucu olarak yuva içi sıcaklık artar (Godfrey ve diğ. 1997; Godley ve diğ. 2001; Van De Merwe ve diğ. 2006; Zbinden ve diğ. 2006). Bölgesel olarak iklim koşulları deniz kaplumbağalarında cinsiyet oranlarını ve yavru çıkış başarısını etkiler (Tomillo ve

Spotila 2020). Sıcaklıkların aşırı yükselmesi yavru çıkış başarısını düşürebilir. Örneğin Türkozan ve diğ. (2021)'ne göre, yeşil kaplumbağa yuvalarının kuluçka süresinin beşte ikilik kısmında sıcaklığın 33°C termal eşiği aşması ile yavru çıkış başarısında düşüşlerin meydana geldiği belirtilmiştir. Yapılan bu çalışmada mevsimsel ortalama atmosferik sıcaklık ile yavru çıkış başarısı ve diğer yuva içi değişkenler arasında anlamlı farklar tespit edilmiştir. Bu durum kuluçka süresi boyunca yuva sıcaklığının (aralığı: 25,88–33,21 °C) belirtilen eşik sıcaklıktan düşük olması ve dolayısı ile oluşan yüksek yavru çıkış başarısı ile açıklanabilir.

Öz ve diğ. (2004), 2000 ve 2001 yılı üreme sezonunda Patara Kumsalı'nda yavru cinsiyet oranı dişi ağırlıklı olmak üzere sırası ile %67 ve %74 olarak hesaplamışlardır. Bu çalışmada, 2019-2023 yılları arasında yuva sıcaklığı dikkate alınarak hesaplanan ortalama yavru cinsiyet oranı %70 dişi ağırlıklı olarak hesaplanmıştır. Diğer üreme kumsallarında *C. caretta* için tahmin edilen dişi ağırlıklı cinsiyet oranları Göksu %81, Dalyan %61'dir (Sarı ve Kaska 2015). Buna ek olarak Fethiye' de bu tahminler yine dişi ağırlıklı olmak üzere %60 ile %65 arasında değişmektedir (Kaska ve diğ. 2006). Benzer olarak Akdeniz'deki kumsal sonuçlarına değinilecek olursa Zakynthos Kumsalı'nda 2002 yılı üreme sezonunda dişi ağırlıklı %68, 2003 yılı dişi ağırlıklı %75 (Zbinden ve diğ. 2007) olarak belirtilmiştir. Tunus'ta bulunan Kuriat Adaları'nda yuvalama yapan *C. caretta* türü için 2013 yuvalama sezonunda erkek ağırlıklı sonuçlar tahmin edilmiştir (Jribi ve Bradai 2014). Tüm bunlara ek olarak Hays ve diğ. (2017) dünyada 75 ayrı noktadaki cinsiyet oranlarındaki yüksek sapmaları araştırmış ve ortalama yavru cinsiyet oranlarının %73,5 dişi olduğunu bulmuşlardır. Bu bölgelerin %73'ünde %60 ya da daha fazlası dişi ağırlıklı sonuç verirken sadece %6,6'lık bir alanda %40 veya daha azı dişi ağırlıklı olarak bulunmuştur.

Deniz kaplumbağaları için 50-65 gün olan kuluçka süresi (Hirth 1980; Ackerman 1981) bölgesel olarak da değişiklik göstermektedir. Örneğin Amerika Birleşik Devletleri'nin Georgia eyaleti dahilindeki 12 adet ada kıyılarında yapılan çalışmalara göre kuluçka süreleri ortalama 54,3-61 gün arasında hesaplanmıştır (Dodd 2023). Japonya'da yapılan bir çalışmaya göre Minabe-Wakayama'da kuluçka süresi 46-82 gün arasında bulunmuştur. Akdeniz için bakacak olursak 42-97 gün arası Yunanistan, 42-60 gün arası Kıbrıs, 50-55 gün arası İsrail,48-62 gün arası Libya

(Margaritoulis ve diğ. 2003) ve 58 gün İspanya (Tomas ve diğ. 2002) olarak karşımıza çıkmaktadır. Ülkemiz kıyılarında ise 41-74 gün arası ortalama 47,4 gün Çıralı Kumsal (Sönmez ve diğ. 2021^a), 2004 ve 2008 yılı için 53 gün Göksu (Durmuş ve diğ. 2011), 2004 ve 2005 yılında 52,3 gün ortalama ile Dalyan (Türkozan ve Yılmaz 2008), 2000-2002 arasında 49-67 gün ile Fethiye (Kaska ve diğ. 2006), ve 2006 yılı 47,9 gün ortalama ile Demre (Ergene ve diğ. 2007) kayıtları mevcuttur. Ortalama kuluçka süresi Patara Kumsalında 1992, 1993 ve 1996 yıllarında 60 gün (Kaska ve diğ. 1998), 1997'de 52,1gün (Taşkın ve Baran 2001) ve 2000 yılı 60 gün (48-68) (Erdoğan ve diğ. 2001) olarak verilmiştir. 2001 yılı 46-66 gün, 2010 yılı 45-61 gün, 2012 yılı 43-63 gün, 2013 yılı 44-59 gün, 2014 yılı 39-66 gün (Olgun ve diğ. 2016) olarak verilmiştir. Bu çalışmada ise 2019-2023 yılları arasında kuluçka süreleri 42-65 gün olarak hesaplanmıştır.

Buna ek olarak, 2019-2023 yılları arasında Patara Kumsalında kaydedilen kuluçka süreleri kritik süre olarak belirlenen 52,8 günün (Girondot 2023) altında olduğu için yüksek oranda dişi yavru oluşumuna dikkat çekilmiştir. Kuluçka süresindeki kademeli azalma muhtemel küresel ısınmadan etkilenen atmosferik sıcaklık ve yuva içi sıcaklıktaki artış ile birlikte yüksek oranda dişi yavru oluşumunu etkilemiştir. Dişi yavru oranlarındaki bu artış, oranların hesaplanmasında kullanılan yuva içi sıcaklığın yükselen atmosferik sıcaklık doğrultusunda artışı ile açıklanabildiği gibi yuva sayısındaki artışın katkısı da kısmen eklenebilir. Dişi yavru sayılarındaki artışlar ergin dişi kaplumbağa popülasyonunda artışa ve dolayısıyla ilerleyen sezonlardaki yuva sayısında yükselmeye de yol açacaktır. Yuva sayılarındaki artış diğer yuvalama alanlarında da gözlemlenmiştir (Laloé ve diğ. 2014; Sönmez ve diğ. 2021^a, 2023; Hays ve diğ. 2022; Margaritoulis ve diğ. 2023).

4.3 Ekotoksikolojik Değerlendirmeler

4.3.1 Dokularda Metal Birikimi ve Etkileri

Kimyasal kirleticilerin deniz kaplumbağaları üzerine etkisi üzerine birçok çalışma vardır. Fakat tespit edilen kimyasalların metabolizmada hangi etkilere yol açabileceği konusunda daha geniş araştırmalar gerekmektedir. Örneğin metaller organizmalara küçük miktarlarda gerekli olsa da temel olmayan bazı metaller düşük konsantrasyonlarda bile olsa toksik etki yapabilir (Filimonova ve diğ. 2016). Metallerin ve metaloidlerin zararlı etkileri çeşitli ekosistemlerde kapsamlı bir şekilde gösterilmiş olup, biyolojik organizasyonun farklı seviyelerinde de etkiler göstermektedir. Bu etkiler arasında yumurtadan çıkma gecikmeleri, deformasyonlar, balık larvalarında ölüm (Sfakianakis ve diğ. 2015), balıklarda oksidatif stres ve apoptozis gibi doku hasarına neden olan etkiler yer almaktadır (Alves ve diğ. 2016; Morcillo ve diğ. 2016). Tüm bunlara ek olarak deniz kaplumbağalarında hücre düzeyinde yapılan çalışmalarda bu kirleticilerin hücre sağlığını (Speer ve diğ. 2018; Finlayson ve diğ. 2019; Johnson ve diğ. 2022), gen ekspresyonunu (Cort'es-Gomez ve diğ. 2018; Morao ve diğ. 2022) etkileyen sitotoksik, oksidatif ve genotoksik etkileri olduğu ortaya koyulmuştur. Deniz kaplumbağalarının organ ve dokularında biriken metal ve metaloid miktarlarına dair çalışmalar çoğunlukla ölü bireylerde gerçekleşmiştir. Yaralı ve sağlıklı bireylerin dokularında biriken metal miktarlarına ait çalışmalar ise nispeten azdır. Bu kapsamda ölü ve canlı bireylerde biriken metaller üzerine yapılan çalışmalar aşağıdaki bölümlerde verilmiştir.

4.3.1.1 Ölü Bireylerden Elde Edilen Dokularda Biriken Metal Konsantrasyonlarının Değerlendirilmesi

Kan doku örneklerinde tespit edilen kimyasal kirleticiler canlı bireyler üzerinde çalışmayı sağlamaktadır. Ölü bireylerde yapılan ve çeşitli dokularda tespit edilen metal konsantrasyonları doğal olarak canlı bireylere kıyasla büyük farklılıklar

göstermektedir. Zamanla vücutta biriken metaller bulunduğu dokunun çeşitliliği, bireyin yaşı, vücut boyutu ve cinsiyetine göre de farklılık göstermektedir. Deniz kaplumbağalarında genel olarak yapılan ağır metal çalışmalarında böbreklerde yüksek oranda bakır (Cu) ve kurşun (Pb) birikimi gözlemlenirken (Caurant ve diğ. 1999; Anan ve diğ. 2001; Lam ve diğ. 2004), karaciğerde ise yüksek oranda bakır (Cu) (Caurant ve diğ. 1999; Anan ve diğ. 2001; Pugh ve Becker 2001; Fitzgerald 2004; Lam ve diğ. 2004; Andreani ve diğ. 2008; Innis ve diğ. 2008) ve demir (Fe) (Aguirre ve Tabor 2004) gözlenmiştir. Fakat giderek artan çalışmalar, her bir elementin birikiminin bu bilinenlerin aksine farklı yollarla kullandığını göstermiştir. Bu kapsamda *C. caretta* türüne ait ölü bireylerinden toplanan kas, böbrek, kalp ve karaciğer örneklerinde biriken metal konsantrasyonları Tablo 4.1 ve Tablo 4.2’de verilmiştir.

Bu tablolara göre, *C. caretta* bireylerinin hem kabuk boylarına göre dokularında biriken metal miktarları varyasyon gösterirken, hem de aynı bireyin farklı dokularında her bir element farklı miktarlarda birikim göstermektedir (Godley ve diğ. 1999; Sakai ve diğ. 2000^a; Franzellitti ve diğ. 2004; Kaska ve diğ. 2004; Torent ve diğ. 2004; Maffucci ve diğ. 2005; Storelli ve diğ. 2005; Gardner ve diğ. 2006; Andreani ve diğ. 2008; García-Fernandez ve diğ. 2009; Jerez ve diğ. 2010; Abdallah ve Abd-Allah 2011; Nicolau ve diğ. 2017; Novillo ve diğ. 2017; Yipel ve diğ. 2017; Sami ve diğ. 2018; Esposito ve diğ. 2020; Aymak ve diğ. 2021; Canzanella ve diğ. 2021; Savoca ve diğ. 2022; Çelik ve diğ. 2023; de Luna Beraldo ve diğ. 2023; Hrizi ve diğ. 2024).

Benzer şekilde, deniz kaplumbağalarının farklı coğrafik bölgelerinde ölü olarak tespit edilen bireylerinin aynı doku ve organlarında da metal birikim miktarlarında varyasyonlar olabilir. Örneğin, Tunus, Kıbrıs, Türkiye, Sicilya, İspanya, İtalya, Japonya, Meksika, Mısır ve Portekiz’de ölü olarak tespit edilen *C. caretta* bireylerinin karaciğerlerinde biriken Pb birikim miktarı değişim göstermektedir (Godley ve diğ. 1999; Sakai ve diğ. 2000^a; Kaska ve diğ. 2004; Torent ve diğ. 2004; Storelli ve diğ. 2005; Gardner ve diğ. 2006; Andreani ve diğ. 2008; García-Fernandez ve diğ. 2009; Jerez ve diğ. 2010; Abdallah ve Abd-Allah 2011; Nicolau ve diğ. 2017; Yipel ve diğ. 2017; Sami ve diğ. 2018; Esposito ve diğ. 2020; Aymak ve diğ. 2021; Canzanella ve diğ. 2021; Savoca ve diğ. 2022; Çelik ve diğ. 2023; Hrizi ve diğ. 2024). Dolayısıyla, Atlantik okyanusu, Pasifik okyanusu, Adriyatik denizi doğu ve batı

Akdeniz gibi farklı coğrafik bölgelerde yaşayan *C. caretta* bireyleri farklı metal birikimine maruz kalmaktadırlar.

Ayrıca, Tablo 4.1 ve Tablo 4.2’de verilen tüm elementlerin farklı dokularda birikim miktarlarına ait değerler incelendiğinde, bu çalışmada elde edilen yumurtlayan dişi *C. caretta*’ların kanlarında biriken metal ve metaloidlerin miktarı, ölü bireylerin doku ve organlarında biriken metal ve metaloidlerin miktarından oldukça düşük olduğu göze çarpmaktadır. Sağlıklı bireylerin doku ve organlarında ölü bireylere nazaran daha düşük miktarda metal ve metaloid birikimi beklenen bir sonuçtur. Ancak ölü bireylerin dokularındaki daha yüksek metal konsantrasyonları, o bireylerin ölüm nedeni olduğu anlamına gelmemektedir. Bu kapsamda deniz kaplumbağalarının ölüm nedenlerinin ve metal birikim miktarlarının doğrudan ve dolaylı etkilerinin gelecek çalışmalarda ayrıca çalışılması önerilebilir.

Tablo 4.1: Ölü *C. caretta* bireylerinin kas ve böbrek örneklerinden elde edilen metal analiz çalışmaları ($\mu\text{g.kg}^{-1}$ yaş ağırlık)

Metaller	EKB Aralığı (cm)	Bölge	KAS			BÖBREK			Referans
			Min.	Maks.	Ortalama \pm SH	Min.	Maks.	Ortalama \pm SH	
Al	21,5 - 71	Tunus			3,116			2,978	Hrizi ve diğ. (2024)
	11,5 - 62	Kuzey Kıbrıs	0,3600	16,3500	3,159 \pm 4,46	0,3000	7,2000	1,997 \pm 2,06	Çelik ve diğ. (2023)
	56 - 75	Kuzeydoğu Akdeniz,Türkiye						1,06 \pm 0,25	Yipel ve diğ. (2017)
	23 - 58	Kanarya Adaları, İspanya			5,890 \pm 4,299				de Luna Beraldo ve diğ. (2023)
	15 - 70	İspanya						0,72	Torrent ve diğ. (2004)
As	21,5 - 71	Tunus			134,24 \pm 97,11			55,75 \pm 41,08	Hrizi ve diğ. (2024)
	11,5 - 62	Kuzey Kıbrıs	2,7800	43,6300	24,343 \pm 13,26	0,3200	91,8800	12,555 \pm 23,12	Çelik ve diğ. (2023)
	58 - 69	Kazanlı, Türkiye			14,57 \pm 78,64				Aymak ve diğ. (2021)
	45 - 58	Sicilya, İtalya						830,85 \pm 373,7	Savoca ve diğ. (2022)
	56 - 75	Kuzeydoğu Akdeniz,Türkiye						1,99 \pm 1,66	Yipel ve diğ. (2017)
	29 - 73	İspanya						11,80 \pm 10,81	Jerez ve diğ. (2010)
	18 - 92	Kuzey Pasifik			4,12 \pm 2,62			3,40 \pm 1,93	Saeki ve diğ. (2000a)
	15 - 70	Kanarya Adaları, İspanya			7,35 \pm 1,37			13,80 \pm 2,40	Torent ve diğ. (2004)
	31,9 - 80,6	İtalya			0,2–154,5			0,165–30,29	Esposito ve diğ. (2020)
	19,8 – 83,5	İspanya			27,17 \pm 24,05			8,98 \pm 6,08	Martínez-L'opez ve diğ. (2021)
	34 - 74	İtalya			33,5 \pm 34,4			22,1 \pm 20,0	Canzanella ve diğ. (2021)
	35,5 - 75,5	Portekiz			14,7 \pm 1,47			5,71 \pm 0,49	Nicolau ve diğ. (2017)
	35 - 71	Türkiye			4,16 \pm 1,99			6,83 \pm 3,68	Kaska ve diğ. (2004)
	83 \pm 6**	Japonya						0,23 \pm 0,14	Sakai ve diğ. (2000 ^a)
	Mısır			0,05 \pm 0,01			0,09 \pm 0,01	Abdallah ve Abd-Allah (2011)	
Ca	23 - 58	Kanarya Adaları, İspanya			28,37 \pm 24,23				de Luna Beraldo ve diğ. (2023)

Metaller	EKB Aralığı (cm)	Bölge	KAS			BÖBREK			Referans
			Min.	Maks.	Ortalama ± SH	Min.	Maks.	Ortalama ± SH	
Cd	65 - 93	Tunus			0,16			15,626	Sami ve diğ. (2018)
	21,5 - 71	Tunus			0,09			6,634	Hrizi ve diğ. (2024)
	11,5 - 62	Kuzey Kıbrıs	0,0000	0,3600	0,043±0,09	0,0900	30,4500	8,497±7,42	Çelik ve diğ. (2023)
	58 - 69	Kazanlı, Türkiye			0,096 ±0,182				Aymak ve diğ. (2021)
	45 - 58	Sicilya, İtalya						199,8 ± 209,3	Savoca ve diğ. (2022)
	56 - 75	Kuzeydoğu Akdeniz, Türkiye						4,71 ± 1,66	Yipel ve diğ. (2017)
	34 - 74	İtalya			0,11 ± 0,16			8,78 ± 7,28	Canzanella ve diğ. (2021)
	56 - 79	Kuzey Kıbrıs			0,06–0,286			3,76–8,44	Godley ve diğ. (1999)
	83 ± 6**	Japonya			0,06 ± 0,02			38,3 ± 17,5	Sakai ve diğ. (2000 ^a)
	31,9 - 80,6	İtalya			0,002–0,20			0,02–30,15	Esposito ve diğ. (2020)
	15 - 70	Kanarya Adaları, İspanya			1,14 ± 0,28			5,01 ± 1,02	Torent ve diğ. (2004)
	13 – 70*	İtalya			0,36 ± 0,11				Franzellitti ve diğ. (2004)
	21 - 71*	İtalya			0,07 ± 0,03			8,35 ± 4,83	Storelli ve diğ. (2005)
	37 - 82	İtalya			0,04 ± 0,04			20,59 ± 12,45	Maffucci ve diğ. (2005)
	52 - 63*	Meksika			0,02			26,31	Gardner ve diğ. (2006)
	17 - 65*	İspanya			0,04 ± 0,03			10,5 ± 23,6	García-Fernandez ve diğ. (2009)
	35 - 82	İtalya			0,16 ± 0,01			1,97 ± 0,47	Andreani ve diğ. (2008)
		Mısır			0,09 ± 0,01			15,29 ± 4,14	Abdallah ve Abd-Allah (2011)
	35,5 - 75,5	Portekiz			0,16 ± 0,01			1,86 ± 0,37	Nicolau ve diğ. (2017)
	26,8–71,5	İspanya			0,05 ± 0,03				Novillo ve diğ. (2017)
23 - 58	Kanarya Adaları, İspanya			11,09 ± 11,49				de Luna Beraldo ve diğ. (2023)	
35 - 71	Türkiye			0,71 ± 0,68			6,10 ± 3,53	Kaska ve diğ. (2004)	
29 - 73	İspanya			0,02 ± 0,01			2,33 ± 2,12	Jerez ve diğ. (2010)	
Cr	21,5 - 71	Tunus			0,37			0,344	Hrizi ve diğ. (2024)

Metaller	EKB Aralığı (cm)	Bölge	KAS			BÖBREK			Referans
			Min.	Maks.	Ortalama ± SH	Min.	Maks.	Ortalama ± SH	
	11,5 - 62	Kuzey Kıbrıs	0,0300	0,4900	0,147±0,14	0,0200	3,7600	0,376±0,97	Çelik ve diğ. (2023)
	56 - 75	Kuzeydoğu Akdeniz,Türkiye						0,15 ± 0,06	Yipel ve diğ. (2017)
	35 - 71	Türkiye			0,30 ± 0,15				Kaska ve diğ. (2004)
Cu	65 - 93	Tunus			0,87			1,214	Sami ve diğ. (2018)
	21,5 - 71	Tunus			1,01			1,516	Hrizi ve diğ. (2024)
	58 - 69	Kazanlı, Türkiye			1,3 ± 1,44				Aymak ve diğ. (2021)
	45 - 58	Sicilya, İtalya						63,7 ± 65,8	Savoca ve diğ. (2022)
	56 - 75	Kuzeydoğu Akdeniz,Türkiye						1,89 ± 1,26	Yipel ve diğ. (2017)
	83 ± 6**	Japonya			0,81 ± 0,27			1,30 ± 0,25	Sakai ve diğ. (2000 ^a)
	15 - 70	Kanarya Adaları, İspanya			2,85 ± 0,52			4,60 ± 0,97	Torent ve diğ. (2004)
	13 - 70*	İtalya			1,5 ± 0,4				Franzellitti ve diğ. (2004)
	21 - 71*	İtalya			0,59 ± 0,41			1,21 ± 0,54	Storelli ve diğ. (2005)
	37 - 82	İtalya			0,54 ± 0,28			0,93 ± 0,25	Maffucci ve diğ. (2005)
	52 - 63*	Meksika			0,08			1,56	Gardner ve diğ. (2006)
	17 - 65*	İspanya			1,01 ± 0,39			1,26 ± 1,17	García-Fernandez ve diğ. (2009)
	23 - 58	Kanarya Adaları, İspanya			416,0 ± 247,8				de Luna Beraldo ve diğ. (2023)
	35 - 82	İtalya			0,48 ± 0,05			1,89 ± 0,32	Andreani ve diğ. (2008)
	35 - 71	Türkiye			0,31 ± 0,16			0,75 ± 0,21	Kaska ve diğ. (2004)
Fe	21,5 - 71	Tunus			24,204			131,524	Hrizi ve diğ. (2024)
	11,5 - 62	Kuzey Kıbrıs	1,7300	32,2800	10,774±7,87	2,9100	107,9300	46,918±31,59	Çelik ve diğ. (2023)
	56 - 75	Kuzeydoğu Akdeniz,Türkiye						36,83 ± 4,79	Yipel ve diğ. (2017)
	45 - 58	Sicilya, İtalya						1029,3 ±150,4	Savoca ve diğ. (2022)
	83 ± 6**	Japonya			19,8 ± 8,71			20,7	Sakai ve diğ. (2000 ^a)
	13 - 70*	İtalya			60,9 ± 38,3				Franzellitti ve diğ. (2004)

Metaller	EKB Aralığı (cm)	Bölge	KAS			BÖBREK			Referans
			Min.	Maks.	Ortalama ± SH	Min.	Maks.	Ortalama ± SH	
	52 - 63*	Meksika			4,19			85,32	Gardner ve diğ. (2006)
	23 - 58	Kanarya Adaları, İspanya			0,240 ± 0,351				de Luna Beraldo ve diğ. (2023)
	35 - 82	İtalya			17,08 ± 1,98			191 ± 40	Andreani ve diğ. (2008)
	35 - 71	Türkiye			4,12 ± 0,51			5,51 ± 1,39	Kaska ve diğ. (2004)
Hg	65 - 93	Tunus			0,024			0,122	Sami ve diğ. (2018)
	11,5 - 62	Kuzey Kıbrıs	<TEL	<TEL	<TEL	<TEL	<TEL	<TEL	Çelik ve diğ. (2023)
	56 - 75	Kuzeydoğu Akdeniz, Türkiye						0,06 ± 0,05	Yipel ve diğ. (2017)
	45 - 58	Sicilya, İtalya						2,2 ± 1,8	Savoca ve diğ. (2022)
	29 - 73	İspanya			0,03 ± 0,04			0,16 ± 0,18	Jerez ve diğ. (2010)
	34 - 74	İtalya			0,18 ± 0,33			0,31 ± 0,78	Canzanella ve diğ. (2021)
	56 - 79	Kuzey Kıbrıs			TEL-0,356			0,026–0,16	Godley ve diğ. (1999)
	83 ± 6**	Japonya			0,09 ± 0,03			0,27	Sakai ve diğ. (2000 ^a)
	21 - 71*	İtalya			0,18 ± 0,21			0,16 ± 0,07	Storelli ve diğ. (2005)
	31,9 - 80,6	İtalya						0,09±0,93	Esposito ve diğ. (2020)
	37 - 82	İtalya			0,08 ± 0,06			0,32 ± 0,25	Maffucci ve diğ. (2005)
	50,7 - 71*	Meksika			0,026				Kampalath ve diğ. (2006)
		Mısır			0,09 ± 0,01			0,31 ± 0,12	Abdallah ve Abd-Allah (2011)
	35,5 - 75,5	Portekiz			0,05 ± 0,01			0,34 ± 0,22	Nicolau ve diğ. (2017)
26,8–71,5	İspanya			0,04 ± 0,02				Novillo ve diğ. (2017)	
Mg	23 - 58	Kanarya Adaları, İspanya			0,063 ± 0,045				de Luna Beraldo ve diğ. (2023)
	11,5 - 62	Kuzey Kıbrıs	7,4100	35,6700	12,349±7,73	3,0600	164,0000	17,946±42,12	Çelik ve diğ. (2023)
Ni	21,5 - 71	Tunus			0,39			0,27	Hrizi ve diğ. (2024)
	11,5 - 62	Kuzey Kıbrıs	<TEL	<TEL	<TEL	0,1000	7,6900	1,832±2,12	Çelik ve diğ. (2023)
	56 - 75	Kuzeydoğu Akdeniz, Türkiye						3,59 ± 3,09	Yipel ve diğ. (2017)

Metaller	EKB Aralığı (cm)	Bölge	KAS			BÖBREK			Referans
			Min.	Maks.	Ortalama ± SH	Min.	Maks.	Ortalama ± SH	
Metaller	45 - 58	Sicilya, İtalya						3,5 ± 3,0	Savoca ve diğ. (2022)
	83 ± 6**	Japonya			0,08 ± 0,02			0,22 ± 0,09	Sakai ve diğ. (2000 ^a)
	15 - 70	Kanarya Adaları, İspanya						5,81 ± 1,10	Torent ve diğ. (2004)
	13 - 70*	İtalya			2,6 ± 0,60				Franzellitti ve diğ. (2004)
	52 - 63*	Meksika			0,002			0,01	Gardner ve diğ. (2006)
	23 - 58	Kanarya Adaları, İspanya			0,002 ± 0,002				de Luna Beraldo ve diğ. (2023)
	35,5 - 75,5	Portekiz			0,08 ± 0,03			0,06 ± 0,01	Nicolau ve diğ. (2017)
	35 - 71	Türkiye			2,04 ± 0,74			3,46 ± 0,87	Kaska ve diğ. (2004)
Pb	65 - 93	Tunus			0,052			0,134	Sami ve diğ. (2018)
	21,5 - 71	Tunus			0,024			0,07	Hrizi ve diğ. (2024)
	11,5 - 62	Kuzey Kıbrıs	0,0000	0,2200	0,100±0,07	0,4800	18,9900	2,568±4,74	Çelik ve diğ. (2023)
	58 - 69	Kazanlı, Türkiye			0,4 ± 0,258				Aymak ve diğ. (2021)
	45 - 58	Sicilya, İtalya						0,95 ± 1,6	Savoca ve diğ. (2022)
	56 - 75	Kuzeydoğu Akdeniz, Türkiye						0,07 ± 0,05	Yipel ve diğ. (2017)
	29 - 73	İspanya			0,04–0,05			0,41 ± 0,29	Jerez ve diğ. (2010)
	34 - 74	İtalya			0,18 ± 0,24			0,44 ± 1,02	Canzanella ve diğ. (2021)
	56 - 79	Kuzey Kıbrıs			<TEL-1,106			<TEL-0,98	Godley ve diğ. (1999)
	83 ± 6**	Japonya			0,02 ± 0,03			0,16 ± 0,05	Sakai ve diğ. (2000 ^a)
	35 - 71	Türkiye			0,48 ± 0,65			1,43 ± 0,76	Kaska ve diğ. (2004)
	31,9 - 80,6	İtalya						0,03–1,00	Esposito ve diğ. (2020)
	15 - 70	Kanarya Adaları, İspanya			2,26 ± 0,51			2,44 ± 0,48	Torent ve diğ. (2004)
	52 - 63*	Meksika			0,002			0,01	Gardner ve diğ. (2006)
	17 - 65*	İspanya			0,05 ± 0,05			0,17 ± 0,16	García-Fernandez ve diğ. (2009)
35 - 82	İtalya			<TEL			0,003 ± 0,02	Andreani ve diğ. (2008)	

Metaller	EKB Aralığı (cm)	Bölge	KAS			BÖBREK			Referans
			Min.	Maks.	Ortalama ± SH	Min.	Maks.	Ortalama ± SH	
		Mısır			2,24 ± 0,42			2,34 ± 0,76	Abdallah ve Abd-Allah (2011)
	35,5 - 75,5	Portekiz			0,01 ± 0,00			0,08 ± 0,03	Nicolau ve diğ. (2017)
	23 - 58	Kanarya Adaları, İspanya			0,000 ± 0,000				de Luna Beraldo ve diğ. (2023)
	26,8-71,5	İspanya			0,08 ± 0,03				Novillo ve diğ. (2017)
	21 - 71*	İtalya						0,12 ± 0,07	Storelli ve diğ. (2005)
Zn	21,5 - 71	Tunus			22,028			19,306	Hrizi ve diğ. (2024)
	11,5 - 62	Kuzey Kıbrıs	4,2600	41,8600	16,838±9,30	2,9500	179,7500	25,677±44,58	Çelik ve diğ. (2023)
	58 - 69	Kazanlı, Türkiye			18,22 ±6,602				Aymak ve diğ. (2021)
	45 - 58	Sicilya, İtalya						504,85 ±103,75	Savoca ve diğ. (2022)
	56 - 75	Kuzeydoğu Akdeniz,Türkiye						9,47 ± 2,23	Yipel ve diğ. (2017)
	29 - 73	İspanya			22,65 ±53,4			12,46 ± 4,14	Jerez ve diğ. (2010)
	83 ± 6**	Japonya			25 ± 3,49			25,4 ± 4,39	Sakai ve diğ. (2000 ^a)
	15 - 70	Kanarya Adaları, İspanya			6,70 ± 0,96			9,09 ± 0,96	Torent ve diğ. (2004)
	21 - 71*	İtalya			27,9 ± 4,85			23,1 ± 4,53	Storelli ve diğ. (2005)
	37 - 82	İtalya			21,4 ± 5,2			34,9 ± 11,4	Maffucci ve diğ. (2005)
	52 - 63*	Meksika			6,22			11,68	Gardner ve diğ. (2006)
	17 - 65*	İspanya			13,08 ±5,66			9,29 ± 8,92	García-Fernandez ve diğ. (2009)
	35 - 82	İtalya			21 ± 2,8			40,46 ± 2,72	Andreani ve diğ. (2008)
	23 - 58	Kanarya Adaları, İspanya			0,009 ± 0,008				de Luna Beraldo ve diğ. (2023)
35,5 - 75,5	Portekiz			19,79 ±0,82			30,5 ± 1,49	Nicolau ve diğ. (2017)	
13 - 70*	İtalya			30,9 ± 8				Franzellitti ve diğ. (2004)	

* DKB aralığıdır. ** DKB ortalamasıdır.

Tablo 4.2: Ölü *C. caretta* bireylerinin kalp ve karaciğer örneklerinde yapılan metal analiz çalışmaları ($\mu\text{g.kg}^{-1}$ yaş ağırlık)

Metaller	EKB Aralığı (cm)	Bölge	KALP			KARACİĞER			Referans
			Min.	Maks.	Ortalama \pm SH	Min.	Maks.	Ortalama \pm SH	
Al	21,5 - 71	Tunus			4,142			5,346	Hrizi ve diğ. (2024)
	11,5 - 62	Kuzey Kıbrıs	0,1200	4,0800	0,938 \pm 1,00	0,4000	29,8100	7,556 \pm 8,7765	Çelik ve diğ. (2023)
	56 - 75	Kuzeydoğu Akdeniz, Türkiye						1,13 \pm 0,61	Yipel ve diğ. (2017)
	15 - 70	İspanya						2,21	Torrent ve diğ. (2004)
As	21,5 - 71	Tunus			58,10 \pm 31,27			44,37 \pm 31,61	Hrizi ve diğ. (2024)
	11,5 - 62	Kuzey Kıbrıs	3,4400	18,4600	8,768 \pm 4,85	1,1500	6,1900	3,838 \pm 1,63	Çelik ve diğ. (2023)
	58 - 69	Kazanlı, Türkiye						7,52 \pm 7,52	Aymak ve diğ. (2021)
	45 - 58	Sicilya, İtalya			352,9 \pm 150,15			386,35 \pm 226,05	Savoca ve diğ. (2022)
	56 - 75	Kuzeydoğu Akdeniz, Türkiye						1,87 \pm 1,45	Yipel ve diğ. (2017)
	29 - 73	İspanya						3,18 \pm 3,25	Jerez ve diğ. (2010)
	18 - 92	Kuzey Pasifik						1,58 \pm 0,39	Saeki ve diğ. (2000)
	15 - 70	Kanarya Adaları, İspanya						17,07 \pm 2,9	Torent ve diğ. (2004)
	31,9 - 80,6	İtalya						0,2–18,54	Esposito ve diğ. (2020)
	19,8 – 83,5	İspanya						9,75 \pm 6,81	Martínez-L'opez ve diğ. (2021)
	34 - 74	İtalya						15,5 \pm 11,5	Canzanella ve diğ. (2021)
	35,5 - 75,5	Portekiz						4,49 \pm 0,35	Nicolau ve diğ. (2017)
	35 - 71	Türkiye						3,55 \pm 1,90	Kaska ve diğ. (2004)
	Mısır						0,23 \pm 0,001	Abdallah ve Abd-Allah (2011)	
Cd	65 - 93	Tunus			0,214			1,662	Sami ve diğ. (2018)
	21,5 - 71	Tunus			0,246			1,254	Hrizi ve diğ. (2024)
	11,5 - 62	Kuzey Kıbrıs	0,0500	0,5900	0,213 \pm 0,14	0,1800	1,8100	1,023 \pm 0,48	Çelik ve diğ. (2023)
	58 - 69	Kazanlı, Türkiye						0,918 \pm 0,596	Aymak ve diğ. (2021)
	45 - 58	Sicilya, İtalya			9,5 \pm 2,25			51,05 \pm 55,2	Savoca ve diğ. (2022)

Metaller	EKB Aralığı (cm)	Bölge	KALP			KARACIĞER			Referans
			Min.	Maks.	Ortalama ± SH	Min.	Maks.	Ortalama ± SH	
	56 - 75	Kuzeydoğu Akdeniz, Türkiye						2,01 ± 0,42	Yipel ve diğ. (2017)
	34 - 74	İtalya						1,49 ± 1,37	Canzanella ve diğ. (2021)
	56 - 79	Kuzey Kıbrıs						1,028–2,594	Godley ve diğ. (1999)
	83 ± 6**	Japonya			0,454 ± 0,339			9,74 ± 3,37	Sakai ve diğ. (2000 ^a)
	31,9 - 80,6	İtalya						0,02–13,50	Esposito ve diğ. (2020)
	15 - 70	Kanarya Adaları, İspanya						2,53 ± 0,45	Torent ve diğ. (2004)
	13 - 70*	İtalya						2,84 ± 0,72	Franzellitti ve diğ. (2004)
	21 - 71*	İtalya						3,36 ± 1,94	Storelli ve diğ. (2005)
	37 - 82	İtalya						4,82 ± 8,55	Maffucci ve diğ. (2005)
	52 - 63*	Meksika						0,43	Gardner ve diğ. (2006)
	17 - 65*	İspanya						5,85 ± 13,42	García-Fernandez ve diğ. (2009)
	35 - 82	İtalya						0,6 ± 0,1	Andreani ve diğ. (2008)
		Mısır						1,61 ± 0,98	Abdallah ve Abd-Allah (2011)
	35,5 - 75,5	Portekiz						5,03 ± 0,54	Nicolau ve diğ. (2017)
	35 - 71	Türkiye						2,71 ± 0,97	Kaska ve diğ. (2004)
	29 - 73	İspanya						0,20 ± 0,12	Jerez ve diğ. (2010)
Cr	21,5 - 71	Tunus			0,274			0,232	Hrizi ve diğ. (2024)
	11,5 - 62	Kuzey Kıbrıs	0,0000	0,3000	0,095±0,09	0,0200	1,5400	0,250±0,45	Çelik ve diğ. (2023)
	45 - 58	Sicilya, İtalya			0,60 ± 1,75				Savoca ve diğ. (2022)
	56 - 75	Kuzeydoğu Akdeniz, Türkiye						0,16 ± 0,09	Yipel ve diğ. (2017)
	35 - 71	Türkiye						0,67 ± 0,23	Kaska ve diğ. (2004)
Cu	65 - 93	Tunus			2,018			1,912	Sami ve diğ. (2018)
	21,5 - 71	Tunus			2,386			7,8	Hrizi ve diğ. (2024)
	11,5 - 62	Kuzey Kıbrıs				0,9400	13,8800	6,740±4,39	Çelik ve diğ. (2023)

Metaller	EKB Aralığı (cm)	Bölge	KALP			KARACIĞER			Referans
			Min.	Maks.	Ortalama ± SH	Min.	Maks.	Ortalama ± SH	
	58 - 69	Kazanlı, Türkiye						5,54 ± 3,166	Aymak ve diğ. (2021)
	45 - 58	Sicilya, İtalya			69,55 ± 11,95			322,85 ± 445,95	Savoca ve diğ. (2022)
	56 - 75	Kuzeydoğu Akdeniz, Türkiye						3,14 ± 2,58	Yipel ve diğ. (2017)
	83 ± 6**	Japonya			1,23 ± 0,377			17,7 ± 8,93	Sakai ve diğ. (2000 ^a)
	15 - 70	Kanarya Adaları, İspanya						15,02 ± 2,07	Torent ve diğ. (2004)
	13 - 70*	İtalya						7,4 ± 3,9	Franzellitti ve diğ. (2004)
	21 - 71*	İtalya						7,69 ± 4,63	Storelli ve diğ. (2005)
	37 - 82	İtalya						9,32 ± 2,17	Maffucci ve diğ. (2005)
	52 - 63*	Meksika						8,48	Gardner ve diğ. (2006)
	17 - 65*	İspanya						5,40 ± 2,01	García-Fernandez ve diğ. (2009)
	35 - 82	İtalya						4,37 ± 0,61	Andreani ve diğ. (2008)
	35 - 71	Türkiye						0,75 ± 0,22	Kaska ve diğ. (2004)
	21,5 - 71	Tunus			156,53			285,33	Hrizi ve diğ. (2024)
	11,5 - 62	Kuzey Kıbrıs	13,2500	107,5100	50,466±29,18	32,7500	2043,7700	376,476±554,88	Çelik ve diğ. (2023)
	56 - 75	Kuzeydoğu Akdeniz, Türkiye						478,75 ± 46,24	Yipel ve diğ. (2017)
	45 - 58	Sicilya, İtalya			1996,2 ± 1016,75			20482,75 ± 17550,7	Savoca ve diğ. (2022)
	83 ± 6**	Japonya			153 ± 225			760	Sakai ve diğ. (2000 ^a)
	13 - 70*	İtalya						377,4 ± 211,2	Franzellitti ve diğ. (2004)
	52 - 63*	Meksika						75,25	Gardner ve diğ. (2006)
	35 - 82	İtalya						308 ± 101	Andreani ve diğ. (2008)
	35 - 71	Türkiye						3,93 ± 1,19	Kaska ve diğ. (2004)
Hg	65 - 93	Tunus			0,03			0,23	Sami ve diğ. (2018)
	11,5 - 62	Kuzey Kıbrıs	<TEL	<TEL	<TEL	<TEL	<TEL	<TEL	Çelik ve diğ. (2023)
	56 - 75	Kuzeydoğu Akdeniz, Türkiye						0,07 ± 0,05	Yipel ve diğ. (2017)

Metaller	EKB Aralığı (cm)	Bölge	KALP			KARACİĞER			Referans
			Min.	Maks.	Ortalama ± SH	Min.	Maks.	Ortalama ± SH	
	45 - 58	Sicilya, İtalya			1,8 ± 0,5			5,25 ± 4,45	Savoca ve diğ. (2022)
	29 - 73	İspanya						0,09 ± 0,10	Jerez ve diğ. (2010)
	34 - 74	İtalya						0,26 ± 0,35	Canzanella ve diğ. (2021)
	56 - 79	Kuzey Kıbrıs						0,164–1,5	Godley ve diğ. (1999)
	83 ± 6**	Japonya			92,2 ± 12,6			0,40 ± 0,15	Sakai ve diğ. (2000 ^a)
	21 - 71*	İtalya						0,43 ± 0,29	Storelli ve diğ. (2005)
	31,9 - 80,6	İtalya						0,09±1,6	Esposito ve diğ. (2020)
	37 - 82	İtalya						0,27 ± 0,42	Maffucci ve diğ. (2005)
	50,7 - 71*	Meksika						0,091	Kampalath ve diğ. (2006)
		Mısır						0,29 ± 0,19	Abdallah ve Abd-Allah (2011)
	35,5 - 75,5	Portekiz						0,30 ± 0,03	Nicolau ve diğ. (2017)
Mg	11,5 - 62	Kuzey Kıbrıs	4,5900	45,2400	10,269±10,66	3,2900	57,0800	13,170±15,38	Çelik ve diğ. (2023)
Ni	21,5 - 71	Tunus			0,154			0,184	Hrizi ve diğ. (2024)
	11,5 - 62	Kuzey Kıbrıs	0,4600	0,4600	0,456	0,1300	0,5300	0,288±0,21	Çelik ve diğ. (2023)
	56 - 75	Kuzeydoğu Akdeniz,Türkiye						5,23 ± 3,31	Yipel ve diğ. (2017)
	45 - 58	Sicilya, İtalya			<TEL			<TEL	Savoca ve diğ. (2022)
	83 ± 6**	Japonya			<0,03			<0,03	Sakai ve diğ. (2000 ^a)
	15 - 70	Kanarya Adaları, İspanya						2,88 ± 0,35	Torent ve diğ. (2004)
	13 – 70*	İtalya						4,38 ± 1,43	Franzellitti ve diğ. (2004)
	52 - 63*	Meksika						0,09	Gardner ve diğ. (2006)
	35,5 - 75,5	Portekiz						0,14 ± 0,02	Nicolau ve diğ. (2017)
	35 - 71	Türkiye						2,89 ± 0,77	Kaska ve diğ. (2004)
Pb	65 - 93	Tunus			0,036			0,046	Sami ve diğ. (2018)
	21,5 - 71	Tunus			0,058			0,064	Hrizi ve diğ. (2024)

Metaller	EKB Aralığı (cm)	Bölge	KALP			KARACIĞER			Referans
			Min.	Maks.	Ortalama ± SH	Min.	Maks.	Ortalama ± SH	
	11,5 - 62	Kuzey Kıbrıs	0,1000	0,9500	0,350±0,24	0,0800	14,3900	1,921±4,03	Çelik ve diğ. (2023)
	58 - 69	Kazanlı, Türkiye						0,55 ± 0,186	Aymak ve diğ. (2021)
	45 - 58	Sicilya, İtalya			<TEL			0,60 ± 1,2	Savoca ve diğ. (2022)
	56 - 75	Kuzeydoğu Akdeniz, Türkiye						0,11 ± 0,06	Yipel ve diğ. (2017)
	29 - 73	İspanya						0,05 ± 0,02	Jerez ve diğ. (2010)
	34 - 74	İtalya						0,21 ± 0,27	Canzanella ve diğ. (2021)
	56 - 79	Kuzey Kıbrıs						<TEL-0,98	Godley ve diğ. (1999)
	83 ± 6**	Japonya			<0,03			0,08 ± 0,03	Sakai ve diğ. (2000 ^a)
	35 - 71	Türkiye						0,88 ± 0,33	Kaska ve diğ. (2004)
	31,9 - 80,6	İtalya						0,03–0,64	Esposito ve diğ. (2020)
	15 - 70	Kanarya Adaları, İspanya						2,94 ± 0,59	Torent ve diğ. (2004)
	52 - 63*	Meksika						<TEL	Gardner ve diğ. (2006)
	17 - 65*	İspanya						0,69 ± 0,41	García-Fernandez ve diğ. (2009)
	35 - 82	İtalya						0,025 ± 0,02	Andreani ve diğ. (2008)
		Mısır						1,53 ± 0,30	Abdallah ve Abd-Allah (2011)
	35,5 - 75,5	Portekiz						0,10 ± 0,01	Nicolau ve diğ. (2017)
	21 - 71*	İtalya						0,16 ± 0,05	Storelli ve diğ. (2005)
	21,5 - 71	Tunus			33,84			22,846	Hrizi ve diğ. (2024)
Zn	11,5 - 62	Kuzey Kıbrıs	19,5800	44,9400	29,248±8,34	6,8600	23,3000	14,140±5,26	Çelik ve diğ. (2023)
	58 - 69	Kazanlı, Türkiye						16,64 ± 10,434	Aymak ve diğ. (2021)
	45 - 58	Sicilya, İtalya			1046,2 ± 158,7			635,55 ± 338,6	Savoca ve diğ. (2022)
	56 - 75	Kuzeydoğu Akdeniz, Türkiye						14,46 ± 6,56	Yipel ve diğ. (2017)
	29 - 73	İspanya						7,55 ± 3,05	Jerez ve diğ. (2010)
	83 ± 6**	Japonya			36,2 ± 9,51			28,1 ± 4,73	Sakai ve diğ. (2000 ^a)

Metaller	EKB Aralığı (cm)	Bölge	KALP			KARACİĞER			Referans
			Min.	Maks.	Ortalama ± SH	Min.	Maks.	Ortalama ± SH	
	15 - 70	Kanarya Adaları, İspanya						13,48 ± 1,70	Torent ve diğ. (2004)
	21 - 71*	İtalya						29,3 ± 7,71	Storelli ve diğ. (2005)
	37 - 82	İtalya						16,5 ± 10,6	Maffucci ve diğ. (2005)
	52 - 63*	Meksika						17,28	Gardner ve diğ. (2006)
	17 - 65*	İspanya						26,8 ± 20,6	García-Fernandez ve diğ. (2009)
	35 - 82	İtalya						25,75 ± 3,5	Andreani ve diğ. (2008)
	35,5 - 75,5	Portekiz						24,01 ± 0,94	Nicolau ve diğ. (2017)
	13 - 70*	İtalya						27,9 ± 6,5	Franzellitti ve diğ. (2004)

* DKB aralığıdır. ** DKB ortalamasıdır.

4.3.1.2 Kan Dokusundaki Metal Birikiminin Değerlendirilmesi

Bu çalışmada, her ne kadar, EKB ile kandaki metal birikimleri arasında pozitif ya da negatif yönde dağılımlar görülse de istatistiksel bakımdan anlamlı sonuçlar tespit edilememiştir. Bunun nedeni bu çalışmada kullanılan örneklem gurubuna ait bireyler sadece yuvalayan deniz kaplumbağalarından oluşmaktadır. Dolayısıyla EKB'leri yetişkin dişi bireylere ait olup boylar arasındaki farklar oldukça sınırlıdır. Her ne kadar, deniz kaplumbağalarının boyları ile metal birikimleri arasında pozitif ya da negatif ilişkiler tespit edilmiş olsa da (Gordon ve diğ. 1998; McCanzie ve diğ. 1999; Sakai ve diğ. 2000^a; Anan ve diğ. 2001; Gardener 2006) diğer yandan örneklem gurubu sadece yetişkin öncesi ya da sadece ergin bireyleri kapsayan bazı çalışmalarda kabuk boyu ile metal birikimi arasında herhangi bir ilişki saptanamamıştır (Saeki ve diğ. 2000; Maffucci ve diğ. 2005; Çelik ve diğ. 2023). Pelajik bölgede avlanan genç bireyler ile bentik avlar ile beslenen bireylerde birikimin farklı olması olağandır. Aynı zamanda bireylerin yaşam alanlarındaki kirlilik düzeyleri de doku ve organlarında metal birikiminde önemli rol oynar.

Kan dokudan elde edilen metal konsantrasyonu tespitlerine ait diğer coğrafik bölgelerde yapılan çalışmaların sonuçları Tablo 4.3'te verilmiştir. Buna göre tüm bu çalışmalar ile karşılaştırdığımızda; bizim çalışmamızda elde edilen Al, As, Cd, Cu, Fe, Hg ve Zn miktarlarının bu bölgelere kıyasla daha düşük olduğu görülmüştür (Camacho ve diğ. 2013; Bucchia ve diğ. 2015; Casini ve diğ. 2018; Miguel ve diğ. 2022; de Luna Beraldo ve diğ. 2023). Cape Verde ve Brezilya kumsallarında yuvalayan bireylerin kan örneklerinde elde edilen metal birikimleri Patara Kumsalı'nda yuvalayan bireyler ile karşılaştırıldığında Cape Verde'de yapılan çalışmada Ca ve Mg değerleri bizim çalışmamıza göre daha yüksek olduğu görülmüştür (Camacho ve diğ. 2013; Miguel ve diğ. 2022). Brezilya'da bulunan Povoação ve Praia do Forte sahillerinde yuvalayan bireylerin sonuçlarına göre As, Cd, Cu, Fe, Hg, Pb ve Zn sonuçları bizim çalışmamıza kıyasla daha yüksek, Cr konsantrasyonunun ise benzer olduğu görülmüştür (Camacho ve diğ. 2013; Miguel ve diğ. 2022).

Rehabilitasyon sonrası Atlantik, Adriyatik ve Akdeniz popülasyonlarında yine canlı bireylerde yapılan çalışmalarda, plazmada bulunan metal konsantrasyonları

bizim elde ettiğimiz çalışma sonuçları ile karşılaştırıldığında Al, As, Ca, Cd, Cu, Fe, Hg, Pb konsantrasyonlarının düşük olduğu (Bucchia ve diğ. 2015; Casini ve diğ. 2018; de Luna Beraldo ve diğ. 2023) görülmüştür. Zn miktarında ise çalışmamız sonuçları Atlantik ve Adriatik popülasyonlarına göre yüksek çıkarken Kanarya Adaları'nda elde edilen sonuçlar ile benzer sonuçlar elde edilmiştir (Bucchia ve diğ. 2015; Casini ve diğ. 2018; de Luna Beraldo ve diğ. 2023).

Tablo 4.3: Canlı *C. caretta* bireylerinin kan dokusunda bulunan metal konsantrasyonları için literatür özeti ($\mu\text{g.kg}^{-1}$ yaş ağırlık)

Metaller	EKB Aralığı (cm)	Bölge	Birey Özelliği	KAN			Referans
				Min.	Maks.	Ortalama \pm SH	
Al	58-87	Patara, Türkiye	Yuvalayan Birey	0,0020	0,0520	0,0165 \pm 0,009	Bu çalışma
	25,5 - 55,5	Kanarya Adaları, İspanya	Rehabilitasyon sonrası			0,37 \pm 0,38	de Luna Beraldo ve diğ. (2023)
As	58-87	Patara, Türkiye	Yuvalayan Birey	0,0000	0,0570	0,017 \pm 0,002	Bu çalışma
	22 - 52,5	Atlantik	Rehabilitasyon sonrası	1,1000	10,6300	3,14 \pm 1,87	Bucchia ve diğ. (2015)
	30 - 65	Adriatik	Rehabilitasyon sonrası	0,9700	11,9100	4,3 \pm 3,2	Bucchia ve diğ. (2015)
	89 - 114	Povoação, Brezilya	Yuvalayan Birey	0,0060	3,4600	1,29	Miguel ve diğ. (2022)
	89 - 114	Praia do Forte, Brezilya	Yuvalayan Birey	0,0090	2,1100	0,62	Miguel ve diğ. (2022)
Ca	58-87	Patara, Türkiye	Yuvalayan Birey	0,007	0,635	0,1161 \pm 0,025	Bu çalışma
	25,5 - 55,5	Kanarya Adaları, İspanya	Rehabilitasyon sonrası			4,807 \pm 1,467	de Luna Beraldo ve diğ. (2023)
	73,3 - 99,5	Cape Verde	Yuvalayan Birey	1,2000	20,6000	13,43 \pm 4,22	Camacho ve diğ. (2013)
Cd	58-87	Patara, Türkiye	Yuvalayan Birey	0,0000	0,0000	0,0002 \pm 0,00003	Bu çalışma
	22 - 52,5	Atlantik	Rehabilitasyon sonrası	0,0100	0,3000	0,07 \pm 0,07	Bucchia ve diğ. (2015)
	30 - 65	Adriatik	Rehabilitasyon sonrası	0,0000	0,1700	0,04 \pm 0,04	Bucchia ve diğ. (2015)
	20 - 39	İtalya-İspanya	Rehabilitasyon sonrası	0,0040	0,1240	0,038	Casini ve diğ. (2018)
	40 - 57	İtalya-İspanya	Rehabilitasyon sonrası	0,0120	0,1120	0,036	Casini ve diğ. (2018)
	58 - 78	İtalya-İspanya	Rehabilitasyon sonrası	0,0120	0,0780	0,042	Casini ve diğ. (2018)
	89 - 114	Povoação, Brezilya	Yuvalayan Birey	0,0050	1,2400	0,15	Miguel ve diğ. (2022)
	89 - 114	Praia do Forte, Brezilya	Yuvalayan Birey	0,1500	0,3000	0,02	Miguel ve diğ. (2022)
	25,5 - 55,5	Kanarya Adaları, İspanya	Rehabilitasyon sonrası			2,444 \pm 2,910	de Luna Beraldo ve diğ. (2023)
Cr	58-87	Patara, Türkiye	Yuvalayan Birey	0,0060	0,1070	0,0327 \pm 0,004	Bu çalışma
	89 - 114	Povoação, Brezilya	Yuvalayan Birey	0,0001	0,3600	0,06	Miguel ve diğ. (2022)
	89 - 114	Praia do Forte, Brezilya	Yuvalayan Birey	0,0001	0,3100	0,03	Miguel ve diğ. (2022)
Cu	58-87	Patara, Türkiye	Yuvalayan Birey	0,0000	0,2410	0,056 \pm 0,01	Bu çalışma
	22 - 52,5	Atlantik	Rehabilitasyon sonrası	1,1400	2,0200	1,49 \pm 0,2	Bucchia ve diğ. (2015)

Metaller	EKB Aralığı (cm)	Bölge	Birey Özelliği	KAN			Referans
				Min.	Maks.	Ortalama ± SH	
	30 - 65	Adriatik	Rehabilitasyon sonrası	0,8600	1,8700	1,42 ± 0,26	Bucchia ve diğ. (2015)
	89 - 114	Povoação, Brezilya	Yuvalayan Birey	0,2000	3,7100	2,45	Miguel ve diğ. (2022)
	89 - 114	Praia do Forte, Brezilya	Yuvalayan Birey	0,7000	4,2200	2,97	Miguel ve diğ. (2022)
	25,5 - 55,5	Kanarya Adaları, İspanya	Rehabilitasyon sonrası			252,9 ± 114,4	de Luna Beraldo ve diğ. (2023)
Fe	58-87	Patara, Türkiye	Yuvalayan Birey	0,2030	4,0900	1,5260±0,17	Bu çalışma
	89 - 114	Povoação, Brezilya	Yuvalayan Birey	2,4300	27,3000	8,51	Miguel ve diğ. (2022)
	89 - 114	Praia do Forte, Brezilya	Yuvalayan Birey	0,3100	28,3000	6,90	Miguel ve diğ. (2022)
	25,5 - 55,5	Kanarya Adaları, İspanya	Rehabilitasyon sonrası			29,02 ± 25,64	de Luna Beraldo ve diğ. (2023)
Hg	58-87	Patara, Türkiye	Yuvalayan Birey	<TEL	<TEL	<TEL	Bu çalışma
	22 - 52,5	Atlantik	Rehabilitasyon sonrası	0,0007	0,0040	0,001 ± 0,006	Bucchia ve diğ. (2015)
	30 - 65	Adriatik	Rehabilitasyon sonrası	0,0010	0,4000	0,02 ± 0,07	Bucchia ve diğ. (2015)
	20 - 39	İtalya-İspanya	Rehabilitasyon sonrası	0,2200	3,2200	0,198	Casini ve diğ. (2018)
	40 - 57	İtalya-İspanya	Rehabilitasyon sonrası	0,4800	2,3100	0,252	Casini ve diğ. (2018)
	58 - 78	İtalya-İspanya	Rehabilitasyon sonrası	0,3600	0,9800	0,134	Casini ve diğ. (2018)
	89 - 114	Povoação, Brezilya	Yuvalayan Birey	0,0000	0,0800	0,01	Miguel ve diğ. (2022)
	89 - 114	Praia do Forte, Brezilya	Yuvalayan Birey	0,0002	0,0130	0,002	Miguel ve diğ. (2022)
Mg	58-87	Patara, Türkiye	Yuvalayan Birey	0,0600	0,8770	0,3404±0,03	Bu çalışma
	25,5 - 55,5	Kanarya Adaları, İspanya	Rehabilitasyon sonrası			0,057 ± 0,031	de Luna Beraldo ve diğ. (2023)
	73,3 - 99,5	Cape Verde	Yuvalayan Birey	4,5200	11,4800	6,94 ± 1,15	Camacho ve diğ. (2013)
Ni	58-87	Patara, Türkiye	Yuvalayan Birey	0,0020	0,0340	0,0112±0,00159	Bu çalışma
	25,5 - 55,5	Kanarya Adaları, İspanya	Rehabilitasyon sonrası			0,001 ± 0,001	de Luna Beraldo ve diğ. (2023)
Pb	58-87	Patara, Türkiye	Yuvalayan Birey	0,0000	0,0150	0,0050±0,0015	Bu çalışma
	22 - 52,5	Atlantik	Rehabilitasyon sonrası	0,0100	0,0800	0,02 ± 0,02	Bucchia ve diğ. (2015)
	30 - 65	Adriatik	Rehabilitasyon sonrası	0,0020	0,1500	0,02 ± 0,02	Bucchia ve diğ. (2015)
	20 - 39	İtalya-İspanya	Rehabilitasyon sonrası	0,0340	0,4380	0,162	Casini ve diğ. (2018)

Metaller	EKB Aralığı (cm)	Bölge	Birey Özelliği	KAN			Referans
				Min.	Maks.	Ortalama ± SH	
	40 - 57	İtalya-İspanya	Rehabilitasyon sonrası	0,0500	0,6320	0,252	Casini ve diğ. (2018)
	58 - 78	İtalya-İspanya	Rehabilitasyon sonrası	0,0320	0,3860	0,158	Casini ve diğ. (2018)
	89 - 114	Povoação, Brezilya	Yuvalayan Birey	0,0030	0,1200	0,02	Miguel ve diğ. (2022)
	89 - 114	Praia do Forte, Brezilya	Yuvalayan Birey	0,0043	0,0500	0,01	Miguel ve diğ. (2022)
	25,5 - 55,5	Kanarya Adaları, İspanya	Rehabilitasyon sonrası			0,000 ± 0,000	de Luna Beraldo ve diğ. (2023)
Zn	58-87	Patara, Türkiye	Yuvalayan Birey	0,0010	0,0830	0,0397±0,004	Bu çalışma
	22 - 52,5	Atlantik	Rehabilitasyon sonrası	3,2100	9,1600	5,83 ± 1,39	Bucchia ve diğ. (2015)
	30 - 65	Adriatik	Rehabilitasyon sonrası	5,8400	9,7200	7,59 ± 0,83	Bucchia ve diğ. (2015)
	89 - 114	Povoação, Brezilya	Yuvalayan Birey	0,2200	15,3200	10,48	Miguel ve diğ. (2022)
	89 - 114	Praia do Forte, Brezilya	Yuvalayan Birey	4,0800	13,6000	9,85	Miguel ve diğ. (2022)
	25,5 - 55,5	Kanarya Adaları, İspanya	Rehabilitasyon sonrası			0,032 ± 0,016	de Luna Beraldo ve diğ. (2023)

4.3.1.3 Metal Birikiminin Üreme Biyolojisi Üzerine Etkisi

Metal birikimlerinin etkisi şimdiye kadar yalnızca organizma boyutunda değerlendirilse de hücre büyümesi, yumurta gelişimi ve üreme biyolojisi gibi alt ve temel basamaklar üzerinde yapılan çalışmalar yok denecek kadar azdır. Bu çalışmada yumurtlayan dişi deniz kaplumbağalarının kan dokusunda biriken Cu, Fe ve As konsantrasyonlarının, yavru çıkış başarısını düşürdüğü tespit edilmiştir. Morao ve diğ. (2024) yaptıkları çalışmada embriyonik gelişim için önemli olan, yumurta sarısı içeriğindeki temel yağ asitleri miktarının deniz kaplumbağalarının kanında tespit edilen metal konsantrasyonları ile negatif etkili olduğunu ortaya çıkarmışlardır. Dişi deniz kaplumbağalarının kanındaki metal kontaminasyonunun yumurta lipid rezervleri ile negatif korelasyon gösterdiği ortaya koyularak embriyonik gelişim ve türün geleceği açısından metal birikiminin endişe verici risk faktörlerinden olduğu gösterilmiştir. Morao ve diğ. (2024)'nin yaptığı aynı çalışmada, As ve Cu miktarının daha ince yumurta kabuğu oluşumuna etki ettiği, yumurta sarısında bulunan yağ asitleri miktarının Cu, Fe, Se, As ve Hg ile negatif korelasyon gösterdiği saptanmıştır. Yüksek miktardaki Cu birikimi, yavru çıkış başarısını, yumurta oluşumunu da olumsuz yönde etkileyebilir. Embriyo gelişimi için gerekli kalsiyum kaynağının yaklaşık %60'ı yumurta kabuğundan %40'ını ise yumurta içeriğinden yani yumurta sarısı ve albümininden sağlanır. Kalsiyum kaynaklarının bu şekilde bölünmesi, embriyonun yumurta kabuğu içindeki büyümesini ve gelişimini destekler (Sahoo ve diğ. 2009). Ancak, yüksek Cu birikimi, Ca yıkımı arttırarak, yumurta kabuğu ve embriyonik gelişimini doğrudan olumsuz bir şekilde etkiler.

Metal ve metaloidlerin yavru çıkış başarısına olan etkilerinin yanı sıra metal birikimleri ve eritrosit çekirdek anomalileri ilişkisi de oldukça önemlidir. Örneğin, Cu ve Hg konsantrasyonundaki artış loblu nükleus oluşumuna neden olmaktadır (Mesak ve diğ. 2019; Nirchio ve diğ. 2019). Ayrıca loblu nükleus oluşumu mikronükleus oluşumunun öncüleri olarak kabul edilmektedir (Shimizu ve diğ. 1998; Guevara-Mesak ve diğ. 2019; Nirchio ve diğ. 2019; Melendez ve diğ. 2023). Bu nedenle artan Cu miktarı hücresel aktivitelerde olumsuz etkiler görülmesine sebebiyet vermektedir. Cu üzerine yapılan diğer çalışmalarda bu metalin eritrositler üzerindeki etkileri yine gözlemlenmiş ve balıklarda mikronükleusların varlığını indüklediği görülmüştür

(Kousar ve Javed 2015). Benzer bir etki amfibilerle yapılan bir çalışmada da görülmüştür. Bakır sülfat formuna yoğun maruz kalan boğa kurbağası yavrularında incelenen nükleuslarda morfolojik anomaliler görülmüş, özellikle nükleusta tomurcukların, lobların ve invaginasyonların gelişiminde artışa yol açtığı gözlemlenmiştir (da Rocha ve diğ. 2012). Bunun yanı sıra Cu iyonları hemoglobinin yapısında önemli değişikliklere yol açabilir, hemoglobinin globin zincirlerindeki tiyol gruplarını oksitleyerek oksihemoglobinin methemoglobine dönüşmesine neden olabilir (Smith ve diğ. 1993) ve bu da oksijeni etkili bir şekilde bağlayıp taşıyamamasına ve oksijen taşıma kapasitesinde bir azalmaya yol açar (Ludlow ve diğ. 2023). Cu konsantrasyonunun hücre düzeyindeki etkisi görüldükçe yavru çıkış başarısı yanı sıra diğer metabolik reaksiyonlarda da olumsuz etkilere sebebiyet vereceği açıktır. Bu nedenle metal birikimi üzerine yapılan ve yapılacak olan detaylı araştırmalar önem arz etmektedir.

4.3.2 PAH konsantrasyonlarının Değerlendirilmesi

Çevre kirleticileri (OCP'ler ve PAH'lar) ile enzim aktivitesi (GGT, ALT, ALP ve amilaz) ve serum protein seviyeleri arasında çeşitli korelasyonların olduğu ve bu da bu kirleticilerin deniz kaplumbağalarında olumsuz metabolik etkilere neden olabileceği olasılığına işaret etmektedir. PAH'lar omurgasız türlerde biyolojik birikim kapasiteleri (Meador ve diğ. 1995) ve bilinen toksik etkileri (Moore ve diğ. 1989) nedeni ile önemlidir. Bu nedenle PAH araştırma çalışmaları öncelikle sucul ekosisteme odaklanmıştır (Marsili ve diğ. 2001; Kannan ve Perrotta 2008). Kimyasal kirleticilerin neden olduğu deniz kirliliği diğer nedenlerin oluşturduğu kirliliğe nazaran daha olumsuz etkilere sahiptir. Kimyasal kirlilik tüm deniz ekosistemini etkiler ve canlılarda toksik etkilere neden olur (immünopatolojik, kanserojen, teratojenik –doğumsal anomaliler-, nöral, kardiyovasküler, yaban hayatı üyeleri üzerinde böbrek, üreme ve endokrin vb.) (Ley-Quinónez ve diğ. 2011; Yarsan ve Yipel 2013; Bucchia ve diğ. 2015; Yipel ve diğ. 2017).

PAH'ların deniz ortamına en büyük girdileri endüstriyel deşarj ve kentsel akış, gemi işletmeciliği, tanker kazaları ve atmosferik birikim yoluyla gerçekleşir. Petrol sızıntıları nadir olaylardır, ancak savunmasız ekosistemler için inanılmaz derecede yıkıcı olma potansiyeline sahiptirler. Kan örnekleri bireylerin son 24 saatlik

kirleticilere maruz kalma sonuçlarına da ulaşmamızı sağladığından üreme alanlarının kirliliği açısından önemli bir göstergedir. Üreme kumsallarının arka kısmındaki karasal bölgenin seracılık-tarım amacı ile yoğun kullanımı, bu alanları PAH ve metallere karşı hassas yapmaktadır. Bölgeyi beslenme ve yuvalamak için kullanan deniz kaplumbağalarının ölüm nedenleri ile ilgili çeşitli raporlar mevcuttur. Fakat, kimyasal kirleticilerin canlı bireylerin kan dokularındaki seviyelerine dair bilgiler, bu kirleticilerin popülasyonlar üzerindeki etkilerine ait veriler oldukça azdır. Koruma çalışmalarına destek olmak için bu canlıların kimyasal kirleticilere nasıl tepki verdiğini bilmek önemlidir.

Deniz kaplumbağası plazmasında tespit edilen ve PAH bileşiklerinden olan florantenin, enzim aktivitesi, toplam protein, albümin ve globulinlerle pozitif olarak ilişkili olduğu ve olumsuz metabolik etkilere neden olabildiği bildirilmiştir (Camacho ve diğ. 2013). Çalışmamızda benzo(b)florenthene ve benzo(k)florenthene yumurtlayan dişi kaplumbağalarının kan örneklerinin tamamında tespit etme limitinin altında olduğu tespit edilmiştir.

Patara Kumsalı'na yuvalayan kaplumbağaların kan örneklerinde tespit etme limitlerinin üzerinde çıkan PAH miktarları ile kaplumbağaların EKB ilişkisi PAH parametreleri arasında değişkenlik göstermiştir. EKB arttıkça benzo(a)anthracene, konsantrasyonunun arttığı görülse de aralarında pozitif korelasyon gösteren bu ilişki istatistiksel olarak anlamlı çıkmamıştır. Benzer şekilde benzo(a)pyrene miktarı ve EKB ilişkisi negatif korelasyon göstermesine karşın istatistiksel olarak anlam ifade etmemektedir. Bunun yanı sıra chrysene ve toplam PAH ile EKB arasında istatistiksel olarak pozitif anlamlı ilişki tespit edilmiştir. Buna rağmen kalan tüm değişkenler arasında EKB ile anlamlı bir ilişki bulunamamıştır. Brezilya'da yapılan bir çalışmada ergin deniz kaplumbağalarının kas ve karaciğer dokularında analiz edilen PAH konsantrasyonları ile EKB arasında istatistiksel olarak anlamlı bir fark görülmemiştir (Carreira 2019).

Analiz edilen PAH çeşitlerinden olan benzo(a)piren, projenotoksin (DNA'ya hasar veren, metabolik olarak aktive olması gereken kimyasal madde) olarak sınıflandırılır (Adenuga 1992). Benzo(a)piren klastojen (kromozom kırılmalarına neden olan) ve güçlü bir hayvan kanserojeni olarak kabul edilir (Vainio ve diğ. 1985; Varanasi 1987; Hawkins ve diğ. 1990). Cape Verde'de, yapılan bu çalışmadaki gibi

yuvalayan *C. caretta* bireylerinin kan örneklerinde biriken PAH konsantrasyonları Camacho ve diğ. (2012) tarafından araştırılmıştır. Elde edilen sonuçlara göre Cape Verde popülasyonunda benzo(a)piren tespit limitlerinin altında olduğu görülmüştür. Bu çalışmada ise Patara Kumsalı'nda yuvalayan bireylerin kanında benzo(a)piren konsantrasyonu tespit edilmiştir. Bunun nedeni Patara Kumsalı'nı yumurtlamak için kullanan dişi deniz kaplumbağalarının yakın bir zamanda deniz taşıtı trafiğine açık limanların bulunduğu kıyısal alanları beslenme ve göç alanı olarak kullanması veya yüksek PAH konsantrasyonuna sahip besin içerikleriyle beslenmeleri olabilir.

PAH'ların ve ham petrolün deniz kaplumbağaları ve yumurtaları üzerindeki etkileri tümüyle iyi anlaşılmamıştır. Bu kirleticilere kronik veya yüksek düzeyde maruz kalmanın bağışıklık, üreme ve endokrin sistem bozukluklarına ve yavru çıkış başarısının azalmasına yol açtığı görülmüştür (Fritts ve McGehee 1982; Aguirre ve diğ. 1994; Lutcavage ve diğ. 1995; Keller ve diğ. 2004; Van Meter ve diğ. 2006; Camacho ve diğ. 2013; Muñoz ve Vermeiren 2018; Harms ve diğ. 2019; Arienzo 2023). Çalışmamızda elde edilen veriler de kan plazma örneklerinin barındırdığı PAH konsantrasyonlarının yavru çıkış başarısı ile ilişkili olduğunu göstermiştir. Özellikle PAH gurubundan yavru çıkış başarısını etkileyen en tanımlayıcı faktör chrysene olarak tespit edilmiş olup, bu bileşiğin kandaki konsantrasyon miktarı yavru çıkış başarısını pozitif bir şekilde etkilediği ortaya çıkmıştır. Yapılan diğer çalışmalar ile karşılaştırıldığında, Patara Kumsalı'nda yuvalayan bireylerde tespit edilen chrysene miktarı Kanarya Adaları ve Cape Verde'de yapılan çalışmalara oranla yüksek olduğu görülmüştür (Camacho ve diğ. 2012; Bucchia ve diğ. 2015). Dolayısıyla deniz kaplumbağalarının geniş bir yaşam alanı yelpazesine rağmen denizel alanların yoğun kullanımı ve artan kirliliği gibi antropojenik etkilerle dokularındaki PAH miktarı artış olasılığını artırır (Marcovaldi ve diğ. 2006; Gilman ve diğ. 2007).

Laboratuvar ortamında inkübasyonu sağlanan ve ham petrolün yanı sıra PAH bileşenlerinden benzo(a)pyrene ve 7,12-dimethylbenz[a]anthracene'e maruz bırakılan bir tür tatlı su kaplumbağası (*Chelydra serpentina*) yumurtalarında embriyo hayatta kalma ve gelişimi üzerinde olumsuz etkileri olduğu görülmüştür (Van Meter 2006). Özellikle tatlı su kaplumbağasının embriyolarında deforme olmuş kuyruk, şekli bozulmuş kabuk yapısı, eksik uzuv gelişimi, kaynaşmamış kafatası gibi morfolojik anomaliler gözlemlenmiştir. Balıklar üzerine yapılan benzer bir çalışmada da PAH

bileşenlerine maruz bırakılan bireylerde morfolojik anomaliler gözlemlenmiştir (Pollino ve Holdway 2002).

Yapılan diğer çalışmalardaki kan dokusunda tespit edilen PAH miktarları Tablo 4.4'te verilmiştir. Tüm bu sonuçlara göre çalışmamızda elde edilen benzo(b)florenthene ve benzo(k)florenthene miktarları diğer çalışmalarda olduğu gibi tespit limitlerinin altında seyretmiştir (Camacho ve diğ., 2012). Benzo(a)anthracene, benzo(a)pyrene ve chrysene bileşiklerinde ise bizim çalışmamızda elde edilen değerler diğer çalışmalara göre yüksek çıkmıştır. Canlı bireylerde yapılan PAH analiz çalışmaları sınırlı sayıda olduğundan aradaki farklılığın değerlendirilmesi çalışma sayısının yetersizliği ile oldukça güçtür. Yapılan çalışmaların bölgesel farklılıkları da göz önünde bulundurularak artırılmasına ihtiyaç vardır.

Tablo 4.4: *C. caretta* bireylerinin kan dokusunda bulunan PAH konsantrasyonları için literatür özeti ($\mu\text{g.kg}^{-1}$ yaş ağırlık)

PAH'lar	EKB Aralığı (cm)	Bölge	Birey Özelliği	Min.	Maks.	Ortalama \pm SH	Referans
Benzo (a)anthracene	58-87	Patara, Türkiye	Yuvalayan Birey	0,49	0,89	0,7658 \pm 0,02	Bu çalışma
	75,3 - 99,5	Cape Verde	Yuvalayan Birey	<TEL	0,24	0,005 \pm 0,03	Camacho ve diğ. (2013)
	66,5 - 104,5	Cape Verde	Yuvalayan Birey	0,00	0,08	0,006 \pm 0,01	Camacho ve diğ. (2012)
	66,5 - 104,5	Cape Verde	Yuvalayan Birey	0,00	0,08	0,007 \pm 0,017	Camacho ve diğ. (2012)
	66,5 - 104,5	Cape Verde	Yuvalayan Birey	0,00	0,03	0,005 \pm 0,007	Camacho ve diğ. (2012)
	22 - 52,5	Kanarya Adaları, İspanya	Rehabilitasyon sonrası	<TEL	0,06	0,003 \pm 0,01	Bucchia ve diğ. (2015)
	30 - 65	Kanarya Adaları, İspanya	Rehabilitasyon sonrası	<TEL	0,10	0,003 \pm 0,02	Bucchia ve diğ. (2015)
Benzo(b)florenthene	58-87	Patara, Türkiye	Yuvalayan Birey	<TEL	<TEL	<TEL	Bu çalışma
	66,5 - 104,5	Cape Verde	Yuvalayan Birey	<TEL	<TEL	<TEL	Camacho ve diğ. (2012)
Benzo(k)florenthene	58-87	Patara, Türkiye	Yuvalayan Birey	<TEL	<TEL	<TEL	Bu çalışma
	75,3 - 99,5	Cape Verde	Yuvalayan Birey	<TEL	<TEL	<TEL	Camacho ve diğ. (2012)
Chrysene	58-87	Patara, Türkiye	Yuvalayan Birey	1,38	1,97	1,7592 \pm 0,02	Bu çalışma
	75,3 - 99,5	Cape Verde	Yuvalayan Birey	<TEL	0,24	0,006 \pm 0,03	Camacho ve diğ. (2013)
	66,5 - 104,5	Cape Verde	Yuvalayan Birey	0,00	0,06	0,002 \pm 0,007	Camacho ve diğ. (2012)
	66,5 - 104,5	Cape Verde	Yuvalayan Birey	0,00	0,06	0,002 \pm 0,01	Camacho ve diğ. (2012)

PAH'lar	EKB Aralığı (cm)	Bölge	Birey Özelliği	Min.	Maks.	Ortalama ± SH	Referans
	66,5 - 104,5	Cape Verde	Yuvalayan Birey	0,00	0,03	0,002 ± 0,006	Camacho ve diğ. (2012)
	22 - 52,5	Kanarya Adaları, İspanya	Rehabilitasyon sonrası	<TEL	0,08	0,004 ± 0,02	Bucchia ve diğ. (2015)
	30 - 65	Kanarya Adaları, İspanya	Rehabilitasyon sonrası	<TEL		<TEL	Bucchia ve diğ. (2015)
Benzo (a)pyrene	58-87	Patara, Türkiye	Yuvalayan Birey	1,21	1,27	1,235±0,00	Bu çalışma
	66,5 - 104,5	Cape Verde	Yuvalayan Birey	<TEL	<TEL	< TEL	Camacho ve diğ. (2012)
	22 - 52,5	Kanarya Adaları,İspanya	Rehabilitasyon sonrası			< TEL	Bucchia ve diğ. (2015)
	30 - 65	Kanarya Adaları,İspanya	Rehabilitasyon sonrası	<TEL	0,21	0,006 ± 0,03	Bucchia ve diğ. (2015)
Toplam PAH	58-87	Patara,Türkiye	Yuvalayan Birey	2,86	4,08	3,688±0,05	Bu çalışma
Toplam PAH	75,3 - 99,5	Cape Verde	Yuvalayan Birey	0,67	7,11	1,64 ± 1,14	Camacho ve diğ. (2013)
Toplam PAH	66,5 - 104,5	Cape Verde	Yuvalayan Birey	1,89	40,16	5,92 ± 5,43	Camacho ve diğ. (2012)
Toplam PAH	66,5 - 104,5	Cape Verde	Yuvalayan Birey	0,01	20,92	5,96 ± 4,64	Camacho ve diğ. (2012)
Toplam PAH	22 - 52,5	Kanarya Adaları,İspanya	Rehabilitasyon sonrası	0,63	18,34	6,29 ± 4,54	Bucchia ve diğ. (2015)
Toplam PAH	30 - 65	Kanarya Adaları,İspanya	Rehabilitasyon sonrası	1,05	193,12	20,1 ± 30,89	Bucchia ve diğ. (2015)
Toplam PAH *	20 - 39	İtalya-İspanya	Rehabilitasyon sonrası	120,54	790,68	307,83 ± 275,00	Casini ve diğ. (2018)
Toplam PAH *	40 - 57	İtalya-İspanya	Rehabilitasyon sonrası	124,88	666,57	308,15 ± 153,50	Casini ve diğ. (2018)
Toplam PAH *	58 - 78	İtalya-İspanya	Rehabilitasyon sonrası	202,50	885,36	362,14 ± 178,31	Casini ve diğ. (2018)

*Kuru ağırlık olarak analiz edilen örneklerdir.

4.3.1 ENA verilerinin Değerlendirilmesi

Kontaminasyondan kaynaklanan genotoksik etkileri değerlendirmek için etkili bir yöntem, eritrosit nükleus anomalileri (ENA'lar) dahil olmak üzere farklı kan parametrelerinin değerlendirilmesidir. Bu parametre, organizmaların fizyolojik durumu hakkında değerli bilgiler sağlar (Casini ve diğ. 2018; Morao ve diğ. 2022) ve mikronükleus oluşumuna yol açan kromatin parçalanması gibi genotoksik etkilerin tespit edilmesini sağlar (Zapata ve diğ. 2016). ENA testi ile ilgili olarak ülkemizde yapılan tek çalışma, Ergene ve diğ. (2012) tarafından yapılmıştır. Bu çalışmada hasta ve yaralı *C. caretta* bireylerinin kan örneklerinde mikronükleus, tomurcuklu nükleus ve çentikli nükleus gözlemlenmiş ve bunun nedeninin hasta ve yaralı bireylere rehabilitasyon ve tedavi sürecinden kaynaklandığı ileri sürülmüştür.

Bu çalışmada EKB ve ENA parametreleri arasında her ne kadar negatif ilişki görülse de bu ilişki istatistiksel olarak anlamlı değildir. Bunun nedeni çalışılan örneklerin tamamının ergin dişi kaplumbağalardan seçilmesi ve vücut boyutlarının birbirine yakın olmasından (EKB; min=58 - maks=87 cm) kaynaklanmaktadır. Ancak, bireylerin yaş/boyu ile kimyasal kirlenici birikimi arasındaki ilişkisi göz ardı edilemez. Çünkü, çalışmaya, genç ve yetişkin öncesi bireylerin dahil edilmesi durumunda sonuçların değişeceği muhtemeldir. Örneğin, Guevara-Melendez ve diğ. (2023) tarafından genç yeşil kaplumbağalarla yapılan çalışmada, vücut boyutu, özellikle eğri karapas boyu ile nükleus anomali sıklığı arasında bir ilişki bulunmamıştır. Buna karşılık da Silva ve diğ. (2016) genç yeşil kaplumbağaların karapas ölçümleri ile mikronükleuslu hücrelerin sıklığı arasında pozitif bir korelasyon gözlemlemiştir ve daha büyük bireylerde bu anomalilerin sıklığı daha yüksektir. Bu durum, daha yaşlı ve daha büyük örneklerin, eritrosit nükleus anomalilerine daha duyarlı olabileceğinin göstergesi olabilir. Öyle ki, *C. caretta*'ya ait daha büyük bireylerin daha yüksek ENA sıklığına sahip olduğu önceki çalışmalarda da belirtilmiştir (Casini ve diğ. 2018).

Eritrositlerdeki farklı nükleus anomali tipleri birbirlerini doğrudan etkileyebilmektedir. Örneğin, eritrosit nükleus anomalileri birbirlerini tetiklemekte ve doğru orantılı olarak sayılarının artışına neden olmaktadır. Bu kapsamda ENA sıklığı doğrudan etkilenmektedir. Crott ve Fenech (2001), loblu nükleusların mikronükleus

oluşumunun öncüsü olduğunu iddia etmiştir. Aynı şekilde, böbrek şeklinde nükleus, loblu nükleus gibi farklı anomaliye sahip eritrosit hücrelerinin mikronükleus oluşumunun öncüsü olduğu ileri sürülmüştür (Mesak ve diğ. 2019). Farklı ENA tipi oluşumlar ise hücrelerin çekirdekten herhangi bir çoğaltılmış genetik materyali ortadan kaldırmasına neden olabileceğini ortaya koymuştur. (Shimizu ve diğ. 1998). Ayrıca araştırmacılar tüm ENA tiplerinin hücre toksisitesinin potansiyel göstergesi olarak dikkate alınması gerektiğini ileri sürmüşlerdir (Carrasco ve diğ. 1990; Ayllon ve Garcia-Vazquez 2000; Çavaş ve diğ. 2003, 2005; Ergene ve diğ. 2012; Tasneem ve Yasmeen 2018).

Patara Kumsalı'nda ENA testi yapılan kaplumbağaların yuva bilgileri ile karşılaştırma yapıldığında ENA sıklığı ve dolayısıyla mikronükleus sayısının doğrudan üreme başarısına etki ettiği tespit edilmiştir. Özellikle bu iki parametrenin artışı ile yuvalardaki ölü embriyo sayısının ve döllenmemiş yumurta sayısının arttığı, gözlenirken boş kabuk sayısının azaldığı ve dolayısıyla yavru çıkış başarısını düşürdüğü belirlenmiştir. Elde edilen bu veriler, dişi deniz kaplumbağalarının kanlarında çevre kirliliği nedeniyle oluşan ENA varlığı, kumsala bıraktıkları yumurtalardan yavru çıkış başarılarını düşürdüğü anlamına gelmektedir.

5. SONUÇ VE ÖNERİLER

Bu çalışma; Antalya'nın batısında yer alan ana yuvalama kumsallarının dışındaki düzensiz yuvalama alanlarının tespiti ve üreme çıktılarının değerlendirilmesi, Patara Kumsalı'nda iklim değişkenlerinin deniz kaplumbağalarının fenolojisi ve üreme çıktıları üzerine etkileri ve Patara Kumsalı'na yuvalayan deniz kaplumbağalarındaki ekotoksikolojik araştırmalar olmak üzere 3 bölüm olarak planlanmıştır.

Düzensiz yuvalama alanlarının tespit edilmesi kapsamında ülkemiz ana yuvalama kumsallarının birçoğunu barındıran Antalya ilinin batısında yeni düzensiz yuvalama alanları tespit edilmiş ve bu yuvaların yuva çıktıları bilgileri değerlendirilmiştir. Ana yuvalama kumsallarına ek olarak 3 yeni düzensiz yuvalama alanı ve bir de yuva ile sonuçlanmayan kaplumbağa çıkışı tespit edilen kumsal olmak üzere toplamda 4 kumsal kayda alınmıştır. Bu bağlamda literatür taraması yapılmış ve ülkemiz sahillerinde kaydı gerçekleşen tüm düzensiz yuvalama alanları ile ana yuvalama kumsallarının popülasyona sağladığı etkiler/katkılar değerlendirilmiştir.

Elde edilen bulgulara göre düzensiz yuvalama alanlarının ana yuvalama kumsallarına ek olarak ülkemizdeki *C. caretta* toplam yuva sayısına %1-2'lik katkı sağladığı görülmüştür. Koruma altında bulunan bu türün yeni yuvalama kumsallarının tespiti ile popülasyon dinamiklerinin nasıl değişeceği, türün bu düzensiz yuvalama alanlarını ne sıklıkta ve yoğunlukta kullanacağını gözlenmesi oldukça önemlidir. Küresel ısınmanın etkisi ile yeni yuvalama alanları arayışının olup olmadığı ya da bu düzensiz yuvalama alanlarının ana yuvalama kumsalları gibi düzenli yuvalama alanlarına dönüşüp dönüşmeyeceği popülasyon hakkında bilgi edinmemiz için sürekli izlenmesi gereken olgulardır. Ayrıca ülkemiz kıyıları deniz kaplumbağalarının en önemli yuvalama kumsallarına sahip olması nedeni ile başka düzensiz yuvalama kumsallarını da barındıracağından özellikle Ege ve Akdeniz tüm kıyı şeridinin bu kapsamda gözlemlere açık olması ve izlenmesi gerekmektedir.

Bu çalışmada, iklim değişkenlerinin deniz kaplumbağalarının üreme fenolojisi ve üreme çıktıları üzerine etkileri de araştırılmıştır. Bu kapsamda, Patara Kumsalı'nda 2019-2023 üreme sezonları boyunca elde edilen tüm deniz kaplumbağası yuvalama fenolojilerinin ve üreme çıktılarının iklim değişkenleri ile multivaryans analiz

teknikleri ile test edilmiş ve sonuçlar değerlendirilmiştir. Atmosferik ve deniz suyu sıcaklıklarının artışı, mevsimsel / zamansal olarak değişimi, kaplumbağaların yuvalama sezonu boyunca değişikliklere neden olmuş ve yuvalama ve yavru çıkışı süreçlerinde zamansal kaymalar meydana getirmiştir. Ayrıca fenolojideki bu kaymalar üreme sezonunun uzamasına da neden olmaktadır.

Çalışmanın gerçekleştirildiği yıllarda üreme sezonu boyunca incelenen tüm kaplumbağa aktiviteleri ile nispi nem, atmosferik sıcaklık, yağış ve deniz suyu sıcaklığı verileri birlikte değerlendirilmiş ve bunlardan atmosferik sıcaklık ve deniz suyu sıcaklıklarının kaplumbağaların kumsala yuvalı ve yuvasız çıkışı ile sonuçlanan aktivite sayılarında doğrudan ilişkili olduğu görülmüştür.

Artan atmosferik sıcaklık yuva içi sıcaklıkları da etkilediğinden kuluçka süresinde kısalmalara da sebebiyet vermektedir. Yuva içi sıcaklıklardaki artış cinsiyeti kuluçka süresindeki sıcaklığa göre değişen bu bireylerde dişi birey oluşumuna yönelik eğilimi arttırmaktadır. Bunun yanı sıra yuva içi sıcaklık embriyo ölümlerine neden olabilen eşik sıcaklık değerinin üzerine çıktığında yavru çıkış başarısı da olumsuz olarak etkilenecektir. Diğer yandan nispi nem, atmosferik sıcaklığın azalmasına, dolayısıyla yuva içi sıcaklığın düşmesine neden olmakta ve bu da kuluçka süresinin uzamasına ve dişi eğilimli yavru üretiminin nispeten azalmasına neden olmaktadır.

Üreme sezonu boyunca tüm yuvaların çıktılarının takibi ile uzun süredir devam eden koruma izleme çalışmalarının yavru çıkış başarısının artışında ve predasyon oranının azalmasındaki önemli rolü bulunmaktadır. Bununla birlikte yapılan koruma çalışmaları türün hayatta kalması için tek başına kesin bir yöntem değildir. Küresel ısınma ile her geçen yıl artan deniz suyu sıcaklığı ve atmosferik sıcaklık ve aynı zamanda azalmakta olan yağış miktarı ve nispi nem oranları bu bireylerin yuvalama fenolojileri ve üreme biyolojisi çıktılarını doğrudan ya da dolaylı bir şekilde etkilemektedir. Bu çalışmanın bulgularına rağmen, küresel ısınmanın *C. caretta* türü üreme biyolojisi üzerindeki etkilerine ilişkin verilerde hala boşluklar bulunmaktadır. Bu konudaki bilgi eksikliklerine rağmen, eş zamanlı olarak, hem küresel ve bölgesel ölçekte iklim değişimlerinin etkilerinin araştırılması, tehdit eden faktörlerinin ortaya çıkarılması gerekmekte hem de küresel ısınmanın etkilerini azaltmak için yeni koruma stratejilerinin oluşturulması ve uygulanması gerekmektedir.

Bu çalışma ülkemizin Akdeniz kumsallarından önemli bir yuvalama alanı olan Patara Kumsalı'nda yuvalayan bireylerden elde edilen PAH ve metal kiriliği üzerine yapılan ilk çalışma özeliği taşımaktadır. Yuvalayan deniz kaplumbağalarında ekotoksikolojik araştırmalar kapsamında Patara Kumsalı'na yuvalayan deniz kaplumbağalarından kan örnekleri alınarak 17 adet (12 metal ve 5 PAH bileşiği) kimyasal / çevresel kirleticinin yuvalayan *C. caretta* türü bireylerinin kanlarındaki birikim seviyeleri tespit edilmiş ve bu kirleticilerin bireylere ait yuvalardaki üreme çıktıları üzerindeki etkileri değerlendirilmiştir.

Metal konsantrasyonlarının *C. caretta* bireylerinin kabuk boyu ile anlamlı bir ilişki saptanamamıştır. Bunun nedeninin bu çalışmada kullanılan örneklerin yuvalama yeteneğindeki yetişkin dişi bireyler olması ve boylarının birbirine yakın olmasından kaynaklandığı düşünülmektedir. Diğer yandan, metal ve metaloidler hem kendi aralarında hemde yuva çıkışı parametreleri ile istatistiksel bakımdan önemli pozitif veya negatif korelasyonlar göstermektedir. Multivaryans analizler sonucunda ise metallerden Pb ve Cu, yavru çıkış başarısını etkileyen önemli tanımlayıcı parametreler oldukları tespit edilmiştir. Bu iki elementin yuvalayan dişi bireylerin kanlarındaki birikim miktarının yüksek konsantrasyonlara ulaşması, o bireyin yuvalarındaki yavru çıkış başarısının düşmesine neden olduğu tespit edilmiştir.

PAH parametrelerinden sadece 3 tanesi tespit etme limitinin üzerinde sonuç vermiştir. Kan plazmasında miktarı ölçülebilen benzo(a)anthracene, benzo(a)pyrene ve chrysene bileşenleri, aynı metallerde olduğu gibi deniz kaplumbağalarının boyu ile anlamlı bir ilişki göstermemiştir. PAH gurubundaki bu bileşenler yavru çıkış başarısı ile pozitif veya negatif korelasyonlar göstermesine rağmen yavru çıkış başarısını etkileyen en tanımlayıcı faktör chrysene olarak tespit edilmiştir. Dolayısıyla, bu elementin yuvalayan dişi bireylerin kanında yüksek konsantrasyonlara ulaşması, o bireye ait yuvanın yavru çıkış başarısının da artmasına neden olmaktadır.

Ayrıca alınan kan örneklerinden kan yayma preparatları hazırlanarak eritrosit yapılarının gözlemlenmiş ve eritrosit nükleus anomalileri kontrol edilerek kimyasal kirleticilerle olan ilişkileri ve bireylerin yuvalarındaki üreme başarısı üzerine olan ilişkileri değerlendirilmiştir. Bu doğrultuda elde edilen sonuçlara göre kimyasal kirleticiler, eritrosit nükleus anomali oluşumunu tetikleyebilmektedir. Dişi bireylerdeki eritrosit nükleus anomalilerinin, o bireye ait yuvalardaki üreme

başarılarına olan etkisi aşıkardır. Yapılan analizlere göre artan kirletici konsantrasyonları ve eritrosit nükleus anomalileri, *C. caretta* yuvalarındaki, embriyo ölümlerini de artırdığı tespit edilmiş ve dolayısıyla yavru çıkış başarısını düşürdüğü saptanmıştır.

Sonuç olarak bu çalışma, deniz kaplumbağalarının sağlıklı bireylerinin kanındaki PAH ve metal birikim miktarını birlikte değerlendirmesi, eritrosit nükleus anomalisi oranlarının saptanması ve aynı bireylerin üreme başarılarını ölçmesi ve yavru çıkış başarısı üzerine olan etkilerinin değerlendirilmesi açısından büyük önem taşımaktadır.

6. KAYNAKLAR

- Abdallah, M.A.M. and Abd-Allah, M.A.M., “Bioaccumulation of toxic metals in Loggerhead turtles from Mediterranean Sea coast, Egypt”, (ed: E. Ozhan), In 10th International Conference on the Mediterranean Coastal Environment, 570–579, MEDCOAST 11, Rhodes, Greece, (2011).
- Ackerman, R. A., “Growth and gas exchange of embryonic sea turtles (*Chelonia, Caretta*)”, *Copeia*, 757-765, (1981).
- Ackerman, R.A., “The nest environment and the embryonic development of sea turtles”, (eds: P.L. Lutz, J.A. Musick) In: The biology of sea turtles, CRC Press, Boca Raton, Florida, 83-107, (1997).
- Adenuga, A. O., Johnson Jr, J. H., Cannon, J. N. and Wan, L., “Bioremediation of PAH-contaminated soil via in-vessel composting”, *Water Sci. Technol.*, 26, 9-11, 2331-2334, (1992).
- Aguirre, A. A. and Tabor, G. M., “Introduction: marine vertebrates as sentinels of marine ecosystem health”, *EcoHealth*, 1(3), 236-238, (2004).
- Aguirre, A. A., Balazs, G. H., Zimmerman, B. and Galey, F. D., “Organic contaminants and trace metals in the tissues of green turtles (*Chelonia mydas*) afflicted with fibropapillomas in the Hawaiian Islands”, *Mar. Pollut. Bull.*, 28(2), 109-114, (1994).
- Almpanidou, V., Katragkou, E. and Mazaris, A. D., “The efficiency of phenological shifts as an adaptive response against climate change: A case study of loggerhead sea turtles (*Caretta caretta*) in the Mediterranean”, *Mitig. Adapt. Strateg. Glob. Chang.*, 23, 1143–1158, (2018).
- Almpanidou, V., Schofield, G., Kallimanis, A. S., Türkozan, O., Hays, G. C. and Mazaris, A. D., “Using climatic suitability thresholds to identify past, present and future population viability”, *Ecol. Indic.*, 71, 551–556, (2016).
- Alves, L.M.F., Nunes, M., Marchand, P., Le Bizec, B., Mendes, S., Correia, J.P.S. et. al., “Blue sharks (*Prionace glauca*) as bioindicators of pollution and health in the Atlantic Ocean: contamination levels and biochemical stress responses”, *Sci. Total Environ.*, 563–564, 282–292, <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.04.085>, (2016).
- Anan, Y., Kunito, T., Sakai, H. and Tanabe, S., “Subcellular distribution of trace elements in the liver of sea turtles”, *Mar. Pollut. Bull.* 45, 224-229, (2002).
- Anan, Y., Kunito, T., Watnabe, I., Sakai, H. and Tanabe, S., “Trace element accumulation in hawksbill turtles (*Eretmochelys imbricata*) and green turtles (*Chelonia mydas*) from Yaeyama Islands, Japan”, *Environ. Toxicol. Chem.*, 20, 2802-2814, (2001).
- Andreani, G., Santoro, M., Cottignoli, S., Fabbri, M., Carpenè, E. and Isani, G., “Metal distribution and metallothionein in loggerhead (*Caretta caretta*) and green (*Chelonia mydas*) sea turtles”, *Sci. Total Environ.*, 390(1), 287-294, (2008).
- Arienzo, M., “Progress on the impact of persistent pollutants on marine turtles: a review”, *J. Mar. Sci. Eng.*, 11(2), 266, (2023).

- Ayllon, F. and Garcia-Vazquez, E., “Induction of micronuclei and other nuclear abnormalities in European minnow *Phoxinus phoxinus* and mollie *Poecilia latipinna*: an assessment of the fish micronucleus test”, *Mutat. Res.*, 467(2), 177-186, (2000).
- Aymak, C., Uçar, A.H. and Ergene, S., “Distribution of heavy metals in tissues of stranded loggerhead turtles (*Caretta caretta*) on kazanlı beach, Turkey”, *N. West. J. Zool.*, 17 (1), 82–91, (2021).
- Baran, İ. and Kasparek, M., “Marine turtles, Turkey: Status survey 1988 and recommendations for conservation and management” WWF, Heidelberg, 122, (1989).
- Baran, İ., Durmuş, S. H. and Türkozan, O., “Erster nachweis der lederschildkröte, *Dermochelys coriacea* (Linnaeus, 1766) (Testudines: Dermochelyidae) aus Türkischen gewässern”, *Herpetofauna*, 20(112), 34-37, (1998).
- Barbieri, E., “Concentration of heavy metals in tissues of green turtles (*Chelonia mydas*) sampled in the Cananéia Estuary, Brazil”, *Braz. J. Oceanogr*, 57, 243-8, (2009).
- Başkale, E. and Kaska, Y., “Sea turtle nest conservation techniques on southwestern beaches in Turkey”, *Isr. J. Ecol. Evol*, 51(1), 13-26, (2005).
- Başkale, E., Katılmış, Y., Azmaz, M., Sözbilen, D., Polat, F., Lambropoulos, M. et. al., “Monitoring and conservation of loggerhead turtle's nests on Fethiye Beaches, Turkey”, *Biharean Biol.*, (2016).
- Başkale, E., Sözbilen, D., Katılmış, Y., Azmaz, M., et al, “The sporadic nesting sites of loggerhead and green turtles on western Anatolian coasts.” In: Proceedings of the 38th Annual Symposium on Sea Turtle Biology and Conservation, Japan, 237, (2018).
- Bjorndal, K. A., Carr, A., Meylan, A. B. and Mortimer, J. A., “Reproductive biology of the hawksbill *Eretmochelys imhricata* at Tortuguero, Costa Rica”, with notes on the ecology of the species in the *Caribbean*, *Biol. Conserv.*, 34, 353, (1985).
- Bjorndal, K. A., Meylan, A. B. and Turner, B. J., “Sea turtles nesting at Melbourne Beach, Florida, I. Size, growth and reproductive biology”, *Biol. Conserv.*, 26, 65-77, (1983).
- Bjorndal, K.A. and Bolten, A.B., “Spatial distribution of green turtle (*Chelonia mydas*) nests at Tortuguero”, Costa Rica, *Copeia*, 45-53, (1992).
- Bolten, A. B., Lutz, P. L., Musick, J. A. and Wyneken, J., “Variation in sea turtle life history patterns: neritic vs. oceanic developmental stages”, *The Biology of Sea Turtles*, 2, 243-257, (2003).
- Booth, D. T. and Limpus, C. J., “Estimating the sex ratio of loggerhead turtle hatchlings at Mon Repos rookery (Australia) from nest temperatures”, *Aust. J. Zool.*, 56, 57–64, (2008).
- Broderick, A. C. and Godley, B. J., “Population and nesting ecology of the green turtle, *Chelonia mydas*, and the loggerhead turtle, *Caretta caretta*, in Northern Cyprus”, *Zool. Middle East*, 13, 27–46, (1996).
- Broderick, A. C., Glen, F., Godley, B. J. and Hays, G. C., “Variation in reproductive output of marine turtles”, *J. Exp. Mar. Bio. Ecol.*, 288, 95-109, (2003).

- Broderick, A. C., Türkozan, O., Demetropoulos, S., Mastrogiacomo, A., Demetropoulos, A., Levy, Y. and Leader, N. “*Chelonia mydas* (Mediterranean subpopulation) (amended version of 2023 assessment)”, The IUCN Red List of Threatened Species, (2024).
- Bucchia, M., Camacho, M., Santos, M. R., Boada, L. D., Roncada, P. et. al., “Plasma levels of pollutants are much higher in loggerhead turtle populations from the Adriatic Sea than in those from open waters (Eastern Atlantic Ocean)”, *Sci. Total Environ.*, 523, 161-169, (2015).
- Bull, K. R., Every, W. J., Freestone, P., Hall, J. R., Osborn, D., Cooke, A. S. and Stowe, T., “Alkyl lead pollution and bird mortalities on the Mersey Estuary”, UK, 1979-1981, *Environ. Pollut.*, A, 31, 239-259, (1983).
- Camacho, M., Boada, L.D., Orós, J., Calabuig, P., Zumbado, M. and Luzardo, O.P., “Comparative study of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in plasma of Eastern Atlantic juvenile and adult nesting loggerhead sea turtles (*Caretta caretta*)”, *Mar. Pollut. Bull.*, 64, 1974-80, (2012).
- Camacho, M., Boada, L. D., Orós, J., López, P., Zumbado, M., Almeida-González, M. and Luzardo, O. P., “Monitoring organic and inorganic pollutants in juvenile live sea turtles: results from a study of *Chelonia mydas* and *Eretmochelys imbricata* in Cape Verde”, *Sci. Total Environ.*, 481, 303-310, (2014).
- Camacho, M., Luzardo, O. P., Boada, L. D., Jurado, L. F. L., Medina, M., Zumbado, M. and Orós, J., “Potential adverse health effects of persistent organic pollutants on sea turtles: evidences from a cross-sectional study on Cape Verde loggerhead sea turtles”, *Sci. Total Environ.*, 458, 283-289, (2013).
- Canbolat, A. F., “A review of sea turtle nesting activity along the Mediterranean coast of Turkey”, *Biol. Conserv.*, 116(1), 81-91, (2004).
- Canzanella, S., Danese, A., Mandato, M., Lucifora, G., Rivero, C., Federico, G., Gallo, P. and Esposito, M., “Concentrations of trace elements in tissues of loggerhead turtles (*Caretta caretta*) from the Tyrrhenian and the Ionian coastlines (Calabria, Italy)”, *Environ. Sci. Pollut. Res.*, <https://doi.org/10.1007/s11356-021-12499-4>, (2021).
- Cardona, L., Abalo-Morla, S., Cani, A., Feliu-Tena, B., Izaguirre, N., Tomás, J. and Belda, E. J., “Identifying the foraging grounds of the new loggerhead turtle nesters in the western Mediterranean”, *Aquat. Conserv.: Mar. Freshw. Ecosyst.*, 34 (1), e4059, (2024).
- Carrasco, K. R., Tilbury, K. L. and Myers, M. S., “Assessment of the piscine micronucleus test as an in situ biological indicator of chemical contaminant effects”, *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 47(11), 2123-2136. (1990).
- Carreira, R., Bertotti, G. D. A. L., de Moura, G. J. B., Massone, C., Monteiro, F. C., Gramlich, K., et.al., “Distribution of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons (Pahs) in the Liver and Muscle Tissues of Sea Turtles Stranded on Beaches Affected by the 2019 Oil Spill in Northeastern Brazil”, *SSRN*, 4939108, (2019).
- Casal, A. B. and Orós, J., “Plasma biochemistry and haematology values in juvenile loggerhead sea turtles undergoing rehabilitation”, *Vet. Rec.*, 164(21), 663, (2009).
- Casale, P. and Margaritoulis, D., “Sea turtles in the Mediterranean: Distribution, threats and conservation priorities”, IUCN, 294, (2010).

- Casale, P. and Tucker, A. D., “*Caretta caretta*”, The IUCN red list of threatened species 2015: e. T3897A83157651, (2015).
- Casale, P. and Tucker, A. D., “*Caretta caretta*”, The IUCN red list of threatened species 2017: e. T3897A119333622, UK, 2, (2017-2), [http://dx. doi.org/10.2305/IUCN](http://dx.doi.org/10.2305/IUCN), (2017).
- Casale, P., Broderick, A. C., Camiñas, J. A., Cardona, L., Carreras, C., Demetropoulos, A. et. al., “Mediterranean Sea turtles: Current knowledge and priorities for conservation and research”, *Endanger. Species Res.*, 36, 229–267, (2018).
- Casale, P., Hochscheid, S., Kaska, Y. and Panagopoulou, A., “Sea turtles in the Mediterranean region” MTSG annual regional report 2020, Report of the IUCN-SSC Marine Turtle Specialist Group, (2020).
- Casini, S., Caliani, I., Giannetti, M., Marsili, L., Maltese, S., Coppola, D. et. al., “First ecotoxicological assessment of *Caretta caretta* (Linnaeus, 1758) in the Mediterranean Sea using an integrated nondestructive protocol”, *Sci. Total Environ.*, 631, 1221-1233, (2018).
- Caurant, F., Bustamante, P., Bordes, M. and Miramand, P., “Bioaccumulation of cadmium, copper and zinc in some tissues of three species of marine turtles stranded along the French Atlantic coasts”, *Mar. Pollut. Bull.*, 38(12), 1085-1091, (1999).
- Caut, S., Guirlet, E. and Girondot, M., “Effect of tidal overwash on the embryonic development of leatherback turtles in French Guiana”, *Mar. Environ. Res.*, 69(4), 254-261, (2010).
- Chaloupka, M., Kamezaki, N. and Limpus, C., “Is climate change affecting the population dynamics of the endangered pacific loggerhead sea turtle?” *J. Exp. Mar. Bio. Ecol.*, 356, 136–143, (2008).
- Cocci, P., Mosconi, G., and Palermo, F. A., “Pregnane X receptor (PXR) signaling in seabream primary hepatocytes exposed to extracts of seawater samples collected from polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs)-contaminated coastal areas”, *Mar. Environ. Res.*, 130, 181-186, (2017).
- Collier, T.K., Anulacion, B.F., Arkoosh, M.R., Dietrich, J.P., Incardona, J.P., Johnson, L.L., et. al., “Effects on fish of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHS) and naphthenic acid exposures, (eds: C.J. Tierney, K.B. Farrell, A.P. Brauner)”, In: *Organic Chemical Toxicology of Fishes: Fish Physiology*, Elsevier Inc, London, (33)195-255, (2014).
- Cope, W. G., Leidy, R. B. and Hodgson, E., “Classes of toxicants: Use classes-Chapter 5.” (ed: E. Hodgson), In: *A textbook of modern toxicology*, 3, Published by John Wiley and Sons, Inc., Hoboken, New Jersey, Published simultaneously in Canada, (2004).
- Cort´es-Gomez, ´ A.A., Morcillo, P., Guardiola, F.A., Espinosa, C., Esteban, M.A., Cuesta, A. et. al., “Molecular oxidative stress markers in olive ridley turtles (*Lepidochelys olivacea*) and their relation to metal concentrations in wild populations”, *Environ. Pollut.*, 233, 156–167, <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2017.10.046>, (2018).
- Crott, J. and Fenech, M., “Preliminary study of the genotoxic potential of homocysteine in human lymphocytes in vitro”, *Mutagenesis*, 16(3), 213-217, (2001).

Çavas, T. and Ergene-Gozukara, S., “Micronuclei, nuclear lesions and interphase silver stained nucleolar organiser regions (AgNORs) as cyto-genotoxicity indicators in *Oreochromis niloticus* exposed to textile mill effluent, *Mutat. Res.*, 538, 81–91, (2003).

Çavaş, T. and Ergene-Gözükara, S., “Genotoxicity evaluation of metronidazole using the piscine micronucleus test by acridine orange fluorescent staining”, *Environ. Toxicol. Pharmacol.*, 19(1), 107-111, (2005).

Çelik, A., Kaska, Y., Bağ, H., Aureggi, M., Semiz, G., Kartal, A. A. and Elçi, L., “Heavy metal monitoring around the nesting environment of green sea turtles in Turkey”, *Water, Air, Soil Pollut.* 169, 67-79, (2006).

Çelik, S., Beton, D., Çiçek, B. A., Snape, R. T. and Başkale, E., “Metal accumulation in juvenile and sub-adult loggerhead and green turtles in northern Cyprus”, *Environ. Poll.*, 316, 120482, (2023).

D’ilio, S., Mattei, D., Blasi, M. F., Alimonti, A. and Bogialli, S., “The occurrence of chemical elements and POPs in loggerhead turtles (*Caretta caretta*): an overview”, *Mar. Pollut. Bull.*, 62(8), 1606-1615, (2011).

da Rocha, C.A.M., Almeida, V.H. da C., Costa, A. da S., Sagica-Júnior, J.C., Monteiro, J.A. N. et. al., “Induction of micronuclei and other nuclear abnormalities in bullfrog tadpoles (*Lithobates catesbeianus*) treated with copper sulphate”, *Int. J. Genet.*, 2 (1), 6–11, <https://doi.org/10.5829/idosi.ijg.2.1.61179>, (2012).

da Silva, J., Taniguchi, S., Becker, J. H., Werneck, M. R. and Montone, R. C., “Occurrence of organochlorines in the green sea turtle (*Chelonia mydas*) on the northern coast of the state of São Paulo, Brazil”, *Mar. Pollut. Bull.*, 112(1-2), 411-414, <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2016.07.046>, (2016).

de Luna Beraldo, M., Lozano-Bilbao, E., Hardisson, A., Paz, S., Weller, D. G., Rubio, C. and Gutiérrez, Á. J. “Trace and macro elements concentrations in the blood and muscle of loggerhead turtles (*Caretta caretta*) from the Canary Islands, Spain”, *Mar. Pollut. Bull.*, 190, 114793, (2023).

Delaugerre, M. and Cesarini, C., “Confirmed nesting of the loggerhead turtle in Corsica”, *MTN*, 104, 12, (2004).

Dodd, M. G., Raybould, A. L. and Sorg, B., “Loggerhead Turtle Nesting in Georgia”, Annual Report submitted to U.S. Fish and Wildlife Service for grant F22AP01190-00 “Coordination of loggerhead sea turtle nest protection in Georgia”, 24, (2023).

Dupuy, C., Galland, C., Devaux, A., Bony, S., Loizeau, V., Danion, M., Pichereau, V., Fournier, M. and Laroche, J., “Responses of the European flounder (*Platichthys flesus*) to a mixture of PAHs and PCBs in experimental conditions”, *ESPR*, 21, 13789-13803, (2014).

Durmuş, H., Güçlü, O., Candan, K. and Tınaz, E., “Reproductive Biology of the Loggerhead Sea Turtle, *Caretta caretta*, in Dalyan Beach, Turkey”, *Eur. J. Environ.*, 1, 11-15, (2013).

Durmuş, S. H., Ilgaz, Ç., Özdemir, A. and Yerli, S. V., “Nesting activity of loggerhead turtles (*Caretta caretta*) at Göksu delta, Turkey during 2004 and 2008 nesting seasons”, *Ecol. Balk.*, 3, 95-106, (2011).

D'Ilio, S., Mattei, D., Blasi, M. F., Alimonti, A. and Bogialli, S., "The occurrence of chemical elements and POPs in loggerhead turtles (*Caretta caretta*): an overview, *Mar. Pollut. Bull.*, 62(8), 1606-1615, (2011).

Eckert, K. L., Bjorndal, K. A., Abreu-Grobois, F. A. and Donnelly, M., "Research and management techniques for the conservation of sea turtles", (eds: K. L. Eckert, K. A. Bjorndal, F. A. Abreu-Grobois, M. Donnelly) IUCN/SSC Marine Turtle Specialist Group Publication No. 4, (1999).

Erdoğan, A., Öz, M., Kaska, Y., Düşen, S., Aslan, A., Yavuz, M., Tunç, M. R. and Sert, H. "Marine turtle nesting at Patara, Turkey, in 2000", *Zool. Middle East*, 24, 31–34, (2001).

Ergene, S., Kaya, Ş., Dürgen, A., Uçar, A., Erkek, M., Ergene, M. ve diğ., "Mersin rehabilitasyon merkezinde tedavi altında bulunan yaralı deniz kaplumbağalarının hematolojik ve biyokimyasal özelliklerinin incelenmesi, araştırma makalesi", *Anadolu Doğa Bilimleri Dergisi*, 3(2), 34-40, (2012).

Ergene, S., Uçar, A. H. ve Aymak, C., "Demre (Kale) Kumsalı'nda Yuva Yapan *Caretta caretta* Populasyonunun Araştırılması." *EgeJFAS*, 24(3), 239-246, (2007).

Esposito, M., De Roma, A., Sansone, D., Capozzo, D., Iaccarino, D., di Nocera, F. and Gallo, P., "Non-essential toxic element (Cd, As, Hg and Pb) levels in muscle, liver and kidney of loggerhead sea turtles (*Caretta caretta*) stranded along the southwestern coasts of Tyrrhenian sea", *Comp. Biochem. Physiol. C Toxicol. Pharmacol.*, 231, 108725 <https://doi.org/10.1016/j.cbpc.2020.108725>, (2020).

Field, J. A. and Sierra-Alvarez, R., "Microbial transformation and degradation of polychlorinated biphenyls", *Environ. Pollut.*, 155(1), 1-12, (2008).

Filimonova, V., Gonçalves, F., Marques, J.C., De Troch, M. and Gonçalves, A.M.M., "Fatty acid profiling as bioindicator of chemical stress in marine organisms: a review", *Ecol. Indic.*, 67, 657–672, <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2016.03.044>, (2016).

Finlayson, K.A., Leusch, F.D.L. and van de Merwe, J.P., "Primary green turtle (*Chelonia mydas*) skin fibroblasts as an in vitro model for assessing genotoxicity and oxidative stress", *Aquat. Toxicol.*, 207, 13–18, <https://doi.org/10.1016/j.aquatox.2018.11.022>, (2019).

Fitzgerald, S. L., "Los metales pesados en cuatro especies de tortugas marinas de Baja California. México", Dissertação de Mestrado em Ciências. Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste, S.C. Programa de Pos-graduação em Uso, Manejo e Preservação de los recursos naturales com orientação em Biología Marina. La Paz, B.C.S. Mexico, (2004).

Franzellitti, S., Locatelli, C., Gerosa, G., Vallini, C. and Fabbri, E., "Heavy metals in tissues of loggerhead turtles (*Caretta caretta*) from the northwestern Adriatic Sea", *Comp. Biochem. Physiol. C Toxicol. Pharmacol.*, 138, 187–194, (2004).

Frazer, N. B. and Richardson, J. I., "The relationship of clutch size and frequency to body size in loggerhead turtles, *Caretta caretta*", *J. Herpetol.*, 20, 81–84, (1986).

Fritts, T. H. and McGehee, M. A., "Effects of petroleum on the development and survival of marine turtle embryos", US Department of the Interior/Minerals Management Service, Gulf of Mexico Outer Continental Shelf Regional Office, (1982).

- Fuentes, M. M. P. B., Limpus, C. J. and Hamann, M., “Vulnerability of sea turtle nesting grounds to climate change”, *Glob. Change Biol.*, 17(1), 140-153, (2011).
- Fuentes, M. M. P. B., Santos, A. J. B., Abreu-Grobois, A., Briseño-Dueñas, R., Al-Khayat, J., Hamza, S. et. al., “Adaptation of sea turtles to climate warming: Will phenological responses be sufficient to counteract changes in reproductive output?” *Glob. Change Biol.*, 30(1), e16991, (2024).
- Furness, R. and Rainbow, P., “Heavy metals in the marine environment”, Boca Raton: CRC Press, (1990).
- García-Fernandez, A.J., Gomez-Ramírez, P., Martínez-Lopez, E., Hernandez-García, A., María-Mojica, P. et. al., “Heavy metals in tissues from loggerhead turtles (*Caretta caretta*) from the southwestern Mediterranean (Spain)”, *Ecotoxicol. Environ. Saf.*, 72, 557–563, (2009).
- Gardner, S.C., Fitzgerald, S.L., Vargas, B.A. and Rodriguez, L.M., “Heavy metal accumulation in four species of sea turtles from the Baja California peninsula, Mexico”, *Biometals*, 19, 91-99, (2006).
- Georges, A., Limpus, C. J. and Parmenter, C. J., “Natural history of the Chelonia, in Fauna of Australia”, Vol. 2A, Amphibia & Reptilia, (eds: C. J. Glasby, G. J. B. Ross, and P.L. Beesley), Australian Government Publishing Service, Canberra, 120, (1993).
- Georges, A., Limpus, C. and Stoutjesdijk, R., “Hatchling sex in the marine turtle *Caretta caretta* is determined by proportion of development at a temperature, not daily duration of exposure”, *J. Exp. Zool.*, 270, 432–444, (1994).
- Gilman, E., Zollett, E., Beverly, S., Nakano, H., Davis, K., Shidoe, D., Dalzell, P. and Kinan, I., “Reducing sea turtle bycatch in pelagic longline fisheries”, *Fish and Fisheries*, 7, 1- 22. (2007).
- Girondot, M., “Temperature-dependent sex determination in Mediterranean marine turtles: What we know and what we still don’t know?”, *Med. Turtle Bulletin*, 4, 12–20, (2023).
- Godfrey, M. H., Barreto, R. and Mrosovsky, N., “Metabolically-generated heat of developing eggs and its potential effect on sex ratio of sea turtle hatchlings”, *J. Herpetol.*, 31, 616–619, (1997).
- Godley, B. J., Thompson, D. R. and Furness, R. W., “Do heavy metals concentrations pose a threat to marine turtles from the Mediterranean Sea?” *Mar. Pollut. Bull.*, 38, 497-502, (1999).
- Godley, B., Broderick, A. and Mrosovsky, N., “Estimating hatchling sex ratios of loggerhead turtles in Cyprus from incubation durations”, *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 210, 195–201, (2001).
- Gordon, A. N., Pople, A. R., Ng, J., “Trace metal concentrations in livers and kidneys of sea turtles from south-eastern Queensland, Australia”, *Mar. Freshw. Res.*, 49, 409-414, (1998).
- Goyer, R. A., “Toxic effects of metals”, (eds: M.O. Amdur, J. Doull and C.D. Klaassen) In: *The Basic Science of Poisons*, 4^a ed., Pergamon Press, New York, 623-680, (1991).
- Guevara-Melendez, A.M., Comas-Garcia, M. and Labrada-Martagon, V., “Description and quantification of micronucleus and nuclear abnormalities in erythrocytes of the sentinel green

- turtle (*Chelonia mydas*) with fluorescence microscopy”, *Mutat. Res. Genet. Toxicol. Environ. Mutagen.*, 887 <https://doi.org/10.1016/j.mrgentox.2023.503596>, (2023).
- Guirlet, E., Das, K. and Girondot, M., “Maternal transfer of trace elements in leatherback turtles (*Dermochelys coriacea*) of French Guiana”, *Aquat. Toxicol.*, 88, 267-276, (2008).
- Hamann, M., Godfrey, M. H., Seminoff, J. A., Arthur, K., Barata, P. C. R., Bjorndal, K. A., Bolten, A. B. et.al., “Global research priorities for sea turtles: informing management and conservation in the 21st century”, *Endangered species research*, 11(3), 245-269, (2010).
- Hamann, M., Owens, D. and Limpus, C.J., “Reproductive cycles in male and female sea turtles”, (eds: P.L. Lutz, J.A. Musick, J. Wyneken), In: *The Biology of Sea Turtles*, Vol. 2, CRC Press, Boca Raton, FL, (2002).
- Harms, C. A., McClellan-Green, P., Godfrey, M. H., Christiansen, E. F., Broadhurst, H. J. and Godard-Coding, C. A. J., “Crude oil and dispersant cause acute clinicopathological abnormalities in hatchling loggerhead sea turtles (*Caretta caretta*)”, *Front. Vet. Sci.*, 6, 344, <https://doi.org/10.3389/fvets2019.00344>, (2019).
- Hawkes, L. A., Broderick, A. C., Godfrey, M. H. and Godley, B. J., “Climate change and marine turtles”, *Endangered Species Research*, 7, 137-154, (2009).
- Hawkes, L., Broderick, A., Godfrey, M. and Godley, B., “Investigating the potential impacts of climate change on a marine turtle population”, *Glob. Change Biol.*, 13, 923–932, (2007).
- Hawkins, W. E., Walker, W. W., Overstreet, R. M., Lytle, J. S. and Lytle, T. F., “Carcinogenic effects of some polycyclic aromatic hydrocarbons on the Japanese medaka and guppy in waterborne exposures”, *Sci. Total Environ.*, 94(1-2), 155-167, (1990).
- Hays, G. C., Mazaris, A. D. and Schofield, G., “Inter-annual variability in breeding census data across species and regions”, *Mar. Biol.*, 169, 54, (2022).
- Hays, G. C., Mazaris, A. D., Schofield, G. and Laloe, J. O., “Population viability at extreme sex-ratio skews produced by temperature-dependent sex determination”, *Proceedings of the Royal Society B: Biol. Sci.*, 284(1848), 20162576, (2017).
- Hays, G., Broderick, A., Glen, F., Godley, B., Houghton, J. and Metcalfe, J., “Water temperature and internesting intervals for loggerhead (*Caretta caretta*) and green (*Chelonia mydas*) sea turtles”, *J. Therm. Biol.*, 27, 429–432, (2002).
- Hays, G.C., Godley, B.J. and Broderick, A.C., “Long-term thermal conditions on the nesting beaches of green turtles on Ascension Island”, *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 20, 297–299, (1999).
- Hendrickson, J. R., “Nesting behavior of sea turtles with emphasis on physical and behavior determinants of nesting success or failure”, in *Biology and Conservation of Sea Turtles*, Bjorndal, K., Ed., Smithsonian Institution Press, Washington, D.C., 53, (1982).
- Hirth, H. F., “Some aspects of the nesting behavior and reproductive biology of sea turtles”, *Am. Zool.*, 20, 507, (1980).
- Hochscheid, S., Aksissou, M., Arapis, T., Benabdi, M., Boura, L., Broderick, A. et. al., "Sea Turtles of the Mediterranean Sea", (eds: R. B. Mast, B. J. Hutchinson, P. E. Villegas) SWOT Report, 14, 22-29, (2019).

Hoffman, D. J., Rattner, B. A., Burton Jr, G. A. and Cairns Jr, J., (eds). Handbook of ecotoxicology, CRC press., (2002).

Hopkins, W. A., “Use of tissue residues in reptile ecotoxicology: A call for Integration and experimentalism”, Chapter 3. (eds:S. C. Gardner, E. Oberdörster, E.), In:Toxicology of reptiles, Taylor and Francis Group, CRC Press, Boca Raton, (2005).

Hrizi, M., Jribi, I., Baracchini, C. and Leignel, V., “Metal Bioaccumulation and Biochemical Responses in Loggerhead Turtles (*Caretta caretta*) from the Gulf of Gabès (Tunisia)”, *Environments*, 11(10), 214, (2024).

Hughes, G., “The marine turtles of Tongaland”, Viii, (1975).

Innis, C., Tlusty, M., Perkins, C., Holladay, S., Merigo, C. and Weber III, E. S., “Trace metal and organochlorine pesticide concentrations in cold-stunned juvenile Kemp's ridley turtles (*Lepidochelys kempii*) from Cape Cod, Massachusetts”, *Chelonian Conservation and Biology*, 7(2), 230-239, (2008).

IUCN Threats Classification Scheme (Version 3.3), <https://www.iucnredlist.org/resources/threat-classification-scheme>, (2024)

Janzen, F. J., “Climate change and temperature-dependent sex determination in reptiles”, *PNAS*, 91, 7487–7490, (1994).

Jerez, S., Motas, M., Canovas, R.A., Talavera, J., Almela, R.M. and Bayon del Rio, A., “Accumulation and tissue distribution of heavy metals and essential elements in loggerhead turtles (*Caretta caretta*) from Spanish Mediterranean coastline of Murcia”, *Chemosphere*, 78, 256–264, (2010).

Johnson, M., Finlayson, K., Shelper, T., van de Merwe, J.P. and Leusch, F.D.L., “Optimisation of an automated high-throughput micronucleus (HiTMiN) assay to measure genotoxicity of environmental contaminants”, *Chemosphere*, 298, 134349. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2022.134349>, (2022).

Jribi, I. and Bradai, M. N., “Sex ratio estimations of loggerhead sea turtle hatchlings at Kuriat Islands, Tunisia: Can minor nesting sites contribute to compensate globally female-biased sex ratio?” *Sci. World J.*, (1), 419410, (2014).

Kampalath, R., Gardner, S.C., Mendez-Rodriguez, L.C. and Jay, J.A., “Total and methylmercury in three species of sea turtles of Baja California”, *Sur. Mar. Pollut. Bull.* 52, 1816–1823, (2006).

Kannan, K. and Perrotta, E., “Polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in livers of California sea otters”, *Chemosphere*, 71, 649–655, (2008).

Kaska, Y., Downie, R., Tippett, R. and Furness, R., “Natural temperature regimes for loggerhead and green turtle nests in the eastern Mediterranean”, *Can. J. Zool.*, 76, 723–729, (1998^a).

Kaska, Y., Furness, R. W. and Baran, I., “Beach erosion reduces the hatching success at Patara Beach-Turkey”, In Eighteenth International Sea Turtle Symposium, 196–197, (1998^b).

Kaska, Y. and Downie, R., “Embryological development of sea turtles (*Chelonia mydas*, *Caretta caretta*) in the Mediterranean”, *Zool. Middle East*, 19(1), 55-69, (1999).

- Kaska, Y., Çelik, A., Bağ, H., Aureggi, M., Özel, K., Elçi, A., Kaska, A. and Elçi, L. “Heavy metal monitoring in stranded sea turtles along the Mediterranean coast of Turkey”, *Fresenius Environ Bull*, 13, 773-780, (2004).
- Kaska, Y., Ilgaz, C., Özdemir, A., Baskale, E., Türkozan, O., Baran, I. and Stachowitsch, M., “Sex ratio estimations of loggerhead sea turtle hatchlings by histological examination and nest temperatures at Fethiye beach, Turkey”, *Sci. Nat.*, 93, 338–343, (2006).
- Kaska, Y., Öz, M. and Erdoğan, A., “Hatching failure of sea turtle nests at Patara Beach, Turkey”, In Proceedings of the Twenty-First Annual Sea Turtle Biology and Conservation, Miami, NOAA Technical Memorandum NMFS-SEFCS-528, 368, (2005).
- Katselidis, K. A., Schofield, G., Stamou, G., Dimopoulos, P. and Pantis, J. D., “Employing sea-level rise scenarios to strategically select sea turtle nesting habitat important for long-term management at a temperate breeding area”, *J. Exp. Mar. Bio. Ecol.*, 450, 47–54, (2014).
- Keller, J. M., Kucklick, J. R., Harms, C. A. and McClellan-Green, P. D., “Organochlorine contaminants in sea turtles: correlations between whole blood and fat”, *Environ. Toxicol. Chem.*, 23(3), 726-738, (2004).
- Keller, J. M., Kucklick, J. R., Stamper, M. A., Harms, C. A., and McClellan-Green, P. D., “Associations between organochlorine contaminant concentrations and clinical health parameters in loggerhead sea turtles from North Carolina”, *EHP*, 112(10), 1074-1079, USA, (2004).
- Kennish, M. J., “Practical Handbook of Estuarine and Marine Pollution”, CRC Press, Boca Raton, FL, 524, (1997).
- Kousar, S. and Javed, M., “Studies on induction of nuclear abnormalities in peripheral blood erythrocytes of fish exposed to copper”, *Turk. J. Fish. Aquat. Sci.*, 15(4), 870-886, (2015).
- Laloe, J.-O., Cozens, J., Renom, B., Taxonera, A. and Hays, G. C., “Effects of rising temperature on the viability of an important sea turtle rookery”, *Nat. Clim. Change.*, 4, 513–518, (2014).
- Lam, J. C., Tanabe, S., Chan, S. K., Yuen, E. K., Lam, M. H. and Lam, P. K., “Trace element residues in tissues of green turtles (*Chelonia mydas*) from South China waters”, *Mar. Pollut. Bull.*, 48, 164-192, (2004).
- Lazar, B., Maslov, L., Romanić, S. H., Gračan, R., Krauthacker, B., Holcer, D. and Tvrtković, N., “Accumulation of organochlorine contaminants in loggerhead sea turtles, *Caretta caretta*, from the eastern Adriatic Sea”, *Chemosphere*, 82, 121-129, (2011).
- Ley-Quinónez, C., Zavala-Norzagaray, A. A., Espinosa-Carreón, T. L., Peckham, H., Marquez-Herrera, C., Campos-Villegas, L. and Aguirre, A. A., “Baseline heavy metals and metalloid values in blood of loggerhead turtles (*Caretta caretta*) from Baja California Sur, Mexico”, *Mar. Pollut. Bull.*, 62(9), 1979-1983, (2011).
- Levin, S. A., Harwell, M. A., Kelly, J. R. and Kimball, K. D., *Ecotoxicology: problems and approaches 3-7*, Springer New York (1989).
- Limpus, C. J. and Miller, J. D., “Family Cheloniidae, in Fauna of Australia”, Amphibia and Reptilia, (eds: Glasby, C. J., Ross, G. J. B. and Beesley, P. L.), Australian Government Publishing Service, Canberra, Australia, Vol. 2A, 113, (1993).

- Limpus, C. J., Miller, J. D., Parmenter, C. J., Reimer, D., McLachlan, N. and Webb, R., “Migration of green (*Chelonia mydas*) and loggerhead (*Caretta caretta*) turtles to and from eastern Australian rookeries”, *Wildl. Res.*, 19, 347, (1992).
- Lolavar, A. and Wyneken, J., “Effect of rainfall on loggerhead turtle nest temperatures, sand temperatures and hatchling sex”, *Endangered Species Research*, 28, 235–247, (2015).
- Lucchetti, A., Vasapollo, C. and Virgili, M., “An interview-based approach to assess sea turtle bycatch in Italian waters”, *PeerJ*, 5, e3151, (2017).
- Ludlow, J.T., Wilkerson, R.G. and Nappe, T.M., “Methemoglobinemia”, In: StatPearls, StatPearls Publishing, <https://www.ncbi.nlm.nih.gov/books/NBK537317/>, (2023).
- Luna-Ortiz, A., Marín-Capuz, G., Abella, E., Crespo-Picazo, J. L., Escribano, F., Félix, G., Giralt, S., Tomás, J., Pegueroles, C. and Pascual, M., “New colonisers drive the increase of the emerging loggerhead turtle nesting in western Mediterranean”, *Sci. Rep.*, 14, 1506, (2024).
- Lutcavage, E.M., Pamle, P., Witherington and Lutz, P.L., “Human impacts on sea turtles survival”, In: *The Biology of Sea Turtles*, 387–408, (1997).
- Lutcavage, M. E., Lutz, P. L., Bossart, G. D. and Hudson, D. M., “Physiologic and clinicopathologic effects of crude oil on loggerhead sea turtles”, *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 28(4), 417-422, <https://doi.org/10.1007/BF00211622>, (1995).
- Maffucci, F., Caurant, F., Bustamante, P. and Bentivegna, F., “Trace element (Cd, Cu, Hg, Se, Zn) accumulation and tissue distribution in loggerhead turtles (*Caretta caretta*) from the Western Mediterranean Sea (Southern Italy)”, *Chemosphere*, 58, 535–542, (2005).
- Maloney, J. E., Darian-Smith, C., Takahashi, Y. and Limpus, C. J., “The environment for development of the embryonic loggerhead turtle (*Caretta caretta*) in Queensland”, *Copeia*, 378–387, (1990).
- Marcovaldi, M. A., Sales, G., Thomé, J. C., Da Silva, A. C. C. D., Gallo, B. M., Lima, E. H. S. M., Lima, E. P. and Bellini, C., “Sea turtles and fishery interactions in Brazil: identifying and mitigating potential conflicts”, *MTN*, 112(1), 4-8, (2006).
- Margaritoulis, D., “Nesting activity and reproductive output of loggerhead sea turtles, *Caretta caretta*, over 19 seasons (1984–2002) at Laganas bay, Zakynthos, Greece: The largest rookery in the Mediterranean”, *Chelonian Conservation and Biology*, 4, 916–929, (2005).
- Margaritoulis, D., Argano, R., Baran, I., Bentivegna, F., Bradai, M.N., Caminas, J.A. et al., “Loggerhead turtles in the Mediterranean: present knowledge and conservation perspectives”, (eds: A.B. Bolten, B. Witherington), In: *Loggerhead Sea Turtles*, Smithsonian Books, Ch., 11, 175-198, (2003).
- Margaritoulis, D., Lourenco, G. and Rees, A. F., “Update of the loggerhead sea turtle (*Caretta caretta*) population nesting in Koroni, Greece, Mediterranean”, *Zool. Stud.*, 62, 50, (2023).
- Marsili, L., Caruso, A., Fossi, M.C., Zanardelli, M., Politi, E. and Focardi, S., “Polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in subcutaneous biopsies of Mediterranean cetaceans”, *Chemosphere*, 44, 147–154, (2001).

Martínez-Lopez, E., Herrero, D., Lopez-Berenguer, G.J. and Penalver, J., “Total arsenic concentrations in sea turtle tissues from the mediterranean coast of Spain”, *Bull. Environ. Contam. Toxicol.*, 107, 820–826. <https://doi.org/10.1007/s00128-021-03255-y> (2021).

Mazaris, A. D., Dimitriadis, C., Türkozan, O. and Papazekou, M., “Sea Turtles in the Aegean Sea” In: *The Handbook of Environmental Chemistry*, Heidelberg, Springer, Berlin, 1-18, (2023).

Mazaris, A. D., Kallimanis, A. S., Pantis, J. D. and Hays, G. C., “Phenological response of sea turtles to environmental variation across a species' northern range”, *Proc. R. Soc. B: Biol. Sci.*, 20122397, 280, 1–9, (2013).

Mazaris, A. D., Kallimanis, A. S., Sgardelis, S. P. and Pantis, J. D., “Do long-term changes in sea surface temperature at the breeding areas affect the breeding dates and reproduction performance of Mediterranean loggerhead turtles? Implications for climate change”, *J. Exp. Mar. Bio. Ecol.*, 367, 219–226, (2008).

Mazaris, A. D., Kallimanis, A. S., Tzanopoulos, J., Sgardelis, S. P. and Pantis, J. D., “Sea surface temperature variations in core foraging grounds drive nesting trends and phenology of loggerhead turtles in the Mediterranean Sea”, *J. Exp. Mar. Bio. Ecol.*, 379, 23–27, (2009).

Mazzuco, K. T. M., “Uso da *Canavalia ensiformis* como fitorremediador de solos contaminados por chumbo”, Tese de Doutorado do Curso de Pós-Graduação em Engenharia Química, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, (SC), (2008).

McKenzie, C., Godley, B. J., Furness, R. W. and Wells, D. E., “Concentrations and patterns of organochlorine contaminants from Mediterranean and Atlantic waters”, *Mar. Environ. Res.*, 47, 117-135, (1999).

Meador, J.P., Stein, J.E., Reichert, W.L. and Varanasi, U., “Bioaccumulation of polycyclic aromatic hydrocarbons by marine organisms”, *Rev. Environ. Contam. Toxicol.*, 143, 79–165, (1995).

Mesak, C., Montalvão, M.F., Paixão, C.F.C., Mendes, B. de O., Araújo, A.P. da C., Quintão, T.C. and Malafaia, G., “Do Amazon turtles exposed to environmental concentrations of the antineoplastic drug cyclophosphamide present mutagenic damages? If so, would such damages be reversible?”, *Environ. Sci. Pollut. Res.*, 26 (6), 6234–6243, <https://doi.org/10.1007/s11356-019-04155-9>, (2019).

Metcalf, C. D., “Induction of micronuclei and nuclear abnormalities in the erythrocytes of Mudminnows (*Umbra limi*) and Brown Bullheads (*Ictalurus nebulosus*)”, *Bull. Environ. Contam. Toxicol.*, 40, 489-495, (1988).

Miguel, C., de Deus Santos, M. R., Bianchini, A. and Vianna, M. R. M., “Potential adverse effects of heavy metals on clinical health parameters of *Caretta caretta* from a nesting area affected by mining tailings in Brazil”, *J. Trace Elem. Min.*, 2, 100015, (2022).

Miller, J.D., “Embryology of marine turtles” (eds: C. Gans, F. Billett, P.F.A. Maderson), In: *Biology of the Reptilia*, John Wiley & Sons, New York, 14A, 269–328, (1985).

Moore, M.N., Livingstone, D.R. and Widdows, J., “Hydrocarbons in marine mollusks: Biological effects and ecological consequences”, (ed: U. Varanasi), In: *Metabolism of*

Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in the Aquatic Environment, CRC Press Inc., Boca Raton, FL, 291–328, (1989).

Morão, I. F., Simões, T., Casado, R. B., Vieira, S., Ferreira-Airaud, B., Caliani, I., Di Noi, A., Casisi, S., Fossi, M. C., Lemos, F. L. M. and Novais, S. C., “Metal accumulation in female green sea turtles (*Chelonia mydas*) from Eastern Atlantic affects their egg quality with potential implications for embryonic development”, *Sci. Total Environ.*, 931, 172710, (2024).

Morao, I.F.C., Lemos, M.F.L., F´elix, R., Vieira, S., Barata, C. and Novais, S.C., “Stress response markers in the blood of Sao Tome green sea turtles (*Chelonia mydas*) and their relation with accumulated metal levels”, *Environ. Pollut.*, 293, 118490 <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2021.118490>, (2022).

Morcillo, P., Esteban, M. and Cuesta, A., “Heavy metals produce toxicity, oxidative stress and apoptosis in the marine teleost fish SAF-1 cell line”, *Chemosphere*, 144, 225–233. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2015.08.020>, (2016).

Mortimer, J. A., “The influence of beach sand characteristics on the nesting behavior and clutch survival of green turtles (*Chelonia mydas*)”, *Copeia*, 1990, 802, (1990).

Mortimer, J.A., “Factors affecting beach selection by nesting sea turtles”, (ed: K.A. Bjorndal), In: *The biology and conservation of sea turtles*, Smithsonian Institution Press, Washington, D.C., 45-51, (1982).

Mrosovsky, N. “Sex ratio of sea turtle”. *J exp Zool*, 270, 16-27, (1994).

Mrosovsky, N. and Yntema, C., “Temperature dependence of sexual differentiation in sea turtles: Implications for conservation practices”, *Biol. Conserv.*, 18, 271–280, (1980).

Mrosovsky, N., Baptistotte, C. and Godfrey, M. H., “Validation of incubation duration as an index of the sex ratio of hatchling sea turtles”, *Can. J. Zool.*, 77, 831–835, (1999).

Mrosovsky, N., Dutton, P.H. and Whitmore, C.P., “Sex ratios of two species of sea turtle nesting in Surinam”, *Can. J. Zool.*, 62, 2227–2239, (1984).

Muñoz, C. C. and Vermeiren, P., “Profiles of environmental contaminants in hawksbill turtle egg yolks reflect local to distant pollution sources among nesting beaches in the Yucatán Peninsula, Mexico”, *Mar. Environ. Res.*, 135, 43-54, <https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2018.01.014>, (2018).

Nicholson, J. K. and Osborn, D., “Kidney lesions in pelagic seabirds with high tissue levels of cadmium and mercury”, *J.Zool.*, (London), 200, 99-118, (1983).

Nicolau, L., Monteiro, S.S., Pereira, A.T., Marcalo, A., Ferreira, M., Torres, J., Vingada, J. and Eira, C., “Trace elements in loggerhead turtles (*Caretta caretta*) stranded in mainland Portugal: bioaccumulation and tissue distribution”, *Chemosphere*, 179, 120–126, (2017).

Nirchio, M., Choco-Veintimilla, O., Quizhpe-Cordero, P.F., Hernandez, J.G. and Oliveira, C., “Genotoxic effects of mercury chloride on the neotropical fish *Andinoacara rivulatus* (Cichlidae: Cichlasomatini)”, *Rev. Biol. Trop.*, 67 (4), 745–754, <https://doi.org/10.15517/rbt.v67i4.34133>, (2019).

- Novillo, O., Pertusa, J. F. and Tomás, J., “Exploring the presence of pollutants at sea: monitoring heavy metals and pesticides in loggerhead turtles (*Caretta caretta*) from the western Mediterranean”, *Sci. Total Environ.*, 598, 1130-1139, (2017).
- Novotny, V., “Diffuse sources of pollution by toxic metals and impact on receiving waters”, In: *Heavy Metals: Problems and Solutions*, (eds: W. Salomons, U. Föstner and P. Mader), Springer-Verlag, Berlin, Alemanha, 412, (1995).
- Olenycz, M., Sokołowski, A., Niewińska, A., Wołowicz, M., Namieśnik, J., Hummel, H. and Jansen, J., “Comparison of PCBs and PAHs levels in European coastal waters using mussels from the *Mytilus edulis* complex as biomonitors”, *Oceanologia*, 57(2), 196-211, (2015).
- Olgun, K., Bozkurt, E., Ceylan, S., Tural, M., Özcan, S., Karasüleymanoğlu, K. Ş. and Geroğlu, Y., “Nesting activity of sea turtles, *Caretta caretta* (Linnaeus, 1758) and *Chelonia mydas* (Linnaeus, 1758) (Reptilia, Cheloniidae), at Patara Beach (Antalya, Turkey) over four nesting seasons”, *Turk. J. Zool.* 40, 215–222, (2016).
- Owens, D. W. and Ruiz, G. J., “New methods of obtaining blood and cerebrospinal fluid from marine turtles”, *Herpetologica*, 17-20, (1980).
- Owens, D. W., Grassman, M. A. and Hendrickson, J. R., “The imprinting hypothesis and sea turtle reproduction”, *Herpetologica*, 124-135, (1982).
- Öz, M., Erdoğan, A., Kaska, Y., Düşen, S., Aslan, A., Sert, H., Yavuz, M. and Tunc, M., “Nest temperatures and sex-ratio estimates of loggerhead turtles at Patara beach on the southwestern coast of Turkey”, *Can. J. Zool.*, 82, 94–101, (2004).
- Pacheco, M. and Santos, M. A., “Induction of EROD activity and genotoxic effects by polycyclic aromatic hydrocarbons and resin acids on the juvenile eel (*Anguilla anguilla*L.), *Ecotoxicol. Environ. Saf.*, 38(3), 252-259, (1997).
- Patel, S. H., Morreale, S. J., Saba, V. S., Panagopoulou, A., Margaritoulis, D., and Spotila, J. R., “Climate impacts on sea turtle breeding phenology in Greece and associated foraging habitats in the wider Mediterranean region”, *PLoS One*, 11(6), e0157170, (2016).
- Perugini, M., Visciano, P., Giammarino, A., Manera, M., Di Nardo, W. and Amorena, M., “Polycyclic aromatic hydrocarbons in marine organisms from the Adriatic Sea, Italy”, *Chemosphere*, 66(10), 1904-1910, (2007).
- Perugini, M., Visciano, P., Manera, M., Abete, M. C., Gavinelli, S. and Amorena, M., “Contamination of different portions of raw and boiled specimens of Norway lobster by mercury and selenium”, *ESPR*, 20, 8255-8262, (2013).
- Pike, D. A., Antworth, R. L. and Stiner, J. C., “Earlier nesting contributes to shorter nesting seasons for the loggerhead seaturtle, *Caretta caretta*”, *J. Herpetol.*, 40, 91–94, (2006).
- Plotkin, P. “Adult migrations and habitat use”, In: *Biology of Sea Turtles II*, (eds. P. L. and J. A. Musick), CRC Press, Boca Raton, 225-241 (2003).
- Pollino, C.A. and Holdway, D.A., “Toxicity testing of crude oil and related compounds using early life stages of the crimson-spotted rainbowfish (*Melanotaenia fluviatilis*)”, *Ecotoxicol. Environ. Saf.*, 52, 180e189, (2002).

- Pugh, Rebecca S. and Paul R. Becker., "Sea Turtle Contaminants: A Review with Annotated Bibliography", (2001).
- Rawson, A. J., Patton, G. W., Hofmann, S., Pietra, G. G. and Johns, L., "Liver abnormalities associated with chronic mercury accumulation in stranded bottlenose dolphins", *Ecotoxicol. Environ. Saf.*, 25, 41-47, (1993).
- Rees, A. F., Alfaro-Shigueto, J., Barata, P., Bjørndal, K. A., Bolten, A. B., Bourjea, J. et. al., "Are we working towards global research priorities for management and conservation of sea turtles?", *Endanger. Species Res.*, 31, 337–382, (2016).
- Rizkalla, C. E. and Savage, A., "Impact of seawalls on Loggerhead Sea turtle (*Caretta caretta*) nesting and hatching success", *JCR*, 27, 166–173, (2011).
- Robinson, N. J., Valentine, S. E., Tomillo, P. S., Saba, V. S., Spotila, J. R. and Paladino, F. V., "Multidecadal trends in the nesting phenology of pacific and atlantic leatherback turtles are associated with population demography", *Endanger. Species Res.*, 24, 197–206, (2014).
- Rodríguez-Hernández, Á., Camacho, M., Henríquez-Hernández, L. A., Boada, L. D., Valerón, P. F., Zaccaroni, A. et. al., "Comparative study of the intake of toxic persistent and semi persistent pollutants through the consumption of fish and seafood from two modes of production (wild-caught and farmed)", *Sci. Total Environ.*, 575, 919-931, (2017).
- Saba, V. S., Santidrián-Tomillo, P., Reina, R. D., Spotila, J. R., Musick, J. A., Evans, D. A. and Paladino, F. V., "The effect of the el niño southern oscillation on the reproductive frequency of eastern pacific leatherback turtles", *J. Appl. Ecol.*, 44, 395–404, (2007).
- Saba, V. S., Stock, C. A., Spotila, J. R., Paladino, F. V. and Tomillo, P. S., "Projected response of an endangered marine turtle population to climate change", *Nat. Clim. Change*, 2, 814–820, (2012).
- Saeki, K., Sakakibara, H., Sakai, H., Kunito, T. and Tanabe, S., "Arsenic accumulation in three species of sea turtles", *Biometals*, 13, 241-250, (2000).
- Sahoo, G., Mohapatra, B. K. and Dutta, S. K., "Structural changes in olive ridley turtle eggshells during embryonic development", *J. Herpetol.*, 19(3), 143-149, (2009).
- Sakai, H., Saeki, K., Ichihashi, H., Kamezaki, N., Tanabe, S. and Tatsukawa, R., "Growth-related changes in heavy metal accumulation in green turtle (*Chelonia mydas*) from Yaeyama Islands, Okinawa, Japan", *Arch. Environ. Contam. Toxicol.*, 39, 378-38, (2000^b).
- Sakai, H., Saeki, K., Ichihashi, H., Suganuma, H., Tanabe, S. and Tatsukawa, R., "Species-specific distribution of heavy metals in tissues and organs of loggerhead turtle (*Caretta caretta*) and green turtle (*Chelonia mydas*) from Japanese coastal waters", *Mar. Pollut. Bull.*, 40, 701-709, (2000^a).
- Salgado, P. E. T., "Toxicologia dos metais. In: Fundamentos de toxicologia", S. Oga, São Paulo, (1996).
- Sami, K., Hedia Attia, E. H., Nadia, M. and Chouba, L., "Distribution of Trace Metals (Cd, Hg, Pb, Cu) and Polycyclic Aromatic Hydrocarbons (PAH) in Loggerhead Turtles (Reptilia: Testudines: Cheloniidae: *Caretta caretta* (Linnaeus, 1758)) Tissues Stranded Along the North Tunisian Coasts", *Int. J. Marine Biol. Res.*, 3(3), 1-6, (2018).

- Sandık, E., Dermancı, P., Sönmez, B. and Özdilek, Ş. Y., “First Record on Loggerhead Nest in Gökçeada, Türkiye in Northern Aegean”, *Commagene J. Biol.*, 7(2), 171-173, (2023).
- Sarı, F. and Kaska, Y., “Loggerhead sea turtle hatchling sex ratio differences between two nesting beaches in Turkey”, *Isr. J. Ecol. Evol.*, 61, 115–129, (2015).
- Savoca, D., Arculeo, M., Arizza, V., Pace, A., Melfi, R., Caracappa, S., Caracappa, G., Vullo, C., Cambera, I., Visconti, G. et. al., “Impact of heavy metals in eggs and tissues of *C. caretta* along the Sicilian coast (Mediterranean Sea)”, *Environments*, 9, 88, (2022).
- Seminoff, J. A., “*Chelonia mydas* (amended version of 2004 assessment)”, The IUCN Red List of Threatened Species. e. T4615A247654386, (2023).
- Sfakianakis, D. G., Renieri, E., Kentouri, M. and Tsatsakis, A. M., “Effect of heavy metals on fish larvae deformities: a review”, *Environ. Res.*, 137, 246-255, (2015).
- Shimizu, N., Itoh, N., Utiyama, H. and Wahl, G.M., “Selective entrapment of extrachromosomally amplified DNA by nuclear budding and micronucleation during S phase”, *J. Cell Biol.*, 140 (6), 1307–1320. <https://doi.org/10.1083/jcb.140.6.1307>, (1998).
- Silva, C. C., Varela Jr, A. S., Barcarolli, I. F. and Bianchini, A., “Concentrations and distributions of metals in tissues of stranded green sea turtles (*Chelonia mydas*) from the southern Atlantic coast of Brazil”, *Sci. Total Environ.*, 466-467, 109-118, (2014).
- Sim, E. L., Booth, D. T. and Limpus, C. J., “Incubation temperature, morphology and performance in loggerhead (*Caretta caretta*) turtle hatchlings from Mon Repos, Queensland, Australia”, *Biol. Open*, 4, 685–692, (2015).
- Simantiris, N., “The impact of climate change on sea turtles: Current knowledge, scientometrics, and mitigation strategies”, *Sci. Total Environ.*, 923, 171354, (2024).
- Smith, I. R., “Erythrocytic micronuclei in wild fish from Lakes Superior and Ontario that have pollution-associated neoplasia”, *IAGLR*, 16(1), 139-142, (1990).
- Smith, R.C., Reed, V.D. and Webb, T.R., “Reversal of copper(II)-induced methemoglobin formation by thiols”, *J. Inorg. Biochem.*, 52 (3), 173–182, [https://doi.org/10.1016/0162-0134\(93\)80038-B](https://doi.org/10.1016/0162-0134(93)80038-B), (1993).
- Sönmez, B., Elginöz, E., Ilgaz, M. and Altinkaya, H., “Nesting activity of loggerhead turtles (2013–2020) and 20 years abundance trend (2001–2020) on Çıralı Beach, Turkey”, *Reg. Stud. Mar. Sci.*, 44, 101758, (2021^a).
- Sönmez, B., Karaman, S. and Turkozan, O., “Effect of predicted sea level rise scenarios on green turtle (*Chelonia mydas*) nesting”, *J. Exp. Mar. Bio. Ecol.*, 541, 151572, (2021^b).
- Sönmez, B., Mestav, B. and Özdilek, Ş. Y., “A 21-year recovery trend in green turtle nesting activity: 2002–2022”, *Aquat. Conserv.: Mar. Freshw. Ecosyst.* 34, e4043, (2023).
- Sönmez, B., Sammy, D., Yalçın-Özdilek, Ş., Gönenler, Ö. A., Açıkbaz, U., Ergün, Y., and Kaska, Y., “A stranded Leatherback sea turtle in the Northeastern Mediterranean, Hatay, Turkey” *MTN*, 119 ,12-13, (2008).
- Speer, R.M., Wise, C.F., Young, J.L., Aboueissa, A.E.M., Martin Bras, M., Barandiaran, M. et. al., “The cytotoxicity and genotoxicity of particulate and soluble hexavalent chromium in

- leatherback sea turtle lung cells”, *Aquat. Toxicol.*, 198 (March), 149–157, <https://doi.org/10.1016/j.aquatox.2018.03.003>, (2018).
- Spotila, J.R. and Standora, E.A., “Environmental constraints on the thermal energetics of sea turtles”, *Copeia*, 1985, 694–702, (1985).
- Stoneburner, D.L. and Richardson, J.L., “Observations on the role of temperature in loggerhead turtle nest site selection, *Copeia*, 238-241, (1981).
- Storelli, M. M., Storelli, A., D’Addabbo, R., Marano, C., Bruno, R. and Marcotrigiano, G.O., “Trace elements in loggerhead turtles (*Caretta caretta*) from the eastern Mediterranean Sea: overview and evaluation”, *Environ. Poll.*, 135, 163-170, (2005).
- Sürücü, B., Çetinkaplan, B., İnanç, S., Taşcı, A., Kurt, G., Yavaş, A., Yavaş, M., Yavaş, Y., Ergenç, Y., Uzuner M., Türkozan, O. and Kaska, Y., “Deniz kaplumbağa yuvalama bölgeleri dışında yuva; Kuşadası (Aydın)’nda, iribaş deniz kaplumbağa yuvaları” V. Ulusal Deniz Kaplumbağası Sempozyumu Kitapçığı, Kuşadası, Aydın, Türkiye, 41, (2017).
- Szynkowska, M. I., Pawlaczyk, A., Leśniewska, E. and Paryjczak, T. T., “Toxic Metal Distribution in Rural and Urban Soil Samples Affected by Industry and Traffic”, *Polish J. Environ. Stud.*, 18, 1141-1150, (2009).
- Şirin, A. and Başkale, E., “Assessing the phenology and reproductive output of loggerhead turtles in relation to climatic variables at Patara Beach, Türkiye”, *J. Zool.*, 324(4), 339-352, (2024).
- Şirin, A. and Başkale, E., “New sporadic nesting sites of Loggerhead Turtles (*Caretta caretta*) on the western Antalya coast, Türkiye”, *Zool. Middle East*, doi: 10.1080/09397140.2024.2359171, (2024).
- Taffi, M., Paoletti, N., Angione, C., Pucciarelli, S., Marini, M. and Liò, P., “Bioremediation in marine ecosystems: a computational study combining ecological modeling and flux balance analysis”, *Front. Genet.*, 5, 319, (2014).
- Taskavak, E., Boulon, R. H., and Atatür, M. K., “An unusual stranding of a leatherback turtle in Turkey” *MTN*, 80 (13), (1998).
- Taşkın, N. and Baran, I., “Reproductive ecology of the loggerhead turtle, *Caretta caretta*, at Patara, Turkey”, *Zool. Middle East*, 24, 91–100, (2001).
- Tasneem, S. and Yasmeen, R., “Induction of micronuclei and erythrocytic nuclear abnormalities in peripheral blood of fish *Cyprinus carpio* on exposure to karanjin”, *Iran. J. Toxicol.*, 12(2), 37-43, (2018).
- Tomás, J., Mons, J. L., Martin, J. J., Bellido, J. J. and Castillo, J. J., “Study of the first reported nest of loggerhead sea turtle, *Caretta caretta*, in the Spanish Mediterranean coast”, *JMBA*, 82(6), 1005-1007, (2002).
- Tomillo, P. S., Oro, D., Paladino, F. V., Piedra, R., Sieg, A. E. and Spotila, J. R., “High beach temperatures increased female-biased primary sex ratios but reduced output of female hatchlings in the leatherback turtle”, *Biol. Conserv.*, 176, 71-79, (2014).

- Tomillo, P. S., Saba, V., Blanco, G., Stock, C. and Paladino, F., “Climate driven egg and hatchling mortality threatens survival of eastern pacific leatherback turtles”, *PLoS ONE* 7(5): e37602, (2012).
- Tomillo, P.S. and Spotila, J. R., “Temperature-dependent sex determination in sea turtles in the context of climate change: Uncovering the adaptive significance”, *BioEssays*, 42, 2000146, (2020).
- Torrent, A., Gonzalez-Diaz, O.M., Monagas, P. and Oros, J., “Tissue distribution of metals in loggerhead turtles (*Caretta caretta*) stranded in the Canary Islands, Spain”, *Mar. Pollut. Bull.* 49, 854–860, (2004).
- Turkozan, O., Alpanidou, V., Yilmaz, C. and Mazaris, A. D., “Extreme thermal conditions in sea turtle nests jeopardize reproductive output”, *Clim. Change*, 167,3-4, 30, (2021).
- Türkozan, O. and Kaska, Y., “Turkey: Sea turtles in the Mediterranean: Distribution, Threats and Conservation Priorities”, Gland, Switzerland, IUCN, 257-294 (2010).
- Türkozan, O. and Yilmaz, C., “Loggerhead turtles, *Caretta caretta*, at Dalyan Beach, Turkey: nesting activity (2004–2005) and 19-year abundance trend (1987–2005), *Chelonian Conservation and Biology*, 7(2), 178-187, (2008).
- Türkozan, O. and Tonay, A. M., “First record of leatherback turtle *Dermochelys coriacea* in the İstanbul Strait, Türkiye”, *J. Black Sea/Medit. Environ.*, 30(2), 152-159, (2024).
- Türkozan, O., Kaska, Y. and Oruç, A., “Turkey. In: Casale, P., Hochscheid, S., Kaska, Y. and Panagopoulou, A. (eds), Sea turtles in the Mediterranean region: MTSG annual regional report 2020”, Report of the IUCN-SSC Marine Turtle Specialist Group, 2020, 203–331, (2020).
- Türkozan, O., Yılmaz, C. ve Oruç, A., “Tuzla, Akyatan ve Yumurtalık tabiatı Koruma alanı kumsalları deniz kaplumbağası (*Chelonia mydas* ve *Caretta caretta*) ve yumuşak kabuklu nil kaplumbağası (*Trionyx triunguis*) popülasyonlarının araştırılması, izlenmesi ve koruma çalışması Kesin rapor [Conservation, research and monitoring of the Nile soft shell turtle (*Trionyx triunguis*) and marine turtles (*Caretta caretta*, *Chelonia mydas*) at Tuzla, Akyatan and Yumurtalık Nature Reserve, Final Report], İstanbul, WWF-Turkey, (2006).
- Usategui-Martín, A., Liria-Loza, A., Miller, J. D., Medina-Suárez, M., Jiménez-Bordón, S. et. al., “Effects of incubation temperature on hatchling performance and phenotype in loggerhead sea turtle *Caretta caretta*”, *Endanger. Species Res.* 38, 45–53, (2019).
- Vainio, H., Hemminki, K. and Wilbourn, J., “Data on the carcinogenicity of chemicals in the IARC Monographs programme”, *Carcinogenesis*, 6(11), 1653-1665, (1985).
- Van Buskirk, J. and Crowder, L. B., “Life-history variation in marine turtles”, *Copeia*, 1994, 66, (1994).
- Van De Merwe, J., Ibrahim, K. and Whittier, J., “Effects of nest depth, shading, and metabolic heating on nest temperatures in sea turtle hatcheries”, *Chelonian Conservation and Biology*, 5, 210–215, (2006).
- Van Meter, R. J., Spotila, J. R. and Avery, H. W., “Polycyclic aromatic hydrocarbons affect survival and development of common snapping turtle (*Chelydra serpentina*) embryos and hatchlings”, *Environ. Pollut.*, 142(3), 466-475, (2006).

- Varanasi, U., Brown, D. W., Chan, S. L., Landahl, J. T., McCain, B. B., Myers, M. S., et.al., “Etiology of tumors in bottom-dwelling marine fish”, A final report submitted to the National Cancer Institute, Available from Environmental Conservation Division, Northwest Fisheries Science Center, NMFS/NOAA, 2725, 250, (1987).
- Walker, C. H., Hopkin, S. P., Sibly, R. M. and Peakall, D. B., “Principles of Toxicology”, 2nd, (2004).
- Ware, M. and Fuentes, M. M., “Potential for relocation to alter the incubation environment and productivity of sea turtle nests in the northern gulf of Mexico”, *Chelonian Conservation and Biology*, 17, 252–262, (2018).
- Weishampel, J. F., Bagley, D. A. and Ehrhart, L. M., “Earlier nesting by loggerhead sea turtles following sea surface warming”, *Glob. Change Biol.*, 10, 1424–1427, (2004).
- Weishampel, J. F., Bagley, D. A., Ehrhart, L. M. and Weishampel, A. C., “Nesting phenologies of two sympatric sea turtle species related to sea surface temperatures”, *Endanger. Species Res.*, 12, 41–47, (2010).
- Whitmore, C.P. and Dutton, P.H., “Infertility, embryonic mortality and nest-site selection in leatherback and green sea turtles in Suriname”. *Biol Conserv.*, 34, 251-272, (1985).
- Witt, M. J., Hawkes, L. A., Godfrey, M. H., Godley, B. J. and Broderick, A. C., “Predicting the impacts of climate change on a globally distributed species: The case of the loggerhead turtle”, *J. Exp. Biol.*, 213, 901–911, (2010).
- Wyneken, J., Lohmann, K. J. and Musick, J. A., “The biology of sea turtles”, CRC Press, (2013).
- Yalçın-Özdilek, Ş., “Status of sea turtles (*Chelonia mydas* and *Caretta caretta*) on Samandağ Beach, Turkey: a five-year monitoring study”, In *Annales Zoologici Fennici*, Finnish Zoological and Botanical Publishing Board, January, 333-347, (2007).
- Yalçın-Özdilek, Ş., Kırbeci, S., Yalçın, S., Altın, A., Uzaticı, A., Tosunoğlu, M., Ayaz, A., Öztekin, A. and Sönmez, B., “The first record of loggerhead turtle (*Caretta caretta*) nesting on the northernmost Aegean coast, Turkey” *NEsciences*, 5, 198-203, (2020).
- Yarsan, E. and Yipel, M., “The important terms of marine pollution “biomarkers and biomonitoring, bioaccumulation, bioconcentration, biomagnification”, *J Mol Biomark Diagn S*, 1(2), (2013).
- Yılmaz, C., “A review of 2005 marine turtle nesting season on five beaches (Dalyan, Fethiye, Patara, Belek, Goksu Delta) in Turkey.”, 26th Annual Symposium on Sea Turtle Biology and Conservation, (2006).
- Yılmaz, C., Türkozan, O. ve Oruç, A., “Deniz kaplumbağası ve yumuşak kabuklu nil kaplumbağası popülasyonlarının araştırılması ve korunması. Tuzla, Akyatan, Ağyatan ve Yumurtalık Milli Parkı. Tuzla, Akyatan ve Yumurtalık Milli Parkı. İstanbul: Ofset Filmcilik ve Matbaacılık San ve Tic A. Ş.”, 16, (2010).
- Yipel, M., Tekeli, İ. O., İşler, C. T. and Altuğ, M. E., “Heavy metal distribution in blood, liver and kidneys of Loggerhead (*Caretta caretta*) and Green (*Chelonia mydas*) sea turtles from the Northeast Mediterranean Sea”, *Mar. Pollut. Bull.*, 125(1-2), 487-491, (2017).

Zapata, L.M., Bock, B.C., Orozco, L.Y. and Palacio, J.A., “Application of the micronucleus test and comet assay in *Trachemys callirostris* erythrocytes as a model for in situ genotoxic monitoring”, *Ecotoxicol. Environ. Saf.*, 127, 108–116, <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2016.01.016>, (2016).

Zbinden, J. A., Margaritoulis, D. and Arlettaz, R., “Metabolic heating in Mediterranean loggerhead sea turtle clutches”, *J. Exp. Mar. Bio. Ecol.*, 334, 151–157, (2006).

Zbinden, J., Davey, C., Margaritoulis, D. and Arlettaz, R., “Large spatial variation and female bias in the estimated sex ratio of loggerhead sea turtle hatchlings of a Mediterranean rookery”, *Endanger. Species Res.*, 3, 305–312. <https://doi.org/10.3354/esr00058>, (2007).

Zychowski, G. V. and Godard-Codding, C. A., “Reptilian exposure to polycyclic aromatic hydrocarbons and associated effects”, *Environ. Toxicol. Chem.*, 36(1), 25-35, (2017).