

**KARADENİZ TEKNİK ÜNİVERSİTESİ  
FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ**





**KARADENİZ TEKNİK ÜNİVERSİTESİ**  
**FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ**



**Karadeniz Teknik Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsünce**

**Unvanı Verilmesi İçin Kabul Edilen Tezdir.**

**Tezin Enstitüye Verildiği Tarih : / /**

**Tezin Savunma Tarihi : / /**

**Tez Danışmanı :**

**Trabzon**

## ÖNSÖZ

Bu çalışma Karadeniz Teknik Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Balıkçılık Teknolojisi Mühendisliği Anabilim Dalı'nda "Doktora Tezi" olarak hazırlanmıştır.

Tez çalışmam ve akademik hayatım süresince bana destek olarak, bilgi ve birikimini benimle paylaşan değerli danışmanım Prof. Dr. Kadir SEYHAN'a teşekkürlerimi sunarım. Çalışmam süresince beni motive eden ve desteğini her zaman hissettiğim Prof. Dr. Nadir BAŞÇINAR'a, tez izleme komitesinde sağladığı katkılardan dolayı Prof. Dr. Davut TURAN'a, arazi çalışmalarında bana yardımcı olan Dr. Öğr. Üyesi Ahmet ŞAHİN, Dr. Umar KHAN ve doktora öğrencisi Refik ÖZYURT'a, diyet analizleri için önerilerde bulunan Dr. Peter MANKO'ya, 2005 yılından bu yana yürümekte olan "Doğal Alabalık Üretimi ve Orman İçi Suların Balıklandırılması" projesi kapsamında balıklandırma çalışmaları yaparak bu çalışmayı mümkün kılan başta Su Ürünleri Mühendisi Özgür AKKAN olmak üzere Doğa Koruma ve Milli Parklar Genel Müdürlüğü, Trabzon Şubesi personeline teşekkürü bir borç bilirim.

Tez dönemim de dahil olmak üzere beni anlayışla karşılayan ve destekleyen kıymetli eşim Esra'ya ve sevgili oğlum Ahmet Emir'e, bugünlere gelmemde sonsuz emeği olan anne ve babama sonsuz şükranlarımı sunarım.

Bu çalışma Karadeniz Teknik Üniversitesi Bilimsel Araştırma Projeleri Koordinasyon Birimi tarafından desteklenmiştir. Proje numarası: FDK-2016-5506.

Yahya TERZİ  
Trabzon, 2020

## TEZ ETİK BEYANNAMESİ

Doktora Tezi olarak sunduğum “Kültür ortamında yetiştirilerek Doğu Karadeniz derelerine bırakılan kahverengi alabalık (*Salmo trutta* Linnaeus, 1758)'ın büyüme ve beslenmesinin ve belirlenmesi” başlıklı bu çalışmayı baştan sona kadar danışmanım Prof. Dr. Kadir SEYHAN'ın sorumluluğunda tamamladığımı, verileri ve örnekleri kendim topladığımı, analizleri ilgili laboratuvarlarda yaptığımı, başka kaynaklardan aldığım bilgileri metinde ve kaynakçada eksiksiz olarak gösterdiğimi, çalışma sürecinde bilimsel araştırma ve etik kurallara uygun olarak davrandığımı ve aksinin ortaya çıkması durumunda her türlü yasal sonucu kabul ettiğimi beyan ederim. 26/11/2020

Yahya TERZİ

## İÇİNDEKİLER

	<u>Sayfa No</u>
ÖNSÖZ.....	III
TEZ ETİK BEYANNAMESİ.....	IV
İÇİNDEKİLER.....	V
ÖZET .....	VIII
SUMMARY .....	IX
ŞEKİLLER DİZİNİ .....	X
TABLolar DİZİNİ.....	XII
SEMBOLLER DİZİNİ .....	XIII
1. GENEL BİLGİLER.....	1
1.1. Giriş .....	1
1.2. Dünyada Su Ürünleri Üretimi ve İç Su Balıkçılığının Durumu .....	2
1.3. Türkiye’de Su Ürünleri Üretimi ve İç Su Balıkçılığının Durumu .....	4
1.4. İç Su Ekosistemleri ve Dünya Genelinde Alabalık Popülasyonlarının Durumu ....	5
1.5. Kahverengi Alabalık ( <i>Salmo trutta</i> ) .....	13
1.5.1. Taksonomik Durumu.....	13
1.5.2. Dünyadaki ve Türkiye’deki Dağılımı.....	15
1.6. Balıklandırma Çalışmaları .....	19
1.7. Çalışmanın Amacı.....	24
2. YAPILAN ÇALIŞMALAR .....	26
2.1. Balıklandırma Çalışması.....	26
2.2. Çalışma Sahası ve Örnekleme Takvimi .....	27
2.3. Su Kalitesi Parametrelerinin Ölçümü .....	28
2.4. Balık Örneklerinin Yakalanması ve Ölçümler.....	30
2.4.1. Boy - Ağırlık Ölçümleri ve Mide İçeriği Örneklerinin Alınması .....	31
2.5. Boyca ve Ağırlıkça Oransal Büyümenin Belirlenmesi .....	32
2.6. Spesifik Büyümenin Belirlenmesi .....	32
2.7. Kondisyon Faktörünün Hesaplanması .....	33
2.8. Boy - Ağırlık İlişkisinin Belirlenmesi .....	33
2.9. Von Bertalanffy Büyüme Denklemi Değerleri (VBBD)’nin Tahmini .....	34

2.10.	Büyüme Performansı İndeksi.....	35
2.11.	Diyet Analizleri.....	36
2.11.1.	Diyet Analizlerinde Kullanılan İndeksler.....	36
2.11.2.	Costello Grafiği .....	37
2.12.	Verilerin Değerlendirilmesi ve İstatistiksel Analizler .....	38
3.	BULGULAR .....	40
3.1.	Su Kalitesi Parametreleri .....	40
3.1.1.	Sıcaklık.....	40
3.1.2.	Çözünmüş Oksijen .....	40
3.1.3.	pH.....	41
3.1.4.	Elektriksel İletkenlik .....	41
3.1.5.	Tuzluluk.....	42
3.1.6.	Askıdaki Katı Madde.....	43
3.1.7.	Nitrat Azotu (NO <sub>3</sub> -N).....	43
3.1.8.	Nitrit Azotu (NO <sub>2</sub> -N).....	44
3.1.9.	Amonyum Azotu (NH <sub>3</sub> -N) .....	45
3.2.	Örneklenen Birey Sayısı .....	45
3.3.	Markalı Bireylerde Büyümenin İncelenmesi .....	45
3.3.1.	Bireylerin Boy Dağılımları.....	46
3.3.2.	Boyca Oransal ve Spesifik Büyüme.....	48
3.3.3.	Bireylerin Ağırlık Dağılımları.....	48
3.3.4.	Ağırlıkça Oransal ve Spesifik Büyüme .....	50
3.3.5.	Kondisyon Faktörü .....	50
3.3.6.	Boy–Ağırlık İlişkisi .....	51
3.3.7.	Büyüme Parametreleri.....	51
3.4.	Doğal Bireylerin Büyüme Parametreleri .....	53
3.4.1.	Bireylerin Boy Dağılımları.....	53
3.4.2.	Bireylerin Ağırlık Dağılımları.....	55
3.4.3.	Kondisyon Faktörü .....	57
3.4.4.	Boy - Ağırlık İlişkisi.....	57
3.4.5.	Büyüme Parametreleri .....	58
3.5.	Diyet Analizleri.....	59

4.	TARTIŞMA.....	65
4.1.	Su Kalitesi Parametrelerinin Değerlendirilmesi .....	65
4.2.	Büyüme Parametrelerinin Değerlendirilmesi .....	68
4.3.	Beslenmenin Değerlendirilmesi.....	74
4.4.	Davranışsal Gözlemler.....	76
4.5.	Çalışmayı Sınırlandıran Faktörler.....	76
5.	SONUÇ .....	78
6.	ÖNERİLER .....	79
7.	KAYNAKLAR.....	80
8.	EKLER.....	101
	ÖZGEÇMİŞ.....	115

Doktora Tezi

ÖZET

KÜLTÜR ORTAMINDA YETİŞTİRİLEREK DOĞU KARADENİZ DERELERİNE BIRAKILAN  
KAHVERENGİ ALABALIK (*Salmo trutta* Linnaeus, 1758)'İN BÜYÜME VE BESLENMESİNİN  
BELİRLENMESİ

Yahya TERZİ

Karadeniz Teknik Üniversitesi  
Fen Bilimleri Enstitüsü  
Balıkçılık Teknolojisi Mühendisliği Anabilim Dalı  
Danışman: Prof. Dr. Kadir SEYHAN  
2020, 100 Sayfa, 14 Sayfa Ek

Bu tezde balıklandırma amacıyla Karadeniz derelerine bırakılan kahverengi alabalık (*Salmo trutta* Linnaeus, 1758)'in doğal ortama uyumunun belirlenebilmesi için büyüme ve beslenmesi incelenmiştir. Bu amaçla Rize ili Çağlayan Deresi'nde belirlenen istasyona boyları ortalama  $4,03 \pm 0,12$  cm ve ağırlıkları ortalama  $1,29 \pm 0,16$  g olan 500 adet markalı kahverengi alabalık bırakılmıştır. Aylık olarak gerçekleştirilen örnekleme ve doğal bireyler örnekleme, boy ve ağırlıkları ölçülerek besin kompozisyonunun belirlenebilmesi için mideleri yıkanmıştır. Abiyotik faktörlerin belirlenebilmesi için istasyondan alınan su örneklerinden bazı fizikokimyasal özellikler ölçülmüştür. Örnekleme süresince istasyonda ölçülen su kalitesi parametrelerinin alabalıklar için uygun aralıklarda olduğu tespit edilmiştir. Örnekleme döneminde markalı bireylerin boyca ve ağırlıkça büyümelerinde aylar arasında farklılıklar olduğu belirlenmiştir (ANOVA,  $p < 0,05$ ). Markalı ve doğal bireylerin kondisyon faktörleri hesaplanmış ve aralarında farklılık olmadığı belirlenmiştir (Kruskal-Wallis,  $\chi^2(1) = 0,488$ ,  $p = 0,48$ ). Boy ağırlık ilişkisi markalı bireyler için  $W = 0,0132L^{2,876}$ , doğal bireyler için  $W = 0,0109L^{2,946}$  olarak belirlenmiştir. Diyet analizleri sonucunda iki grubun da ağırlıklı olarak, plecoptera (%IRI = 35,54), diptera (%IRI = 23,91) ve ephemeroptera (%IRI = 10,27) ile beslendikleri tespit edilmiştir. NMDS analizi sonucunda markalı ve doğal bireylerin mide muhteviyatlarının örtüştüğü, ANOSIM analizine göre de diyetler arasında bir fark olmadığı belirlenmiştir ( $p > 0,05$ ). Büyüme ve beslenme özellikleri değerlendirildiğinde balıklandırma amacıyla doğal ortama bırakılan bireylerin ortama adaptasyon sağlayarak doğal türdeşleri gibi gelişimlerini sürdürdükleri belirlenmiştir.

**Anahtar Kelimeler:** *Salmo trutta*, balıklandırma, kahverengi alabalık, diyet analizi, büyüme parametreleri



PhD. Thesis

SUMMARY

DETERMINATION OF FEEDING AND GROWTH OF HATCHERY-REARED BROWN TROUT (*Salmo trutta* Linnaeus, 1758) ON THE EASTERN BLACK SEA REGION OF TURKEY

Yahya TERZİ

Karadeniz Technical University  
The Graduate School of Natural and Applied Sciences  
Fisheries Technology Engineering Graduate Program  
Supervisor: Prof. Dr. Kadir SEYHAN  
2020, 100 Pages, 14 Appendix

In this thesis, growth and feeding of the hatchery-reared brown trout (*Salmo trutta* Linnaeus, 1758) were investigated to determine the success of adaptation to natural habitat on the Black Sea Region of Turkey. A total of 500 marked individuals with an average length of  $4.03 \pm 0.12$  cm and an average weight of  $1.29 \pm 0.16$  gr were released to the Çağlayan Brook of Rize province. During bimonthly sampling surveys, the length and weight of the marked and native individuals were measured, and to determine the dietary habits the stomach content of the fishes were sampled by means of gastric lavage. Some physicochemical parameters of the water were measured to determine the abiotic factors. During the sampling surveys, the measured water quality parameters were found to be suitable for brown trout. The growth in length and weight were statistically different between the months (ANOVA,  $p < 0.05$ ). The condition factor of both marked and native fishes was calculated and no statistical difference was determined between the groups (Kruskal-Wallis,  $\chi^2(1) = 0.488$ ,  $p = 0.48$ ). The length-weight relationship was  $W = 0.0132L^{2.876}$  for marked individuals and  $W = 0.0109L^{2.946}$  for native individuals. Diet analysis revealed that both groups were mostly fed on plecoptera (%IRI = 35.54), diptera (%IRI = 23.91), and ephemeroptera (%IRI = 10.27). Dietary overlap was determined between the marked and native individuals as a result of NMDS analysis and no significant difference was noticed between the diet composition of the two groups as the result of ANOSIM ( $p > 0.05$ ). Considering the growth and feeding characteristics, it was concluded that the hatchery-reared individuals were successfully adapted to the natural habitat and developed as their conspecifics.

**Key Words:** *Salmo trutta*, restocking, brown trout, diet analysis, growth parameters

## ŞEKİLLER DİZİNİ

	<u>Sayfa No</u>
Şekil 1. Yıllara göre kültür balıkçılığı ve avcılık faaliyetlerinden elde edilen toplam su ürünleri miktarı .....	2
Şekil 2. Türkiye’de toplam su ürünleri üretiminin yıllara göre dağılımı, iç sulardan avcılık yoluyla elde edilen su ürünlerinin yıllara göre dağılımı .....	5
Şekil 3. Dünyadaki su kütesinin kaynaklara göre dağılımı.....	6
Şekil 4. Uluslararası Doğayı Koruma Birliği (IUCN) Kırmızı Liste Tehdit Sınıflarına göre alabalıkların kıtalara ve cinslerine göre dağılımı ve Kırmızı Liste Tehdit Sınıflarına göre başlıca tehditler .....	9
Şekil 5. Kahverengi alabalığın doğal dağılım alanı, aşılındığı bölgeler ve soy gruplarının coğrafik dağılımı .....	16
Şekil 6. Kahverengi alabalığın Türkiye'deki dağılımı.....	17
Şekil 7. Markalı balıkların doğal ortama bırakılışı .....	26
Şekil 8. Örnekleme sahası .....	27
Şekil 9. Çalışma sahasında meydana gelen taşkın öncesi ve sonrası görüntüleri .....	28
Şekil 10. Yerinde ölçümler için kullanılan Hach Lange HQ40D ve laboratuvarındaki analizler için kullanılan Hach Lange DR 3900 spektrofotometre.....	29
Şekil 11. Elektroşok ile balık örnekleme ve geri yakalanan markalı kahverengi alabalık .....	30
Şekil 12. Ölçümler ve mide yıkama işlemi .....	31
Şekil 13. Costello grafiği.....	38
Şekil 14. Örnekleme istasyonunda ölçülen sıcaklığın aylara göre değişimi .....	40
Şekil 15. Örnekleme istasyonunda ölçülen çözülmüş oksijen miktarının aylara göre değişimi .....	41
Şekil 16. Örnekleme istasyonunda ölçülen pH’ın aylara göre değişimi .....	41
Şekil 17. Örnekleme istasyonunda suyun elektriksel iletkenliğinin aylara göre değişimi .....	42
Şekil 18. Örnekleme istasyonunda sudaki tuzluluğun aylara göre değişimi.....	42
Şekil 19. Örnekleme istasyonunda sudaki askıdaki katı madde miktarının aylara göre değişimi.....	43
Şekil 20. Örnekleme istasyonunda sudaki nitrat azotu (NO <sub>3</sub> -N) miktarının aylara göre değişimi.....	44

Şekil 21. Örnekleme istasyonunda sudaki nitrit azotu (NO <sub>2</sub> -N) miktarının aylara göre değişimi.....	44
Şekil 22. Örnekleme istasyonunda sudaki amonyum azotu (NH <sub>3</sub> -N) miktarının aylara göre değişimi.....	45
Şekil 23. Markalı bireylerin toplamda ve aylık olarak boy dağılımı .....	47
Şekil 24. Markalı bireylerin toplamda ve aylık olarak ağırlık dağılımı.....	49
Şekil 25. Markalı bireylerin boy - ağırlık ilişkisi.....	51
Şekil 26. Markalı bireyler için en küçük kareler yöntemi ve ELEFAN ile tahmini yapılan büyüme eğrileri .....	52
Şekil 27. Markalı bireyler için çizilen ELEFAN büyüme eğrisi grafiği .....	52
Şekil 28. Doğal bireylerin toplamda ve aylık olarak boy dağılımı .....	54
Şekil 29. Doğal bireylerin toplamda ve aylık olarak ağırlık dağılımı.....	56
Şekil 30. Doğal bireylerin boy - ağırlık ilişkisi.....	58
Şekil 31. Doğal bireyler için çizilen ELEFAN büyüme eğrisi grafiği.....	59
Şekil 32. Markalı bireylerin aylara göre besin tercihleri.....	62
Şekil 33. Doğal bireylerin aylara göre besin tercihleri.....	62
Şekil 34. NMDS analiz grafiği.....	63
Şekil 35. Markalı ve doğal bireylere ait Costello grafikleri.....	64
Şekil 36. Doğu Karadeniz dereleri için oluşturulan yönetim modeli.....	68
Şekil 37. Bu çalışma ve diğer çalışmalarda hesaplanan VBBD parametreleri kullanılarak çizilen büyüme eğrileri.....	73

## TABLULAR DİZİNİ

	<u>Sayfa No</u>
Tablo 1. 2015 verilerine göre ülkelerin iç su balıkçılığında elde ettiği av miktarı ve oranları .....	4
Tablo 2. Salmonidae familyasına ait cinslerin uluslararası doğayı koruma birliği (IUCN) kategorilerine göre dağılımı .....	8
Tablo 3. Türkiye'de dağılım gösteren <i>Salmo</i> cinsine ait türler ve IUCN kırmızı listesindeki durumları .....	18
Tablo 4. Balıklandırma için farklı kaynaklarda yapılan tanımlar .....	21
Tablo 5. Gelişmiş ve gelişmekte olan ülkelerin balıklandırma stratejileri .....	22
Tablo 6. Ülkemizde iç sularda balıklandırma amaçlı kullanılan bazı balık türleri .....	24
Tablo 7. Su kalitesi parametrelerinin ölçümünde kullanılan yöntem ve araçlar .....	29
Tablo 8. Markalı bireylerin aylara göre boy ölçüm sonuçları .....	46
Tablo 9. Markalı bireylerin aylara göre ağırlık ölçüm sonuçları .....	48
Tablo 10. Markalı bireylerde aylara göre hesaplanan Fulton kondisyon faktörü .....	50
Tablo 11. Markalı bireyler için tahmin edilen VBBD parametreleri .....	51
Tablo 12. Doğal bireylerin aylara göre boy ölçüm sonuçları .....	53
Tablo 13. Doğal bireylerin aylara göre ağırlık ölçüm sonuçları .....	55
Tablo 14. Aylara göre doğal bireylerde hesaplanan Fulton kondisyon faktörü .....	57
Tablo 15. Doğal bireyler için tahmin edilen VBBD parametreleri .....	58
Tablo 16. Kahverengi alabalığın genel besin muhteviyatı .....	60
Tablo 17. Markalı bireylerin genel besin muhteviyatı .....	60
Tablo 18. Doğal bireylerin genel besin muhteviyatı .....	61
Tablo 19. Kahverengi alabalık ile yürütülen çalışmalarda hesaplanan kondisyon faktörleri .....	71
Tablo 20. Kahverengi alabalık ile yürütülen çalışmalarda hesaplanan boy ağırlık ilişkileri .....	72
Tablo 21. Kahverengi alabalık ile yürütülen çalışmalarda hesaplanan VBDD parametreleri .....	74

## SEMBOLLER DİZİNİ

%	yüzde
%W	ağırlıkça oran
%F	rastlanma sıklığı oranı
%IRI	nispi önemlilik indeksi oranı
%N	sayıca oran
$\mu\text{S/cm}$	mikrosiemens bölü saniye
‰	binde
$\chi^2$	ki-kare
AB	Avrupa Birliği
ANOVA	Varyans Analizi
cm	santimetre
CR	kritik
DD	yetersiz veri
DSİ	Devlet Su İşleri
ELEFAN	Electronic Length Frequency Analysis
EN	tehlikede
EX	tükenmiş
FAO	Birleşmiş Milletler Gıda ve Tarım Örgütü
g	gram
ha	hektar
IRI	nispi önemlilik indeksi
IUCN	Uluslararası Doğayı Koruma Birliği
K	kondisyon faktörü, yıllık büyüme katsayısı
km	kilometre
$\text{km}^2$	kilometrekare
$\text{km}^3$	kilometreküp
L	balık boyu
LC	düşük riskli
$\text{m}^3/\text{sn}$	metreküp bölü saniye

mg/L	miligram bölü litre
NE	değerlendirilemedi
NH <sub>3</sub> -N	amonyum azotu
NMDS	Non-metric multidimensional scaling
NO <sub>2</sub> -N	Nitrat azotu
NO <sub>3</sub> -N	Nitrit azotu
NT	tehdide yakın
P <sub>i</sub>	nispi ava özel bolluk
TÜİK	Türkiye İstatistik Kurumu
VBBD	Von Bertalanffy Büyüme Denklemi Değerleri
VIE	Visible Implant Elastomer
VU	Duyarlı
W	balık ağırlığı

## 1. GENEL BİLGİLER

### 1.1. Giriş

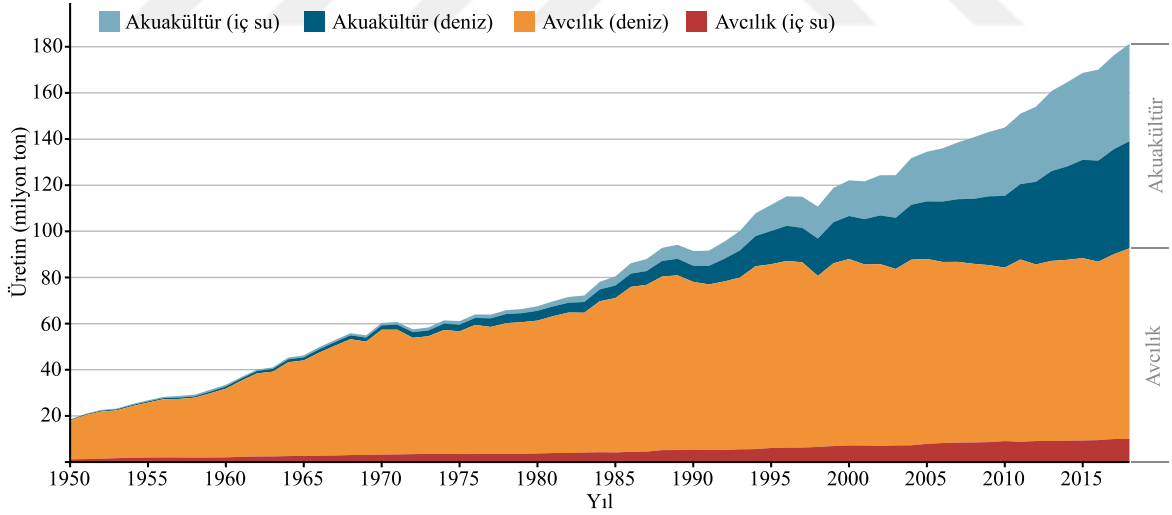
Sucul habitatlar farklı büyüklüklere, morfolojilere, fizyolojilere, habitat gereksinimlerine ve hayat döngülerine sahip 30.000'in üstünde canlı türüne yaşam ortamı sunmaktadır (Helfman vd., 2009; Nelson vd., 2016). Omurgalı canlıların sayıca yarısından fazlasını oluşturan balıklar, sucul ekosistemlerdeki biyokütlenin çok büyük bir kısmını oluşturmaktadır (Jennings vd., 2008), sucul ekosistemlerin çeşitliliğine, işleyişine ve toplumların ekonomisine önemli katkılarda bulunmaktadır (Craig, 2016; Hughes, 2015).

Yeryüzünün toplam yüzölçümünün %71'ini kaplayan okyanus ve denizlerde 14.000'in üzerinde balık türü yaşarken, sadece %1'lik kısmını kaplayan nehirler, dere, göller ve sulak alanlarda 13.000'in üzerinde balık türü yaşamaktadır (Dawson, 2012; Balian vd., 2007). İç sulara yakın şehirlerin büyümesiyle; bu sucul ekosistemler ve bunları çevreleyen karasal alanların %83'lük bir kısmı farklı amaçlarla (içme suyu ve sulama suyu temini, atık boşaltımı, ulaşım, elektrik üretimi, balıkçılık, madencilik, rekreasyonel faaliyetler vb.) kullanılmaya başlanmıştır (Vörösmarty vd., 2010). Bahsi geçen insan faaliyetlerinin sonucunda; ormanların tahrip edilmesi, habitat kaybı, su kirliliği, aşırı avcılık, istilacı türlerin girişi gibi sonuçlar ortaya çıkmış ve iç su ekosistemlerindeki tür çeşitliliğinde ve miktarında kara ve deniz canlılarına nazaran ciddi düşüşler gözlenmiştir (Jenkins, 2003; Darwall ve Freyhof, 2016; Strayer ve Dudgeon, 2010).

Ekosistemdeki öneminin yanında, sucul canlılar insanlar için önemli bir besin ve gelir kaynağıdır. 2015 yılı verilerine göre yıllık ortalama kişi başı su ürünleri tüketim miktarı 20,2 kg iken su ürünlerinin oluşturduğu küresel pazar hacmi 143 milyar dolar olmuştur (FAO, 2018). Dünya nüfusu 7,6 milyar olup 2050 yılında bunun 9,7 milyar olması öngörülmektedir (Birleşmiş Milletler, 2019). Artmakta olan nüfusun besin ihtiyacının karşılanabilmesi ancak besin kaynaklarının ve bunların sağlandığı ekosistemlerin sürdürülebilir bir biçimde yönetilmesi ile mümkündür. Uzun vadede farklı yönetim stratejileri, av çabasının azaltılması ve habitat kaybının azaltılması gibi uygulamalarla azalan stokların yeniden iyileştirilmesi mümkündür (Ward, 2006). Stokların geri kazanımında kullanılan bir başka uygulama da kültür ortamında yetiştirilen bireylerin doğaya bırakılması suretiyle gerçekleştirilen balıklandırma çalışmalarıdır.

## 1.2. Dünyada Su Ürünleri Üretimi ve İç Su Balıkçılığının Durumu

Sucul canlılar binlerce yıldır insanlar için önemli bir besin kaynağı olmuş, farklı habitatlarda farklı yöntemlerle avcılığı yapılmıştır. Zaman içerisinde, av araçları, saklama yöntemleri (kurutma, konserve, dondurma vb.) ve nakliye yöntemleri geliştikçe balıkçılık faaliyetleri küçük ölçekli balıkçılıktan ticari boyutlara taşınmıştır (Lackey, 2005). Günümüzde artan nüfus ve gelişen teknoloji ile avcılığı yapılan sucul canlılar üzerindeki av baskısı artmış; bu durum bahsi geçen stokların sürdürülebilir amenajmanının gerekliliğini doğurmuştur. Birleşmiş Milletler Gıda ve Tarım Örgütü (FAO) verilerine göre 1974 – 2015 yılları arasında sürdürülebilir balık stoklarının oranı %90'dan %66,9'a düşmüştür. Dünya genelinde doğal stoklardan avcılık yoluyla elde edilen su ürünleri miktarında 90'lı yıllarda zirveye ulaşılmış ve son otuz yılda ise av miktarı darboğaza girmiştir (Şekil 1). Bu durumun başlıca nedenleri ise aşırı avcılık, kirlilik ve iklim değişikliği olarak sıralanabilir (Molony vd., 2003; Beamish ve Noakes, 2004; Ficke vd., 2007; Islam ve Tanaka, 2004; Pauly vd., 2002). Mevcut durumda doğal stoklar üzerindeki bu baskıların artacağı ve bunlara yenilerinin eklenebileceği öngörülmektedir (Wilkinson vd., 2006).



Şekil 1. Yıllara göre kültür balıkçılığı ve avcılık faaliyetlerinden elde edilen toplam su ürünleri miktarı. FAO (2018)'ya göre yeniden düzenlemiştir.

Akuakültür yoluyla yapılan üretim yıllar içinde artış göstermiş (FAO, 2018) ve artan nüfusun su ürünleri ihtiyacının karşılanmasında önemli rol oynamıştır (Muir, 2005; Jiang, 2010; Tacon, 2003). Fakat akuakültürdeki artışla birlikte yetiştiricilik faaliyetlerinin çevresel



etkileri de tartışılmaya başlanmıştır. Yapılan çalışmalar neticesinde, akuakültürün; habitat kaybı (Methion ve Díaz López, 2019; Anbleyth-Evans vd., 2020), doğal stoklar üzerinde baskı (Clavelle vd., 2019), ötrofikasyon (Ansah vd., 2013; Roy vd., 2019), asidifikasyon (Froehlich vd., 2018; Clements ve Chopin, 2017) gibi etkilere neden olduğu ortaya konmuştur.

İç su balıkçılığı özellikle gelişmekte olan ve az gelişmiş ülkelerde yaşayan milyonlarca insan için büyük sosyal ve ekonomik önem taşımaktadır (Béné vd., 2016). Bu kadar önem arz etmesine rağmen iç su balıkçılığı politikalarına, deniz balıkçılığı politikalarına kıyasla daha az önem verilmiştir. Birleşmiş Milletler tarafından yayınlanan Sürdürülebilir Gelişme Hedeflerinde iç su balıkçılığına gereken önemin verilmemesi buna örnek olarak gösterilebilir (Juffe-Bignoli vd., 2016; Cooke vd., 2016).

Dünya genelinde 2015 yılında avcılıktan elde edilen su ürünlerinin %12,2'si (11,47 milyon ton) iç sulardan elde edilmiştir (Funge-Smith, 2018). İç sulardaki avcılık faaliyetlerinden elde edilen toplam avın %80'lik kısmı 17 ülke, %10'luk kısmı 12 ülke ve geri kalan %10'luk kısmı da 122 ülke tarafından elde edilmiştir (Tablo 1). Bu miktar 158 milyon insanın bir yıllık protein ihtiyacına tekabül etmektedir. İç sulardaki avcılık ağırlıklı olarak küçük ölçekli balıkçılık faaliyetlerine ve rekreasyonel balıkçılığa dayalı olup buradan elde edilen su ürünleri daha çok yerel halkın tüketimine sunulmaktadır. Büyük ölçekli iç su balıkçılığı faaliyetlerinden ise 2015 yılında 1.140.000 – 1.340.000 ton arasında av elde edilmiş olup, bu miktar dünyadaki toplam iç su avcılığının yaklaşık %11 – 13'ünü teşkil etmektedir (Funge-Smith, 2018).

İç sularda yapılan avcılık faaliyetleriyle elde edilen su ürünlerinin dünya genelinde toplam değeri 26 milyar Amerikan doları olarak rapor edilmiştir. Bu gelirde Asya (%66,1) ve Afrika (%22,2) kıtalarında bulunan ülkeler en büyük paya sahiptir (Funge-Smith, 2018). Dünya Bankası (2012)'nin raporuna göre iç sulardan elde edilen su ürünlerinin önemli bir kısmı kayıt dışı olup, bu miktar yıllar geçtikçe azalmaktadır. Kayıt dışı av miktarı da göz önüne alındığında iç sulardan avcılıkla elde edilen balıkların toplam değerinin 38,53 milyar Amerikan doları, buna yumuşakçalar ve kabuklular da dahil edildiğinde bunun 43,53 milyar Amerikan doları olduğu tahmin edilmektedir.

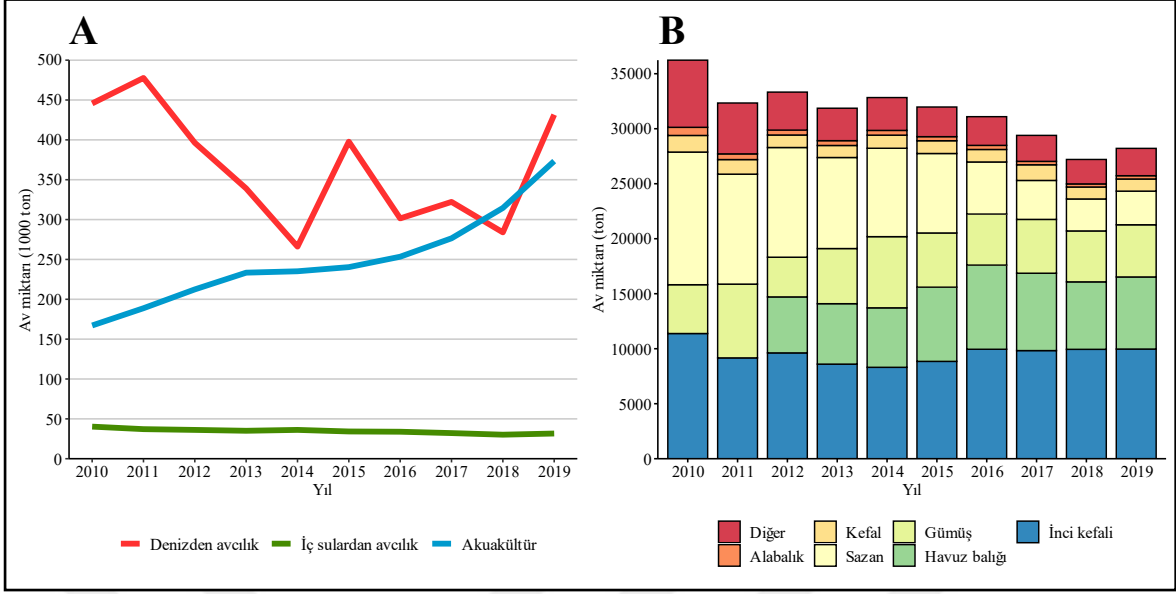
Tablo 1. 2015 verilerine göre ülkelerin iç su balıkçılığında elde ettiği av miktarı ve oranları (Funge-Smith, 2018)

Toplam küresel av payı (%)	Toplam av miktarı 2015	Ülke bazında av miktarı aralığı	Ülkeler
80	9.190.291	151.000 – 2.281.000	Çin, Hindistan, Bangladeş, Myanmar, Kamboçya, Endonezya, Uganda, Nijerya, Tanzanya, Rusya, Mısır, Kongo, Brezilya, Filipinler, Tayland, Kenya, Meksika
10	1.186.401	50.000 – 150.000	Vietnam, Malavi, Pakistan, Çad, Mozambik, Mali, Gana, İran, Zambiya, Kamerun, Sri Lanka, Laos
7	771.666	20.000 – 49.000	Etiyopya, Kazakistan, Angola, Peru, Kongo, Sudan, Nijer, <b>Türkiye</b> , Venezuela, Japonya, Senegal, Finlandiya, Ruanda, Orta Afrika Cumhuriyeti, Kanada, Gine, Madagaskar, Özbekistan, Irak, Nepal, Almanya, Benin, Burkina Faso, Burundi, Ukrayna
1,6	182.773	10.000 – 20.000	12 ülke
1,1	123.482	1.000 – 10.000	36 ülke
0,1	4.887	1 – 1.000	48 ülke

### 1.3. Türkiye’de Su Ürünleri Üretimi ve İç Su Balıkçılığının Durumu

Üç tarafı denizlerle çevrili olan Türkiye 8333 km’lik kıyı şeridi, 177.714 km uzunluğunda 33 adet akarsu, 200 adet doğal göl, 293 adet baraj gölü ve 1000 adet göletten oluşan 26x10<sup>6</sup> ha’lık su yüzey alanı ile büyük bir su ürünleri üretimi potansiyeline sahiptir. TÜİK (Türkiye İstatistik Kurumu) verilerine göre 2019 yılında Türkiye’de toplam 836.524 ton su ürünleri üretimi yapılmıştır. Üretimin %51,6’sı denizden avcılık yoluyla, %44,6’sı akuakültürden, %3,8’i ise iç sulardan elde edilmiştir. Akuakültürle üretilen miktar yıllar içerisinde artış göstermekte iken denizden avcılık yoluyla elde edilen su ürünleri miktarı dalgalanmalar göstermiş, iç sulardan avcılık yoluyla elde edilen ürün miktarı ise neredeyse sabit kalmıştır (Şekil 2).

Türkiye birçok Avrupa ülkesine göre daha zengin iç su kaynaklarına sahip olmasına rağmen (Yerli, 2015) iç sularda popülasyon dinamiği ve biyomass çalışmaları son derece sınırlıdır (Çoban vd., 2013; Demirold vd., 2017). İç sularımızdan 2019 yılında avcılık yoluyla 31.596 ton su ürünü avcılığı yapılmıştır. Bunlardan en çok avcılığı yapılan türler; inci kefalı (*Alburnus tarichi*) (%31,55), gümüşü havuz balığı (*Carassius spp.*) (%20,75), gümüş balığı (*Atherina boyeri*) (%15,01) ve sazan (*Cyprinus carpio*) (%9,68) olmuştur (TÜİK, 2020).

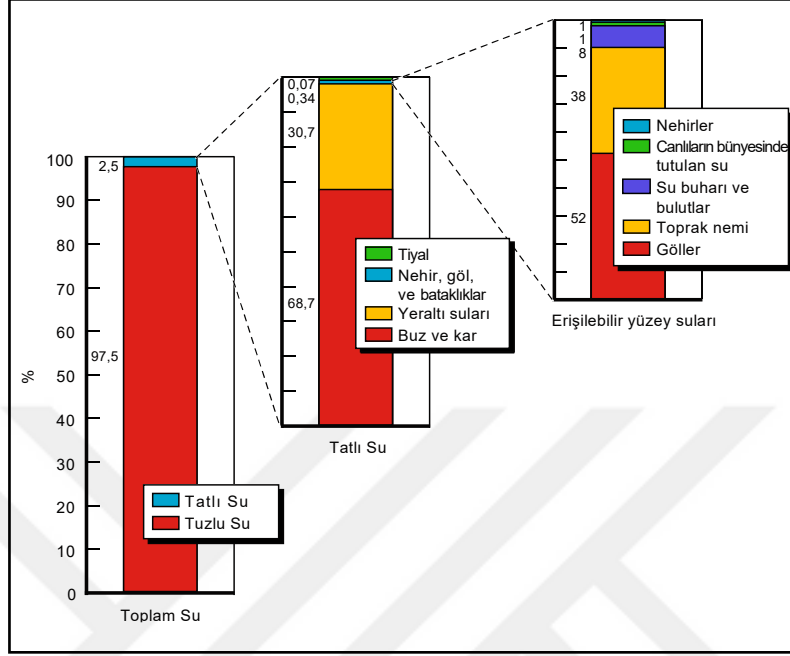


Şekil 2. Türkiye’de toplam su ürünleri üretiminin yıllara göre dağılımı (A), iç sulardan avcılık yoluyla elde edilen su ürünlerinin yıllara göre dağılımı (B) (İç sularda avcılığı yapılan salyangoz, kerevit, kurbağa ve yılan veriye eklenmemiştir. Havuz balığı verileri TÜİK tarafından 2012 yılından itibaren derlenmeye başlanmıştır.) (TÜİK, 2020)

#### 1.4. İç Su Ekosistemleri ve Dünya Geneline Alabalık Popülasyonlarının Durumu

Yeryüzündeki toplam su miktarının yaklaşık olarak 1,4 milyar km<sup>3</sup> olduğu tahmin edilmektedir. Bu su hacminin %97,5’lik kısmı tuzlu su geri kalan kısmı ise tatlı su kaynaklarından oluşmaktadır. Tatlı suyun da büyük kısmı (%68,7) buz ve kar halinde bulunmaktadır (Şekil 3). Buna karşın iç su ekosistemleri kara ve deniz ekosistemlerine göre daha fazla tür zenginliğine sahiptir. İç su ekosistemleri dünyadaki toplam türlerin %12’sini, omurgalıların ise %25’ini barındırmaktadır (Stiassny, 1996). Bu türlerin içerisinde bitkiler, balıklar, kabuklular, sürüngenler, amfibiler, böcekler, mikroorganizmalar, kuşlar, memeliler bulunmaktadır. Bu türlerin yaşam döngülerinin bir kısmı veya tamamı bu ekosistemlerdeki fiziksel, kimyasal ve hidrolojik özelliklere bağlıdır. İç su ekosistemleri, aynı zamanda kara ekosistemindeki canlıların da yaşamlarını sürdürebilmek için ihtiyaç duydukları yiyecek ve tatlı suyu sağlamaktadır (Silk ve Ciruna, 2013). Bu derece öneme sahip olan iç su ekosistemleri; şehirleşme, iklim değişikliği, istilacı türler, kirlilik, avcılık gibi nedenlerden dolayı tahribata uğramaktadır (Craig, 2016; Fitzhugh ve Richter, 2004; Kernan vd., 2011; Qadri vd., 2020; Ricciardi ve MacIsaac, 2011)s. Bu etkiler neticesinde de tür çeşitliğinde

önemli düşüşler yaşanmakta ve bunun diğer ekosistemlere nazaran yaklaşık beş daha hızlı olduğu öngörülmektedir (Ricciardi, Rasmussen, 1999).



Şekil 3. Dünyadaki su kütesinin kaynaklara göre dağılımı (Hinrichsen vd., 2002)

Mevcut ekosistemler arasında iç su ekosistemlerinin diğerlerine kıyasla daha çok tehdit altında olduğu bilinmekle beraber (Strayer ve Dudgeon, 2010), iç su balıklarının omurgalılar arasında en çok tehlike altındaki grup olduğu tahmin edilmektedir (Vörösmarty vd., 2010; Darwall, Freyhof, 2016). Uluslararası Doğayı Koruma Birliği (IUCN) tarafından değerlendirilen 7300 iç su balığı türünün yaklaşık 1/3'ünün neslinin tükenme tehlikesi altında olduğu belirlenmiştir (Darwall ve Freyhof, 2016). Bu değerlendirme IUCN Kırmızı Liste Sınıfları ve Ölçütlerini Bölgesel ve Ulusal Düzeyde Uygulama İlkeleri'ne göre yapılmaktadır (Ek Şekil 1).

Alabalıklar, dünya genelinde iç su balıkları arasında kültürel, ekonomik ve ekolojik olarak en büyük öneme sahip taksonomik bir gruptur (Prosek, 2013). İnsanlar tarafından besin olarak tüketilmelerinin yanında, yerlisi oldukları ve aşılandıkları habitatlarda ekosistemin sağlıklı bir biçimde işleyişinin göstergesi olarak kabul edilmektedirler (Holmlund, Hammer, 1999). Avrupa Birliği (AB) İç Su Balıkçılığı Direktifine göre alabalıklar buldukları sucul habitatın sağlığı açısından önemli indikatör türlerdir (AB Direktifi, 78/659/EEC1). Ayrıca AB Su Çerçeve Direktifinde de alabalıkların indikatör tür

olarak kullanılabileceği ve göçleri yolları için gerekli önlemlerin alınmasının gerekliliği vurgulanmaktadır (AB Direktifi, 2000/60/EC2). Yaşamlarını sürdürebilmek ve üremek için soğuk ve temiz sulara ihtiyaç duyduklarından, insan faaliyetleri sonucunda oluşan değişimlere karşı son derece duyarlıdırlar (Haak ve Williams, 2013; Hauer vd., 2016). Bazı toplumlar için bir ikon ve biyoçeşitliliğin önemli bir göstergesi olarak kabul edilmelerine rağmen, dünya genelinde alabalıkların soyları tehlike altında olup bazı popülasyonların azalmasını önlemek için acil koruma önlemlerinin alınması gerekmektedir (Muhlfeld vd., 2018).

Dünya genelinde 52 ülkede dağılım göstermekte olan Salmonidae familyası altında *Salvelinus* (41 tür), *Salmo* (48 tür), *Oncorhynchus* (16 tür), *Hucho* (4 tür), *Brachymystax* (3 tür), *Parahucho* (1 tür) ve *Salvethymus* (1 tür) cinslerine ait 124 tür tanımlanmıştır. Bunlardan *Salmo pallaryi*, *Salvelinus neocomensis*, *S. profundus*, ve *S. agassizii* türlerinin neslinin tükendiği kabul edilmektedir (IUCN, 2020). Tanımlanan türlerin sadece %54'lük kısmı IUCN tarafından değerlendirilmiştir. Değerlendirilmesi yapılan bu 67 türün %73'ü tehdit altında olup, bunlar arasında bulunan 36 tür duyarlı, kritik ve tehlide yakın olarak değerlendirilmiştir (Tablo 2). Bu hesaplamalara soyunun tükendiği kabul edilen 4 tür ve veri eksikliği bulunan 14 tür dahil edilmemiştir. IUCN tarafından bir türün neslinin tükendiğine karar verilirken o türü temsil eden son bireyin de öldüğünün bilinmesi veya dağılım alanında yapılan geniş çaplı gözlemlerde rastlanılmaması durumları göz önüne alınmaktadır (IUCN, 2020). Bu değerlendirmeye göre *Salvelinus* cinsine ait 3 ve *Salmo* cinsine ait 1 tür soyu tükenmiş olarak sınıflandırılmıştır. Fas'ın kuzeyindeki Atlas Dağları'nda bulunan Sidi Ali Gölü'ndeki endemik bir tür olan *Salmo pallaryi*'nin soyu 1930'ların sonunda tükenmiştir. Bunun muhtemel nedeninin ise göle aşıl原因 *Cyprinus carpio* olduğu düşünülmektedir (Crivelli, 2006). *Salvelinus neocomensis* İsviçre'nin Neuchâtel Gölü'nde yaşayan endemik bir tür olup en son 1904 yılında gözlemlenmiştir (Freyhof ve Kotellat, 2005). *Salvelinus profundus* Avusturya, Almanya ve İsviçre'ye kıyısı olan Konstanz Gölü'nde yaşayan ve 1960'larda ekonomik değeri olan bir tür olup, 1970'lerde yaşanan ötrofikasyon nedeniyle soyu tükenmiştir (Freyhof, Kotellat, 2008). *Salvelinus agassizii* Amerika Birleşik Devletleri'nin New Hampshire eyaletindeki birkaç gölde 1939 yılı öncesine kadar yaşamaktayken 1986 yılında soyunun tükendiği rapor edilmiştir (World Conservation Monitoring Centre, 1996).

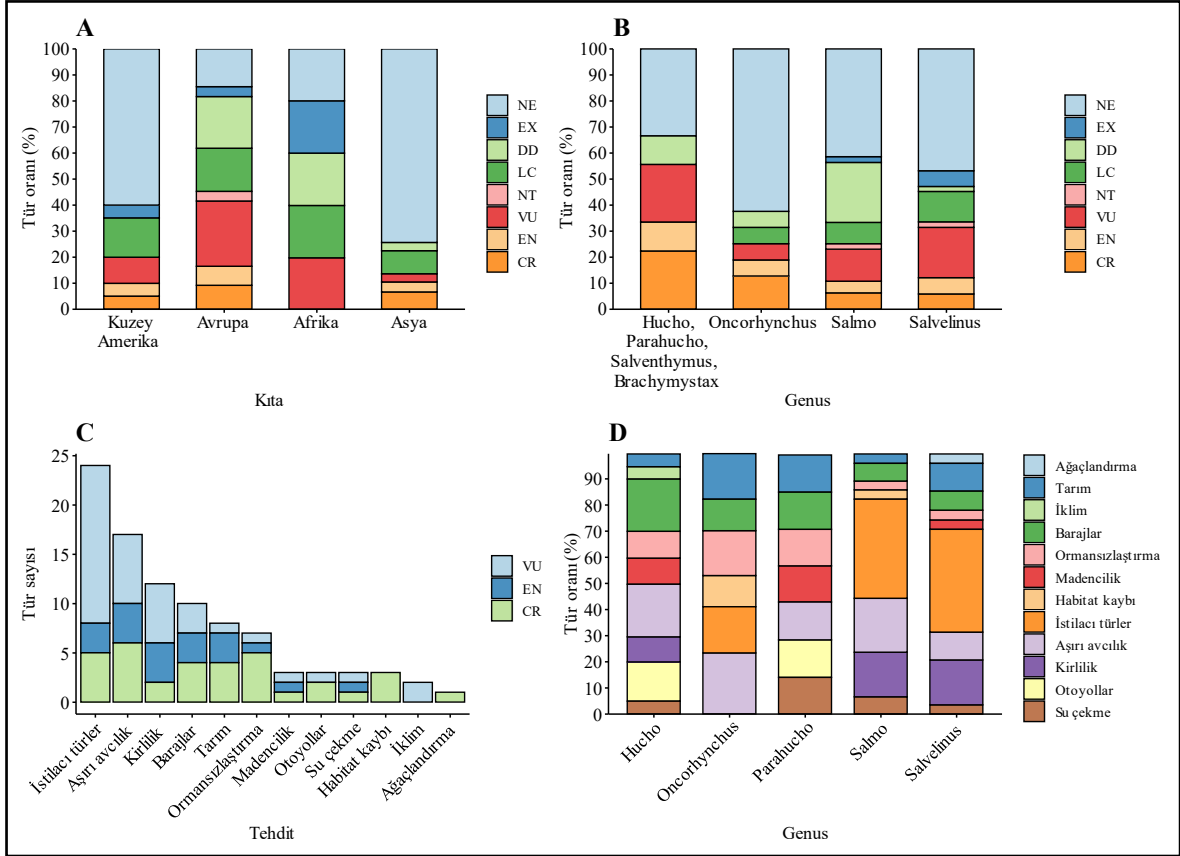
Tablo 2. Salmonidae familyasına ait cinslerin uluslararası doğayı koruma birliği (IUCN) kategorilerine göre dağılımı (EX: Tükenmiş, CR: Kritik, EN: Tehlikede, VU: Duyarlı, NT: Tehdide yakın, LC: Düşük riskli, DD: Yetersiz veri, NE: Değerlendirilemedi) (Muhlfeld vd., 2019)

Cins	Tür Sayısı	Doğal dağılım alanı	IUCN kategorilerine göre tür sayısı
<i>Salvethymus</i>	1	Rusya	VU=1
<i>Salvelinus</i>	51	ABD, Almanya, Avusturya, Çin, Danimarka, Finlandiya, Fransa, Güney Kore, Kanada, Kuzey Kore, İngiltere, İtalya, İrlanda, İsviçre, İsveç, İzlanda, Japonya, Norveç, Rusya	EX = 3, CR =3, VU = 10, NT= 1, LC = 7, DD = 1, NE = 24
<i>Salmo</i>	48	ABD, Arnavutluk, Azerbaycan, Bosna, Bulgaristan, Cezayir, Çek Cumhuriyeti, Ermenistan, Fas, Fransa, Gürcistan, Hırvatistan, İran, İrlanda, İtalya, İspanya, İsviçre, İngiltere, Kanada, Karadağ, Makedonya, Rusya, Sırbistan, Slovenya, Türkiye, Ukrayna, Yunanistan	EX = 1, CR = 3, EN = 2, VU = 6, NT = 1, LC = 4, DD = 12, NE = 20
<i>Oncorhynchus</i>	16	ABD, Çin, Ermenistan, Güney Kore, Kanada, Kuzey Kore, Meksika, Rusya, Tayvan, Japonya	CR = 2, EN = 1, VU = 1, LC = 1, DD = 1, NE = 10
<i>Hucho</i> <i>Parahucho</i>	5	Avrupa, Çin, Güney Kore, Kazakistan, Kuzey Kore, Moğolistan, Japonya, Rusya	CR = 2, EN = 1, VU = 1, DD = 1
<i>Brachymystax</i>	3	Çin, Güney Kore, Kuzey Kore, Kazakistan, Moğolistan, Rusya	NE = 3

IUCN tarafından tehdit altında olarak değerlendirilen 36 alabalık türünden 19'u duyarlı, 7'si tehlikede, 10'u kritik olarak değerlendirilmiştir (Şekil 4). Bunlara ek olarak 11 tür düşük riskli ve 2 tür tehlide açık olarak sınıflandırılmıştır. Tehdit altındaki türlerin tehdit altında olmalarının nedenleri; küçük ve sınırlı popülasyon (%42), kısıtlı coğrafik dağılım (%36) ve popülasyonun azalması (%22) olarak sıralanabilir. Soyu tükenme tehlikesi altındaki türler en fazla Avrupa'da (%64) olup bunu Asya (%22), Kuzey Amerika (%11) ve Afrika (%3) takip etmektedir (Şekil 4). IUCN Kırmızı Listesi'nde en çok *Salvelinus* (%44) ve *Salmo* (%31) cinsleri altındaki türler bulunmaktadır (Şekil 4).

*Salvelinus* cinsine ait türler Kuzey Amerika, Avrupa ve Asya kıtalarında dağılım göstermektedir. Günümüzde 51 türü tanımlanmış olup bunlardan 3'ünün nesli tükenmiştir. Bu cins içerisindeki 24 tür IUCN tarafından değerlendirilmiş olup; 10'u duyarlı, 3'ü tehlikede, 3'ü de kritik olarak sınıflandırılmıştır. Yetersiz veri sınıfında ise 1 tür mevcuttur (Şekil 4).

*Salmo* cinsi çok bilinen kahverengi alabalık ve Atlantik somonunu içerisinde bulundurmaktadır. Avrupa, Asya (Karadeniz havzası dahil), Kuzey Afrika'da dağılım göstermektedirler (Baglinière, 1999). Bu cinse ait Atlantik somonu ise sadece Kuzey Amerika'da dağılım göstermektedir. Cinse ait 48 tür tanımlanmış olup bunlardan 28'i IUCN tarafından değerlendirilmiştir. Bu türlerden 1'i tükenmiş, 3'ü kritik, 2'si tehlikede, 6'sı duyarlı olarak sınıflandırılmıştır (Şekil 4).



Şekil 4. Uluslararası Doğayı Koruma Birliği (IUCN) Kırmızı Liste Tehdit Sınıflarına göre alabalıkların kıtalara (A) ve cinslerine (B) göre dağılımı ve Kırmızı Liste Tehdit Sınıflarına göre başlıca tehditler (C, D). (EX: Tükenmiş, CR: Kritik, EN: Tehlikede, VU: Duyarlı, NT: Tehdide yakın, LC: Düşük riskli, DD: Yetersiz veri, NE: Değerlendirilemedi) (Muhlfeld vd., 2019)

*Oncorhynchus* Kuzey Amerika ve Doğu Asya'da dağılım göstermekte olup 16 türü tanımlanmıştır. IUCN tarafından bu cinse ait 2 tür (*O. formosanus* ve *O. Apache*) kritik, 1 tür (*O. gilae*) tehlikede, 1 tür (*O. chrysogaster*) de duyarlı olarak sınıflandırılmıştır (Şekil 4).

*Hucho* nispeten büyük bireylerden oluşan 4 türü barındıran bir cins olup, bu türler Asya'da ve Avrupa'nın bazı bölgelerinde dağılım göstermektedirler (Ihuta vd., 2014; Kuang

vd., 2007). Cinse ait türlerden *H. bleekeri* Çin’de dağılım gösteren bir tür olup kritik sınıfta değerlendirilmektedir (Hu vd., 2008). *Hucho hucho* Tuna havzasında küçük bir alanda dağılım göstermekte olup tehlikede olarak sınıflandırılmıştır (Ihut vd., 2014). *Hucho taimen* Avrupa ve Asya’nın bazı kısımlarında dağılım gösteren bir tür olup duyarlı olarak sınıflandırılmıştır (Şekil 4).

*Parahucho* cinsine ait tek bir tür tanımlanmıştır. *Parahucho perryi*, Rusya’nın doğusunda ve Japonya’da dağılım göstermektedir (Fukushima vd., 2011). IUCN tarafından kritik olarak sınıflandırılmıştır.

*Brachymystax*, Moğolistan, Kazakistan, Sibiry, Rusya’nın doğusu, Çin’in kuzeyi ve Kore’de dağılım göstermektedir (Froese ve Pauly, 2020). Cinse ait üç tür tanımlanmış olup bunlar IUCN tarafından değerlendirilmemiştir. Ancak *B. lenok tsinlingensis* alt türü Çin’de koruma altına alınmıştır (Zhao, Zhang, 2008).

*Salvethymus*, cinsine ait tek tür *Salvethymus svetovidovi* olarak bilinmektedir. Bu tür endemik olup Rusya’nın doğusundaki El’gygytgyn Gölü’nde bulunmaktadır (Chereshnev, 1996). IUCN tarafından duyarlı olarak sınıflandırılmıştır.

Dünya genelinde yerli alabalık türlerinin hızla azalmasına neden olan insan faaliyetleri ve bunların etkilediği popülasyonlar IUCN tarafından değerlendirilmiştir. Buna göre değerlendirilen türlerin %69’u istilacı türlerden, %47’si aşırı avcılıktan, %33’ü kirlilikten ve %28’i barajlardan etkilenmiştir (Şekil 4). Ormansızlaştırma, tarım, su çekme, otoyollar, madencilik gibi diğer tehditlerin ise değerlendirilen türlerin %6 – 22’sini etkilediği raporlanmıştır (Muhlfeld vd., 2019). Alabalıklar insan kaynaklı stresörlere ve iklim değişikliğine son derece duyarlı türler olduklarından bahsi geçen tehditler popülasyonlarının azalması ve soylarının tükenmesi açısından ciddi etkiler oluşturabilmektedir (Kovach vd., 2017).

İnsanlar tarafından yerlisi olmadıkları ekosistemlere aşıl原因an istilacı türler zamanla yerli türler üzerinde baskı kurarak bunların azalmalarına ve hatta nesillerinin tükenmelerine neden olmuştur (Kesici ve Kesici, 2006; Kovach vd., 2017). İstilacı türler, yerli türlerin dağılımını, bolluğunu ve çeşitliliğini çoğunlukla geri dönüşü olmayacak şekilde etkilemelerinin yanında, besin zincirinde değişikliklere ve hastalıkların yayılmasına neden olmaktadır (Cucherousset ve Olden, 2011; Simberloff vd., 2013). Bunların yanında ekonomik değeri olan popülasyonlarda neden oldukları azalma ve etkilerle mücadele amaçlı uygulamalar, ekonomiyi de önemli ölçüde etkilemektedir (Jardine, Sanchirico, 2018; Sepulveda vd., 2012).



Yerli olmayan türlerin sportif balıkçılık ve akuakültür amaçları ile bilinçli olarak aşılınmaları yerli popülasyonlara zarar vermekte (Gozlan vd., 2010; Kesici ve Kesici, 2006) ve rekabet, predasyon, hibridizasyon, ve hastalık transferi gibi etkiler nedeni ile birçok alabalık popülasyonunun azalmasına ve/veya bölgesel olarak soyunun tükenmesine neden olmaktadır (Allendorf, 1991; Cucherousset ve Olden, 2011; Elvira ve Almodóvar, 2001; Moyle, 1986). *Oncorhynchus mykiss*'in Kuzey Amerika'da yaygın olarak aşılınması ve istilacı bir tür haline gelmesi sonucunda yine yerel bir tür olan *Oncorhynchus clarkii*'nin allopatrik soylarında ve alt türlerinde gen akışı gözlemlenmiştir (Allendorf ve Leary, 1988). Yine Kuzey Amerika'da *Salvelinus fontinalis*'in yerlisi olmadığı su kaynaklarına aşılınması sonucunda *Oncorhynchus clarkii* ve *Salvelinus confluentus* popülasyonlarında ciddi azalmalar yaşanmıştır (Peterson vd., 2004). Kuzeydoğu Amerika'da nehir yataklarına *Micropterus dolomieu* aşılınması sonucunda ortaya çıkan rekabet ve predasyon sonucunda *Salvelinus fontinalis* popülasyonu azalmıştır (Dunham vd., 2008; Vander Zanden vd., 2004). Günümüzde giderek artmakta olan habitat kaybı, giriş yollarının artması ve iklim değişikliği göz önüne alındığında gelecekte istilacı türlerin daha fazla iç su kaynağını tehdit edeceği öngörülmektedir (Sorte vd., 2013).

Genel olarak bakıldığında alabalıkların dünya genelinde en sık karşı karşıya kaldıkları tehditler ekosistemin işleyebilirliğinin kaybolmasıdır (Şekil 4). Habitatın bozulması ve değişikliğe uğraması habitat kaybına neden olmaktadır. Habitat kayıpları; şehirleşme, tarım (Nusslé vd., 2017; Wang vd., 2003), endüstriyel ve sulama amaçlı su kullanımı (Vörösmarty vd., 2010), baraj inşaatları (Brown vd., 2013), maden arama ve çıkarma faaliyetleri (Griffith vd., 2012), ormansızlaştırma (Rieman vd., 2010), rekreasyonel aktiviteler ve yol yapım çalışmaları (Wheeler vd., 2005) gibi insan faaliyetleri sonucu ortaya çıkmaktadır. Habitat kayıpları sonucunda su debisinin düşmesi, su sıcaklığının yükselmesi, erozyonun artması ve su kaynağına kirleticilerin karışması gibi sonuçlar ortaya çıkmaktadır. Bu durum yaşamını sürdürebilmek için temiz ve soğuk suya ihtiyaç duyan Salmonidler için habitatı yaşanılmaz hale getirmektedir (National Research Council, 1996).

Aşırı avcılık ekonomik değeri olan tüm sucul canlılar için büyük bir tehdit teşkil etmektedir. IUCN tarafından kırmızı listede değerlendirilen alabalık türleri için aşırı avcılık en büyük ikinci tehdit olarak değerlendirilmiştir (Şekil 4). Alabalıklar dünyanın birçok yerinde gıda ihtiyacının karşılanması ve gelir eldesi için avlanılmaktadır (Cooke vd., 2016). Tarih boyunca insanlar besin ihtiyaçlarını karşılamak amacıyla balıkçılık faaliyetlerinde bulunmuşlardır. Et kalitesi ve lezzeti ile alabalıklar diğer iç su türlerine oranla daha fazla

rağbet görmüştür. Orta çağ Avrupa'sında Atlantik somunu diğer iç su türlerine nispeten daha çok istenen ve avcılığı yapılan bir tür olmuştur (Hoffmann, 2005). İsviçre'de bulunan Vättern Gölü'ndeki *Salvelinus alpinus* av baskısı nedeniyle azalmış, bu nedenle diğer türlerin avcılığına ağırlık verilmiştir (Degerman vd., 2001). *Salmo letnica* dünyanın en yaşlı göllerinden Ohri Gölü'nde yaşayan endemik bir tür olup, *Salmo* cinsine ait en eski soylardan birisidir. Ancak bu tür yerel bir lezzet olması ve büyüklüğü nedeniyle aşırı avcılığa maruz kalmıştır (Spirkovski, 2003). Aşırı avcılığa maruz kaldığı bilinen diğer alabalık türleri; Kuzey Amerika'daki Büyük Göller'de yaşayan *Salvelinus namaycush* (Cooke vd., 2016) ve Rusya - Moğolistan sınırındaki Baykal havzasında yaşayan *Hucho taimen*'dir (Matveyev vd., 1998; Rand, 2013). Ticari balıkçılığın yanında sportif balıkçılık faaliyetleri de aşırı avcılığa neden olmaktadır (Post vd., 2002). Yakala - bırak yöntemiyle yapılan sportif avcılığın da ölüm oranını arttırdığı, birçok defa yakalanan bireylerin ağırlık kaybına uğradıkları rapor edilmiştir (Bartholomew ve Bohnsack, 2005).

İklim değişikliğinin neden olduğu, su sıcaklıklarının artması, akarsu rejimlerinin değişmesi, taşkın, yangın, kuraklık gibi doğa olaylarının sıklaşması gibi nedenlerden dolayı iç sularda yaşayan alabalık popülasyonlarının etkilendiği deneysel çalışmalarla ispatlanmıştır (Borgwardt vd., 2020; Comte vd., 2013; Kovach vd., 2016; Muhlfeld vd., 2018). Bunun yanında diğer stresörlerle birlikte sinerjik etki göstererek etkilerinin artmasına neden olduğu bilinmektedir (Muhlfeld vd., 2017; Kovach vd., 2017). İklim değişikliği özellikle güneyde ve nispeten alçak rakımlarda yaşayan alabalık popülasyonları üzerinde (Almodóvar vd., 2012; Eby vd., 2014) dağılım alanlarının değişmesi, bolluğun azalması gibi etkilere neden olmaktadır (Kovach vd., 2016; Otero vd., 2014). Yapılan modelleme çalışmalarında 21. yüzyılda alabalık popülasyonlarının iklim değişikliği nedeni daha da azalacağı öngörülmektedir (Ayllón vd., 2010; Mantua vd., 2010; Wenger vd., 2011). Nispeten kısıtlı coğrafi dağılım gösteren ve gen havuzu kısıtlı olan popülasyonlar değişen iklim koşullarına çok daha duyarlı olup iklim değişikliğinin bu popülasyonlar üzerinde çok daha fazla etki göstereceği tahmin edilmektedir (Muhlfeld vd., 2019).

Küresel ısınma sonucunda yerli türlerin istilacı türlerle etkileşim ihtimali de artmaktadır (Al-Chokhachy vd., 2017; Rahel ve Olden, 2008). Kuzey Amerika'da akarsu sıcaklıklarının artması ve debinin düşmesi sonucunda yerli ve yerli olmayan alabalıklar arasında hibridizasyonun arttığı belirlenmiştir (Muhlfeld vd., 2017; Muhlfeld vd., 2014). İklim değişikliği aynı zamanda bazı patojenlerin virülansını arttırarak daha önce popülasyonda görülmeyen hastalıkların ve patojenlerin görülmesine neden olmaktadır

(Mitro, 2016). Bazı türler bu duruma adaptasyon sağlayarak ya da buldukları ekosistemdeki daha uygun habitatlara göç ederek iklim değişikliği ile mücadele edebilse de birçok popülasyon soğuk su gereksinimlerinden dolayı halihazırda risk altındadır (Almodóvar vd., 2012). Alabalık popülasyonları için iklim değişikliği önümüzdeki yüzyılda önemli bir tehdit olarak görülmektedir. Buna rağmen, iklim değişikliğinden etkilenmesi muhtemel türler geniş coğrafik alanlarda dağılım gösterdiklerinden iklim değişikliğine tepkilere de farklı olacaktır (Muhlfeld vd., 2019).

Türkiye'nin iç su balık faunası biyoçeşitlilik ve endemik türler açısından zengin bir yapıya sahiptir (Tarkan vd., 2015). Ülkemiz iç su balıkları ile ilgili bilinen en eski kaynak Abbot (1835)'a aittir. Takip eden yıllarda, Türkiye'deki iç su balıkları faunası üzerine büyük bir kısmı Avrupalı olmak üzere birçok yabancı araştırmacı çalışmalar yürütmüştür (Hanko, 1924; Kähnsbauer, 1965; Ladiges, 1960; Russegger, 1843). Özellikle 1937 – 1955 yılları arasında Prof. Curt Kosswig tarafından yapılan çalışmalarla Türk bilim insanları da balık taksonomisi alanına ilgi duymaya başlamışlardır (Bilecenoğlu vd., 2014). Ülkemizdeki iç su ihtiyofaunası ile ilgili ilk kapsamlı kitap Geldiay ve Balık (1988) tarafından yayınlanmıştır. Bu kitabın 2007'de yayınlanan baskısında Türkiye'deki iç sularda 160 balık türü bulunduğu bildirilmektedir. Kuru (2004) ve Fricke (2007) tarafından yapılan kapsamlı listelerde sırasıyla 236 ve 248 tür ve alt tür raporlanmıştır. Çiçek vd. (2015) tarafından yayınlan en son listeye göre iç sularımızda 368 tür balık bulunmaktadır. Bunlardan 3'ünün tüm dünyadaki nesli tükenmiş, 5'inin Türkiye'de nesli tükenmiş, 28'i yerli olmayan ve 153'ü endemik türlerdir. Araştırmalar arttıkça ve yeni yöntemler kullanıldıkça ülkemizde birçok yeni tür tanımlanmaya devam etmektedir.

## **1.5. Kahverengi Alabalık (*Salmo trutta*)**

### **1.5.1. Taksonomik Durumu**

Salmonidae familyası geniş bir familya olup, 11 farklı cins (*Salmo*, *Salvelinus*, *Oncorhynchus*, *Brachymystax*, *Coregonus*, *Hucho*, *Parahucho*, *Salvelinus*, *Prosopium*, *Stenodus* ve *Thymallus*) barındırmaktadır. Dünya genelinde *Salmo* cinsine ait 48 tür (Muhlfeld vd., 2019), Avrupa'da ise 29 tür rapor edilmiştir (Kotellat ve Freyhof, 2007). Günümüzde bu cinsin sistematigi ve barındırdığı tür sayısı hala tartışma konusudur (Nelson vd., 2016). Linnaeus tarafından 1758'de isimlendirilmesinden bu yana birçok farklı yerel

isimlerle ve tür isimleriyle adlandırılmıştır. Kotellat ve Freyhof (2007) bu durum için “Alabalık taksonomisi: Avrupa ihtiyolojisinin utancı” ifadesini kullanmıştır. Bilim insanları arasında kahverengi alabalığın bazı alt türlerinin veya ekotiplerinin *Salmo* cinsine ait türler (örneğin; *Salmo (trutta) carpio*, *Salmo (trutta) marmoratus*) olarak kabul edilip edilmemesi konusundaki görüş ayrılıkları neticesinde *Salmo* cinsinin sistematığı tartışmalı bir hal almıştır (Berrebi, 1997; Elliott, 1994). Bu tartışmaların en çok ortaya çıktığı türlerden biri de kahverengi alabalık (*Salmo trutta*)’dır. Bazı araştırmacılara göre *S. trutta* filogenetik olarak birbirine yakın farklı türlere ayrılmakta iken (Bernatchez, 2001; Lo Brutto vd., 2010; Meraner vd., 2013; Simonović vd., 2007; Vera vd., 2011), bazılarına göre de yüksek derecede polimorfizm gösteren tek bir türdür (Rezaei vd., 2017; Sanz, 2018; Whiteley vd., 2019; Kalayci vd., 2018). Türkiye’deki kahverengi alabalıklardan, öncesinde *Salmo trutta labrax* ve *Salmo trutta macrostigma* olarak tanımlanan iki ekotip yakın zamanda tekrar ele alınmış ve bunlardan *Salmo trutta labrax*, *Salmo coruhensis* olarak, *Salmo trutta macrostigma* ise sekiz farklı yeni tür olarak tanımlanmıştır (Turan vd., 2009; Turan vd., 2014a; Turan vd., 2014b). Ancak Kalayci vd., (2018) tarafın yapılan genetik çalışmada Türkiye’deki Tuna soyuna ait alabalıkların genetik ve morfolojik olarak farklılıklar gösterdiği fakat bu farklılıkların türleşmeye neden olmadığı ve bunların *Salmo trutta* türü olduğu belirtilmiştir. Ninua vd. (2018) tarafından yapılan morfolojik ve genetik çalışmada sadece morfolojik tanımlamanın tür tayininde yetersiz kalabileceği belirtilmiş, Karadeniz havzasındaki türlerin *Salmo rizeensis* ve *Salmo labrax* olarak isimlendirilmesi önerilmiştir.

*Salmo* cinsinin taksonomisindeki bu tartışmanın en önemli nedeni bu cinse ait bireylerin fenotipik olarak yüksek farklılık göstermesidir (Nelson vd., 2016). Bu fenotipik farklılıkların üzerinde beslenmenin önemli rol oynadığı bilinmektedir. Bireyler büyüdükçe farklı besin tercihlerinde bulunabilmekte (zoobentos, zooplankton, eklembacaklılar, balıklar), bunun sonucunda da tür içerisinde fenotipik farklılıklar gözlemlenebilmektedir (Robinson ve Parsons, 2002). Ayrıca, bireylerin yaşadıkları habitatlar da (lentik, lotik, tatlı su, deniz suyu) bu farklılıklara neden olmaktadır. Tüm yaşam evreleri boyunca tatlı suda yaşayan bireylerle anadrom bireyler arasında habitat ve göç davranışları arasındaki farklılıkların yanında büyüme ve fenotip bakımından da önemli farklılıklar gözlemlenmektedir (Pakkasmaa ve Piironen, 2001; Ferguson, 2006). Bu farklılıklar nedeni ile bu tür günümüze kadar birçok farklı isim altında kategorize edilmiştir (Kotellat ve Freyhof, 2007).

Kahverengi alabalık (*Salmo trutta*) *Salmo* cinsi altında yer alıp sistematikteki yeri aşağıdaki gibidir.

Kingdom: Animalia

Phylum: Chordata

Subphylum: Vertebrata

Superclass: Osteichthyes

Class: Actinopterygii

Subclass: Neopterygii

Infraclass: Teleostei

Superorder: Protacanthopterygii

Order: Salmoniformes

Family: Salmonidae

Genus: *Salmo*

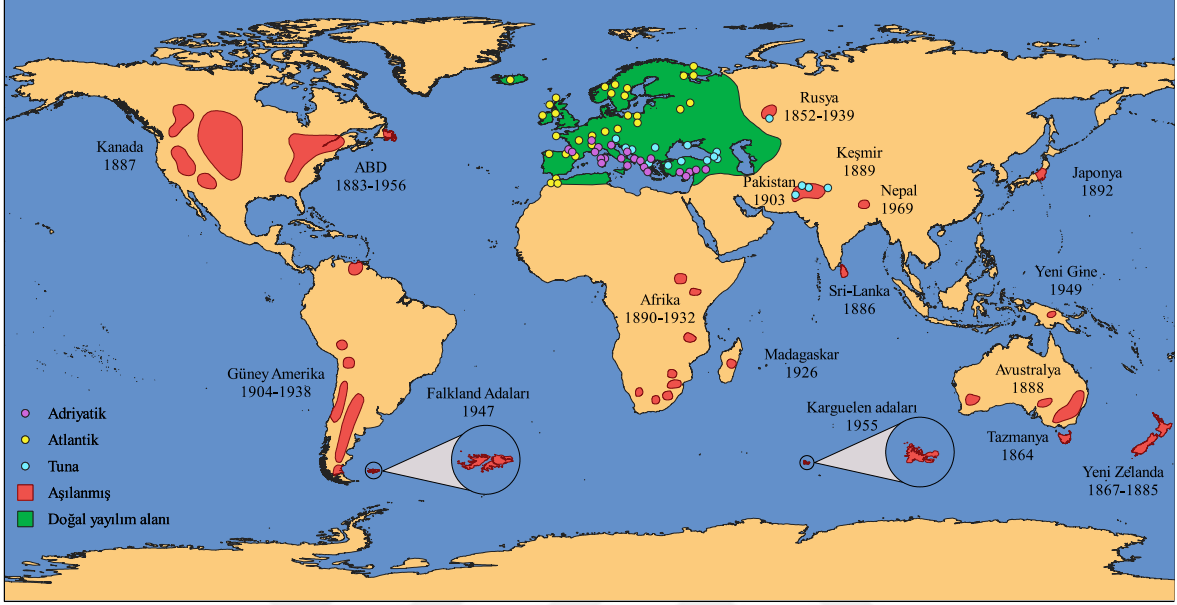
Species: *Salmo trutta* Linnaeus, 1758

### 1.5.2. Dünyadaki ve Türkiye'deki Dağılımı

Salmonidae familyasının atalarının ilk olarak mesozoik dönemin sonunda (yaklaşık 63 – 135 milyon yıl önce) yaşadığı tahmin edilmektedir (Legendre, 1980). Salmoninae alt familyası ise miyosen çağında (yaklaşık 13 – 25 milyon yıl önce) ortaya çıkmıştır. Günümüzde bilinen ve ortak atalardan geldiği düşünülen üç cinsin (*Salmo*, *Oncorhynchus* ve *Salvelinus*) buzul çağı öncesinde ortaya çıktığı belirtilmiştir (Jones, 1959). Amerika ve Avrasya'nın ayrılması ve buzul çağının sona ermesinin ardından, bazı popülasyonlar izole olarak, bu üç cinsin sadece farklılaşmasına değil aynı zamanda yeni türlerin de ortaya çıkmasına neden olmuştur (Hoar, 1976; Jones, 1959).

Kahverengi alabalık bir Avrupa türü olarak bilinmektedir (Şekil 5). Kuzeyde İzlanda, kuzey İskandinavya ve Rusya (Volga Nehri'nin kuzeyi), batıda Avrupa kıyıları, güneyde Akdeniz'in kuzey kıyıları, Korsika, Sardunya ve Sicilya adaları ve kuzey Afrika'daki Atlas Dağları arasında dağılım göstermektedirler. Doğudaki sınırları tam olarak bilinmemekle birlikte Ural Dağları, Hazar Denizi ve Lübnan'daki Asi nehrinin üst kısımlarına kadar dağılım göstermektedirler (Baglinière, 1999; Elliott, 1994). On dokuzuncu yüzyılın ortalarında suni döllenenin bulunmasıyla, kahverengi alabalık balıkçılık talebinin

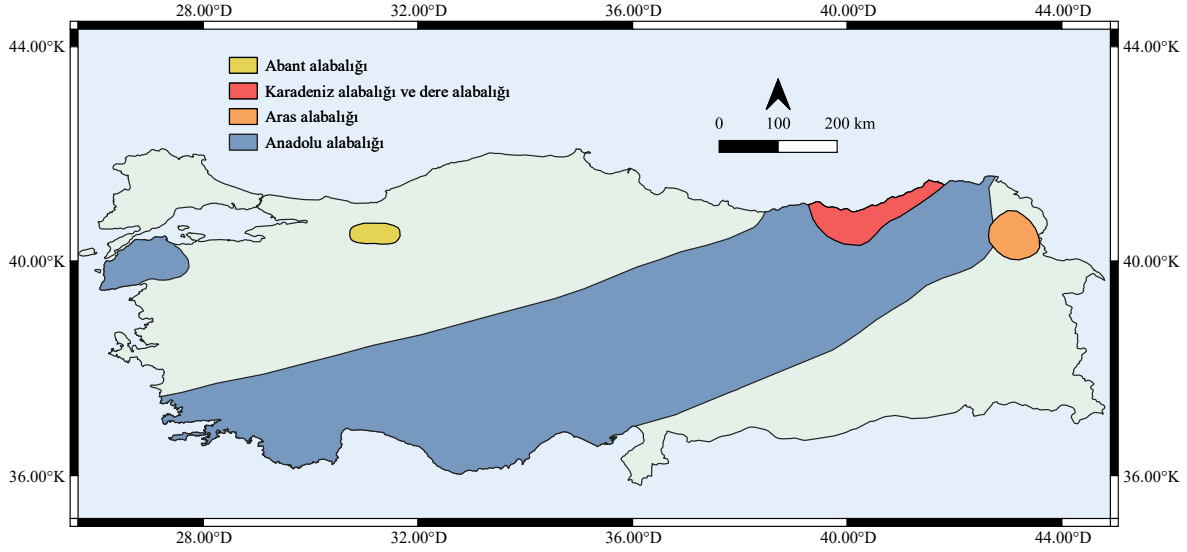
karşılabilmesi için Avrupa dışında 24 ülkeye başarılı bir şekilde aşılanmıştır (Elliott, 1994).



Şekil 5. Kahverengi alabalığın doğal dağılım alanı, aşılandığı bölgeler ve soy gruplarının coğrafik dağılımı (Baglinière 1999 ve Bernatchez 2001'den tekrar düzenlenmiştir.)

Britanya'nın güneyinde ve Fransa'da göçmen olmayan ve karada izole olmuş popülasyonlar bulunmaktadır. Göl ekotipleri Alpler, İskandinavya, Britanya ve orta Avrupa'nın kuzey kesiminde geniş dağılıma sahiptir (Melhaoui, 1985). Anadrom popülasyonlar Beyaz Deniz, Baltık Denizi, Kuzey Denizi, İrlanda Denizi, Manş Denizi, Atlantik Okyanusu (Biskay Körfezi), Karadeniz, Hazar Denizi ve Aral Denizi'ne göç etmektedir (Baglinière ve Maisse, 1991).

Türkiye, kahverengi alabalığın doğal dağılım alanlarından ve ülkemizde bilinen beş farklı ekotipi (*Salmo trutta macrostigma*, *Salmo trutta abanticus*, *Salmo trutta labrax*, *Salmo trutta fario* ve *Salmo trutta caspius*) tanımlanmıştır (Geldiay ve Balık 1996) (Şekil 6).



Şekil 6. Kahverengi alabalığın Türkiye'deki dağılımı (Geldiay ve Balık (1996)'dan tekrar düzenlenmiştir.)

Geçmişte, ülkemizde *Salmo trutta labrax* ve *Salmo trutta macrostigma* olarak tanımlanan ekotipler yakın zamanda tekrar ele alınmış ve bunlardan *Salmo trutta labrax*, *Salmo coruhensis* olarak, *Salmo trutta macrostigma* ise sekiz farklı tür olarak tanımlanmıştır (Turan vd., 2009; Turan vd., 2014; Turan vd., 2014). Böylece ülkemiz iç sularında *Salmo* cinsine ait 14 tür tanımlanmıştır (Tablo 3). Bunlardan en yenisi Turan vd. (2020) tarafından tanımlanan *Salmo fahrettini*'dir. Dünya genelinde olduğu gibi ülkemizdeki alabalık türleri de tehdit altındadır.

IUCN Kırmızı Listesine göre Türkiye'deki *Salmo* cinsine ait türlerin; 1 tanesi tehlide yakın, 3 tanesi tehlikede, 2 tanesi duyarlı, 1 tanesi düşük riskli, 1 tanesi yetersiz veri ve 6 tanesi değerlendirilmedi olarak sınıflandırılmıştır (Tablo 3). 4/1 numaralı Ticari Amaçlı Su Ürünleri Avcılığının Düzenlenmesi Hakkında Tebliğ (Tebliğ No: 2016/35) Madde 41'e göre;

- Ardahan, Bayburt, Erzurum, Kars, Tunceli ve Van il sınırları içerisinde yer alan akarsularda ve kollarında, Aras ve Çoruh nehirleri ve kollarında,
- Muğla İli, Fethiye İlçesi, Eşen Çayının Kırkpınarlar ile Ören arasında kalan kısmında ve Köyceğiz İlçesi, Yuvarlak Çay'da,
- Iğdır İli, Tuzluca İlçesinin; Karacaören ve Üçkayalar köyleri arasındaki 20 km'lik alan içerisinde kalan Ünlendi ve Hamurkesen çaylarında,
- Tunceli İli, Munzur ve Pülümür çaylarında,
- Konya İli, İvriz ve Delimahmut çaylarında,

doğal alabalık avcılığı tamamen yasaklanmıştır. Bu maddede belirtilen yerler dışında kalan tüm iç sularda ise 1 Ekim – 28 Şubat tarihleri arasında doğal alabalığın avlanması yasaktır. Madde 37'ye göre alabalıklar için asgari av boyu 25 cm'dir. 4/2 Numaralı Amatör Amaçlı Su Ürünleri Avcılığının Düzenlenmesi Hakkında Tebliğ (Tebliğ No: 2016/36) Madde 7'ye göre *Salmo coruhensis*'in avcılığı tamamen yasaklanmıştır. Aynı tebliğde Madde 12'ye göre yerli bir tür olmayan gökkuşağı alabalığı (*Oncorhynchus mykiss*) için boy limiti olmayıp en fazla alıkonabilir miktar 10 adet olarak belirtilmiştir ayrıca orman içi sularda avcılığı 1 Ekim – 28 Şubat tarihleri arasında yasak iken diğer iç sularda avcılığı her dönem serbesttir.

Tablo 3. Türkiye'de dağılım gösteren *Salmo* cinsine ait türler ve IUCN kırmızı listesindeki durumları (▲ *Salmo trutta labrax*'a verilen yeni tür adını, ■ *Salmo trutta macrostigma*'ya verilen yeni tür adlarını temsil etmektedir.) (EN: Tehlikede, VU: Duyarlı, NT: Tehdide yakın, LC: Düşük riskli, DD: Yetersiz veri, NE: Değerlendirilemedi)

Tür adı	Yerel adı	IUCN kırmızı liste tehdit sınıfı
<i>Salmo caspius</i> Kessler, 1877	Hazar veya Aras alası	NE
<i>Salmo trutta abanticus</i> , Tortonese, 1954	Abant alası	VU
<i>Salmo trutta labrax</i> Pallas, 1814	Karadeniz alası	
▲ <i>Salmo coruhensis</i> Turan, Kottelat ve Engin, 2009	Çoruh veya Deniz alası	NT
<i>Salmo trutta macrostigma</i> Duméril, 1858	Anadolu alası	
■ <i>Salmo chilo</i> Turan, Kottelat ve Engin, 2012	Akdere alası	VU
■ <i>Salmo euphrataeus</i> Turan, Kottelat ve Engin, 2014	Fırat alası	NE
■ <i>Salmo kottelati</i> Turan, Doğan, Kaya ve Kanyılmaz, 2014	Alakır alası	NE
■ <i>Salmo labecula</i> Turan, Kottelat ve Engin, 2012	Akdeniz alası	EN
■ <i>Salmo okumusi</i> Turan, Kottelat ve Engin, 2014	Batı Fırat alası	NE
■ <i>Salmo opimus</i> Turan, Kottelat ve Engin, 2012	Ceyhan alası	EN
■ <i>Salmo rizeensis</i> Turan, Kottelat ve Engin, 2009	Rize alası	LC
■ <i>Salmo tigridis</i> Turan, Kottelat ve Bektaş, 2011	Üst Dicle alası	DD
<i>Salmo platycephalus</i> Behnke, 1968	Flathead trout	EN
<i>Salmo munzuricus</i> Turan, Kottelat, Kaya 2017		NE
<i>Salmo fahrettini</i> Turan, Kalaycı, Bektaş, Kaya, Bayçeşlebi 2020		NE



## 1.6. Balıklandırma Çalışmaları

Yabancı araştırmacılar tarafından, farklı amaçları ve uygulama biçimleri nedeniyle birçok isim ve tanım kullanılmasına rağmen (Tablo 4) Türkçede bu uygulamaların tümü balıklandırma adı altında toplanmıştır. Bunlar içerisinde en çok kabul görenleri “stock enhancement” ve “restocking” olup Bingel (2016) tarafından hazırlanan Deniz Biyolojisi ve Balıkçılık Terimler Tanımlar sözlüğünde sırasıyla stok arttırma ve stok destekleme olarak Türkçeye çevrilmiştir. Balıklandırma genel tanımıyla kültür ortamında yetiştirilen bireylerin azalan stokun takviyesi amacıyla doğal habitatına geri bırakılması olarak tanımlanabilir (Bell vd., 2005; Bell vd., 2008).

Doğal stoklarda ciddi çöküşlerin meydana gelmesinin ardından kültür ortamında yetiştirilen bireylerin, stokların takviyesi amacıyla doğaya bırakılması yaygın bir uygulama haline gelmiştir (Salvanes, Braithwaite, 2006). Yüz elli yıldan fazla bir süredir, bilim insanları ve kanun koyucular, avcılıktan elde edilen ürünü arttırmak amacıyla balıklandırmayı bir yönetim enstrümanı olarak kullanmaktadır (Molony vd., 2003). Dünya genelinde 300’ün üzerinde tür balıklandırma amacı ile kullanılmıştır. Bunlardan %95’inden fazlasını iç su balıkları oluşturmakta olup (Welcomme, Bartley, 1998) denizlerdeki balıklandırma çalışmaları nispeten daha az yaygındır (Brown ve Day, 2002).

Doğal stoklardaki azalma nedeniyle takviye amacıyla yapılan balıklandırma çalışmaları ile ilgili en eski kayıtlar 1867 yılında Yeni İngiltere’de *Alosa sapidissima* (Stickney, 1996) ve 1876 yılında Japonya’da *Oncorhynchus keta* (Oshima, 1993) ile yapılan uygulamalara aittir. Amerika Birleşik Devletleri’ndeki ilk somon kuluçkahanesi 1870’lerde kurulmuş olup (Blankenship ve Leber, 1995) takibinde Atlantik somonu, dil balığı ve morina gibi balıklar balıklandırma amacıyla yetiştirilmiştir (Blaxter, 2000; Leber, 2004). Avrupa’daki ilk balıklandırma çalışmaları ise 1882 yılında Norveç’te ve 1894 yılında İskoçya’da pisibalığı stoklarının arttırılması takviyesi için yapılmıştır (Blaxter, 2000). Sonraki yıllarda Kanada, Fransa, Birleşik Krallık ve Yeni Zelanda’da balıklandırma amacı ile farklı balık türleri için kuluçkahaneler kurulmuş (Drawbridge, 2002), *Mugil cephalus*, *Sciaenops ocellatus*, *Gadus morhua*, *Centropomus undecimalis*, *Lutjanus campechanus* türleri balıklandırma amacıyla yetiştirilmiştir (Bert vd., 2003; Blaylock vd., 2000; Brennan vd., 2005; Leber, 1995; Moksness, 2004).

Balıkların yanında yumuşakçalar için balıklandırma programları 1900’lerin başında Norveç’te deniz tarağı ile başlamış, 1970’de Avrupa ve Japonya’da daha yaygın hale

gelmiştir (Salvanes, 2001). Bir deniztarağı türü olan *Patinopecten yessoensis* özellikle Japonya’da yaygın olarak balıklandırma amacıyla kullanılmıştır (Kitada, 1999). *Strombus gigas*, *Trochus niloticus*, *Haliotis iris*, *Strongylocentrotus intermedius*, *Holothuria scabra* balıklandırması yapılan diğer yumuşakça ve derisidikenliler türleridir (Agatsuma, 2003; Crowe vd., 2002; Dance vd., 2003; Ray vd., 1994). Balıkçılıktan elde edilen avın arttırılmasının yanında nesli tehlikede olan *Tridacna spp.* ve *Hippocampus spp.* türleri ile koruma amaçlı balıklandırma programları yürütülmüştür (Mingoa-Licuanan, Gomez, 2002; Okuzawa vd., 2008). Kabuklu türleri de balıklandırma amacıyla kullanılmıştır. Bunun bilinen ilk örneği Norveç’in güneyinde 1889 yılında *Homarus gammarus* yumurtaları ve juvenilleri ile yapılan çalışmalardır (Salvanes, 2001). Yengeçler de geniş kapsamlı balıklandırma çalışmalarında kullanılmış olup; *Callinectes sapidus*, *Portunus trituberculatus*, *S. tranquebarica* ve *Scylla* türleri kullanılmıştır (Davis vd., 2005; Le Vay vd., 2008; Okamoto, 2004; Secor vd., 2002). Karideslerle yapılan ilk balıklandırma çalışmaları 1960’larda *Penaeus japonicus* türü ile Japonya’da ve 1980’lerde *Penaeus chinensis* türü ile Çin’de gerçekleştirilmiştir (Kitada, 1999; Wang ve Chen, 2006).

İlk balıklandırma çalışmalarında daha fazla yumurta, larva ve juvenil üretilerek stok takviyesi yapılmasına odaklanılmıştır. Bunun başlıca nedeni fazla üretimin stoklar için daha fazla takviye anlamına geldiği düşüncesiydi. Bu basit yaklaşımla yürütülen balıklandırma çalışmalarında, başarının değerlendirilmesi aşamasında balıkçılığa etkilerin değerlendirilmesi konusu göz ardı edilmekteydi. 1940’larda bilim insanları denizlerdeki balıklandırma çalışmalarının etkili bir yönetim aracı olmadığını ileri sürmüştür. Bu nedenle de birçok balıklandırma çalışması askıya alınmıştır. Balıklandırmanın başarılı olup olmadığı konusundaki bilimsel çalışmaların yayınlanmaya başladığı 1980’lere kadar, balıklandırma çalışmaları yerini kültür balıkçılığına bırakmıştır (Liao vd., 2003). İlerleyen yıllarda bilimsel yaklaşımla uygulanan programlarda, yapılan çalışmaların balıkçılık üzerine etkileri de göz önüne alınmaya başlanılmıştır (Leber, 1999).

Tablo 4. Balıklandırma için farklı kaynaklarda yapılan tanımlar

Terim	Tanım	Kaynak
Stock enhancement	Stoka katılımın kısıtlı olduğu durumlarda kültür ortamında yetiştirilen juvenillerin doğal ortama bırakılması	Bell vd., (2005)
	Kamu yararı için balık üretimi ve doğal ortama bırakılması	Drawbridge (2002)
	Stoka katılımın kuluçkada üretilen yavrularla desteklenmesi	Ziemann (2001)
Restocking	Kültür ortamında yetiştirilen bireylerin doğal ortama bırakılarak üreyen stokun yenilenmesini sağlamak	Bell (2005)
	Habitatta yerli olarak bulunan ve miktarı azalan veya nesli tükenen türün kültür ortamında yetiştirilerek tekrar doğal ortamına bırakılması	Bannister (1991)
Mitigation	Stok yoğunluğunun ilk haline dönebilmesi için kültür ortamında yetiştirilen bireylerin doğal ortama bırakılması	Radtke ve Davis (2000)
	Balıkçılık faaliyetleri nedeniyle oluşan azalmanın telafi edilebilmesi için yeni/modifiye edilmiş habitata balık aşılması	Cowx (1994), Bartley (1999)
Sea/Ocean/Marine Ranching	Kamu yararı için balık üretimi ve doğal ortama bırakılması	Drawbridge (2002)
	Ticari avcılıkla geri yakalamak amacıyla deniz ortamına balık bırakılması	Arnason (2001)
	İlk yaşam evrelerinde balıkların doğal veya yapay habitatlara bırakılması	Bartley (1999)
Augmentation	Taşıma kapasitesinin altında stok miktarına sahip habitatlara stoka katılımın artırılması için balık bırakılması	Cowx (1994) Bartley (1999)
Addition	Bir türün doğal dağılım alanı dışında bir habitata stoklanması	Rowland (1994)
		Bannister (1991)
Enhance	Kültür ortamında yetiştirilen bireylerin doğal ortama bırakılarak orijinal stokun miktarının üzerine çıkartılması	Radtke ve Davis (2000)
	Kültür ortamında yetiştirilen bireylerin doğal ortama bırakılarak yeni bir balıkçılık faaliyetinin başlatılması	Petr (1998)
Habitat enhancement	Kültür ortamında yetiştirilen bireylerin yeni/yapay habitatlara bırakılarak bu bölgede balıkçılık faaliyetlerinin yürütülmesini sağlamak	Young (1999)
Community change	Egzotik bir türün kültür ortamında yetiştirilerek doğal ortama bırakılması	Cowx (1994) Bartley (1999)

Balıklandırma çalışmalarının amaçları şu şekilde sıralanabilir, 1) ekonomik ve/veya ekolojik öneme sahip türlerin çeşitli nedenlerle (aşırı avcılık, kirlilik, habitat kaybı vb.) azalan stokunun arttırılması, 2) mevcut balıkçılıkta çeşitliliğin ve av miktarının arttırılması için yeni türlerin aşılması 3) yapay habitatları (baraj gölleri, göletler vb.) balıkçılık faaliyetleri için kullanılabilir hale getirmek (Bartley, 1999; Cowx, 1998). Bu amaçların yanında farklı yaklaşımlar ve stratejiler de mevcuttur. Welcomme ve Bartley (1998)'e göre gelişmiş ve gelişmekte olan ülkelerde iç sulardaki balıklandırma çalışmalarında temelde iki farklı strateji mevcuttur (Tablo 5). Gelişmiş ülkelerdeki balıklandırma çalışmaları temelde tür zenginliğinin korunması ve sportif balıkçılığın desteklenmesi amacı ile yapılmaktadır (Cowx, 1998). Bunlarda genellikle Japonya (Kitada, 1999) ve ABD (Leber, 2004) örneklerinde olduğu gibi kamu destekli son teknoloji ve endüstriyel kuluçkahaneler kullanılmaktadır. Gelişmekte olan ülkelerde ise balıklandırma çalışmaları daha çok gıda temini ve ekonomik getiri amacıyla yapılmaktadır (Welcomme, Bartley, 1998). Bu ülkelerdeki balıklandırma faaliyetleri daha yaygın olmasına karşın, gelişmiş ülkelerdekinin aksine düşük bütçeli, ekstansif ve insan gücüne dayalıdır (Welcomme, Bartley, 1998).

Tablo 5. Gelişmiş ve gelişmekte olan ülkelerin balıklandırma stratejileri (Welcomme, Bartley, 1998)

	Gelişmiş ülkeler	Gelişmekte olan ülkeler
Amaçlar	Koruma Rekreasyon	Gıda temini Gelir sağlama
İşleyiş	Sportif balıkçılık Habitat restorasyonu Çevreye uyumlu	Ticari balıkçılık Habitat değişikliği Entansif
Ekonomik	Entansif akuakültür Sermaye yoğun üretim	Ekstansif akuakültür Emek yoğun üretim

Türkiye’de kayıtlara geçen ilk aşılama çalışması 1930’lu yıllarda sıtma hastalığının yayılmasına neden olan sivrisineklerle mücadele için Sivrisinek balığı (*Gambusia affinis*)’nin Hatay’daki Amik Gölü’ne bırakılmasıdır (Erençin, 1978). Sonrasında ise yine birçok göle aşılansmıştır (Ekmeççi vd., 2013). Bu tarihten itibaren ülkemiz iç sularına birçok farklı tür balıklandırma amacıyla bırakılmıştır (Tablo 6). Av miktarının ve çeşitliliğinin arttırılması amacı ile yapılan ilk balıklandırma çalışmaları ise 1950’li yıllarda başlamıştır (Innal ve Erkakan, 2006). Bunlardan en çok bilinen ve sonuçları tartışılanı 1955 yılında

Eğirdir Gölü'ne aşıl原因 sudak (*Sander lucioperca*)'tır (Akşiray, 1961). Gölde bulunan türlerin ekonomik değeri düşük olması ve/veya yavaş büyümeleri nedeniyle ekonomik değeri yüksek olan 10 – 15 cm boylarındaki 10.000 sudak balığı Avusturya'dan ithal edilerek göle aşıl原因mıştır. Karnivor bir balık olması nedeniyle göldeki herbivor balık türlerinden elde edilen av miktarının düşmesine neden olmasının yanında bazı türlerin tükenmesine neden olmuştur. Sudak balığının yıllık üretim miktarı 1980'lerde 800 tona kadar ulaşmışken, avı olan herbivor balık türlerinin azalması ve kanibalizm nedeniyle bu miktar 100 kg'a kadar düşmüştür (Kesici ve Kesici, 2006).

Türkiye'deki balıklandırma uygulamaları çoğunlukla iç sularımızda resmi kurumlar tarafından gerçekleştirilmektedir. Devlet Su İşleri (DSİ) bünyesinde ilki 1959'da kurulan 7 Su Ürünleri İstasyonunda (DSİ 2. Bölge Müdürlüğü İzmir - Ürkmez, DSİ 5. Bölge Müdürlüğü Bolu - Gököy, DSİ 6. Bölge Müdürlüğü Adana - Seyhan, DSİ 7. Bölge Müdürlüğü Amasya - Yedikır, DSİ 9. Bölge Müdürlüğü Elazığ - Keban, DSİ 11. Bölge Müdürlüğü Edirne - İpsala, DSİ 15. Bölge Müdürlüğü Şanlıurfa - Atatürk Barajı) baraj gölü ve göletlerin balıklandırılması için üretim faaliyetlerinde bulunmaktadır. Ülkemizde iç suların balıklandırılması konusunda faaliyet gösteren diğer resmi kurum ise Tarım ve Orman Bakanlığı'na bağlı Doğa Koruma ve Milli Parklar Genel Müdürlüğü'dür. İlki 1969 yılında Yedigöller Milli Parkında kurulan alabalık üretim istasyonu olup günümüzde Trabzon - Altındere, Mersin - Çamlıyayla ve Bolu - Abant'taki üretim tesislerinde balıklandırma amaçlı üretim faaliyetleri yürütülmektedir. Doğal Alabalık Üretimi, Yetiştirilmesi ve Orman İçi Suların Balıklandırılması projesi kapsamında 2005 yılından bu yana sürmektedir.

Tablo 6. Ülkemizde iç sularda balıklandırma amaçlı kullanılan bazı balık türleri (Balık ve Ustaoglu, 2006, Berber vd., 2008)

	Yaygın adı	Tür adı
Biyolojik mücadele amaçlı	Sivrisinek balığı	<i>Gambusia affinis</i> (Baird ve Girard, 1853) <i>Gambusia holbrooki</i> (Girard, 1859)
	Ot sazani, Çim sazani	<i>Ctenopharyngodon idella</i> (Valenciensis, 1844)
Verimliliği arttırmak amaçlı	Gökkuşluğu alabalığı	<i>Onchorhynchus mykiss</i> (Walbaum, 1792)
	Kahverengi alabalık	<i>Salmo trutta</i>
	Sazan	<i>Cyprinus carpio</i> (L., 1758)
	Sudak, Alman levreği,	<i>Sander lucioperca</i> (L., 1758)
	Tatlısu levreği	<i>Perca fluviatilis</i> (L., 1758)
	Yayın	<i>Silurus glanis</i> (L., 1758)
	Kadife balığı	<i>Tinca tinca</i> (L., 1758)
	Dere alabalığı	<i>Salvelinus fontinalis</i> (Mitchill, 1814)
	Çizgili levrek	<i>Morone chrysops</i> (Rafinesque, 1820) <i>Morone saxatilis</i> (Walbaum, 1792)
	Akbalık	<i>Coregonus laveratus laveratus</i> (L., 1758)
	Tatlısu çipurası	<i>Tilapia zilli</i> (Gervais, 1848)
	Nil tilapyası	<i>Oreochromis niloticus niloticus</i> (L., 1758)
	Çizgili taş sazancığı	<i>Pseudorasbora parva</i> (Temminck ve Schlegel, 1846)
	Japon balığı, Havuz Balığı	<i>Carassius carassius</i> (L., 1758), <i>Carassius gibelio</i> (Bloch, 1782), <i>Carassius auratus auratus</i> (L., 1758)
Gümüş balığı	<i>Atherina boyeri</i> (Risso, 1810)	

### 1.7. Çalışmanın Amacı

Dünya genelinde olduğu gibi ülkemizde de iç su ekosistemlerinde yaşayan sucul canlılar aşırı avcılık, iklim değişikliği, kirlilik ve habitat kaybı gibi nedenlerden dolayı tehdit altındadır. Av yasakları, koruma alanlarının oluşturulması, balıklandırma gibi uygulamalarla tehdit altındaki türlerin korunması ve popülasyonlarının artırılması amaçlanmaktadır.

Bu çalışmada doğal stokların artırılması amacı ile “Doğal Alabalık Üretilmesi ve Orman İçi Suların Balıklandırılması” projesi kapsamında kültür ortamında yetiştirilerek doğal ortamına geri bırakılan *Salmo trutta*'nın büyüme ve beslenme özellikleri belirlenerek doğal ortama adaptasyonlarının belirlenmesi amaçlanmıştır. Bu bağlamda, markalı bireylerin büyüme özellikleri belirlenerek aynı ortamdaki doğal türdeşleriyle karşılaştırılmış, mide içerikleri analiz edilerek besin tercihleri ve beslenme stratejileri belirlenmiştir. Ayrıca, doğal ortama bırakılan bireylerin bırakıldıkları bölgede kalıcı olup olmadıkları, doğal türdeşleriyle aynı davranışları sergileyip sergilemedikleri gözlemlenmiştir. Çalışmanın diğer bir amacı da havzada balıklandırma çalışmalarının başarılı olabilmesi için göz önünde bulundurulması gereken faktörlerin belirlenerek balıklandırma çalışmalarının optimum şekilde yürütülebilmesinin sağlanmasıdır.

## 2. YAPILAN ÇALIŞMALAR

### 2.1. Balıklandırma Çalışması

Bu çalışma, T.C. Tarım ve Orman Bakanlığı, Doğa Koruma ve Milli Parklar Genel Müdürlüğü tarafından 2005 yılında başlatılan “Doğal Alabalık Üretilmesi ve Orman İçi Suların Balıklandırılması” projesi kapsamında Rize ili Fındıklı ilçesi Çağlayan Deresine bırakılan markalı kahverengi alabalıklarla gerçekleştirilmiştir. Bu çalışma için gerçekleştirilen ilk balıklandırma çalışmasında ortalama boyları  $12,21 \pm 1,59$  cm ve ortalama ağırlıkları  $15,73 \pm 6,12$  g olan 1500 markalı kahverengi alabalık Çağlayan Deresi üzerinde belirlenen bir istasyona bırakılmıştır. İlk örnekleme çalışması Mart 2016’da gerçekleştirilmiştir. İkinci örnekleme öncesi dereye taşkın meydana gelmiş ve balıkların bırakıldığı istasyonda yapılan örneklemede markalı bireye rastlanılmamıştır. İzlemenin sürekliliğinin sağlanabilmesi için ikinci bir balıklandırma çalışması Çağlayan Deresi’nin Çiğol kolunda yapılmıştır. Bu kola ortalama boyları  $4,03 \pm 0,12$  cm ve ortalama ağırlıkları  $1,29 \pm 0,16$  g olan 500 adet markalı kahverengi alabalık bırakılmıştır (Şekil 7). Doğal ortama bırakılan bireyler Maçka-Altındere Alabalık Üretimi ve Balıklandırma İstasyonu’nda muhafaza edilen ve daha öncesinde aynı rezervuardan yakalanan anaçlardan üretilmiştir. Yaklaşık 4 cm boya ulaşan yavrular VIE (Visible Implant Elastomer) markalar ile markalandıktan sonra iki hafta kadar gözlemlenmiş ve 21/05/2017 tarihinde doğal ortama bırakılmışlardır.



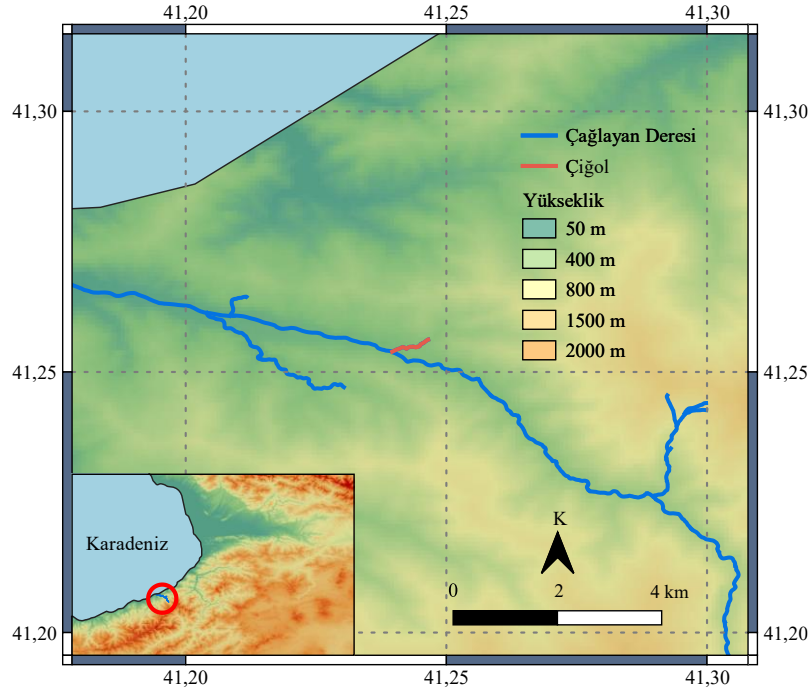
Şekil 7. Markalı balıkların doğal ortama bırakılışı



Bahsi geçen proje ile habitat kaybı, yasadışı/aşırı avcılık ve kirlilik gibi nedenlerle azalan doğal alabalık stoklarının geri kazanımı, bu türler ile ilgili farkındalığın artırılması ve sportif balıkçılığın geliştirilerek yerel halka sosyoekonomik anlamda katkıda bulunulması amaçlanmaktadır. Yapılan balıklandırma çalışmalarında gen kaynaklarının korunması da hedef edinilmiş olup; doğaya bırakılan bireyler aynı rezervuardan alınan anaçlardan üretilmektedir. Bu bağlamda, projenin başlamasından bu yana orman içi sulara 22 milyonun üzerinde alabalık stoklanmış ve hali hazırda mevcut üretim merkezlerinde balıklandırma amacıyla üretim devam ettirilmektedir.

## 2.2. Çalışma Sahası ve Örnekleme Takvimi

Bu çalışma Rize ili Fındıklı ilçesi Çağlayan Deresi'nin Çiğol kolunda yürütülmüştür (Şekil 8). Kaçkar Dağları'nın zirvesinden doğan Çağlayan Deresi'nin toplam uzunluğu 34,5 km, yağış alanı 174 km<sup>2</sup> ve yıllık ortalama debisi 9 m<sup>3</sup>/sn'dir. Yöreye düşen yağış miktarının fazlalığı ve arazinin eğimli oluşu sonucunda, vadiye düşen yağış yüzeysel akışla bu akarsuyu beslemektedir (Gürgen, 2004). Çağlayan Deresi ve kolları etrafındaki yerleşim alanları, tarım alanları ve diğer ekosistemlerle etkileşerek Karadeniz'e dökülmektedir.



Şekil 8. Örnekleme sahası

Örnekleme çalışmaları aylık periyotlarla gerçekleştirilmiştir. Çalışmanın yürütüldüğü havza taşkınların meydana geldiği bir coğrafyada yer almaktadır (Şekil 9). Ekim 2017 örnekleme bölgesindeki yoğun yağış sonucu taşkınlar nedeniyle gerçekleştirilememiştir.



Şekil 9. Çalışma sahasında meydana gelen taşkın öncesi (A, C) ve sonrası (B, D) görüntüleri (Seyhan, 2020 orj.)

### 2.3. Su Kalitesi Parametrelerinin Ölçümü

Çalışma istasyonundaki bazı su kalitesi parametrelerinin ölçümü yerinde ve laboratuvar ortamında olmak üzere iki şekilde yapılmıştır. Yerinde ölçümler (sıcaklık, pH, çözülmüş oksijen ve elektriksel iletkenlik, tuzluluk) balık örneklemesinden önce Hach Lange HQ40D model (Şekil 10) su analiz seti ile gerçekleştirilmiştir. Nitrit azotu ( $\text{NO}_3\text{-N}$  mg/L), nitrat azotu ( $\text{NO}_2\text{-N}$  mg/L), amonyum azotu ( $\text{NH}_3\text{-N}$  mg/L), askıda katı madde (mg/L), laboratuvar ortamında ölçümlerinin yapılması için istasyondan 1 litrelik plastik numune kapları ile su numuneleri APHA (2005)'e göre alınmıştır. Arazi çalışmasının ardından su numuneleri laboratuvarında  $+4^\circ\text{C}$ 'de muhafaza edilmiş, örnekleme ertesi günü laboratuvarında analizler Hach Lange DR3900 spektrofotometre (Şekil 10) ile ilgili protokoller kullanılarak gerçekleştirilmiştir. Ölçülen parametreler, kullanılan ölçüm/analiz metotları ve kullanılan cihazlar Tablo 7'de verilmiştir.

Tablo 7. Su kalitesi parametrelerinin ölçümünde kullanılan yöntem ve araçlar

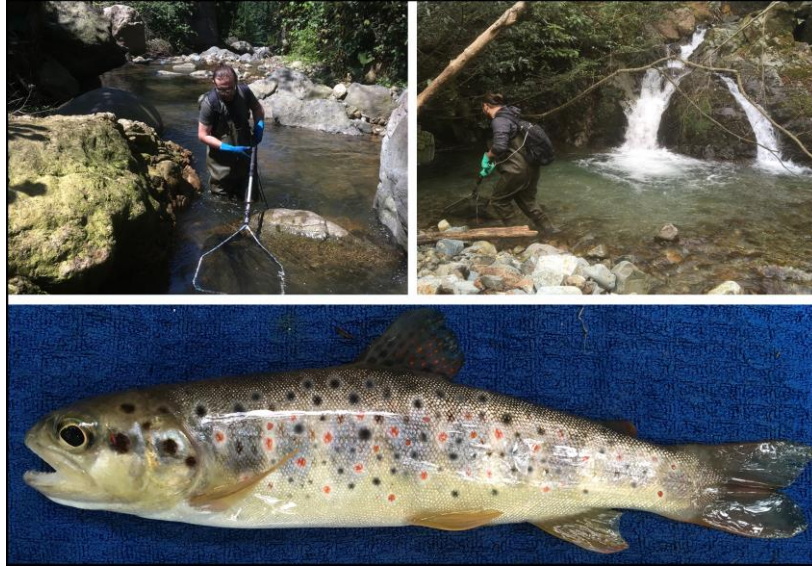
Parametre	Ölçüm/Analiz Yöntemi	Kullanılan Cihaz
Sıcaklık (°C)	Elektrometrik	Hach Lange HQ40D
Çözünmüş oksijen (mg/L)	Elektrometrik	Hach Lange HQ40D
pH	Elektrometrik	Hach Lange HQ40D
Elektriksel iletkenlik ( $\mu\text{S}/\text{cm}$ )	Elektrometrik	Hach Lange HQ40D
Tuzluluk	Elektrometrik	Hach Lange HQ40D
Askıda Katı Madde(mg/L)	Gravimetrik (SM 2540 D) (APHA, 2005)	Genel laboratuvar aletleri
Nitrit azotu ( $\text{NO}_2\text{-N}$ mg/L)	Diazotasyon Metodu (Metot 8507)	Hach Lange DR 3900
Nitrat azotu ( $\text{NO}_3\text{-N}$ mg/L)	Kadmiyum indirgeme metodu (Metot 8039)	Hach Lange DR 3900
Amonyum azotu ( $\text{NH}_3\text{-N}$ mg/L)	Nessler Metodu (Metot 8038)	Hach Lange DR 3900
Permanganat indeksi (Organik madde mg/L)	Permanganat ile Titrimetrik (SM 4500- OD)	Genel laboratuvar aletleri



Şekil 10. Yerde ölçümler için kullanılan Hach Lange HQ40D (solda) ve laboratuvardaki analizler için kullanılan Hach Lange DR 3900 spektrofotometre (sağda)

#### 2.4. Balık Örneklerinin Yakalanması ve Ölçümler

Su numunelerinin alınmasının ardından dereye 300 – 500 m arasındaki mesafe taranarak Samus 725MS elektroşok cihazıyla balık örnekleme gerçekleştirilmiştir (Şekil 11). Bahsi geçen cihaz 12 V DC girişli maksimum 600 W çıkışlı olup iç sularda bilimsel amaçlı çalışmalarda yaygın olarak kullanılmaktadır. Yakalanan bireyler örnekleme çalışması bitene kadar içi su dolu ve hava taşı ile havalandırılan 25 L'lik plastik saklama kutusunda muhafaza edilmişlerdir. Örnekleme işleminin tamamlanmasının ardından plastik saklama kutusunda muhafaza edilen bireyler, boy ölçümü, ağırlık ölçümü ve mide yıkama işlemi için içerisinde 2 litre hacminde 40 mg/L benzokain ( $C_9H_{11}NO_2$ ) çözeltisi bulunan kovaya ikişerli gruplar halinde konulmuştur. Yaklaşık üç dakika içerisinde, benzokain çözeltisine maruz bırakılan bireylerde solunumun yavaşlaması, istemli yüzmenin durması ve denge kaybı gözlenmiştir. Anestezinin etkisi altındaki bireyler benzokain çözeltisi bulunan kovadan alınarak ölçümler ve mide yıkama işlemi gerçekleştirilmiştir. Bu işlemlerin ardından bireyler tekrar içi su dolu 25 L'lik ayrı bir saklama kabına alınarak anestezinin etkisinin geçmesi beklenmiştir. Bireylerin solunum hızının normale döndüğü, dengesini sağlayabildiği ve tekrar serbest yüzmeye geçtikleri gözlemlendikten sonra dereye tekrar geri bırakılmışlardır.



Şekil 11. Elektroşok ile balık örnekleme ve geri yakalanan markalı kahverengi alabalık

Örnekleme çalışmasının yürütülebilmesi adına Karadeniz Teknik Üniversitesi, Hayvan Deneyleri Yerel Etik Kurul Başkanlığı'ndan (10/05/2016 tarihli, 2016/21 dosya nolu, 1 nolu etik kurul kararı), T.C. Tarım ve Orman Bakanlığı, Balıkçılık ve Su Ürünleri Müdürlüğü'nden (10/06/2015 tarihli, 67852565-140.03.03-1561-1564 sayılı araştırma izni) ve T.C. Tarım ve Orman Bakanlığı, Doğa Koruma ve Milli Parklar Genel Müdürlüğü'nden (22/07/2016 tarihli, 72784983-488.04-148223 sayılı araştırma izni) gerekli izin ve belgeler alınmıştır.

#### 2.4.1. Boy-Ağırlık Ölçümleri ve Mide İçeriği Örneklerinin Alınması

Balıklar tekrar canlı olarak yakalandıkları ortama geri bırakılacaklarından boy ve ağırlık ölçümü işlemleri asgari elleçleme yapılarak arazide gerçekleştirilmiştir. Total boy ölçümleri 0,1 cm hassasiyetinde çelik cetvel yardımıyla yapılmıştır (Şekil 12). Boy ölçümleri yapılırken bireyler yan hat üzerine yatırılmış ve burun ucu ile kuyruk yüzgecinin en uç kısmının aynı hizada olmasına dikkat edilmiştir. Boy ölçümünün ardından bireylerin vücudunun üzerindeki fazla su yumuşak bir havlu yardımı ile bastırılmadan alındıktan sonra teraziye alınmış ve 0,01 g hassasiyetinde tartım yapılmıştır.



Şekil 12. Ölçümler ve mide yıkama işlemi

Bireylerin besin kompozisyonunun ve tercihinin belirlenebilmesi amacıyla mide içeriği örnekleri alınmıştır. Bireyler tekrar canlı olarak doğal ortama bırakılacaklarından mide içeriği, öldürücü bir yöntem olmayan ve uygulama sonrası düşük ölüm oranına sahip (Braga vd., 2017) mide yıkama yöntemi ile alınmıştır. Bu yöntem ile özellikle salmonidlerde mide içeriğinin %80 – 100'ünün alınabilmesi mümkündür (Kamler ve Pope, 2001). Bunun için 50 ml'lik bir enjektörün ucuna bağlı ince ve elastik bir hortum balığın ağzından midesine kadar yavaşça sokularak mideye su basılmış ve mide içeriği 100 ml'lik plastik örnek kabına alınmıştır (Şekil 12). Gerekli görülmesi halinde bu işlem aynı balığa iki kez uygulanmıştır. Mide içeriği örnekleri laboratuvar incelemesi yapılabildiği kadar %5'lik formaldehit çözeltisi içerisinde muhafaza edilmiştir.

### 2.5. Boyca ve Ağırlıkça Oransal Büyümenin Belirlenmesi

Oransal büyüme, t zamanında erişilen mutlak boy veya ağırlığın bir önceki (t-1) mutlak boya veya ağırlığa oranı olarak tanımlanmaktadır. Oransal boy ve ağırlık artışı aşağıdaki eşitlikler kullanılarak hesaplanmıştır (Ricker, 1975).

$$\%G_L = \left( \frac{L_t - L_{t-1}}{L_{t-1}} \right) \times 100 \quad (1)$$

$$\%G_W = \left( \frac{W_t - W_{t-1}}{W_{t-1}} \right) \times 100 \quad (2)$$

Yukarıdaki eşitliklerde;  $G_L$  ve  $G_W$  sırasıyla oransal boy artışını ve oransal ağırlık artışını,  $L_{t-1}$  ve  $W_{t-1}$  sırasıyla balığın önceki boyunu ve ağırlığını,  $L_t$  ve  $W_t$  sırasıyla balığın son boyunu ve ağırlığını temsil etmektedir.

### 2.6. Spesifik Büyümenin Belirlenmesi

Spesifik büyüme, belirli bir dönemde ( $\Delta t$ ) balığın son ağırlığı veya boyuna oranının doğal logaritması olarak tanımlanmaktadır. Ağırlıkça ve boyca spesifik büyüme aşağıdaki eşitlikler kullanılarak hesaplanmıştır (Ricker, 1975).

$$SGR_L = \frac{\ln(L_{t+\Delta t}) - \ln(L_t)}{\Delta t} \times 100 \quad (3)$$

$$SGR_W = \frac{\ln(W_{t+\Delta t}) - \ln(W_t)}{\Delta t} \times 100 \quad (4)$$

Yukarıdaki eşitliklerde;  $SGR_L$  ve  $SGR_W$  boyca ve ağırlıkça spesifik büyüme oranını (%/gün),  $L_{(t+\Delta t)}$  ölçülen son boyu (cm),  $L_t$  ölçülen ilk boyu (cm),  $W_{(t+\Delta t)}$  ölçülen ilk ağırlığı (g),  $W_t$  ölçülen son ağırlığı (g),  $\Delta t$  ölçümler arasındaki zaman farkını (gün) ifade etmektedir.

## 2.7. Kondisyon Faktörünün Hesaplanması

Örneklemede yakalanan markalı ve doğal alabalıkların kondisyon faktörü hesaplamalarında Fulton Kondisyon Faktörü formülünün Htun - Han (1978) ile Gibson ve Ezzi (1978) tarafından modifiye edilmiş şekli kullanılmıştır.

$$K = \left( \frac{W}{L^3} \right) \times 100 \quad (5)$$

Yukarıdaki eşitlikte K: kondisyon faktörünü, W: balığın ağırlığını (g), L: balığın boyunu (cm) ifade etmektedir.

## 2.8. Boy - Ağırlık İlişkisinin Belirlenmesi

Boy - ağırlık ilişkisinin belirlenmesinde aşağıdaki eşitlikten faydalanılmıştır (Ricker, 1975).

$$W = aL^b \quad (6)$$

Yukarıdaki eşitlikte W: balığın ağırlığını (g), L balığın total boyunu (cm), a ve b regresyon sabitlerini (en küçük kareler yöntemine göre hesaplanır) ifade etmektedir.

Boy - ağırlık ilişkisindeki b değerinin 3'ten farklı olup olmadığı aşağıdaki eşitlik kullanılarak test edilmiştir (Pauly, 1984).

$$t = \left[ \frac{SD_{(\log L)}}{SD_{(\log W)}} \right] \times \left[ \frac{|b - 3|}{\sqrt{1 - r^2}} \right] \times \sqrt{n - 2} \quad (7)$$

Yukarıdaki eşitlikte  $SD_{(\log L)}$ :  $\log L$ 'nin standart sapmasını,  $SD_{(\log W)}$ :  $\log W$ 'nin standart sapmasını,  $n$ : örnek sayısını ifade etmektedir. Hesaplanan  $t$  değeri,  $(n-2)$  serbestlik derecesine göre  $t$  tablosunda bulunan değerden büyük ise  $b$  değeri 3'ten farklıdır (Pauly, 1984).

## 2.9. Von Bertalanffy Büyüme Denklemi Değerleri (VBBD)'nin Tahmini

Büyüme parametrelerinin belirlenmesinde von Bertalanffy büyüme denklemi kullanılmıştır (von Bertalanffy, 1957).

$$L_t = L_\infty (1 - e^{-K(t-t_0)}) \quad (8)$$

Bu denklemde;  $L_t$ :  $t$  yaşında balığın ulaşacağı boyu,  $L_\infty$ :  $t$  sonsuz olduğunda balığın ulaşabileceği teorik boyu,  $K$ : yıllık büyüme katsayısını,  $t_0$ : balık boyunun teorik olarak sıfır olduğu yaşı ifade etmektedir. Bahsi geçen parametrelerin hesaplanmasında markalı bireylerde ELEFAN (Electronic Length Frequency Analysis) ve en küçük kareler yöntemi, doğal bireylerde ise sadece boy frekansları verileri olduğu için ELEFAN kullanılmıştır (Sparre ve Venema, 1998).

En küçük kareler yönteminde yaşlara karşılık gelen boylar ( $L_t$ )  $x$  değişkeni ve bir sonraki yaşa ( $L_{t+1}$ ) denk gelen boylar da  $y$  değişkeni olarak kabul edilir,  $x$ 'e karşılık gelen  $y$  değeri yardımıyla çizilen doğrunun eğimi ( $b_1$ ), doğrunun  $y$  eksenini kestiği nokta ( $a_1$ ) bulunur. Bu regresyondan elde edilen  $a_1$  ve  $b_1$  katsayıları ile aşağıdaki eşitlikler kullanılarak  $L_\infty$  ve  $K$  hesaplanır.

$$L_\infty = \frac{a_1}{1 - b_1} \quad (9)$$

$$K = -\ln(b_1) \quad (10)$$



Denklemdede yer alan balık boyunun teorik olarak sıfır olduğu yaşının ( $t_0$ ) hesaplanması için x ekseninde yaşların ( $t$ ), y ekseninde  $L_\infty - L_t$  değerlerinin olduğu ikinci bir regresyon ile  $b_2$  ve  $a_2$  katsayıları hesaplanarak aşağıdaki eşitlik yardımıyla  $t_0$  hesaplanır.

$$t_0 = \frac{a_2 - \ln(L_\infty)}{K} \quad (11)$$

ELEFAN (Pauly ve David, 1981), yaş okumalarının yapılamadığı durumlarda boy frekansları kullanılarak büyüme parametrelerinin tahmin edilmesinde yaygın olarak kullanılan bir yöntemdir. Örneklensn doğal bireyler ölçümler ve mide yıkamadan sonra geri bırakıldığı için yaşları belirlenememiştir. Bu nedenle VBBD parametrelerinin tahmini için ELEFAN kullanılmıştır. ELEFAN ile büyüme parametrelerinin tahmini R programlama dili paketi olan TropFishR (Mildenberger vd., 2017) kullanılarak yapılmıştır.

Bireylerin sonsuzda ulaşabileceği teorik ağırlık ( $W_\infty$ ) boy - ağırlık ilişkisi kullanılarak aşağıdaki eşitlik kullanılarak hesaplanmıştır.

$$W_\infty = aL_\infty^b \quad (12)$$

Eşitlikte a ve b boy ağırlık ilişkisinden elde edilen sabitleri,  $L_\infty$  ise VBBD ile hesaplanan sonsuzdaki boyu ifade etmektedir.

## 2.10. Büyüme Performansı İndeksi

Büyüme performansı indeksi ( $\emptyset'$ ) Pauly ve Munro (1984)'ya göre aşağıdaki eşitlik kullanılarak hesaplanmıştır.

$$\emptyset' = 2\text{Log}L_\infty + \text{Log}K \quad (13)$$

Eşitlikte,  $L_\infty$  ve K, Von Bertalanffy büyüme denkleminde elde edilen parametrelerdir.

## 2.11. Diyet Analizleri

Mide içeriği örnekleri incelenmeden önce formaldehitin etkisinin azaltılması için 1 saat saf suda bekletilmiştir. Ardından petri kabına aktarılan mide içeriğindeki binoküler mikroskop altında seçilmiş ve takım düzeyinde gruplandırılmış ve sayılmıştır. Gruplandırılan bireyler kurutma kağıdına konarak üzerlerindeki fazla su alınmış ve ağırlıkları 0,001 g hassasiyetli hassas terazi ile tartılmıştır.

### 2.11.1. Diyet Analizlerinde Kullanılan İndeksler

Diyet analizlerinde belirlenen her bir besin grubu için rastlanma sıklığı oranı (%F), sayıca oran (%N) ve ağırlıkça oran (%W) hesaplanmıştır (Hyslop, 1980). Tüm besin kategorileri için nispi önemlilik indeksi IRI ve %IRI hesaplanmıştır (Pinkas, 1971). Bu hesaplamalar aşağıdaki eşitlikler kullanılarak yapılmıştır;

$$\%F = F_i / \sum_{i=1}^n F \quad (14)$$

Yukarıdaki eşitlikte %F rastlanma sıklığı oranını,  $F_i$  i preyinin bulunduğu mide sayısını, F toplam dolu mide sayısını ifade etmektedir.

$$\%W = W_i / \sum_{i=1}^n W \quad (15)$$

Yukarıdaki eşitlikte %W ağırlıkça oranı,  $W_i$  i preyinin ağırlığını, W tüm preylerin ağırlıkları toplamını ifade etmektedir.

$$\%N = N_i / \sum_{i=1}^n N \quad (16)$$

Yukarıdaki eşitlikte %N sayıca oranı,  $N_i$  i preyinin sayısını, N tüm preylerin toplam sayısını ifade etmektedir.

$$IRI = (\%N + \%W) \times \%F \quad (17)$$

Yukarıdaki eşitlikte IRI nispi önemlilik indeksini, %N sayıca oranı, %W ağırlıkça oranı ve %F rastlanma sıklığını ifade etmektedir.

$$\%IRI = 100 \times IRI_i / \sum_{i=1}^n IRI \quad (18)$$

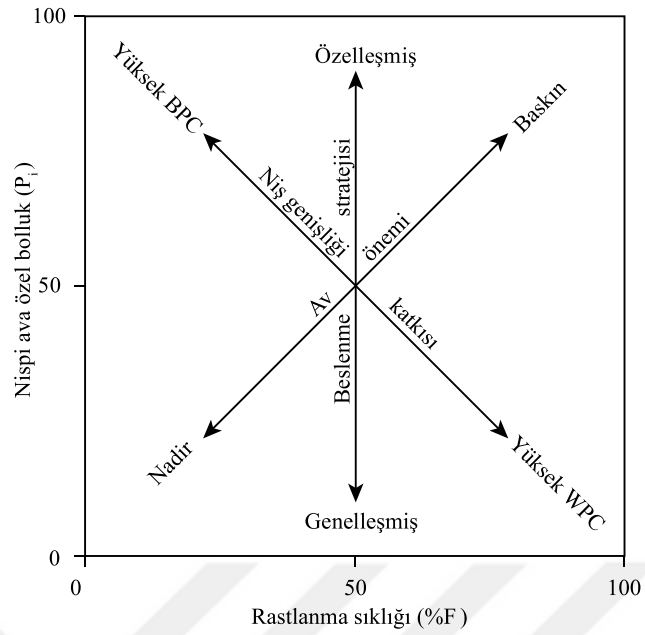
Yukarıdaki eşitlikte %IRI nispi önemlilik indeksi oranını,  $IRI_i$  i preyinin nispi önemlilik indeksini, IRI toplam nispi önemlilik indeksini ifade etmektedir.

### 2.11.2. Costello Grafiği

Örneklenen balıkların beslenme stratejileri Amundsen (1996) tarafından modifiye edilmiş Costello grafiği (Şekil 13) kullanılarak belirlenmiştir (Costello, 1990). Bu grafik iki bileşenden oluşmaktadır. Yatay ekseninde rastlanma sıklığı oranı (%F), dikey ekseninde de nispi ava özel bolluk ( $P_i$ ) değerleri bulunmaktadır.  $P_i$  aşağıdaki formüle göre hesaplanmaktadır.

$$P_i = \frac{\sum S_i}{\sum S_{ti}} \quad (19)$$

Yukarıdaki formülde  $S_i$  i preyinin bulunduğu midelerdeki i preyi sayısını,  $S_{ti}$  i preyinin bulunduğu midelerdeki toplam prey sayısını ifade etmektedir.



Şekil 13. Costello grafiği (Amundsen vd., 1996; Costello, 1990)

Costello grafiğinde, y eksenindeki yüksek değerler balığın avlanma stratejisinin özelleşmiş, düşük değerler ise avlanma stratejisinin genelleşmiş olduğunu göstermektedir. Grafiğin sağ üst kısmında yer alan besin grupları, balıklar için önemli bir av olduğunun, sol alt kısımda kalan besinler balıklar için nispeten önemsiz bir av olduğunun göstergesidir. Grafiğin sol üst kısmında yer alan besin grupları az sayıda bireyin spesifik olarak avlandığını, grafiğin sağ alt kısmında yer alan besin grupları ise çok sayıda bireyin genelleşmiş olarak beslendiğinin göstergesidir (Amundsen vd., 1996).

## 2.12. Verilerin Değerlendirilmesi ve İstatistiksel Analizler

Markalı ve doğal bireylerin boy, ağırlık ve kondisyon faktörleri için aylar arasındaki farklılıklar çoklu karşılaştırma testleri ile test edilmiştir. Hangi çoklu karşılaştırma testinin uygulanacağına karar vermek için veri setinde normal dağılım Shapiro - Wilk testi ile test edilmiştir. Test sonucunda markalı ve doğal bireylerin boy, ağırlık ve kondisyon faktörü verilerinin normal dağılım göstermediği saptanmıştır (Shapiro - Wilk test,  $p < 0,05$ ). Verilere Zar (2010)'a göre  $\log(x)$  dönüşümü uygulanarak normal dağılım tekrar test edilmiş, markalı bireylerin boy ve ağırlık verilerinin normal dağılım gösterdiği saptanırken, markalı bireylerin kondisyon faktörü ile doğal bireylerin boy, ağırlık ve kondisyon faktörlerinin

normal dağılım göstermediği tespit edilmiştir. Normal dağılım gösteren verilerde varyansın homojenliği  $\log(x+1)$  dönüşümü ile test edilmiş ve varyansın homojen olduğu tespit edilmiştir (Levene's test,  $p>0,05$ ). Böylece ANOVA (Analysis of Variance) testinin varsayımlarını sağlayan verilere ANOVA testi uygulanmış, test sonucunda farklılık tespit edilmesi durumunda farklılığın hangi aylar arasında olduğu Tukey HSD testi ile belirlenmiştir. Normal dağılım göstermeyen verilerde ise ANOVA'nın parametrik olmayan karşılığı olan Kruskal-Wallis testi uygulanmış, test sonucunda farklılık görülmesi halinde farklılığın hangi aylar arasında görüldüğünün tespit edilmesi için de Mann-Whitney U testinden yararlanılmıştır. Markalı ve doğal bireylerin beslenme alışkanlıkları arasında fark olup olmadığı NMDS (Non-metric Multidimensional Scaling) ve ANOSIM (Analysis of Similarities) testleriyle sınanmıştır. Tüm istatistiksel analizler %95 güven aralığında yapılmıştır. İstatistiksel analizler için R (ver. 3.6.0) programlama dili kullanılmıştır (R Core Team, 2020). Shapiro - Wilk, Levene's Test, ANOVA, Tukey HSD, Kruskal-Wallis ve Mann-Whitney U testleri için stats, multcompView (Graves vd., 2019), agricolae (Mendiburu, 2020), ELEFAN analizi için TropFishR (Mildenberger vd., 2017), mide içeriği analizlerinde kullanılan NMDS ve ANOSIM analizleri için vegan (Oksanen vd., 2018) ve verilerin görselleştirilmesinde ggplot2 (Wickham, 2016) paketleri kullanılmıştır.

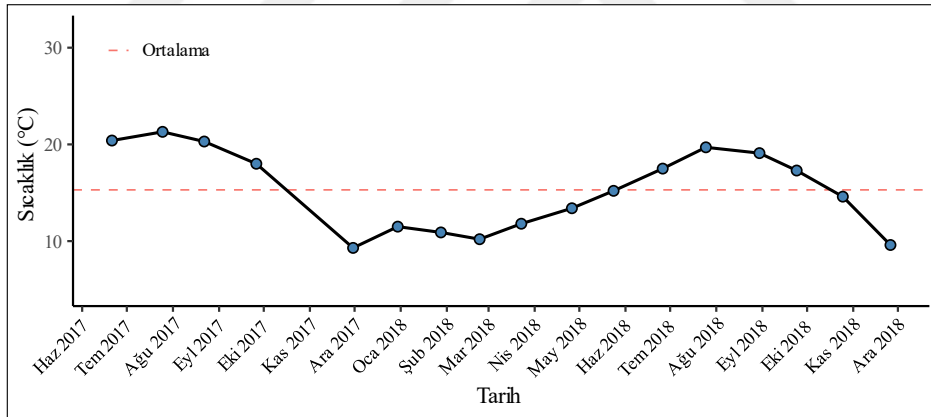
### 3. BULGULAR

#### 3.1. Su Kalitesi Parametreleri

Örnekleme süresince Çağlayan Deresi'ndeki istasyonda düzenli olarak dere suyunun bazı fiziko-kimyasal özelliklerinin ölçümleri gerçekleştirilmiştir.

##### 3.1.1. Sıcaklık

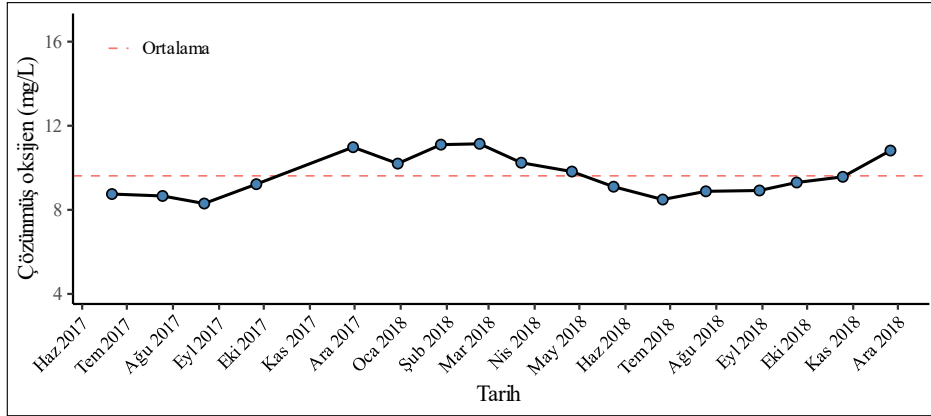
Örnekleme istasyonunda ölçülen sıcaklık değerleri 9,3 °C – 21,3 °C arasında değişiklik göstermiş, en düşük sıcaklık Kasım 2017, en yüksek sıcaklık ise Temmuz 2017 örneklemelerinde ölçülmüştür (Şekil 14). Çalışma süresince ortalama sıcaklık değeri  $15,33 \pm 4,20$  °C olarak hesaplanmıştır.



Şekil 14. Örnekleme istasyonunda ölçülen sıcaklığın aylara göre değişimi

##### 3.1.2. Çözünmüş Oksijen

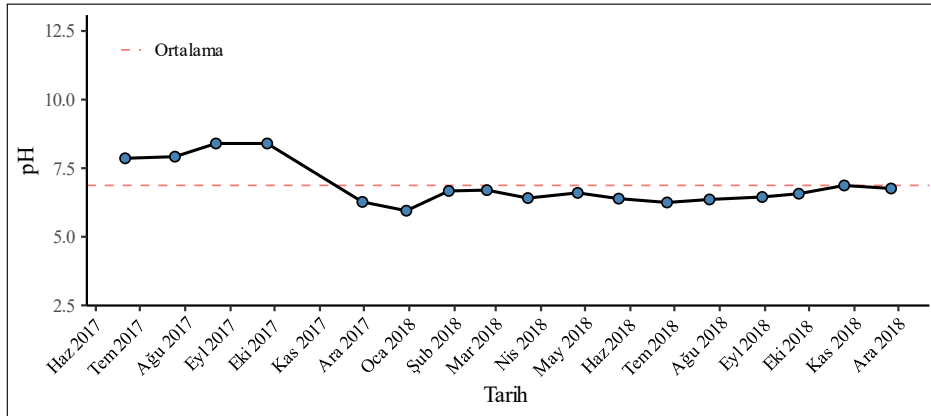
Örnekleme istasyonunda ölçülen çözünmüş oksijen miktarı 8,30 mg/L – 11,14 mg/L arasında değişiklik göstermiş, en düşük çözünmüş oksijen miktarı Ağustos 2017, en yüksek çözünmüş oksijen miktarı ise Şubat 2018 örneklemelerinde ölçülmüştür (Şekil 15). Çalışma süresince ortalama çözünmüş oksijen miktarı  $9,62 \pm 0,96$  mg/L olarak hesaplanmıştır.



Şekil 15. Örnekleme istasyonunda ölçülen çözünmüş oksijen miktarının aylara göre değişimi

### 3.1.3. pH

Örnekleme istasyonunda ölçülen pH değerleri 5,95 – 8,40 arasında değişiklik göstermiş, en düşük pH değeri Ocak 2018, en yüksek pH değeri ise Ağustos 2017 ve Eylül 2017 örneklemelerinde ölçülmüştür (Şekil 16). Çalışma süresince ortalama pH değeri  $6,87 \pm 0,77$  olarak hesaplanmıştır.

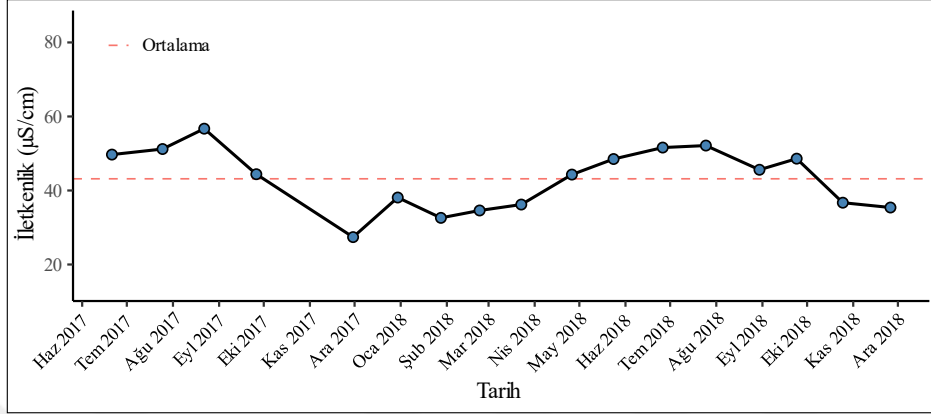


Şekil 16. Örnekleme istasyonunda ölçülen pH'ın aylara göre değişimi

### 3.1.4. Elektriksel İletkenlik

Örnekleme istasyonunda ölçülen elektriksel iletkenlik  $27,4 \mu\text{S/cm} - 56,7 \mu\text{S/cm}$  arasında değişiklik göstermiş, en düşük elektriksel iletkenlik Kasım 2017, en yüksek

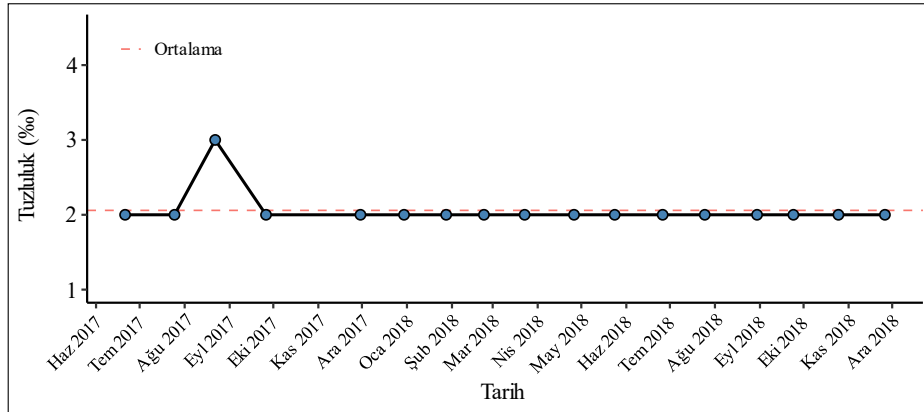
elektriksel iletkenlik ise Ağustos 2017 örneklemelerinde ölçülmüştür (Şekil 17). Çalışma süresince ortalama elektriksel iletkenlik  $43,16 \pm 8,36 \mu\text{S}/\text{cm}$  olarak hesaplanmıştır.



Şekil 17. Örneklemeye istasyonunda suyun elektriksel iletkenliğinin aylara göre değişimi

### 3.1.5. Tuzluluk

Örneklemeye istasyonunda suyun tuzluluğu minimum %2 maksimum %3 ve ortalama  $2,00 \pm 0,02$  olarak ölçülmüştür (Şekil 18).

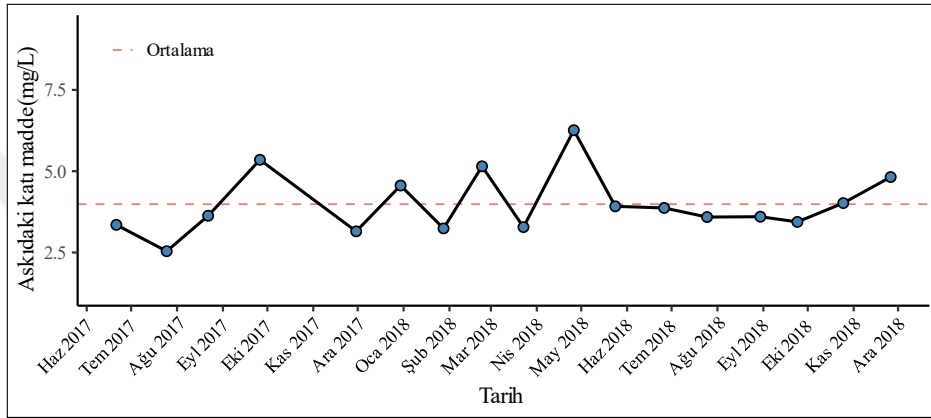


Şekil 18. Örneklemeye istasyonunda sudaki tuzluluğun aylara göre değişimi



### 3.1.6. Askıdaki Katı Madde

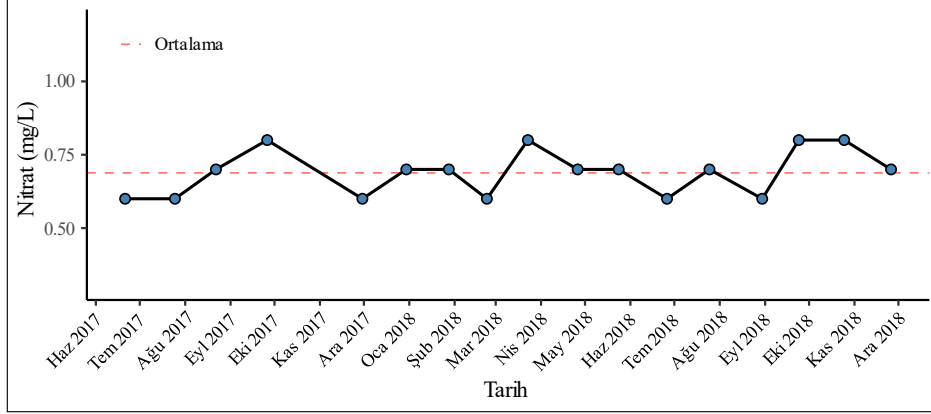
Örnekleme istasyonunda belirlenen askıdaki katı madde miktarı 2,54 mg/L – 6,26 mg/L arasında değişiklik göstermiş, en düşük askıdaki katı madde miktarı Ağustos 2017, en yüksek askıdaki katı madde miktarı ise Nisan 2018 örnekleme zamanlarında belirlenmiştir (Şekil 19). Çalışma süresince ortalama askıdaki katı madde miktarı  $3,99 \pm 0,95$  mg/L olarak hesaplanmıştır.



Şekil 19. Örnekleme istasyonunda sudaki askıdaki katı madde miktarının aylara göre değişimi

### 3.1.7. Nitrat Azotu (NO<sub>3</sub>-N)

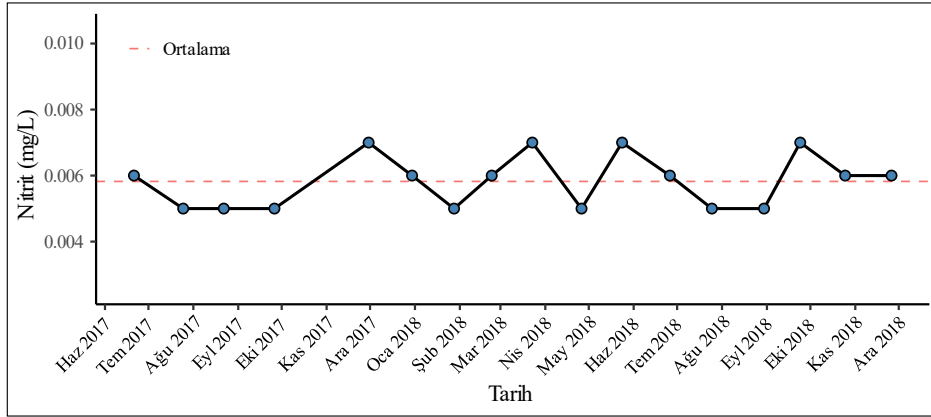
Örnekleme istasyonunda ölçülen nitrat azotu (NO<sub>3</sub>-N) miktarı 0,6 mg/L – 0,8 mg/L arasında değişiklik göstermiştir (Şekil 20). Çalışma süresince ortalama nitrat azotu (NO<sub>3</sub>-N) miktarı  $0,69 \pm 0,08$  mg/L olarak hesaplanmıştır.



Şekil 20. Örnekleme istasyonunda sudaki nitrat azotu ( $\text{NO}_3\text{-N}$ ) miktarının aylara göre değişimi

### 3.1.8. Nitrit Azotu ( $\text{NO}_2\text{-N}$ )

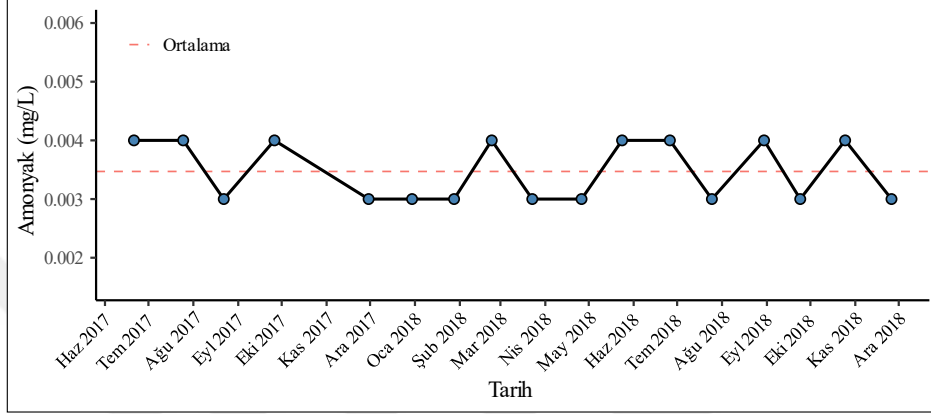
Örnekleme istasyonunda ölçülen nitrit azotu ( $\text{NO}_2\text{-N}$ ) miktarı 0,005 mg/L – 0,007 mg/L arasında değişiklik göstermiştir (Şekil 21). Çalışma süresince ortalama nitrit azotu ( $\text{NO}_2\text{-N}$ ) miktarı  $0,006 \pm 0,001$  mg/L olarak hesaplanmıştır.



Şekil 21. Örnekleme istasyonunda sudaki nitrit azotu ( $\text{NO}_2\text{-N}$ ) miktarının aylara göre değişimi

### 3.1.9. Amonyum Azotu (NH<sub>3</sub>-N)

Örnekleme istasyonunda ölçülen amonyum azotu (NH<sub>3</sub>-N) miktarı 0,003 mg/L – 0,004 mg/L arasında değişiklik göstermiştir (Şekil 22). Çalışma süresince ortalama amonyum azotu (NH<sub>3</sub>-N) miktarı  $0,003 \pm 0,001$  mg/L olarak hesaplanmıştır.



Şekil 22. Örnekleme istasyonunda sudaki amonyum azotu (NH<sub>3</sub>-N) miktarının aylara göre değişimi

### 3.2. Örneklenen Birey Sayısı

Rize Çağlayan Deresi'nden 21 Haziran 2017 ve 06 Ekim 2018 tarihleri arasında toplam 424 birey elektroşok cihazı ile örneklenmiştir. Çalışma süresince örneklenen bireylerin 169 tanesini balıklandırma amaçlı doğal ortama bırakılan markalı bireyler, 255 tanesini ise doğal stoku oluşturan bireyler oluşturmuştur.

### 3.3. Markalı Bireylerde Büyümenin İncelenmesi

Çalışmada kahverengi alabalıklara ait büyüme parametreleri farklı matematiksel modeller uygulanarak tespit edilmiştir. Aylar arasında büyümenin farklılık gösterip göstermediği çoklu karşılaştırma testleri ile test edilmiştir.

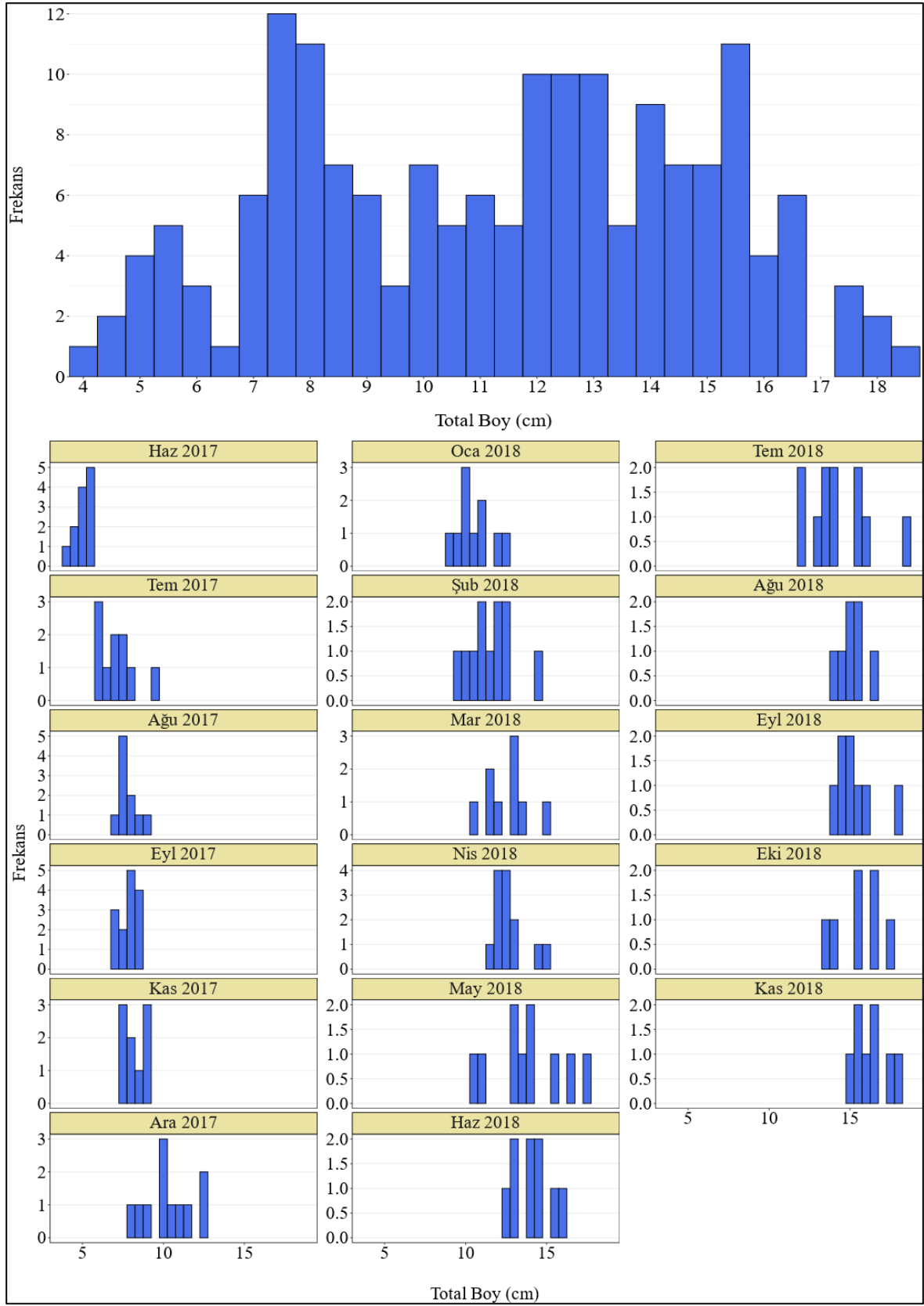
### 3.3.1. Bireylerin Boy Dağılımları

Ortalama total boyları  $4,03 \pm 0,12$  cm olarak Rize Çağlayan Deresi'nin Çiğol koluna bırakılan markalı bireylerin total boylarının son örneklemede ortalama  $16,23 \pm 0,35$  cm olduğu belirlenmiştir. Tek yönlü varyans analizi sonuçlarına göre aylar arasında boy artışı istatistiksel olarak anlamlı bulunmuştur (ANOVA,  $F_{16,152}=111,2$ ,  $p<0,01$ ) (Tablo 8).

Tablo 8. Markalı bireylerin aylara göre boy ölçüm sonuçları (aynı harfli üst simgeler boy ortalamalarında istatistiksel olarak fark olmadığını ifade etmektedir (Tukey HSD,  $p>0,05$ ))

Örnekleme Tarihi	Total boy (cm)			
	n	Min. Boy	Maks. Boy	Ort. $\pm$ SH
Haz 2017	12	4,0	5,5	$5,03 \pm 0,14^f$
Tem 2017	10	5,9	9,3	$7,09 \pm 0,33^e$
Ağu 2017	10	7,1	8,9	$7,74 \pm 0,18^e$
Eyl 2017	14	6,9	8,6	$7,88 \pm 0,15^e$
Kas 2017	9	7,4	9,0	$8,19 \pm 0,20^e$
Ara 2017	11	8,2	12,5	$10,37 \pm 0,43^d$
Oca 2018	10	9,0	12,3	$10,57 \pm 0,33^d$
Şub 2018	11	9,7	14,6	$11,54 \pm 0,43^{cd}$
Mar 2018	9	10,4	14,8	$12,58 \pm 0,44^{bc}$
Nis 2018	13	11,7	14,9	$12,69 \pm 0,27^{bc}$
May 2018	10	10,7	17,3	$13,88 \pm 0,67^{ab}$
Haz 2018	9	12,7	16,1	$14,18 \pm 0,37^{ab}$
Tem 2018	11	11,9	18,3	$14,28 \pm 0,57^{ab}$
Ağu 2018	7	14,0	16,5	$15,17 \pm 0,31^a$
Eyl 2018	8	13,9	17,8	$15,29 \pm 0,43^a$
Eki 2018	7	13,7	17,6	$15,56 \pm 0,53^a$
Kas 2018	8	14,8	17,8	$16,24 \pm 0,35^a$

Çalışma süresince örneklenen tüm markalı bireylerin boy dağılımı ve aylara göre boy dağılımı Şekil 23'de verilmiştir.



Şekil 23. Markalı bireylerin toplamda ve aylık olarak boy dağılımı

### 3.3.2. Boyca Oransal ve Spesifik Büyüme

Markalı kahverengi alabalıkların çalışma süresince boyca %302,97 oranında büyüdüğü belirlenmiş, boyca spesifik büyüme oranı 0,25 %/gün (t = 554 gün) olarak hesaplanmıştır.

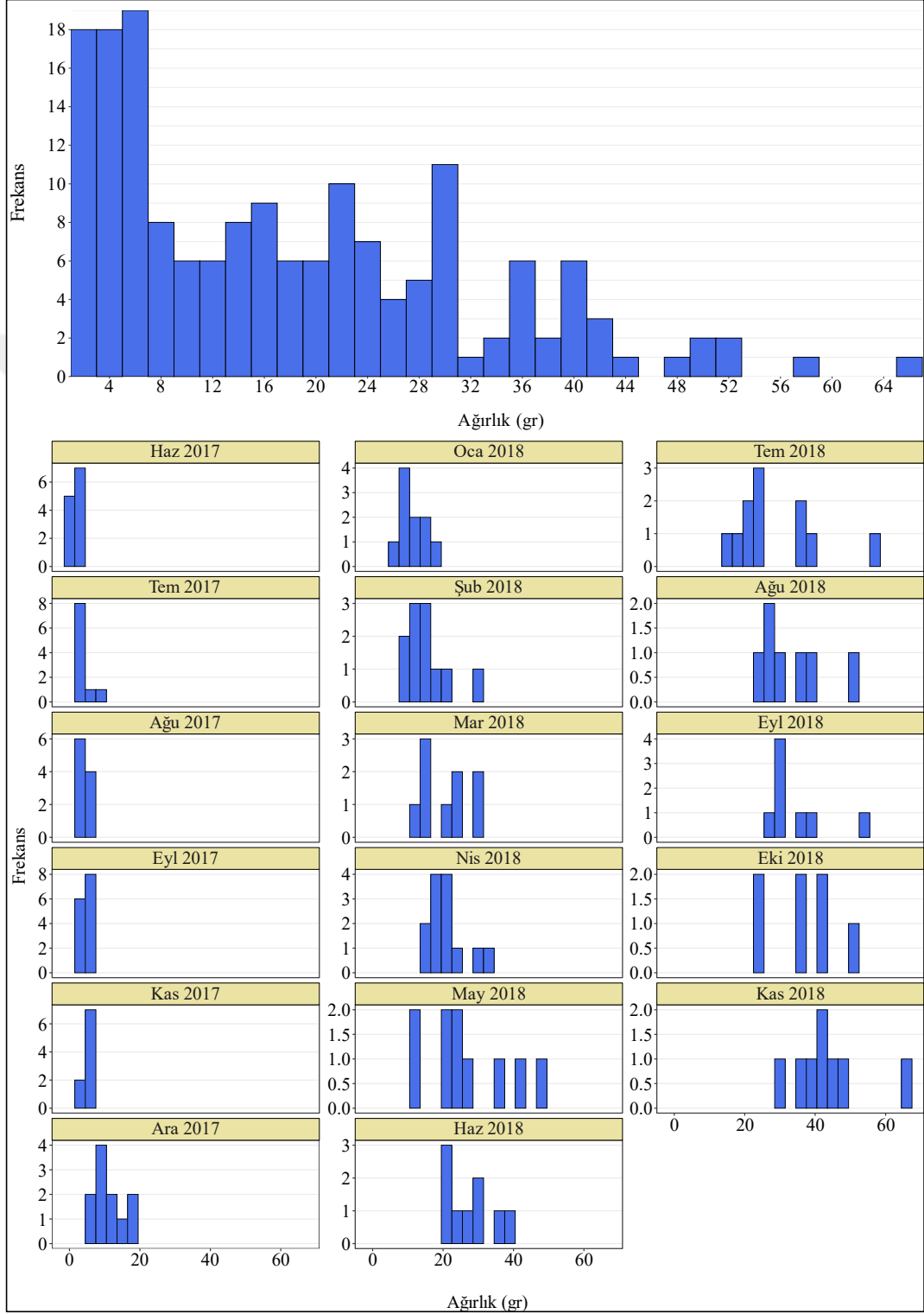
### 3.3.3. Bireylerin Ağırlık Dağılımları

Ortalama ağırlıkları  $1,29 \pm 0,16$  g olarak Rize Çağlayan Deresi'nin Çiğol koluna bırakılan markalı bireylerin ağırlıklarının son örneklemede ortalama  $43,79 \pm 3,79$  g olduğu belirlenmiştir. Tek yönlü varyans analizi sonuçlarına göre aylar arasındaki ağırlık artışı istatistiksel olarak anlamlı bulunmuştur (ANOVA,  $F_{16,152}=101,3$ ,  $p<0,01$ ) (Tablo 9).

Tablo 9. Markalı bireylerin aylara göre ağırlık ölçüm sonuçları (Aynı harfli üst simgeler ağırlık ortalamalarında istatistiksel olarak fark olmadığını ifade etmektedir (Tukey HSD,  $p>0,05$ ).)

Örnekleme Tarihi	n	Ağırlık (g)		
		Min. Ağırlık	Maks. Ağırlık	Ort. $\pm$ SH
Haz 2017	12	1,0	2,7	$1,66 \pm 0,15^g$
Tem 2017	10	2,0	7,6	$3,69 \pm 0,56^f$
Ağu 2017	10	2,8	6,1	$4,39 \pm 0,31^f$
Eyl 2017	14	2,9	6,0	$4,71 \pm 0,25^f$
Kas 2017	9	3,6	7,1	$5,51 \pm 0,44^f$
Ara 2017	11	5,9	18,4	$11,17 \pm 1,28^e$
Oca 2018	10	7,4	17,2	$11,62 \pm 1,07^e$
Şub 2018	11	9,0	29,9	$15,56 \pm 1,80^{de}$
Mar 2018	9	11,1	30,7	$20,51 \pm 2,28^{cd}$
Nis 2018	13	14,9	32,1	$20,77 \pm 1,43^{cd}$
May 2018	10	12,4	48,6	$27,16 \pm 3,74^{bc}$
Haz 2018	9	19,8	39,4	$27,69 \pm 2,10^{abc}$
Tem 2018	11	16,3	57,6	$29,07 \pm 3,68^{abc}$
Ağu 2018	7	23,3	49,8	$33,31 \pm 3,40^{abc}$
Eyl 2018	8	25,7	52,8	$34,46 \pm 3,00^{ab}$
Eki 2018	7	24,5	51,6	$36,39 \pm 3,62^{ab}$
Kas 2018	8	30,9	66,5	$43,79 \pm 3,79^a$

Çalışma süresince örneklelenen tüm markalı bireylerin ağırlık dağılımı ve aylara göre boy dağılımı Şekil 24’de verilmiştir.



Şekil 24. Markalı bireylerin toplamda ve aylık olarak ağırlık dağılımı

### 3.3.4. Ağırlıkça Oransal ve Spesifik Büyüme

Markalı kahverengi alabalıkların çalışma süresince ağırlıkça %3294,57 oranında büyüdüğü belirlenmiş, ağırlıkça spesifik büyüme oranı 0,64 %/gün (t = 554 gün) olarak hesaplanmıştır.

### 3.3.5. Kondisyon Faktörü

Ortalama kondisyon faktörü  $1,36 \pm 0,06$  olarak hesaplanan Rize Çağlayan Deresi'nin Çiğol koluna bırakılan markalı bireylerin kondisyon faktörü son örneklemede ortalama  $1,01 \pm 0,04$  olarak hesaplanmıştır. Kruskal-Wallis analizi sonuçlarına göre kondisyon faktörünün aylar arasında istatistiksel olarak farklılık gösterdiği bulunmuştur (Kruskal-Wallis,  $\chi^2(16) = 37,85$ ,  $p = 0,002$ ) (Tablo 10).

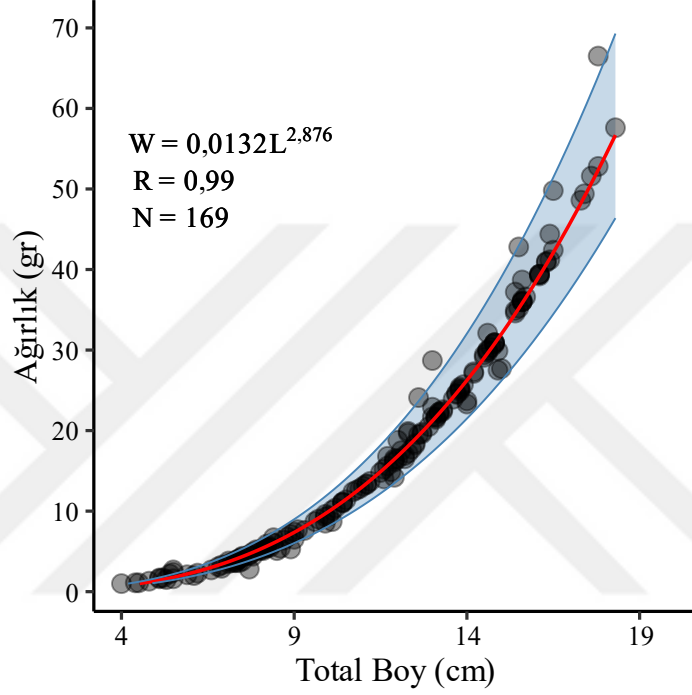
Tablo 10. Markalı bireylerde aylara göre hesaplanan Fulton kondisyon faktörü (Aynı harfli üst simgeler kondisyon faktörü ortalamalarında istatistiksel olarak fark olmadığını ifade etmektedir (Mann-Whitney U,  $p > 0,05$ ).)

Örnekleme Tarihi	Fulton kondisyon faktörü			
	n	Min.	Maks.	Ort. $\pm$ SH
Haz 2017	12	0,96	1,62	$1,28 \pm 0,06^a$
Tem 2017	10	0,88	1,02	$0,97 \pm 0,01^{bc}$
Ağu 2017	10	0,61	1,06	$0,94 \pm 0,05^{bc}$
Eyl 2017	14	0,83	1,02	$0,95 \pm 0,02^{bc}$
Kas 2017	9	0,89	1,13	$0,99 \pm 0,03^{bc}$
Ara 2017	11	0,88	1,07	$0,96 \pm 0,02^{bc}$
Oca 2018	10	0,84	1,02	$0,96 \pm 0,01^{bc}$
Şub 2018	11	0,96	1,00	$0,97 \pm 0,01^b$
Mar 2018	9	0,84	1,31	$1,00 \pm 0,04^{bc}$
Nis 2018	13	0,89	1,05	$0,96 \pm 0,01^{bc}$
May 2018	10	0,94	1,01	$0,96 \pm 0,01^{bc}$
Haz 2018	9	0,94	0,97	$0,96 \pm 0,01^{bc}$
Tem 2018	11	0,86	1,02	$0,95 \pm 0,01^{bc}$
Ağu 2018	7	0,82	1,11	$0,94 \pm 0,04^{bc}$
Eyl 2018	8	0,94	0,96	$0,95 \pm 0,01^c$
Eki 2018	7	0,93	0,96	$0,95 \pm 0,01^c$
Kas 2018	8	0,94	1,18	$1,01 \pm 0,04^{bc}$



### 3.3.6. Boy–Ağırlık İlişkisi

Çalışma süresince yakalanan markalı bireylerin boy–ağırlık ilişkisi  $W = 0,0132L^{2,876}$  olarak belirlenmiştir (Şekil 25). Yapılan t-testi sonucunda boy ağırlık ilişkisindeki b değerinin 3'ten farklı olduğu belirlenmiştir.



Şekil 25. Markalı bireylerin boy - ağırlık ilişkisi

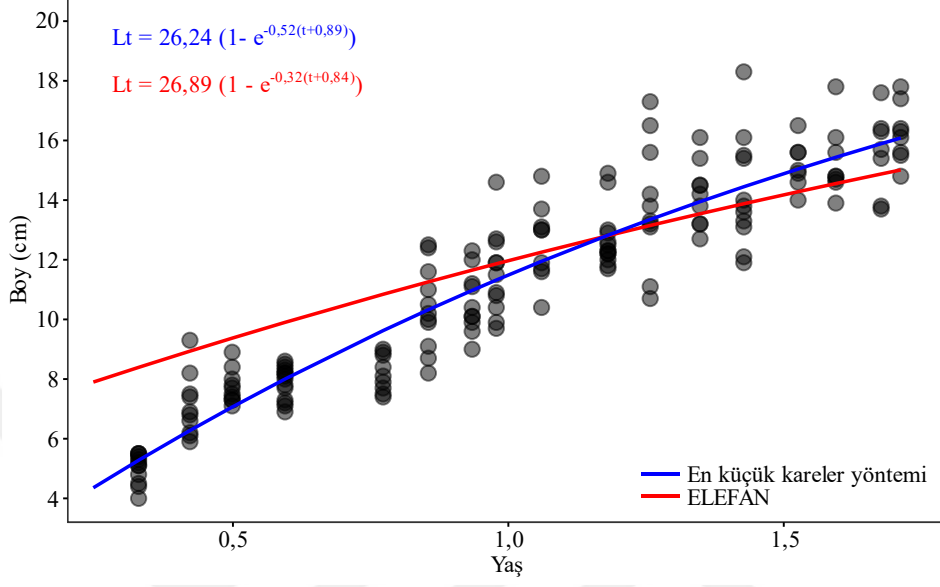
### 3.3.7. Büyüme Parametreleri

Markalı bireyler için en küçük kareler yöntemi ve ELEFAN ile tahmin edilen büyüme parametreleri Tablo 11'de verilmiştir.

Tablo 11. Markalı bireyler için tahmin edilen VBBD parametreleri

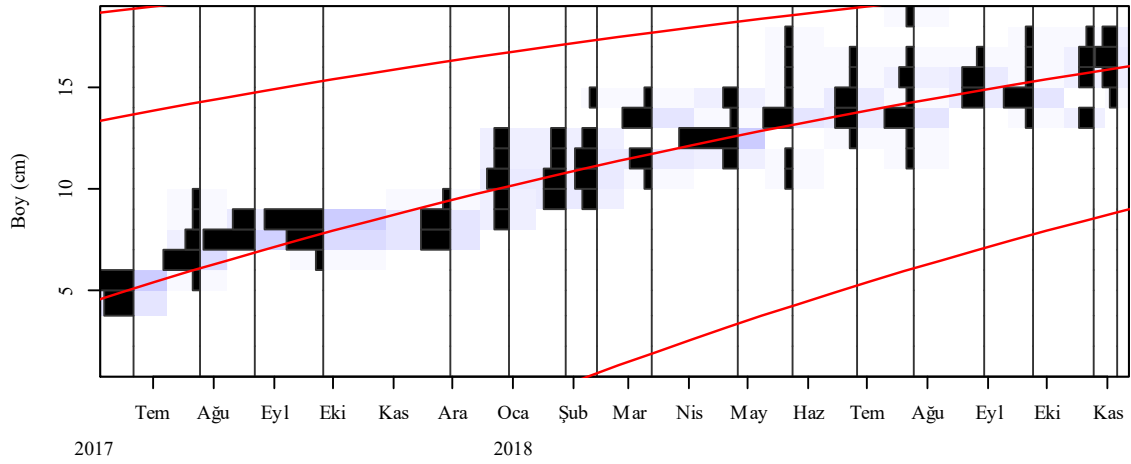
Tahmin yöntemi	VBBD parametreleri				
	$L_{\infty}$ (cm)	$W_{\infty}$ (g)	K ( $\text{yıl}^{-1}$ )	$t_0$ ( $\text{yıl}^{-1}$ )	$\phi'$
En küçük kareler yöntemi	26,24	156,63	0,52	-0,89	2,55
ELEFAN	26,89	168,05	0,32	-0,84	2,36

En küçük kareler yöntemi ve ELEFAN ile elde edilen büyüme eğrileri Şekil 26'da verilmiştir.



Şekil 26. Markalı bireyler için en küçük kareler yöntemi ve ELEFAN ile tahmini yapılan büyüme eğrileri

Boy frekans verilerinin kullanılarak ELEFAN yöntemi ile elde büyüme grafiği Şekil 27'deki gibi görülmektedir.



Şekil 27. Markalı bireyler için çizilen ELEFAN büyüme eğrisi grafiği

### 3.4. Doğal Bireylerin Büyüme Parametreleri

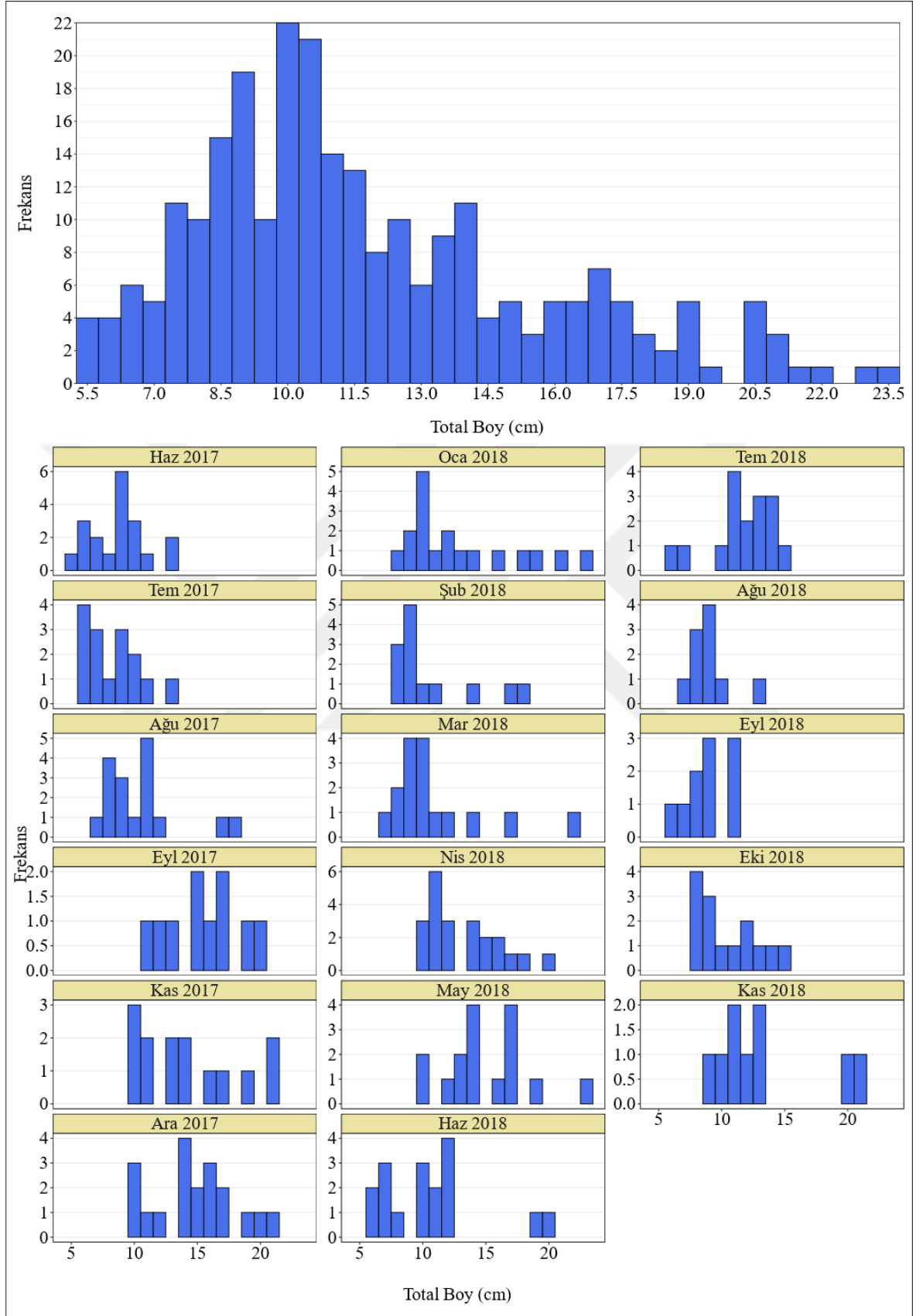
#### 3.4.1. Bireylerin Boy Dağılımları

Örnekleme istasyonundaki doğal bireylerin ortalama boyları  $8,22 \pm 0,55$  –  $15,61 \pm 0,95$  cm arasında değişiklik göstermiştir. Örneklemeelerde yakalanan en küçük bireyin boyu 5,3 cm, en büyük bireyin boyu ise 23,3 cm olarak ölçülmüştür. Kruskal-Wallis analizi sonuçlarına göre ölçülen boyların aylar arasında istatistiksel olarak farklılık gösterdiği bulunmuştur (Kruskal-Wallis,  $\chi^2(16) = 105,21$ ,  $p < 0,01$ ) (Tablo 12).

Tablo 12. Doğal bireylerin aylara göre boy ölçüm sonuçları (Aynı harfli üst simgeler kondisyon faktörü ortalamalarında istatistiksel olarak fark olmadığını ifade etmektedir (Mann-Whitney U,  $p > 0,05$ ))

Örnekleme Tarihi	n	Total boy (cm)		
		Min. Boy	Maks. Boy	Ort. $\pm$ SH
Haz 2017	19	5,3	13,2	$8,77 \pm 0,50^{ab}$
Tem 2017	15	5,6	12,6	$8,22 \pm 0,55^a$
Ağu 2017	17	7,4	18,3	$10,52 \pm 0,76^{abc}$
Eyl 2017	10	11,1	20,5	$15,61 \pm 0,95^d$
Kas 2017	14	9,9	21,0	$14,31 \pm 1,05^{de}$
Ara 2017	19	9,9	21,5	$14,85 \pm 0,75^d$
Oca 2018	18	8,3	22,8	$13,10 \pm 1,03^{cde}$
Şub 2018	13	8,0	17,9	$10,74 \pm 0,94^{abc}$
Mar 2018	16	7,4	21,9	$10,98 \pm 0,93^{bc}$
Nis 2018	22	10,0	20,3	$13,26 \pm 0,62^{de}$
May 2018	16	10,2	23,3	$15,14 \pm 0,83^d$
Haz 2018	17	5,8	20,3	$10,58 \pm 0,99^{abc}$
Tem 2018	16	6,3	14,8	$11,67 \pm 0,60^{ce}$
Ağu 2018	10	7,4	12,7	$9,01 \pm 0,47^{ab}$
Eyl 2018	10	6,5	11,1	$8,90 \pm 0,52^{ab}$
Eki 2018	14	8,1	14,8	$10,49 \pm 0,60^{bc}$
Kas 2018	9	9,0	20,8	$13,36 \pm 1,44^{cde}$

Çalışma süresince örneklenen tüm bireylerin boy dağılımı ve aylara göre boy dağılımı Şekil 28’de verilmiştir.



Şekil 28. Doğal bireylerin toplamda ve aylık olarak boy dağılımı

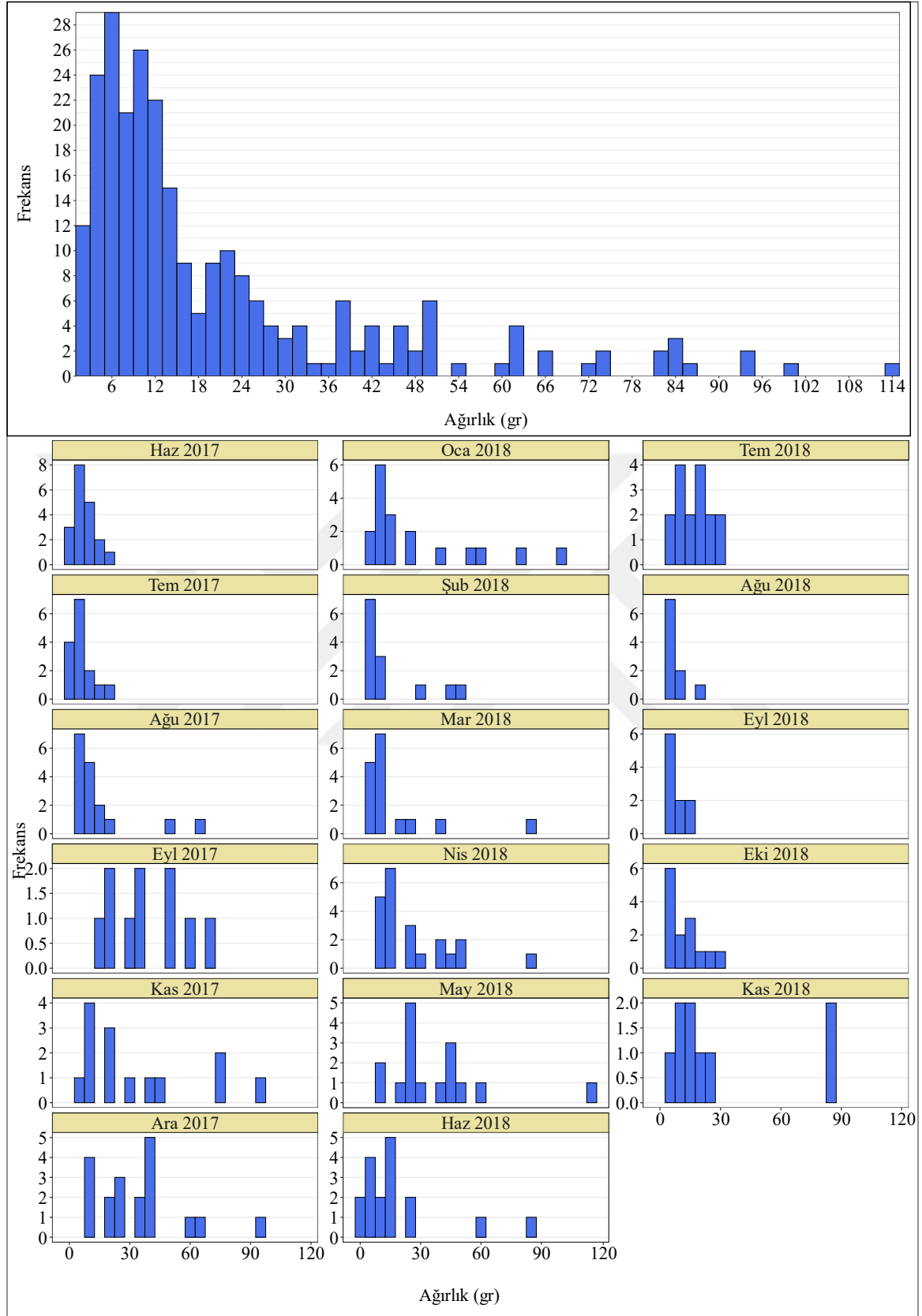
### 3.4.2. Bireylerin Ağırlık Dağılımları

Örnekleme istasyonundaki doğal bireylerin ortalama ağırlıkları  $6,38 \pm 1,34 - 38,61 \pm 6,17$  g arasında değişiklik göstermiştir. Örneklemeelerde yakalanan en küçük bireyin ağırlığı 1,4 g, en büyük bireyin ağırlığı ise 113,8 g olarak ölçülmüştür. Kruskal-Wallis analizi sonuçlarına göre ölçülen ağırlıkların aylar arasında istatistiksel olarak farklılık gösterdiği bulunmuştur (Kruskal-Wallis,  $\chi^2 (16) = 102,14$ ,  $p < 0,01$ ). Farklılığın hangi aylardaki ölçümler sonucunda ortaya çıktığı ise Mann-Whitney U testi ile belirlenmiştir (Tablo 13).

Tablo 13. Doğal bireylerin aylara göre ağırlık ölçüm sonuçları (Aynı harfli üst simgeler kondisyon faktörü ortalamalarında istatistiksel olarak fark olmadığını ifade etmektedir (Mann-Whitney U,  $p > 0,05$ ))

Örnekleme Tarihi	n	Ağırlık (g)		
		Min. Ağırlık	Maks. Ağırlık	Ort. $\pm$ SH
Haz 2017	19	1,4	20,7	$7,44 \pm 1,10^{ab}$
Tem 2017	15	1,6	19,4	$6,38 \pm 1,34^a$
Ağu 2017	17	3,7	66,2	$14,76 \pm 4,15^{abcd}$
Eyl 2017	10	13,1	72,5	$38,61 \pm 6,17^e$
Kas 2017	14	7,3	93,1	$33,43 \pm 7,54^{ef}$
Ara 2017	19	9,5	94,8	$34,22 \pm 4,99^e$
Oca 2018	18	5,6	101,0	$28,16 \pm 6,70^{cef}$
Şub 2018	13	5,0	49,7	$15,35 \pm 4,49^{abd}$
Mar 2018	16	3,9	84,2	$16,56 \pm 5,10^{bcd}$
Nis 2018	22	9,1	82,9	$25,76 \pm 3,98^{ef}$
May 2018	16	10,6	113,8	$37,5 \pm 6,29^e$
Haz 2018	17	2,0	85,2	$18,01 \pm 0,99^{abcdf}$
Tem 2018	16	2,8	31,2	$17,07 \pm 2,13^{cdf}$
Ağu 2018	10	3,5	19,0	$7,42 \pm 1,40^{ab}$
Eyl 2018	10	2,8	13,3	$7,60 \pm 1,23^{ab}$
Eki 2018	14	5,3	30,9	$12,67 \pm 2,18^{bcd}$
Kas 2018	9	6,3	84,3	$30,04 \pm 10,29^{cdef}$

Çalışma süresince örneklenen tüm bireylerin boy dağılımı ve aylara göre boy dağılımı Şekil 29'da verilmiştir.



Şekil 29. Doğal bireylerin toplamda ve aylık olarak ağırlık dağılımı

### 3.4.3. Kondisyon Faktörü

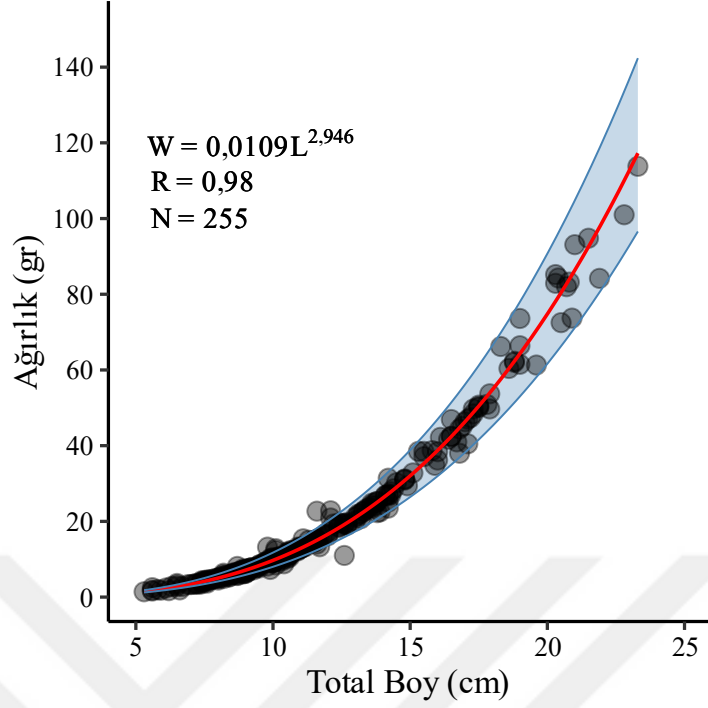
Örnekleme istasyonundaki doğal bireylerin ortalama kondisyon faktörleri  $0,91\pm 0,02$  –  $1,06\pm 0,04$  arasında değişiklik göstermiştir. Minimum kondisyon faktörü 0,55, maksimum kondisyon faktörü 1,45 olarak hesaplanmıştır. Kruskal-Wallis analizi sonuçlarına göre kondisyon faktörünün aylar arasında istatistiksel olarak farklılık gösterdiği bulunmuştur (Kruskal-Wallis,  $\chi^2(16) = 35,25$ ,  $p < 0,01$ ) (Tablo 14).

Tablo 14. Aylara göre doğal bireylerde hesaplanan Fulton kondisyon faktörü. (Aynı harfli üst simgeler kondisyon faktörü ortalamalarında istatistiksel olarak fark olmadığını ifade etmektedir (Mann-Whitney U,  $p > 0,05$ ))

Örnekleme Tarihi	Fulton kondisyon faktörü			
	n	Min.	Maks.	Ort. $\pm$ SH
Haz 2017	19	0,55	1,42	$1,00\pm 0,05^a$
Tem 2017	15	0,66	1,17	$0,95\pm 0,03^b$
Ağu 2017	17	0,84	1,08	$0,96\pm 0,01^{ab}$
Eyl 2017	10	0,84	1,03	$0,94\pm 0,02^a$
Kas 2017	14	0,75	1,07	$0,91\pm 0,02^a$
Ara 2017	19	0,80	1,07	$0,93\pm 0,02^a$
Oca 2018	18	0,85	1,01	$0,96\pm 0,01^a$
Şub 2018	13	0,83	1,10	$0,95\pm 0,02^a$
Mar 2018	16	0,80	1,18	$0,95\pm 0,02^a$
Nis 2018	22	0,83	1,13	$0,96\pm 0,01^{ab}$
May 2018	16	0,90	1,00	$0,95\pm 0,01^a$
Haz 2018	17	0,90	1,45	$1,06\pm 0,04^{ab}$
Tem 2018	16	0,94	1,12	$0,97\pm 0,01^{ab}$
Ağu 2018	10	0,86	1,05	$0,94\pm 0,02^a$
Eyl 2018	10	0,97	1,02	$0,99\pm 0,01^{ab}$
Eki 2018	14	0,95	1,00	$0,98\pm 0,01^{ab}$
Kas 2018	9	0,86	1,02	$0,97\pm 0,02^a$

### 3.4.4. Boy-Ağırlık İlişkisi

Çalışma süresince yakalanan doğal bireylerin boy-ağırlık ilişkisi  $W = 0,0109L^{2,946}$  olarak belirlenmiştir (Şekil 30). Yapılan t testi sonucunda boy ağırlık ilişkisindeki b değerinin 3'ten farklı olduğu belirlenmiştir.



Şekil 30. Doğal bireylerin boy-ağırlık ilişkisi

### 3.4.5. Büyüme Parametreleri

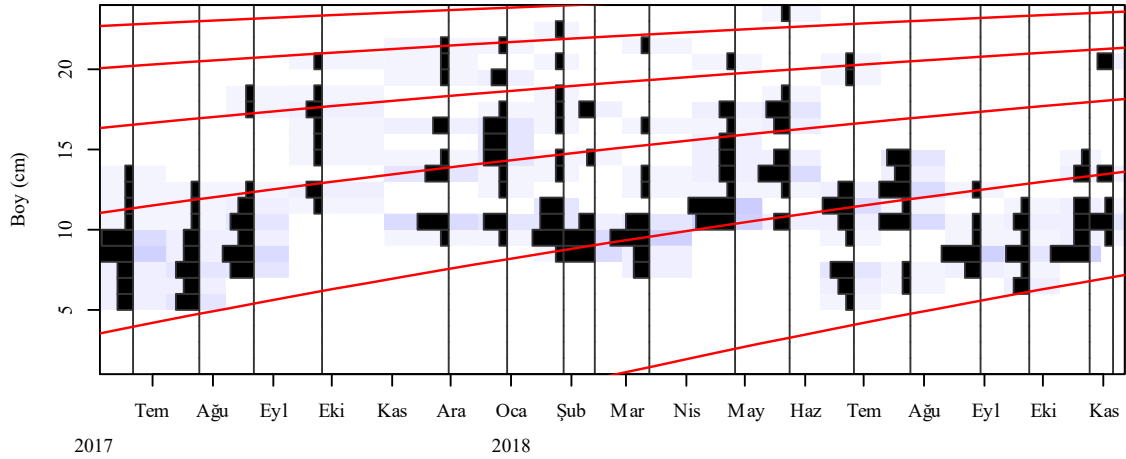
Doğal bireylerin yaş verileri olmadığından VBBD parametreleri sadece ELEFAN kullanılarak tahmin edilmiştir. Doğal bireyler için hesaplanan VBBD parametreleri Tablo 15’de verilmiştir.

Tablo 15. Doğal bireyler için tahmin edilen VBBD parametreleri

Tahmin yöntemi	VBBD parametreleri				
	$L_{\infty}$ (cm)	$W_{\infty}$ (g)	K (yıl <sup>-1</sup> )	$t_0$ (yıl <sup>-1</sup> )	$\phi'$
ELEFAN	28,97	208,21	0,44	-0,88	2,56

Boy frekans verileri kullanılarak ELEFAN yöntemi ile elde edilen büyüme grafiği Şekil 31’de görülmektedir. Elde edilen bu grafiğe göre doğal kahverengi alabalığın şubat ayında stoka katılım göstermeye başladığı söylenebilir.





Şekil 31. Doğal bireyler için çizilen ELEFAN büyüme eğrisi grafiği

### 3.5. Diyet Analizleri

Örneklenen kahverengi alabalıklardan toplam 373'ünün midesi yıkanmıştır. Midesi yıkanan bireylerden 21'inin midesi boş olduğu (%5,63) belirlenmiş, geri kalan 352 bireyin mide içeriği incelenmiştir. Bu mide içeriklerinin 132'si markalı bireylerden 220'si de doğal bireylerden elde edilmiştir. Mide içeriklerindeki avlar takım seviyesine kadar sınıflandırılmış olup bitki parçaları ve tanımlanamayan besinler de dahil olmak üzere toplam 13 farklı besin grubu tanımlanmıştır. Toplamda bütün bireylerden 3.166 adet ve 89,8 g besin örneklenmiştir. Bunların 1.198 adedi ve 36,1 g'ı markalı bireylerden, 1.968 adedi ve 53,7 g'ı doğal bireylerden elde edilmiştir. Besin tercihlerine bakıldığında genel olarak plecoptera (%IRI = 31,39), diptera (%IRI = 24,77) ve ephemeroptera (%IRI = 14,53)'nün diyetlerinde önemli bir yer tuttuğu belirlenmiştir (Tablo 16).

Tablo 16. Kahverengi alabalığın genel besin muhteviyatı (avın; tespit edildiği mide sayısı (O), sayısı (N), ağırlığı (W), rastlanma sıklığı (%F), sayıca oran (%N), ağırlıkça oran (%W), nispi önemlilik indeksi (IRI) ve yüzdeler (%IRI))

Av	F	N	W	%F	%N	%W	IRI	%IRI
Plecoptera	219	617	22,14	62,22	19,49	24,73	2751,30	31,39
Diptera	222	805	8,05	63,07	25,43	8,99	2170,84	24,77
Ephemeroptera	210	519	4,44	59,66	16,39	4,96	1273,68	14,53
Odonata	134	231	7,04	38,07	7,30	7,87	577,27	6,59
Tricoptera	135	284	4,95	38,35	8,97	5,53	556,23	6,35
Annelida	62	71	25,05	17,61	2,24	27,99	532,47	6,07
Lepidoptera	101	169	3,41	28,69	5,34	3,81	262,45	2,99
Coleoptera	84	139	5,30	23,86	4,39	5,92	246,08	2,81
Hemiptera	67	113	4,61	19,03	3,57	5,15	165,88	1,89
Araneae	78	105	2,67	22,16	3,32	2,98	139,47	1,59
Hymenoptera	65	94	1,41	18,47	2,97	1,58	83,97	0,96
Bitki	18	19	0,44	5,11	0,60	0,50	5,60	0,06
Dentritus	13	-	0,28	-	-	-	-	-

Markalı bireylerin toplamda en fazla plecoptera (%IRI = 35,53), diptera (%IRI = 23,92) ve ephemeroptera (%IRI = 10,27)'yi besin olarak tercih ettikleri belirlenmiştir (Tablo 17).

Tablo 17. Markalı bireylerin genel besin muhteviyatı (avın; tespit edildiği mide sayısı (O), sayısı (N), ağırlığı (W), rastlanma sıklığı (%F), sayıca oran (%N), ağırlıkça oran (%W), nispi önemlilik indeksi (IRI) ve yüzdeler (%IRI))

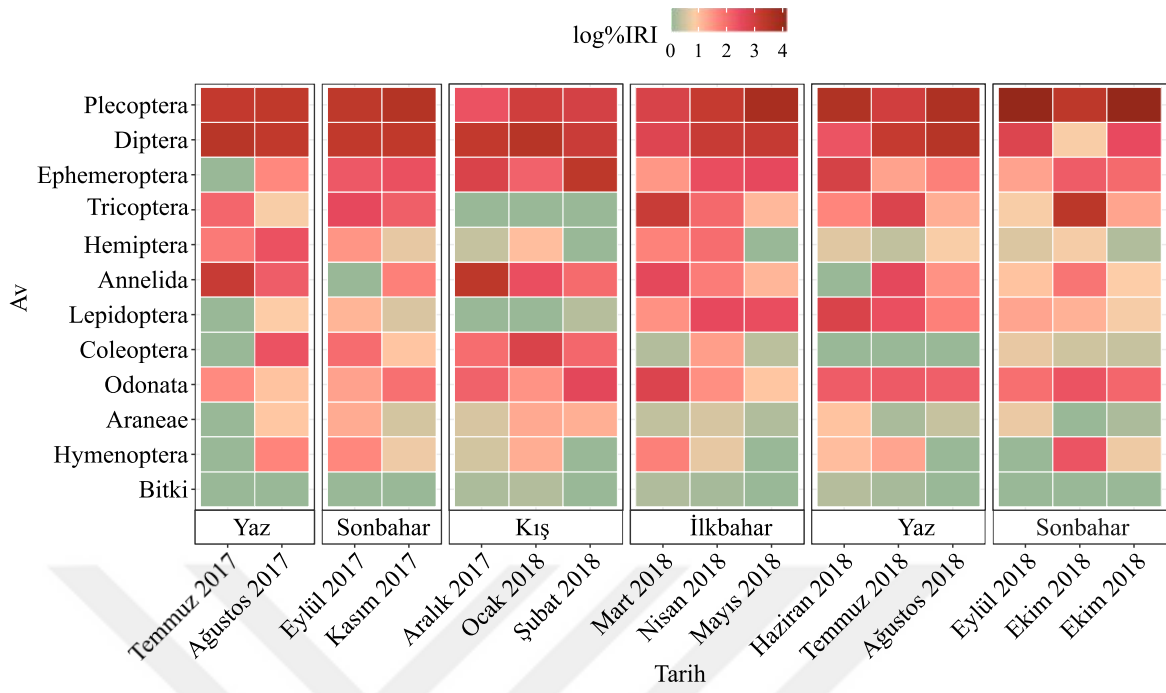
Av	F	N	W	%F	%N	%W	IRI	%IRI
Plecoptera	91	248	9.05	68.94	20.70	25.11	3157.91	35.53
Diptera	82	308	3.07	62.12	25.71	8.51	2125.87	23.92
Ephemeroptera	70	161	1.36	53.03	13.44	3.77	912.84	10.27
Odonata	55	101	2.99	41.67	8.43	8.31	697.40	7.85
Annelida	25	31	11.17	18.94	2.59	30.99	635.86	7.16
Tricoptera	46	105	1.85	34.85	8.76	5.12	483.93	5.45
Lepidoptera	44	75	1.47	33.33	6.26	4.07	344.44	3.88
Coleoptera	27	49	1.88	20.45	4.09	5.22	190.34	2.14
Hemiptera	22	41	1.72	16.67	3.42	4.77	136.60	1.54
Hymenoptera	29	46	0.69	21.97	3.84	1.92	126.51	1.42
Araneae	23	27	0.66	17.42	2.25	1.83	71.16	0.80
Bitki	6	6	0.14	4.55	0.50	0.38	4.01	0.05
Dentritus	2	-	0,05	-	-	-	-	-

Doğal bireylerin toplamda en fazla plecoptera (%IRI = 28,68), diptera (%IRI = 25,08) ve ephemeroptera (%IRI = 17,37)'yi besin olarak tercih ettikleri belirlenmiştir (Tablo 18).

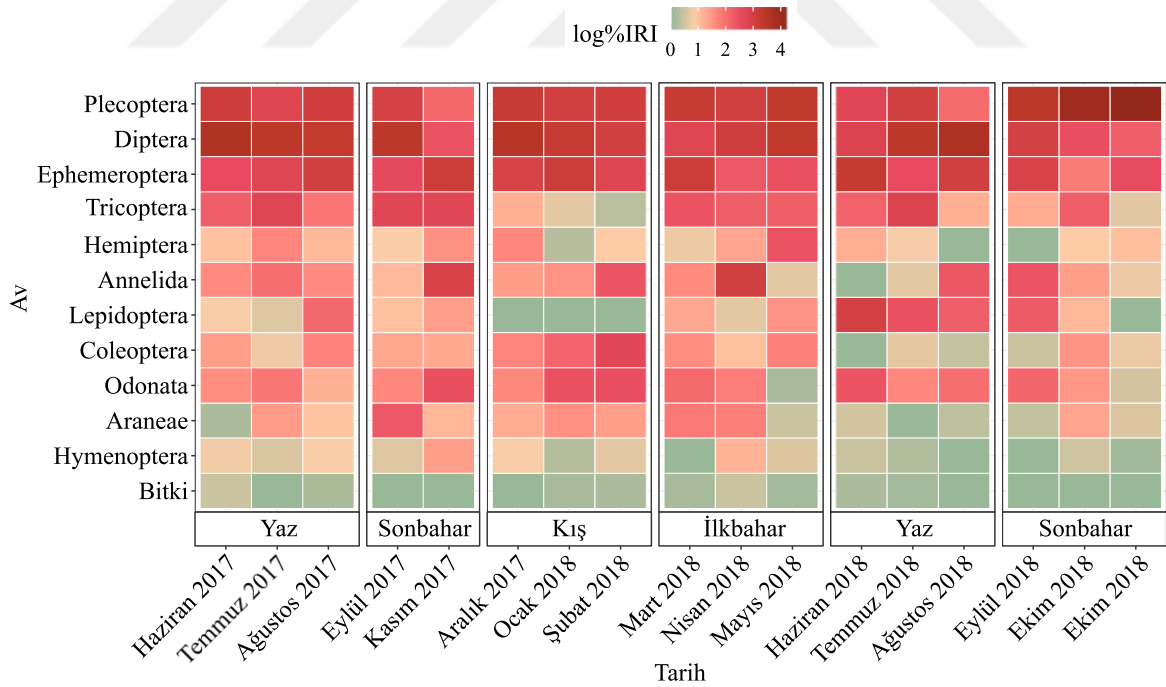
Tablo 18. Doğal bireylerin genel besin muhteviyatı (avın; tespit edildiği mide sayısı (O), sayısı (N), ağırlığı (W), rastlanma sıklığı (%F), sayıca oran (%N), ağırlıkça oran (%W), nispi önemlilik indeksi (IRI) ve yüzdeler (%IRI))

Av	F	N	W	%F	%N	%W	IRI	%IRI
Plecoptera	128	369	13.09	58.18	18.75	24.48	2515.34	28.68
Diptera	140	497	4.98	63.64	25.25	9.32	2200.11	25.08
Ephemeroptera	140	358	3.08	63.64	18.19	5.75	1523.71	17.37
Tricoptera	89	179	3.11	40.45	9.10	5.81	602.98	6.87
Odonata	79	130	4.05	35.91	6.61	7.57	509.11	5.80
Annelida	37	40	13.88	16.82	2.03	25.97	470.91	5.37
Coleoptera	57	90	3.42	25.91	4.57	6.40	284.24	3.24
Lepidoptera	57	94	1.94	25.91	4.78	3.63	217.82	2.48
Araneae	55	78	2.01	25.00	3.96	3.75	192.86	2.20
Hemiptera	45	72	2.89	20.45	3.66	5.40	185.22	2.11
Hymenoptera	36	48	0.72	16.36	2.44	1.35	61.99	0.71
Bitki	12	13	0.31	5.45	0.66	0.57	6.72	0.08
Dentritus	11	-	0,23	-	-	-	-	-

Markalı ve doğal bireylerin besinlerini oluşturan av gruplarının aylara göre dağılımları Şekil 32 ve Şekil 33'de verilmiştir. Şekillerde görselleştirmede kolaylık sağlaması açısından %IRI'nın logaritması alınmıştır. Aylara göre detaylı tablolar Ek Tablo 1 ve Ek Tablo 2'de verilmiştir.

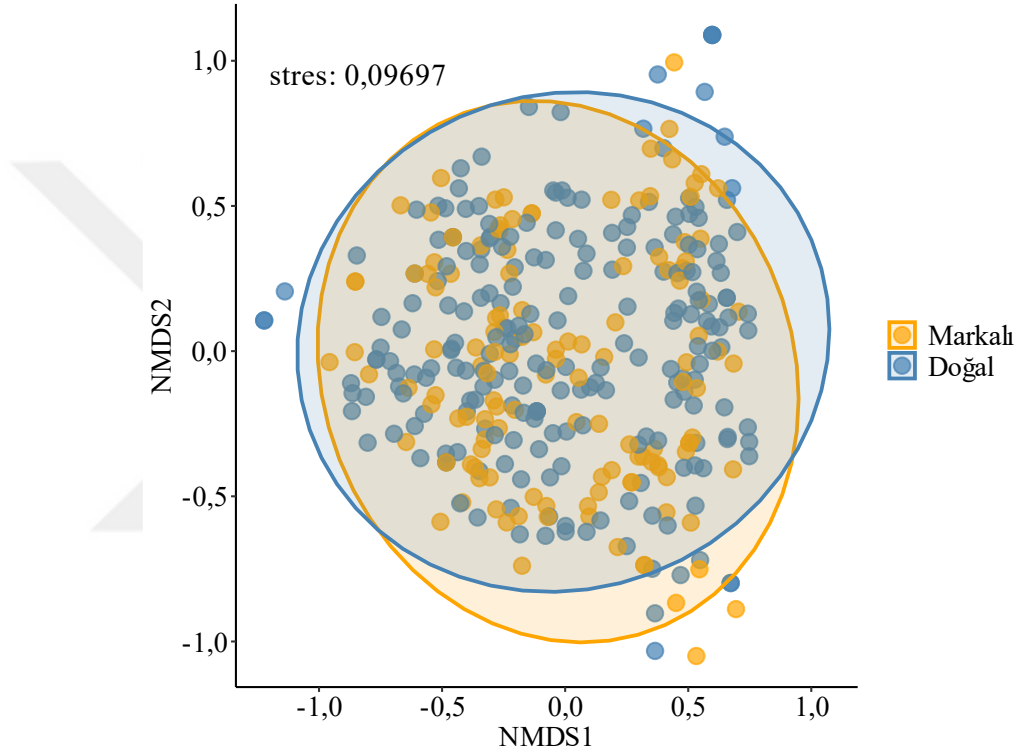


Şekil 32. Markalı bireylerin aylara göre besin tercihleri



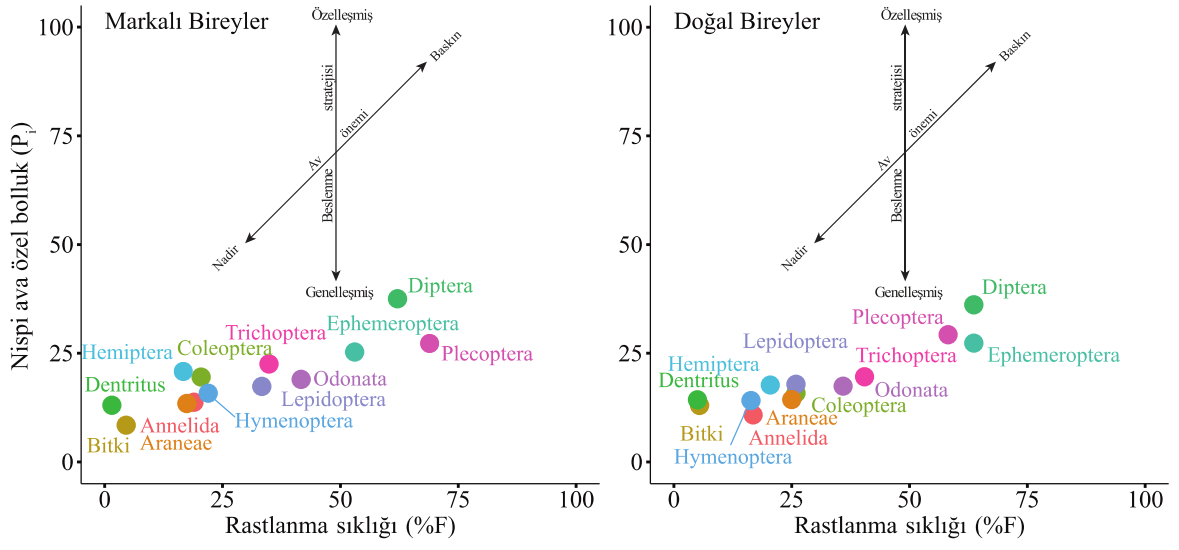
Şekil 33. Doğal bireylerin aylara göre besin tercihleri

Markalı ve doğal bireylerin genel besin muhteviyatı verisi kullanılarak beslenme alışkanlıklarının örtüştüğü belirlenmiştir (Şekil 34). ANOSIM testine göre markalı ve doğal bireylerin beslenme alışkanlıkları arasında fark gözlemlenmemiştir ( $R^2 = 0,00502$ ,  $p = 0,096$ ). Ayrıca mevsimlere göre yapılan NMDS analizlerinde ve ANOSIM testlerde de markalı ve doğal bireylerin beslenme alışkanlıkları arasında fark gözlemlenmemiştir (Ek Şekil 2).



Şekil 34. NMDS analiz grafiği

Markalı ve doğal bireylerin beslenme stratejileri Costello grafiği kullanılarak görsel olarak değerlendirilmiştir (Şekil 35). Diptera, ephemoptera ve plecoptera dışındaki besin gruplarının x ekseninde düşük değerler ile temsil edildiği ( $O_i < \%50$ ), tüm grupların y ekseninde düşük değerlerle temsil edildiği belirlenmiştir.



Şekil 35. Markalı ve doğal bireylere ait Costello grafikleri

## 4. TARTIŞMA

### 4.1. Su Kalitesi Parametrelerinin Değerlendirilmesi

Çalışmanın yürütüldüğü Çağlayan Deresi'nde Alkan vd. (2019) tarafından yapılan kapsamlı çalışmada derenin su kalitesinin Dünya Sağlık Örgütü (WHO) tarafından belirlenen Su Kalite İndeksi (WQI)'ne göre "mükemmel (excellent)" sınıfında olduğu tespit edilmiştir. Bu çalışma süresince de aylık olarak bazı su kalitesi parametreleri ölçülerek (sıcaklık, pH, çözünmüş oksijen, iletkenlik, nitrit, nitrat ve amonyum azotu) 28483 sayı ve 30 Kasım 2012 tarihli Yüzeysel Su Kalitesi Yönetimi Yönetmeliği'ne göre sınıflandırılmıştır. Böylece örnekleme yapılan habitatın su kalitesi açısından durumu değerlendirilmiştir. Örnekleme sahasındaki su sıcaklığının özellikle yaz aylarında yükselmesine rağmen (17,5 – 21,3 °C), tüm aylarda I. sınıf ( $\leq 25$  °C) su kalitesi değerine sahip olduğu belirlenmiştir. Salmonidler genellikle 12 – 19 °C arasındaki su sıcaklıklarını tercih etmektedirler. Optimal olmayan su sıcaklıklarının; büyümenin yavaşlaması (Jonsson ve Jonsson, 2009), erken yaşam evrelerinde gelişimlerinin yavaşlaması, ölüm oranlarının artması (Réalıs-Doyelle vd., 2016), hastalıklara karşı direncin azalması (Strepparava vd., 2018), popülasyonun coğrafi dağılımının değişmesi (Bret vd., 2016), yüzme performansında değişiklik (Taugbøl vd., 2019), bireyler ve gruplar arasındaki etkileşimin farklılaşması (Colchen vd., 2017) gibi birçok olumsuz etkilere neden olmaktadır.

pH değerleri açısından değerlendirildiğinde örnekleme sahasındaki suyun tüm aylarda ise I. sınıf kalitesi değerine (6,5 – 8,5) sahip olduğu belirlenmiştir. Normal koşullar altında doğal suların pH dereceleri 4,0 – 9,0 arasında olup, bu değer sıcaklık, biyolojik ve antropojenik olaylara bağlı olarak aylık, hatta günlük olarak değişiklik gösterebilmektedir. Tatlı sularda yaşayan canlılar 5 – 9 arasındaki pH değerlerinden etkilenmemektedir (Cole ve Weihe, 2015). Doğal ortamdan yakalanarak tanklara alınan yetişkin *S. trutta* bireyleri üzerinde yapılan çalışmada bireylerin 4,0 üzerindeki pH seviyelerini tercih ettiği gözlemlenmiştir (Fost ve Ferreri, 2015). Tatlı sulardaki bazı kimyasalların toksisitelerinin pH'a bağlı olduğu bilinmektedir (Boyle vd., 2020). Asit yağmurları nedeniyle pH seviyesinin asidik hale geldiği Norveç'in güneyindeki 25 nehirde *Salmo salar* popülasyonları tükenmiştir (Hesthagen ve Hansen, 1991).

Bahsi geçen nehirlerde pH değerlerinin 4,5 – 5,3 ve inorganik toksik alüminyum konsantrasyonunun 70 – 160 µg/L seviyelerinde olduğu belirlenmiştir. *Salmo trutta* asidifikasyona daha az duyarlı olduğu için bu nehirlerde varlığını devam ettirebilmiştir. Ancak pH'ın 5,5 olduğu nehirlerde üreme oranı yaklaşık yarıya düşmüş (Henrikson ve Brodin, 2012) ve pH seviyesinin 5,0'in altında olduğu nehirlerde tükenmiştir (Hesthagen vd., 2008). Asidifikasyonunun önüne geçerek kaybolan popülasyonların geri kazanılması amacıyla 1985 yılında bu nehirlerde kireçtaşı tozu dökülmüş ve pH seviyeleri yükseltilmiştir. Bu sayede tamamen tükenen *Salmo salar* bu nehirlerde tekrar dağılım göstermeye başlamış ve *Salmo trutta* popülasyonlarında da artış meydana gelmiştir (Hesthagen vd., 2011).

Çözünmüş oksijen konsantrasyonu bakımından tüm aylarda su kalitesi I. sınıf değerleri (> 8 mg/L) ile örtüşmüştür. Su sıcaklığı ile çözünmüş oksijen konsantrasyonunun ters ilişkili olduğu bilinmektedir. Çalışma sahasındaki çözünmüş oksijen değerleri aylar arasında görece farklılık gösterse de sıcaklıkların yüksek olduğu yaz aylarında düşük (8,30 – 8,75 mg/L), sıcaklıkların düşük olduğu kış aylarında yüksek (10,20 – 11,14 mg/L) değerler ölçülmüştür. Alabalıklar oksijence zengin suları tercih etmektedir. Bu değer yetişkin bireyler için >5,0 mg/L iken yumurtalar için 7 mg/L civarındadır. Özellikle göller gibi durgun tatlı su kaynaklarında organik maddenin artması sonucunda meydana gelen ötrofikasyon sonucunda çözünmüş oksijen seviyelerinde ani düşüşler meydana gelebilmekte ve bunun sonucunda da toplu balık ölümleri yaşanabilmektedir.

Çalışma süresince ölçülen elektriksel iletkenlik değerleri 27,4 – 56,7 µS/cm arasında değişiklik göstermiştir. Bu değerlere göre çalışma sahasındaki su elektriksel iletkenlik açısından I. sınıf (< 400 µS/cm) olarak değerlendirilmiştir. Suyun elektriksel iletkenliği, suda çözünmüş halde bulunan iyon miktarına bağlıdır (Light vd., 2004; Enge ve Kroglund, 2011). Tatlı sularda yaşayan balıklar osmoz nedeniyle özellikle de solungaçlarından sürekli olarak mineral kaybı yaşarlar. Bunu dengeleyebilmek için de sudan mineral almak zorundadırlar (Heath, 1995). Düşük iletkenliğe sahip sularda mineral miktarı az olduğu için kaybedilen minerallerin geri kazanımı zorlaşmakta ve fazladan enerji kaybına neden olmaktadır (Brown, 1983; Gensemer ve Playle, 1999). Bu nedenle 5 µS/cm altındaki iletkenlik değerlerinin kahverengi alabalıkların özellikle erken yaşam evrelerinde zararlı etkilerinin olabileceği kabul edilmektedir (Enge ve Kroglund, 2011).

Nitrit, nitrat ve amonyum azotu değerleri açısından çalışma sahasındaki suyun I. sınıf kalite değerinde olduğu belirlenmiştir. Yönetmelikte nitrit, nitrat ve amonyum azotu için I.



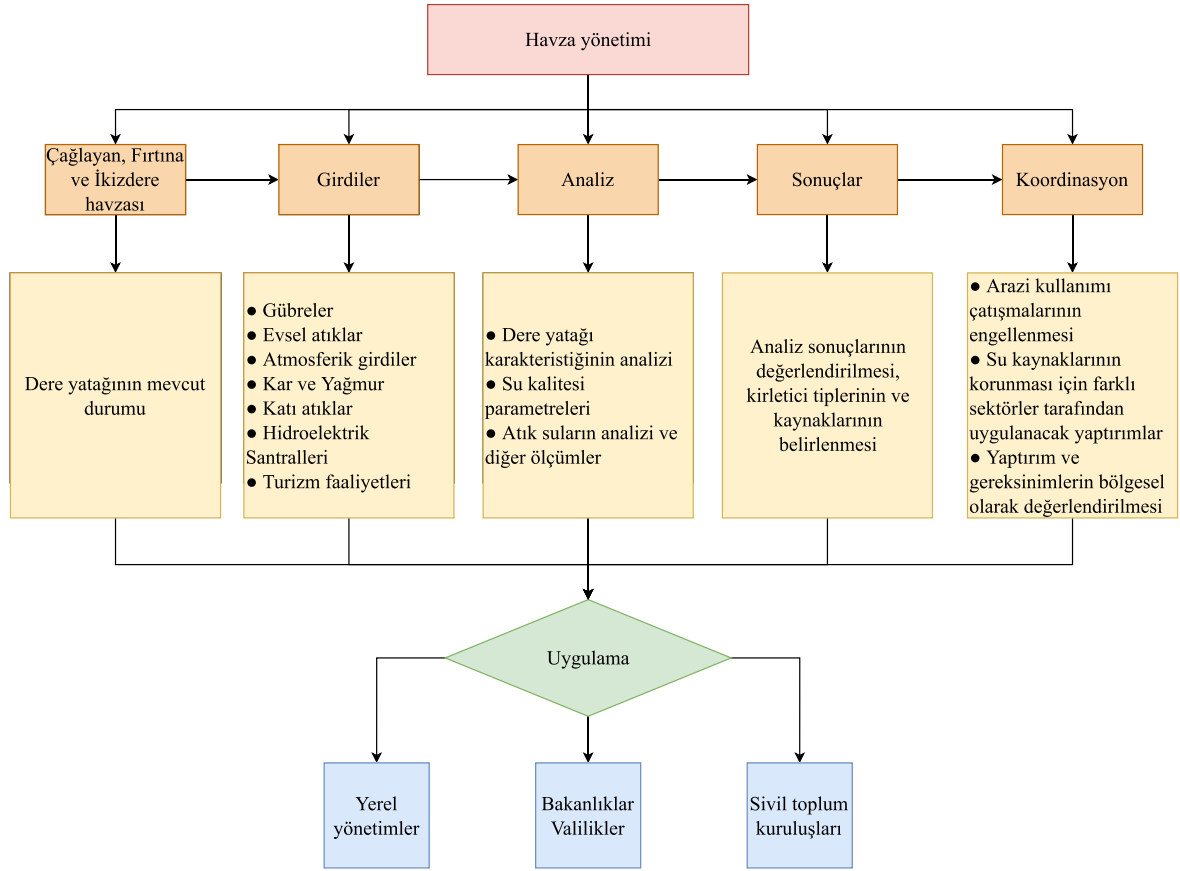
sınıf değerleri sırasıyla  $< 0,01$  mg/L,  $< 5$  mg/L ve  $< 0,2$  mg/L olup yapılan ölçümlerde nitrit azotu  $0,005 - 0,007$  mg/L, nitrat azotu  $0,6 - 0,8$  mg/L ve amonyum azotu  $0,003 - 0,04$  mg/L aralıklarında ölçülmüştür. Amonyum, nitrit ve nitrat azot döngüsünün önemli bileşenleri olup doğal olarak yüzey sularında bulunmaktadır. Bunun yanında tarım faaliyetlerinde kullanılan azotlu gübreler de iç su kaynaklarına azot girdisinde katkıda bulunmaktadır. Bu bileşikler fitoplanktonlar için önemli nutrientler olmalarının yanında sucul canlılar için toksik etkiye de sahiptirler (Sandford vd., 2007). Nitrit kandaki hemoglobine bağlanarak oksijen tutma kapasitesini düşürmekte ve balıklarda ölümlere neden olmaktadır (Brown ve McLeay, 1975).

Çalışma süresince tuzluluk Ağustos 2017 örneklemede %3 diğer örneklemede ise %2 olarak ölçülmüştür. Ağustos ayındaki yüksek değerin deredeki su miktarının az olmasından kaynaklandığı düşünülmektedir. Yüzeysel Su Kalitesi Yönetimi Yönetmeliği'nde tuzluluk ile ilgili bir sınıflandırma olmadığından değerlendirme yapılamamıştır. Tuzluluğun kahverengi alabalık larvalarının besin kesesi tüketimine ve dış görünüşe etkilerinin olduğu bilinmektedir (Civelek, 2012; Kocabaş ve Başçınar, 2013).

Askıdaki katı madde (AKM) suda çözünmeyen ve bulanıklığa neden olan partiküller olarak tanımlanabilir. Çalışma süresince askıdaki katı madde miktarı  $2,54 - 6,26$  mg/L aralığında ölçülmüştür. Yapılan histopatolojik çalışmalarda AKM'nin solungaçlarına zarar verebildiği (Herbert, 1961) ve yumurta ve larva aşamasındaki balıklarda ölüm oranını arttırdığı belirlenmiştir (Morgan vd., 1983).

Avrupa Birliği (AB) İç Su Balıkçılığı Direktifine göre alabalıklar buldukları sucul habitatın sağlığı açısından önemli indikatör türlerdir (AB Direktifi 78/659/EEC1). Çalışma süresince ölçülen su kalitesi parametrelerinin alabalıklar için uygun aralıklarda olduğu tespit edilmiştir. Havzada alabalıkların dağılım göstermesi ekosistem sağlığı açısından önemli bir göstergedir. Kahverengi alabalığın Çağlayan havzasında nehir ağzına kadar dağılım gösterdiği raporlanmıştır (Seyhan vd., 2009). Bu durum havzada az miktarda yerleşim alanının olması ve özellikle kum, çakıl ve beton üretim tesisi olmamasına bağlıdır. Yüksek vd. (2019) tarafından Çağlayan havzasının karakteristiklerinin coğrafi bilgi sistemleri ile değerlendirildiği çalışmada havza genelindeki arazilerin % 41,54'ünün orman, % 29,72'sinin orman toprağı, % 15,39'unun mera, % 0,27'sinin su ve % 13,09'unun ziraat arazilerinden oluştuğu belirlenmiştir. Fındıklı ilçesi merkezinde yoğunluk gösteren yerleşim alanları havza içerisine girildikçe seyrekleşmektedir. Havzadaki en önemli kirletici kaynakları yerleşim yerleri, tarım faaliyetleri, turizm faaliyetleri olarak sayılabilir. Havzada

faaliyet gösteren bir adet balık işleme fabrikası da bulunmaktadır. Seyhan vd. (2015) tarafından Doğu Karadeniz’de havzaların yönetimi için oluşturulan yönetim modelinde bu havzalardaki muhtemel kirlilik kaynakları belirlenerek, bunların takibi, azaltılması ve/veya engellenmesi için gerekli adımlar belirlenmiştir (Şekil 36). Havzanın turizm potansiyeli ve nüfustaki artış göz önüne alınarak özellikle kanalizasyon sularının bertaraf edilmesi için gerekli altyapı planlarının hazırlanması ve uygulamaya konulması ekolojik dengenin korunması ve özellikle alabalıklar gibi yüksek kalitede suya gereksinim duyan canlılar için önem arz etmektedir.



Şekil 36. Doğu Karadeniz dereleri için oluşturulan yönetim modeli (Seyhan vd., 2015)

#### 4.2. Büyüme Parametrelerinin Değerlendirilmesi

Ortalama toplam boyları  $4,03 \pm 0,12$  cm ve ortalama toplam ağırlıkları  $1,29 \pm 0,16$  g olarak doğal ortama bırakılan bireyler 554 gün sonra  $16,24 \pm 0,35$  cm boya ve  $43,79 \pm 3,79$  g

ağırlığına ulaşmıştır. Örneklemeler sırasında geri yakalanan boyca en büyük birey Temmuz 2018 örneklemeğinde yakalanmış olup boyu 18,3 cm, ağırlığı 57,6 g olarak ölçülmüştür. Ağırlıkça en büyük birey ise Kasım 2018 örneklemeğinde yakalanmış olup boyu 17,8 cm, ağırlığı 66,5 g olarak ölçülmüştür. Örnekleme süresince bireyler boyca ve ağırlıkça büyümeyi sürdürmüş olup her ay bir önceki aya göre artış gözlemlenmiştir. Aylar arasında boyca büyümenin farklılık gösterip göstermediğinin tespiti için yapılan ANOVA testine (ANOVA,  $F_{16,152}=111,2$ ,  $p<0,01$ ) göre markalı bireylerin ortalama boyları aylar arasında farklılık göstermiştir (Tablo 8). Ortalama boylar görece her ay bir önceki aya göre görece artış göstermesine rağmen Tukey HSD testi sonuçlarına göre bu farkın yaklaşık olarak 3 – 4 ayda bir istatistiksel olarak anlamlı olduğu gözlemlenmiştir. Markalı bireyler için boyca oransal büyüme oranı %302,9, ve boyca spesifik büyüme oranı 0,25 %/gün ( $t = 554$  gün) olarak hesaplanmıştır. Ağırlıkça büyümenin aylar arasında farklılık gösterdiği belirlenmiştir (ANOVA,  $F_{16,152}=101,3$ ,  $p<0,01$ ). Boy artışında olduğu gibi ağırlık artışında da bir önceki aya göre görece artış gözlemlenmiştir. Tukey HSD testi sonuçlarına göre bu artışın 3 – 4 ayda bir istatistiksel olarak anlamlı olduğu belirlenmiştir (Tablo 9). Çalışma sonunda doğal ortama bırakılan markalı bireylerin ağırlıkça oransal büyüme oranı %3294,6 ve ağırlıkça spesifik büyüme oranı 0,64 %/gün ( $t = 554$  gün) olarak hesaplanmıştır.

Ağırlıkça ve boyca spesifik büyüme oranı ile von Bertalanffy gibi büyüme parametreleri; 1) farklı uygulamaların büyümeye etkisinin istatistiksel olarak değerlendirilmesi 2) veriyi standart bir formata çevirerek araştırmacıların çalışma sonuçlarını karşılaştırabilmesini sağlamak 3) yönetim stratejileri için bir temel sağlamak, amaçlarıyla hesaplanmaktadır (Hopkins, 1992). Akkan vd. (2016) tarafından Doğal Alabalık Üretilmesi ve Ormaniçi Suların Balıklandırılması Projesi kapsamında Artvin Yusufeli Barhal Deresi'ne 1000 adet 2+ yaş markalı kahverengi alabalık bırakılmıştır. Burada yapılan izleme çalışmasında geri yakalanan markalı bireylerin doğal ortamda büyümelerine devam ettiği belirlenmiştir. Çalışmanın son örneklemeğinde markalı bireyler için ağırlıkça büyüme oranı %182,6 ( $t = 488$  gün), spesifik büyüme oranı ise %0,212 olarak hesaplanmıştır. Kurtoğlu ve Çelikkale (2016) tarafından Karadeniz alabalığının kültüre alınabilirliğinin araştırıldığı çalışmada ortalama boyu 11,0 cm ve ortalama ağırlıkları 11,6 g olan bireyler Kasım - Nisan ayları arasında kültür şartları altında tatlı ve tuzlu su ortamlarında ticari pelet yemle beslenmiştir. Çalışma sonunda deniz suyunda yetiştirilen bireylerin ortalama boyu  $15,8\pm 2,79$  cm, tatlı suda yetiştirilen bireylerin ortalama boyu  $16,1\pm 2,05$  cm olarak hesaplanmıştır. Ağırlıkça spesifik büyüme oranı tatlı suda yetiştirilen grupta 1,03 – 1,47

deniz suyunda yetiştirilen grupta 1,06 – 1,08 olarak hesaplanmıştır. Bu çalışmada hesaplanan ağırlıkça spesifik büyüme oranı Kurtoğlu ve Çelikkale (2016)'nin çalışmasındaki değerlerden düşük, Akkan vd. (2016)'nin çalışmasındaki değerlerden yüksektir. Balıklarda enerji bütçesini belirleyen başlıca etkenlerin sıcaklık ve balık büyüklüğü olduğu bilinmektedir (Fang vd., 2010). Kurtoğlu ve Çelikkale (2016)'nin çalışmasında bireylerin bu denli yüksek spesifik büyüme oranına sahip olmalarının nedenleri; bireylerin 1 yaşın altında olmaları, sıcaklığın optimum seviyelerde tutulması ve ticari pelet yemle beslenmeleri ile açıklanabilir. Kültür ortamında yetiştirilen bireyler yiyecek aramak için enerji harcamadıklarından ve optimum seviyede beslendiklerinden doğal ortamdaki bireylere nazaran daha hızlı büyüme göstermiştir. Akkan vd. (2016) tarafından yürütülen çalışmada ise hesaplanan ağırlıkça spesifik büyüme oranı bu çalışmaya göre düşüktür. Bahsi geçen çalışmada balıklandırma amaçlı kullanılan bireylerin 2+ yaşında olmalarının bunun başlıca nedeni olduğu düşünülmektedir. Balıkların büyümelerinin yaşları ilerledikçe yavaşladığı bilinmektedir (Ricker, 1979). Bir diğer nedenin de habitat farklılığı olduğu düşünülmektedir.

Kondisyon faktörü balıklarda morfolojik yapının kontrol edilmesi için kullanılan bir göstergedir. Yiğit ve Aral (1999) kültür ortamında yetiştirilen alabalıklar için kondisyon faktörünün 1,14 – 1,53 aralığında, optimum ise 1,37 olması gerektiğini bildirmiştir. Balıklarda genelde bire yakın olması istenen kondisyon faktörü; balığın yaşı, cinsiyeti, üreme mevsimi, olgunlaşma dönemi, bağırsakların doluluğu, tüketilen besinin cinsine, yağ rezervinin miktarına ve kas yapısının gelişim derecesinden etkilenmektedir (Barnham ve Baxter, 2003). Markalı bireyler doğaya salındıklarında ortalama kondisyon faktörü  $1,36 \pm 0,06$  olarak hesaplanmıştır. Son örneklemede ise bu değer  $1,01 \pm 0,04$  olarak hesaplanmış olup ortalama  $0,98 \pm 0,02$  olarak hesaplanmıştır (Tablo 10). Doğal ortama bırakılan markalı bireylerin kondisyon faktöründe ilk iki ayki örneklemelemlerde önemli düşüş gözlemlenmiştir. Bu düşüşün istatistiksel olarak da anlamlı olduğu belirlenmiştir (Mann-Whitney U,  $p < 0,05$ ). Benzer durum Akkan vd. (2016) tarafından da bildirilmiştir. Bunun başlıca nedeninin kültür ortamında optimum miktarda yemle beslenen bireylerin doğal ortama adaptasyonu sırasında nispeten kültür ortamındakine göre daha az besin almaları ya da besin aramak ve saklanmak için daha fazla enerji harcamaları olduğu söylenebilir. Örnekleme süresince yakalanan doğal bireylerin kondisyon faktörü ortalama  $0,96 \pm 0,01$  olarak hesaplanmış ve bazı aylar arasında farklılıklar gözlenmiştir (Tablo 14). Özellikle su sıcaklıklarının düşmeye başlamasıyla kondisyon faktöründe de düşüşler gözlemlenmiştir. Bunun, ergin bireylerin üreme döneminde besin almamalarıyla bağlantılı olduğu söylenebilir. Çalışma süresince markalı

ve doğal bireylerin kondisyon faktörleri arasında farklılık olup olmadığı Kruskal-Wallis testi ile test edilmiştir. Test sonucunda markalı ve doğal bireylerin kondisyon faktörleri arasında farklılık olmadığı belirlenmiştir (Kruskal-Wallis,  $\chi^2(1) = 0,488$ ,  $p = 0,48$ ). Buradan yola çıkılarak, markalı bireylerin başarılı bir şekilde habitata uyum sağlayarak doğal bireylerle uyum içerisinde yaşadığı yargısına varılmıştır. Kahverengi alabalık için çeşitli lokalitelerde hesaplanan kondisyon faktörleri Tablo 19’da verilmiştir. Birçok lokalitede ortalama kondisyon faktörünün görece birbirine yakın olduğu gözlemlenmiştir.

Tablo 19. Kahverengi alabalık ile yürütülen çalışmalarda hesaplanan kondisyon faktörleri (\* balıklandırma çalışmalarını temsil etmektedir.)

Lokalite	Kondisyon Faktörü			Kaynak
	Minimum	Maksimum	Ort $\pm$ SH	
Rize - Çağlayan Deresi	0,91 $\pm$ 0,02	1,06 $\pm$ 0,04	0,96 $\pm$ 0,01	Mevcut çalışma
Rize - Çağlayan Deresi*	0,94 $\pm$ 0,04	1,28 $\pm$ 0,06	0,98 $\pm$ 0,02	Mevcut çalışma
Artvin - Kapistre Deresi	0,65	1,97	0,90 $\pm$ 0,01	Tabak vd. (2001)
Rize - İyidere	0,56	1,120	0,85 $\pm$ 0,01	Tabak vd. (2001)
Rize - Çağlayan Deresi	0,61	1,27	0,88 $\pm$ 0,01	Tabak vd. (2001)
Rize - Sümer Deresi	0,902	1,19	1,00 $\pm$ 0,02	Tabak vd. (2001)
Rize - Fırtına Deresi	0,6	1,18	0,86 $\pm$ 0,01	Tabak vd. (2001)
Trabzon - Solaklı Deresi	0,51	1,70	0,93 $\pm$ 0,03	Tabak vd. (2001)
Trabzon - Yanbolu Deresi*	0,68	1,88 $\pm$ 0,98	-	Çakmak vd. (2010)
Artvin - Yusufeli*	0,79	0,99	0,860 $\pm$ 0,07	Akkan vd. (2016)
Artvin - Yusufeli	0,60	1,09	0,923 $\pm$ 0,14	Akkan vd. (2016)
DeneySEL çalışma	0,98	1,00	-	Kurtoğlu vd. (2016)

Balıklarda boy ve ağırlık arasında bir ilişki bulunmakta ve bu ilişki boyun bir kuvveti olarak ifade edilebilmektedir (Ricker, 1975). Boy ve ağırlık arasındaki ilişki aynı türe ait popülasyonların farklı coğrafi alanlarda ve zamanlarda ağırlık artışının karşılaştırılmasında önemli rol oynayan bir yöntemdir (Nikolsky, 1963). Farklı lokalitelerde kahverengi alabalık için hesaplanan boy-ağırlık ilişkisi parametreleri Tablo 20’de verilmiştir. Kahverengi alabalık için boy-ağırlık ilişkisindeki b değerinin 2,212 – 3,084 aralığında değiştiği gözlemlenmektedir. Buradan farklı lokalitelerdeki bireylerin allometrik büyüme gösterdiği söylenebilir. Balıklarda boy - ağırlık ilişkisindeki b değerinin eşey, diyet, kondisyon, gonad olgunluğu, mevsim, habitat, çevresel farklılıklar, örnek büyüklüğü, besin temin edebilme gibi bir çok faktör tarafından etkilenebileceği farklı araştırmacılar tarafından ortaya

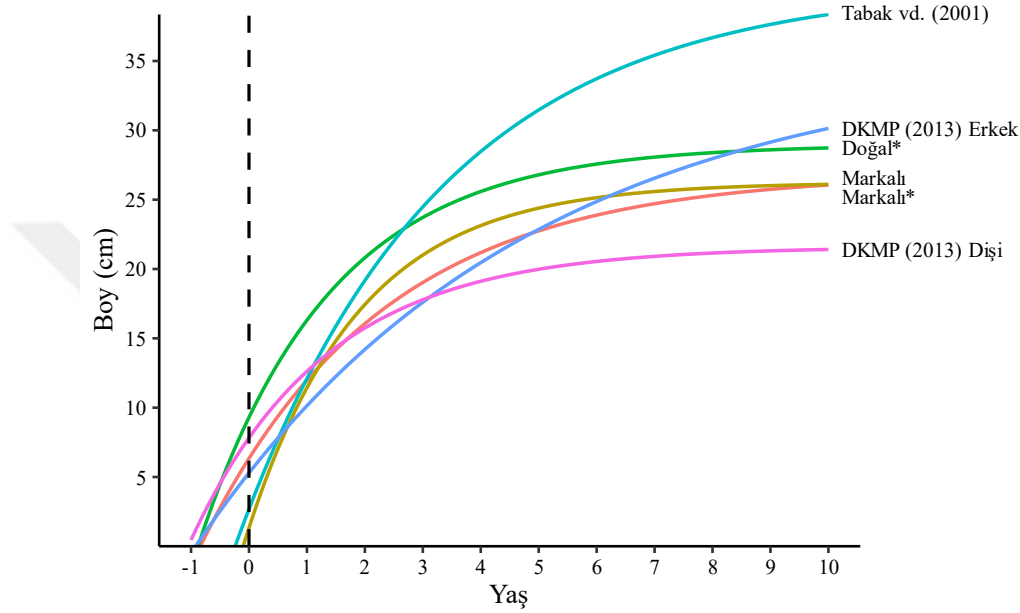
konmuştur (Biswas, 1993; Le Cren, 1951; Mommsen, 1998; Morey vd., 2003; Nieto-Navarro vd., 2010, Jellyman vd., 2013).

Tablo 20. Kahverengi alabalık ile yürütülen çalışmalarda hesaplanan boy ağırlık ilişkileri (\* balıklandırma çalışmalarını temsil etmektedir.)

Boy aralığı	Ağırlık aralığı	a	b	R <sup>2</sup>	Kaynak
5,3 – 23,3	1,4 – 101,0	0,0109	2,946	0,9615	Mevcut çalışma
4,0 – 18,3	1 – 66,5	0,0132	2,876	0,9801	Mevcut çalışma*
6,2 – 24,5	2,43 – 130,62	0,0093	2,9853	0,9679	Tabak vd. (2001)
10,1 – 25,2	8,93 – 168,10	0,0071	3,0650	0,9542	Tabak vd. (2001)
8,4 – 35,7	5,23 – 351,0	0,0092	2,9805	0,9660	Tabak vd. (2001)
8,5 – 22,9	7,0 – 109,65	0,0147	2,8562	0,9900	Tabak vd. (2001)
6,0 – 27,0	1,99 – 210,91	0,0099	2,9444	0,9597	Tabak vd. (2001)
9,5 – 39,4	7,06 – 677,23	0,0083	3,0348	0,9658	Tabak vd. (2001)
9,5 – 37,9	-	0,0110	3,070	0,980	Yıldırım vd. (2012)
16,5 – 42,2	-	0,0120	3,040	0,980	Yıldırım vd. (2012)
8,3 – 24,9	-	0,0232	2,733	0,94	DKMP (2013)
6,7 – 34,0	-	0,010	3,084	0,993	Mazlum ve Turan (2018)

Büyüme temelde yaşın bir fonksiyonu olarak vücut büyüklüğündeki artışını ifade eder. Balıkçılık biyolojisi çalışmalarında von Bertalanffy (1957) tarafından balıkların metabolizmasının da göz önüne alınarak oluşturulmuş matematiksel model, büyüme modelleri arasında en sık kullanılan yöntemdir. Balıkların boyları ve ağırlıklarındaki değişimleri yaşın bir fonksiyonu olarak gösteren von Bertalanffy büyüme eğrisi; balığın doğada gösterdiği büyüme ile uyumludur. Balıkların boyundaki artış oranı, ilk yaşlarda hızlı, ilerleyen yaşlarda yavaş olduğundan, bu olgu matematiksel olarak, eğimi zaman içinde azalan bir eğri ile gösterilmektedir. Balıkların boyca büyümelerini ifade eden bu eğri “üssel eğri” olarak tanımlanır. Balıkların ağırlığındaki artış oranı ise yaşamın ilk yıllarında yavaş, daha sonra hızlı ve belli bir yaştan sonra ise yavaşlamaktadır. Kahverengi alabalık ile yürütülen çalışmalarda hesaplanan VBBD parametreleri ve büyüme eğrileri sırasıyla Tablo 21’de verilmiştir. Mevcut çalışmada markalı bireyler için parametreler hem en küçük kareler metodu ve hem de ELEFAN kullanılarak doğal bireyler için ise sadece ELEFAN kullanılarak hesaplanmıştır. ELEFAN büyüme eğrilerine göre kahverengi alabalıklarda stoka katılımın şubat ayında başladığı söylenebilir (Şekil 33 ve Şekil 37). Kahverengi

alabalık için  $L_{\infty}$  değeri 21,6 – 40,52, K değeri 0,176 – 0,52 ve  $t_0$  değeri -0,24 – -1,051 aralıklarında hesaplanmıştır. K değeri aynı zamanda büyüme sabiti olarak da adlandırılmaktadır ve balıklarda büyüme hızını temsil eden bir parametredir. Bu parametre  $>0,3$  olduğunda yüksek, 0,16 – 0,30 aralığında orta, 0,05 – 0,15 aralığında yavaş,  $<0,05$  aralığında ise çok yavaş büyüme olduğunu göstermektedir (Froese vd., 2005).



Şekil 37. Bu çalışma ve diğer çalışmalarda hesaplanan VBBD parametreleri kullanılarak çizilen büyüme eğrileri (\*ELEFAN kullanılarak hesaplanmış parametreleri belirtmektedir.)

Yapılan çalışmalarda hesaplanan K değerleri göz önüne alındığında kahverengi alabalıklar orta ve yüksek hızlarda büyüme göstermektedir. Hesaplanan bu büyüme parametrelerinin daha önceki çalışmalarla uyumluluklarının test edilmesi gerekmektedir. Bu işlem için de hesaplanan parametrelerin önceki çalışmalarda hesaplanan parametreler ile karşılaştırılmalıdır. Ancak büyüme parametrelerinin hepsi bir arada değerlendirilemediği için karşılaştırmalarda hata olasılığı da artmaktadır. Bu nedenle Pauly ve Munro (1984) bu hata payını azaltmak amacıyla toplam büyüme performansını belirten büyüme performansı indeksini ( $\emptyset'$ ) ortaya koymuşlardır. Bu çalışmada hesaplanan büyüme performansı indeksinin önceki çalışmalardan istatistiksel olarak farklı olmadığı belirlenmiştir. (t testi,

$p>0,05$ ). Özellikle de markalı bireylerle doğal bireylerin büyümelerinde farklılık gözlemlenmemesi doğal ortama adaptasyonun önemli bir göstergesidir.

Tablo 21. Kahverengi alabalık ile yürütülen çalışmalarda hesaplanan VBDD parametreleri (\* balıklandırma çalışmalarını, a ELEFAN ile hesaplanan, b en küçük kareler yöntemine göre hesaplanan VBDD parametrelerini temsil etmektedir.)

Cinsiyet	VBDD parametreleri					Kaynak
	$L_{\infty}$ (cm)	$W_{\infty}$ (g)	K (yıl <sup>-1</sup> )	$t_0$ (yıl <sup>-1</sup> )	$\emptyset'$	
D + E	26,24	156,63	0,52	-0,89	2,55	Mevcut çalışma* <sup>b</sup>
D + E	26,89	168,05	0,32	-0,84	2,36	Mevcut çalışma* <sup>a</sup>
D + E	28,97	208,21	0,44	-0,88	2,56	Mevcut çalışma <sup>a</sup>
D + E	40,52	-	0,286	-0,24	2,67	Tabak vd. (2001) <sup>b</sup>
E	21,6	-	0,428	-1,051	2,300	DKMP (2013) <sup>b</sup>
D	35,3	-	0,176	-0,923	2,341	DKMP (2013) <sup>b</sup>

### 4.3. Beslenmenin Değerlendirilmesi

Balıkların diyet ve beslenme alışkanlıkları; av seçiminin (Ranaker vd., 2014), komünite yapısının (Wilson ve Wolkovich, 2011), tür içi rekabetin (Leduc vd., 2015), tropik seviyenin (Pauly ve Watson, 2005) vb. belirlenmesi için önemli bir bilgi olup; türlerin korunması ve sucul ekosistemlerdeki besin zincirindeki rolünün anlaşılabilmesi için önemli bir bileşendir (Braga vd., 2012).

Kültür ortamında yetiştirilerek doğal ortama bırakılan ve çalışma sahasındaki doğal kahverengi alabalıkların mideleri yıkanarak mide muhteviyatları incelenmiştir. Yapılan incelemeler sonucunda 13 farklı besin grubuna rastlanılmıştır (plecoptera, diptera, ephemeroptera, odonata, trichoptera, annelida, lepidoptera, coleoptera, hemiptera, araneae, hymenoptera, bitki ve dentritus). Diyet analizleri kullanılarak bu besinler için rastlanma sıklığı oranı (%F), sayıca oran (%N) ve ağırlıkça oran (%W), nispi önemlilik indeksi IRI ve %IRI indeksleri hesaplanmıştır. NMDS ve ANOSIM analizleri ile de markalı ve doğal bireylerin diyetlerinde örtüşme olup olmadığı test edilmiştir. Costello grafiği yardımıyla da yakalanan bireylerin beslenme stratejileri belirlenmiştir.

Rastlanma sıklıklarına (F) göre kahverengi alabalıkların temel besinini bentik makroomurgasızlar oluşturmuştur. Yakalanan bireylerin midelerinde en sık rastlanan besin grubu diptera (222 mide) iken bunu plecoptera (219 mide) ve ephemeroptera (210 mide)



takip etmiştir. Diptera aynı zamanda sayıca (N) da en fazla rastlanılan besin olmuştur (805 adet). Diptera larvalarının yüksek besin içeriğine sahip olmaları ve sınırlı hareket kabiliyeti nedeniyle balıklar için besleyici ve kolay bir av olduğu araştırmacılar tarafından bildirilmiştir (Easton ve Orth, 1992; Oscoz vd., 2006). Yakalanan tüm bireylerin mide içeriğinden elde edilen toplam veri ile hesaplanan nispi önemlilik indeksi oranlarına (%IRI) göre plecoptera (%IRI = 31,39), diptera (%IRI = 24,75) ve ephemoptera (%IRI = 14,52) en baskın besin türleri olmuştur (Tablo 16). Markalı ve doğal bireyler için ayrı değerlendirme yapıldığında da yine bu üç besin türünün %IRI bakımından en baskın besinler olduğu belirlenmiştir (Tablo 17 ve Tablo 18). Bölgede kahverengi alabalığın iç sulardaki beslenme alışkanlıklarının incelendiği diğer çalışmalarda da türün genel olarak sucul ve karasal böceklerle beslendiği ortaya konmuştur (Çakmak vd., 2010; Tabak vd., 2001). Bu çalışmanın bulguları da bunu destekler niteliktedir. Çakmak vd. (2010) tarafından Trabzon'un Arsin ilçesinden geçen Yanbolu deresinde yapılan balıklandırma çalışması süresince yaptıkları incelemelerde doğaya salınan kahverengi alabalıkların genel olarak diptera (%IRI = 40,34), annelidae (%IRI = 24,30) trichoptera (%IRI = 21,17) ve ephemeroptera (%IRI = 6,30) ile beslendiklerini tespit etmişlerdir. Tabak (2001) vd. tarafından Trabzon, Rize ve Artvin illerindeki farklı derelerde yapılan çalışmada ise doğal dere ekotipi bireylerin ağırlıklı olarak plecoptera (%N = 45,42), diptera (%N = 35,09), coleoptera (%N = 3,81) ile beslendikleri tespit edilmiştir. Yapılan çalışmalarda örneklenen kahverengi alabalıkların beslenmesinde farklılıklar gözlemlenmektedir. Bunun en önemli sebebi bireylerin farklı habitatlarda yaşamalarıdır. Habitat tarafından sunulan besin çeşitliliği balıkların diyeti üzerinde son derece etkili bir faktördür (Giller ve Greenberg, 2015). Aylara göre besin tercihleri değerlendirdiğinde sıralamalar değişmekle birlikte %IRI değerlerine göre plecoptera, diptera, ephemeroptera, trichoptera ve annelida diğer besin türlerine göre daha baskındır. Trichoptera ve lepidoptera özellikle kış aylarında diyetinde daha az gözlemlenmiştir. Bazı araştırmacılar tarafından yürütülen çalışmalarda trichoptera ve lepidoptera türlerinin popülasyonlarının düşük sıcaklık ve yüksek yağışlı mevsimlerde azaldığı raporlanmıştır (Akamagwuna vd., 2019; Ngowi vd., 2019; Panthi vd., 2017) Trichoptera ve lepidoptera'nın diyetindeki miktarının azalmasının bu durumla bağlantılı olabileceği söylenebilir. Bu durumdan yola çıkılarak, aylar arasında besin türlerindeki %IRI değişiminin, balıkların av tercihinden ziyade çevresel faktörler nedeniyle habitattaki av kompozisyonunun değişiklik göstermesi nedeniyle ortaya çıktığı kuvvetle muhtemeldir.

NMDS analizine göre markalı ve doğal bireylerin besin kompozisyonlarının örtüştüğü (Şekil 34) ve ANOSIM ( $R^2 = 0,00512$ ,  $p = 0,104$ ) analizleri sonuçlarına göre de besin kompozisyonlarının arasında farklılık olmadığı belirlenmiştir. Bu analizler sonucunda markalı bireylerin doğal türdeşleriyle habitatta buldukları besinleri aynı seviyede tükettikleri ortaya konmuştur. Bu durum kültür ortamında yetiştirilerek doğal ortama bırakılan kahverengi alabalık bireylerinin doğal ortama uyum sağladığının bir başka göstergesidir.

Markalı ve doğal bireylerin beslenme stratejisi davranışlarının belirlenmesi ve karşılaştırılması için Costello grafiği kullanılmıştır. Kahverengi alabalıklar fırsatçı karnivorlar olarak bilinmektedir (Cochran-Biederman ve Vondracek, 2017; Klemetsen vd., 2003). Bu çalışmada markalı ve doğal bireyler için oluşturulan Costello grafiklerindeki nispi ava özel bolluğun ( $P_i$ ) düşük olması bireylerin genelleşmiş ve fırsatçı beslenme stratejisine sahip olduklarının bir göstergesidir. Her iki grupta da bitki, araneae, annelida, hemiptera, hymenoptera ve coleoptera türü besinlerin av öneminin nispeten düşük olduğu belirlenmiştir. Costello grafiklerindeki benzerlikten yola çıkılarak markalı bireylerin, doğal bireylerle aynı beslenme stratejisini kullandığı belirlenmiştir. Beslenme stratejilerindeki bu benzerlik de markalı bireylerin doğal ortama uyumlarının önemli bir göstergesi olarak kabul edilebilir.

#### 4.4. Davranışsal Gözlemler

Örnekleme sırasında habitattaki bireyler üzerinde bazı nitel gözlemler de yapılmıştır. Markalı ve doğal bireyler elektroşok ile yakalanmıştır. Örnekleme esnasında markalı ve doğal bireylerin insanlardan kaçma ve saklanma gibi davranışları aynı seviyelerde gösterdiği gözlemlenmiştir. Yakalanan bireyler boy ve ağırlık ölçümleri esnasında dokunmaya karşı benzer tepkiler vermişlerdir. Örnekleme sırasında doğal ve markalı balıkların dere yatağında nispeten homojen bir şekilde dağılım gösterdiği ve aynı ortamları paylaştıkları gözlemlenmiştir. Markalı bireyler ilk salındıkları noktada kalmayarak küçük göçler yapmış ve dere yatağına dağılmışlardır.

#### 4.5. Çalışmayı Sınırlandıran Faktörler

Çalışmanın yürütüldüğü havza yüksek yağış alan ve taşkın riski olan havzadır. Derenin ana kolu üzerinde daha öncesinde yapılan birkaç balıklandırma çalışmasında taşkın

sonrasında, daha önce bırakılan markalı balıklar geri yakalanamamıştır. Bu nedenle bu çalışmanın sürdürülebilirliğinin sağlanabilmesi açısından balıklandırma çalışması derenin nispeten daha küçük bir kolu olan Çiğol kolunda yapılmıştır. Bölgede meydana gelen taşkınlar nedeniyle özellikle sonbahar mevsimindeki bazı örnekleme çalışmalarında havzanın durumuna göre bir hafta kadar ileri sarkıtılmıştır. Ekim 2017 tarihinde ise taşkınlar nedeniyle örnekleme yapılamamıştır. Yakalanan bireyler Doğa Koruma ve Milli Parklar Genel Müdürlüğü'nden alınan izin gereğince doğal ortama canlı olarak geri bırakılacaklarından yaş tayini, cinsiyet tayini ve üreme ile ilgili çalışmalar yapılamamıştır. Kullanılan markalar bireye özel olmadığı için (numaralı vb.) büyümenin takibi bireysel olarak yapılamamıştır.



## 5. SONUÇ

Bu çalışmada balıklandırma amacıyla kültür ortamına bırakılan kahverengi alabalıkların büyüme parametreleri ve besin kompozisyonu aynı habitattaki doğal bireylerle karşılaştırılmıştır. Elde edilen bulgular sonucunda markalanarak doğal ortama bırakılan bireylerin doğal türdeşleriyle benzer büyüme özelliklerine ve beslenme davranışına sahip oldukları belirlenmiştir. Ayrıca örneklemeler sırasında markalı bireylerin de doğal bireyler gibi kaçma, saklanma ve sıçrama gibi davranışlar sergilediği gözlemlenmiştir. Bu bilgiler ışığında markalı bireylerin doğal ortama uyum sağlayarak yaşamlarını devam ettikleri ve balıklandırma faaliyetinin başarılı olduğu sonucuna varılmıştır.

Bu çalışma için Çağlayan Deresi üzerinde yapılan ilk balıklandırma çalışmasından sonra meydana gelen taşkının ardından yapılan örnekleme çalışmasında istasyonda markalı birey geri yakalanamamıştır. Ancak derenin bir kolu olan Çiğol'da yapılan balıklandırma uygulaması ile izlemenin sürekliliği sağlanabilmiştir. Özellikle izleme yapılması planlanan çalışmalarda sürekliliğin sağlanabilmesi adına balıklandırma yapılacak sahanın taşkın riski açısından değerlendirilmesi gereklidir.

## 6. ÖNERİLER

Su kalitesi alabalıklar için son derece önemli bir konudur. Bölgede ölçülen su kalitesi parametrelerine bakıldığında havzanın su kalitesinin yüksek olduğu belirlenmiştir. Bunun en önemli sebebinin havzada yerleşimin ve sanayinin az olması gösterilebilir. İlerleyen zamanlarda havzada nüfusun artması durumunda atık suların deşarjı için gerekli altyapının hazırlanarak dere yatağına deşarjının önüne geçilmelidir. Su kalitesinde meydana gelebilecek değişikliklerin tespiti için periyodik olarak ölçümler yapılmalı, bir deşişim gözlenmesi halinde kaynak tespit edilerek gerekli önlemler alınmalıdır. Özellikle yumurtlama alanlarını tahrip edecek düzenlemelerden kaçınılmalıdır.

Havzadaki alabalıkların genel olarak makroomurgasızlarla beslendiği belirlenmiştir. Dere yatağına yakın tarım faaliyetleri esnasında zararlılarla mücadele amaçlı ilaç kullanımı bu böceklerin popülasyonlarını azaltabilir ve suya karışarak kirliliğe neden olabilir. Bu nedenle belirlenen bölgelerde organik tarımın desteklenerek ilaç kullanımının sıfırlanması bir tedbir olarak uygulanabilir.

Markalı ve doğal bireylerin beslenme alışkanlıklarının aynı olduğu belirlenmiştir. Bu nedenle balıklandırma çalışmaları yapılırken bölgenin taşıma kapasitesi göz önüne alınmalıdır. Böylece zaman içerisinde meydana gelebilecek besin miktarındaki azalış ve besin için rekabetin artması sonucunda stokların azalması gibi ihtimallerin önüne geçilebilecektir.

Çalışma sonucunda bölgede yürütülen balıklandırma çalışmasının başarılı olduğu tespit edilmiştir. Bölgenin doğal güzellikleri de göz önüne alındığında eko-turizm ve balıkçılık turizmi açısından büyük bir potansiyele sahiptir. Yılın belli dönemlerinde sportif olta balıkçılığına izin verilerek bölgede turizm aktivitesinin artırılması ile bölge halkına sosyo-ekonomik açıdan katkıda bulunulması mümkün olacaktır.

## 7. KAYNAKLAR

- Abbot, K., 1835. Letter accompanying a collection from Trebizond and Erzeroun, Proceedings of the Zoological Society of London, 3, 89–92.
- Agatsuma, Y., 2003. Enhancement of Japan's sea urchin fisheries, *Sea Urchins: Fisheries and Ecology*, DEStech Publication.
- Akamagwuna, F.C., Mensah, P.K., Nnadozie, C.F. ve Odume, O.N., 2019. Evaluating the responses of taxa in the orders Ephemeroptera, Plecoptera and Trichoptera (EPT) to sediment stress in the Tsitsa River and its tributaries, Eastern Cape, South Africa, Environmental Monitoring and Assessment, 191, 664.
- Akkan, Ö., Başçınar, N., Bulut, M. ve Ümüzer, A., 2016. Brown Trout Production, and Fish Releasing in Inland Waters at Forest Areas Under The Project Monitoring and Control: Artvin - Yusufeli Study, Journal of Anatolian Environmental and Animal Sciences, 13, 83–86.
- Akşiray, Y.F., 1961. Türkiye Göllerine Aşıl原因an Sudak (*Lucioperca sandra*) Balıkları, hakkında, İstanbul Üniv. Fen Fak. Hidrobiyoloji Böl. Mec., 4, 104–112.
- Al-Chokhachy, R., Sepulveda, A.J., Ray, A.M., Thoma, D.P. ve Tercek, M.T., 2017. Evaluating species-specific changes in hydrologic regimes: an iterative approach for salmonids in the Greater Yellowstone Area (USA), Reviews in Fish Biology and Fisheries, 272, 425–441.
- Alkan, N., Terzi, Y., Khan, U., Bascinar, N. ve Seyhan, K., 2019. Evaluation of seasonal variations in surface water quality of the Caglayan, Firtina and Ikizdere River from Rize, Turkey, Fresenius Environmental Bulletin, 2812A/2019, 9679–9688.
- Allendorf, F.W., 1991. Ecological and genetic effects of fish introductions: synthesis and recommendations, Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, 48, 178–181.
- Allendorf, F.W. ve Leary, R.F., 1988. Conservation and distribution of genetic variation in a polytypic species, the cutthroat trout, Conservation Biology, 22, 170–184.
- Almodóvar, A., Nicola, G.G., Ayllón, D. ve Elvira, B., 2012. Global warming threatens the persistence of Mediterranean brown trout, Global Change Biology, 185, 1549–1560.
- Amundsen, P.A., Gabler, H.M. ve Staldvik, F.J., 1996. A new approach to graphical analysis of feeding strategy from stomach contents data—modification of the Costello (1990) method, Journal of Fish Biology, 484, 607–614.
- Anbleyth-Evans, J., Leiva, F.A., Rios, F.T., ve Cortés, R.S., 2020. Vreni Häussermann ve Aguirre-Munoz, C., Toward marine democracy in Chile: Examining aquaculture ecological impacts through common property local ecological knowledge, Marine Policy, 113, 103690.

- Ansah, Y.B., Frimpong, E.A. ve Amisah, S., 2013. Characterisation of potential aquaculture pond effluents, and physico-chemical and microbial assessment of effluent-receiving waters in central Ghana, African Journal of Aquatic Science, 382, 185–192.
- APHA (American Public Health Association), 2005. Standard methods for the examination of water and wastewater. American Public Health Association, Washington, DC, USA.
- Arnason, R., 2001. The Economics of Ocean Ranching: Experiences, Outlook and Theory, Food & Agriculture Org.
- Ayllón, D., Almodóvar, A., Nicola, G.G. ve Elvira, B., 2010. Modelling brown trout spatial requirements through physical habitat simulations, River Research and Applications, 269, 1090–1102.
- Baglinière, J.L. ve Maisse, G., 1991. La Truite. Biologie et Écologie, Editions Quae.
- Baglinière, J.L., 1999. Introduction: The brown trout (*Salmo trutta* L)—its origin, distribution and economic and scientific significance, Biology and Ecology of the Brown and Sea Trout, Springer, Berlin, Almanya.
- Balık, S. ve Ustaoglu, M. R., 2006. Türkiye'nin Göl, Gölet ve Baraj Göllerinde Gerçekleştirilen Balıklandırma Çalışmaları ve Sonuçları, 1. Balıklandırma ve Rezervuar Yönetimi Sempozyumu, Şubat, Antalya, Bildiriler Kitabı, 1-10.
- Balian, E.V., Segers, H., Martens, K. ve Lévêque, C., 2007. The freshwater animal diversity assessment: an overview of the results, Hydrobiologia, 595, 627–637.
- Bannister, R.C.A., 1991. Stock Enhancement, ICES Marine Science Symposia, Haziran, Fransa, Bildiriler Kitabı, 191.
- Barnham, C.A. ve Baxter, A.F., 2003. Condition Factor, K, for Salmonid Fish, Department of Primary Industries.
- Bartholomew, A. ve Bohnsack, J.A., 2005. A review of catch-and-release angling mortality with implications for no-take reserves, Reviews in Fish Biology and Fisheries, 151, 129–154.
- Bartley, D.M., 1999. Marine ranching: a global perspective, Howell, B.R., Moksness, E. ve Svasand, T. (Ed.), Enhancement and Sea Ranching, AGRIS.
- Beamish, R.J. ve Noakes, D.J., 2004. Global warming, aquaculture, and commercial fisheries, in Leber, K.M., Kitada, S., Blankenship, H.L. and Svasand, T. (Ed.), Stock Enhancement and Sea Ranching: Developments, Pitfalls and Opportunities, Wiley Online Library, New Jersey, ABD.
- Bell, J.D., Leber, K.M., Blankenship, H.L., Loneragan, N.R. ve Masuda, R., 2008. A New Era for Restocking, Stock Enhancement and Sea Ranching of Coastal Fisheries Resources, Reviews in Fisheries Science, 161, 1–9.

- Bell, J.D., Rothlisberg, P.C., Munro, J.L., Loneragan, N.R., Nash, W.J., Ward, R.D. ve Andrew, N.L., 2005. Restocking and Stock Enhancement of Marine Invertebrate Fisheries, Elsevier, Amsterdam.
- Béné, C., Arthur, R., Norbury, H., Allison, E.H., Beveridge, M., Bush, S. ve Campling, L., 2016. Contribution of Fisheries and Aquaculture to Food Security and Poverty Reduction: Assessing the Current Evidence, World Development, 79, 177–196.
- Berber S., Yıldız H., Bulut M. ve Satılmış H.H., 2008. Yenice İlçesinin (Çanakkale) İçsu Kaynakları ve Su Ürünleri Yönünden İrdelenmesi, Yenice Değerleri Sempozyumu, Ağustos, Çanakkale, Türkiye, Bildiriler Kitabı, 125-138.
- Bernatchez, L., 2001. The Evolutionary History of Brown Trout (*Salmo trutta* L.) Inferred From Phylogeographic, Nested Clade, and Mismatch Analyses of Mitochondrial DNA Variation, Evolution, 552, 351–379.
- Berberi, P., 1997. Introduction d'espèces dans les milieux aquatiques d'eau douce: les impacts génétiques, Bulletin Français de La Pêche et de La Pisciculture, 344, 471–487.
- Bert T.M., McMichael R.H.J., Cody R.P., Forstchen A.B., Halstead W.G., O'Hop J., Ransier J.M., Tringali M.D., Winner B.L., Kennedy F.S., Leber K.M. ve Neidig C.L., 2003. Evaluating stock enhancement strategies: a multi-disciplinary approach. Thirtieth U.S.-Japan meeting on aquaculture: ecology of aquaculture species and enhancement of stock, Aralık, Florida, Bildiriler kitabı, 105.
- Bilecenoğlu, M., Kaya, M., Cihangir, B. and Çiçek, E., 2014. An updated checklist of the marine fishes of Turkey, Turkish Journal of Zoology, 386, 901–929.
- Bingel, F. 2016, Deniz Biyolojisi ve Balıkçılık Terimlerler ve Tanımlar, [http://old.ims.metu.edu.tr/DenizSozluk/index\\_tr.html](http://old.ims.metu.edu.tr/DenizSozluk/index_tr.html). 6 Mayıs 2020.
- Birleşmiş Milletler, 2019. World Population Prospects 2019: Highlights (ST/ESA/SER.A/423), New York.
- Biswas, S.P., 1993. Manual of Methods in Fish Biology, South Asian Publishers.
- Blankenship, H.L. ve Leber, K.M., 1995. A responsible approach to marine stock enhancement, American Fisheries Society Symposium, Haziran, Bethesda, Bildiriler kitabı, 167–175.
- Blaxter, J.H.S., 2000. The enhancement of marine fish stocks, Advances in Marine Biology, 38, 1–54.
- Blaylock, R.B., Leber, K.M., Lotz, J.M. ve Ziemann, D.A., 2000. The US Gulf of Mexico Marine Stock Enhancement Program (USGMSEP): the use of aquaculture technology in “responsible” stock enhancement, Bulletin of Aquatic Association of Canada, 100, 16–22.



- Borgwardt, F., Unfer, G., Auer, S., Waldner, K., El-Matbouli, M. ve Bechter, T., 2020. Direct and Indirect Climate Change Impacts on Brown Trout in Central Europe: How Thermal Regimes Reinforce Physiological Stress and Support the Emergence of Diseases, Frontiers in Environmental Science, 8, 59.
- Boyle, D., Clark, N.J. ve Handy, R.D., 2020. Toxicities of copper oxide nanomaterial and copper sulphate in early life stage zebrafish: Effects of pH and intermittent pulse exposure, Ecotoxicology and Environmental Safety, 190, 109985.
- Braga, R.R., Bornatowski, H. ve Vitule, J.R.S., 2012. Feeding ecology of fishes: an overview of worldwide publications, Reviews in Fish Biology and Fisheries, 224, 915–929.
- Braga, R.R., Ribeiro, V.M., Bornatowski, H., Abilhoa, V. ve Vitule, J.R.S., 2017. Gastric lavage for dietary studies of small fishes: Efficiency, survival and applicability, Acta Ichthyologica et Piscatoria, 471, 97–100.
- Brennan, N.P., Leber, K.M., Blankenship, H.L., Ransier, J.M. ve DeBruler Jr, R., 2005. An evaluation of coded wire and elastomer tag performance in juvenile common snook under field and laboratory conditions, North American Journal of Fisheries Management, 252, 437–445.
- Bret, V., Bergerot, B., Capra, H., Gouraud, V. ve Lamouroux, N., 2016. Influence of discharge, hydraulics, water temperature, and dispersal on density synchrony in brown trout populations (*Salmo trutta*), Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, 733, 319–329.
- Brown, C. ve Day, R.L., 2002. The future of stock enhancements: lessons for hatchery practice from conservation biology, Fish and Fisheries, 32, 79–94.
- Brown, D.A. ve McLeay, D.J., 1975. Effect of nitrite on methemoglobin and total hemoglobin of juvenile rainbow trout, The Progressive Fish-Culturist, 371, 36–38.
- Brown, D.J.A., 1983. Effect of calcium and aluminum concentrations on the survival of brown trout (*Salmo trutta*) at low pH, Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology, 301, 582–587.
- Brown, J.J., Limburg, K.E., Waldman, J.R., Stephenson, K., Glenn, E.P., Juanes, F. ve Jordaan, A., 2013. Fish and hydropower on the US Atlantic coast: failed fisheries policies from half-way technologies, Conservation Letters, 64, 280–286.
- Chereshnev, I.A., 1996. Threatened fishes of the world: *Salvethymus svetovidovi* Chereshnev & Scopets, 1990 (Salmonidae), Environmental Biology of Fishes, 46, 166.
- Civelek, R.O., 2012. Karadeniz Alabalığı (*Salmo trutta labrax* Pallas, 1811) Larvalarının Düşük Tuzluluklarda Besin Kesesi Tüketimi, Yüksek Lisans Tezi, Karadeniz Teknik Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Trabzon.
- Clavelle, T., Lester, S.E., Gentry, R. ve Froehlich, H.E., 2019. Interactions and management for the future of marine aquaculture and capture fisheries, Fish and Fisheries, 20, 368–388.

- Clements, J.C. ve Chopin, T., 2017. Ocean acidification and marine aquaculture in North America: potential impacts and mitigation strategies, Reviews in Aquaculture, 94, 326–341.
- Cochran-Biederman, J.L. ve Vondracek, B., 2017. Seasonal feeding selectivity of brown trout *Salmo trutta* in five groundwater-dominated streams, Journal of Freshwater Ecology, 321, 653–673.
- Colchen, T., Teletchea, F., Fontaine, P. ve Pasquet, A., 2017. Temperature modifies activity, inter-individual relationships and group structure in a fish, Current Zoology, 632, 175–183.
- Cole, G.A. ve Weihe, P.E., 2015. Textbook of Limnology, Waveland Press, Illinois, ABD.
- Comte, L., Buisson, L., Daufresne, M. ve Grenouillet, G., 2013. Climate-induced changes in the distribution of freshwater fish: observed and predicted trends, Freshwater Biology, 584, 625–639.
- Cooke, S.J., Allison, E.H., Beard, T.D., Arlinghaus, R., Arthington, A.H., Bartley, D.M., ve Cowx, I.G., 2016. On the sustainability of inland fisheries: Finding a future for the forgotten, Ambio, 457, 753–764.
- Costello, M.J., 1990. Predator feeding strategy and prey importance: a new graphical analysis, Journal of Fish Biology, 362, 261–263.
- Cowx, I.G., 1994. Stocking strategies, Fisheries Management and Ecology, 11, 15–30.
- Cowx, I.G., 1998. Stocking strategies: issues and options for future enhancement programmes?, Cowx, I. (Ed.), *Stocking and Introduction of Fish*, Fishing News Books, Blackwell Science, Oxford.
- Craig, J.F., 2016. *Freshwater Fisheries Ecology*, John Wiley & Sons, New Jersey, ABD.
- Crivelli, A.J. 2006, *Salmo pallaryi*. The IUCN Red List of Threatened Species 2006., available at: <https://www.iucnredlist.org/species/61190/12440688>, 4 Mart 2020.
- Crowe, T.P., Lee, C.L., McGuinness, K.A., Amos, M.J., Dangeubun, J., Dwiono, S.A.P., ve Makatipu, P.C., 2002. Experimental evaluation of the use of hatchery-reared juveniles to enhance stocks of the topshell *Trochus niloticus* in Australia, Indonesia and Vanuatu, Aquaculture, 206, 175–197.
- Cucherousset, J. ve Olden, J.D., 2011. Ecological impacts of nonnative freshwater fishes, Fisheries, 365, 215–230.
- Çakmak, E., Ak, O., Aksungur, N., Firidin, Ş., Çavdar, Y., Aksungur, M. ve Kurtoğlu, İ.Z., 2010. Yanbolu Deresine Bırakılan Karadeniz Alabalığının (*Salmo trutta labrax* Pallas, 1811) Geri Dönüşümü, Büyümesi ve Beslenmesi, Süleyman Demirel Üniversitesi Eğirdir Su Ürünleri Fakültesi Dergisi, 61, 1–13.
- Çiçek, E., Bircikligil, S.S. ve Fricke, R., 2015. Freshwater fishes of Turkey: a revised and updated annotated checklist, Biharean Biologist, 92, 141–157.

- Çoban, M.Z., Gündüz, F., Demirel, F., Örnekeçi, G.N., Karakaya, G., Türkgülü, İ. ve Alp, A., 2013. Population dynamics and stock assessment of *Capoeta umbla* (Heckel, 1843) in Lake Hazar, Elazığ, Turkey, Turkish Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, 132, 221–231.
- Dance, S.K., Lane, I. ve Bell, J.D., 2003. Variation in short-term survival of cultured sandfish (*Holothuria scabra*) released in mangrove–seagrass and coral reef flat habitats in Solomon Islands, Aquaculture, 220, 495–505.
- Darwall, W.R.T. ve Freyhof, J., 2016. Lost Fishes, Who Is Counting? The Extent of the Threat to Freshwater Fish Biodiversity, Conservation of Freshwater Fishes, Cambridge University Press.
- Davis, J.L.D., Eckert-Mills, M.G., Young-Williams, A.C., Hines, A.H. ve Zohar, Y., 2005. Morphological conditioning of a hatchery-raised invertebrate, *Callinectes sapidus*, to improve field survivorship after release, Aquaculture 243, 147–158.
- Dawson, M.N., 2012. Species richness, habitable volume, and species densities in freshwater, the sea, and on land, Frontiers of Biogeography, 43, 212-217.
- Degerman, E., Hammar, J., Nyberg, P. ve Svärdson, G., 2001. Human impact on the fish diversity in the four largest lakes of Sweden, AMBIO: A Journal of the Human Environment, 308, 522–528.
- Demirel, F., Yuksel, F., Gunduz, F., Beri, A., Guler, M., Yildirim, T. ve Coban, M.Z., 2017. The stock assessment of crayfish (*Astacus leptodactylus* Eschscholtz, 1823) in the Keban Dam Lake, Turkish Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, 177, 1373–1380.
- DKMP., 2013. Doğa Koruma ve Milli Parklar Genel Müdürlüğü, Rize İli Karadeniz Alabalığı *Salmo coruhensis* (Syn: *Salmo trutta tabrax*) Tür Koruma Eylem Planı, Rize.
- Drawbridge, M. A., 2002. The role of aquaculture in the restoration of coastal fisheries. Ecological Aquaculture, The Evolution of the Blue Revolution. Blackwell Science, Oxford.
- Dunham, J., Baxter, C., Fausch, K., Fredenberg, W., Kitano, S., Koizumi, I., ve Morita, K., 2008. Evolution, ecology, and conservation of Dolly Varden, white spotted char, and bull trout, Fisheries, 33, 537–550.
- Dünya Bankası, 2012. The hidden harvests: the global contribution of capture fisheries. World Bank, Washington DC.
- Easton, R.S. ve Orth, D.J., 1992. Ontogenetic diet shifts of age-0 smallmouth bass (*Micropterus dolomieu* Lacepède) in the New River, West Virginia, USA, Ecology of Freshwater Fish, 12, 86–98.
- Eby, L.A., Helmy, O., Holsinger, L.M. ve Young, M.K., 2014. Evidence of climate-induced range contractions in bull trout *Salvelinus confluentus* in a Rocky Mountain watershed, USA, PLoS One, 96, 98812.

- Ekmekçi, F.G., Şerife, G., Kırankaya, Ş.G., Gençoğlu, L. ve Yoğurtçuoğlu, B., 2013. Türkiye İçsularındaki İstilacı Balıkların Güncel Durumu ve İstilanın Etkilerinin Değerlendirilmesi, Istanbul University Journal of Fisheries & Aquatic Sciences, 28, 105–140.
- Elliott, J.M., 1994. Quantitative Ecology and the Brown Trout, Oxford University Press, UK.
- Elvira, B. ve Almodóvar, A., 2001. Freshwater fish introductions in Spain: facts and figures at the beginning of the 21st century, Journal of Fish Biology, 59, 323–331.
- Enge, E. ve Kroglund, F., 2011. Population density of Brown trout (*Salmo trutta*) in extremely dilute water qualities in mountain lakes in southwestern Norway, Water, Air, & Soil Pollution, 219, 489–499.
- Erençin, Z., 1978. Sıtma (Sivrisinek) savaşı ve balık yetiştiriciliği işletmeleri üzerine görüşler, Ankara Üniversitesi Veteriner Fakültesi Dergisi, 25, 760–766.
- Fang, J., Tian, X. ve Dong, S., 2010. The influence of water temperature and ration on the growth, body composition and energy budget of tongue sole (*Cynoglossus semilaevis*), Aquaculture, 299, 106–114.
- FAO., The State of World Fisheries and Aquaculture 2018 - Meeting the Sustainable Development Goals, Rome, 2018.
- Ferguson, A., 2006. Genetics of sea trout, with particular reference to Britain and Ireland, Sea Trout: Biology, Conservation and Management, Wiley Online Library, New Jersey, ABD.
- Ficke, A.D., Myrick, C.A. ve Hansen, L.J., 2007. Potential impacts of global climate change on freshwater fisheries, Reviews in Fish Biology and Fisheries, 174, 581–613.
- Fitzhugh, T.W. ve Richter, B.D., 2004. Quenching urban thirst: growing cities and their impacts on freshwater ecosystems, BioScience, 54, 741–754.
- Fost, B.A. ve Ferreri, C.P., 2015. pH preference and avoidance responses of adult brook trout *Salvelinus fontinalis* and brown trout *Salmo trutta*, Journal of Fish Biology, 86, 952–966.
- Freyhof, J. ve Kotellat, M. 2005. *Salvelinus neocomensis*. The IUCN Red List of Threatened Species, [www.iucnredlist.org/species/135421/4127253](http://www.iucnredlist.org/species/135421/4127253), 5 Nisan 2020.
- Freyhof, J. ve Kotellat, M. 2008. *Salvelinus profundus*. The IUCN Red List of Threatened Species, available at: [www.iucnredlist.org/species/135539/4141058](http://www.iucnredlist.org/species/135539/4141058), 5 Nisan 2020.
- Fricke, R., Bilecenoglu, M. ve Sari, H.M., 2007. Annotated Checklist of Fish and Lamprey Species (Gnathostomata and Petromyzontomorphi) of Turkey, Including a Red List of Threatened and Declining Species, Staatliches Museum für Naturkunde Stuttgart.

- Froehlich, H.E., Gentry, R.R. ve Halpern, B.S., 2018. Global change in marine aquaculture production potential under climate change, Nature Ecology and Evolution, 211, 1745–1750.
- Froese, R., Lourdes, M. ve Pauly, D. 2005. Estimation of Life-History Key Facts, [https://www.fishbase.in/manual/key\\_facts.htm](https://www.fishbase.in/manual/key_facts.htm), 12 Nisan 2020.
- Froese, R. ve Pauly, D. 2020. FishBase (version Feb 2018). In: Species 2000 & ITIS Catalogue of Life, 2020-06-04 Beta (Roskov Y.; Ower G.; Orrell T.; Nicolson D.; Bailly N.; Kirk P.M.; Bourgoin T.; DeWalt R.E.; Decock W.; Nieukerken E. van; Penev L.; eds.).
- Fukushima, M., Shimazaki, H., Rand, P.S. ve Kaeriyama, M., 2011. Reconstructing Sakhalin taimen *Parahucho perryi* historical distribution and identifying causes for local extinctions, Transactions of the American Fisheries Society, 140, 1–13.
- Funge-Smith, S.J., 2018. Review of the State of World Fishery Resources: Inland Fisheries, FAO Fisheries and Aquaculture Circular No. C942 Rev.3, Rome.
- Geldiay, R. ve Balık, S., 1988. Türkiye Tatlısu Balıkları, Ege Üniversitesi, Su Ürünleri Fakültesi Yayınları.
- Geldiay, R. ve Balık, S., 1996. Türkiye Tatlısu Balıkları, Ege Üniversitesi, Su Ürünleri Fakültesi Yayınları.
- Gensemer, R.W. ve Playle, R.C., 1999. The bioavailability and toxicity of aluminum in aquatic environments, Critical Reviews in Environmental Science and Technology, 294, 315–450.
- Gibson, R.N. ve Ezzi, I.A., 1978. The biology of a Scottish population of Fries' goby, *Lesueurigobius friesii*, Journal of Fish Biology, 12, 371–389.
- Giller, P. ve Greenberg, L., 2015. The relationship between individual habitat use and diet in brown trout, Freshwater Biology, 60, 256–266.
- Gozlan, R.E., Britton, J.R., Cowx, I. ve Copp, G.H., 2010. Current knowledge on non-native freshwater fish introductions, Journal of Fish Biology, 76, 751–786.
- Graves, S., Piepho, H.-P. ve Sundar Dorai-Raj, L.S., 2020. multcompView: Visualizations of Paired Comparisons, <https://cran.r-project.org/package=multcompView>, 14 Mart 2020.
- Griffith, M.B., Norton, S.B., Alexander, L.C., Pollard, A.I. ve LeDuc, S.D., 2012. The effects of mountaintop mines and valley fills on the physicochemical quality of stream ecosystems in the central Appalachians: a review, Science of the Total Environment, 417, 1–12.
- Gürgen, G., 2004. Doğu Karadeniz Bölümü'nde Maksimum Yağışlar ve Taşkınlar Açısından Önemi, Gazi Üniversitesi, Gazi Eğitim Fakültesi Dergisi, 24, 79–92.

- Haak, A.L. ve Williams, J.E., 2013. Using native trout restoration to jumpstart freshwater conservation planning in the Interior West, Journal of Conservation Planning, 9, 38–52.
- Hanko, B., 1924. Fische Aus Kleinasien, Ann. Hist. Nat. Mus. Nation.
- Hauer, F.R., Locke, H., Dreitz, V.J., Hebblewhite, M., Lowe, W.H., Muhlfeld, C.C. ve Nelson, C.R., (2016). Gravel-bed river floodplains are the ecological nexus of glaciated mountain landscapes, Science Advances, 26, e1600026.
- Heath, A.G., 1995. Water Pollution and Fish Physiology, CRC press, Ohio, ABD.
- Helfman, G., Collette, B.B., Facey, D.E. ve Bowen, B.W., 2009. The Diversity of Fishes: Biology, Evolution, and Ecology, John Wiley & Sons, New Jersey, ABD.
- Henrikson, L. ve Brodin, Y.W., 2012. Liming of Acidified Surface Waters: A Swedish Synthesis, Springer Science & Business Media, Berlin, Almanya.
- Herbert, D.W.M., 1961. The effect of suspended mineral solids on the survival of trout, Int. J. Air Wat. Poll., 5, 46–55.
- Hesthagen, T., Fiske, P. ve Skjelkvåle, B.L., 2008. Critical limits for acid neutralizing capacity of brown trout (*Salmo trutta*) in Norwegian lakes differing in organic carbon concentrations, Aquatic Ecology, 42, 307–316.
- Hesthagen, T. ve Hansen, L.P., 1991. Estimates of the annual loss of Atlantic salmon, *Salmo salar* L., in Norway due to acidification, Aquaculture Research, 22, 85–92.
- Hesthagen, T., Larsen, B.M. ve Fiske, P., 2011. Liming restores Atlantic salmon (*Salmo salar*) populations in acidified Norwegian rivers, Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, 68, 224–231.
- Hinrichsen, D., Krchnak, K. ve Mogelgaard, K., 2002. Population, Water & Wildlife: Finding a Balance, National Wildlife Federation, Population & Environment Program.
- Hoar, W.S., 1976. Smolt transformation: evolution, behavior, and physiology, Journal of the Fisheries Board of Canada, 33, 1233–1252.
- Hoffmann, R.C., 2005. A brief history of aquatic resource use in medieval Europe, Helgoland Marine Research, 59, 22–30.
- Holmlund, C.M. ve Hammer, M., 1999. Ecosystem services generated by fish populations, Ecological Economics, 29, 253–268.
- Hopkins, K.D., 1992. Reporting fish growth: A review of the Basics, Journal of the World Aquaculture Society, 23, 173–179.
- Htun-Han, M., 1978. The reproductive biology of the dab *Limanda limanda* (L.) in the North Sea: gonosomatic index, hepatosomatic index and condition factor, Journal of Fish Biology, 13, 369–378.

- Hu, M., Wang, Y., Cao, L. ve Xiong, B., 2008. Threatened fishes of the world: Hucho bleekeri Kimura, 1934 (Salmonidae), Environmental Biology of Fishes, 82, 385–386.
- Hughes, R.M., 2015. Recreational fisheries in the USA: economics, management strategies, and ecological threats, Fisheries Science, 81, 1–9.
- Hyslop, E.J., 1980. Stomach contents analysis—a review of methods and their application, Journal of Fish Biology, 17, 411–429.
- Ihut, A.M., Zitek, A., Weiss, S., Ratschan, C., Holzer, G., Kaufmann, T., ve Cocan, D., 2014. Danube salmon (*Hucho hucho*) in Central and South Eastern Europe: A review for the development of an international program for the rehabilitation and conservation of Danube salmon populations, Bulletin of University of Agricultural Sciences and Veterinary Medicine Cluj-Napoca. 712, 86–101.
- Innal, D. ve Erkakan, F., 2006. Effects of exotic and translocated fish species in the inland waters of Turkey, Reviews in Fish Biology and Fisheries, 16, 39–50.
- Islam, M.S. ve Tanaka, M., 2004. Impacts of pollution on coastal and marine ecosystems including coastal and marine fisheries and approach for management: a review and synthesis, Marine Pollution Bulletin, 48, 624–649.
- IUCN, 2020. The IUCN Red List of Threatened Species, available at: [www.iucnredlist.org](http://www.iucnredlist.org), 4 Mayıs 2020.
- Jardine, S.L. ve Sanchirico, J.N., 2018. Estimating the cost of invasive species control, Journal of Environmental Economics and Management, 87, 242–257.
- Jellyman, P. G., Booker, D. J., Crow, S. K., Bonnett, M. L., ve Jellyman, D. J., 2013. Does one size fit all? An evaluation of length–weight relationships for New Zealand’s freshwater fish species, New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research, 47, 450–468.
- Jenkins, M., 2003. Prospects for Biodiversity, Science, 302, 1175–1177.
- Jennings, S., Mélin, F., Blanchard, J.L., Forster, R.M., Dulvy, N.K. ve Wilson, R.W., 2008. Global-scale predictions of community and ecosystem properties from simple ecological theory, Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences, 275, 1375–1383.
- Jiang, S., 2010. Aquaculture, capture fisheries, and wild fish stocks, Resource and Energy Economics, 32, 65–77.
- Jones, J.W., 1959. The Salmon, Collins, London, UK.
- Jonsson, B. ve Jonsson, N., 2009. A review of the likely effects of climate change on anadromous Atlantic salmon *Salmo salar* and brown trout *Salmo trutta*, with particular reference to water temperature and flow, Journal of Fish Biology, 75, 2381–2447.

- Juffe-Bignoli, D., Harrison, I., Butchart, S.H.M., Flitcroft, R., Hermoso, V., Jonas, H., ve Lukaszewicz, A., 2016. Achieving Aichi Biodiversity Target 11 to improve the performance of protected areas and conserve freshwater biodiversity, Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems, 26, 133–151.
- Kähsbauer, P., 1965. Über einige Fische aus dem Vilayet Antalya (Türkei), Annalen Des Naturhistorischen Museums in Wien, JSTOR.
- Kalayci, G., Ozturk, R.C., Capkin, E. ve Altinok, I., 2018. Genetic and molecular evidence that brown trout *Salmo trutta* belonging to the Danubian lineage are a single biological species, Journal of Fish Biology, 93, 792–804.
- Kamler, J.F. ve Pope, K.L., 2001. Nonlethal methods of examining fish stomach contents, Reviews in Fisheries Science, 91, 1–11.
- Kernan, M., Battarbee, R.W. ve Moss, B.R., 2011. Climate Change Impacts on Freshwater Ecosystems, John Wiley & Sons, New Jersey, ABD.
- Kesici, E. ve Kesici, C., 2006. Eğirdir Gölü (Isparta)'nün Doğal Yapısına Yapılan Müdahalelerin Gölün Ekolojik Yapısına Etkileri., Su Ürünleri Dergisi, 23, 99–103.
- Kitada, S., 1999. Effectiveness of Japan's stock enhancement programmes: Current perspectives, in Howell, B.R., Moksness, E. ve Svasand, T. (Ed.), Stock Enhancement and Sea Ranching, Fishing News Books, Oxford.
- Klemetsen, A., Amundsen, P., Dempson, J.B., Jonsson, B., Jonsson, N., O'connell, M.F. ve Mortensen, E., 2003. Atlantic salmon *Salmo salar* L., brown trout *Salmo trutta* L. and Arctic charr *Salvelinus alpinus* (L.): a review of aspects of their life histories, Ecology of Freshwater Fish, 12, 1–59.
- Kocabaş, M ve Başçınar, N., 2013. The effect of salinity on spotting features of *Salmo trutta abanticus*, *S. trutta fario* and *S. trutta labrax* of cultured brown trout, Iranian Journal of Fisheries Sciences, 12, 723–732.
- Kotellat, M. ve Freyhof, J., 2007. Handbook of European Freshwater Fishes, Kotellat, Cornol, Switzerland and Frehof.
- Kovach, R.P., Al-Chokhachy, R., Whited, D.C., Schmetterling, D.A., Dux, A.M. ve Muhlfeld, C.C., 2017. Climate, invasive species and land use drive population dynamics of a cold-water specialist, Journal of Applied Ecology, 54, 638–647.
- Kovach, R.P., Muhlfeld, C.C., Al-Chokhachy, R., Dunham, J.B., Letcher, B.H. ve Kershner, J.L., 2016. Impacts of climatic variation on trout: a global synthesis and path forward, Reviews in Fish Biology and Fisheries, 26, 135–151.
- Kuang, Y.Y., Tong, G.X., Yin, J.S., Liang, L.Q., Sun, X.W. ve Ma, B., 2007. AFLP analysis of genetic diversity of *Hucho taimen* in Huma River, J. Fish. Sci. China, 14, 615–621.
- Kurtoğlu, İ.Z. ve Çelikkale, M.S., 2016. Karadeniz Alabalığının (*Salmo trutta labrax* L.) Yetiştiriciliği ve Balıklandırma Potansiyeli, Anadolu Çevre ve Hayvancılık Bilimleri Dergisi, 1, 48–55.



- Kuru, M., 2004. Türkiye İç Su Balıkları Son Sistematik Durumu, Gazi Üniversitesi Eğitim Bilimleri Fakültesi Dergisi, 24, 1–21.
- Lackey, R.T., 2005. Fisheries: history, science, and management, Water Encyclopedia, 3, 121–129.
- Ladiges, W., 1960. Süßwasserfische der Türkei, 1. Teil Cyprinidae, Mitteilungen Aus Dem Hamburgischen Zoologischen Museum Und Institut, 58, 105–150.
- Le Cren, E.D., 1951. The length-weight relationship and seasonal cycle in gonad weight and condition in the perch (*Perca fluviatilis*), The Journal of Animal Ecology, 20, 201–219.
- Leber, K.M., 1995. Significance of fish size-at-release on enhancement of striped mullet fisheries in Hawaii, Journal of the World Aquaculture Society, 26, 143–153.
- Leber, K.M., 1999. Rationale for an experimental approach to stock enhancement, in Howell, B.R., Moksness, E. ve Svasand, T. (Ed), Stock Enhancement and Sea Ranching, Fishing News Books, Oxford.
- Leber, K.M., 2004. Marine stock enhancement in the USA: status, trends and needs, Stock Enhancement and Sea Ranching: Developments, Pitfalls and Opportunities, Wiley Online Library, New Jersey, ABD.
- Leduc, A.O.H.C., da Silva, E.M. ve Rosenfeld, J.S., 2015. Effects of species vs. functional diversity: Understanding the roles of complementarity and competition on ecosystem function in a tropical stream fish assemblage, Ecological Indicators, 48, 627–635.
- Legendre, V., 1980. Les Iiges Geologiques et Quelques Uns de Leurs Vivants d'apres Les Fossiles, Service de l'Aménagement et de l'exploitation de la Faune, Montreal, Province du Quebec.
- Liao, I.C., Su, M.S. ve Leño, E.M., 2003. Status of research in stock enhancement and sea ranching, Reviews in Fish Biology and Fisheries, 132, 151.
- Light, T.S., Licht, S., Bevilacqua, A.C. ve Morash, K.R., 2004. The fundamental conductivity and resistivity of water, Electrochemical and Solid State Letters, 8, 16–19.
- Lo Brutto, S., Hristovski, N. ve Arculeo, M., 2010. Genetic divergence between morphological forms of brown trout *Salmo trutta* L. in the Balkan region of Macedonia, Journal of Fish Biology, 76, 1220–1227.
- Mantua, N., Tohver, I. ve Hamlet, A., 2010. Climate change impacts on streamflow extremes and summertime stream temperature and their possible consequences for freshwater salmon habitat in Washington State, Climatic Change, 102, 187–223.
- Matveyev, A.N., Pronin, N.M., Samusenok, V.P. ve Bronte, C.R., 1998. Ecology of Siberian taimen Hucho taimen in the Lake Baikal basin, Journal of Great Lakes Research, 24, 905–916.

- Mazlum, R.E. ve Turan, D., 2018. Length-Weight Relationship for Twelve Species of the Genus *Salmo* L., 1758 (Actinopterygii: Salmonidae) from Inland Waters of Turkey, Acta Zoologica Bulgarica, 70, 407–413.
- Melhaoui M., 1985. Elements d'ecologie de la truite de lac (*Salmo trutta* L.) du Lemman dan le systeme lac-affluents, Doktora Tezi, Univ. Pierre et Marie Curie, Paris.
- Mendiburu, F., 2020. agricolae: Statistical Procedures for Agricultural Research, <https://cran.r-project.org/package=agricolae>, 15 Mart 2020.
- Meraner, A., Gratton, P., Baraldi, F. ve Gandolfi, A., 2013. Nothing but a trace left? Autochthony and conservation status of Northern Adriatic *Salmo trutta* inferred from PCR multiplexing, mtDNA control region sequencing and microsatellite analysis, Hydrobiologia, 70, 201–213.
- Methion, S. ve Díaz López, B., 2019. Natural and anthropogenic drivers of foraging behaviour in bottlenose dolphins: Influence of shellfish aquaculture, Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems, 29, 927–937.
- Mildenberger, T.K., Taylor, M.H. ve Wolff, M., 2017. TropFishR: an R package for fisheries analysis with length-frequency data, Methods in Ecology and Evolution, 8, 1520–1527.
- Mingoa-Licuanan, S.S. ve Gomez, E.D., 2002. Giant clam conservation in Southeast Asia, Tropical Coasts, 32, 31–56.
- Mitro, M.G., 2016. Brook Trout, Brown Trout, and ectoparasitic copepods *Salmincola edwardsii*: species interactions as a proximate cause of Brook Trout loss under changing environmental conditions, Transactions of the American Fisheries Society, 145, 1223–1233.
- Moksness, E., 2004. Stock enhancement and sea ranching as an integrated part of coastal zone management in Norway, Stock Enhancement and Sea Ranching; Developments, Pitfalls and Opportunities (Ed. KM Leber, S. Kitada, HL Blankenship ve T. Svåsand) Blackwell Ltd, Wiley Online Library, New Jersey, ABD.
- Molony, B.W., Lenanton, R., Jackson, G. ve Norriss, J., 2003. Stock enhancement as a fisheries management tool, Reviews in Fish Biology and Fisheries, 13, 409–432.
- Mommsen, T.P., 1998. Growth and metabolism, The Physiology of Fishes, CRC Press Boca Raton, Florida.
- Morey, G., Moranta, J., Massutı, E., Grau, A., Linde, M., Riera, F. ve Morales-Nin, B., 2003. Weight-length relationships of littoral to lower slope fishes from the western Mediterranean, Fisheries Research, 62, 89–96.
- Morgan, R.P., Rasin Jr, V.J. ve Noe, L.A., 1983. Sediment effects on eggs and larvae of striped bass and white perch, Transactions of the American Fisheries Society, 112, 220–224.

- Moyle, P.B., 1986. Fish introductions into North America: patterns and ecological impact, *Ecology of Biological Invasions of North America and Hawaii*, Springer, Berlin, Almanyá.
- Muhlfeld, C.C., Dauwalter, D.C., D'Angelo, V.S., Ferguson, A., Giersch, J.J., Impson, D., ve Koizumi, I., 2019. Global Status of Trout and Char: Conservation Challenges in the Twenty-First Century, in Kershner, J.L., Williams, J.E., Gresswell, R.E. ve Lobón-Cervía, J. (Ed.), *Trout and Char of the World*, American Fisheries Society.
- Muhlfeld, C.C., Dauwalter, D.C., Kovach, R.P., Kershner, J.L., Williams, J.E. ve Epifanio, J., 2018. Trout in hot water: A call for global action, *Science*, 360, 866–867.
- Muhlfeld, C.C., Kovach, R.P., Al-Chokhachy, R., Amish, S.J., Kershner, J.L., Leary, R.F. ve Lowe, W.H., (2017). Legacy introductions and climatic variation explain spatiotemporal patterns of invasive hybridization in a native trout, *Global Change Biology*, 23, 4663–4674.
- Muhlfeld, C.C., Kovach, R.P., Jones, L.A., Al-Chokhachy, R., Boyer, M.C., Leary, R.F. ve Lowe, W.H., 2014. Invasive hybridization in a threatened species is accelerated by climate change, *Nature Climate Change*, 47, 620–624.
- Muir, J., 2005. Managing to harvest? Perspectives on the potential of aquaculture, *Philosophical Transactions of the Royal Society of London. Series B, Biological Sciences*, 360, 191–218.
- National Research Council., 1996. *Upstream: Salmon and Society in the Pacific Northwest*, National Academies Press.
- Nelson, J.S., Grande, T.C. ve Wilson, M.V.H., 2016. *Fishes of the World*, John Wiley & Sons, New Jersey, ABD.
- Ngowi, B.V., Tonnang, H.E.-Z., Khamis, F., Mwangi, E.M., Nyambo, B., Ndegwa, P.N. ve Subramanian, S., 2019. Seasonal abundance of *Plutella xylostella* (Lepidoptera: Plutellidae) and diversity of its parasitoids along altitudinal gradients of the eastern Afromontane, *Phytoparasitica*, 47, 375–391.
- Nieto-Navarro, J.T., Zetina-Rejón, M., Aguerrin-Sanchez, F., Arcos-Huitron, N.E. ve Pena-Messina, E., 2010. Length-Weight Relationship of Demersal Fish From The Eastern Coast of the Mouth of the Gulf of California, *Journal of Fisheries and Aquatic Science*, 5, 494–502.
- Nikolsky, G. V., 1963. *The Ecology of Fishes*, Academic press, New York.
- Ninua, L., Tarkhnishvili, D. ve Gvazava, E., 2018. Phylogeography and taxonomic status of trout and salmon from the Ponto-Caspian drainages, with inferences on European Brown Trout evolution and taxonomy, *Ecology and Evolution*, 85, 2645–2658.
- Nusslé, S., Matthews, K.R. ve Carlson, S.M., 2017. Patterns and dynamics of vegetation recovery following grazing cessation in the California golden trout habitat, *Ecosphere*, 87, e01880.

- Okamoto, K., 2004. Juvenile release and market size recapture of the swimming crab *Portunus trituberculatus* (Miers) marked with coded wire tags, *Stock Enhancement and Sea Ranching: Developments, Pitfalls and Opportunities*, Wiley Online Library, New Jersey, ABD.
- Oksanen, J., Blanchet, F.G., Friendly, M., Kindt, R., Legendre, P., McGlinn, D. ve Minchin, P.R., 2018. *vegan: Community Ecology Package*.
- Okuzawa, K., Maliao, R.J., Qunitio, E.T., Buen-Ursua, S.M.A., Lebata, M.J.H.L., Gallardo, W.G. ve Garcia, L.M.B., 2008. Stock enhancement of threatened species in Southeast Asia, *Reviews in Fisheries Science*, 161, 394–402.
- Oscoz, J., Leunda, P.M., Miranda, R. ve Escala, M.C., 2006. Summer feeding relationships of the co-occurring *Phoxinus phoxinus* and *Gobio lozanoi* (Cyprinidae) in an Iberian river, *Folia Zoologica-Praha*, 55, 418.
- Oshima, Y., 1993. *History of Technical Development in Stock Enhancement and Aquaculture*, Midori Shobo, Tokyo, Japan.
- Otero, J., L'Abée-Lund, J.H., Castro-Santos, T., Leonardsson, K., Storvik, G.O., Jonsson, B., Dempson, B., 2014. Basin-scale phenology and effects of climate variability on global timing of initial seaward migration of Atlantic salmon (*Salmo salar*), *Global Change Biology*, 20, 61–75.
- Pakkasmaa, S. ve Piironen, J., 2001. Morphological differentiation among local trout (*Salmo trutta*) populations, *Biological Journal of the Linnean Society*, 72, 231–239.
- Panthi, B.R., Seal, D.R., Nuessly, G.S. ve Capinera, J.L., 2017. Seasonal abundance and spatial distribution of *Diaphania hyalinata* (Lepidoptera: Crambidae) on yellow squash in south Florida, *Florida Entomologist*, 100, 647–652.
- Pauly, D., 1984. *Fish Population Dynamics in Tropical Waters: A Manual for Use with Programmable Calculators*, WorldFish.
- Pauly, D., Christensen, V., Guénette, S., Pitcher, T.J., Sumaila, U.R., Walters, C.J. ve Watson, R., 2002. Towards sustainability in world fisheries, *Nature*, 418, 689–695.
- Pauly, D. ve David, N., 1981. ELEFAN I, a BASIC program for the objective extraction of growth parameters from length-frequency data, *Meeresforschung*, 28, 205–211.
- Pauly, D. ve Munro, J.L., 1984. Once more on growth comparison in fish and invertebrates. Fishbyte, *Newsletter Network of Tropical Fisheries Scientists*, 2, 21.
- Pauly, D. ve Watson, R., 2005. Background and interpretation of the 'Marine Trophic Index' as a measure of biodiversity, *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 360, 415–423.
- Peterson, D.P., Fausch, K.D. ve White, G.C., 2004. Population ecology of an invasion: effects of brook trout on native cutthroat trout, *Ecological Applications*, 14, 754–772.

- Petr, T., 1998. Review of the administration and benefits from fishery enhancements in Australia, FAO Fisheries Technical Paper , FAO,.
- Pinkas, L., 1971. Food habits study, Food Habits of Albacore Bluefin Tuna and Bonito in California Waters, Fish. Bull., 15, 1–105.
- Post, J.R., Sullivan, M., Cox, S., Lester, N.P., Walters, C.J., Parkinson, E.A. ve Paul, A.J., 2002. Canada's recreational fisheries: the invisible collapse?, Fisheries, 27, 6–17.
- Prosek, J., 2013. Trout of the World, Revised Edition, Stewart, Tabori & Chang, New York.
- Qadri, H., Bhat, R.A., Mehmood, M.A. ve Dar, G.H., 2020. Fresh Water Pollution Dynamics and Remediation, Springer, Berlin, Almanya.
- R Core Team., 2020. R: A Language and Environment for Statistical Computing, Vienna, Austria.
- Radtke, H.D. ve Davis, S.W., 2000. Economic Feasibility of Salmon Enhancement Propagation Programs, in Knudson, E.E., Steward, C.R., MacDonald, D.D., Williams, J.E. ve Reiser, D.W. (Ed.), Sustainable Fisheries Management: Pacific Salmon, CRC Press.
- Rahel, F.J. ve Olden, J.D., 2008. Assessing the effects of climate change on aquatic invasive species, Conservation Biology, 22, 521–533.
- Ranåker, L., Persson, J., Jönsson, M., Nilsson, P.A. ve Brönmark, C., 2014. Piscivore-prey fish interactions: mechanisms behind diurnal patterns in prey selectivity in brown and clear water, PLoS One, 9, e102002.
- Rand, P.S., 2013. Current global status of taimen and the need to implement aggressive conservation measures to avoid population and species-level extinction, Fisheries & Aquatic Life, 21, 119–128.
- Ray, M., Stoner, A.W. ve O'Connell, S.M., 1994. Size-specific predation of juvenile queen conch *Strombus gigas*: implications for stock enhancement, Aquaculture, 128, 79–88.
- Réalís-Doyelle, E., Pasquet, A., De Charleroy, D., Fontaine, P. ve Teletchea, F., 2016. Strong effects of temperature on the early life stages of a cold stenothermal fish species, brown trout (*Salmo trutta* L.), PLoS One, 115, e0155487.
- Rezaei, A., Akhshabi, S. ve Jamalzadeh, H.R., 2017. Studies on the mitochondrial genomics in *Salmo trutta caspius* population in three rivers of Caspian Sea, Journal of Fisheries and Livestock Production, 5, 1–9.
- Ricciardi, A. ve MacIsaac, H.J., 2011. Impacts of biological invasions on freshwater ecosystems, Fifty Years of Invasion Ecology: The Legacy of Charles Elton, Wiley-Blackwell West Sussex, UK.
- Ricciardi, A. ve Rasmussen, J.B., 1999. Extinction Rates of North American Freshwater Fauna, Conservation Biology, 135, 1220–1222.

- Ricker, W.E., 1975. Computation and Interpretation of Biological Statistics of Fish Populations, Vol. 191, Department of the Environment, Fisheries and Marine Service Ottawa.
- Ricker, W.E., 1979. Growth rates and models, Hoar, W.S., Randall, D.J. ve Brett, J.R. (Ed.), Fish Physiology, Volume VIII. Bio- Energetics and Growth, Academic Press, Newyork.
- Rieman, B.E., Hessburg, P.F., Luce, C. ve Dare, M.R., 2010. Wildfire and management of forests and native fishes: conflict or opportunity for convergent solutions?, BioScience, 60, 460–468.
- Robinson, B.W. ve Parsons, K.J., 2002. Changing times, spaces, and faces: tests and implications of adaptive morphological plasticity in the fishes of northern postglacial lakes, Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, 59, 1819–1833.
- Rowland, S.J., 1994. Stocking of freshwater fishes and policy in New South Wales, Translocation Issues in Western Australia, 83, 50–62.
- Roy, K., Vrba, J., Kaushik, S.J. ve Mraz, J., 2020. Feed-based common carp farming and eutrophication: is there a reason for concern?. Reviews in Aquaculture, 12, 1736-1758.
- Russegger, J., 1843. Reisen in Europa, Asien Und Afrika, Mit Besonderer Rücksicht Auf Die Naturwissenschaftlichen Verhältnisse Der Betreffenden Länder, Unternommen in Den Jahren 1835 Bis 1841, Vol. 2, Schweizerbar.
- Salvanes, A.G.V., 2001. Ocean ranching, in Steele, J., Turekiane, K.K. ve Thorpe, S.A. (Ed.), Encyclopedia of Ocean Sciences, Academic Press.
- Salvanes, A.G.V. ve Braithwaite, V., 2006. The need to understand the behaviour of fish reared for mariculture or restocking, ICES Journal of Marine Science, 63, 345–354.
- Sandford, R.C., Exenberger, A. ve Worsfold, P.J., 2007. Nitrogen cycling in natural waters using in situ, reagentless UV spectrophotometry with simultaneous determination of nitrate and nitrite, Environmental Science & Technology, 24, 8420–8425.
- Sanz, N., 2018. Phylogeographic history of brown trout: a review, Brown Trout: Biology, Ecology and Management. John Wiley & Sons Ltd, New Jersey, ABD.
- Secor, D.H., Hines, A.H. ve Place, A.R., 2002. Japanese hatchery-based stock enhancement: Lessons for the Chesapeake Bay blue crab, Maryland Sea Grant College Park, Maryland.
- Sepulveda, A., Ray, A., Al-Chokhachy, R., Muhlfeld, C., Gresswell, R., Gross, J. ve Kershner, J., 2012. Aquatic invasive species: lessons from cancer research, American Scientist, 100, 234–242.
- Seyhan, K., Alkan, N. ve Terzi, Y., 2015. Antropogenetic Effects and Modeling of the Management Strategies on the Brooks; Çağlayan, Fırtına and İkizdere in Rize Province of the Eastern Black Sea Region, Türkiye, Trabzon.

- Seyhan, K., Mazlum, R.E., Turan, D., Engin, S., Dalgıç, G. ve İmamoğlu, H.O., (2009). The Effects of Habitat Restoration and Hydroelectric Dams on the Salmon (*Salmo trutta labrax*) Population of the Small Streams in the Eastern Black Sea Region of Turkey, Energyonline, 1, 1-9.
- Silk, N. ve Ciruna, K., 2013. A Practitioner's Guide to Freshwater Biodiversity Conservation, Island Press.
- Simberloff, D., Martin, J.-L., Genovesi, P., Maris, V., Wardle, D.A., Aronson, J. ve Courchamp, F., 2013. Impacts of biological invasions: what's what and the way forward, Trends in Ecology & Evolution, 28, 58–66.
- Simonović, P., Marić, S. ve Nikolić, V., 2007. Trout *Salmo spp.* complex in Serbia and adjacent regions of the western Balkans: reconstruction of evolutionary history from external morphology, Journal of Fish Biology, 70, 359–380.
- Sorte, C.J.B., Ibáñez, I., Blumenthal, D.M., Molinari, N.A., Miller, L.P., Grosholz, E.D. ve Diez, J.M., 2013. Poised to prosper? A cross-system comparison of climate change effects on native and non-native species performance, Ecology Letters, 16, 261–270.
- Sparre, P. ve Venema, S.C., 1998. Introduction to tropical fish stock assessment. Part 1: Manual. FAO Documento Técnico de Pesca. №. 306.1 Rev. 2.
- Spirkovski, Z., 2003. Changes in the Spawning Ecology of the Lake Ohrid Trout, *Salmo letnica* (Karaman), Proceedings of the Second Congress of Ecologists of the Republic of Macedonia with International Participation, Eylül, Makedonya, Bildiriler Kitabı, 205–209.
- Stiassny, M.L.J., 1996. An Overview of Freshwater Biodiversity: With Some Lessons from African Fishes, Fisheries, 21, 7–13.
- Stickney, R.R., 1996. Aquaculture of the United States: A Historical Survey, John Wiley & Sons, New Jersey, ABD.
- Strayer, D.L. ve Dudgeon, D., 2010. Freshwater biodiversity conservation: recent progress and future challenges, Journal of the North American Benthological Society, 29, 344–358.
- Strepparava, N., Segner, H., Ros, A., Hartikainen, H., Schmidt-Posthaus, H. ve Wahli, T., 2018. Temperature-related parasite infection dynamics: the case of proliferative kidney disease of brown trout, Parasitology, 145, 281–291.
- Tabak, İ., Aksungur, M., Zengin, M., Aksungur, N., Alkan, A., Zengin, B. ve Mısır, D.S., 2001. Karadeniz Alabalığı (*Salmo trutta labrax* PALLAS, 1811)'nın Biyoekolojik Özelliklerinin Tespiti ve Kültüre Alınabilirliğinin Araştırılması Projesi, Trabzon.
- Tacon, A.J., 2003. Aquaculture production trends analysis, Review of the State of World Aquaculture. FAO Fisheries Circular.
- Tarkan, A.S., Marr, S.M. ve Ekmekçi, F.G., 2015. Non-native and translocated freshwater fish, Fishes in Mediterranean Environments, 3, 28.

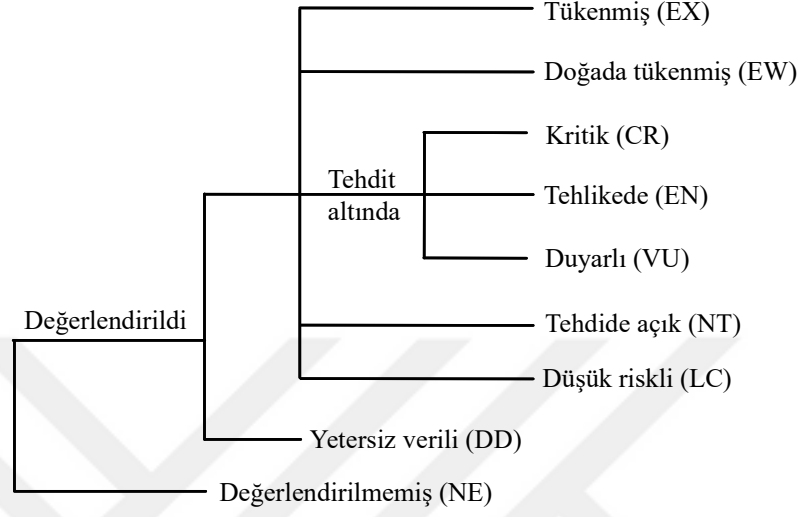
- Taugbøl, A., Olstad, K., Bærum, K.M. ve Museth, J., 2019. Swimming performance of brown trout and grayling show species-specific responses to changes in temperature, Ecology of Freshwater Fish, 28, 241–246.
- T.C. Resmi Gazete, 4/1 numaralı Ticari Amaçlı Su Ürünleri Avcılığının Düzenlenmesi Hakkında Tebliğ (2016/35), 19.08.2016.
- T.C. Resmi Gazete, 4/2 Numaralı Amatör Amaçlı Su Ürünleri Avcılığının Düzenlenmesi Hakkında Tebliğ (2016/36), 15.08.2016.
- T.C. Resmi Gazete, Yerüstü Su Kalitesi Yönetmeliği, (28483), 30.11.2012.
- TÜİK, 2020, Türkiye İstatistik Kurumu, Su Ürünleri İstatistikleri, <https://biruni.tuik.gov.tr/medas/?kn=97&locale=tr>, 13 Şubat 2020.
- Turan, D., Kottelat, M. ve Engin, S., 2009. Two new species of trouts, resident and migratory, sympatric in streams of northern Anatolia (Salmoniformes: Salmonidae), Ichthyological Exploration of Freshwaters, 20, 333–364.
- Turan, D., Kottelat, M. ve Bektas, Y., 2011. *Salmo tigridis*, a new species of trout from the Tigris River, Turkey (Teleostei: Salmonidae), Zootaxa, 2993, 23–33.
- Turan, D., Kottelat, M. ve Engin, S., 2012. The trouts of the Mediterranean drainages of southern Anatolia, Turkey, with description of three new species (Teleostei: Salmonidae), Ichthyological Exploration of Freshwaters, 23, 219.
- Turan, D., Kottelat, M. ve Engin, S., 2014a. Two new species of trouts from the Euphrates drainage, Turkey (Teleostei: Salmonidae), Ichthyological Exploration of Freshwaters, 24, 275–287.
- Turan, D., Doğan, E., Kaya, C. ve Kanyılmaz, M., 2014b. *Salmo kottelati*, a new species of trout from Alakır Stream, draining to the Mediterranean in southern Anatolia, Turkey (Teleostei, Salmonidae), ZooKeys, 462, 135.
- Turan, D., Kottelat, M. ve Kaya, C., 2017. *Salmo munzuricus*, a new species of trout from the Euphrates River drainage, Turkey (Teleostei: Salmonidae), Ichthyol Explor Freshw, 28, 55–63.
- Turan, D., Kalaycı, G., Bektaş, Y., Kaya, C. ve Bayçelebi, E., 2020. A new species of trout from the northern drainages of Euphrates River, Turkey (Salmoniformes: Salmonidae), Journal of Fish Biology, 96, 1454–1462.
- Le Vay, L., Leбата, M.J.H., Walton, M., Primavera, J., Quintio, E., Lavilla-Pitogo, C. ve Parado-Estapa, F., 2008. Approaches to stock enhancement in mangrove-associated crab fisheries, Reviews in Fisheries Science, 16, 72–80.
- Vera, M., Sourinejad, I., Bouza, C., Vilas, R., Pino-Querido, A., Kalbassi, M.R. ve Martínez, P., 2011. Phylogeography, genetic structure, and conservation of the endangered Caspian brown trout, *Salmo trutta caspius* (Kessler, 1877), from Iran, Hydrobiologia, 66, 51–67.



- von Bertalanffy, L., 1957. Quantitative laws in metabolism and growth. The quarterly review of biology, 32, 217-231.
- Vörösmarty, C.J., McIntyre, P.B., Gessner, M.O., Dudgeon, D., Prusevich, A., Green, P. ve Glidden, S., 2010. Global threats to human water security and river biodiversity, Nature, 467, 555–561.
- Wang, F.-I. ve Chen, J.-C., 2006. Effect of salinity on the immune response of tiger shrimp *Penaeus monodon* and its susceptibility to *Photobacterium damsela* subsp. *damsela*, Fish & Shellfish Immunology, 20, 671–681.
- Wang, L., Lyons, J. ve Kanehl, P., 2003. Impacts of urban land cover on trout streams in Wisconsin and Minnesota, Transactions of the American Fisheries Society, 132, 825–839.
- Ward, R.D., 2006. The importance of identifying spatial population structure in restocking and stock enhancement programmes, Fisheries Research, 80, 9–18.
- Welcomme, R.L. ve Bartley, D.M., 1998. Current approaches to the enhancement of fisheries, Fisheries Management and Ecology, 5, 351–382.
- Wenger, S.J., Isaak, D.J., Luce, C.H., Neville, H.M., Fausch, K.D., Dunham, J.B., ve Dauwalter, D.C., 2011. Flow regime, temperature, and biotic interactions drive differential declines of trout species under climate change, Proceedings of the National Academy of Sciences, 108, 14175–14180.
- Wheeler, A.P., Angermeier, P.L. ve Rosenberger, A.E., 2005. Impacts of new highways and subsequent landscape urbanization on stream habitat and biota, Reviews in Fisheries Science, 13, 141–164.
- Whiteley, A., Penaluna, B., Taylor, E.B., Weiss, S., Abadía-Cardoso, A., Gomez-Uchida, D., ve Koizumi, I., 2019. Trout and char: taxonomy, systematics and biogeography, Kershner, J.L., Williams, J.E., Gresswell, R.E. ve Lobón-Cerviá, J. (Ed.), *Trout and Char of the World*, American Fisheries Society, Bethesda.
- Wickham, H., 2016. *ggplot2: Elegant Graphics for Data Analysis*, Springer-Verlag, New York, ABD.
- Wilkinson, C., Caillaud, A., DeVantier, L. ve South, R., 2006. Strategies to reverse the decline in valuable and diverse coral reefs, mangroves and fisheries: The bottom of the J-Curve in Southeast Asia?, Ocean & Coastal Management, 49, 764–778.
- Wilson, E.E. ve Wolkovich, E.M., 2011. Scavenging: how carnivores and carrion structure communities, Trends in Ecology & Evolution, 26, 129–135.
- World Conservation Monitoring Centre, 1996. *Salvelinus agassizii*. The IUCN Red List of Threatened Species.
- Yerli, S. V., 2015. The ecology of inland fisheries of Turkey, Craig J.F. (Ed.) *Freshwater Fisheries Ecology*, John Wiley & Sons, Ltd., New Jersey, ABD .

- Yiğit, M. ve Aral, O., 1999. Gökkuşığı Alabalığının (*Oncorhynchus mykiss* W, 1792) tatlısu ve deniz suyundaki büyüme farklılıklarının karşılaştırılması, Turkish Journal of Veterinary and Animal Sciences, 23, 53-59.
- Yıldırım, A., Arslan, M., Bektaş, S. ve Peters, E.J., 2012. Growth properties of brown trout (*Salmo trutta* L.) living in different streams, Upper Coruh River (Turkey), International Conference on Agricultural, Environment and Biological Sciences, Nisan, Phuket, Tayland.
- Young, K.A., 1999. Managing the decline of Pacific salmon: metapopulation theory and artificial recolonization as ecological mitigation, Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, 56, 1700–1706.
- Yüksek, T., Özçelik, A.E. ve Verep, B., 2019. Fındıklı Çağlayan Havzasında Bazı Havza Karakteristiklerinin Coğrafi Bilgi Sistemleri ile Tespit Edilmesi, Journal of Anatolian Environmental and Animal Sciences, 43, 532–538.
- Vander Zanden, M.J., Olden, J.D., Thorne, J.H. ve Mandrak, N.E., 2004. Predicting occurrences and impacts of smallmouth bass introductions in north temperate lakes, Ecological Applications, 14, 132–148.
- Zar, J.H., 2010. Biostatistical Analysis Fifth Edition, Prentice Hall, Upper Saddle River, NJ.
- Zhao, Y. ve Zhang, C., 2008. Threatened fishes of the world: *Brachymystax lenok tsinlingensis* Li, 1966 (Salmonidae), Environmental Biology of Fishes, 86, 11–12.
- Ziemann, D.A., 2001. The Potential for the Restoration of Marine Ornamental Fish Populations Through Hatchery Releases, Aquarium Sciences and Conservation, 31, 107–117.

## 8. EKLER



Ek Şekil 1. IUCN Kırmızı Liste Sınıfları ve Ölçütleri















Ek Tablo 2. Doğal bireylerin aylara göre besin muhteviyatı (avın; tespit edildiği mide sayısı (O), sayısı (N), ağırlığı (W), rastlanma sıklığı (%F), sayıca oran (%N), ağırlıkça oran (%W), nispi önemlilik indeksi (IRI) ve yüzdeler (%IRI))

Tarih	Av	F	N	W	%F	%N	%W	IRI	%IRI
21/06/2017	Diptera	12	32	0,31	3,41	35,16	13,53	166,01	40,19
	Plecoptera	9	14	0,49	2,56	15,38	21,09	93,25	22,58
	Ephemeroptera	10	12	0,10	2,84	13,19	4,41	49,99	12,10
	Tricoptera	8	9	0,15	2,27	9,89	6,37	36,96	8,95
	Annelida	2	2	0,65	0,57	2,20	28,29	17,32	4,19
	Odonata	5	5	0,14	1,42	5,49	6,12	16,50	3,99
	Coleoptera	4	4	0,16	1,14	4,40	6,86	12,79	3,10
	Hemiptera	3	3	0,12	0,85	3,30	5,18	7,22	1,75
	Lepidoptera	3	3	0,06	0,85	3,30	2,70	5,11	1,24
	Hymenoptera	3	3	0,05	0,85	3,30	2,12	4,62	1,12
	Bitki	2	2	0,04	0,57	2,20	1,58	2,15	0,52
	Araneae	1	1	0,03	0,28	1,10	1,25	0,67	0,16
	Dentritus	1	-	0,01	-	-	-	-	-
25/07/2017	Diptera	4	13	0,11	1,14	33,33	9,73	48,94	31,01
	Plecoptera	3	5	0,18	0,85	12,82	16,21	24,74	15,68
	Ephemeroptera	5	5	0,05	1,42	12,82	4,25	24,24	15,36
	Tricoptera	4	5	0,09	1,14	12,82	7,79	23,42	14,84
	Annelida	1	1	0,40	0,28	2,56	35,08	10,70	6,78
	Odonata	2	3	0,10	0,57	7,69	8,97	9,47	6,00
	Hemiptera	2	2	0,08	0,57	5,13	7,12	6,96	4,41
	Araneae	2	2	0,05	0,57	5,13	4,15	5,27	3,34
	Coleoptera	1	1	0,04	0,28	2,56	3,55	1,74	1,10
	Lepidoptera	1	1	0,02	0,28	2,56	1,71	1,21	0,77
	Hymenoptera	1	1	0,02	0,28	2,56	1,45	1,14	0,72
	Bitki	0	0	0	0	0	0	0	0
	Dentritus	0	0	0	0	0	0	0	0
22/08/2017	Diptera	9	33	0,34	2,56	28,45	11,87	103,08	27,56
	Plecoptera	9	15	0,52	2,56	12,93	18,31	79,87	21,35
	Ephemeroptera	11	22	0,17	3,13	18,97	6,05	78,17	20,90
	Lepidoptera	7	10	0,17	1,99	8,62	5,87	28,81	7,70
	Tricoptera	6	9	0,16	1,70	7,76	5,59	22,76	6,08
	Coleoptera	4	7	0,26	1,14	6,03	9,27	17,40	4,65
	Annelida	2	2	0,73	0,57	1,72	25,52	15,48	4,14
	Odonata	4	4	0,12	1,14	3,45	4,25	8,75	2,34
	Hemiptera	3	4	0,16	0,85	3,45	5,74	7,83	2,09
	Araneae	3	4	0,11	0,85	3,45	3,78	6,16	1,65
	Hymenoptera	3	4	0,06	0,85	3,45	2,19	4,80	1,28
	Bitki	1	1	0,03	0,28	0,86	1,01	0,53	0,14
	Dentritus	1	-	0,02	-	-	-	-	-

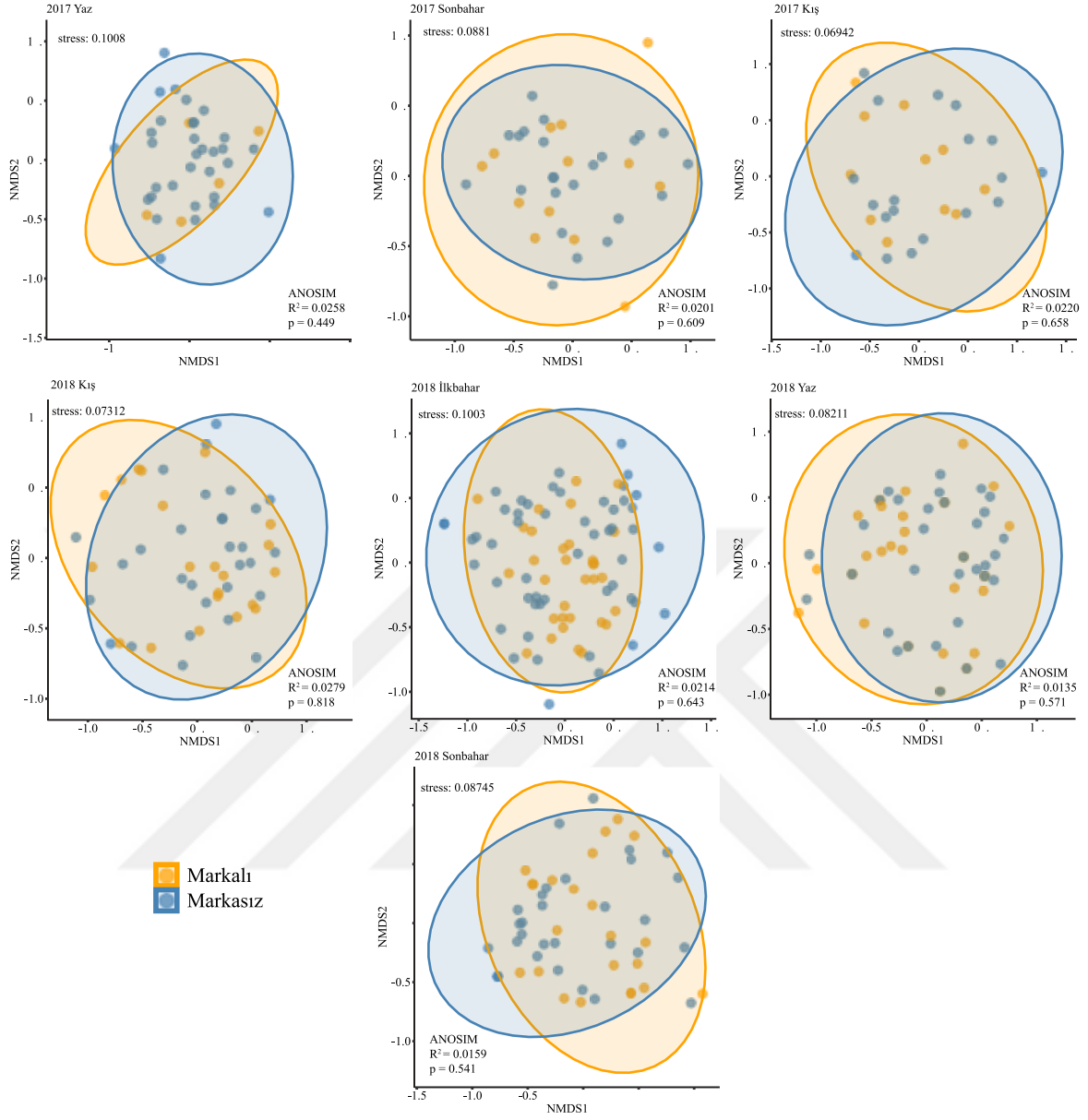












Ek Şekil 2. Mevsimlere göre markalı ve doğal bireyler için yapılan NMDS ve ANOSIM analizi sonuçları



## ÖZGEÇMİŞ

Trabzon'da doğdu. İlk ve orta öğrenimini Fatih İlkokulu ve Mehmet Akif Ersoy Ortaokulu'nda, lise eğitimini Trabzon Lisesi (Yabancı Dil Ağırlıklı Program)'nde tamamladı. 2009 yılında Karadeniz Teknik Üniversitesi, Sürmene Deniz Bilimleri Fakültesi, Balıkçılık Teknolojisi Mühendisliği bölümünden mezun oldu. 2010 yılında kısa dönem er olarak askerliğini tamamladı. 2011 yılında halen görev yapmakta olduğu Karadeniz Teknik Üniversitesi, Sürmene Deniz Bilimleri Fakültesi, Balıkçılık Teknolojisi Mühendisliği bölümüne araştırma görevlisi olarak atandı. İyi derecede İngilizce bilmektedir.

