



T.C.

ÇANAKKALE ONSEKİZ MART ÜNİVERSİTESİ

FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ

DOKTORA TEZİ



ALABALIK YETİŞTİRİCİLİĞİNİN

BİGA YARIMADASINDAKİ (KARAMENDERES VE KOCABAŞ

ÇAYLARI) AKARSU BALIKLARININ BAZI BİYOLOJİK

ÖZELLİKLERİ VE TROFİK İLİŞKİLERİ ÜZERİNE ETKİSİ

Selin ERTÜRK GÜRKAN

Biyoloji Anabilim Dalı

ÇANAKKALE

T.C.
ÇANAKKALE ONSEKİZ MART ÜNİVERSİTESİ
FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ
DOKTORA TEZİ

ALABALIK YETİŞTİRİCİLİĞİNİN
BİGA YARIMADASINDAKİ (KARAMENDERES VE KOCABAŞ
ÇAYLARI) AKARSU BALIKLARININ BAZI BİYOLOJİK
ÖZELLİKLERİ VE TROFİK İLİŞKİLERİ ÜZERİNE ETKİSİ

Selin ERTÜRK GÜRKAN

Biyoloji Anabilim Dalı

Tezin Sunulduğu Tarih:05/02/2018

Tez Danışmanı:

Prof. Dr. Şükran YALÇIN ÖZDİLEK

ÇANAKKALE

Selin ERTÜRK GÜRKAN tarafından Prof. Dr. Şükran YALÇIN ÖZDİLEK yönetiminde hazırlanan ve **05/02/2018** tarihinde aşağıdaki jüri karşısında sunulan “**Alabalık Yetiştiriciliğinin Biga Yarımadasındaki (Karamenderes ve Kocabaş Çayları) Akarsu Balıklarının Bazı Biyolojik Özellikleri ve Trofik İlişkileri Üzerine Etkisi**” başlıklı çalışma, Çanakkale Onsekiz Mart Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü **Biyoloji Anabilim Dalı**’nda **DOKTORA TEZİ** olarak oybirliği/oyçokluğu ile kabul edilmiştir.

JÜRİ

Prof. Dr. Fitnat Güler EKMEKÇİ

Başkan

Prof. Dr. Şükran YALÇIN ÖZDİLEK

Üye

Prof. Dr. Ali İŞMEN

Üye

Yrd. Doç. Dr. Esra KOÇUM

Üye

Yrd. Doç. Dr. Bektaş SÖNMEZ

Üye

Prof. Dr. Levent GENÇ

Müdür

Fen Bilimleri Enstitüsü

Sıra No:.....

Bu çalışma Çanakkale Onsekiz Mart Üniversitesi Bilimsel Araştırma Projeleri Koordinasyon Birimince Desteklenmiştir. Proje Numarası: FDK-2014-412

İNTİHAL (AŞIRMA) BEYAN SAYFASI



Bu tezde görsel, işitsel ve yazılı biçimde sunulan tüm bilgi ve sonuçların akademik ve etik kurallara uyularak tarafımdan elde edildiğini, tez içinde yer alan ancak bu çalışmaya özgü olmayan tüm sonuç ve bilgileri tezde kaynak göstererek belirttiğimi beyan ederim.

Selin ERTÜRK GÜRKAN

TEŞEKKÜR

Çalışmam boyunca değerli bilgi ve desteğini esirgemeyen danışman hocam Sayın Prof. Dr. Şükran YALÇIN ÖZDİLEK'e,

Bu süreçte bilimsel deneyimini paylaşan ve çalışmaya değerli katkılar sunan Tez İzleme Jürisi hocalarım Sayın Yrd. Doç. Dr. Esra KOÇUM ve Sayın Prof. Dr. Ali İŞMEN'e,

Çalışmada kullanılan türlerin teşhisinde yardımcı olan Sayın Prof. Dr. F. Güler EKMEKÇİ'ye,

İstatistik analizler konusunda bilgi ve yardımlarını paylaşan Sayın Yrd. Doç. Dr. Bektaş SÖNMEZ'e,

Bu çalışmayı FDK-2014-412 no'lu proje kapsamında destekleyen Çanakkale Onsekiz Mart Üniversitesi Rektörlüğü Bilimsel Araştırma Projeleri Komisyonu Başkanlığı'na,

Çalışmamızın arazi aşamasında destek sağlayan Orman ve Su İşleri 2. Bölge Müdürlüğü-Doğa Koruma ve Milli Parklar Şube Müdürlüğü'ne, Sayın Ünsal ÖNDER ve Ayşe KÜÇÜKSÖYLEMEZ'e,

Çalışmayı yürüttüğümüz Karamenderes Çayı üzerinde kurulu olan Keskin Alabalık Tesisi çalışanlarına ve Hakan KESKİN'e,

Bu tez çalışmasının arazi aşamasında beni hiç yalnız bırakmayan İlker BAKAÇ ve Mehmet SERT'e, laboratuvar aşamasında yardımlarını gördüğüm ekip arkadaşlarım E. İnci BALKAN, Esra BARIN, Elif MENTEŞ ve Hatice SÖYLEMEZ'e,

Güven ve sevgilerini her daim hissettiren sevgili Gürkan ailesine,

Aldığım kararlar, attığım adımlar konusunda beni hep destekleyen, hayatta olma sebebim annem Naile ERTÜRK'e, her koşulda yanımda olan, yoluma akademik tecrübesiyle de ışık tutan babam Rıza ERTÜRK'e, hep iyi bir örnek olmaya gayret ettiğim, varlığıyla bana güç veren kardeşim Melis ERTÜRK'e,

Her koşulda sonsuz sabrı ve anlayışıyla yanımda olan, hayattaki en büyük şansım; eşim Mert GÜRKAN'a,

sonsuz saygı ve teşekkürlerimle...

Selin ERTÜRK GÜRKAN

Çanakkale, Şubat 2018

SİMGELER VE KISALTMALAR

%	Yüzde oranı
μ	Mikron
μS	Mikrosiemens
‰	Binde oranı
°C	Derece santigrat
A	Ağırlık
AG	Ağız genişliği
AY	Ağız yüksekliği
AYU	Anal yüzgeç uzunluğu
AYY	Anal yüzgeç yüksekliği
BÇBDA	Birim çaba başına düşen av
BG	Baş genişliği
BOİ	Biyokimyasal oksijen ihtiyacı
BU	Baş uzunluğu
BY	Baş yüksekliği
C	Karbon
CBS	Coğrafi bilgi sistemi
Cd	Kadmiyum
cm	Santimetre
Cr	Krom
Cu	Bakır
ÇB	Çatal boy
DGÇ	Dikey göz çapı
DYU	Dorsal yüzgeç uzunluğu
DYY	Dorsal yüzgeç yüksekliği
F	Frekans
g	Gram
GAU	İki göz arası uzaklık
GOU	Göz operkulum uzaklığı
GSH	Glutatyon
ICES	International council for the exploration of the seas

ICP-AES	Inductively coupled plasma atomic emission spectrophotometer
IRI	Nisbi bolluk
K	Potasyum
km	Kilometre
K-M-O	Kaiser-Myer-Olkin
KOİ	Kimyasal oksijen ihtiyacı
KYY	Kaudal yüzgeç yüksekliği
m ²	Metrekare
mg	Miligram
mm	Milimetre
mo	Makroomurgasız
N	Birey sayısı
N	Azot
Na	Sodyum
ort	ortalama
PAU	Preanal uzaklık
Pb	Kurşun
PDU	Predorsal uzaklık
pH	Power of hydrogen
POM	Partiküler organik madde
POU	Preorbital uzaklık
PPU	Prepektoral uzaklık
PVU	Preventral uzaklık
PYY	Pektoral yüzgeç yüksekliği
rpm	Rotation per minute
SB	Standart boy
SEA	Standart elips alanı
SEAc	Doğrulanmış standart elips alanı
SOM	Sedimenter organik madde
ss	Standart sapma
TA	Konveks hull toplam alanları
TB	Tam boy
TBARS	Thiobarbituric acid reactive solution

TEF	Trofik zenginleşme faktörü
TP	Trofik pozisyon
VD	Maksimum vücut derinliği
VI	Vacuity indeks
VYY	Ventral yüzgeç yüksekliği
YGÇ	Yatay göz çapı
Zn	Çinko
δ	Delta



ÖZET

ALABALIK YETİŞTİRİCİLİĞİNİN BİGA YARIMADASINDAKİ (KARAMENDERES VE KOCABAŞ ÇAYLARI) AKARSU BALIKLARININ BAZI BİYOLOJİK ÖZELLİKLERİ VE TROFİK İLİŞKİLERİ ÜZERİNE ETKİSİ

Selin ERTÜRK GÜRKAN

Çanakkale Onsekiz Mart Üniversitesi

Fen Bilimleri Enstitüsü

Biyoloji Anabilim Dalı Doktora Tezi

Danışman : Prof. Dr. Şükran YALÇIN ÖZDİLEK

05/02/2018, 216

Bu çalışmada alabalık yetiştiriciliğinin, tatlısu balıklarının çeşitlilik ve bollukları, beslenme özellikleri ve komünite ilişkileri üzerindeki olası etkilerinin değerlendirilmesi amaçlanmıştır. Bu kapsamda; üzerinde alabalık tesisi bulunan Çanakkale'deki iki akarsu sisteminde (Karamenderes ve Kocabaş) bir yıl boyunca aylık olarak örnekleme yapılmıştır. Balık ve ortam örnekleri, her iki akarsuda belirlenen 2 istasyondan (alabalık tesisinin üst ve altında belirlenen iki istasyon) ve balık çiftliği etkisinin olmadığı bir kolundan seçilmiş kontrol istasyonlarından gerekli etik izin alınarak elektroşoker ve çeşitli av araçları ile toplanmıştır. Örnekler Ağustos 2015 ile Temmuz 2016 arasında aylık olarak toplanmıştır. Çalışma sonuçları yetiştiricilik ünitesinden etkilendiği düşünülen istasyonlardan yakalanan balıkların çeşitliliklerini etkilemediği; ancak bolluklarında artış meydana getirdiğini göstermiştir. Beslenme özellikleri sindirim kanalı içeriği ve kararlı izotop analizleriyle değerlendirilmiştir. Türlerin kaynak sıkıntısı çektiklerinde besin tercihlerinde değişiklikler meydana geldiği ve özellikle *Salmo* sp. ve *Phoxinus phoxinus* bireylerinin Kocabaş Çayı'nda çiftlik kaynaklı yem ile de beslendikleri belirlenmiştir. Komünite yapısını anlamaya yönelik yapılan niş genişliği ve niş çakışmaları tespiti ile yetiştiricilik ünitesinin özellikle altında bulunan istasyonlarda besin bolluğuna bağlı olarak niş çakışmalarının daha fazla olduğu belirlenmiştir. Bu çalışma ile, yetiştiricilik yapılan bölgelerdeki doğal balık popülasyonlarının, yetiştiricilik faaliyetlerinden bolluk, besin tercihleri ve türler arası etkileşimler açısından etkilendiği gözlenmiştir. Akarsular üzerine kurulan yetiştiricilik

işletmelerinde balık, yem ve atık geçişini sınırlayan kapalı sistemler tasarlanması yerinde olacaktır.

Anahtar sözcükler: Alabalık Yetiştiriciliği, eşitlilik, Komünite, Trofik Düzey



ABSTRACT

THE EFFECT OF TROUT CULTURE ON SOME BIOLOGICAL CHARACTERISTICS AND TROPHIC RELATIONS OF FRESHWATER FISH IN BIGA PENINSULA (KARAMENDERES AND KOCABAS STREAM)

Selin ERTÜRK GÜRKAN

Çanakkale Onsekiz Mart University

Graduate School of Natural and Applied Sciences

Doctoral Dissertation in Biology

(Doctoral Dissertation in Ecology)

Advisor : Prof. Dr. Şükran YALÇIN ÖZDİLEK

05/02/2018, 216

In this study, it was aimed to evaluate possible effects of trout farming on diversity and abundance, nutritional characteristics and community relations of freshwater fish. The samplings were conducted onto the two stream (Karamenderes and Kocabas) in Canakkale with trout farms constructed next to river and on the river. Fish and benthic specimens were collected by electroshocking and various fishing gears from two stations (located at the top and bottom of the trout farm) in both rivers and from the control stations selected from branches of the stream without fish farm effect. Samples were collected monthly between August 2015 and July 2016. The study results showed that the diversity of fish was not affected caught from stations thought to be affected by the aquaculture unit; but the increase in their abundance. Dietary characteristics were assessed by digestive tract contents and stable isotope analyses. Changes in diet preferences when the species are exposed to source stresses and especially *Salmo* sp. and *Phoxinus phoxinus* individuals fed on fishmeal contaminated from the farm in Kocabas Stream. The niche overlaps and niche widths were determined to understand community structure and niche overlaps were more likely due to the abundance of nutrients in the stations, which are particularly below the aquaculture unit. In this study, it was observed that natural fish populations in aquaculture regions were influenced by abundance, diet preferences and intraspecific interactions.

Designing enclosed systems limiting fish, feed and waste transit in aquaculture establishments may be suitable for sustainability of these species.

Keywords: Aquaculture, Biodiversity, Community, Trophic Level



İÇİNDEKİLER

	Sayfa No
TEZ SINAVI SONUÇ FORMU.....	ii
İNTİHAL (AŞIRMA) BEYAN SAYFASI.....	iii
TEŞEKKÜR.....	iv
ÖZET	viii
ABSTRACT.....	x
ŞEKİLLER DİZİNİ	xv
ÇİZELGELER DİZİNİ	xvii
BÖLÜM 1	1
GİRİŞ.....	1
1.1. Yetiştiricilik Faaliyetleri	2
1.1.1. Yetiştiriciliğin Su Kalitesi Üzerine Etkileri	4
1.1.2. Bentik Kompozisyon ve Biyolojik Çeşitlilik Üzerindeki Etkileri.....	6
1.1.3. Komünite Yapısı ve İlişkileri Üzerine Etkileri.....	7
1.2. Kararlı İzotop Analizlerinin Ekolojik Çalışmalardaki Rolü	10
BÖLÜM 2	14
ÖNCEKİ ÇALIŞMALAR	14
2.1. Yetiştiriciliğin Su Kalitesi Üzerine Etkilerini Konu Alan Çalışmalar	14
2.2. Yetiştiriciliğin Bentik Kompozisyon ve Biyolojik Çeşitlilik Üzerindeki Etkilerini Konu Alan Çalışmalar.....	15
2.3. Komünite Yapısı ve İlişkileri Üzerine Etkilerini Konu Alan Çalışmalar	16
2.4. Çalışma Bölgesi Olan Karamenderes ve Kocabaş Çayları'nda Yapılan Çalışmalar	19
BÖLÜM 3	21
MATERYAL VE YÖNTEM.....	21
3.1. Çalışma Bölgesi	21
3.2. İstasyon Seçimi ve Örneklem	24
3.3. Laboratuvar Aşaması	26
3.3.1. Su Örnekleri ile Yapılan İşlemler.....	26
3.3.2. Perifiton Örnekleri ile Yapılan İşlemler	26
3.3.3. Makroomurgasız Örnekleri ile Yapılan İşlemler.....	26
3.3.4. Balık Örnekleri ile Yapılan İşlemler	26
3.3.5. Sindirim Kanalı Analizleri	28
3.3.6. Kararlı İzotop Analizleri.....	28
3.4. Verilerin Değerlendirilmesi	29
3.4.1. Doğal Balık Populasyonlarının Bolluk ve Çeşitlilik Verileri.....	29
3.4.2. Boy-Ağırlık İlişkisi.....	30

3.4.3. Ortamdaki Besin Kompozisyonunun ve Beslenme Şiddetinin Hesaplanması ...	30
3.5. Beslenme Verilerinin Değerlendirilmesi.....	31
3.5.1. Mide İçeriği	31
3.5.2. Besin Tercihi	31
3.5.3 Trofik Pozisyonun Hesaplanması.....	31
3.5.4. Niş Genişliği.....	32
3.5.5. Niş Çakışması.....	32
3.6. Beslenme Bulgularının Kararlı İzotop Verileri ile Değerlendirilmesi	33
3.6.1. Balık Örnekleri ve Muhtemelen Besin Kaynaklarında Ölçülen $\delta^{13}\text{C}$ ve $\delta^{15}\text{N}$ Değerleri.....	33
3.6.2. Balıkların $\delta^{13}\text{C}$ ve $\delta^{15}\text{N}$ değerlerinin Boy dağılımları ile İlişkisi	33
3.6.3. Trofik Pozisyonun Hesaplanması.....	34
3.6.4. Besinlerin Diyete Katkısı	34
3.6.5. Niş Genişliği ve Niş Çakışmasının Hesaplanması	34
BÖLÜM 4.....	36
ARAŞTIRMA BULGULARI VE TARTIŞMA.....	36
4.1. Doğal Balık Populasyonları	36
4.2. Doğal Balık Populasyonlarının Bolluk ve Çeşitliliği.....	56
4.3. Boy-Ağırlık İlişkileri.....	64
4.4. Ortamdaki Besin Kompozisyonu ve Beslenme Şiddeti	72
4.4.1. Ortamdaki Besin Kompozisyonu	72
4.4.2. Beslenme Şiddeti.....	74
4.4.3. Örnekleme İstasyonlarının Abiyotik Özellikleri	79
4.5. Beslenme Bulguları	83
4.5.1. Mide İçeriği	83
4.5.2. Besin Tercihleri	89
4.6. Beslenme Özelliklerinin Kararlı İzotoplarla Değerlendirilmesi	94
4.6.1. Balık Örnekleri ve Muhtemelen Besin Kaynaklarında Ölçülen $\delta^{13}\text{C}$ ve $\delta^{15}\text{N}$ Değerleri.....	94
4.6.2. Balıkların $\delta^{13}\text{C}$ ve $\delta^{15}\text{N}$ değerlerinin Boy dağılımları ile İlişkisi	102
4.6.3. Trofik Pozisyon	106
4.6.4. Besin Kaynaklarının Diyete Katkısı	109
4.7. Niş Genişlikleri ve Niş Çakışması	116
4.7.1. Sindirim Kanalı İçeriği Verileriyle Niş Genişliğinin Hesaplanması.....	116
4.7.2. Kararlı İzotop Analizi Verileriyle Niş Genişliğinin Hesaplanması.....	116
4.7.3. Sindirim Kanalı İçeriği Verileriyle Niş Çakışmalarının Hesaplanması	122
4.7.4. Kararlı İzotop Analizi Verileriyle Niş Çakışmalarının Hesaplanması	122
BÖLÜM 5.....	128

SONUÇ VE ÖNERİLER.....	128
KAYNAKLAR	183
ÖZGEÇMİŞ	I



ŞEKİLLER DİZİNİ

Sayfa No

Şekil 1.1. Yetiştiriciliğin olası etki mekanizmaları.....	3
Şekil 1.2. Yetiştiricilik faaliyetlerinin su kalitesi üzerindeki etkileri	5
Şekil 3.1. Çalışma bölgesi.....	22
Şekil 3.2. Karamenderes Çayı ve alabalık tesisi	23
Şekil 3.3. Kocabaş Çayı ve alabalık tesisi	23
Şekil 3.4. İstasyon Seçimleri.....	24
Şekil 3.5. Balık ve makroomurgasız örneklemeleri.....	25
Şekil 3.6. Suyun fizikokimyasal parametrelerinin ölçümü.....	25
Şekil 3.7. Balık örneklerinde gerçekleştirilen klasik morfometrik ölçümler.....	27
Şekil 4.1. Yakalanan <i>Salmo</i> sp. örneği	39
Şekil 4.2. Yakalanan <i>O. mykiss</i> türü örneği	41
Şekil 4.3. Yakalanan <i>P. phoxinus</i> türü örneği.....	43
Şekil 4.4. Yakalanan <i>B. oligolepis</i> türü örneği	45
Şekil 4.5. Yakalanan <i>S. cii</i> türü örneği	47
Şekil 4.6. Karamenderes Üst istasyonunda yakalanan türlere ait boy dağılım frekansları ..	50
Şekil 4.7. Karamenderes Alt istasyonunda yakalanan türlere ait boy dağılım frekansları ..	51
Şekil 4.8. Karamenderes Kontrol istasyonunda yakalanan türlere ait boy dağılım frekansları	52
Şekil 4.9. Kocabaş Üst istasyonundaki türlerin boy dağılım frekansları.....	53
Şekil 4.10. Kocabaş Alt istasyonunda yakalanan türlere ait boy dağılım frekansları	54
Şekil 4.11. Kocabaş Kontrol istasyonunda yakalanan türlere ait boy dağılım frekansları ...	55
Şekil 4.12. Örnekleme süresince Karamenderes üst istasyonundaki balıkların BÇBDA değerleri	57
Şekil 4.13. Örnekleme süresince Karamenderes alt istasyonundaki balıkların BÇBDA değerleri	57
Şekil 4.14. Örnekleme süresince Karamenderes kontrol istasyonundaki balıkların BÇBDA değerleri	57
Şekil 4.15. Örnekleme süresince Kocabaş Üst istasyonundaki balıkların BÇBDA değerleri	59
Şekil 4.16. Örnekleme süresince Kocabaş Alt istasyonundaki balıkların BÇBDA değerleri	59
Şekil 4.17. Örnekleme süresince Kocabaş kontrol istasyonundaki balıkların BÇBDA değerleri	59
Şekil 4.18. Örnekleme süresince Kocabaş üst istasyonunun Nisbi bolluk değerleri.....	61
Şekil 4.19. Örnekleme süresince Kocabaş alt istasyonunun Nisbi bolluk değerleri.....	61
Şekil 4.20. Örnekleme süresince Kocabaş kontrol istasyonunun Nisbi bolluk değerleri	61
Şekil 4.21. Karamenderes istasyonlarından yakalanan <i>Salmo</i> sp. bireylerinin boy-ağırlık dağılımı	66
Şekil 4.22. Kocabaş istasyonlarından yakalanan <i>Salmo</i> sp. bireylerinin boy-ağırlık dağılımı	67
Şekil 4.23. Kocabaş istasyonlarından yakalanan <i>P. phoxinus</i> bireylerinin boy-ağırlık dağılımı	68
Şekil 4.24. Kocabaş istasyonlarından yakalanan <i>B. oligolepis</i> bireylerinin boy-ağırlık dağılımı	69
Şekil 4.25. Kocabaş istasyonlarından yakalanan <i>S. cii</i> bireylerinin boy-ağırlık dağılımı ...	70
Şekil 4.26. Karamenderes istasyonlarındaki <i>Salmo</i> sp. popülasyonlarının %VI değerleri..	75
.....	75

Şekil 4.27. Karamenderes istasyonlarındaki <i>Salmo</i> sp. populasyonlarının %VI değerleri..	76
Şekil 4.28. Kocabaş istasyonlarındaki <i>Salmo</i> sp. ve <i>P. phoxinus</i> populasyonlarının %VI değerleri	77
Şekil 4.29. Kocabaş istasyonlarındaki <i>Salmo</i> sp. ve <i>P. phoxinus</i> populasyonlarının %VI değerleri	78
Şekil 4.30. İstasyonlardaki <i>Salmo</i> sp. populasyonlarının seçicilik indeksleri	90
Şekil 4.31. Karamenderes istasyonlarındaki <i>Salmo</i> sp. populasyonlarının mevsimlere göre seçicilik indeksleri	90
Şekil 4.32. Kocabaş istasyonlarındaki <i>Salmo</i> sp. populasyonlarının mevsimlere göre seçicilik indeksleri	90
Şekil 4.33. Karamenderes istasyonlarındaki <i>O. mykiss</i> populasyonlarının seçicilik indeksleri.....	91
Şekil 4.34. Karamenderes istasyonlarındaki <i>O. mykiss</i> populasyonlarının mevsimlere göre seçicilik indeksleri	91
Şekil.4.35. Kocabaş istasyonlarındaki <i>P. phoxinus</i> populasyonlarının seçicilik indeksleri	92
Şekil 4.36. Kocabaş istasyonlarındaki <i>P. phoxinus</i> populasyonlarının mevsimlere göre seçicilik indeksleri	92
Şekil 4.37. Karamenderes istasyonlarından yakalanan türlerin $\delta^{13}\text{C}$ ve $\delta^{15}\text{N}$ değerleri	96
Şekil 4.38. Kocabaş istasyonlarından yakalanan türlerin $\delta^{13}\text{C}$ ve $\delta^{15}\text{N}$ değerleri.....	101
Şekil 4.39. Karamenderes üst istasyondaki <i>Salmo</i> sp. populasyonlarının izotopik değerleri ve boy ilişkileri	104
Şekil.4.40. Karamenderes alt istasyondaki <i>Salmo</i> sp. populasyonlarının izotopik değerleri ve boy ilişkileri	104
Şekil 4.41. Karamenderes kontrol istasyondaki <i>Salmo</i> sp. populasyonlarının izotopik değerleri ve boy ilişkileri	104
Şekil 4.42. Kocabaş üst istasyondaki <i>Salmo</i> sp. populasyonlarının izotopik değerleri ve boy ilişkileri	105
Şekil 4.43. Kocabaş alt istasyondaki <i>Salmo</i> sp. populasyonlarının izotopik değerleri ve boy ilişkileri	105
Şekil 4.44. Kocabaş kontrol istasyondaki <i>Salmo</i> sp. populasyonlarının izotopik değerleri ve boy ilişkileri	105
Şekil 4.45. Karamenderes istasyonlarında <i>Salmo</i> sp. populasyonunun kas dokusunda absorbe olan besin kaynaklarının diyeteye katkısı	111
Şekil 4.46. Kocabaş istasyonlarında <i>Salmo</i> sp. populasyonunun kas dokusunda absorbe olan besin kaynaklarının diyeteye katkısı.....	112
Şekil 4.47. Kocabaş istasyonlarında <i>P. phoxinus</i> populasyonunun kas dokusunda absorbe olan besin kaynaklarının diyeteye katkısı.....	114
Şekil 4.48. Karamenderes istasyonlarındaki standart elips alanları (SEA)	117
Şekil 4.49. Kocabaş istasyonlarındaki standart elips alanları (SEA).....	120
Şekil 4.50. Kocabaş üst istasyonundaki türlerin standart elips alanları (SEA):	122
Şekil 4.51. Kocabaş alt istasyonundaki türlerin standart elips alanları (SEA)	123
Şekil 4.52. Kocabaş kontrol istasyonundaki türlerin standart elips alanları (SEA).....	124

ÇİZELGELER DİZİNİ

	Sayfa No
Çizelge 3.1. Klasik yöntemle ölçülen morfometrik uzaklıklar ve kodları.....	28
Çizelge 4.1. Yakalanan türlerin taksonomileri	36
Çizelge 4.2. Karamenderes istasyonlarında yakalanan <i>Salmo</i> sp. bireyelerinin klasik ölçümleri	37
Çizelge 4.3. Kocabaş istasyonlarında yakalanan <i>Salmo</i> sp. bireyelerinin klasik ölçümleri ..	38
Çizelge 4.4. Karamenderes istasyonlarında yakalanan <i>O. mykiss</i> bireyelerinin klasik ölçümleri	40
Çizelge 4.5. Kocabaş İstasyonlarında sonbahar ve kış mevsimlerinde yakalanan <i>P. phoxinus</i> bireyelerinin klasik ölçümleri.....	42
Çizelge 4.6. Kocabaş İstasyonlarında tüm mevsimlerde yakalanan <i>B. oligolepis</i> bireyelerinin klasik ölçümleri.....	44
Çizelge 4.7. Kocabaş İstasyonlarında tüm mevsimlerde yakalanan <i>S. ci</i> bireyelerinin klasik ölçümleri	46
Çizelge 4.8. Kocabaş Çayı istasyonları Shannon-Wiener Biyoçeşitlilik ve Evenness İndeksleri.....	62
Çizelge 4.9. Kocabaş istasyonlarından yakalanan türlerin nisbi bollukları (ortalama ve aralık olarak) ve istasyonlara ait çeşitlilik indeksi değerlerinin Kruskal-Wallis testi sonuçları	63
Çizelge 4.10. Kocabaş istasyonlarında yakalanan türlerin nisbi bolluklarının korelasyon testi sonuçları	63
Çizelge 4.11. Balık türlerinde yapılan boy-ağırlık çalışmaları	71
Çizelge 4.12. İstasyonlardan toplanan makroomurgasız örneklerinin yüzde bollukları.....	73
Çizelge 4.13. Karamenderes istasyonlarında ölçülen fizikokimyasal parametrelerin tanımlayıcı istatistikleri.....	81
Çizelge 4.14. Kocabaş istasyonlarında ölçülen fizikokimyasal parametrelerin tanımlayıcı istatistikleri.....	83
Çizelge 4.15. İstasyonlara göre <i>Salmo</i> sp' nin %N, %F, %W ve %IRI Değerleri	85
Çizelge 4.16. Mevsimlere göre Karamenderes İstasyonlarındaki <i>Salmo</i> sp'nin %N, %F, %W ve %IRI Değerleri	85
Çizelge 4.17. Mevsimlere göre Kocabaş İstasyonlarındaki <i>Salmo</i> sp'nin %N, %F, %W ve %IRI Değerleri.....	86
Çizelge 4.18. İstasyonlara göre <i>O. mykiss</i> türünün %N, %F, %W ve %IRI Değerleri	86
Çizelge 4.19. Mevsimlere göre <i>O. mykiss</i> populasyonlarının %N, %F, %W ve %IRI Değerleri	87
Çizelge 4.20. İstasyonlara göre <i>P. phoxinus</i> populasyonunun %N, %F, %W ve %IRI Değerleri	87
Çizelge 4.21. Mevsimlere göre Kocabaş İstasyonlarındaki <i>P. phoxinus</i> populasyonunun %N, %F, %W ve %IRI Değerleri	88
Çizelge 4.22. Karamenderes Çayı türlerinin total boy ve ağırlıkları ile kararlı izotop oranlarının tanımlayıcı istatistik sonuçları	94
Çizelge 4.23. Karamenderes Çayı'nda bulunan muhtemel besin kaynaklarının kararlı izotop oranlarının tanımlayıcı istatistik sonuçları	97
Çizelge 4.24. Kocabaş Çayı türlerinin total boy ve ağırlıkları ile kararlı izotop oranlarının tanımlayıcı istatistik sonuçları	99
Çizelge 4.25. Kocabaş Çayı'nda bulunan muhtemel besin kaynaklarının kararlı izotop oranlarının tanımlayıcı istatistik sonuçları	102
Çizelge 4.26. Karamenderes istasyonlarındaki <i>Salmo</i> sp. populasyonlarının izotopik	

ortalamaları, TA ve SEAc Değerleri.....	116
Çizelge 4.27. Kocabaş istasyonlarındaki populasyonların izotopik ortalamaları, TA ve SEAc Değerleri	118
Çizelge 4.28. Kocabaş üst istasyonundaki türler arası niş çakışmaları dereceleri.....	123
Çizelge 4.29. Kocabaş alt istasyonundaki türler arası niş çakışmaları dereceleri	124
Çizelge 4.30. Kocabaş kontrol istasyonundaki türler arası niş çakışmaları dereceleri.....	124



BÖLÜM 1

GİRİŞ

İnsan faaliyetlerinin genel olarak doğal ekosistemlerin bozulmasına neden olduğu ve bölgenin biyotik komünite çeşitliliğinde azalma meydana getirdiği yaygın bir fikirdir (Margalef, 1968). Bu nedenle ekosistemler üzerindeki antropojenik etkiler birçok araştırmacı tarafından çevre problemlerini tahmin etmek ve önlemeye yönelik çözümler geliştirmek üzere (Cloern, 1999; Moncheva ve ark., 2001; Wasmund ve ark., 2001; Dell'Anno ve ark., 2002; Penna ve ark., 2004) çalışılmaktadır.

Akarsu habitatları yeryüzündeki toplam suyun yalnızca %0,01'ini kapsar ve dünya üzerinde %0,8 oranında yer kaplamaktadır (Gleick, 1996) ve bilinen türlerin %6'sı ve tüm omurgalı canlıların 1/3'ü tatlısulara bulunur (Dudgeon ve ark., 2006). Hala araştırılmasına rağmen, mevcut bilgiler tatlısu ekosistemlerinin en az 126 bin bitki ve hayvan türü için uygun yaşam alanı sağladığını işaret eder (Balian ve ark., 2008). Tatlısu ekosistem çeşitliliği; yüzey suları (lotik ve lentik), yeraltı suları, akarsu kıyısı sistemlerini ve aralarındaki ekotonları içermektedir (Ward ve Tockner, 2001). Tatlı sular karasal habitatların içine gömülüdür ve burada atıklar, çöküntüler ve kirleticiler için taşıyıcı/toplayıcı olarak görev yaparlar. Ancak sınırlı hacimleri nedeniyle kirleticileri seyreltme ihtimalleri düşüktür (Dudgeon ve ark., 2006). Bu nedenle tatlı su türlerinin yok olma riski, karasal ve denizel türlere oranla daha fazladır (Dudgeon, 2010). Yüksek düzeyde biyoçeşitlilik taşıyan akarsu ekosistemleri, yoğun olarak tarım, endüstriyel ve evsel faaliyetlerin yanı sıra yetiştiricilik işletmeleri nedeniyle de risk altındadır (Collen ve ark., 2014). Su çekme, egzotik tür girişi, baraj ve rezervuar inşası yoluyla akışın değişmesi, kanalizasyon, aşırı avlanma, organik/inorganik kirlilik seviyesinin artması, yetiştiricilik aktivitesi gibi etmenler tatlı su ekosistemlerini daha kritik hale getirmektedir (Strayer ve Dudgeon, 2010; Vörösmarty ve ark., 2010).

Türkiye'de son 25 yıldır yetiştiricilik aktivitesi hızla artmakta ve balıkçılığa son derece önemli bir alt sektör oluşturma yolundadır. İç sularda yaygın olarak alabalık üretimi ve yetiştiriciliği yapılmaktadır. Son yıllarda göller, akarsular ve baraj göllerinde gökkuşağı alabalığı (*Oncorhynchus mykiss*) yetiştirmek için ağ-kafes kullanan balık çiftliklerinin sayısında hızlı bir artış olmuştur (TÜİK, 2017). Kafes balıkçılığının çevre üzerindeki etkileri genel olarak; su kalitesi, biyoçeşitlilik ve komünite yapısı üzerine etkileri olmak üzere 3 başlık altında ele alınabilir. Bununla birlikte, etkiler tarımsal uygulamalara, çiftlik büyüklüğüne, üretilen atıkların niteliği ve hacmine, göl/akarsu hacmine, su değişim

oranına ve su kütlesine bağlıdır (Phillips ve ark., 1985).

1.1. Yetiştiricilik Faaliyetleri

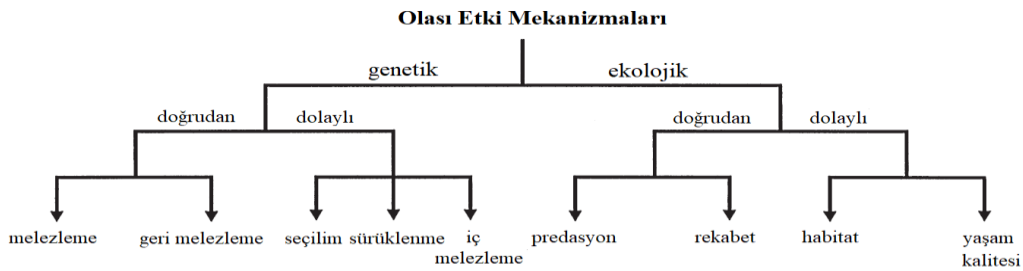
Su kalitesi, hastalık kontrolü, zenginleştirilmiş yem gibi gelişmiş şartlar ve seçici ıslah, hibridizasyon ve moleküler genetik teknolojiler ile stoklar 1960'lı yıllardan itibaren geliştirilmekte ve su ürünleri yetiştiriciliği önemli ölçüde yaygın hale gelmektedir (Stickney, 1994). Su ürünleri yetiştiriciliği dünyada en hızlı gelişen gıda sektörlerinden biridir ve balık ihtiyacının %40'ını karşılamaktadır (Cole ve ark., 2009). Türkiye'de ise nispeten yeni ve gelişmekte olan bir endüstridir. Hem tatlı su hem de denizde yetiştiricilik yaklaşık 800 işletmede gerçekleştirilmektedir. Türkiye kıyıları arasında Ege Denizi ve Akdeniz, türlerin kültürü için uygun olan iklim ve deniz koşullarını sağlar (Rad ve Köksal, 2000). Son yıllarda deniz kültür balıklarının yetiştiriciliği Akdeniz ülkelerinde Kuzey Avrupa'ya kıyasla daha hızlı olmaktadır. 2006-2015 yılları arasında Türkiye'de yetiştiricilik 129,333 tondan 238,964 tona yükselmiştir (FAO, 2015). Kültür balığı yetiştiriciliği 1990'lı yıllarda gökkuşuğu alabalığı (*Oncorhynchus mykiss*), çipura (*Sparus aurata*) ve levrek (*Dicentrarchus labrax*) olmak üzere 3 ana tür üzerine yoğunlaşmıştır. Türkiye'de ilk alabalık çiftliği 1960'lı yıllarda, çipura ve levrek yetiştiriciliği için ilk kafes çiftliği 1985 yılında kurulmuştur. Alabalık yetiştiriciliği başlangıçta Karadeniz'de yapılırken, türlerin sıcak suya toleransının az oluşu nedeniyle zamanla üretim daha iyi büyüme koşulları sağlanması açısından tatlı sulara kaymıştır. Üretim başta *O. mykiss* yetiştiriciliği olmak üzere iç sularda çok daha yoğundur ve bu miktar toplamın %60'ını karşılar (Memiş ve ark., 2002).

Türkiye'de yetiştiricilik esas olarak kıyı kafes yetiştiriciliğine bağlıdır ve sadece küçük bir oranda karasal bazlı sistemlerle üretilir. Kafes çiftliklerinin %92'si kültürü yapılan türlere uygun coğrafi ve hidrografik koşulları nedeniyle Ege Bölgesi'nde bulunmaktadır. Ülkemizde mevcut olan ağ-kafes işletmelerinin illere göre dağılımı göz önüne alındığında; Muğla ili %70,9'luk bir oranla en fazla işletme bulunan bölge olarak öne çıkmakta, bunu %23,6'lık bir payla İzmir ili takip etmektedir. Diğer işletmeler ise; Ordu, Trabzon, Antalya ve Mersin'de faaliyet göstermektedir (TUİK, 2008).

Kıyılarda yetiştiricilik endüstrisinin büyümesiyle, deniz habitatının (koylar ve kıyı bölgeleri) taşıma kapasitesinin sınırlarını belirlemek konusunda ortak bir bilimsel anlayış geliştirme ihtiyacı duyulmuştur. Diğer Avrupa ülkelerinde olduğu gibi, Türkiye'de de tarım ve balıkçılık mevzuatının altında yetiştiricilik sektörünü düzenleyen yönetmelikler bulunmaktadır (Yücel-Gier ve ark., 2009). Özellikle Uluslararası Deniz Araştırmaları

Konseyi (ICES)'ndeki bilim topluluğu çevre sorunları üzerine eğilmiştir (Rosenthal ve ark., 1988).

Yetiştiricilik yapılan bölgelerde talep ne kadar yüksekse etki de o kadar olumsuz olmaktadır (Beveridge ve ark., 1997). Yetiştiriciliğin çevresel etkileri; bentik etkiler, nütrient girişi, kaçışlar, kimyasal girdiler, hastalıklar, yem başlıkları altında toplanmıştır. Bu sorunların boyutları farklı olsa da tüm ülkelerde benzerdir (Burrige ve ark., 2010). Son yıllarda artan balık kültürü endüstrisi, yetiştiricilik kaynaklı atıklara bağlı olarak ciddi çevresel sorunlar yaratmaktadır (Sarà ve ark., 2004). Yetiştiricilik aktivitesi dünyanın çeşitli yerlerinde genişlemeye devam ederse (örn; Akdeniz'de 500'den fazla çiftlik bulunmaktadır; Theodorou, 1999; Sanchez-Mata ve Mora, 2000), bu alanlar ile yakın ilişkide olan doğal balık türlerinin büyük bir kısmı etkilenebilir. Çiftlikler bölgedeki balıkların varlığı, bolluğu, beslenme ve orada kalma süresini etkilemektedir (Carss, 1990). Çiftlik yakınındaki doğal balık popülasyonları tanımlanmıştır (Carss, 1990; Bjordal ve Skar, 1992; Dempster ve ark., 2002). Yerli balık popülasyonları geniş ölçekli mekansal boyutlarda araştırıldığında, balık çiftliklerinin kurulmasının ardından balık bolluğunda ve total biyokütlesinde genel bir artış olduğu gözlenmiştir (Machias ve ark., 2004); ancak çalışmalarda çiftlikler tarafından çekilen balık miktarı ortaya konulamamıştır (Dempster ve ark., 2004). Bu bağlamda, balık çiftliklerinden kaynaklı besin ve atıkların, yetiştiricilik bölgelerinin yakınında yaşayan komünitelerin yapısında olumsuz etkileri olacağı beklenmelidir (Machias ve ark., 2004). Balık çiftliklerinin, yakınındaki doğal balık popülasyonlarına üzerindeki potansiyel etkileri, artan güvenlik açığı ve yetiştirme alanı-doğal ortam arasında patojen transferi ile ilgili de olabilmektedir (Dempster ve ark., 2004). Ayrıca kültür balıklarının doğal ortama kaçışı (Dempson ve Power, 2004) gibi kaygılar artmaktadır (Şekil 1.1).



Şekil 1.1. Yetiştiriciliğin olası etki mekanizmaları (Gross, 1998'den uyarlanmıştır)

Bu aktivitenin doğal çevreye olan etkileri konusundaki endişeler, yetiştiricilik ile ortama sokulan türlerin kullanımını sınırlamaya ve yerli türlerin geliştirilmesine yönelik eylemlere yol açmıştır (Ross ve Beveridge, 1995; Naylor ve ark., 2001; Ross ve ark., 2008).

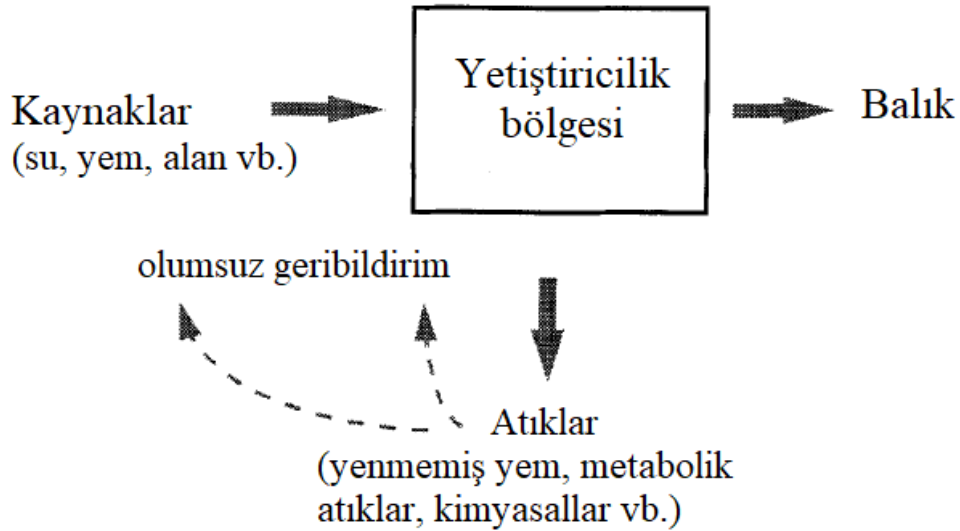
1.1.1. Yetiştiriciliğin Su Kalitesi Üzerine Etkileri

Özellikle Akdeniz’de artan bu sektörün son yıllardaki hızlı gelişimi ve üretim yoğunluğunun artması, yetiştiricilik kaynaklı atıklara bağlı olarak doğal çevre ile potansiyel etkileşimler de gündeme gelmeye başlamıştır. Belirli bölgelerde uygulanan yanlış politikalar ve yetersiz planlama yüzünden ciddi çevresel sorunlar ortaya çıkmakta, dolayısıyla hem su ürünleri sektörü, hem de sucul ekosistem zarar görmektedir (Sar ve ark., 2004). Bunun yanı sıra uygulamalar esnasında kullanılan çeşitli antibiyotikler, dezenfektanlar, anestezi maddeleri, pigment, aşular, vitaminler, yem katkı maddeleri ve hormonlar gibi kimyasal maddeler de belirli oranlarda sucul ortama geçebilmekte ve söz konusu habitatı olumsuz etkileyebilmektedir (Goldberg ve ark., 2001; JSA, 2007). Çiftliklerin su kalitesi üzerine olan ekolojik etkileri organik kirlenme, ötrofikasyon, nütrient artışı ve atıklar olarak tanımlanmaktadır (Şekil 1.2). Bu problemlere ek olarak, kimyasal kirlenme ile alg patlaması, oksijen yetmezliği, su kalitesinde azalma ve habitat tahribatına da neden olmaktadır (Boesch ve ark., 2001; Aubin, 2006).

Bu faaliyetlerden, yenilmemiş yem ve dışkı kaynaklı oluşan askıda katı maddenin (Troell ve Norberg, 1998; Naylor ve ark., 2000) doğal çevreye zarar verdiği kabul edilmiştir (Holmer, 1991; Iwama, 1991). Yetiştiricilik esnasında suya karışan balık yemi su kalitesinde negatif değişime neden olan asıl etkidir. Söz konusu besinin bir kısmı kültür balıklarınca tüketilerek proteine dönüştürülür ve % 30'luk kısmı katı atık olarak doğal ortama bırakılır (Miller ve Semmens, 2002). Bu atıklar fizikokimyasal parametrelere (örneğin sıcaklık) bağlı olarak parçalanır ve askıda katı maddeye dönüşürler. Bu maddeler genellikle sudan daha yoğun olduklarından, tortul olarak çöker ve bir kısmı da suyun fosfat, karbon ya da azot gibi besinsel elementlerinin artışına sebep olurlar (Gowen ve Bradbury, 1987; Ackefors ve Enell, 1994; Kelly ve ark., 1996; Towar ve ark., 2000; Altınok, 2008). Yetiştiricilik aktiviteleri akasudaki besin konsantrasyonunun doğal mevsimsel değişim düzenini etkileyebilir. Kültür balıkçılığının yapıldığı bölgelerde besin zenginleştirme yıl boyunca etkili olmasına rağmen; yaz aylarında besin maksimum seviyeye ulaşır (Yücel-Gier ve ark., 2007). Besin düzeyindeki artışlar özellikle yaz aylarında çözünmüş oksijen seviyesinde azalmalara yol açarak anoksik koşulların

oluşmasına ve suyun biyokimyasal oksijen ihtiyacı (BOİ), kimyasal oksijen ihtiyacı (KOİ) ve pH gibi kimyasal özelliklerinde değişimler olmasına neden olur (Bulut ve ark., 2012; Ertürk ve Yalçın-Özdilek, 2016).

Balık çiftliği aktiviteleri suda azot ve fosfor yüklerinin aşırı artışına neden olduğundan kıyı bölgelerinde ötrofikasyon kaynağıdır (Aure ve Stigebrandt, 1990; Silvert, 1992). Besince zenginleşme ya da ötrofikasyon, ekosistem yapısı ve fonksiyonunda istenmeyen durumlara yol açabilir. Günümüzde besin (azot ve fosfor) kaynaklı kirlilik ve organik madde kirliliğinin kıyı sularında oluşan bozulmalarda büyük rolü vardır. Biyolojik olarak mevcut azot ve fosfor konsantrasyonları, akuatik sistemlerin ekolojik durumunu belirlemede önemli rol oynar (Jarvie ve ark., 1998). Sedimentte artan organik yük bentik komünite yapısı üzerine güçlü bir etkiye sahip olabilmektedir (Oyarzun ve ark., 1987; Karakassis ve ark., 2000; Dominguez ve ark., 2001; Carroll ve ark., 2003). Araştırmacılar, ötrofikasyonun su ortamındaki kirleticilerin taşınması ve dönüşümü üzerinde etkileri olduğunu ve bunun da olağanüstü çevre sorunlarına neden olabileceğini belirtmişlerdir (Zhang ve ark., 1999).



Şekil 1.2. Yetiştiricilik faaliyetlerinin su kalitesi üzerindeki etkileri (Beveridge ve ark., 1997'den uyarlanmıştır)

1.1.2. Bentik Kompozisyon ve Biyolojik Çeşitlilik Üzerindeki Etkileri

En genel tanımıyla biyoçeşitlilik, belirli bir ekosistem ya da habitattaki türlerin zenginliği kavramıyla eşleşen tür sayısı olarak yorumlanmaktadır (Krebs, 2009). Tuzluluk, sıcaklık, ışık, çözünmüş gazlar ve besinler ile biyocoğrafik süreçler sucul ekosistemlerdeki biyolojik komünite ve türlerin çeşitliliğine katkıda bulunur. Biyoçeşitliliği etkileyen süreçler; coğrafik bölge, türler arasındaki etkileşimler, verimlilik ve müdahale gibi hem ekolojik hem de evrimsel faktörlerdir (Currie, 1991; Willig ve ark., 2003; Krebs, 2009). Biyoçeşitlilik kaybı, mevcut türlerin gitgide daha fazla oranda tehlikede olması nedeniyle özellikle doğa bilimciler tarafından ilgi görmektedir. ‘Milenyum Ekosistem Değerlendirmesi (2005)’nde; “biyoçeşitlilikte insan kaynaklı değişimlerin son 50 yılda, insanlık tarihinde herhangi bir zamanda olduğundan çok daha hızlı gerçekleştiği” belirtilmektedir (Clausen ve York, 2008). Biyoçeşitlilik kaybı çevresel değişikliğin bir ölçüsü olmakla beraber, ekosistem bütünlüğünün kilit bir yönüdür ve bilim insanları tarafından insanlığın karşı karşıya olduğu en ciddi ekolojik zorluklardan biri olarak düşünülür (Secretariat of the Convention of Biological Diversity, 2006). Milenyum Ekosistem Değerlendirmesi’ne göre; okyanusların yapısını, işlevini ve biyoçeşitliliğini doğrudan etkileyen asıl faktör antropojenik kuvvettir. Son küresel analizler biyoçeşitlilik göstergelerinin oranlarında bir düşüş eğilimi olduğunu; ancak biyoçeşitliliği tehdit eden unsurların yoğunluğuna ilişkin göstergelerin arttığını göstermektedir (Butchart ve ark., 2010; Mace ve ark., 2010). İnsanoğlunun, dünyadaki önemli sistemler için sınırları aştığına dair kanıtlar vardır. Bu biyofiziksel eşikleri aşmak, insanlık ve ekosistemler için zararlı ve hatta feci sonuçlar doğurabilir (Rockström ve ark., 2009a, b).

Tatlı su biyoçeşitliliği aşırı istismar, su kirliliği, habitatın parçalanma, yıkım ya da bozulması, akış değişiklikleri ve yerli olmayan tür istilası gibi insan faaliyetlerinden kaynaklanan çoklu stres faktörlerinin birleşik etkisi altındadır (Allan ve Flecker, 1993; Naiman ve Turner, 2000; Malmquist ve Rundle, 2002; Postel ve Richter, 2003; Dudgeon ve ark., 2006; Geist, 2011). Çevresel değişimler (azot salınımı), iklimsel değişimler de bu tehdit kategorilerine eklenmektedir (Primack, 2008). Aşırı avlanma öncelikli olarak balıklar, amfibiler ve sürüngenler olmak üzere omurgalı grupları etkilemektedir. Kirlilik sorunları da oldukça yaygındır. Bazı ülkeler evsel ve endüstriyel kaynaklı su kirliliğini azaltmada önemli ilerlemeler kaydetmiş olsalar da, aşırı nütrient zenginleştirme (Smith, 2003) ve endokrin bozucular gibi kimyasal madde kaynaklı tehditler artmaktadır (Colburn ve ark., 1996). Habitat tahribatı bir dizi etkileşen faktörle ortaya çıkar. Akarsu yatağında oluşan oyuklar gibi direkt etkileri olabildiği gibi, drenaj havzasındaki değişikliklerden de

kaynaklı dolaylı etkileri olabilmektedir (Dudgeon ve ark., 2006). Akış değişimleri akarsularda oldukça yaygındır (Dynesius ve Nilsson, 1994; Nilsson ve ark., 2005). Bunun sebebi bu bölgelerdeki insanların su depolama ve su baskınlarından korunma taleplerinin daha fazla olmasıdır. Mevcut barajlar, tüm dünyadaki akarsuların 5 katına eşdeğer miktarda 10 bin m³ su tutar (Nilsson ve Berggren, 2000) ki bu da insan kaynaklı değişimlerin su akışı üzerindeki etkisinin küresel boyutunu göstermektedir. Son faktör olan istilaya gelecek olursak, egzotik türlerin yaygınlaştırılması ve kasıtlı olarak bırakılması tatlı sular üzerindeki kimyasal ve fiziksel baskıyı arttırmaktadır. Egzotik türler genellikle buldukları tatlı suları istila etmekte ve bu da yine insan etkisiyle yapılmış olumsuz bir hamle olarak ortaya çıkmaktadır (Bunn ve Arthington, 2002; Koehn, 2004). Yeni tür girişleri yerli biyota için her zaman risk taşımaktadır. Yerli olmayan türler ile olan etkileşimler, tatlı su veya deniz balıklarının biyoçeşitliliğine tehdit olarak habitat modifikasyonundan sonra ikinci sırayı almaktadır (Miller ve ark., 1989; Harrison ve Stiassny, 1999).

Denizel yetiştiricilikte ayrıca kafeslerin altında organik madde birikimi bentik ve fitoplankton topluluklarında bolluk, baskınlık ve tür çeşitliliği gibi değişikliklere de neden olabilmektedir (Pearson ve Rosenberg, 1978; Arzul ve ark., 2001). Ayrıca bu işletmelerin su kalitesi üzerinde etkileri sınırlı ve geçici (Karakassis ve ark., 2001) olumsuzluklar olsa da, kafeslerin 25-30 metreyi aşmayan mesafelerde bentik fauna üzerinde ciddi olumsuz etkileri mevcuttur (Karakassis ve ark., 2000; La Rosa ve ark., 2001; Mirto ve ark., 2002). Son dönemde balık çiftliklerinin kullandığı ağ-kafes sistemleri deniz sığınakları olarak görev yaptıklarından (Dempster ve ark., 2002) bu bölgelerdeki balık komünitelerinin yapısında değişim olduğuna dair kaygılar artmaktadır (Machias ve ark., 2006).

1.1.3. Komünite Yapısı ve İlişkileri Üzerine Etkileri

Komünite ekolojisi; bir arada bulunan tür birliklerinin yapı ve davranış özelliklerinin çalışılmasıdır. Bu tür çalışmaların temelinde tür topluluklarının birbirleri ile olan etkileşimleri, doğadaki dağılım biçimleri ve fiziksel çevre şartlarının bir komünite oluşumunu ne şekilde etkilediği gibi sorular vardır (Koçum, 2007). Trofik besin ağlarının uzunluğu ve şekli potansiyel olarak tüm ekosistemin çalışmasını etkilemektedir (Post ve ark., 2000; Woodward, 2009; Emmerson, 2012). Birincil üreticiden en üstteki tüketiciye enerji aktarılırken kullanılan basamak sayısını, yani besin zincirinin uzunluğunu etkileyen birçok faktör vardır. Bunlar arasında ekosistem üretkenliği ve boyutu, ortam sıcaklığı, habitat heterojenitesi ve tür zenginliğindeki değişiklikler sayılabilir (Iglesias ve ark., 2017).

Ekolojik komüniteler ve yapısını etkileyen faktörleri inceleyen çalışmalar uzun süredir yapılmaktadır. Karasal sistemlere odaklı çalışmalarda komünitelerin farklı ve rastgele toplulukları içerip içermediği (Connor ve Simberloff, 1979) ve türlerin ve dolayısıyla komünitelerin biyotik ve abiyotik faktörler tarafından düzenlenip düzenlenmediği (Andrewartha ve Birch, 1954) üzerinde durulmuştur. Uzun zamandır kabul edilen görüş; ekosistem süreçlerini abiyotik faktörlerin kontrol ettiği (Wetzel, 1983) ve biyotik faktörlerin de komünite düzeyinde etkilerinin olduğudur (Sih ve ark., 1985; Kerfoot ve Sih, 1987).

Doğada var olan ve yetiştirilen aynı türe ait bireylerin dağılımları, ekolojileri, kapasiteleri ve yaşam öyküleri oldukça farklıdır ve bu farklılıkların değerlendirilmesi türün geleceğini anlamak için gereklidir. Bir türün ya da populasyonun yetiştirilerek çeşitli bölgelere dağılımı, yerli türler üzerindeki potansiyel etkileri hakkındaki kaygıları arttırmaktadır (Gross, 1998). Yerli olmayan türlerin yerli türler üzerindeki etkisi, kaynak için rekabet, predasyon, hibridizasyon ve parazit/hastalık taşınımı gibi durumlardan kaynaklanabilmektedir (Moyle ve ark., 1986; Arthington, 1991; Canonico ve ark., 2005). Örneğin British Columbia’da çiftlik alabalıklarından kaynaklı deniz bitinin, doğal ortam alabalıklarında 8 yıl içinde %99 azalışa sebep olduğu belirtilmiştir (Krkosek ve ark., 2007). Bunun yanısıra yetiştiricilik esnasında kullanılan pellet yem içeriğinde bulunan denizel balık unu vasıtasıyla akarsuya denizel besin girişi de olmaktadır (Naylor ve ark., 2000; Bašić ve ark., 2015).

Genetik ve ekolojik etkileşim derecesi, çiftlik ile doğrudan veya dolaylı etkileşim derecesi ve kaçış miktarı ile ilgilidir. Yetiştiricilik aktiviteleri havuzlar, kafesler ya da tanklarda yapılmasına rağmen, bu sistemlerden doğal ortama kazara salınımlar da olabilmektedir (Naylor ve ark., 2004). Bu kazara ya da kasıtlı salınımlar, yerli balıkların genetik uyumluluğunu, gen komplekslerini melezleştirerek veya yerli gen havuzunun yerini alarak doğrudan düşürebilir. Dolayısıyla yerli populasyon büyüklüğünü azaltarak genetik sürüklenme ya da iç-melezleme (inbreeding) yoluyla genetik uyumda azalmaya neden olur (Gross, 1998).

Yerli olmayan balık türlerinin yalnızca küçük bir kısmı (%6-22) yerli biyota üzerinde ciddi etkiler yaratırken, çoğunluğu varolan topluluklara en ılımlı etkilerle giriş yapmaktadır (Williamson, 1996; Ruesink, 2005; Gozlan, 2008). Entegre olan türlerin bulunduğu böyle komüniteler, yerli olmayan türlerin kullanabileceği ‘kullanılmayan niş fırsatları’ barındırabilirler (Williamson, 1996; Shea ve Chesson, 2002). Charles Elton’a göre (1927) bir türün nişi, bir ekosistemdeki diğer türlerle bağlantılı olan tüm etkileşimlerin (özellikle

trofik etkileşimler) toplamıdır. Diğer bir deyişle niş, o türün genel trofik rolünü temsil etmektedir (Leibold, 1995; Layman ve ark., 2007). Besin, nişin en önemli boyutlarından biri olduğundan beslenme analizi niş tanımı ile yakından ilişkilidir (Krebs, 1999). Niş parametreleri tür içi veya türler arası rekabet gibi değişikliklere çok hızlı cevap vermektedir (Bearhop ve ark., 2004) ve bu özelliğinden dolayı trofik niş çakışma derecesi, türler arasında potansiyel bir rekabet endeksidir. Niş çakışması özellikle trofik kaynaklar azaldığında ve sınırlayıcı hale geldiğinde rekabet etkileşimlerine neden olabilmektedir (Pianka, 1981). Örneğin otokton ve istilacı türler arasında (Kalogianni ve ark., 2014; Magoulick ve Piercey, 2016) ya da aynı besini farklı miktarlarda tüketen allakton ve yerli türler arasında da (Phillips ve ark., 2007; Glen ve Dickman, 2008) niş çakışmaları meydana gelebilmektedir. Ortama giren yabancı türler, yerli türlerden daha yaygın hale gelebilmekte, besin miktarını azaltabilmekte ve yerel popülasyonu tercih etmediği besini tüketmeye yönlendirebilmektedir. Bu durum, yerli türlerin varlığını etkiler ve nihayetinde doğal yaşam alanlarından eder (Bøhn ve ark., 2008).

Yetiştiricilik esnasında ortama salınan besin maddeleri ve organik katıların parçalanmasıyla oluşan partiküller, atık pelletler ve dışkı; bunlarla beslenebilecek yerli balık türleri ve diğer hayvanların yetiştiricilik alanına çekilmesine neden olmaktadır (Merican ve Phillips, 1985; Grey ve ark., 2004a; Blanchfield ve ark., 2009; Kullman ve ark., 2009). Bu nedenle, yetiştiricilik faaliyetlerinden kaynaklanan atıklar, tüketiciler tarafından tüketilerek besin ağına doğrudan katılabilir veya çiftlik kaynaklı NH₃ gibi çözülmüş besin maddelerinin, birincil üreticiler veya mikroorganizmalar tarafından alınarak tüketicilere aktarılmasıyla da dolaylı olarak besin ağına katılabilirler (Wellman ve ark., 2017).

Besin tercihlerinin analizi, türler arasındaki trofik rekabeti anlamada oldukça önemlidir. Mide içeriği analizine dayanan çalışmalar, kısa vadeli besin tercihleri hakkında bilgi sağlayabilir; ancak zaman içerisindeki diyet değişikliklerinin karmaşıklığını yakalayamamakta ve besinlerin benzeşen kısımlarını tanımlamaktadır (Boecklen ve ark., 2011). Bu nedenle de yerli olmayan türlerin etkisine dair çoğu çalışma çok kısa sürelerde yürütülen ve kontrol ya da tekrardan yoksun olan çalışmalardır (Strayer ve ark., 2006; Vitule ve ark., 2008; Arthur ve ark., 2010). Dolayısıyla ortama yeni tür eklemenin etkilerini önceden tahmin etme becerimiz oldukça sınırlıdır (Moyle ve Light, 1996; Williamson, 1996). Kararlı izotop analizi yöntemi; bir organizmanın diyetinin doğrudan gözlem, dışkı ya da mide içeriğindeki yarı sindirilmiş materyalin analizi gibi geleneksel ve tespit edilmesi zor yöntemler düşünüldüğünde çok daha yararlıdır (Seminoff ve ark.,

2006).

1.2. Kararlı İzotop Analizlerinin Ekolojik Çalışmalardaki Rolü

Kararlı izotop ölçümleri, tüm sistemlerdeki element döngülerini detaylı olarak incelemeye olanak sağlayan kimyasal ölçümlerdir ve son yıllarda bu özellikleriyle ekologların ilgisini çekmektedir. İzotopları kullanmayı öğrenmek, tıpkı bir taksonomik anahtar veya istatistik analizleri öğrenmek gibi biraz zaman ve pratik gerektirmektedir. Buna rağmen, izotoplar ile çalışmayı öğrenmek; genellikle ekolojik bağlantıları görüntülemek için farklı bir yol sağladığı gibi, genellikle yeni keşiflere yol açan ayrı bir bakış açısı kazandırdığından oldukça kullanışlı bulunmaktadır (Fry, 2008).

Son yıllarda karbon (C) ve azot (N) izotopları maddenin deniz ya da tatlı su (Fry ve Sherr, 1984), sucul ya da karasal (Thornton ve McManus, 1994) ve kontamine olmuş ya da olmamış (Kidd ve ark., 1999; Lancaster ve Waldron, 2001; Burford ve ark., 2002) ayrımını yapmaya olanak sağlamaktadır. İzotop değerleri, ağır ve hafif izotopların karışımını ifade etmektedir ve her bir karışım toplam miktar ile değerlendirilir (Fry, 2008). Bundan hareketle, biyokimyasal izleyicilerin izotop ayırım yeteneğinin her şeyden önce ekolojik çalışmalarda kullanılacak güçlü bir araç olabileceği tavsiye edilmiştir (Hobson, 1999). İzotop çalışmaları döngüleri anlamada, izotop haritalamada, populasyonların ve istilacı türlerin beslenme ekolojisini değerlendirmede ve mikroorganizmaların doğadaki rolünü belirlemede oldukça faydalıdır (Fry, 2008). Bunun yanısıra araştırmacılar kirlilik çalışmalarında kullanımını da tavsiye etmişlerdir (Macko ve Ostrom, 1994). Son yıllarda bu teknik, yetiştiricilik kaynaklı atıkların karides besin ağına (Yokoyama ve ark., 2002), göl ekosistemine (Grey ve ark., 2004b), medcezir koyuna (Costanzo ve ark., 2004) ve kıyı sularına (Vizzini ve Mazzola, 2004) girişini izlemek ve bir levrek çiftliğinde de partiküler madde dönüşümlerini gözlemlemede (Franco-Nava ve ark., 2004), karasal bitkiler ve fitoplankton gibi farklı organik madde kaynakları arasındaki karışım oranının belirlemede de (Wada ve ark., 1987b) kullanılmıştır. Ayrıca balık çiftliği atık birikiminin sediment üzerindeki etkisini belirlemede de yine kararlı izotoplar kullanılmaktadır (Ye ve ark., 1991; McGhie ve ark., 2000; Yamada ve ark., 2003).

Gelişen teknolojik uygulamalar araştırmacılara kararlı izotopların doğal bolluğunu ölçme imkanı ve farklı bilimsel alanlardaki uygulamalarını gözlemleyebilmeyi sağlar. Kararlı izotop tekniğinin bir avantajı da, besin ağı çalışmalarında trofik seviye ve besin ağı yaklaşımlarını birleştirmesidir (Post, 2002). Canlı dokusundaki kararlı izotop kompozisyonu, canlının beslenme diyeti ve çevresinin belli bir süre için yansımasıdır (Li

ve ark., 2017). Bundan hareketle, birçok tatlı su ve deniz biyotasında besin ağı, türler arası veya trofik ilişkiler, doğal olarak oluşan azot izotoplarının ölçümü kullanılarak tanımlanmaktadır (Fry, 1991; Hesslein ve ark., 1991; Kling ve ark., 1992). Özellikle canlı organizmalarda C ve N izotoplarını belirlemek, besin basamaklarının karakterizasyonuna ve ekosistemdeki doğal C ve N girişlerinin kaynaklarını anlamaya olanak sağlar. $\delta^{13}\text{C}$ ve $\delta^{15}\text{N}$ oranları sucul ekosistemlerde enerji akışı ve besin ağlarını anlamak için (Zanden ve Rasmussen, 2001), kararlı izotop analizleri de sucul ortamda beslenme ilişkilerini çalışmak için güçlü bir araçtır (Michener ve Schell, 1994; Smit, 2001). Bu teknik, tüketicilerin besin kaynaklarını tükettikçe kararlı C ve N izotop oranlarının besin ağı boyunca sistematik olarak parçalanmasına dayanmaktadır (Li ve ark., 2017). Denizel besin ağı çalışmaları da tüketici dokularındaki $\delta^{13}\text{C}$ ve $\delta^{15}\text{N}$ oranlarının trofik seviyeyle ilişkili olduğunu göstermiştir (Schoeninger ve DeNiro, 1984; Wada ve ark., 1987a; Fry, 1988; Hobson ve Welch, 1992; Rau ve ark., 1992).

Besin ağı ilişkilerini ölçmede kararlı izotop yönteminin kullanılması, tüketici ve besin kaynağı arasındaki $\delta^{13}\text{C}$ ve $\delta^{15}\text{N}$ değerlerinde artma ya da azalmayı öngörmekle mümkündür (Zanden ve Rasmussen, 2001). Dahası, kararlı izotopların devir hızı doku metabolik aktivitesine göre değiştiği için popülasyonlardaki bireylerin çeşitli dokularının izotopik ölçümü hem kısa hem de uzun süreli beslenme bilgisi sağlayabilmektedir (Tiezen ve ark., 1983; Hobson ve Sealy, 1991). Kararlı izotopları kullanılan besin ağı çalışmaları ile tek türe ait trofik yapı kalitatif olarak tasvir edilmiştir; ancak yeni ilerlemeler ile kantitatif uygulamalar da eklenmiş ve böylece besin ağı modelleri incelenebilir ve çözülebilir hale gelmiştir. Bu kantitatif uygulamalar araştırmacıya tüketici-besin kaynağı arasındaki $\delta^{13}\text{C}$ ve $\delta^{15}\text{N}$ değişimi gibi 'izotopik iz' durumunu ortaya koyma imkanı sunmaktadır (Zanden ve Rasmussen, 2001).

Tüketicilerin ^{13}C değerindeki değişimler tüketilen besine bağlı olarak oldukça sınırlı iken (%0-1), metabolik süreçler esnasında hafif olan azot izotopunun (^{14}N) tercihli atılımı nedeniyle ağır olan azot izotopu ($\delta^{15}\text{N}$) besin kaynağından tüketiciye oransal olarak artarak geçmektedir (Gaebler ve ark., 1996). Bir organizmanın $^{15}\text{N}/^{14}\text{N}$ ($\delta^{15}\text{N}$) değeri, beslendiği kaynaktan ortalama %3-5 daha fazla olduğu (Peterson ve Fry, 1987), hatta hayvan dokularında bu değer %3,4 olduğu belirtilmiştir (Post, 2002). Her trofik basamaktaki bu artış, büyük olasılıkla tercihen ^{14}N 'un üre, amonyak veya ürik asit olarak atılmasından kaynaklanmaktadır (Minagawa ve Wada, 1984; Hobson ve Clark, 1992; Michener ve Schell, 1994). Bu nedenle $\delta^{15}\text{N}$ değeri trofik seviyelerde sürekli bir değişken olarak kullanılmaktadır. Azot izotop oranları, bir organizmaya besininden asimile olanları temsil

etmektedir ve mide içeriği analizi ve besin seçimi deneylerinin aksine, kararlı izotop oranları canlı gruplarının uzun süreli trofik ilişkilerini yansıtmaktadır (Schneider ve ark., 2004). Bu nedenle organizmaların trofik konumu bu yöntem ile standart yöntemlere oranla daha doğru şekilde belirlenmektedir (Kidd ve ark., 1995). Besin kaynağından tüketiciye geçen karbonun fraksiyasyon derecesinin yok denecek kadar az olması (% 0-1) ve her enerji/besin kaynağının farklı $\delta^{13}\text{C}$ değerinin olması da, kararlı C izotop oranını, besin kaynağı ve karbon akış yollarını belirlemede güçlü bir araç yapmaktadır (Hecky ve Hesslein, 1995). Bir tüketicinin kararlı izotop oranı sadece son zamanlarda tükettiği besinlerden ziyade, belirli bir süre boyunca tercih ettiği besin diyetini yansıtmaktadır (Remy ve ark., 2017). Bir tüketicinin kararlı izotop oranı, besin kaynağının izotop oranı ile hafif farklılıklar gösterebilir ve bu durum trofik fraksiyasyon veya trofik zenginleşme faktörü (TEF) olarak ortaya çıkar. Bunun nedeni; bir elementin izotoplarının farklı atomik kütlelerinin bir sonucu olarak, tüm biyokimyasal reaksiyonlar (fotosentez, solunum gibi) esnasında farklı tepkiler vermesidir (Fry, 2006). TEF değerleri, örneklenen dokuya ve söz konusu türlere bağlı olarak değişebilmektedir (Vanderklift ve Ponsard, 2003; Suring ve Wing, 2009; Caut ve ark., 2009). Bayesian mixing modelleri pek çok olası besin kaynağı ve diyetleri, TEF değerlerindeki belirsizlikleri, besin kaynaklarının izotopik değerlerini ve tüketicilerin izotop değerlerini değerlendirmekte sıklıkla kullanılmaktadır (Cherel, 2008; Browning ve ark., 2014; Michel ve ark., 2015).

Bir organizmanın dokularındaki kararlı izotop oranları, bireyin bulunduğu trofik yollar boyunca türetildiği için trofik nişi tasvir etmede de bir araç olarak kullanılabilir (Layman ve ark., 2007). Kararlı izotop analizi, ekolojik nişlerin konum ve genişliklerinin karakterizasyonunu belirlemede kullanılabildiği gibi (Bearhop ve ark., 2004; Newsome ve ark., 2007; Boecklen ve ark., 2011); özellikle rakip populasyonlar arasındaki niş çakışması da değerlendirilebilir (Lara ve ark., 2012; Layman ve ark., 2012; Pearson ve ark., 2013). Dolayısıyla bu yöntem yerli olmayan ve istilacı türlerin, yerli komünite üzerindeki etkisinin bir ölçüsü olabilmektedir (Balzani ve ark., 2016).

Habitat türleri ve/veya mevsimsel değişkenlik açısından karmaşık olan ortamlarda, türlerin trofik rollerinin besin ağı içinde nasıl değiştiğinin daha iyi anlaşılması, biyoçeşitlilik ve ekosistem hizmetlerini korumak için yönetim stratejileri tasarlamada yararlı olabilir (Tallis ve ark., 2010). Bu tez çalışmasında; yetiştiricilik faaliyetlerinden etkilendiği düşünülen ve yetiştiricilik faaliyeti bulunmayan kontrol bölgelerdeki doğal balık topluluklarının;

- Bolluk ve biyoçeşitlilikleri,

- Beslenme özellikleri (beslenme şekli, mide içerikleri, besin seçicilikleri besin kompozisyonu ve diyete katkı),
- Populasyon özellikleri (boy-ağırlık, trofik pozisyonları, niş genişlikleri),
- Komünite etkileşimlerini (niş çakışmaları, türler arası etkileşimler)

belirlemek amaçlanmıştır. İç su kaynaklarının biyolojik ve ekolojik yönlerden ele alınması ile, bu kaynakların geçmişi ile günümüz ve gelecekteki durumlarının karşılaştırılması yapılabilecek ve en iyi nasıl kullanılabilceği hakkında fikir sahibi olunabilecektir. Bu da ekosistem yaklaşımı sürdürülebilir balıkçılığın yapılabilmesi için önerilerde bulunabilmeyi sağlayacaktır.



BÖLÜM 2

ÖNCEKİ ÇALIŞMALAR

2.1. Yetiştiriciliğin Su Kalitesi Üzerine Etkilerini Konu Alan Çalışmalar

Findlay ve Watling (1997), yaptıkları çalışmada, alabalık yetiştiriciliğinin neden olduğu organik zenginleşmeye karşı oluşan bentik yanıtın bir göstergesi olarak sudaki oksijen kaynağı ve oksijen talebi arasındaki oranı incelemişlerdir. Ölçülen karbon sedimantasyon oranları ve bentik metabolizması oranları arasında güçlü bir doğrusal ilişki bulunmuştur. Maine (ABD) kıyı sularında çeşitli üretim alanlarının karşılaştırılması sonucunda, oksijen kaynağının aşıldığı yerlerde bentik etkinin düştüğü ve oksijen kaynağının tedarik edildiği alanlarda bentik etkinin yüksek olduğu gösterilmiştir.

Demir ve ark (2001), Kesikköprü Baraj Gölü üzerine kurulmuş 30 ton kapasiteli bir *O. mykiss* kültür ünitesinin su kalitesi üzerindeki etkisini araştırmışlardır. Su sıcaklıkları istasyonlar arasında farklılık göstermezken, çözülmüş oksijen ve pH değerlerinin yetiştiricilik istasyonunda daha düşük olduğu kaydedilmiştir. Aynı istasyonda amonyum, nitrat, ortofosfat ve klorofil-a konsantrasyonlarında anlamlı ve anlamlı olmayan artışlar tespit edilmiştir.

Cromey ve ark. (2002), alabalık yetiştiriciliği kaynaklı atıkların çökeltme özelliklerini değerlendirmişlerdir. Bentos üzerinde balık çiftliklerine ait kafeslerin etkisini öngörmek için bir bilgisayar modeli olarak DEPOMOD'u geliştirmişlerdir. Düzenli aralıklarla 30 gün boyunca yapılan sediment örnekleme ile model sonuçları karşılaştırılarak, bu bölgede resüspansiyon ve biyobirikimin yüksek olduğu belirlenmiştir.

La Rosa ve ark. (2002), yaptıkları çalışmada midye ve balık çiftliklerinden kaynaklı organik birikimin su kolonundaki etkilerini araştırmışlardır. Mart 1997-Şubat 1998 arasında aylık olarak fizikokimyasal parametreler, mikrobiyal değişimler ve fitoplankton biyokütlesi belirlenmiştir. Her iki çiftlik bölgesinde de çözülmüş inorganik fosfor ve klorofil-a değerlerinin çok değişmediğini; ancak inorganik azot ve çözülmüş organik karbon konsantrasyonlarının yüksek olduğunu bildirmişlerdir.

Brooks ve ark (2003), balık çiftliklerinin kimyasal ve biyolojik bentik etkilerini zamansal ve mekansal olarak incelemek için 18 aylık (Haziran 1999-Ekim 2000) bir çalışma yapmışlardır. Çiftlik kaynaklı çökeltilerin yakın alan sedimentlerin sülfid konsantrasyonunu arttırdığı ve redoks potansiyelini azalttığı gözlenmiştir. Organik karbon seviyesinin normale düşmesi ve redoks potansiyelinin yükselmesi olarak tanımlanan kimyasal iyileştirme, hasat başlayınca başlamış ve hasat sonunda tamamlanmıştır.

Biyolojik iyileştirme, hasat sırasında başlamış ve nadasın 6. ayında tamamlanmıştır.

Atasoy ve Şeneş (2004), *O. mykiss* yetiştiriciliği yapılan Atatürk Baraj Gölü'nün su kalitesi özelliklerini incelemiştir. Çalışmada yetiştiricilik kaynaklı olduğu düşünülen atıkların göl ekosisteminde başlangıç düzeyinde bir kirliliğe neden olduğu bildirilmiştir. Özellikle ölçülen su kalite parametrelerinden pH, toplam fosfor, amonyak, nitrit nispeten nitrat seviyelerinin, kirlilik yükünü arttırıcı yönde etki gösterdiği saptanmıştır.

Nhan ve ark, (2006) çalışmalarında yetiştiricilik havuzlarında nütrient girdisinin su kalitesi ve sedimentte nütrient birikimi üzerine etkilerini ortaya koymayı amaçlamışlardır. Çalışma sonunda azot, organik karbon ve fosfat için kütle dengelikleri belirlenmiş, organik madde birikiminin çözünmüş oksijen miktarını azalttığı, fosfat konsantrasyonu ve nütrient birikimini arttırdığı belirlenmiştir.

Bulut ve ark (2012), Kestel Deresi üzerinde bulunan alabalık çiftliğinin alt ve üstünde belirledikleri iki istasyondan örnekleme yaparak 20 farklı fizikokimyasal parametreyi ölçmüşlerdir. Özellikle çiftliğin altında kalan istasyonda su kalitesinin olumsuz yönde etkilendiği, BOİ ve KOİ değerlerinin yükseldiği belirlenmiştir.

2.2. Yetiştiriciliğin Bentik Kompozisyon ve Biyolojik Çeşitlilik Üzerindeki Etkilerini Konu Alan Çalışmalar

Su ürünleri yetiştiriciliği ve üretimi faaliyetlerinin bentik yapıyı ne şekilde etkilediğine dair çalışmalardan alınan sonuçlar incelendiğinde genel kanı bentik faunanın biyokütle, çeşitlilik, bolluk ve birey sayısı gibi parametrelerinde değişimler gözlemleneceği yönündedir (Brown ve ark. 1987; Weglenska ve ark. 1987; Gowen ve McLusky 1988; Rast ve Holland, 1988; Drake ve Arias 1997; Çelikkale ve ark. 1999; Casalduero, 2000).

Demir ve ark. (2001), Kesikköprü Baraj Gölü üzerine kurulmuş *O. mykiss* kültür ünitesinin plankton ve bentos üzerindeki etkisini araştırmışlardır. Belirlenen istasyonlar arasında fitoplankton, zooplankton ve bentos bolluğu en çok olan istasyonun yetiştiricilik ünitesine en yakın istasyon olduğu belirtilmiştir.

La Rosa ve ark. (2001) çalışmalarında Mart-Ekim 1997 döneminde Gaeta Körfezi'nde (İtalya) 2 istasyonda bakteriyel ve meiofaunal bolluk ve biyokütle ve bu değerlerin balık çiftliği kaynaklı biyobirikime tepkilerini araştırmışlardır. Çalışma sonunda bentik bakteri bolluğunun yetiştiricilik kafesleri altında artarken, meiofaunal bolluğun kontrol bölgeye oranla daha az olduğu bildirilmiştir.

Dempster ve ark. (2004), Akdeniz’de 9 balık çiftliği ve Avustralya doğu kıyılarındaki bir balık çiftlik yakınında toplanan yerli balıkların biyokütle ve bollukları çalışılmıştır. Yerli balık birey sayısı 2-86 bin arasında değişmekte, biyokütle çiftlik başına 100 kg-38,5 ton arası değişmekte ve her zaman kontrol alanlarına göre daha fazla miktarda bulunmaktadır.

Machias ve ark. (2004) yetiştiricilik yapılan bir Ege koyunda demersal balık topluluklarının tür kompozisyonu, bolluğu ve çeşitliliğini araştırmışlardır. Örnekleme gerçekleştirilmiştir. Balık topluluğunun ortalama trofik düzeyinin 3,59’dan 3,79’a çıktığı ve biyoçeşitliliğin geleneksel çeşitlilik indekslerince arttığı belirtilmiştir.

Wilding ve ark. (2012) alabalık çiftliklerinin makrobentos üzerindeki etkisini bir kamera sistemi ile incelemişlerdir. Çalışma sonunda katı atıklar bentik akı modeliyle belirlenmiş, bu da çiftlik yakınındaki makrobentik canlıların olumsuz etkilendiğini göstermiştir.

2.3. Komünite Yapısı ve İlişkileri Üzerine Etkilerini Konu Alan Çalışmalar

Gross (1998) çalışmasında yetiştiriciliği yapılan ve doğal ortama kaçışların olduğu düşünülen *Salmo salar* bireylerinin Pasifik’teki alabalık popülasyonları ve yerli *S. salar* bireyleri üzerindeki etkilerini gözlemlemiştir. Yetiştirilen *S. salar*’ın yetiştiricilik alanındaki nişinden kaçarak, yerli alabalığın nişi ve hatta diğer türlerin nişleri için endişe yarattığı bildirilmiştir.

Tominaga ve ark. (2003) Japon dil balığının besin tüketimini değerlendirmek için, önce formüle edilmiş bir yem ve sonrasında canlı bir tür krustase ile beslenen yavruların kas dokusunda $\delta^{13}\text{C}$ ve $\delta^{15}\text{N}$ değerlerini incelemişlerdir. Bu esnada $\delta^{15}\text{N}$ değeri değişmezken, $\delta^{13}\text{C}$ değeri sırasıyla formüle edilmiş yem ve krustasenin $\delta^{13}\text{C}$ değerine eşdeğer bulunmuştur.

Sarà ve ark. (2004) yaptıkları çalışma ile balık yetiştiriciliği faaliyetlerinden kaynaklı atık materyalin dağılım alanını belirlemek için kararlı izotop analizinden faydalanmıştır. Çiftliklerden kaynaklı yenilmemiş yem ve atıkta izotop sinyallerini görmek için partiküler organik madde (POM) ve sedimenter organik maddede (SOM) analiz yapılmıştır. Atık karbon oranı POM’da %39 iken, SOM’da %48 olarak bulunmuştur.

Morrisey ve ark. (2006) çalışmalarında Yeni Zelanda’da midye yetiştiriciliği yapılan 3 bölgede, mevcut toplulukları ve değişkenlikleri ortaya koymak üzere bir yıl boyunca balık örnekleme yapmışlardır. Midye hatlarındaki balık bolluklarının az, bölgedeki kayalık resiflerde küçük ve demersal türlerin egemen olduğu belirtilmiştir.

Yokoyama ve ark. (2006) Japonya'daki bir balık çiftliği etrafında belirledikleri 41 istasyondan sediment örneği toplayarak sedimenter organik madde (SOM)'da $\delta^{13}\text{C}$ ve $\delta^{15}\text{N}$ değerlerini belirlemişlerdir. Kafesler etrafında 30 metreye kadar olan örneklerde $\delta^{13}\text{C}$ değerinin düştüğü, $\delta^{15}\text{N}$ değerinin yükseldiği; bunun da C_3 bitkileri ve balık kaynaklı atıkların birikimiyle mümkün olabileceği açıklanmıştır.

Serrano ve ark. (2007)'de yaptıkları çalışmada çiftlik ve doğal ortam çipura örneklerinin karaciğer, solungaç, gonad ve kas dokularında $\delta^{13}\text{C}$ ve $\delta^{15}\text{N}$ kararlı izotopları belirlenmiştir. Kültür balıklarının $\delta^{13}\text{C}$ oranlarında görülen $\pm 2,9 \pm 0,4$ düşüşün beslemede kullanılan yemdeki karbonun farklı kaynaklardan olduğunu düşündürmüştür. $\delta^{15}\text{N}$ değerlerinde görülen $\pm 1,5 \pm 0,2$ artış ise trofik düzeyde bir artışın göstergesi olarak belirtilmiştir.

Gamboa-Delgado ve ark. (2008)'deki çalışmalarında *Solea senegalensis*'in larval ve postlarval sürecinde Artemia ve sabit bir besinin büyümeye olan katkılarını $\delta^{13}\text{C}$ analizi ile belirlemişlerdir. Larvalar; %100 canlı yem (Artemia veya Rotifera), %100 sabit besin, 70:30 ve 30:70 oranlarında hazırlanan karışık beslenme rejimi olmak üzere 4 farklı beslenme rejimi ile yetiştirilmiştir. Canlı beslenen ve karışık beslenen gruplarda, kuluçkadan 10 gün sonra Artemia tüketiminin başlangıcı ve devamının bir sonucu olarak $\delta^{13}\text{C}$ artmıştır. 12. günde ise tüm gruplardaki $\delta^{13}\text{C}$ değerleri arasında önemli farklılıklar ölçülmüştür.

Matsuzaki ve ark. (2010) yaptıkları çalışmada habitat kullanımının yerli ve yerli olmayan sazan türleri arasındaki melezlenme derecesine bağlı olarak değişip değişmediğini belirlemek için kararlı izotop yöntemini kullanmışlardır. Kasumigaura Gölü'nde yapılan çalışma sonunda gölde genetik olarak saf yerli sazan bulunmamasına rağmen, $\delta^{13}\text{C}$ değerinin yerli olmayan allel sıklığına bağlı olarak arttığı ancak $\delta^{15}\text{N}$ değerinin değişmediği belirlenmiştir.

Neofitou ve ark (2010) Doğu Akdeniz'deki iki balık çiftliğinin bentik komünite yapısı üzerindeki etkisini araştırmışlardır. Her bir istasyondan alınan sediment örneklerinde karbon organik madde ve bentik komünite parametreleri analiz edilmiştir. Çiftliğin birinde tür sayısı, bolluğu ve zenginliği istasyonlara ve mevsime göre anlamlı derecede farklılık göstermiştir.

Ramos ve ark (2013) çalışmasında, yetiştiriciliği yapılan 5 tatlı su türünün neotropikal tatlı su balık türleri üzerindeki etkisini araştırmışlardır. Sonuçlar, üç türün trofik diyetinde anlamlı farklılıklar olduğunu ve çiftlik ile kontrol istasyonlardaki karnivor türler arasında diyet bakımından küçük farklılıklar bulunduğunu göstermiştir.

Briones ve ark (2016) tahrip olan bir tropikal göl ekosisteminin balık çeşitliliğini belirleyip, balık komünitesinin trofik yapısını aydınlatarak koruma araştırmasına katkı sağlamayı amaçlamışlardır. Filipinler’de yetiştiricilik aktivitesi yapılmış küçük bir krater gölündeki tüketicilerin trofik seviyesini belirlemek için kararlı izotop analizi kullanılmıştır. Göl balık popülasyonunun çoğunlukla yerli olmayan istilacı türlerden oluştuğu ve büyük oranda perifiton üretimine bağımlı olduğu belirlenmiş, yerli olmayan balıklar ve yerli olanlar arasında trofik niş çakışmaları gözlenmiştir.

Lacoste ve ark. 2016’ da yetiştiriciliği yapılan bir istiridye türü ile epibiyotları arasındaki besin etkileşimlerini kararlı izotop analizleri ve beslenme deneyleri ile araştırmışlardır. Tür içinde epibiyont olsun/olmasın izotop değerlerinde varyasyon bulunmamıştır. Bu da istiridye beslenme şeklinin epibiyotların varlığından etkilenmediğini ve niş çakışma riskinin azaldığını göstermiştir.

Mao ve ark (2016) Çin’de ticari yengeç havuzlarının olduğu bir gölde üç bentik decapod türünde mide içeriği analizi ve kararlı izotop analizi yapmışlardır. Mide içeriği analizleri, diyete en büyük katkıyı makrofitlerin yaptığını gösterse de, izotop yöntemi yengeç ve karideste %60, kerevitte ise %40 oranında hayvansal besin kaynağı bulunduğunu saptamıştır. Mixing modelden elde edilen sonuçlar, mide içeriği bulgularını desteklese de, üç türün de büyümek için daha fazla hayvansal kaynaktan enerji sağladıklarını ortaya koymuştur.

Gutmann Roberts ve ark. (2017)’ de *Barbus barbuis* ve *Squalius cephalus* türlerinde deniz kaynaklı pelletlerin trofik sonuçlarını kararlı izotop analizleri ile test etmişlerdir. 130 gün boyunca düşük, orta ve yüksek oranda pellet ile beslenen *B. barbuis* bireylerinin somatik büyüme oranlarının yükseldiği, 100 gün boyunca beslenen *S. cephalus* bireylerinin izotopik niş pozisyonlarında belirgin bir kayma olduğu belirlenmiştir.

Sanz-Lazaro ve Sanchez-Jerez (2017) Batı Akdeniz’de 6 balık çiftliği ve çiftlikten etkilenmeyen bölgeden midye örnekleri toplayarak $\delta^{13}\text{C}$ ve $\delta^{15}\text{N}$ oranlarını belirlemişlerdir. Yetiştiriciliğin olumsuz etkilerini azaltmaya yönelik bir girişim olan entegre-multi trofik yetiştiricilik, bivalvlerin daha yüksek trofik seviyede olan kültür balıklarının atıklarını besin kaynağı olarak tüketme ihtimali üzerine geliştirilmiştir. Çalışma sonunda çiftlik kaynaklı atıkların midye diyetinin önemli bir bileşeni olmadığı ortaya konmuştur.

Wellman ve ark. (2017) Kanada’da 5 yıl boyunca *O. mykiss* yetiştiriciliği yapılan ve yapılmayan göllerden; yetiştiricilik öncesi yetiştiricilik esnası ve sonrasında omurgasız ve balık örnekleri toplayarak dokularında $\delta^{13}\text{C}$ ve $\delta^{15}\text{N}$ değişikliklerini değerlendirmişlerdir. Yetiştiricilikte kullanılan yemin denizel balık unu içerdiği ve bunun $\delta^{13}\text{C}$ ve $\delta^{15}\text{N}$

değerlerinin daha yüksek olduğu belirtilmiştir. Yetiştiricilik esnasında omurgasız ve balıkların $\delta^{15}\text{N}$ değeri %2-5 artarken, alabalık ve golyon balığında $\delta^{13}\text{C}$ değerinde de anlamlı artışlar (%3) olduğu bildirilmiştir.

2.4. Çalışma Bölgesi Olan Karamenderes ve Kocabaş Çayları'nda Yapılan Çalışmalar

Narin ve Tanatmış (2004) çalışmalarında Gönen ve Kocabaş Çayları'nın Ephemeroptera (Insecta) limnofaunasını belirlemek amacıyla, 1997-2001 yılları arasında 9 lokaliteden nimf örnekleri toplanarak incelemiştir. Çalışma sonunda 9 familyadan 16 cinse bağlı 22 türün varlığı saptanmıştır.

Sarı ve ark. (2006), yaptıkları araştırmada Biga Yarımadası'nın tatlısu ihtiyofaunası ve komünite özelliklerini belirlemek için 16 farklı akarsuda belirledikleri 35 istasyondan örnekleme yapmışlardır. Akarsularda balık populasyonları belirlenmiş ve %50 benzerlik seviyesinde 3 farklı grup oluşturulmuştur.

Yayıntaş ve ark. (2007) Kocabaş Çayı'nın ağır metal kirliliğini ortaya koymak amacıyla, alınan su örneklerinde ICP-AES (Inductively Coupled Plasma Atomic Emission Spectrophotometer) yöntemi ile kurşun, kadmiyum, bakır, çinko ve krom (Pb, Cd, Cu, Zn ve Cr) miktarlarını analiz etmişlerdir. Bu analizler sonucunda krom hariç metal konsantrasyonları sınır değerde olduğu, krom konsantrasyonunun ise yüksek olduğu belirlenmiştir.

Koçum ve Akgül (2009), Karamenderes Çayı'ndaki çeşitli antropojenik baskılara karşılık, besin maddesi konsantrasyonları ve fitoplankton biyokütlelerinin değişimini izlenmişlerdir. Klorofil, nitrat ve nitritteki makansal ve zamansal değişiklikler ile amonyum, fosfat ve silikatın zamansal değişimlerinin anlamlı olduğu saptanmıştır.

Çetinkaya ve Sümer (2013)'te Karamenderes Havzası topraklarının mikro element (demir, bakır, mangan ve çinko) içeriklerini ICP-AES ile belirleyerek coğrafi bilgi sisteminde (CBS) dağılım haritalarının oluşturulmasına katkı sunmuşlardır.

Akbulut ve ark. (2014) çalışmalarında, tüm organizmaların homojenatlarında biyolojik belirteçler (GSH, TBARS ve Na^+ , K^+ -ATPaz) kullanılarak Kocabaş Çayı'ndaki kirliliği değerlendirmişlerdir. Makroomurgasız örnekleri, Nisan ve Temmuz 2013'te Kocabaş Çayı (Çanakkale-Türkiye) boyunca artan düzeyde kentsel ve endüstriyel atık su deşarjı alan üç bölgeden örneklenmiştir. Sonuçlar, özellikle Çan bölgesindeki kirleticilerin varlığının, bölgede yaşayan makroomurgasız organizmaların fizyolojisinde kendisini gösterdiğini ortaya koymuştur.

Yalçın-Özdilek ve Jones (2014), çalışmalarında istilacı bir tür olan *Carassius gibelio*'nun Karamenderes Çayı'nda bulunan yerli balık faunası üzerindeki potansiyel etkisini anlamak üzere *C. gibelio*'nun diyet kompozisyonu ve trofik pozisyonunu belirlemede karbon ve azot kararlı izotop analizlerini kullanmışlardır. Kararlı izotop mixing modelleri ile filamentli algler en önemli diyet bileşeni olarak belirlenmişken, mide içeriği analizleri ile de filamentli alg ve detritusun mide içeriğinin önemli bir bölümünü oluşturduğu tespit edilmiştir.

Kale ve ark. (2016)'da küresel ısınmaya bağlı olarak iklim değişikliğinin Karamenderes Çayı'nın akarsu akışına olan potansiyel etkilerini ortaya koymuşlardır. Çalışma sonunda iklim değişikliğinin akışı hızını etkileyebileceği; ancak antropojenik etkiler ve tarımsal faaliyetlerin de akarsu hızını değiştirebileceği belirtilmiştir.

Partal ve Yalçın-Özdilek (2017), Karamenderes Çayı'ndaki *Carassius gibelio*'nun beslenme ekolojisini araştırmışlardır. Üç mevsimde toplam 14 istasyonda yapılan örneklemelerde, sindirim kanalı içerikleri incelenen bireylerin omnivor olduğu ve çoğunlukla alglerle beslendiği belirlenmiştir.

Yalçın-Özdilek (2017)'de Karamenderes Çayı'ndaki *Squalius cii* ve *Barbus oligolepis*'in diyet kompozisyonu ve beslenme ilişkileri bir yıllık bir süre boyunca değerlendirmiştir. Bulgular, *S. cii*'nin sınırlı kaynak kullanılabilirlik koşullarında *B. oligolepis*'i dışlayabileceğini ortaya koymuştur.

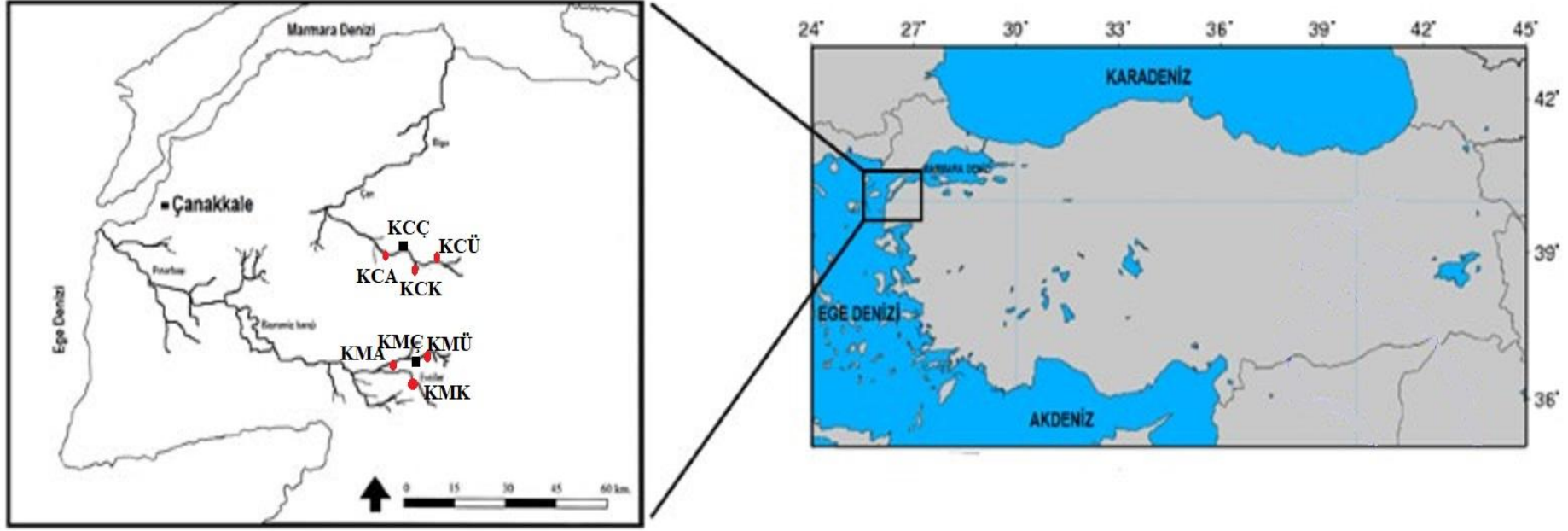
BÖLÜM 3

MATERYAL VE YÖNTEM

3.1. Çalışma Bölgesi

Çalışma bölgesi olarak Türkiye'nin kuzeybatısında bulunan Biga Yarımadasında Karamenderes ve Kocabaş Çayı olmak üzere iki akarsu sistemi seçilmiştir (Şekil 3.1). Karamenderes Çayı ve Kocabaş Çayı üzerinde bulunan alabalık tesisleri ile görüşmeler yapılarak gerekli izinler alınmış, bu işletmelerin bulunduğu her iki çay üzerinde de örnekleme yapılacak istasyonlar belirlenmiştir (Şekil 3.2).

Üzerinde alabalık yetiştirme işletmesi bulunan akarsulardan Karamenderes Çayı, Kaz Dağları'ndan doğar, en az 60-70 m³/sn, en çok 1530 m³/sn debiye sahip, uzunluğu 110 km olan bir akarsudur. Kumkale Ovası'na girince yayılan çay Dümrek Çayı ile birleşerek Karanlık Liman yakınlarından Çanakkale Boğazı'na dökülür. Karamenderes Havzası yaklaşık 200.000 hektarlık bir alanı kaplamaktadır (Kraft ve ark., 1980). Çalışma bölgesi olarak seçilmiş akarsulardan Karamenderes Çayı'ndaki alabalık tesisi akarsu üzerine kurulmuştur ve Gökkuşuğu alabalığı (*Oncorhynchus mykiss*) ile alabalık (*Salmo* sp.) yetiştiriciliği yapılmaktadır (Şekil 3.3). Her iki türün de anaçları mevcut olduğundan tesiste üretim de gerçekleştirilmektedir. Yıllık üretim potansiyeli yaklaşık 50 tondur. Söz konusu işletme akarsu üzerinde fiziksel bir bariyer oluşturmaktadır. Bununla birlikte çiftlikte yetiştirilen balıkların akarsuyun üst ve alt kesimine kaçma olasılıkları vardır.



Şekil 3.1. Çalışma bölgesi (KMC: Karamenderes Çiftlik, KMÜ: Karamenderes Üst İstasyon, KMA: Karamenderes Alt İstasyon, KMK: Karamenderes Kontrol İstasyon, KCC: Kocabaş Çiftlik, KCÜ: Kocabaş Üst İstasyon, KCA: Kocabaş Alt İstasyon, KCK: Kocabaş Kontrol İstasyon)



Şekil 3.2. Karamenderes Çayı ve alabalık tesisi

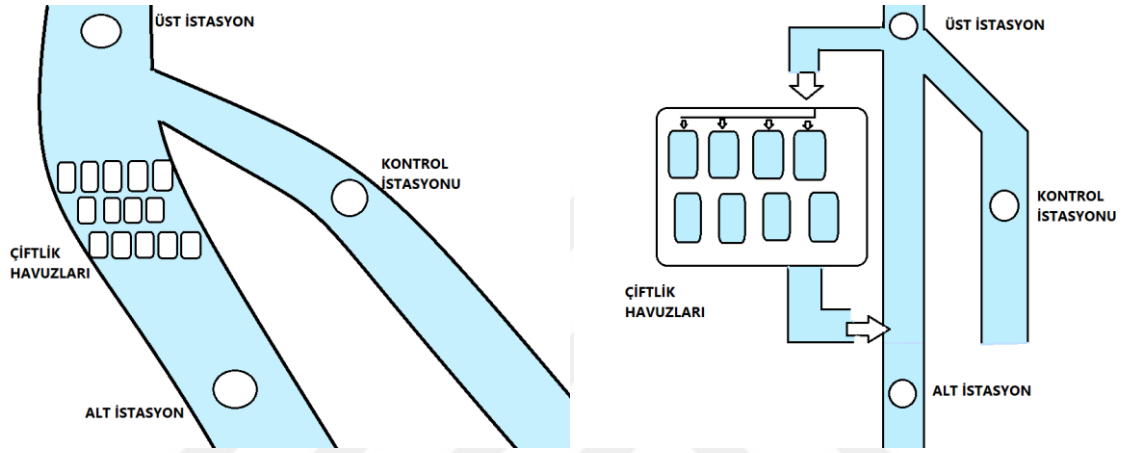
Uzunluğu yaklaşık 80 kilometre olan Kocabaş (Biga) Çayı iç kesimlerde doğarak Çanakkale'nin Çan ilçesinden geçer ve Biga Ovası'nı sulayarak Karabiga'ya 3 kilometre uzaklıktan Marmara Denizi'ne dökülür. Ortalama su derinliği ilkbahar mevsiminde 1 metreye kadar çıkarken yaz aylarında 20-25 cm'ye kadar iner. Debisi en az 15-30 m³/sn, en çok 1345 m³/sn'dir (Kayabaşı ve Gökçeoğlu, 2012). Kocabaş Çayı'ndan su çekilerek kurulmuş olan tesiste yalnızca Gökkuşaağı alabalığı yetiştiriciliği yapılmaktadır (Şekil 3.3). Yıllık yetiştiricilik potansiyeli 60 ton olan işletmede henüz üretim gerçekleştirilmemektedir. Söz konusu işletme akarsu suyunu kullanmakata olup, akarsuda fiziksel bir bariyer yaratmamaktadır.



Şekil 3.3. Kocabaş Çayı ve alabalık tesisi

3.2. İstasyon Seçimi ve Örneklemeye

Karamenderes ve Kocabaş Çayları'nın üzerinde alabalık yetiştirme tesislerin kaynağa yakın üst bölgesi (üst istasyon) ve tesislerin aşağısında birer farklı bölge (alt istasyon), kontrol bölge olarak ise çayların, üzerinde işletme bulunmayan kollarından benzer rakım ve bakı değerleri olan, vejetasyonu istasyonlarla uyumlu olacak biçimde birer bölge (kontrol) seçilmiştir (Şekil 3.4). İstasyon seçimleri yapılırken, üst ve alt istasyonlar yetiştiricilik ünitesinden yaklaşık 500'er metre uzaklıkta seçilmiştir.



Şekil 3.4. İstasyon Seçimleri (Sol: Karamenderes Çayı, Sağ: Kocabaş Çayı)

Belirlenen bölgelere Ağustos 2015 ve Temmuz 2016 tarihleri arasında aylık olarak (ocak ayı hariç) her bir istasyonda balık ve su örnekleme yapılmıştır. Su örnekleri ışık geçirmeyen koyu renkli 500 mL steril şişelerde muhafaza edilmiştir. Balık örnekleme SAMUS marka 725G model elektroşoker kullanılarak yapılmıştır. Örnekleme sırasında elektroşoker uygulama süresi, uygulama uzunluğu ve akarsu kesiti şerit metre ile ölçülerek kaydedilmiştir. Ayrıca çeşitli örnek toplama araçları kullanılarak balıkların muhtemel besinleri olabileceği düşünülen makroalg, perifiton, makrofit, detritus, makrobentos örnekleme yapılmıştır (Şekil 3.5). Makroalg ve makrofit olarak akarsu içindeki, kenarındaki alg ve çiçekli bitkiler toplanmıştır. Balık örnekleme yapılan bölgelerde rastgele seçilen kumul alanlarda akarsu dibinin yüzeyinden 1cm çapında şeffaf plastik hortum yardımıyla sifonlanarak epipelik alg örnekleme ve taşların üzerinden fırça yardımıyla kazınarak epilitik örnekleme perifiton olarak yapılmış ve bir miktar su içerisinde muhafaza edilmiştir. Makroomurgasız (mo) örnekleri taş üstlerinden pens yardımıyla toplanarak şeffaf poşetlerde ve buz aküleri üzerinde muhafaza edilmiştir. Ayrıca 20x20 cm'lik kuadrat ve bentik kepçesi yardımı ile alınan sediment örneklerinin

içerisinden makroomurgasızları ayıklanmak üzere sediment örnekleri laboratuara taşınmıştır.

Her istasyonda suyun fizikokimyasal parametreleri [pH, sıcaklık ($^{\circ}\text{C}$), çözünmüş oksijen (mgL^{-1}), elektriksel iletkenlik (μScm^{-1})] WTW marka 310i model multimetre ile 2 tekrarlı olarak ölçülmüş (Şekil 3.6), her istasyonda G.O.E marka akışölçer ile suyun akış hızı, cihazın bir dakika boyunca su içerisindeki dönme hızına bağlı olarak belirlenmiştir. Bunun yanısıra işletmelerden de balık ve yem örnekleri ile laboratuarda nitrat ve fosfat analizleri yapılmak üzere su alınmıştır.



Şekil 3.5. Balık ve makroomurgasız örnekleme



Şekil 3.6. Suyun fizikokimyasal parametrelerinin ölçümü

3.3. Laboratuvar Aşaması

3.3.1. Su Örnekleri ile Yapılan İşlemler

Her istasyondan alınan su örnekleri soğuk zincir ile laboratuvara getirilerek, arazi çalışmasını takip eden 24 saat içerisinde Spectroquant marka Pharo 300 model spektrofotometrede nitrat ($0-7 \text{ mgL}^{-1}$, 10 mm kuartz) ve fosfat ($0,05-5 \text{ mgL}^{-1}$, 10 mm kuartz) analizleri gerçekleştirilmiştir. Analizler yapılırken Spectroquant Nitrat Test Kiti (Merck, 114773) ve Spectroquant Fosfat Test Kiti (Merck, 100798) prosedürleri temel alınmıştır.

3.3.2. Perifiton Örnekleri ile Yapılan İşlemler

Epipelik (akarsudaki alg toplulukları) ve epilitik (taş üzerindeki alg toplulukları) örnekleri öncelikle fitoplankton kepçesinde süzölmüş, falcon tüplere alınan sıvı 1500 rpm'de, 2 dakika santrifüjlenerek çöktürölmüştür. Supernatanın hemen altında görölen çökelti kısmı alınarak petriye aktarılmış, etüvde 60°C 'de 24 saat boyunca kurutulmuştur. Kurutulan örnekler mikrodismembratör yardımıyla öğütölerek, kararlı izotop analizleri yapılabana dek desikatörde muhafaza edilmiştir.

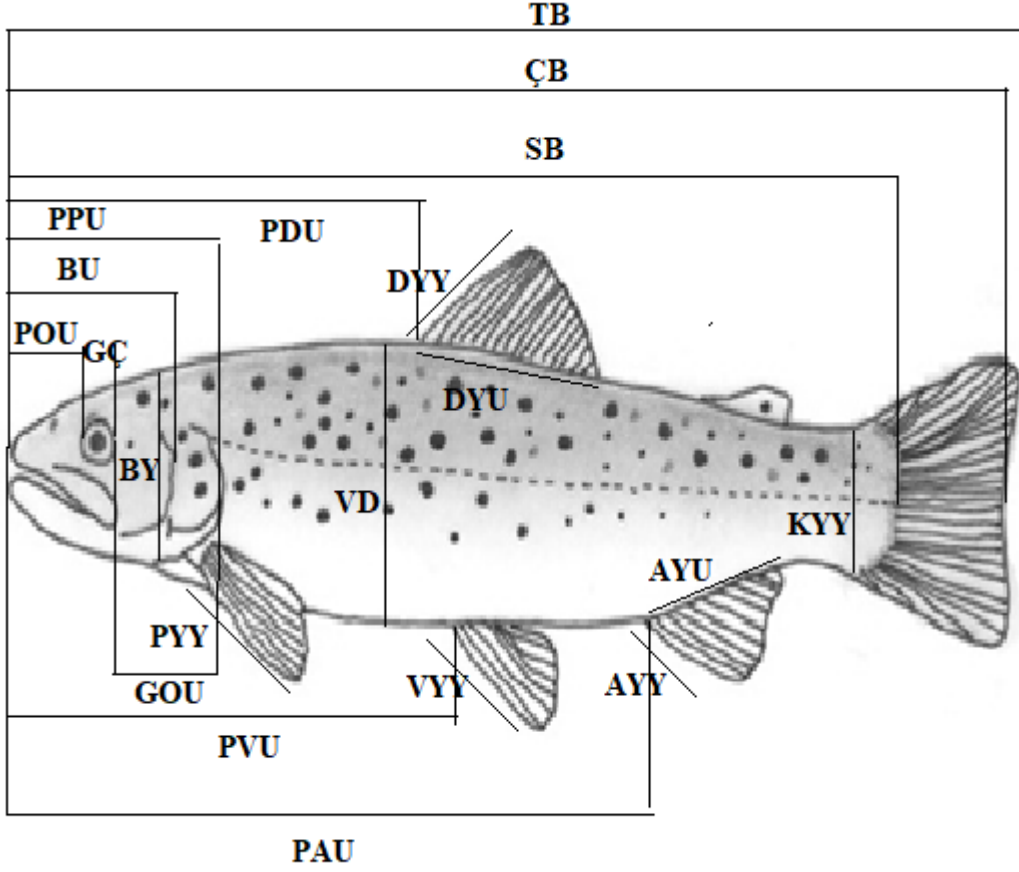
3.3.3. Makroomurgasız Örnekleri ile Yapılan İşlemler

Taş üzerinden toplanmış olan ve sediment örneklerinin içerisinde ayıklanan makroomurgasız örnekleri Insecta, Oligochaetae, Mollusca ve Crustaceae olarak belirlenen dört kategori altında gruplandırılmış ve etüvde 60°C 'de 24 saat kurutulmuştur. Örnekler kararlı izotop analizlerine dek desikatörde saklanmıştır.

3.3.4. Balık Örnekleri ile Yapılan İşlemler

Her arazi döneminde her istasyondan toplanan balık örnekleri soğuk zincirde laboratuvara getirilerek öncelikle Geldiay ve Balık'ın (1988) "Türkiye Tatlısu Balıkları" kitabındaki teşhis anahtarı kullanılarak tür tayinleri yapılmıştır. Milimetrik kağıt üzerine yerleştirilen her örnek, bir düzenek yardımıyla aynı yükseklikten Nikon Coolpix S2800 model fotoğraf makinesi ile fotoğraflanmıştır. Ardından $\pm 0,01$ g hassasiyetle çalışan terazi ile ağırlıkları alınmış ve kumpas yardımıyla (± 1 mm) 25 metrik özelliği barındıran klasik morfometrik ölçümleri gerçekleştirilmiş (Şekil 3.7) ve Çizelge 3.1.'deki kısaltmalarla adlandırılmıştır. Ölçümü tamamlanan örnekler dissekte edilmiş, mide içeriği analizleri için sindirim kanalları özofagus-anüs arasındaki tüm kanal olarak alınmış ve sindirim kanalları %70'lik alkolde muhafaza edilmiştir. Aynı örneklerden steril bir şekilde kararlı izotop

analizleri için dorsal kas dokuları alınmıştır Kas dokuları etüvde 60°C’de 24 saat kurutulmuş, ardından mikrodismembratör yardımıyla öğütülerek, kararlı izotop analizlerine kadar desikatörde muhafaza edilmiştir.



Şekil 3.7. Balık örneklerinde gerçekleştirilen klasik morfometrik ölçümler

Çizelge 3.1. Klasik yöntemle ölçülen morfometrik uzaklıklar ve kodları

Morfometrik uzaklık	Kod	Morfometrik uzaklık	Kod
Balık ağırlığı	A	Baş yüksekliği	BY
Balık tam boyu	TB	Göz çapı (yatay)	YGÇ
Balık çatal boyu	ÇB	Göz çapı (dikey)	DGÇ
Balık standart boyu	SB	Preorbital uzaklık	POU
Balık vücut derinliği	VD	Göz operkulum uzaklığı	GOU
Dorsal yüzgeç uzunluğu	DYU	İki göz arası uzaklık	GAU
Dorsal yüzgeç yüksekliği	DYY	Baş genişliği	BG
Anal yüzgeç uzunluğu	AYU	Predorsal uzaklık	PDU
Anal yüzgeç yüksekliği	AYY	Preanal uzaklık	PAU
Pektoral yüzgeç yüksekliği	PYY	Preventral uzaklık	PVU
Ventral yüzgeç yüksekliği	VYY	Prepektoral uzaklık	PPU
Kaudal yüzgeç yüksekliği	KYY	Ağız yüksekliği	AY
Baş uzunluğu	BU	Ağız genişliği	AG

3.3.5. Sindirim Kanalı Analizleri

Disseksiyon esnasında çıkarılan ve %70'lik alkolde muhafaza edilen sindirim kanalı içerikleri boşaltılmadan önce bağırsak boyları ölçülmüştür. Mide içerikleri Eduardo Lima-Junior ve Goitein (2001)'in kullanmış oldukları Noktalar Metodu'na göre yapılmıştır. Besin organizmalarını teşhis etmek için sindirim kanalı içerikleri gerekli durumlarda seyreltilerek stereo mikroskop altında besin organizma sayıları kaydedilmiştir. Besin kaynakları dört grup altında kategorilendirilerek (Insecta, Crustaceae, Mollusca ve Oligochaetae), gruplardaki birey yüzdeleri ve birey boyutları göz önüne alınarak ağırlıkları hesaplanmıştır. Boy aralıklarına göre gruplandırılan bireyler kurutma kağıdı üzerinde alkolden uzaklaştırılmaları için bekletilmiş ve ardından tartılmıştır.

3.3.6. Kararlı İzotop Analizleri

Arazi çalışmaları esnasında toplanan tüm örnekler açıklanan ön işlemlerin (kurutma, öğütme, örnek kaplarına alınma) ardından desikatörde muhafaza edilmiştir. Analize gönderilecek sonbahar mevsiminde toplanan perifiton, makroomurgasız ve balık örnekleri $\pm 0,0001$ mg hassasiyetli Sartorius marka mikro terazi ile bitkisel örnekler için 3000 mg, hayvansal örnekler için 1000 mg tartılmış ve kalay kaplarla paketlenmiştir. Bu şekliyle Elisa tray kullanılarak sıralanan örnekler, UC Davis California Üniversitesi (Amerika)

kütle spektrometre ile (Thermo Fisher Scientific Corporation, Waltham, MA, U.S.A.) $\delta^{13}\text{C}$ ve $\delta^{15}\text{N}$ analizleri hizmet alımı şeklinde yaptırılmıştır.

3.4. Verilerin Değerlendirilmesi

3.4.1. Doğal Balık Populasyonlarının Bolluk ve Çeşitlilik Verileri

Alabalık yetiştiriciliğinin balık toplulukları üzerindeki etkilerini değerlendirmek için, örneklemeler esnasında avlanan balık sayıları göz önüne bulundurularak aylık olarak istasyonlardaki BÇBDA (Birim çaba başına düşen av), nisbi bolluk değerleri ve biyolojik çeşitlilik değerleri hesaplanmıştır. BÇBDA değerleri hesaplanırken elektroşoker ile taranan alan için m^2 ve süre için dakika birimleri kullanılmıştır.

$$\text{BÇBDA} = \text{Yakalanan toplam birey sayısı} / \text{elektroşokerin uygulandığı alan} \times \text{süre} \quad (3.1)$$

Her iki akarsudaki balık populasyonları için hesaplanan BÇBDA değerlerindeki zamansal ve mekansal farklılıklar Kruskal-Wallis testi ile değerlendirilmiştir. İstasyonlardan yakalanan bir türe ait bireylerin toplam birey sayısına oranlanması ile türlere ait nisbi bolluk hesaplamaları yapılmıştır.

$$\text{Nisbi Bolluk} = \%N = i \text{ türünün toplam birey sayısı} \times 100 / \text{toplam birey sayısı} \quad (\text{Tramer, 1969}) \quad (3.2)$$

$$\text{Shannon-Weaver Çeşitlilik İndeksi} = H' = - \sum p_i \ln p_i \quad (3.3)$$

$$\text{Evenness (E) değeri} = E = H / \ln(S) \quad (\text{Shannon, 1948}) \quad (3.4)$$

Çeşitlilik İndeksi hesaplamasında kullanılan p_i değeri, türün birey sayısının toplam birey sayısına oranıdır (Shannon, 1948). Nisbi bolluk, balık çeşitliliği ve Evenness değerlerindeki mekansal ve zamansal farklılıklar Kruskal-Wallis testi ile değerlendirilmiştir. İstasyonlardaki türlere ait bireylerin bollukları arasındaki korelasyonlar SPSS Spearman rho değeri kullanılarak hesaplanmış ve tüm analizlerde % 95 güven aralığı varsayılmıştır.

3.4.2. Boy-Ağırlık İlişkisi

Boyca büyüme ve ağırlıkça büyüme arasındaki ilişkiyi koymak üzere istasyonlardan yakalanan her tür için $W=a \times L^b$ denkleminin kullanılarak regresyon eğrileri elde edilmiştir. Eşitlikteki b değeri, balığın büyüme tipini tanımlanmaktadır ve habitat koşullarından etkilenmektedir (Ricker, 1975). Bu alanda yapılan çalışmalar, b değerinin yaklaşık 3 olması durumunda, balığın izometrik büyüme gösterdiği, 3'ten farklı olmasıyla allometrik büyüme gösterdiği kabul edilir. Ölçülen b değerlerinin 3 (izometrik büyüme)'den farklı olduğu Pauly t testi ile aşağıdaki formüle göre test edilmiştir (Pauly, 1984). Burada $Sd_{\log SL}$, $\log SL$ değerinin standart sapması, $SD_{\log W}$, $\log W$ değerinin standart sapması, n hesaplamada kullanılan balık sayısını göstermektedir. Eğer t değeri n-2 için t tablosu serbestlik derecesinden daha büyük ise b değeri 3'ten farklı olarak değerlendirilmiştir.

$$t = \frac{Sd_{\log L} |b-3|}{Sd_{\log W} \sqrt{1-r^2}} \sqrt{n-2} \quad (3.5)$$

3.4.3. Ortamdaki Besin Kompozisyonunun ve Beslenme Şiddetinin Hesaplanması

Makroomurgasız örneklerinin istasyonlara göre toplandıkları mevsimler göz önüne alınarak yüzde bollukları hesaplanmıştır. Belirlenen her bir makroomurgasız taksonuna ait bolluk değerlerinde istasyonlara ve mevsimlere göre gözlenen farklılıklarının önem derecesi Kruskal-Wallis testi ile analiz edilmiştir.

Sindirim kanalı analizi yapılan *Salmo* sp. ve *P. phoxinus* bireylerinin beslenme şiddetini değerlendirmek üzere boş mide indeksi (Vacuity Index, VI) hesaplanmıştır.

$$\text{Vacuity Index (VI)} = \left(\frac{\text{Sindirim kanalı boş olan örnek sayısı}}{\text{Toplam incelenen örnek sayısı}} \right) \times 100 \quad (\text{Hyslop, 1980}) \quad (3.6)$$

İstasyon ve mevsimler açısından hesaplanan boşluk indeksi değerleri tek örneklem t testi ile analiz edilmiştir.

Örnekleme yapılan istasyonlarda her örnekleme döneminde iki tekrarlı olarak ölçülen fizikokimyasal parametrelerin (sıcaklık, pH, elektriksel iletkenlik ve çözünmüş oksijen) ortalamaları arasında mekansal ve zamansal fark olup olmadığı için iki yönlü ANOVA testi ile analiz edilmiştir. Bu analiz esnasında bazı parametrelere ait verilerin homojen olup

olmadığı Levene testi ile belirlenmiş; homojen olan veriler doğrudan analiz edilmiştir. Homojen olmadığı belirlenen veriler \log_x , \cos_x ve \sin_x şeklinde transforme edilerek analiz yapılmıştır.

3.5. Beslenme Verilerinin Değerlendirilmesi

3.5.1. Mide İçeriği

Elde edilen veriler vasıtasıyla, besin gruplarının bulunma sıklığı, sayısal ve hacimsel bolluğu ve nisbi önem indeksi hesaplanmıştır (Hyslop, 1980). Bu hesaplamalar yapılırken şu formüller kullanılmıştır;

$$\text{Bulunma Sıklığı (\%Fi)} = \frac{i \text{ besinin bulunduğu mide sayısı} \times 100}{\text{toplam dolu mide sayısı}} \quad (3.7)$$

$$\text{Sayısal Bolluk (\%Ni)} = \frac{i \text{ besininin toplam sayısı} \times 100}{\text{toplam besin sayısı}} \quad (3.8)$$

$$\%Wi = \frac{i \text{ besininin toplam ağırlığı} \times 100}{\text{toplam besin ağırlığı}} \quad (3.9)$$

$$\text{Nisbi Önem İndeksi (IRI)} = (\%N + \%W) \times \%F \quad (3.10)$$

$$\%IRI = \frac{i \text{ besininin IRI değeri} \times 100}{\text{toplam IRI değeri}} \quad (3.11)$$

3.5.2. Besin Tercihi

Ortamdaki bireylerin Besin Seçicilik İndeksleri (Ivlev Electivity Index) hesaplanmıştır.

$$\text{Ivlev Electivity Index (E}_i\text{)} = \frac{(r_i - p_i)}{(r_i + p_i)} \quad (3.12)$$

Bu eşitlikte r_i besin grubunun sindirim kanalındaki sayısal bolluğunu ifade ederken, p_i besin grubunun örnekleme bölgesindeki sayısal bolluğunu gösterir (Ivlev, 1961).

3.5.3 Trofik Pozisyonun Hesaplanması

Sindirim kanalı içeriği analizinden elde edilen verilerle TP değeri hesaplanmıştır;

$$TP = 1 + \sum T_j (P_{ij}) \quad (\text{Adams ve ark., 1983}) \quad (3.13)$$

Bu eşitlikte T_j besin kaynağının trofik seviyesini ve P_{ij} besin kaynağı bolluğunun sindirim kanalındaki tüm besin kaynaklarının bolluğuna oranı olarak değerlendirilmiştir. Hesaplanan bu değerler arasındaki istasyonlar arası farklılıklar tek yönlü ANOVA testi ile analiz edilmiştir. Ayrıca gruplar arası varyansların homojenliği Tukey testi ile belirlenmiştir.

3.5.4. Niş Genişliği

Ortamdan örneklenen muhtemel besin kaynaklarının sindirim kanalı içerisindeki bollukları kullanılarak niş genişliği hesaplanmıştır;

$$D = \frac{1}{\sum p_i^2} \quad (\text{Simpson, 1949}) \quad (3.14)$$

Bu eşitlikte p_i değeri, besin kaynağı hacminin, tüm besin kaynaklarının hacmine oranı olarak hesaplanmıştır. Bu formül 0-1 arasında değişim gösterecek biçimde düzenlenmiştir:

$$BA = B-1/n-1 \quad (\text{Hurlbert, 1978}) \quad (3.15)$$

Bu eşitlikte n besin kaynağı kategorilerinin sayısını, B değeri de Simpson indeksi (D) değerini ifade etmektedir.

3.5.5. Niş Çakışması

Yalnızca Kocabaş Çayı istasyonlarından yakalanan ve sindirim kanalı içeriği analizi yapılan *Salmo* sp. ve *P. phoxinus* bireyleri için değerlendirilen niş çakışması değerleri şu şekilde hesaplanmıştır;

$$S = 1 - 0,5 [\sum (P_{xi} - P_{yi})] \quad (\text{Schoener, 1970}) \quad (3.16)$$

Bu eşitlikte P_{xi} x türünün diyetindeki i besin kaynağının oranı ve P_{yi} y türünün diyetindeki i besin kaynağının oranı olarak değerlendirilmiştir. Bu değer 0,6'dan büyükse besin çakışmasının önemli olduğu bildirilmiştir (Davis ve Todd, 1992).

3.6. Beslenme Bulgularının Kararlı İzotop Verileri ile Değerlendirilmesi

Δ değerleri, bir numunedeki ağır ve hafif izotoplarının miktarlarının, referans ölçümlere olan oranıdır. Bu değerlerdeki artışlar standard olarak alınan değerlere oranla ağır izotop bileşenleri miktarındaki artışları ifade eder. Tersine, bu değerlerdeki düşmeler, standart olarak alınan değerlere oranla ağır izotop içeriğindeki azalmaları ve hafif izotop bileşeninde bir artışı belirtir (Peterson ve Fry, 1987). Kütle spektrofotometrik ölçüm esnasında, örneklerin $^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$ ve $^{15}\text{N}/^{14}\text{N}$ oranları ($\delta^{13}\text{C}$ ve $\delta^{15}\text{N}$) ölçülürken, referans olarak karbon için kullanılan Pee dee Belemnite kireçtaşı ve azot için kullanılan atmosferik azot gazı üzerinden oluşturulan yeni standartlar kullanılmıştır. Bunlar C ve N için bovine liver (%o -21,69 ve %o 7,72), nylon 5 (%o -27,72 ve %o 10,3) ve glutamik asittir (%o -16,65 ve %o 6,8). Oranlar C ve N izotop oranı için şu şekilde hesaplanmıştır (Peterson ve Fry, 1987);

$$\delta = [(R_{\text{örnek}} / R_{\text{standart}}) - 1] \times 1000 \quad (3.17)$$

3.6.1. Balık Örnekleri ve Muhtemelen Besin Kaynaklarında Ölçülen $\delta^{13}\text{C}$ ve $\delta^{15}\text{N}$ Değerleri

Karamenderes ve Kocabaş Çayları'ndan sonbahar aylarında yapılan balık örneklerine ait $\delta^{13}\text{C}$ ve $\delta^{15}\text{N}$ değerlerinin tanımlayıcı istatistikleri yapılmıştır. Ortalama $\delta^{13}\text{C}$ ve $\delta^{15}\text{N}$ değerlerinin istasyonlar arasında farklılık gösterip göstermediği tek yönlü ANOVA testi ile belirlenmiştir. Yine bu istasyonlardan yakalanan balık türlerinin izotopik kompozisyonları bakımından tür içi farklılıkları da tek yönlü ANOVA testi ile değerlendirilmiş ve istasyonlardaki varyansların homojenliği test edilmiştir. Muhtemel besin kaynağı olarak makroomurgasız örneklerine ait $\delta^{13}\text{C}$ ve $\delta^{15}\text{N}$ değerlerinin istasyonlar arasında farklılık gösterip göstermediği tek örneklem t testi ile değerlendirilmiştir.

3.6.2. Balıkların $\delta^{13}\text{C}$ ve $\delta^{15}\text{N}$ değerlerinin Boy dağılımları ile İlişkisi

Karamenderes ve Kocabaş Çayları'ndanyakalanan *Salmo* sp. bireylerine ait $\delta^{13}\text{C}$ ve $\delta^{15}\text{N}$ değerlerinin, bu bireylerin total boyları ile ilişkisini ortaya koymak üzere; total boyu 10 cm'e kadar olan bireyler ve 10 cm'den fazla olan bireylerin izotopik kompozisyonları gruplandırılarak t testi ile istatistik analiz yapılmıştır.

3.6.3. Trofik Pozisyonun Hesaplanması

Kararlı izotop analizi ile değerlendirilecek balık örneklerinden kas dokusu alınmıştır. Post ve ark. (2007), C:N ve lipid içeriği arasında güçlü bir ilişkinin bulunduğunu; ancak lipid içeriği yaklaşık % 5' in altında (C: N <3,5) olan hayvan örneklerinde lipidlerin hesaba katılmasının gerekli olmadığını bildirmişlerdir. Bu tez çalışmasında örneklerin ortalama C:N oranı 3,32 olduğu için lipid ekstraksiyonu yapılmamıştır. Trofik pozisyon (TP) Karamenderes istasyonlarından yakalanan *Salmo* sp. ve Kocabaş istasyonlarından yakalanan *Salmo* sp. ve *P. phoxinus* türleri için $\delta^{15}\text{N}$ değerine göre hesaplanmıştır. Üretici olarak örneklemeler esnasında alınan epilitik ve epipelik örneklende ölçülen ortalama $\delta^{15}\text{N}$ değerleri kullanılmıştır. İstasyonlarda ölçülen ortalama trofik pozisyon değerleri arasındaki farklılıklar tek yönlü ANOVA testi ile karşılaştırılmıştır. Trofik pozisyon, örneklerin $\delta^{15}\text{N}$ değerleri kullanılarak aşağıdaki formül ile hesaplanmıştır (Rybczynski ve ark., 2008);

$$\text{TP}_{\text{balık}} = [(\delta^{15}\text{N}_{\text{balık}} - \delta^{15}\text{N}_{\text{üretici}})/3,4] + 1 \quad (3.18)$$

3.6.4. Besinlerin Diyete Katkısı

Besinlerin diyete katkısı Bayesian mixing model kullanılarak R istatistik programı SIAR (Stable Isotope Analysis in R) paketi ile hesaplanmıştır (Parnell ve ark., 2010). SIAR, kararlı izotop ekolojisinde yaygın olarak kullanılan Bayesian istatistiksel yöntemine dayanan bir R istatistik paketidir: Bir karışımdaki kaynakların orantılı katkı oranını belirlemek (örneğin, tüketicinin diyetindeki besinlerin oranı) ve izotop uzayında dağılımı karşılaştırmak için niceliksel araçlar sağlar. SIAR'ın karıştırma modeli bileşeni, besin kaynakları ve tüketicilerin izotop oranları göz önüne alındığında, muhtemel diyet oranlarını çözmek için Bayesian yaklaşımını kullanır. Ayrıca SIAR bireylerin gruplar arasındaki tahmini diyetlerini doğrudan kıyaslar (Parnell ve ark., 2010).

3.6.5. Niş Genişliği ve Niş Çakışmasının Hesaplanması

Yetiştiricilik faaliyetlerinden etkilendiği düşünülen Karamenderes ve Kocabaş Çayları'nda rastlanan balık türlerinin aralarındaki ilişkileri irdelemek üzere kas dokularındaki C ve N kararlı izotoplarının oranları kullanılmış ve R istatistik programı SIBER (Stable Isotope Bayesian Ellipses in R) paketi ile gerekli hesaplamalar yapılmıştır (Jackson ve ark., 2011). Kararlı izotoplar, balıkların trofik niş genişliklerini (Layman ve ark., 2007; Schmidt ve ark., 2007; Syväranta ve Jones, 2008; Fink ve ark., 2012; Syväranta ve ark., 2013) ve sucul ekosistemlerde balık türlerinin niş çakışmasını anlamada sıklıkla

kullanılmaktadır (DeNiro & Epstein, 1978; Bootsma ve ark., 1996). SIBER, populasyonlar arasında izotopik nişlerin doğrudan karşılaştırılması için daha fazla olanak sağlamaktadır. SIBER, kararlı izotop verilerinden organizmaların ekolojisi hakkında çıkarım yapmak için bir dizi metodolojik araç içeren bir pakettir. Esasen, verilerin kümelenmesinin dağılımı (varyans ve kovaryans) hakkında olasılık beyanları yapmaya yarayan bir dizi çok değişkenli istatistiksel araç içerir (Jackson ve ark., 2011).

Komünite metrik toplam alanı (TA), doğrudan niş genişliğini ölçmek için kullanılabilir. Layman ve ark. (2012), bir izotop grafiği üzerinde, verilerin en uç noktaları etrafından çizilen alanın TA'sını hesaplamışlardır. Bu ölçüm, farklı örneklem büyüklüklerine uygulandığında da niş alanının iyi bir ölçüsüdür, çünkü konveks gövde alanı, populasyon aynı kalmış olsa bile genelde örneklem büyüklüğüyle artmaktadır. Standart elips alanı (SEA), Ancak TA değerinin örnek sayısına bağlı olarak değiştiği yapılan çalışmalarda ortaya konulduğu için (Jackson ve ark., 2011); bu değeri doğrulamak ve örnek sayısının etkisini ortadan kaldırmak amacıyla kullanılır Doğrulanmış Standart Elips Alanı (SEAb) değerleri de, tek değişkenli analizde standart sapmalara eşdeğer iki değişken olarak kullanılmaktadır (Jackson ve ark., 2011).

Her iki akarsuda da niş genişliklerini ortaya koymak üzere, veri noktalarını kapsayarak niş genişliğinin bir ölçütü olan Total Alan (TA) değeri, her istasyon ve her tür için hesaplanmıştır. Bunun yanı sıra, örneklem büyüklüklerine bağlı varyasyonları ortadan kaldırmak üzere SEAb değerleri de hesaplanmış ve böylece türlerin TA değerlerini daha güvenli bir şekilde karşılaştırmak mümkün olmuştur. Bu çalışmada her bir örnekleme için diğer türlerinkine göre her bir türün izotopik niş genişliklerinin istatistik olarak önem derecesi SEAb değerleri kullanılarak hesaplanmıştır.

Standart elips alanının SEAc olarak adlandırılan bir örnek büyüklüğü düzeltilmiş versiyonu, örnek boyutları küçük olduğunda ortaya çıkan yanlılığı atlamak için burada kullanılmaktadır. Ayrıca, SEAc hesaplanması, daha sonra populasyonlar arasındaki diyet benzerliğinin kantitatif bir ölçüsü olarak kullanılabilen, izotopik niş örtüşme derecesinin hesaplanmasına olanak tanır (Jackson ve ark., 2011). B değerinin Schoener Niş çakışma indeksinde (Schoener, 1970) olduğu gibi, 0.6'dan büyük olduğu durumlarda istatistik olarak önemli olduğu bildirilmiştir (Guzzo ve ark., 2013). Dört farklı türe ait bireylerin yakalandığı Kocabaş istasyonlarındaki niş çakışmalarını ortaya koymak üzere SEAc değerleri hesaplanmıştır.

BÖLÜM 4

ARAŞTIRMA BULGULARI VE TARTIŞMA

4.1. Doğal Balık Populasyonları

Arazi çalışmaları esnasında, Karamenderes Çayı'ndan *Salmo* sp. (Linnaeus,1758) ve *Oncorhynchus mykiss* (Walbaum, 1792); Kocabaş Çayı'ndan ise *Salmo* sp., *Phoxinus phoxinus* (Linnaeus, 1758), *Barbus oligolepis* (Battalgil, 1941) ve *Squalius cii* (Richardson, 1857) türlerine ait bireyler yakalanmıştır. Türlerin sınıflandırılmaları Çizelge 4.1'de sunulmuştur.

Çizelge 4.1. Yakalanan türlerin taksonomileri

Alem	Animalia	Animalia	Animalia	Animalia	Animalia
Şube	Chordata	Chordata	Chordata	Chordata	Chordata
Sınıf	Actinopterygii	Actinopterygii	Actinopterygii	Actinopterygii	Actinopterygii
Takım	Salmoniformes	Cypriniformes	Cypriniformes	Cypriniformes	Salmoniformes
Aile	Salmonidae	Cyprinidae	Cyprinidae	Cyprinidae	Salmonidae
Cins	<i>Salmo</i>	<i>Phoxinus</i>	<i>Barbus</i>	<i>Squalius</i>	<i>Oncorhynchus</i>
Tür	<i>Salmo</i> sp.	<i>P. phoxinus</i>	<i>B. oligolepis</i>	<i>S. cii</i>	<i>O. mykiss</i>

Her iki akarsudan da yakalanan *Salmo* sp. özellikle oksijence zengin, düşük sıcaklık değerlerine sahip tatlısulara yaşar. Bazı türleri tatlısulardan denizlere yumurtlama göçü yapar. Ekonomik önemi olan bu cinsin türlerinin yetiştiriciliği de yapılmaktadır. Cinsin yayılış alanları incelendiğinde; Avrupa, Kuzey Amerika ve Kuzey Asya'da birçok tür ve alt türü bulunmaktadır. Türkiye sularında da bu cinsin birçok temsilcisi bulunmaktadır (Geldiay ve Balık, 1968). Çanakkale bölgesinde yayılış gösteren *Salmo* cinsine ait bireyler önceki çalışmalarda *Salmo trutta macrostigma* olarak tanımlanmıştır (Geldiay ve Balık,). Ancak Turan ve ark (2011)'e göre türün adı *S. cf. macrostigma* olarak düzenlense de; bu konu üzerinde çalışmalar devam ettiği için bu tez çalışmasında tür adı *Salmo* sp olarak belirtilmiştir. Alabalıkların sindirim kanalı çalışmalarında sindirim kanalı içeriğinde çeşitli hava böcekleri ve littoral-bentik makro-omurgasız hayvanları içerdiği belirtilmektedir (Lehane ve ark., 2001; Alp ve ark., 2005; Mas-Marti ve ark., 2010). Bu çalışma kapsamında yakalanan bireyler fotoğraflanmış (Şekil 4.1) ve 25 morfometrik karakterin ölçümü kumpas yardımıyla yapılarak standart boy ve baş uzunluğuna oranlanmıştır. Bu oranlara ait tanımlayıcı istatistikler Çizelge 4.2 ve 4.3'de sunulmuştur.

Çizelge 4.2. Karamenderes istasyonlarında yakalanan *Salmo* sp. bireylerinin klasik ölçümleri

Kod	Karamenderes Üst (n=50)		Karamenderes Alt (n=40)		Karamenderes Kontrol (n=41)	
	Ort. ± SS	Min-Max	Ort. ± SS	Min-Max	Ort. ± SS	Min-Max
A	23,84±25,08	0,76-113,71	25,9±32,76	2,56-160,15	21,18±15,34	1,73-86,2
Vücut Ölçümleri						
TB/SB	1,16±0,03	1,11-1,42	1,15±0,03	1,07-1,23	1,13±0,02	1,09-1,19
ÇB/ SB	1,09±0,03	1,05-1,35	1,09±0,03	1,03-1,16	1,08±0,03	1,05-1,15
SB	97±3,3	4-18,3	11,7±4,2	5,2-21,1	11,17±2,8	5,2-19,1
VD/ SB	0,25±0,03	0,17-0,35	0,26±0,02	0,19-0,3	0,23±0,03	0,13-0,29
DYU/ SB	0,13±0,01	0,05-0,16	0,13±0,01	0,09-0,15	0,13±0,01	0,1-0,16
DYY/ SS	0,2±0,02	0,13-0,25	0,18±0,02	0,08-0,24	0,19±0,02	0,13-0,24
AYU/ SB	0,09±0,01	0,04-0,12	0,09±0,02	0,06-0,2	0,09±0,01	0,05-0,12
AYY/ SB	0,16±0,03	0,08-0,2	0,16±0,02	0,13-0,23	0,14±0,03	0,05-0,19
PYY/ SB	0,19±0,02	0,13-0,24	0,17±0,03	0,12-0,22	0,17±0,02	0,07-0,27
VYY/ SL	0,14±0,02	0,09-0,22	0,14±0,01	0,06-0,16	0,13±0,02	0,1-0,18
KYY/ SB	0,09±0,01	0,06-0,12	0,09±0,01	0,07-0,11	0,09±0,01	0,06-0,12
PDU/ SB	0,45±0,03	0,4-0,63	0,45±0,02	0,38-0,49	0,44±0,03	0,28-0,59
PAU/ SB	0,71±0,08	0,27-1,02	0,73±0,03	0,58-0,81	0,71±0,08	0,55-0,79
PVU/ SB	0,55±0,05	0,45-0,73	0,53±0,04	0,25-0,59	0,52±0,05	0,47-0,57
PPU/ SB	0,27±0,03	0,21-0,38	0,25±0,02	0,17-0,32	0,26±0,02	0,18-0,36
Baş Ölçümleri						
BU	2,16±0,7	0,75-3,97	2,5±0,9	1,24-4,77	2,41±0,67	0,56-4,55
BY/BU	0,63±0,1	0,47-0,96	0,65±0,08	0,44-0,87	0,65±0,1	0,32-1,03
BG/ BU	0,44±0,07	0,19-0,63	0,48±0,07	0,32-0,73	0,47±0,02	0,3-0,67
POU/ BU	0,32±0,07	0,2-0,49	0,3±0,1	0,2-0,47	0,3±0,1	0,1-0,41
GOU/BU	0,49±0,09	0,25-0,61	0,51±0,07	0,36-0,77	0,53±0,2	0,35-0,91
GAU/ BU	0,26±0,07	0,16-0,44	0,29±0,05	0,16-0,42	0,3±0,1	0,16-0,42
YGÇ/ BU	0,26±0,06	0,22-0,44	0,26±0,05	0,16-0,4	0,28±0,1	0,16-0,47
DGÇ/ BU	0,24±0,05	0,14-0,42	0,24±0,05	0,13-0,47	0,25±0,1	0,12-0,37
AY/ BU	0,77±0,1	0,5-1,06	0,74±0,1	0,4-1,04	0,79±0,4	0,54-1,08
AG/ BU	0,3±0,08	0,06-0,52	0,35±0,06	0,21-0,48	0,35±0,2	0,2-0,88

Çizelge 4.3. Kocabaş istasyonlarında yakalanan *Salmo* sp. bireylerinin klasik ölçümleri

Kod	Kocabaş Üst (n=27)		Kocabaş Alt (n=77)		Kocabaş Kontrol (n=51)	
	Ort. ± SS	Min-Max	Ort. ± SS	Min-Max	Ort. ±SS	Min-Max
A	14,5±12,7	1,68-53,5	8,08±13,3	1,23-55	3,4±6,84	0,4-52,5
Vücut Ölçümleri						
TB/SB	1,16±0,02	1,11-1,21	1,17±0,02	1,11-1,24	1,16±0,2	1,13-1,53
ÇB/ SB	1,09±0,02	1,06-1,17	1,1±0,02	1,05-1,16	1,09±0,1	1,05-1,18
SB	9,6±3,2	4,8-15,4	7,02±3	4,4-16,2	6,4±2,7	3,6-15,5
VD/ SB	0,22±0,04	0,14-0,3	0,25±0,02	0,16-0,29	0,22±0,05	0,12-0,35
DYU/ SB	0,14±0,01	0,12-0,16	0,13±0,01	0,09-0,16	0,13±0,02	0,05-0,19
DYY/ SS	0,21±0,02	0,16-0,24	0,2±0,02	0,14-0,26	0,19±0,04	0,1-0,28
AYU/ SB	0,1±0,01	0,07-0,11	0,09±0,02	0,05-0,14	0,1±0,02	0,06-0,19
AYY/ SB	0,17±0,02	0,14-0,23	0,16±0,02	0,11-0,2	0,16±0,02	0,12-0,21
PYY/ SB	0,18±0,02	0,15-0,23	0,19±0,03	0,05-0,24	0,19±0,03	0,03-0,23
VYY/ SL	0,14±0,01	0,13-0,16	0,15±0,02	0,12-0,24	0,13±0,06	0,12-0,2
KYY/ SB	0,08±0,01	0,08-0,1	0,09±0,01	0,05-0,11	0,09±0,02	0,06-0,16
PDU/ SB	0,43±0,02	0,39-0,48	0,46±0,03	0,39-0,52	0,46±0,03	0,4-0,59
PAU/ SB	0,7±0,03	0,63-0,75	0,73±0,06	0,24-0,8	0,73±0,06	0,48-0,96
PVU/ SB	0,51±0,03	0,47-0,59	0,53±0,02	0,47-0,61	0,46±0,2	0,44-0,69
PPU/ SB	0,26±0,03	0,23-0,32	0,28±0,03	0,22-0,34	0,28±0,04	0,22-0,41
Baş Ölçümleri						
BU	2,7±0,6	1,09-3,21	1,56±0,6	0,94-3,42	1,44±0,6	0,87-3,43
BY/BU	0,61±0,09	0,42-0,83	0,64±0,08	0,47-1	0,62±0,1	0,37-0,8
BG/ BU	0,45±0,06	0,36-0,57	0,44±0,08	0,25-0,59	0,43±0,2	0,23-0,55
POU/ BU	0,3±0,05	0,21-0,39	0,34±0,06	0,21-0,51	0,33±0,1	0,19-0,6
GOU/BU	0,56±0,07	0,42-0,71	0,52±0,08	0,32-0,73	0,58±0,3	0,29-0,71
GAU/BU	0,3±0,07	0,19-0,4	0,27±0,08	0,14-0,78	0,27±0,2	0,12-0,52
YGÇ/ BU	0,29±0,08	0,18-0,51	0,33±0,06	0,19-0,46	0,32±0,1	0,18-1
DGÇ/ BU	0,24±0,06	0,17-0,41	0,29±0,06	0,17-0,44	0,3±0,1	0,12-0,43
AY/ BU	0,73±0,2	0,27-1	0,77±0,1	0,54-1,13	0,78±0,4	0,49-1,17
AG/ BU	0,3±0,04	0,23-0,42	0,32±0,06	0,16-0,44	0,32±0,2	0,08-0,45

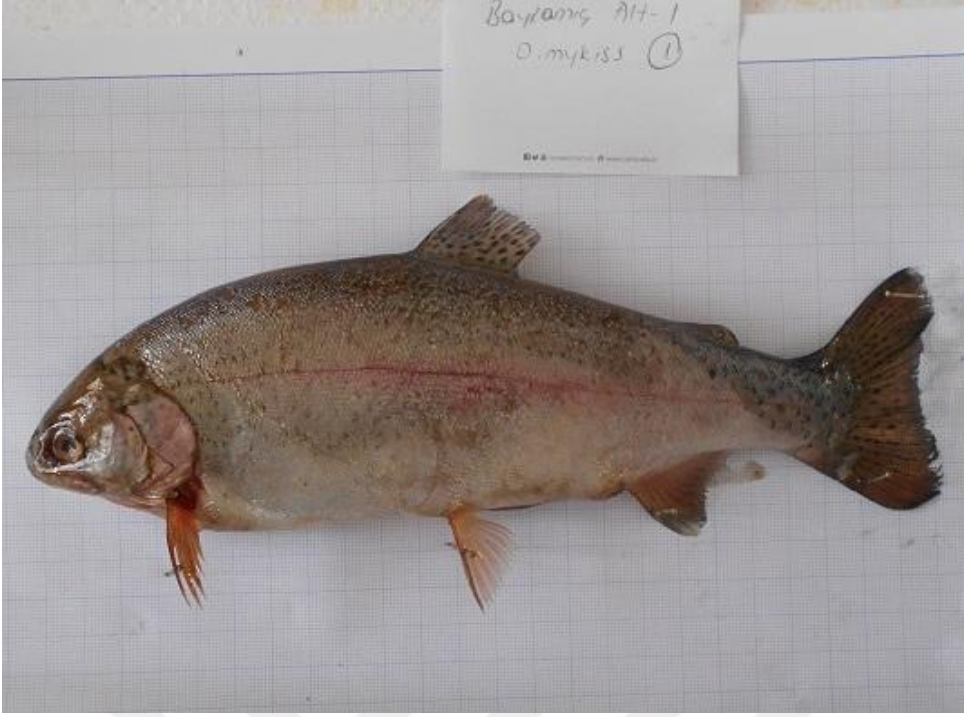


Şekil 4.1. Yakalanan *Salmo* sp. örneği

Hem Karamenderes Çayı üzerinde hem de Kocabaş Çayı'nın kenarında kurulmuş olan yetiştiricilik havuzlarında yetiştiriciliği yapılan *O. mykiss* türü göller, nehirler ve dereler gibi hemen hemen tüm su kütlelerinde yetiştirilir. Genellikle 25°C'nin üzerindeki yaz sıcaklıklarına veya çok düşük oksijen konsantrasyonlarına sahip havuzlarda stoklanmaz. Çeşitli sucul/karasal omurgasız hayvanlar ve küçük balıklar ile beslenmektedirler (Page ve Burr, 1991). Bu çalışma kapsamında, yetiştiricilik havuzlarından kaçarak Karamenderes Çayı'nda yakalanan bireyler fotoğraflanmış (Şekil 4.2) ve 25 morfometrik karakterin ölçümü kumpas yardımıyla yapılarak standart boy ve baş uzunluğuna oranlanmıştır. Bu oranlara ait tanımlayıcı istatistikler Çizelge 4.4'de sunulmuştur.

Çizelge 4.4. Karamenderes istasyonlarında yakalanan *O. mykiss* bireylerinin klasik ölçümleri

Kod	Karamenderes Üst (n=19)		Karamenderes Alt (n=15)	
	Ort. ± SS	Min-Max	Ort. ± SS	Min-Max
A	84,63±59,17	2,4-145,67	55,3±39,7	0,71-229,43
Vücut Ölçümleri				
TB/SB	1,17±0,03	1,13-1,28	1,13±0,02	1,09-1,18
ÇB/ SB	1,1±0,02	1,07-1,15	1,09±0,02	1,07-1,14
SB	6,1±0,7	5,2-16,6	12,4±6,3	4,4-22,5
VD/ SB	0,24±0,02	0,19-0,3	0,29±0,05	0,19-0,37
DYU/ SB	0,13±0,01	0,11-0,15	0,13±0,02	0,09-0,15
DYY/ SS	0,2-0,02	0,07-0,22	0,16±0,02	0,09-0,23
AYU/ SB	0,1±0,01	0,07-0,13	0,09±0,03	0,04-0,12
AYY/ SB	0,16±0,02	0,09-0,18	0,14±0,04	0,1-0,19
PYY/ SB	0,16±0,02	0,11-0,18	0,13±0,03	0,03-0,18
VFH/ SL	0,14±0,01	0,11-0,16	0,12±0,02	0,06-0,15
KYY/ SB	0,1±0,02	0,08-0,13	0,09±0,02	0,06-0,11
PDU/ SB	0,48±0,02	0,42-0,52	0,46±0,03	0,42-0,52
PAU/ SB	0,72±0,03	0,66-0,78	0,67±0,2	0,62-0,79
PVU/ SB	0,53±0,03	0,47-0,59	0,51±0,03	0,45-0,6
PPU/ SB	0,25±0,02	0,19-0,3	0,23±0,03	0,17-0,29
Baş Ölçümleri				
BU	1,3±0,15	1,01-3,25	2,3±1	0,89-4,32
BY/BU	0,8±0,09	0,69-0,94	0,75±0,1	0,46-1,02
BG/ BU	0,43±0,06	0,32-0,6	0,5±0,1	0,29-0,78
POU/ BU	0,31±0,06	0,21-0,41	0,32±0,08	0,19-0,44
GOU/BU	0,53±0,11	0,35-0,74	0,51±0,1	0,35-0,75
GAU/ BU	0,37±0,07	0,26-0,47	0,32±0,11	0,13-0,52
YGÇ/ BU	0,32±0,07	0,21-0,47	0,27±0,05	0,18-0,33
DGÇ/ BU	0,29±0,07	0,19-0,46	0,24±0,05	0,15-0,34
AY/ BU	0,85±0,18	0,64-1,28	0,77±0,16	0,47-1
AG/ BU	0,38±0,11	0,25-0,51	0,34±0,07	0,2-0,51



Şekil 4.2. Yakalanan *O. mykiss* türü örneği

Kocabaş Çayı üzerinden yakalanan *P. phoxinus* türü soğuk suları olan akarsularda yaşar ve akarsuların en yukarı havzalarında, Alabalık zonlarına kadar çıkabilirler. Genel olarak Kuzey Asya ve Doğu Avrupa'da yayılış gösteren tür, ülkemizde de Trakya bölgesinde bulunmaktadır. Genellikle karnivor beslenmektedirler ve besin kaynağı olarak Insecta larvaları, Mollusca bireyleri, balık yumurtaları ve bazen de alg ve bitki tohumlarını tercih etmektedirler. Vücut uzunlukları maksimum 14 cm'e kadar ulaşan, silindirik şekilli ve küçük pullarla kaplı bireylerdir. Bu çalışma kapsamında yakalanan bireyler fotoğraflanmış (Şekil 4.3) ve 25 morfometrik karakterin ölçümü kumpas yardımıyla yapılarak standart boy ve baş uzunluğuna oranlanmıştır. Bu oranlara ait tanımlayıcı istatistikler Çizelge 4.5'de sunulmuştur.

Çizelge 4.5. Kocabaş İstasyonlarında sonbahar ve kış mevsimlerinde yakalanan *P. phoxinus* bireylerinin klasik ölçümleri

Kod	Kocabaş Üst (n=54)		Kocabaş Alt (n=68)		Kocabaş Kontrol (n=54)	
	Ort. ± SS	Min-Max	Ort. ± SS	Min-Max	Ort. ± SS	Min-Max
A	3,43±8,84	0,55-5,72	2,13±0,51	0,63-6	1,76±0,95	0,28-4,92
Vücut Ölçümleri						
TB/SB	1,08±0,3	1,14-1,24	1,13±0,2	0,04-1,39	1,12±0,3	1,11-1,26
ÇB/ SB	1,02±0,3	1,04-1,17	1,07±0,2	1,05-1,35	1,04±0,3	1,06-1,19
SB	5,4±0,74	3,8-7,6	5,52±0,6	3,9-7,5	5,46±0,6	4,3-6,9
VD/ SB	0,22±0,05	0,12-0,34	0,22±0,05	0,11±0,31	0,21±0,04	0,1-0,34
DYU/ SB	0,1±0,02	0,06-0,17	0,1±0,03	0,07-0,43	0,1±0,02	0,05-0,28
DYY/ SS	0,19±0,02	0,14-0,25	0,2±0,1	0,13-0,24	0,19±0,03	0,05-0,25
AYU/ SB	0,1±0,01	0,06-0,13	0,1±0,02	0,06-0,28	0,1±0,02	0,07-0,21
AYY/ SB	0,19±0,02	0,15-0,23	0,19±0,02	0,12-0,23	0,19±0,02	0,1-0,24
PYY/ SB	0,17±0,02	0,07-0,23	0,17±0,02	0,11-0,25	0,17±0,02	0,09-0,23
VYY/ SL	0,15±0,03	0,07-0,25	0,15±0,02	0,1-0,19	0,15±0,02	0,1-0,21
KYY/ SB	0,09±0,02	0,06-0,13	0,09±0,01	0,06-0,16	0,09±0,01	0,05-0,12
PDU/ SB	0,53±0,03	0,46-0,59	0,52±0,03	0,39-0,63	0,52±0,03	0,44-0,62
PAU/ SB	0,66±0,04	0,55-0,75	0,65±0,05	0,21-0,75	0,65±0,04	0,46-0,8
PVU/ SB	0,47±0,05	0,4-0,56	0,46±0,05	0,36-0,54	0,46±0,04	0,34-0,58
PPU/ SB	0,25±0,02	0,21-0,31	0,25±0,02	0,2-0,31	0,25±0,02	0,19-0,38
Baş Ölçümleri						
BU	1,1±0,19	0,57-1,59	1,17±0,18	0,61-1,51	1,13±0,15	0,77-1,61
BY/BU	0,6±0,1	0,41-1,07	0,6±0,1	0,39-0,87	0,62±0,12	0,38-1,14
BG/ BU	0,52±0,1	0,29-1	0,51±0,17	0,31-1,13	0,51±0,09	0,26-0,86
POU/ BU	0,35±0,09	0,17-0,68	0,33±0,09	0,18-0,62	0,34±0,09	0,16-0,69
GOU/BU	0,52±0,1	0,23-0,78	0,49±0,09	0,23-0,97	0,51±0,2	0,33-0,87
GAU/ BU	0,29±0,08	0,16-0,51	0,29±0,08	0,1-0,65	0,29±0,08	0,13-0,56
YGÇ/ BU	0,31±0,08	0,17-0,65	0,29±0,07	0,16-0,52	0,31±0,06	0,22-0,49
DGÇ/ BU	0,3±0,08	0,17-0,61	0,27±0,07	0,1-0,59	0,3±0,09	0,17-0,88
AY/ BU	0,47±0,14	0,17-0,84	0,48±0,1	0,24-0,8	0,49±0,1	0,29-0,76
AG/ BU	0,26±0,08	0,1-0,48	0,25±0,07	0,11-0,46	0,25±0,07	0,09-0,47

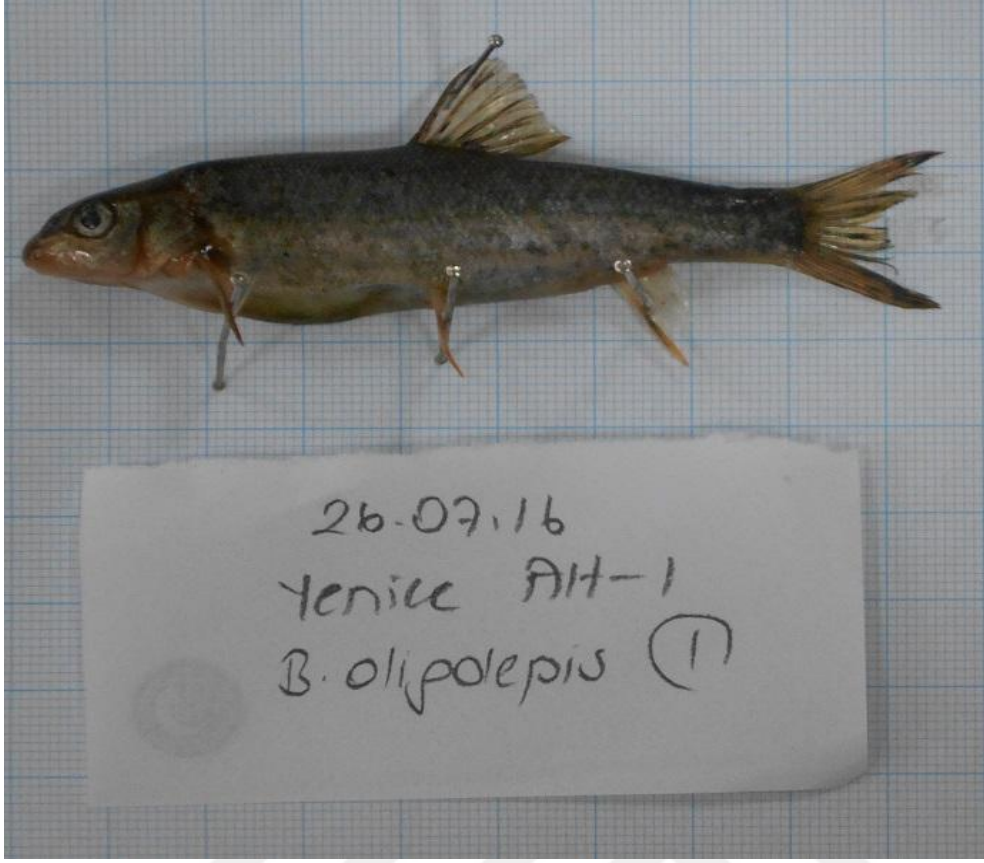


Şekil 4.3. Yakalanan *P. phoxinus* türü örneği

Kocabaş Çayı'ndan yakalanan bir diğer tür *B. oligolepis*, tatlısuda yaşayan bentopelajik bir türdür (Şekil 4.4). Sadece Türkiye'de Marmara Denizi'nin güney kıyılarına dökülen Nilüfer Çayı, Kocaçay, Ulubat Gölü, Manyas Gölü, Susurluk Çayı, Han Çayı, Narlıçay gibi akarsu ve göllerde dağılım göstermektedir. Genellikle hızlı akan sularda bulunurlar. (Turan ve ark. 2009). *B. oligolepis* türünün mide içerikleri analizi yapıldığında ağırlıklı olarak makroomurgasızları tükettikleri gözlenmiştir (Yalçın-Özdilek ve Jones, 2014, Yalçın Özdilek 2017). Çalışma kapsamında yakalanan *B. oligolepis* bireylerinin 25 morfometrik karakteri kumpas ile ölçülerek, ölçümler standart boy ve baş uzunluğuna oranlanmıştır. Oran ortalamalarının tanımlayıcı istatistikleri Çizelge 4.6'da sunulmuştur.

Çizelge 4.6. Kocabaş İstasyonlarında tüm mevsimlerde yakalanan *B. oligolepis* bireylerinin klasik ölçümleri

Kod	Kocabaş Üst (n=23)		Kocabaş Alt (n=102)	
	Ort. ± SS	Min-Max	Ort. ± SS	Min-Max
A	11,28±5,25	3-22,28	10,59±6,42	2,85-34,9
Vücut Ölçümleri				
TB/SB	1,07±0,3	1,12-1,22	1,15±0,2	1,12-1,26
ÇB/ SB	1±0,3	1,05-1,15	1,08±0,16	1,05-1,17
SB	8,66±1,6	5,9-12,5	8,7±1,67	5,8-13,1
VD/ SB	0,24±0,03	0,19-0,3	0,24±0,04	0,17-0,53
DYU/ SB	0,12±0,02	0,09-0,15	0,12±0,01	0,06-0,16
DYY/ SS	0,19±0,03	0,07-0,23	0,19±0,01	0,16-0,22
AYU/ SB	0,08±0,02	0,05-0,15	0,08±0,01	0,05-0,18
AYY/ SB	0,19±0,02	0,16-0,25	0,2±0,03	0,14-0,27
PYY/ SB	0,18±0,02	0,14-0,21	0,18±0,02	0,14-0,22
VYY/ SL	0,16±0,01	0,13-0,2	0,16±0,02	0,1-0,21
KYY/ SB	0,1±0,01	0,09-0,12	0,1±0,02	0,05-0,23
PDU/ SB	0,52±0,05	0,48-0,74	0,5±0,03	0,45-0,57
PAU/ SB	0,73±0,09	0,34-0,81	0,74±0,05	0,48-0,87
PVU/ SB	0,51±0,02	0,47-0,57	0,52±0,07	0,45-0,71
PPU/ SB	0,26±0,02	0,23-0,3	0,26±0,02	0,22-0,32
Baş Ölçümleri				
BU	1,9±0,4	0,79-2,94	1,91±0,41	1,17-2,99
BY/BU	0,6±0,2	0,47-1,38	0,62±0,08	0,43-0,92
BG/ BU	0,52±0,1	0,36-0,85	0,52±0,08	0,33-0,81
POU/ BU	0,42±0,1	0,31-0,77	0,39±0,06	0,22-0,55
GOU/BU	0,5±0,16	0,35-0,98	0,46±0,08	0,33-0,98
GAU/ BU	0,31±0,08	0,19-0,56	0,31±0,06	0,16-0,48
YGÇ/ BU	0,26±0,09	0,15-0,61	0,26±0,06	0,13-0,47
DGÇ/ BU	0,23±0,06	0,15-0,43	0,22±0,05	0,13-0,35
AY/ BU	0,4±0,08	0,25-0,56	0,37±0,06	0,25-0,55
AG/ BU	0,24±0,08	0,11-0,42	0,23±0,05	0,13-0,34



Şekil 4.4. Yakalanan *B. oligolepis* türü örneği

Kocabaş Çayı'ndan yakalanan *S. cii* Avrupa ve Asya'da dağılım göstermekte ve Türkiye'de Marmara Denizi'nin güney kıyısına dökülen akarsularda bulunmaktadır (Şekil 4.5). Substrat yapısı çakıl taşları, kayalar ve bir miktar silttan oluşan habitatları tercih eder. Çoğu birey, yaz bitimine doğru dere yatağında kalan izole su havuzlarında görülmektedir (Stoumboudi ve ark., 2006). *S. cii* türünün mide içerikleri analizi yapıldığında ağırlıklı olarak makroomurgasızları tükettikleri gözlenmiştir (Yalçın-Özdilek ve Jones, 2014, Yalçın Özdilek, 2017). Çalışma kapsamında yakalanan *B. oligolepis* bireylerinin 25 morfometrik karakteri kumpas ile ölçülerek, ölçümler standart boy ve baş uzunluğuna oranlanmıştır. Oran ortalamalarının tanımlayıcı istatistikleri Çizelge 4.7'de sunulmuştur.

Çizelge 4.7. Kocabaş İstasyonlarında tüm mevsimlerde yakalanan *S. cii* bireylerinin klasik ölçümleri

Kod	Kocabaş Üst (n=8)		Kocabaş Alt (n=98)		Kocabaş Kontrol (n=25)	
	Ort. ± SS	Min-Max	Ort. ± SS	Min-Max	Ort. ± SS	Min-Max
A	16,44±9,3	8,44-32,9	33,51±26,2	4,14-144,7	25,07±13	7,06-69,6
Vücut Ölçümleri						
TB/SB	1,19±0,02	1,16-1,21	1,15±0,2	1,08-1,25	1,19±0,02	1,16-1,23
ÇB/ SB	1,11±0,01	1,09-1,14	1,12±0,03	1,02-1,18	1,06±0,2	1,08-1,14
SB	9,89±1,75	8,2-12,8	11±2,48	6,6-19,7	10,7±1,8	8,4-13,2
VD/ SB	0,26±0,02	0,22-0,28	0,24±0,03	0,17-0,3	0,27±0,03	0,22-0,32
DYU/ SB	0,11±0,01	0,1-0,13	0,1±0,01	0,06-0,13	0,1±0,01	0,08-0,11
DYY/ SS	0,2±0	0,19-0,21	0,19±0,01	0,15-0,22	0,19±0,01	0,15-0,21
AYU/ SB	0,09±0,01	0,07-0,11	0,09±0,01	0,06-0,11	0,08±0,01	0,07-0,09
AYY/ SB	0,18±0,01	0,16-0,19	0,18±0,01	0,15-0,21	0,18±0,01	0,16-0,2
PYY/ SB	0,18±0,02	0,16-0,2	0,17±0,01	0,15-0,19	0,17±0,01	0,13-0,19
VFH/ SL	0,15±0,02	0,12-0,16	0,15±0,01	0,1-0,17	0,15±0,01	0,13-0,17
KYY/ SB	0,11±0,01	0,1-0,11	0,1±0,01	0,08-0,12	0,1±0,01	0,09-0,21
PDU/ SB	0,51±0,02	0,49-0,54	0,52±0,02	0,47-0,58	0,52±0,03	0,23-0,58
PAU/ SB	0,7±0,03	0,67-0,74	0,7±0,03	0,61-0,75	0,7±0,06	0,49-0,75
PVU/ SB	0,48±0,02	0,45-0,5	0,49±0,02	0,43-0,54	0,48±0,06	0,2-0,54
PPU/ SB	0,25±0,02	0,23-0,27	0,25±0,02	0,21-0,3	0,25±0,02	0,22-0,29
Baş Ölçümleri						
BU	1,94±0,33	1,57-2,57	2,4±0,46	1,46-3,7	2,1±0,35	1,63-3,65
BY/BU	0,7±0,05	0,63-0,77	0,64±0,07	0,42-0,82	0,65±0,05	0,5-0,8
BG/ BU	0,61±0,07	0,47-0,7	0,56±0,06	0,41-0,61	0,59±0,06	0,41-0,75
POU/ BU	0,34±0,06	0,24-0,43	0,31±0,05	0,19-0,46	0,37±0,04	0,22-0,47
GOU/BU	0,53±0,07	0,42-0,61	0,51±0,06	0,31-0,67	0,55±0,07	0,37-0,67
GAU/ BU	0,37±0,05	0,31-0,45	0,35±0,05	0,22-0,48	0,37±0,05	0,24-0,51
YGÇ/ BU	0,35±0,17	0,24-0,74	0,25±0,04	0,2-0,39	0,28±0,04	0,17-0,4
DGÇ/ BU	0,27±0,05	0,22-0,36	0,24±0,04	0,13-0,34	0,26±0,05	0,15-0,36
AY/ BU	0,61±0,05	0,55-0,67	0,51±0,1	0,28-0,75	0,52±0,1	0,16-0,67
AG/ BU	0,29±0,05	0,22-0,38	0,28±0,06	0,14-0,45	0,28±0,09	0,18-0,68



Şekil 4.5. Yakalanan *S. cii* türü örneği

4.1.1. Balık Populasyonlarının Boy Dağılımları

Örnekleme sonrasında laboratuvara getirilen balık örneklerinin tür teşhisinin ardından morfometrik ölçümleri alınmış, çatal boy ölçümleri göz önüne alınarak boy dağılım frekansları hesaplanarak aşağıda sunulmuştur.

Karamenderes Çayı üzerinden toplanan *Salmo* sp. bireylerinin boy dağılımları göz önüne alındığında; üst istasyonda örnekleme döneminin ilk 6 ayında iki farklı jenerasyonun var olduğunu, Mart ayından itibaren juvenil bireylerin de ergin hale gelmeye başladığını ve diğer jenerasyona yakın boy aralıklarına ulaştığını görülmektedir. Boy olarak en küçük birey Ağustos ayında (4,4 cm), en büyük birey Kasım ayında (19,6 cm) yakalanmıştır. Yakalanan diğer tür olan *O. mykiss*'e ait bireylerin ise yakalandığı ay aralığında (Haziran-Temmuz) nispeten daha küçük oldukları (5,9-8 cm) dikkat çekmektedir (Şekil 4.6). Alt istasyonda yakalanan *Salmo* sp. bireylerinin, üst istasyonda yakalanan bireylerden farklı olarak ilk iki ayda boy dağılımlarının tek bir jenerasyonun varlığını gösterdiği (min. 6,2cm-mak.14,4 cm) ve Ekim ayından itibaren iki farklı jenerasyonun bulunduğunu ortaya koymaktadır. Yine bu istasyonda yalnızca Nisan-Haziran ayları arasında yakalanan *O. mykiss* türüne ait bireylerin farklı boy aralıklarında

oldukları tespit edilmiştir (min. 4,7 cm-mak. 24,5 cm) (Şekil 4.7). Kontrol istasyonda yakalanan tek tür *Salmo* sp. örneklerine bakıldığında; Eylül-Nisan aylarında iki farklı jenerasyon, ayından itibaren ortaya çıkan farklı iki jenerasyonun, juvenil bireylerin ergin hale gelerek Haziran-Temmuz aylarından itibaren yetişkin bireyleri hakim olduğu tek bir jenerasyon görülmektedir (Şekil 4.8).

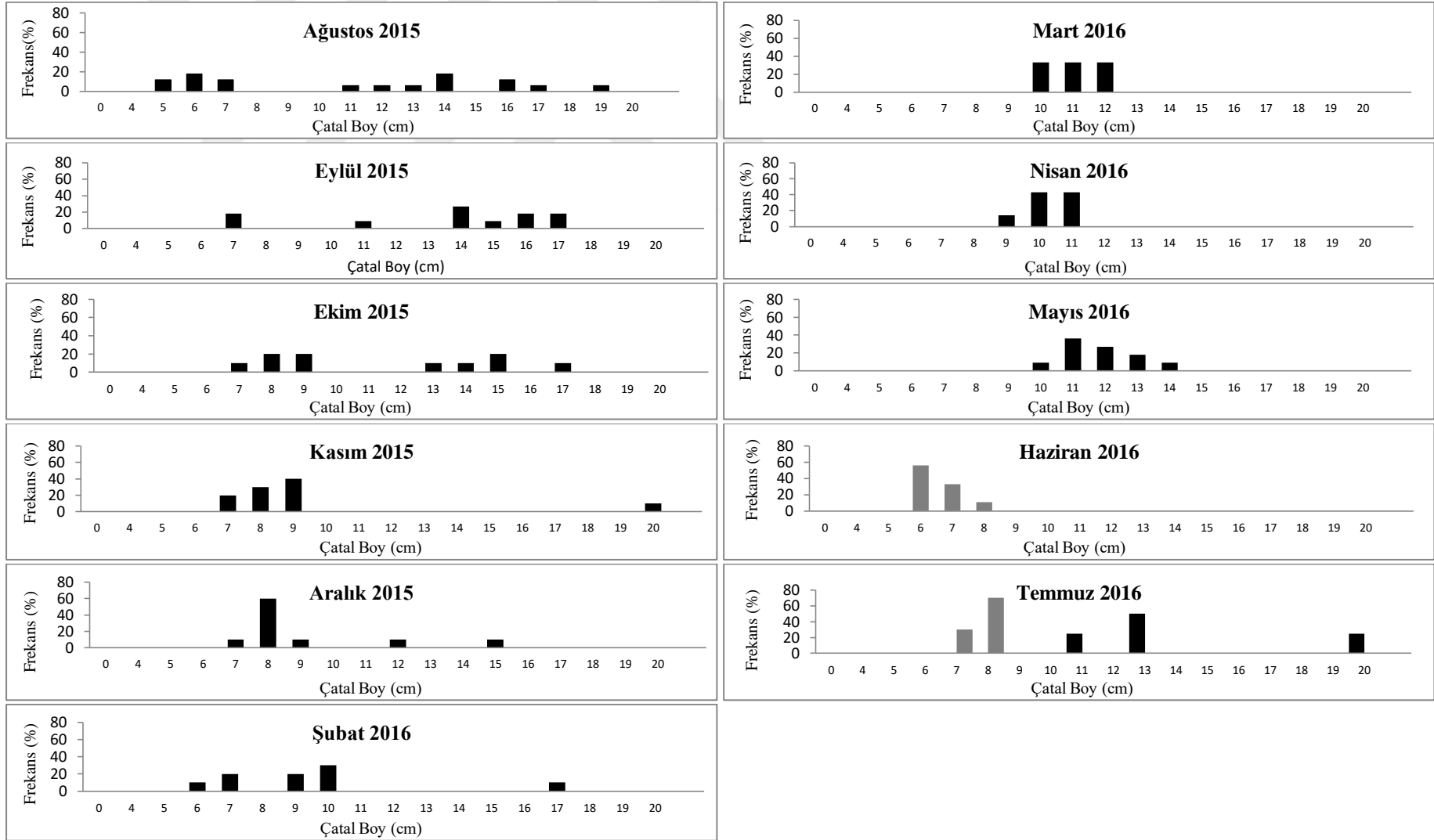
Kocabaş Çayı istasyonlarında yakalanan 4 türe ait bireyler ayrı ayrı değerlendirildiğinde; üst istasyonda *Salmo* sp. bireyelerine yalnızca Ağustos-Aralık ayları arasında rastlandığı görülmektedir. Yakalandığı dönemdeki boy dağılımları incelendiğinde; farklı en az iki jenerasyonun olduğu göze çarpmaktadır. Kocabaş Çayı'nın baskın türlerinden olan *P. phoxinus* bireyelerinin boylarının min. 4,2 cm (Mayıs) ve mak. 8,5 cm (Ekim) olmak üzere dağılım gösterdiği saptanmıştır. Bu istasyonda *B. oligolepis* türüne Şubat ve Mayıs ayları arasında rastlanmamış; diğer aylarda da yakalanan bireyelerin min. 6,7 cm (Ağustos) ve mak. 13 cm (Aralık) arasında olduğu belirlenmiştir. *S. cii* türü örnekleri yalnızca Ağustos, Eylül, Kasım ve Haziran aylarında yakalanabilmiş ve Haziran, Ağustos ve Eylülde aylarındaki bireyelerin (12,2 cm-14,2 cm) Kasım ayında (9,1 cm-12,1 cm) yakalananlara oranla boyca daha büyük oldukları gözlenmiştir (Şekil 4.9).

Kocabaş Alt istasyonda *Salmo* sp. bireyelerine Ağustos ve Aralık ayları arasında rastlanmış ve boy dağılımları göz önüne alınarak iki farklı jenerasyonun olduğu gözlenmiştir (min. 5,3 cm –mak. 17,5 cm). *P. phoxinus* türü ise her örnekleme döneminde yakalanmış ve boy aralıklarının min. 4,5 cm (Şubat ve Mayıs) ve mak. 8,6 cm (Mayıs)'e ulaştığı belirlenmiştir. *B. oligolepis* türünün ise rastlandığı Ağustos, Eylül, Ekim, Kasım ve Aralık aylarında çeşitli boylarda olduğu (min. 6,7 cm ve mak. 13,7 cm), Mayıs, Haziran, Temmuz örneklerinin ise ağırlıklı olarak boyca daha büyük bireyelerden oluştuğu (min. 7,2 cm ve mak. 14,2 cm) görülmektedir. Yine bu istasyonda rastlanan *S. cii* bireyelerinin hemen hemen her örnekleme döneminde yakalandıkları ve 7,6 cm (Kasım) ile 21,9 cm (Kasım) arasında değişen boy dağılımı sergiledikleri gözlenmiştir (Şekil 4.10).

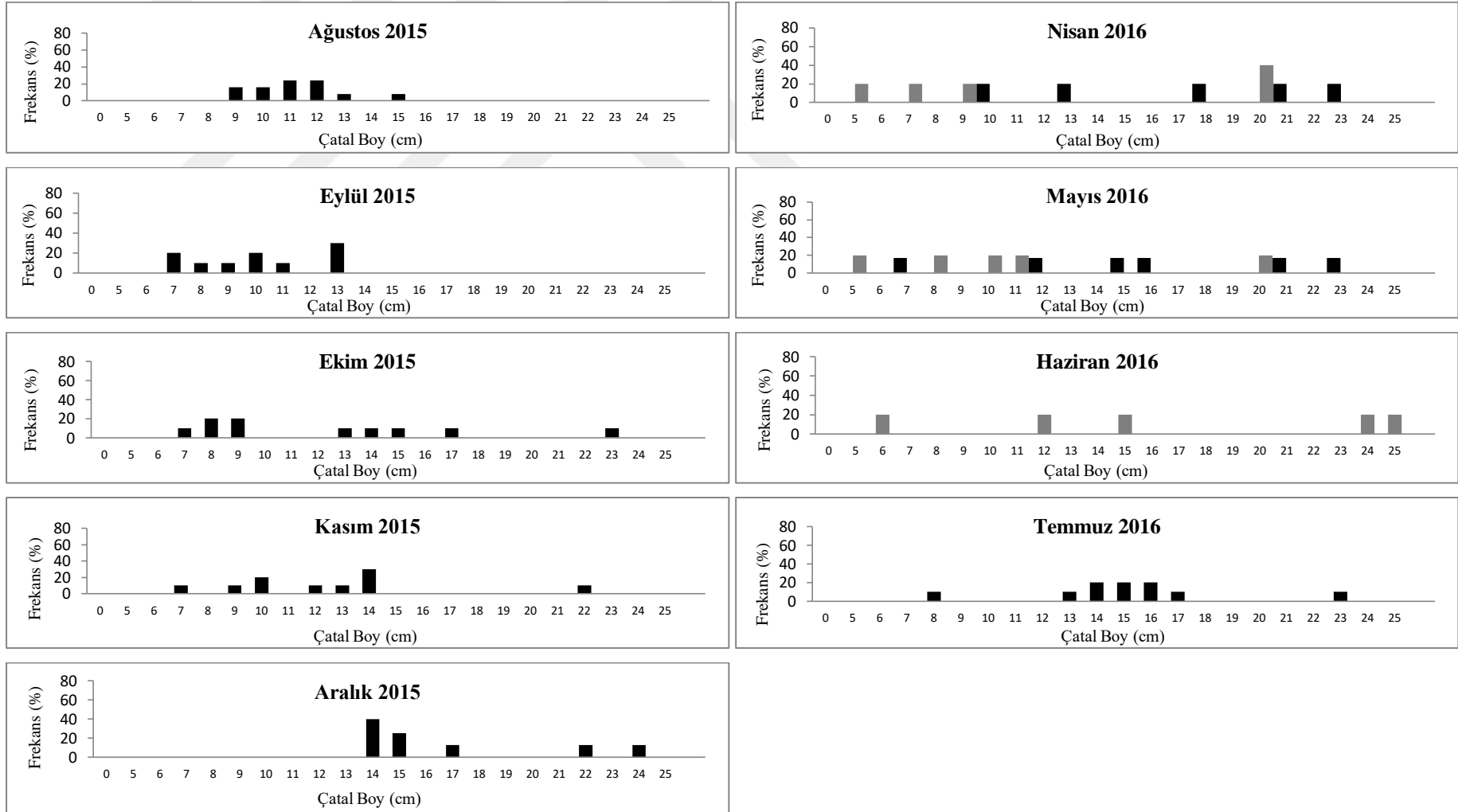
Kocabaş Çayı kontrol istasyonunda Şubat ve Mayıs ayları arasında *Salmo* sp. bireyelerine rastlanmamıştır. Diğer örnekleme dönemlerinde ise; bireyelerin iki farklı boy dağılım grubu oluşturduğu (min. 4,4 cm ve mak. 17 cm) göz önüne alınarak, iki farklı jenerasyonun varlığından söz edilebilir. Her örneklemede yakalanan *P. phoxinus* türü bireyelerinin ise, 4,6 cm (Şubat) ve 7,9 cm (Haziran) arasında boy dağılımı gösterdikleri tespit edilmiştir. Yalnızca Temmuz ayında rastlanan *B. oligolepis* türüne ait bireyelerin boyları ise 5,5 cm ve 9,2 cm arasında değişiklik göstermektedir. Diğer istasyonlar ile karşılaştırıldığında, bu istasyondan görece boyca daha küçük *B. oligolepis* bireyelerini yakalanmıştır. *S. cii* türüne bu

istasyonda rastlanan Ekim, Kasım, Aralık ve Şubat ayları içerisinde min. 9,2 cm (Şubat) ve mak. 14,7 cm (Ekim) bireyler kaydedilmiştir.

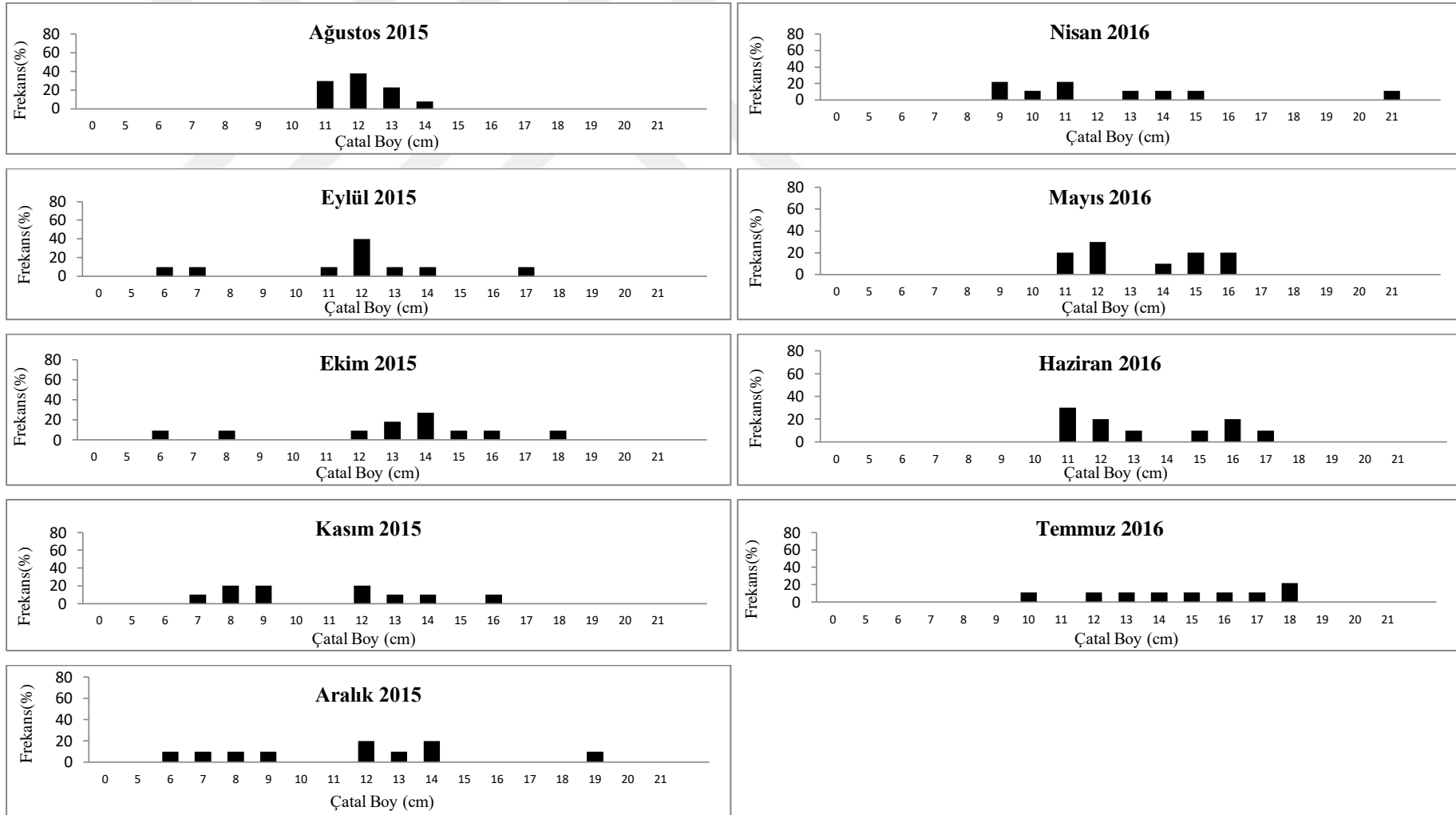




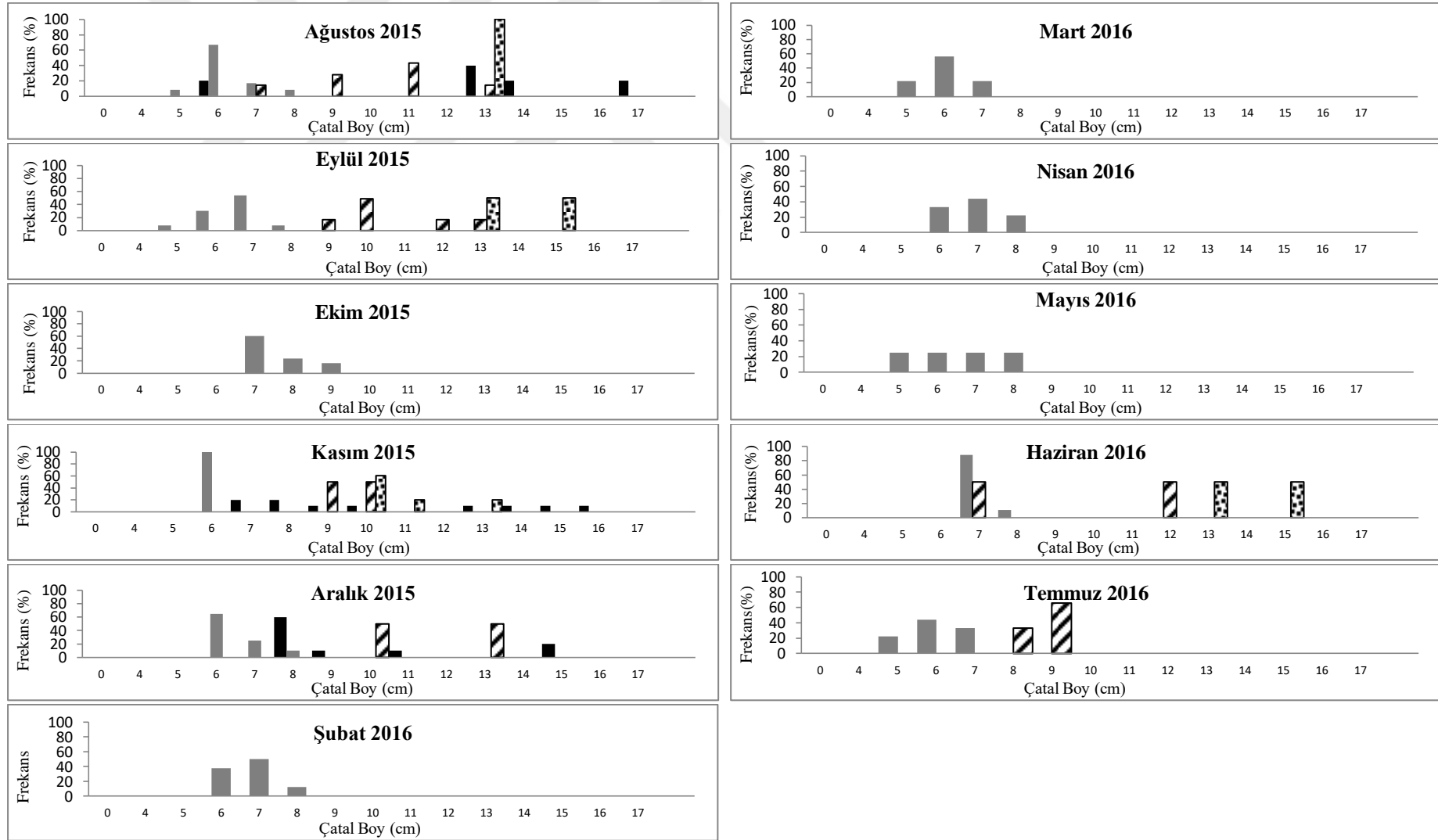
Şekil 4.6. Karamenderes Üst istasyonunda yakalanan türlere ait boy dağılım frekansları(■ *Salmo sp.*, ■ *O. mykiss*)



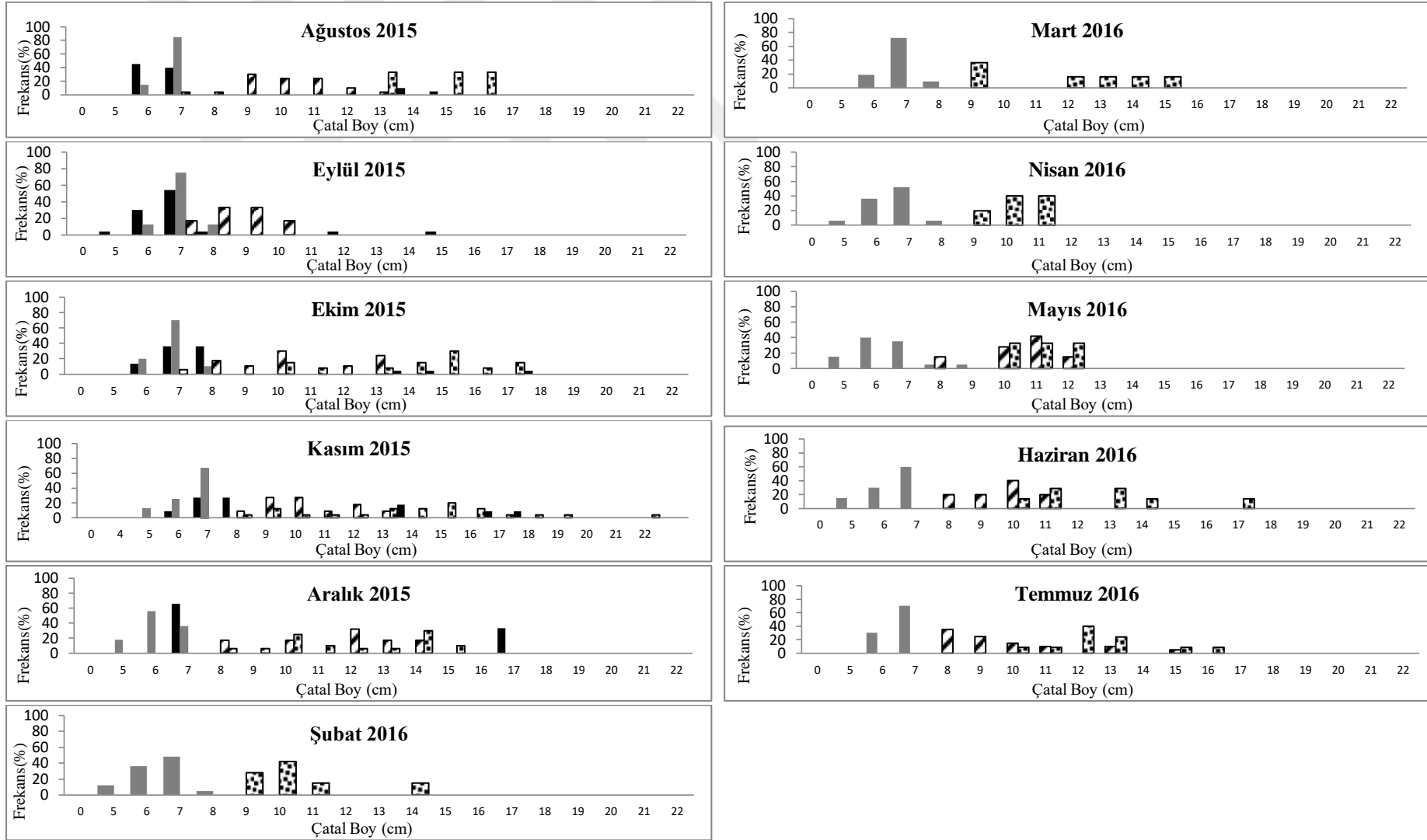
Şekil 4.7. Karamenderes Alt istasyonunda yakalanan türlere ait boy dağılım frekansları(■ *Salmo* sp., ■ *O. mykiss*)



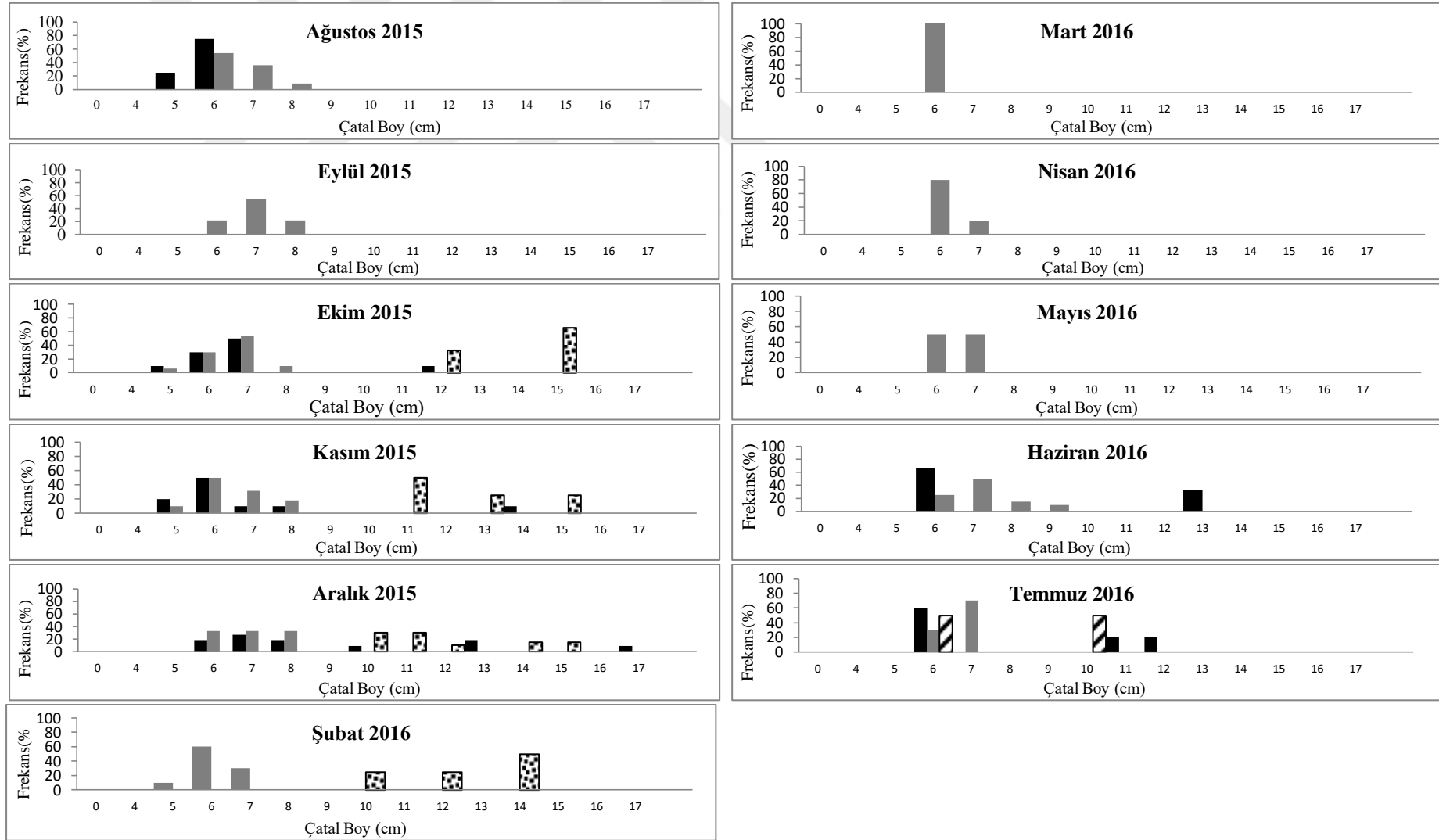
Şekil 4.8. Karamenderes Kontrol istasyonunda yakalanan türlere ait boy dağılım frekansları(■ *Salmo sp.*)



Şekil 4.9.Kocabaş Üst istasyonundaki türlerin boy dağılım frekansları(■ *Salmo* sp. ■ *P. phoxinus* ▨ *B. oligolepis* ▩ *S. cii*)



Şekil 4.10. Kocabaş Alt istasyonunda yakalanan türlere ait boy dağılım frekansları (■ *Salmo sp.* ■ *P. phoxinus* ▨ *B. oligolepis* ▩ *S. cii*)

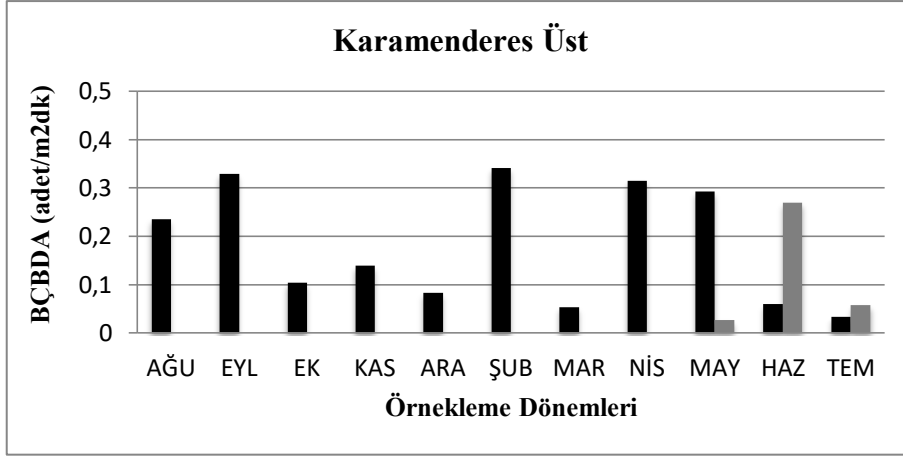


Şekil 4.11 Kocabaş Kontrol istasyonunda yakalanan türlere ait boy dağılım frekansları(■ *Salmo* sp. ■ *P. phoxinus* ▨ *B. oligolepis* ▩ *S. cii*)

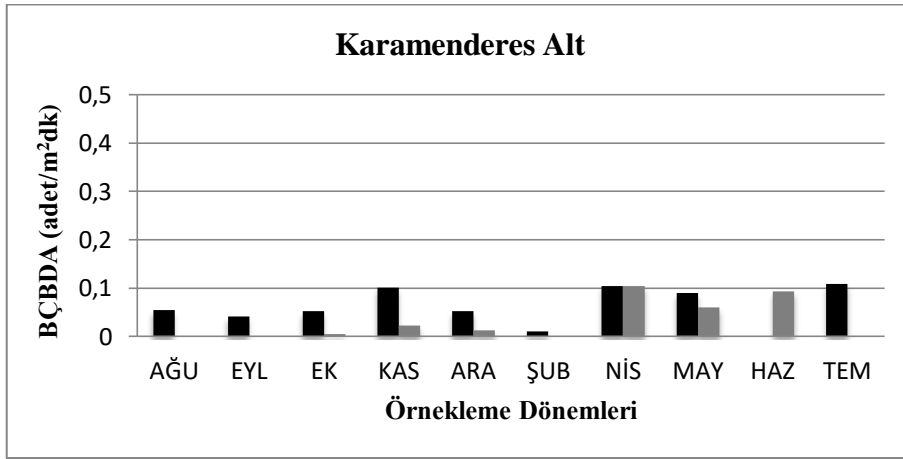
4.2. Doğal Balık Populasyonlarının Bolluk ve Çeşitliliği

Yetiştiriciliğin akarsu balıklarının çeşitlilik ve bolluğu üzerindeki olası etkilerini değerlendirmek amacıyla istasyonlardan aylık avlanan balık sayıları kullanılarak BÇBDA, nisbi bolluk ve çeşitlilik indeksleri sırasıyla Şekil 4.12-4.17, Şekil 4.18-4.20 ve Çizelge 4.8'de sunulmuştur.

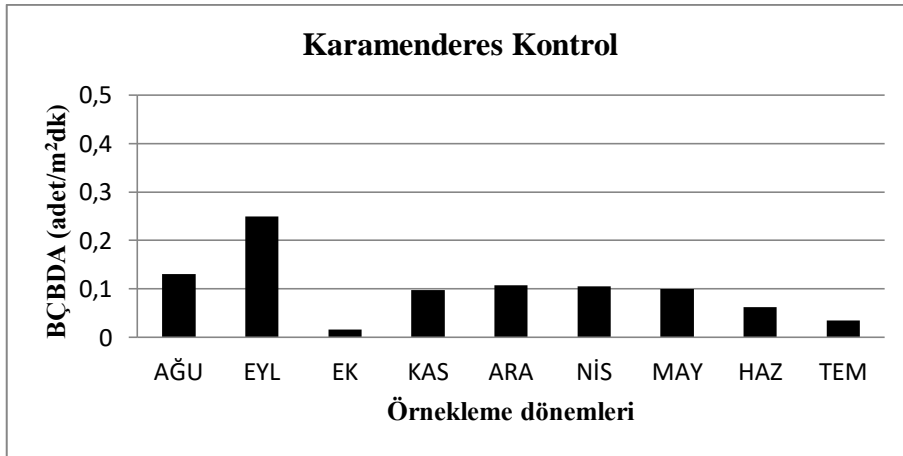
Hesaplanan BÇBDA değerleri göz önüne alındığında; Karamenderes Çayı'nda her üç istasyonda yerli türler arasından sadece *Salmo* sp. bireyleri avlanmış, çiftliğin alt ve üstündeki istasyonlarda ayrıca *O. mykiss* avlanmıştır. BÇBDA değerlerinin her iki tür için de alt istasyonda daha düşük olduğu, *Salmo* sp için istasyonlarda aylık olarak hesaplanan BÇBDA değerlerinin ortalamaları arasındaki farkın istatistik olarak önemli olduğu ve görülmektedir (χ^2 : 6; df: 2; P<0,05). Kültürü yapılan bir tür olan *O. mykiss* türüne doğada rastlanmış olması balık çiftliklerinden kaçışların olduğunu göstermiş ve çiftliğin hem üst hem de alt istasyonlarında gözlenmiştir. Özellikle ilkbahar ve yaz mevsiminin ilk aylarında bu istasyonlardan yakalanan örneklerin çoğunluğunu *O. mykiss* türüne ait bireyler oluşturmaktadır. Karamenderes üst istasyonunda sadece ilkbahar aylarında görülen *O. mykiss* bireylerinin alt istasyonlarda sonbahar aylarında da görülmesi dikkat çekicidir (Şekil 4.12 ve 4.13).



Şekil 4.12. Örnekleme süresince Karamenderes üst istasyonundaki balıkların BCBDA değerleri (■ *Salmo* sp., ■ *O. mykiss*)



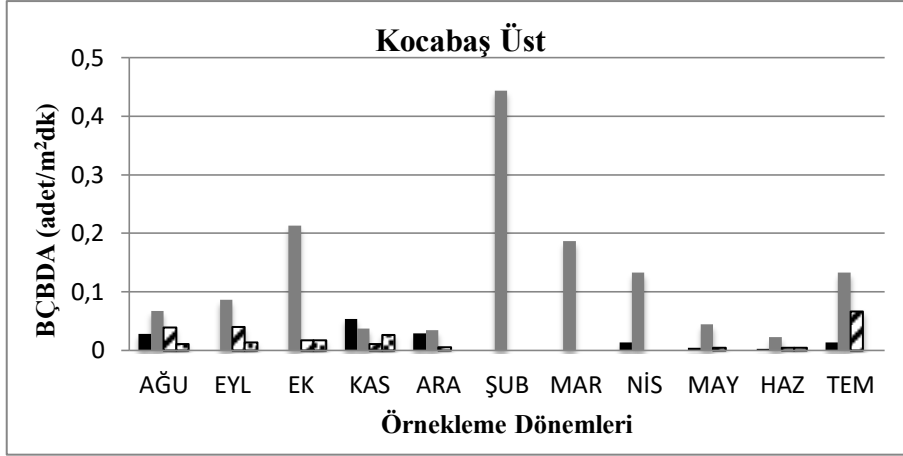
Şekil 4.13. Örnekleme süresince Karamenderes alt istasyonundaki balıkların BCBDA değerleri (■ *Salmo* sp., ■ *O. mykiss*)



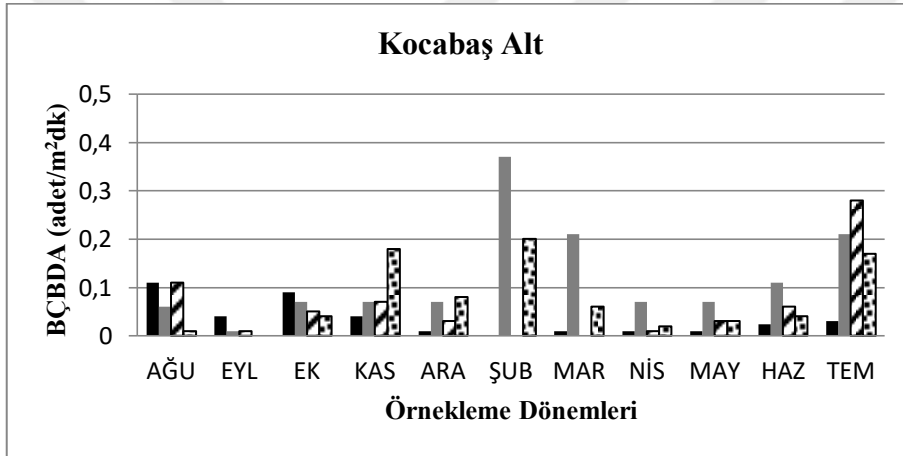
Şekil 4.14. Örnekleme süresince Karamenderes kontrol istasyonundaki balıkların BCBDA değerleri (■ *Salmo* sp)

Karamenderes akarsuyunda alt ve üst istasyonlarda sadece iki tür, kontrol istasyonunda *Salmo* sp. dışında herhangi bir doğal türe rastlanmadığı için bu bölge için nisbi bolluk ve çeşitlilik indeksi hesaplanmamıştır.

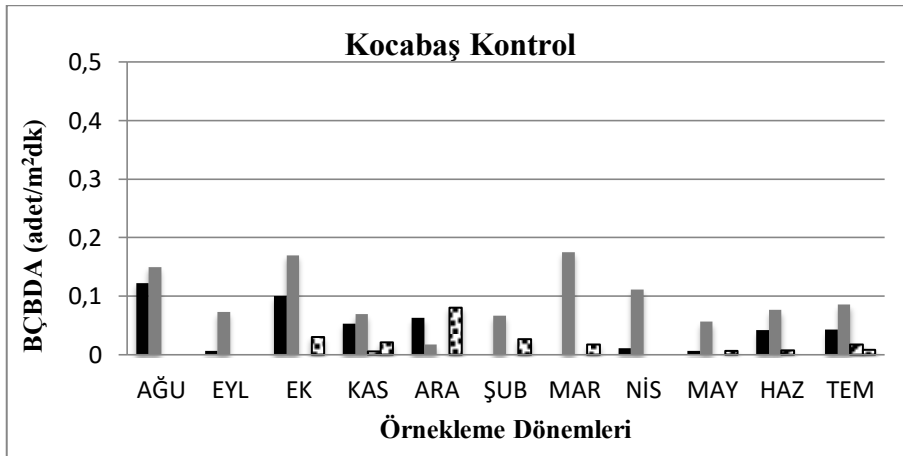
Kocabaş Çayı göz önüne alındığında balık çiftliğinin üst tarafında bulunan istasyonda ağırlıklı olarak *P. phoxinus* türüne rastlanırken, alt istasyonlarda *P. phoxinus* yanında *Salmo* sp., *B. oligolepis* ve *S. cii* türüne ait bireylerin de BÇBDA ve nisbi bolluk değerleri yüksek görülmektedir. Akarsuyun, üzerinde balık çiftliği bulunmayan bir başka kolundan seçilen kontrol istasyonunda ise hemen hemen her 4 türe ait bireylere de rastlanmıştır. Bu istasyondaki *B. oligolepis* bireylerinin sayısı çok az olduğu için (n=4) bu istasyondaki değerlendirmelerde göz ardı edilmiştir. Kocabaş üst istasyonunda kış ayları öncesinde diğer türlere de rastlanırken özellikle Şubat ayı sonrasında *P. phoxinus* türünün daha baskın olduğu gözlenmiştir (Şekil 4.15). Çiftliğin alt tarafındaki istasyonda yine kış ayları öncesinde hemen hemen tüm türler gözlenmişken, Şubat ayı ve sonrasında *P. phoxinus*'un baskın olduğu ve dikkat çekecek biçimde Temmuz ayında *B. oligolepis* ve *S.cii* türlerine ait bireylerin arttığı tespit edilmiştir (Şekil 4.16). Tüm istasyonlarda özellikle Şubat ve Mart aylarında *Salmo* sp.'nin azalması, bu dönemde yumurtlayan yetişkin bireylerin yumurtlamak için daha kuytu habitatları tercih etmesi ve örnekleme esnasında yakalanamamış olmasına bağlanmıştır (van Bohemen ve ark., 1981). Kontrol istasyonunda ise diğer istasyonlara nazaran *Salmo* sp.'nin daha fazla olduğu, ancak dominant türün yine *P. phoxinus* olduğu gözlenmiştir. Bu istasyonda göze çarpan bir diğer husus da, *B. oligolepis* ve *S. cii* türlerine ait bireylerin üst ve alt istasyona nazaran çok daha az rastlanabilmiş olmasıdır. *Salmo* sp.'nin yumurta bırakma dönemi olduğu düşünülen aylarda (van Bohemen ve ark., 1981) *S. cii*'nin de daha fazla olduğu görülmüştür (Şekil 4.17).



Şekil 4.15. Örneklem süresince Kocabaş Üst istasyonundaki balıkların BÇBDA değerleri (■ *Salmo sp.* ■ *P. phoxinus* ▨ *B. oligolepis* ▩ *S. cii*)



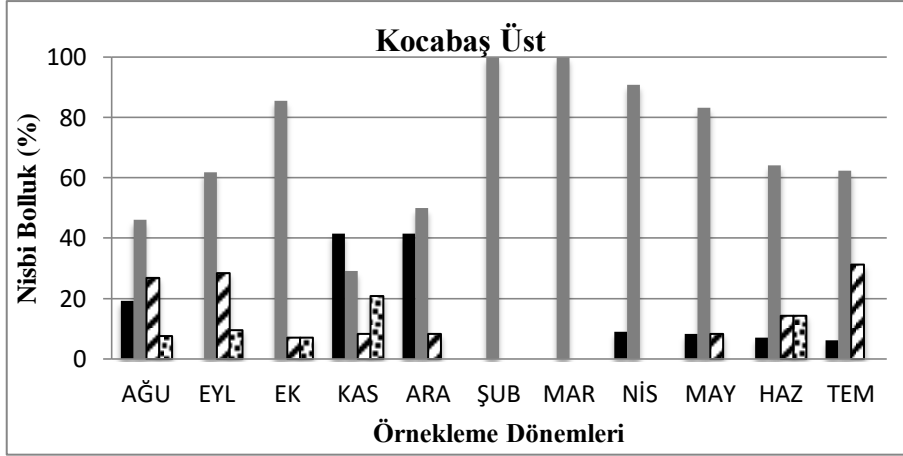
Şekil 4.16. Örneklem süresince Kocabaş Alt istasyonundaki balıkların BÇBDA değerleri (■ *Salmo sp.* ■ *P. phoxinus* ▨ *B. oligolepis* ▩ *S. cii*)



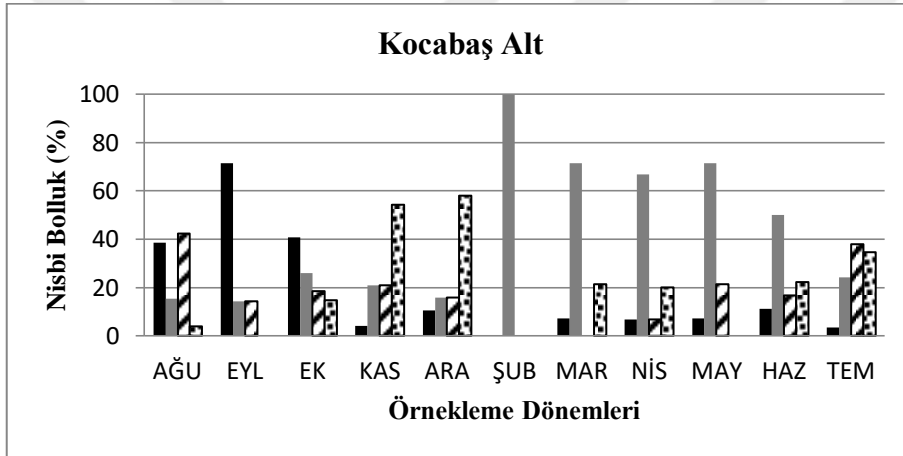
Şekil 4.17. Örneklem süresince Kocabaş kontrol istasyonundaki balıkların BÇBDA değerleri (■ *Salmo sp.* ■ *P. phoxinus* ▨ *B. oligolepis* ▩ *S. cii*)

Kocabaş Çayı'ndaki nisbi bolluk yüzdeleri Şekil 4.18-4.20'de sunulmuştur. Genel olarak, nisbi bolluk bakımından *P. phoxinus* türü %46,3 ile en yüksek, *Salmo* sp. % 22,3; *S. cii* %16,7 ve *B. oligolepis* %14,7 olarak belirlenmiştir. Akarsuda *P. phoxinus* hakim türdür. *P. phoxinus* üst ve kontrol istasyonlarda neredeyse tüm aylar baskın tür iken, alt istasyonda baskınlığı Şubat ve Haziran ayları arasında sınırlı kalmıştır. Üç istasyonda aylık olarak yakalanan *Salmo* sp. bireylerinin bollukları arasındaki fark istatistiksel olarak önemli değilken ($\chi^2=2,4$; $df=2$; $P>0,05$); *P. phoxinus* ($\chi^2=6,6$; $df=2$; $P<0,05$), *B. oligolepis* ($\chi^2=11,1$; $df=2$; $P<0,05$) ve *S. cii* ($\chi^2=8,7$; $df=2$; $P<0,05$) nisbi bollukları arasında istatistiksel olarak önemlidir.

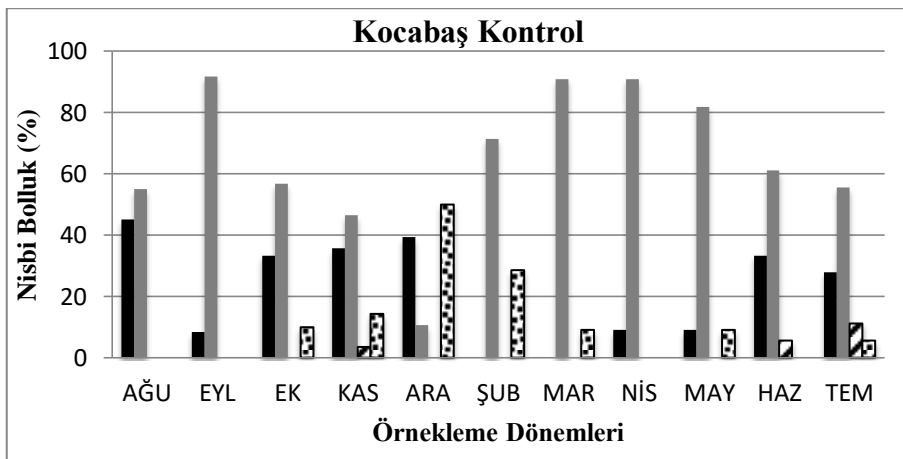
Salmo sp., Şubat ve Mart aylarında üç istasyonda görülmemiştir. Üst istasyonda *Salmo* sp.'nin nisbi bolluğunun sadece Kasım ve Aralık ayında %40'a ulaştığı, diğer aylarda çok daha düşük seviyelere ulaştığı gözlenmiştir (Şekil 4.18). Bolluk oranı, alt istasyonda birkaç ay (Ağustos, Eylül ve Ekim) göreceli olarak yüksektir (Şekil 4.19). En yüksek nisbi bolluk, özellikle bahar ve yaz örnekleme dönemlerinde kontrol istasyonda bulunmuştur (Şekil 4.20).



Şekil 4.18. Örneklem süresince Kocabaş üst istasyonunun Nisbi bolluk değerleri (■ *Salmo sp.* ■ *P. phoxinus* ▨ *B. oligolepis* ▩ *S. ci*)



Şekil 4.19. Örneklem süresince Kocabaş alt istasyonunun Nisbi bolluk değerleri (■ *Salmo sp.* ■ *P. phoxinus* ▨ *B. oligolepis* ▩ *S. ci*)



Şekil 4.20. Örneklem süresince Kocabaş kontrol istasyonunun Nisbi bolluk değerleri (■ *Salmo sp.* ■ *P. phoxinus* ▨ *B. oligolepis* ▩ *S. ci*)

Shannon-Wiener ve Evenness değerlerine göre; üst ve alt istasyonların çeşitliliği genellikle kontrol istasyonundan daha düşüktür; ancak istasyonlarda hesaplanan indeks değerleri arasındaki fark istatistiksel olarak önemli değildir ($\chi^2=3,4$; $df=2$; $P>0,05$). Özellikle Şubat, Mart ve Nisan aylarında tüm istasyonlarda Shannon-Wiener değerlerinin gerilediği tespit edilmiştir (Çizelge 4.8). Bu azalmanın özellikle üst istasyonda olduğu ve kontrol istasyonundaki azalmanın en az olduğu belirlenmiştir.

P. phoxinus bolluğunun üst istasyonda, diğer tüm türlerle negatif korelasyona sahip olduğu belirlenmiştir. Bu benzer negatif korelasyon, kontrol istasyonunda *Salmo* sp. bolluğu ve alt istasyonda *B. oligolepis*'de bulunmuştur. Ayrıca alt istasyonda *Salmo* sp. ve kontrol istasyonda *B. oligolepis* ve *S. cii* bollukları arasında zayıf negatif korelasyonlar olduğu belirlenmiştir (Çizelge 4.10).

Çizelge 4.8. Kocabaş Çayı istasyonları Shannon-Wiener Biyoçeşitlilik ve Evenness İndeksleri

Örnekleme Dönemleri	Kocabaş Üst		Kocabaş Alt		Kocabaş Kontrol	
	H'	E	H'	E	H'	E
Ağustos 2015	0,72	0,65	1,2	0,85	1,23	0,88
Eylül 2015	0,88	0,8	0,9	0,8	0,27	0,38
Ekim 2015	0,53	0,48	1,35	0,95	0,91	0,83
Kasım 2015	1,24	0,9	1,1	0,8	1,07	0,77
Aralık 2015	0,88	0,8	1,1	0,8	1,02	0,9
Şubat 2016	0	1	0,25	0,9	0,3	0,4
Mart 2016	0	1	0,65	0,25	0,3	0,2
Nisan 2016	0,3	0,4	0,75	0,7	0,3	0,3
Mayıs 2016	0,6	0,5	0,95	0,75	0,6	0,5
Haziran 2016	1	0,7	1,1	0,9	0,8	0,8
Temmuz 2016	0,8	0,7	0,8	0,75	1,1	0,8
Ortalama±stdsapma	0,63±0,4	0,72±0,2	0,92±0,3	0,77±0,19	0,72±0,37	0,61±0,26

Çizelge 4.9. Kocabaş istasyonlarından yakalanan türlerin nisbi bollukları (ortalama ve aralık olarak) ve istasyonlara ait çeşitlilik indeksi değerlerinin Kruskal-Wallis testi sonuçları (n=33)

Türlerin Nisbi Bolluk Değerleri				
	Kocabaş Üst	Kocabaş Alt	Kontrol	Önem Derecesi
<i>Salmo</i> sp	2,64	409	4,91	P>0,05
min.-mak.	(0-10)	(0-11)	(0-11)	$\chi^2=2,4$; df=2
<i>P. phoxinus</i>	10,45	7,82	10,45	P<0,05
min.-mak.	(7-13)	(4-10)	(3-17)	$\chi^2=6,6$; df=2
<i>B. oligolepis</i>	2,36	4,91	0,36	P<0,05
min.-mak.	(0-7)	(0-11)	(0-2)	$\chi^2=11,1$; df=2
<i>S. cii</i>	1,09	4,81	2,5	P<0,05
min.-mak.	(0-5)	(0-13)	(0-14)	$\chi^2=8,7$; df=2

Çizelge 4.10. Kocabaş istasyonlarında yakalanan türlerin nisbi bolluklarının korelasyon testi sonuçları (n=11)

	Üst İstasyon		Alt İstasyon		Kontrol İstasyon	
<i>Salmo</i> sp.- <i>P. phoxinus</i>	r=-0,67	P<0,05	r=-0,55	P>0,05	r=-0,84	P<0,05
<i>Salmo</i> sp.- <i>B. oligolepis</i>	r=0,16	P>0,05	r=0,14	P>0,05	r=0,25	P>0,05
<i>Salmo</i> sp.- <i>S.cii</i>	r=0,16	P>0,05	r=-0,22	P>0,05	r=0,04	P>0,05
<i>P. phoxinus</i> - <i>B. oligolepis</i>	r=-0,72	P<0,05	r=-0,45	P>0,05	r=-0,36	P>0,05
<i>P. phoxinus</i> - <i>S.cii</i>	r=-0,59	p=0,05	r=-0,24	P>0,05	r=-0,46	P>0,05
<i>B. oligolepis</i> - <i>S.cii</i>	r=0,42	P>0,05	r=-0,12	P>0,05	r=-0,15	P>0,05

Yetiştiricilik aktivitesinin doğal balık popülasyonları üzerindeki etkilerini konu alan bu çalışmanın çeşitlilik ve bolluk sonuçları, özellikle yerli türlerin çeşitliliği üzerine, beklendiği gibi büyük bir değişiklik olmadığını göstermektedir. Bununla birlikte, bu çalışmada elde edilen sonuçlar, çiftliğin etkisinin bir sonucu olarak, yerli balık türlerinin bileşimi ve bolluğundaki farklılıklara işaret etmektedir. Sonuçlar, çiftliğin üstünde ve çiftlik etkisinin mevcut olmadığı kontrol alanında az miktarda balık türünün olduğunu, ancak çiftliğin alt kısmında bolluğun daha fazla olduğunu göstermiştir.

Karamenderes Çayı'nın çalışılan bölgesinde sadece *Salmo* sp. bulunduğu için bu akarsuda biyoçeşitlilik hesaplaması yapılamamıştır. Karamenderes istasyonlarında *Salmo* sp. ve *O. mykiss* yetiştiriciliği yapılan çiftliğin üst ve alt bölgesinde *O.mykiss* bireylerine rastlanmış olması, çiftlikten üst ve alt istasyonlara kaçışların olduğunu göstermiştir. Her

istasyonda *Salmo* sp. bireylerinin *O. mykiss* bireylerinden daha bol olduğu gözlenmiştir. *O. mykiss* türünün daha bol bulunduğu alt istasyon aynı zamanda *Salmo* sp. bolluğunun en düşük olduğu istasyon olsa da, *Salmo* sp.'nin hakimiyetine erişememiştir. İncelenen *Salmo* sp. popülasyonu içerisinde çiftlikten kaçan bireylerin de bulunma ihtimali göz ardı edilmemelidir.

Kocabaş Çayı'nda tüm istasyonlarının biyoçeşitlilik açısından benzer yapıda olduğu ve hakim türün *P.phoxinus* olduğu belirlenmiştir. Bunun yanı sıra balık bolluğu en fazla alt istasyonda görülmüştür. Bu bakımdan yetiştiricilik faaliyetinin akarsu balıklarının biyoçeşitliliğini etkilemediğini; ancak balık bolluklarını artırıcı bir etkiye sahip olduğunu söylemek mümkündür.

Çalışılan bölge Kocabaş Çayı'nın alabalık zonu ve alabalık-*Barbus* zonları geçişi (*P. phoxinus* için uygundur) üzerindedir. *B. oligolepis* ve *S. ci*, Kocabaş Çayı'ndaki tüm istasyonlarda bulunmuştur. Bu türlerin alabalık ve alabalık-*Barbus* zonları geçişine (alt istasyonlar) kadar yukarı çıkabilmeleri ve burada bol bulunmaları çiftlik kaynaklı olabilir. Çiftlik kaynaklı yapay besin bileşenleri, doğrudan alt istasyonda bulunan yerli balık türleri için zengin besin kaynağı olabilmektedir (Tuya ve ark., 2006). Her iki hipotezin açıklaması özellikle bu alabalık ve alabalık-*Barbus* zonları geçiş bölgesinde yaşayan balıklar *Salmo* sp. ve *P. phoxinus* için önemlidir ve bu nedenle bu türlerin beslenme ekolojisi sonuçları da daha önemli hale gelmiştir.

Tatlısu balık türlerinin bollukları arasındaki negatif korelasyonlar, bu türler arasındaki av avcı ilişkileri ile açıklanabilir (Cooper ve ark., 1990; Borgström ve ark., 1996, 2010; Museth ve ark., 2007, 2010). *P. phoxinus* küçük boylu balık türleridir ve diğer tüm türler için besin olabilir ki bu türle ilgili bazı kayıtlar alabalığın diyetine katılmakta olduğunu göstermektedir (Museth ve ark., 2010).

4.3. Boy-Ağırlık İlişkileri

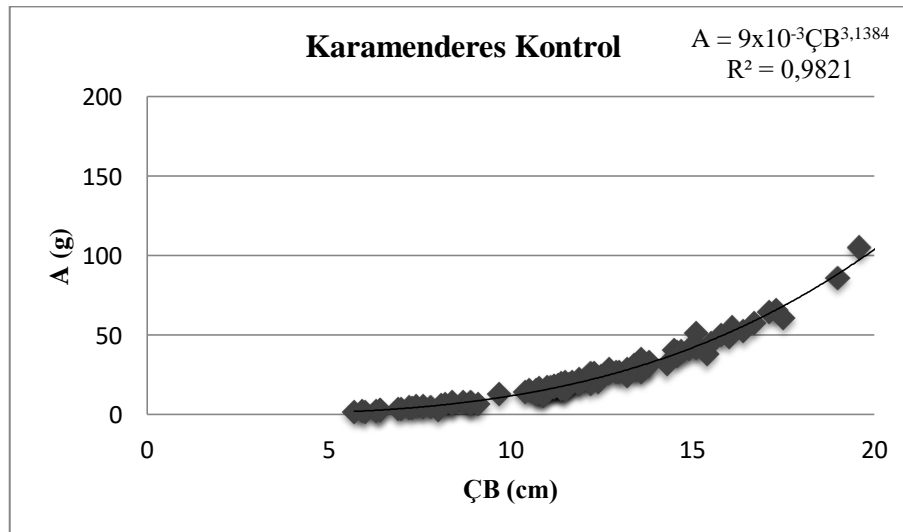
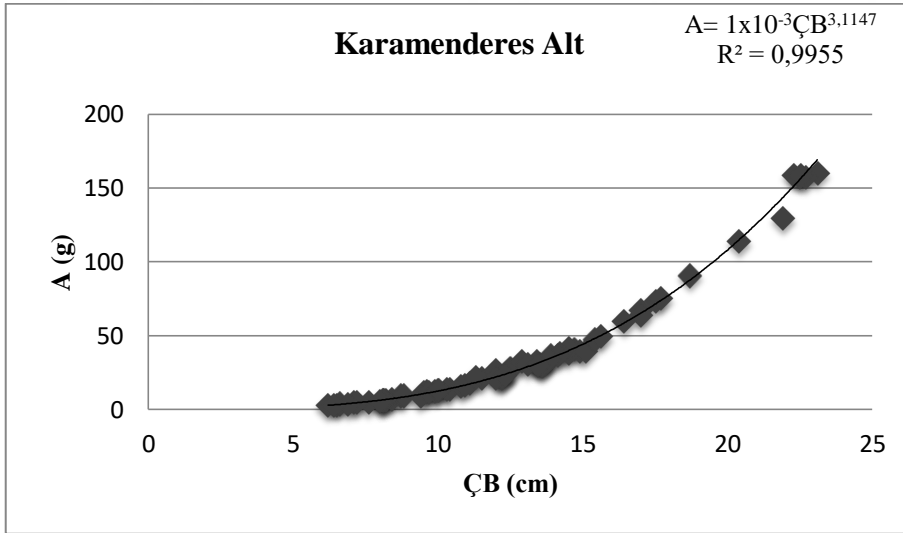
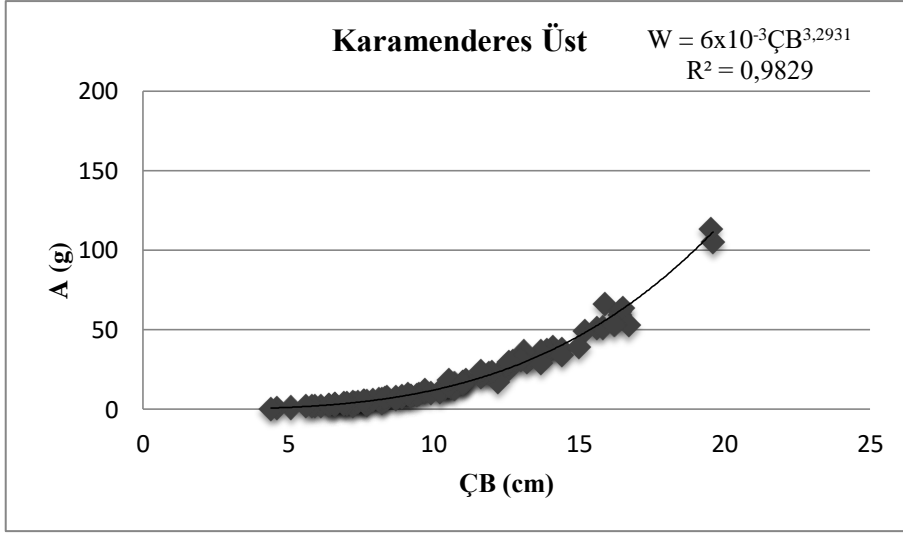
Karamenderes Çayı'ndan yakalanan *Salmo* sp. örneklerinin b değerleri sırasıyla üst istasyonda 3,3; alt istasyonda 3,1 ve kontrol istasyonunda 3,14 olarak bulunmuştur (Şekil 4.21). Bulunan b değerlerinin 3'ten farklı olup olmadığı Pauly t testi ile değerlendirilmiştir. Karamenderes üst ve kontrol istasyonlardaki *Salmo* sp' nin b değerleri 3'ten farklı çıkmıştır ($P<0,05$). Alt istasyon için hesaplanan b değerinin istatistiksel olarak 3'ten farklı değildir ve böylece üst ve kontrol istasyonlarda pozitif allometrik, alt istasyonda ise izometrik bir büyümeden bahsedilebilir.

Kocabaş Çayı'ndan yakalanan *Salmo* sp. örnekleri değerlendirildiğinde b değerlerinin üst istasyonda 3,2; alt istasyonda 3,14 ve kontrol istasyonunda 3,2 olduğu gözlenmiştir (Şekil 4.22). Pauly t testi ile b değeri önem dereceleri belirlenen örneklerde, yalnızca üst istasyondaki bireylerde b değeri 3'ten farklı bulunmuştur ($P<0,05$). Bu istasyondaki bireyleri için pozitif allometrik bir büyümeden, alt ve kontrol istasyonlardaki bireylerde ise izometrik bir büyümeden bahsetmek mümkündür.

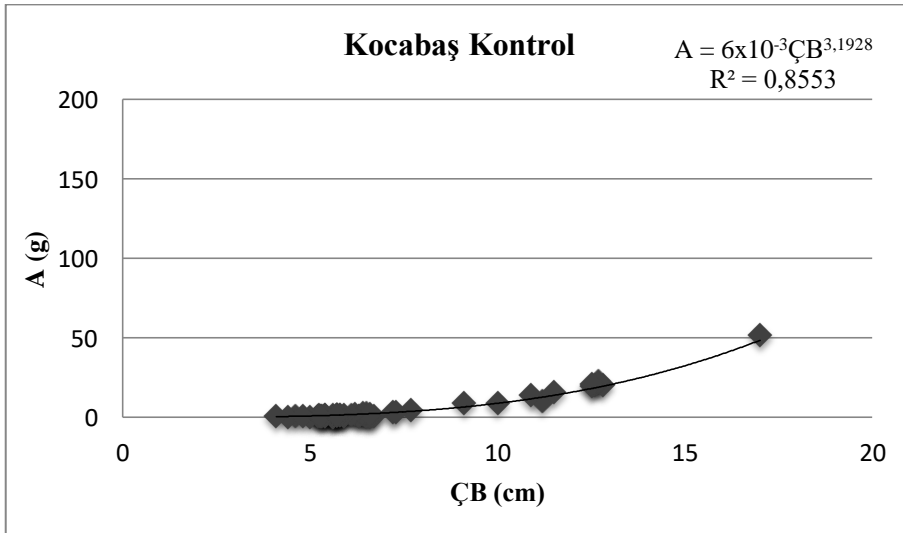
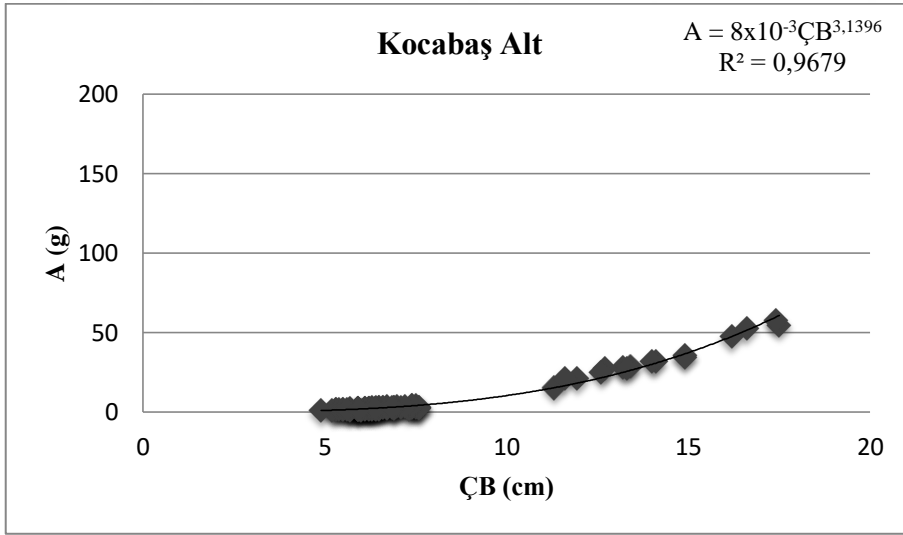
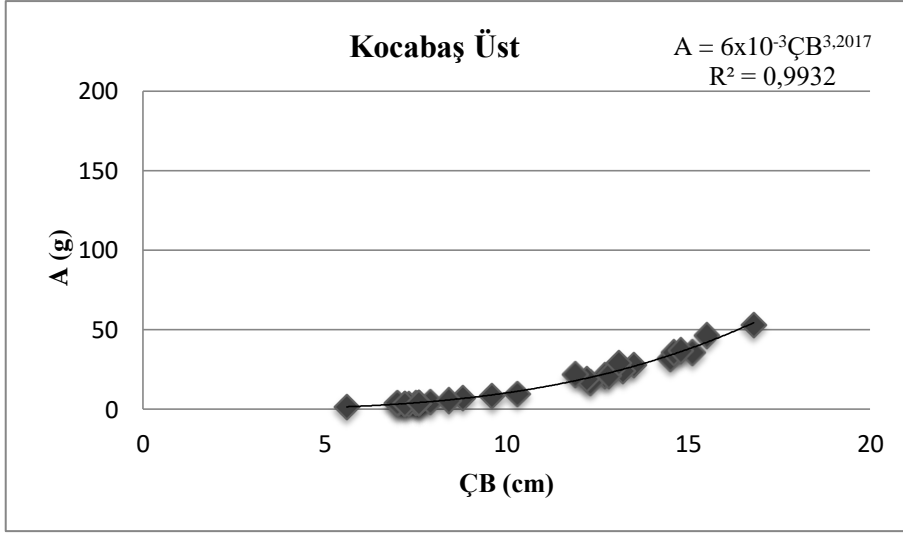
Kocabaş Çayı'ndan yakalanan *P. phoxinus* örneklerinin b değerleri üst istasyonda 3,2; alt istasyonda 3,28 ve kontrol istasyonunda 3,05 olarak bulunmuştur (Şekil 4.23). Kocabaş istasyonlarındaki *P. phoxinus* bireyleri için b değerleri hiçbir istasyonda istatistik olarak 3'ten farklı değildir, tüm istasyonlarda izometrik büyüme göstermektedir.

Kocabaş Çayı'ndan yakalanan *B. oligolepis* örnekleri değerlendirildiğinde b değerlerinin üst istasyonda 3,17 ve alt istasyonda 3,31 olduğu gözlenmiştir (Şekil 4.24). Puly t testi ile değerlendirilen örneklerde alt istasyondaki b değeri istatistik olarak 3'ten farklıdır ($P<0,05$). Kocabaş Çayı'ndan yakalanan *B. oligolepis* bireylerinin üst istasyonda izometrik, alt istasyonda pozitif allometrik bir büyüme sergiledikleri söylenebilir.

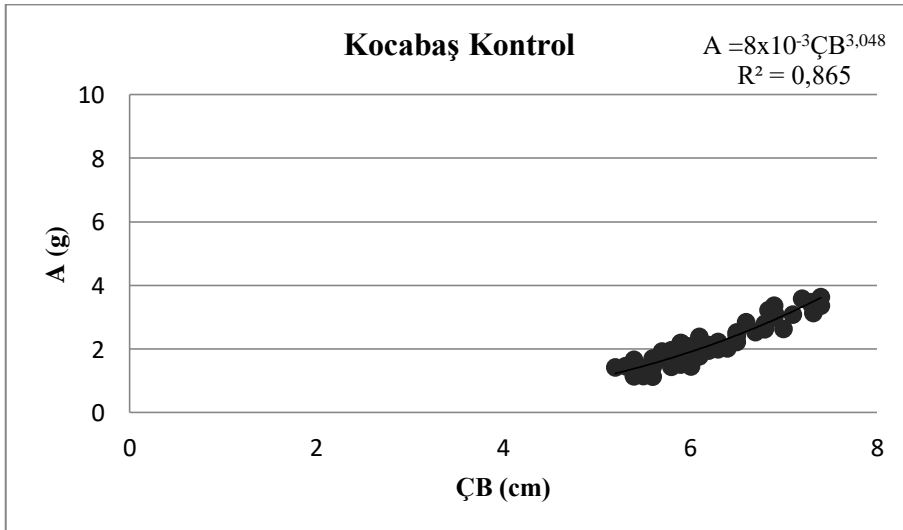
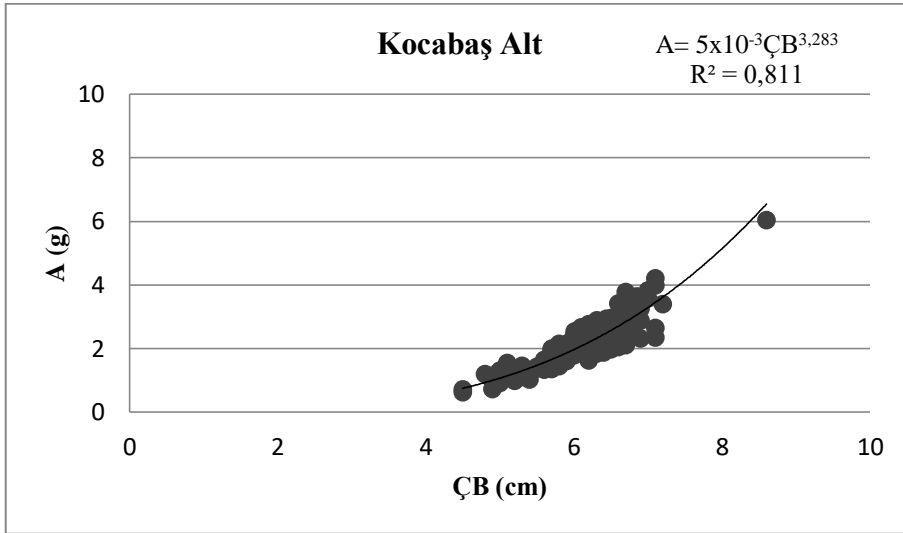
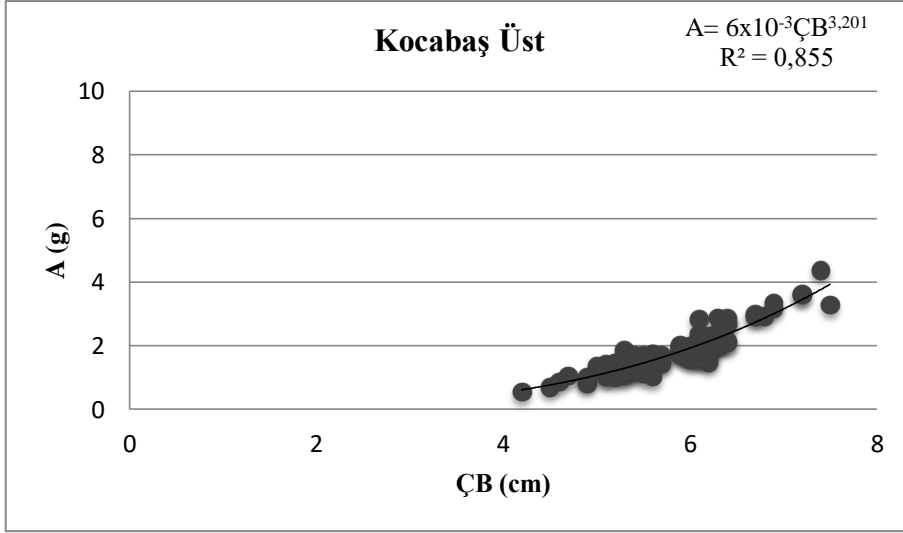
Kocabaş Çayı'ndan yakalanan *S. cii* örneklerinin b değerleri üst istasyonda 3,41, alt istasyonda 3,21 ve kontrol istasyonunda 3,13 olarak bulunmuştur (Şekil 4.25). Türe ait bireylerin yakalandığı istasyonlardan alt istasyonda b değeri istatistik olarak 3'ten farklı farklıdır ($P<0,05$). Alt istasyondaki bireyler için allometrik bir büyümeden ve diğer istasyonlardaki bireyler için izometrik bir büyümeden bahsetmek mümkündür.



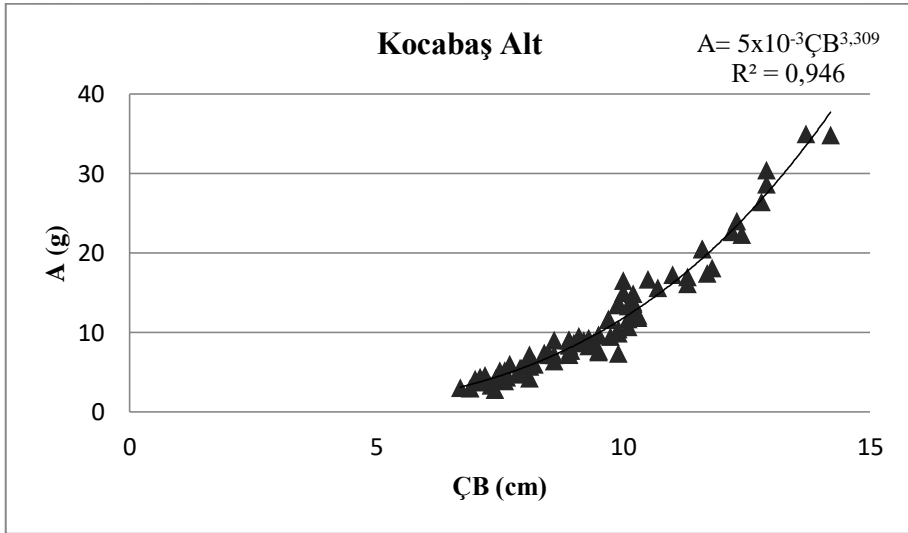
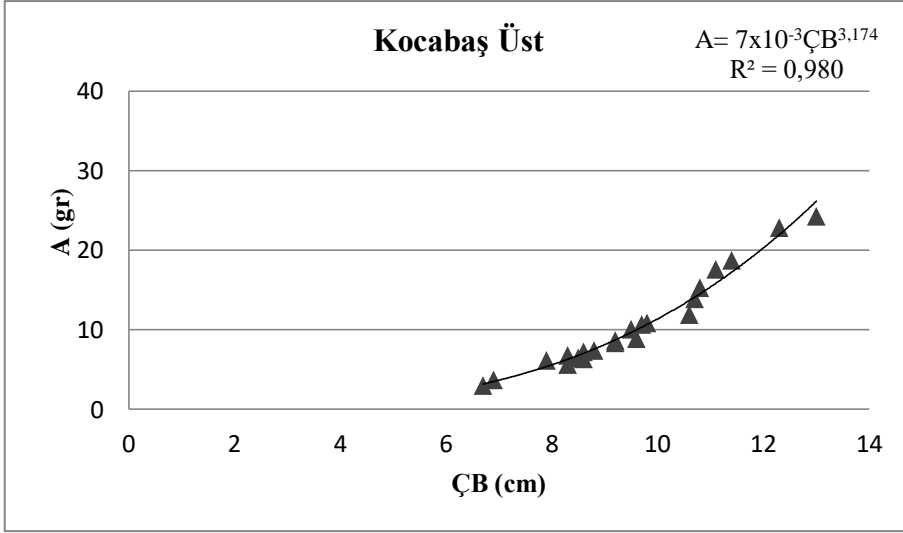
Şekil 4.21. Karamenderes istasyonlarından yakalanan *Salmo* sp. bireylerinin boy-ağırlık dağılımı



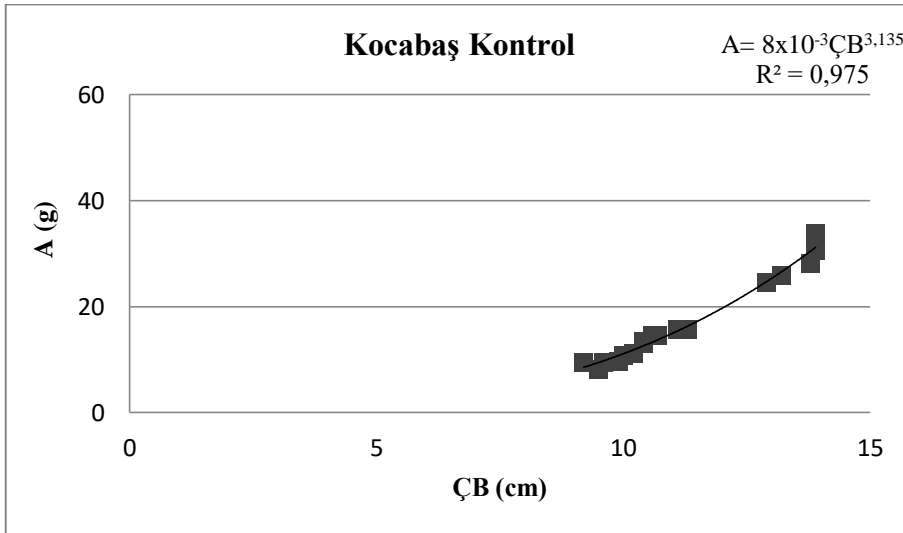
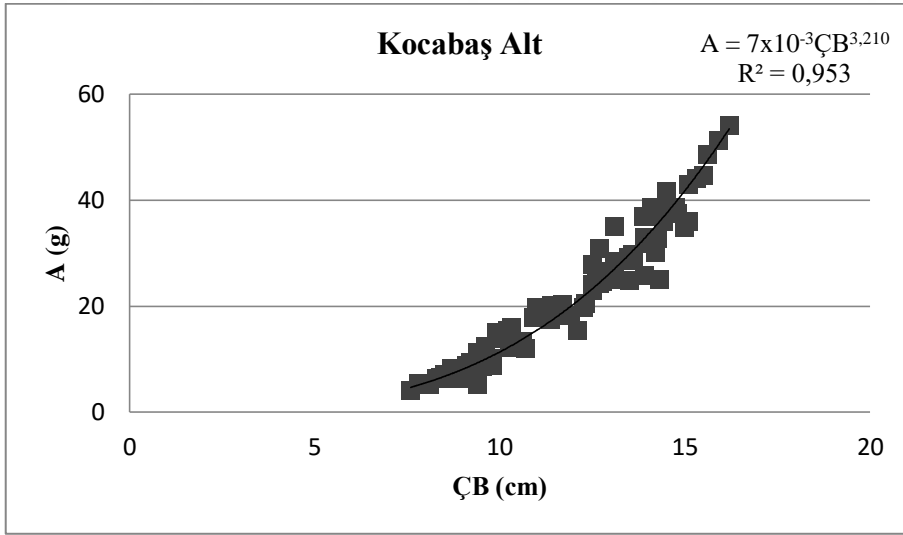
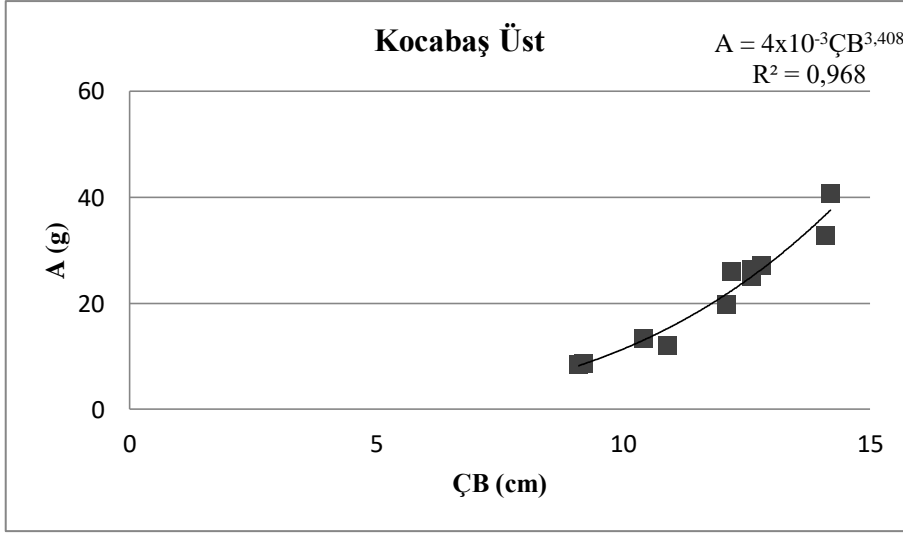
Şekil 4.22. Kocabaş istasyonlarından yakalanan *Salmo sp.* bireylerinin boy-ağırlık dağılımı



Şekil 4.23. Kocabaş istasyonlarından yakalanan *P. phoxinus* bireylerinin boy-ağırlık dağılımı



Şekil 4.24. Kocabaş istasyonlarından yakalanan *B. oligolepis* bireylerinin boy-ağırlık dağılımı



Şekil 4.25. Kocabaş istasyonlarından yakalanan *S. cii* bireylerinin boy-ağırlık dağılımı

Çizelge 4.11. Balık türlerinde yapılan boy-ağırlık çalışmaları

Tür	N	r ²	b değeri	Bölge	Kaynak
<i>S. trutta L.</i>	-	-	1,78-3,54	Kaz Dağları akarsuları	Geldiay, 1968
<i>S. trutta L.</i>	194	-	2,78-2,97	Çoruh ve Aras Nehirleri	Aras, 1974
<i>S. trutta L.</i>	-	-	2,996	Hodaçur Deresi	Yanar ve ark., 1987
<i>S. trutta labrax</i>	98	1,13	3,0	Barhal Deresi	Yıldırım, 1991
<i>S. trutta L.</i>	35	-	3,09	Şah Gölü	Baltacı, 1996
<i>S. macrostigma</i>	54	0,99	2,59-2,63	Teke Deresi	Yüksel, 1997
<i>S. trutta labrax</i>	-	-	2,9	Cenker Çayı	Arslan ve ark., 2000
<i>S. trutta labrax</i>	-	-	3,035	Doğu Karadeniz çayları	Tabak ve ark., 2001
<i>S. trutta</i>	94	0,99	2,98	Biga Yarımadası	İlhan ve ark., 2012
<i>Salmo sp.</i>	259	0,98-0,99	3,11-3,29	Karamenderes Çayı	Bu çalışma
<i>Salmo sp.</i>	156	0,85-0,99	3,14-3,2	Kocabaş Çayı	Bu çalışma
<i>P. phoxinus</i>	177	0,68	2,76	Biga Yarımadası	İlhan ve ark., 2012
<i>P. phoxinus</i>	399	0,81-0,86	3,04-3,28	Kocabaş Çayı	Bu çalışma
<i>S. cii</i>	1009	0,98	3,04	Biga Yarımadası	İlhan ve ark., 2012
<i>S. cii</i>	131	0,95-0,97	2,8-3,4	Kocabaş Çayı	Bu çalışma

Balıklarda b değerinin türden türden değişim gösterebildiği gibi aynı türün populasyonlarında da cinsiyet, yaş, beslenme şekli, kullanılan habitat ve iklimsel değişikliklere göre varyasyon gösterebildiği belirtilmiştir (Çetinkaya, 1989). Bu çalışma kapsamında yetiştiricilik faaliyetlerinin yapıldığı akarsulardan yakalanan türlerle önceden yapılmış boy-ağırlık ilişkisi çalışmaları karşılaştırıldığında; her iki akarsudan yakalanan *Salmo sp.* bireylerinin b değerlerinin, yetiştiricilik faaliyeti bulunmayan akarsulardan yakalanan alttür örneklerinin boy-ağırlık ilişkilerinin araştırıldığı önceki çalışmalara oranla daha yüksek olduğu gözlenmiştir (Çizelge 4.11). Özellikle bulduğumuz b değerlerinin çalışma bölgemizde daha önce yapılmış olan çalışmada (Geldiay, 1968) bulunan b değeri aralığında olduğu gözlenmiştir. Tatlı su habitatlarında desteklenebilir sayının (taşıma kapasitesi) büyük ölçüde fiziksel ve kimyasal koşullardaki dalgalanmalarla belirlendiği, kuraklık ve sel gibi olayların sıklığının besin alınabilirliğini etkilediği ve diğer balık türlerinin yoğunluğunun da alabalık gelişimini etkileyen faktörler olduğu belirtilmiştir (Grant ve ark., 1998; Elliott, 2001). Bu koşullarda yaşayan alabalıkların izometrik bir büyüme sergiledikleri önceki çalışmalarda mevcuttur (Yıldırım, 1991; Baltacı, 1996; Tabak ve ark., 2001).

Kocabaş istasyonlarından yakalanan *P. phoxinus* türü için bulunan b değerinin önceden yapılmış boy-ağırlık ilişkisi çalışmasında bulunan değerden daha yüksek olduğu belirlenmiştir. *B. oligolepis* türü bireyleri ile yapılmış boy-ağırlık ilişkisi çalışmasına tarafımızca rastlanmamıştır. Yakalanan bir diğer tür *S. cii* için Kocabaş üst istasyonundan yakalanan bireylerde bulunan b değeri de benzer şekilde literatürde belirtilen b değerlerinden daha yüksektir.

Yetiştiricilik faaliyetlerinin yapıldığı bölgelerde özellikle proteince zengin içerikli ve çoğunlukla yerli balıklar kullanılarak hazırlanan yemlerin doğal ortama giriş yaptığı birçok çalışmada ortaya konmuştur (Beveridge ve ark., 1997; Troell ve Norberg, 1998; Naylor ve ark., 2000; Miller ve Semens, 2002). Kültür balıklarınca yenmeyen yemlerin doğal ortama girişi ile, hem doğal balık türleri hem de ortamda bulunan diğer canlılar (makromurgasızlar gibi) için potansiyel besin kaynağı olduğu ve bu yemlerle beslenen bireylerin büyüme oranının, doğal besin kaynakları ile beslenen bireylerden farklı olduğu gözlenmiştir (Thodesen ve ark., 1999; Jonsson ve ark., 2003; Kousoulaki ve ark., 2012). Yetiştiricilik faaliyetlerinden etkilenen iki akarsu sisteminde yakalanan türlerin bireylerinde görülen pozitif allometrik büyümeler, bireylerin besin kaynakları arasında çiftlik kaynaklı yem ya da bu yem ile beslenen canlı grupları olabileceği ihtimalini düşündürmüştür. Bu soruya cevap bulabilmek amacıyla, çalışmanın bir sonraki aşamasında sindirim kanalı içeriği analizleri ve kararlı izotop analizleri ile beslenme özellikleri araştırılmıştır.

4.4. Ortamdaki Besin Kompozisyonu ve Beslenme Şiddeti

4.4.1. Ortamdaki Besin Kompozisyonu

Ortam örneklemeleri esnasında toplanan makroomurgasız örnekleri gruplandırılarak (Insecta, Crustaceae, Mollusca ve Oligochaetae) istasyonlardan toplanan makroomurgasız örneklerinin sayısal bollukları Çizelge 4.12’de sunulmuştur.

Çizelge 4.12. İstasyonlardan toplanan makroomurgasız örneklerinin yüzde bollukları (%)

İstasyonlar	Mevsimler	Insecta	Crustaceae	Mollusca	Oligochaetae	Toplam
Karamenderes Üst	Sonbahar	18	6,8	21,6	2,3	48,7
	Kış	3,1	0,6	7,3	0	11
	İlkbahar	11,1	2,8	13,5	0	27,4
	Yaz	4,1	2,3	6,2	0,3	12,9
Toplam		36,3	12,5	48,6	2,6	100
Karamenderes Alt	Sonbahar	18,4	10	9,6	1,9	39,9
	Kış	1,9	1,1	2	0,3	5,3
	İlkbahar	8,5	8,1	4,5	0,3	21,4
	Yaz	9,3	7,6	16,3	0,3	33,4
Toplam		38,1	26,6	32,4	2,8	100
Karamenderes Kontrol	Sonbahar	12,4	4,3	3,5	0	20,2
	Kış	11,9	6,2	0,3	0,3	18,7
	İlkbahar	20,2	7,3	0	0	27,5
	Yaz	16,1	17,5	0	0	33,6
Toplam		60,6	35,3	3,7	0,3	100
Kocabaş Üst	Sonbahar	9	6,2	0	0	15,2
	Kış	2	0,7	0,2	0	2,9
	İlkbahar	34,8	19,8	0	0	54,6
	Yaz	19,6	7,5	0,2	0	27,3
Toplam		65,4	34,2	0,4	0	100
Kocabaş Alt	Sonbahar	7,8	4	0,2	1	13
	Kış	3,5	2,1	0	0,3	5,9
	İlkbahar	36,3	21,9	0,2	0	58,4
	Yaz	13,9	8,5	0,2	0,1	22,7
Toplam		61,5	36,5	0,6	1,4	100
Kocabaş Kontrol	Sonbahar	3,2	1	0	0	4,2
	Kış	4,2	1,6	0	0	5,8
	İlkbahar	42,9	17,3	0	0	60,2
	Yaz	22,2	7,6	0	0	29,8
Toplam		72,5	27,5	0	0	100

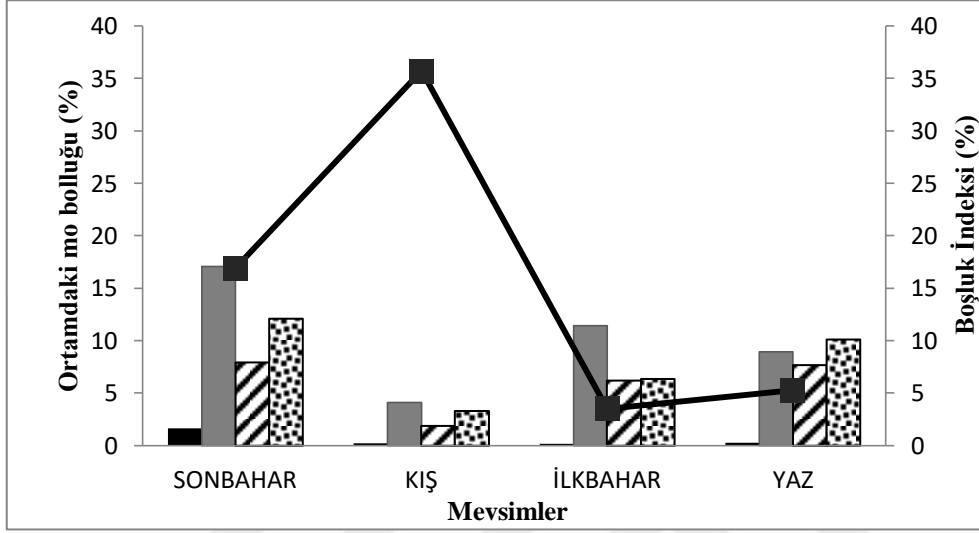
Her iki akarsuda da toplanan makroomurgasız gruplarının sayısal bollukları arasındaki farklar istasyonlara göre ve mevsimlere göre Kruskal-Wallis testi ile analiz edilmiştir. Karamenderes istasyonlarından toplanan Insecta ($x^2=1,42$; $df=2$; $P>0,05$) ve Crustaceae ($x^2=3,11$; $df=2$; $P>0,05$) bireylerinin istasyonlar arası sayısal bollukları bakımından farklılıkları istatistik olarak önemli değilken, Mollusca ($x^2=7,45$; $df=2$; $P<0,05$) ve Oligochaetae ($x^2=6,17$; $df=2$; $P<0,05$) bireylerinin sayısal bollukları bakımından istasyonlar arası farklılıkları istatistik olarak anlamlıdır. Benzer şekilde bu istasyonlardan toplanan Insecta ($x^2=6,38$; $df=3$; $P>0,05$), Crustaceae ($x^2=3,82$; $df=3$; $P>0,05$), Mollusca ($x^2=1,32$; $df=3$; $P>0,05$) ve Oligochaetae ($x^2=1,82$; $df=2$; $P>0,05$) bireylerinin sayısal bollukları bakımından mevsimsel farklılıkları istatistiksel olarak anlamlı değildir.

Kocabaş istasyonlarından toplanan Insecta ($x^2=0,37$; $df=2$; $P>0,05$), Crustaceae ($x^2=0,61$; $df=2$; $P>0,05$) ve Mollusca ($x^2=4,4$; $df=2$; $P>0,05$) bireylerinin sayısal bollukları bakımından istasyonlar arası farklılıkları istatistik olarak anlamlı değildir; ancak Oligochaetae bireylerinin sayısal bollukları bakımından istasyonlar arası farklılıkları istatistik olarak anlamlıdır ($x^2=7,16$; $df=2$; $P<0,05$). Benzer şekilde bu istasyonlardan toplanan, Mollusca ($x^2=0,94$; $df=3$; $P>0,05$) ve Oligochaetae ($x^2=1,28$; $df=3$; $P>0,05$) bireylerinin sayısal bollukları bakımından mevsimsel farklılıkları istatistiksel olarak anlamlı değilken; Insecta ($x^2=9,7$; $df=3$; $P<0,05$) ve Crustaceae ($x^2=9,7$; $df=3$; $P<0,05$) bireylerinin sayısal bollukları bakımından mevsimsel farklılıkları istatistiksel olarak anlamlıdır.

4.4.2. Beslenme Şiddeti

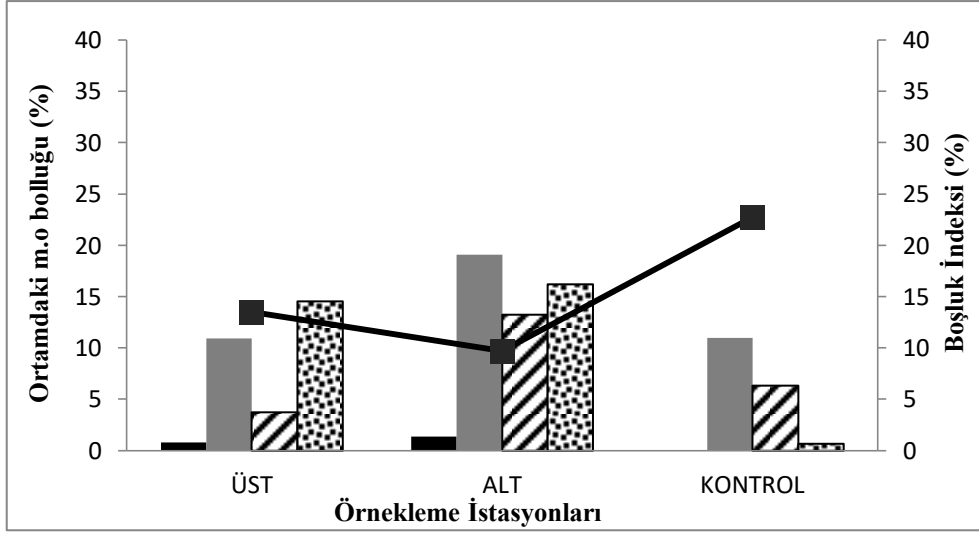
Karamenderes akarsuyunda genel olarak sayısal bolluk bakımından en fazla besin sırasıyla sonbahar (%38,75), yaz (%27) ve ilkbahar (%24,14) mevsimlerinde kaydedilmiştir. Kış mevsiminde besin bolluğu en düşük olarak belirlenmiştir (%9,3). Sindirim kanalının boşluk indeksi (%VI) ve ortamdaki makroomurgasız (mo) bollukları birlikte değerlendirildiğinde; Karamenderes istasyonlarında besin kaynaklarının daha bol olduğu (Şekil 4.26) ilkbahar (%3,51) ve yaz (%52,26) mevsimlerinde VI yüzdesinin nispeten daha düşük olduğu gözlenmiştir. Bununla birlikte ortamda makroomurgasızların bol olduğu sonbahar mevsiminde beslenme şiddetinin ilkbahar ve yaz aylarına göre düşük olması (%16,9) bu mevsimde ortamdaki besinlerin populasyon için yeterli olmadığını göstermiş olabilir. Genel olarak tüm mevsimlerde Insecta baskın (%41,5) olmakla birlikte, ortamda özellikle sonbahar mevsiminde (%12,09) fazla olmak üzere Mollusca bireylerinin

bol bulunduğu (%31,89) belirlenmiştir. Ortamdaki besin yüzdesinin en düşük (%9,48) olduğu ve *Salmo sp.* için en yüksek VI seviyesinin (%35,71) kış mevsiminde ortaya çıktığı ve bu dönemde makroomurgasız bolluğunun da daha düşük olduğu belirlenmiştir (Şekil 4.26). Mevsimler bakımından boşluk indekslerinin yüzdeleri karşılaştırıldığında istatistik olarak önemli bir fark bulunmamıştır ($t=2,07$; $df=3$, $P>0,05$).



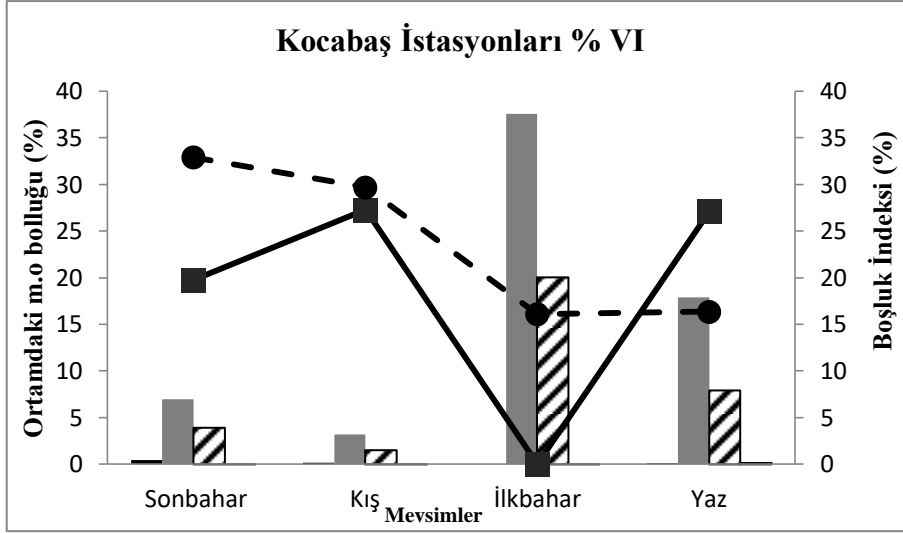
Şekil 4.26. Karamenderes istasyonlarındaki *Salmo sp.* populasyonlarının %VI değerleri (■ Oligochaetae ■ Insecta ▨ Crustaceae ▩ Mollusca)

İstasyonlara göre değerlendirildiğinde Karamenderes alt istasyonu ortamda en fazla besin içeren istasyon (%49,9) olarak belirlenmiştir. Bu istasyonu sırasıyla üst (%30) ve kontrol bölgesi (%18) izlemiştir. Bu verilere göre beslenme şiddetinin kontrol bölgesinde en az (VI: %22,7) ve alt istasyonda (VI: %9,7) en fazla olmasıyla, *Salmo sp.* bireylerinin beslenme şiddetlerinin ortamdaki besin bolluğu ile ilişkili olduğu söylenebilir (Şekil 4.27). Bununla birlikte Karamenderes istasyonlarından yakalanan bir başka tür olan *O. mykiss* örneklerinde boş sindirim kanalına rastlanmadığından %VI değeri hesaplanamamıştır. İstasyonlar arasında boşluk indekslerinin yüzdeleri karşılaştırıldığında istatistik olarak önemli bir fark bulunmamıştır ($t=3,96$; $df=2$; $P>0,05$).



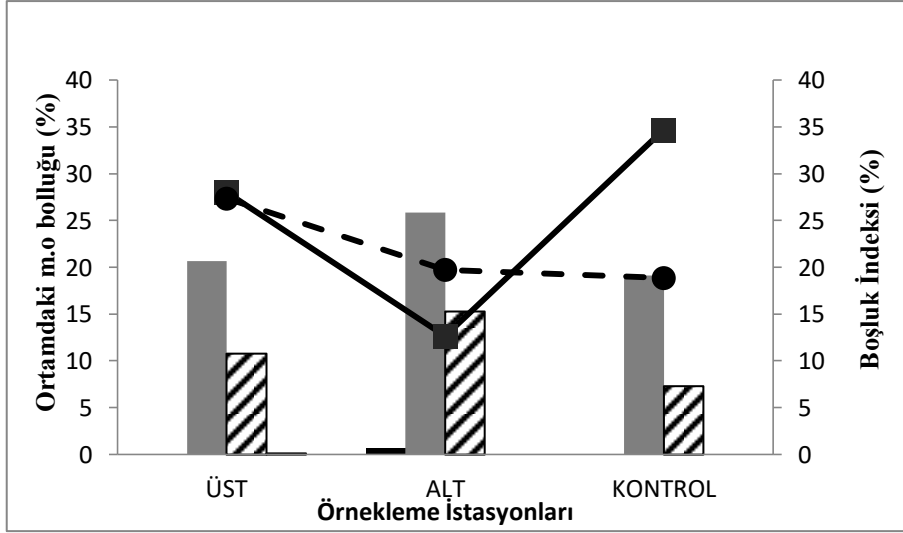
Şekil 4.27. Karamenderes istasyonlarındaki *Salmo* sp. populasyonlarının %VI değerleri (■ Oligochaeta ■ Insecta ▨ Crustacea ▩ Mollusca)

Kocabaş istasyonlarında en fazla besine %58 ile ilkbahar mevsiminde rastlanmıştır. Bunu sırasıyla %26 ile yaz, %11 ile sonbahar ve %5 ile kış ayları izlemiştir. Kocabaş istasyonlarında yakalanan *Salmo* sp. bireylerinin %VI değerleri incelendiğinde, ilkbahar mevsiminde boş sindirim kanalına rastlanmamış, sonbahar mevsiminde yaklaşık %20 olarak hesaplanmıştır. Yaz ve kış mevsimlerinde ise biraz daha yüksek ve hemen hemen aynı seviyede olduğu belirlenmiştir (Şekil 4.28). Mevsimler bakımından boşluk indekslerinin yüzdeleri arasında istatistik olarak önemli bir fark bulunmamıştır ($t=2,88$; $df=3$, $P>0,05$). Beslenme şiddetinin kış mevsiminde düşük olması, ortamdaki besin azlığı, yaz mevsiminde düşük olması ise sıcaklığa bağlı olarak sindirimin yüksek olması ile açıklanabilir. Ortamdan örneklenen makroomurgasız bolluklarında her mevsimde en çok Insecta bolluğu dikkat çekerken, bunu Crustacea bolluğu izlemiştir. Kocabaş Çayı'nın dominant bir türü olan *P. phoxinus* türü örneklerinin sindirim kanalı içerikleri ile boşluk indeksi (%VI) hesaplanmış, bu değer en yüksek sonbahar aylarında (%32,93) olduğu görülmüştür. Bunu kış ayları izlerken (%29,69), ilkbahar (%16,1) ve yaz aylarındaki (%16,35) boşluk indeksinin birbirine oldukça yakın olduğu gözlenmiştir (Şekil 4.28). Mevsimler bakımından *P. phoxinus* bireylerinde boşluk indekslerinin yüzdeleri arasındaki fark istatistik olarak anlamlıdır ($t=5,4$; $df=3$, $P<0,05$)



Şekil 4.28. Kocabaş istasyonlarındaki *Salmo* sp. ve *P. phoxinus* populasyonlarının %VI değerleri (■ Oligochaetae ■ Insecta ▨ Crustaceae ▩ Mollusca) (%VI Düz çizgi: *Salmo* sp., Kesikli Çizgi: *P. phoxinus*)

İstasyon bazında bakıldığında da; besin gruplarının en bol bulunduğu alt istasyonda (%41,13) *Salmo* sp. beslenme şiddetinin diğer istasyonlara kıyasla daha fazla olduğu gözlenmiştir. Besin kaynaklarının daha az olduğu üst istasyonda (%31,45) boşluk indeksinde artış gözlenmiş (%VI: %28) ve besin kaynaklarının en az olduğu kontrol istasyonda (%26,18) boşluk indeksi %34,7'ye yükselmiştir. İstasyonlar arası boşluk indekslerinin yüzdeleri karşılaştırıldığında istatistik olarak önemli bir fark bulunmamıştır ($t=3,85$; $df=2$, $P>0,05$). *P. phoxinus* bireylerinin beslenme şiddetlerinin alt ve kontrol istasyonlarda yakın seviyelerde olduğu (%19,75-18,87); ancak üst istasyonda daha yüksek olduğu gözlenmiştir (%VI: %34,7) (Şekil 4.29). İstasyonlar arası boşluk indekslerinin yüzdeleri arasındaki fark istatistikolarak anlamlıdır ($t=7,64$; $df=2$, $P<0,05$)



Şekil 4.29. Kocabaş istasyonlarındaki *Salmo* sp. ve *P. phoxinus* populasyonlarının %VI değerleri (■ Oligochaetae ■ Insecta ▨ Crustaceae ▩ Mollusca) (%VI Düz çizgi: *Salmo* sp., Kesikli Çizgi: *P. phoxinus*).

Boş midelerin oranının beslenme yoğunluğunun göstergesi olduğu varsayımına göre (Rae, 1967; Bowman ve Bowman, 1980), alabalıkların beslenme şiddetinin araştırıldığı bazı çalışmalarda kışın, midelerin neredeyse yarı yarıya boş olduğu belirtilmiştir. Sonbahar sonu-kış başı döneminde besin miktarının azalmasına bağlı olarak bireylerin yeterince besin alamayışıyla açıklanmaktadır (Thurow, 1966; Jacobsen ve Hansen, 2000). Buna kıyasla, yine alabalıkların beslenme yoğunluklarına ilişkin araştırmalar, sonbaharda midelerinde ilkbaharda olduğundan daha az besin olduğunu (kg başına 3,1 g ve 5,7 g besin) ve daha az aktif beslendiklerini (% 28 boş mide oranı) ortaya koymuştur (Lear, 1980). Bu çalışmada Karamenderes ve Kocabaş Çayları'nın çalışılan bölgelerinde yakalanan *Salmo* sp. bireylerinin beslenme şiddetinin en yüksek ilkbahar ve yaz mevsimlerinde ve en düşük kış mevsiminde görülmüş olması, bu mevsimlerde ortamda bulunan besinin ilkbahar ve yaz aylarında bol, kış mevsiminde ise sayısal bolluğunun az olması ile ilişkilendirilebilir. Bu bulgu, literatürü destekler niteliktedir. İstasyonlar bakımından incelendiğinde yine besin kaynaklarının daha az bulunduğu istasyonlarda beslenme şiddetinin de düştüğü ve besin kaynaklarının daha bol olduğu istasyonlarda *Salmo* sp. bireylerinin beslenme şiddetinin de arttığı saptanmıştır. Bu durum *Salmo* sp. bireylerinin muhtemel besin kaynaklarını oluşturan ve ortamdan örneklenen makroomurgasız örneklerinin bolluk miktarları ile de desteklenmiştir.

Benzer şekilde *P. phoxinus* türü bireylerini mide içeriği analizinin yapıldığı bir çalışmada, besin alınabilirliğinin daha yüksek olduğu ve büyüme ve üreme için enerji ihtiyacının daha fazla olduğu ilkbahar ve yaz aylarında beslenme şiddetinin de daha fazla olduğunu işaret etmektedir (Oscoz ve ark., 2006). Mevcut çalışma bulguları da *P. phoxinus* bireylerinin ilkbahar ve yaz mevsimindeki beslenme şiddetlerinin sonbahar ve kış mevsimlerine oranla daha yüksek olduğunu göstermektedir.

4.4.3. Örneklem İstasyonlarının Abiyotik Özellikleri

Ele alınan iki akarsu sisteminde yetiştiricilik yapılan bölgenin alt ve üst istasyonlarından ve kontrol istasyonunda 2 tekrarlı olarak ölçülen fizikokimyasal parametrelerin ortalama ile standart sapmaları ve laboratuvar ortamında ölçülen nitrat ve fosfat değerleri Çizelge 4.13 ve 4.14’de verilmiştir. Karamenderes istasyonlarında sıcaklık değerleri 8,2°C (Mart) ile 19,5°C (Ağustos) arasında, pH değerleri 7,1 (Ağustos) ile 10,4 (Şubat) arasında, elektriksel iletkenlik değerleri 162 μScm^{-1} (Nisan) ile 347,5 μScm^{-1} (Eylül) arasında ve çözünmüş oksijen değerleri 6,4 mgL^{-1} (Ekim) ile 10,8 mgL^{-1} (Eylül) arasında değişiklik göstermiştir. Kocabaş istasyonlarında da sıcaklık değerleri 8,8°C (Kasım) ile 20,2°C (Ağustos) arasında, pH değerleri 6,87 (Eylül) ile 8,34 (Ağustos) arasında, elektriksel iletkenlik değerleri 134 μScm^{-1} (Nisan) ile 289,5 μScm^{-1} (Mart) arasında ve çözünmüş oksijen değerleri 6,9 mgL^{-1} (Ekim) ile 10,72 mgL^{-1} (Mart) arasında değişiklik göstermiştir. Genel olarak sıcaklık değerlerinin daha düşük olduğu kış aylarında çözünmüş oksijen değerlerinin daha yüksek olduğu gözlenmiştir. Bu ölçümler literatür bilgisi ile uyumludur (Hacıoğlu ve Dülger, 2009; Akbulut ve ark., 2014). İstasyonlarda ölçülen sıcaklık, pH, çözünmüş oksijen ve elektriksel iletkenlik parametrelerinin aylık ortalamaları arasında fark olup olmadığı iki yönlü varyans analizi (ANOVA) ile analiz edilmiştir. Karamenderes istasyonlarında aylık olarak ölçülen sıcaklık ortalama değerleri öncelikle transforme edilerek veriler homojen hale getirilmiştir. Mekansal fark istatistik olarak önemli olmasa da ($F=1,58$; $df=2$; $P>0,05$); zamansal fark istatistik olarak önemlidir ($F=22,06$; $df=3$; $P<0,05$). Karamenderes istasyonlarında aylık olarak ölçülen pH ortalama değerleri öncelikle transforme edilerek veriler homojen hale getirilmiştir. Mekansal fark ($F=0,03$; $df=2$; $P>0,05$) ve zamansal fark ($F=5,35$; $df=3$; $P>0,05$) istatistik olarak önemli değildir. Karamenderes istasyonlarında aylık olarak ölçülen çözünmüş oksijen ortalama değerleri bakımından hem mekansal fark ($F=21,09$; $df=2$; $P<0,05$) hem de zamansal fark ($F=28,37$; $df=3$; $P<0,05$) istatistik olarak önemlidir. Karamenderes istasyonlarında aylık olarak ölçülen elektriksel iletkenlik ortalama değerleri öncelikle transforme edilerek veriler

homojen hale getirilmiştir. Mekansal fark ($F=0,04$; $df=2$; $P>0,05$) ve zamansal fark ($F=2,35$; $df=3$; $P>0,05$) istatistik olarak önemli değildir.

Karamenderes Çayı üzerindeki istasyonlarda sıcaklık, pH, çözülmüş oksijen ve elektriksel iletkenlik parametreleri benzerlik gösterirken; özellikle Eylül ayında tüm istasyonlarda nitrat artışı ($0,7-1,4\text{mgL}^{-1}$) ve bu artışı takiben Eylül ile Ekim aylarında da fosfat değerlerinde bir artış ($0,2-5,4\text{mgL}^{-1}$) gözlenmiştir. Bununla birlikte bu aylarda özellikle Karamenderes üst ve alt istasyonlarda ölçülen yüksek fosfat değerleri, çiftlik kaynaklı girdilerle ilişkilendirilebilir. Besleyici girdisine bağlı olarak akarsularda fosfat oranının artışına dair çalışmalar bulunmaktadır (Barak ve Rijn, 2000; Ruiz-Zarzuola ve ark., 2009).

Karamenderes istasyonlarında Eylül ayında görülen nitrat artışı Kocabaş Çayı istasyonlarında Eylül ve Ekim aylarında ($0,9-1,7\text{mgL}^{-1}$); fosfat artışı ise Ağustos, Eylül ve Ekim aylarında ($0,5-5,4\text{mgL}^{-1}$) görülmektedir. Nitrat seviyesindeki bu artış, yaz aylarında yağış miktarındaki ve akıntı hızındaki düşüşe ve buharlaşma artışına bağlı olarak tortu oluşumundan kaynaklanabileceğini düşündürmüştür.

Çizelge 4.13. Karamenderes istasyonlarında ölçülen fizikokimyasal parametrelerin tanımlayıcı istatistikleri

Örnek toplama dönemleri	İstasyonlar	Akış Hızları msn ⁻¹	Sıcaklık, °C	pH	Elektriksel İletkenlik µScm ⁻¹	Çözünmüş Oksijen, mgL ⁻¹	Nitrat mgL ⁻¹	Fosfat, mgL ⁻¹
Ağustos 2015	K.menderes Üst	332	12,9±0,3	7,9±0,1	254,5±3,5	8,9±0,2	0	<0,05
	K. menderes Alt	442	19,5±0,3	7,7±0,1	280±2	8,6±0,17	0	0,1
	Kontrol	681	18,2±0,4	7,1	331,5±0,5	7,4±0,1	0	<0,05
Eylül 2015	K.menderes Üst	341	13,2±0,1	7,4	279	10,8±0,4	1,4	5,4
	K. menderes Alt	672	16,8 ±0,1	8,4	276±2	10,7±0,9	0,7	4,6
	Kontrol	600	16,2	7,1	347,5±0,5	10,4±0,4	0,9	4,7
Ekim 2015	K.menderes Üst	347	11,7±0,1	7,9±0,1	271,5±0,5	7,4	0	0,2
	K. menderes Alt	770	12,3±0,1	8,1±0,1	275,5±1	6,4	0	1,6
	Kontrol	677	13,8	7,8±0,1	347,5±1,5	6,7	0	0,5
Kasım 2015	K.menderes Üst	358	11,7±0,1	8±0,1	256,5±1,5	9,8	0	0,05
	K. menderes Alt	762	11,9±0,1	7,9±0,1	259,8±0,7	10±0,1	0	0,06
	Kontrol	643	12,9±0,1	7,5	319,5±0,5	8,4±0,2	0	<0,05
Aralık 2015	K.menderes Üst	365	9,2±0,1	7,8±0,1	251,5±0,5	10,3±0,1	0	<0,05
	K. menderes Alt	780	8,9±0,1	7,9±0,1	255,3±0,2	10,6	0	<0,05
	Kontrol	688	8,3±0,1	8,5	287,5±1,5	10,3±0,1	0	<0,05
Şubat 2016	K.menderes Üst	363	9,4±0,1	10,2±0,1	241,5±0,5	9,6±0,1	0	0,3
	K. menderes Alt	725	9,9±0,1	7,9±0,1	245,8±0,7	10,5±0,2	0	<0,05
	Kontrol	717	9,9±0,1	10±0,2	272	9,7±0,1	0	<0,05
Mart 2016	K.menderes Üst	351	8,9±0,1	7,5	237,5±0,5	10,2	0	<0,05
	K. menderes Alt	808	9±0,1	7,5	251,5±1	9,6	0	<0,05
	Kontrol	742	8,2±0,1	7,8	257±1	10	0	<0,05
Nisan 2016	K.menderes Üst	384	9,8±0,1	7,9	162	10,9	0	0,05
	K. menderes Alt	689	10,4±0,1	7,7	173,5	10,1	0	0,1
	Kontrol	779	10,4±0,1	7,8	203	10,4	0	0,1
Mayıs 2016	K.menderes Üst	428	11,8	7,2	190	10,6	0	0,1
	K. menderes Alt	638	12,4	7,4	206,5	10,3	0	0,1
	Kontrol	890	12,1	7,6	235	10,1	0	0,1
Haziran 2016	K.menderes Üst	384	13,2±0,3	8,2±0,1	248,5±2,5	10,1	0	0,1
	K. menderes Alt	566	19,3	7,6±0,3	243,8±1,2	8,9	0	0,04
	Kontrol	774	15,7±0,1	7,8±0,1	306,5±1,5	10±0,1	0	0,03
Temmuz 2016	K.menderes Üst	320	13,4±0,2	7,6±0,1	263±1	10,8	0	0,1
	K. menderes Alt	482	15,7±0,3	7,5	277,8±0,8	10,6±0,1	0	0,1
	Kontrol	702	17,3±0,1	8,7	322±1	10,2	0	0,4

Kocabaş istasyonlarında aylık olarak ölçülen sıcaklık ortalama değerleri bakımından mekansal fark istatistik olarak önemli olmasa da (F=0,09; df=2; P>0,05); zamansal fark istatistik olarak önemlidir (F=29,54; df=3; P<0,05). Kocabaş istasyonlarında aylık olarak ölçülen pH ortalama değerleri bakımından mekansal fark (F=0,17; df=2; P>0,05) ve zamansal fark (F=0,71; df=3; P>0,05) istatistik olarak önemli değildir. Kocabaş istasyonlarında aylık olarak ölçülen çözünmüş oksijen ortalama değerleri öncelikle

transforme edilerek veriler homojen hale getirilmiştir. Mekansal fark ($F=0,28$; $df=2$; $P>0,05$) hem de zamansal fark ($F=0,38$; $df=3$; $P>0,05$) istatistik olarak önemli değildir. Kocabaş istasyonlarında aylık olarak ölçülen elektriksel iletkenlik ortalama değerleri öncelikle transforme edilerek veriler homojen hale getirilmiştir. Mekansal fark istatistik olarak önemli olmasa da ($F=0,3$; $df=2$; $P>0,05$); zamansal fark istatistik olarak önemlidir ($F=8,57$; $df=3$; $P<0,05$).

Karamenderes üzerindeki istasyonlardan farklı olarak Kocabaş üzerinde Eylül ve Ekim aylarında üst ($1,7$ ve $>5.0 \text{ mgL}^{-1}$) ve özellikle kontrol istasyonlarda ($3,8$ ve $5,2 \text{ mgL}^{-1}$) fosfat miktarının yüksek çıkması bu istasyonlardaki akışların düşük olması ile açıklanabilir (Lemarié ve ark., 1998). Bitkiler tarafından besin kaynağı olarak kullanılan nitratın ve besleyici tuzların artışıyla da alg miktarında artış meydana geldiği ve bu artışın da fosfat değerlerine yansiyabileceği sanılmaktadır.

Çizelge 4.14. Kocabaş istasyonlarında ölçülen fizikokimyasal parametrelerin tanımlayıcı istatistikleri

Örnek toplama dönemleri	İstasyonlar	Akış Hızları msn ⁻¹	Sıcaklık, °C	pH	İletkenlik, µScm ⁻¹	Çözünmüş Oksijen, mgL ⁻¹	Nitrat, mgL ⁻¹	Fosfat, mgL ⁻¹
Ağustos 2015	Kocabaş Üst	613	19,4±0,1	7,1	281±1	7,7	0	4,8
	Kocabaş Alt	693	20,2	8,3	280,3±1,1	8,1	0	5,4
	Kontrol	882	19,7	7,1	280,5±0,5	8,9	0	0,9
Eylül 2015	Kocabaş Üst	743	14,8	7,3	270	10,1±0,1	1,7	1,7
	Kocabaş Alt	718	15	6,9	274 ±0,5	8,9±0,1	0,9	0,5
	Kontrol	822	14,8	7	270,5±0,5	7,7±0,1	1	>5,0
Ekim 2015	Kocabaş Üst	868	14,7	7,8	280,5±0,5	7	0	3,8
	Kocabaş Alt	852	14,8	7,3	284,3±0,7	7,2±0,1	1,3	2,3
	Kontrol	863	15,1±0,1	8	276,5±0,5	6,9±0,1	0	5,2
Kasım 2015	Kocabaş Üst	854	9,9±0,1	7,5	222,5±0,5	9,7±0,1	0	0,2
	Kocabaş Alt	893	9,2±0,7	7,5±0,1	227,3±0,2	10,2	0	0,1
	Kontrol	936	9,8±0,1	7,4±0,1	218,5±0,3	9,6	0	0,1
Aralık 2015	Kocabaş Üst	768	8,8	7,3±0,2	205,1±0,1	10,2	0	0,1
	Kocabaş Alt	755	9±0,1	7±0,1	212,4±3,7	10,1±0,1	0	<0,05
	Kontrol	947	9	7,1±0,1	188,3±0,1	10,1	0	<0,05
Şubat 2016	Kocabaş Üst	712	10,8±0,1	7,7±0,2	176,5±0,5	10,6±0,1	0	<0,05
	Kocabaş Alt	630	10,7	7,4±0,2	171±1,5	10,5±0,1	0	0,1
	Kontrol	856	11,1±0,1	7,5±0,1	150±2	10,5±0,1	0	0,2
Mart 2016	Kocabaş Üst	647	9,8±0,1	7,9	289,5±1,5	10,7	0	<0,05
	Kocabaş Alt	622	9,2±0,1	7,6	262±1,5	10,2	0	<0,05
	Kontrol	860	10±0,1	7,5	287,5±0,5	10	0	0,05
Nisan 2016	Kocabaş Üst	623	11,3±0,1	7,3	134	10,4	0	0,1
	Kocabaş Alt	716	11,6±0,3	7	146	10,2	0	01
	Kontrol	828	11,9±0,1	7,1	141,5	10,4	0	<0,05
Mayıs 2016	Kocabaş Üst	576	13,9±0,3	7,5±0,4	157	10	0	<0,05
	Kocabaş Alt	672	14,1±0,2	7,6±0,3	174	10,7±0,3	0	<0,05
	Kontrol	776	14,4	7,6±0,4	155	10,6±0,1	0	0,1
Haziran 2016	Kocabaş Üst	628	19,1	7,5±0,1	239	7,6±0,1	0	0,1
	Kocabaş Alt	696	19	7,6±0,3	243,5±1,5	9	0	0,05
	Kontrol	829	19,7±0,1	8,2±0,1	243,8±1,3	8,9±0,03	0	0,3
Temmuz 2016	Kocabaş Üst	633	18,3	7,5	257,5±0,5	10,3±0,1	0	0,1
	Kocabaş Alt	742	18,3±0,1	7,6±0,1	265,8	10,5	0	0,1
	Kontrol	848	19±0,1	7,4±0,1	272,5±1,5	9,8±0,1	0	0,1

4.5. Beslenme Bulguları

4.5.1. Mide İçeriği

Sindirim kanalı içeriği inceleme işlemi baskın türlerden *Salmo* sp. ve *P. phoxinus* için; ayrıca doğal ortamda bulunmayan ve sadece yetiştiriciliği yapılan, ancak Karamenderes istasyonlarında yetiştiricilik ünitesinden kaçtığı gözlemlenen *O. mykiss* için tamamlanmıştır.

Her iki akarsuya ait istasyonlarından yakalanan *Salmo* sp. örnekleri incelendiğinde; tüm istasyonlarda sindirim kanalı içeriklerinde en fazla Insecta grubuna rastlanmıştır (Çizelge 4.15). Karamenderes istasyonlarından yakalanan bireylerde ilkbahar mevsimi başta olmak üzere (%100); her mevsimde Insecta tüketildiği gözlenmiştir (Çizelge 4.16). Özellikle Kocabaş Çayı istasyonlarında her mevsim her bireyin sindirim kanalında Insecta varlığı dikkat çekmiştir (Çizelge 4.17). Insecta'yı sırasıyla Crustaceae, Mollusca ve Oligochaetae gruplarının takip ettiği gözlenmiştir. Bu durum *Salmo* sp bireylerinin ağırlıklı olarak Insecta ile beslendiğini göstermektedir.

Her iki akarsuda da *Salmo* sp türünün sindirim kanalı içeriklerinde Insecta grubu bireylerinin nisbi önem indeksi yüksektir. Karamenderes Çayı'ndaki bireylerin sindirim kanalında rastlanan Crustaceae bireylerinin %IRI değeri, Kocabaş Çayı'ndaki bireylerden daha yüksektir (Çizelge 4.15). Mollusca grubuna Karamenderes istasyonlarından yalnızca alt istasyondaki bireylerin sindirim kanalında rastlanmış, Kocabaş Çayı'ndan yakalanan bireylerde bulunmamıştır. Mevsimsel bakıldığında; Karamenderes'te, diğer mevsimlerde nispeten tüketilen Crustaceae'nin kış mevsiminde daha az tüketildiği (%1,03) gözlenmiştir. Kış mevsimi hariç her mevsimde sindirim kanalında rastlanan Mollusca grubunun nisbi önem indeksleri oldukça düşüktür (sırasıyla %0,1, %0,02 ve %0,01) (Çizelge 4.18). Kocabaş istasyonlarında genel olarak en çok tüketilen besin grubu Insecta'dır ve bunu Crustaceae takip etmektedir (sırasıyla %0,4, %0,03 ve %0,1). Yalnızca ilkbahar mevsiminde düşük miktarda Oligochaetae (%0,04) tüketildiği tespit edilmiştir (Çizelge 4.17).

Çizelge 4.15. İstasyonlara göre *Salmo sp'* nin %N, %F, %W ve %IRI Değerleri

İstasyon ve Besin Grupları		%N	%F	%W	%IRI
Karamenderes Üst (n=106)	Insecta	60,37	93,4	24,07	21,6
	Crustaceae	39,53	67,92	16,49	10,3
Karamenderes Alt (n=89)	Insecta	65,44	98,88	42,65	29,3
	Crustaceae	28,26	68,54	8,75	7
	Mollusca	6,24	15,73	1,63	0,34
	Oligochaetae	0,05	1,12	0,0	<0,01
Karamenderes Kontrol (n=88)	Insecta	80,28	95,45	26,47	27,9
	Crustaceae	19,56	47,73	8,09	3,6
	Mollusca	0,16	1,14	0,09	<0,01
Kocabaş Üst (n=25)	Insecta	94,29	100	27,32	32,4
	Crustaceae	5,24	20	2,6	0,4
	Oligochaetae	0,48	4	0,02	<0,01
Kocabaş Alt (n=79)	Insecta	85,77	100	69,21	41,3
	Crustaceae	1,32	6,33	0,48	0,03
	Oligochaetae	0,29	1,27	0,02	<0,01
Kocabaş Kontrol (n=49)	Insecta	96,77	100	78,8	25,8
	Crustaceae	3,23	14,29	2,4	0,1

Çizelge 4.16. Mevsimlere göre Karamenderes İstasyonlarındaki *Salmo sp'* nin %N, %F, %W ve %IRI Değerleri

Mevsim ve Besin Grupları		%N	%F	%W	%IRI
Sonbahar (n=95)	Insecta	63,41	95,79	19,93	18,1
	Crustaceae	32,73	63,16	24,42	8,2
	Mollusca	3,86	7,37	1,8	0,1
Kış (n=36)	Insecta	62,07	83,33	31,16	12,4
	Crustaceae	27,59	58,33	5,12	1,03
	Mollusca	10,34	13,89	3	<0,01
İlkbahar (n=61)	Insecta	89,25	100	34,72	28,2
	Crustaceae	9,55	41	55,5	6,1
	Mollusca	1,2	4,92	0,61	0,02
Yaz (n=95)	Oligochaetae	0,06	1,05	0	<0,01
	Insecta	56,01	97,89	17,76	16,4
	Crustaceae	43,33	72,63	14,63	9,6
	Mollusca	0,61	4,21	0,26	0,01

Çizelge 4.17. Mevsimlere göre Kocabaş İstasyonlarındaki *Salmo* sp'nin %N, %F, %W ve %IRI Değerleri

Mevsim ve Besin Grupları		%N	%F	%W	%IRI
Sonbahar (n=76)	Insecta	97,36	100	38,04	24,1
	Crustaceae	2,64	11,84	1,36	0,08
Kış (n=22)	Insecta	95,5	100	24,63	21,4
	Crustaceae	4,5	18,18	1,37	0,2
İlkbahar (n=7)	Oligochaetae	1,46	14,29	0,08	0,04
	Insecta	86,86	100	59,52	26,1
	Crustaceae	11,68	14,29	1,2	0,3
Yaz (n=48)	Insecta	97,55	100	57,71	27,7
	Crustaceae	2,45	8,33	1,6	0,06

Karamenderes Çayı'na ait istasyonlarında, balık çiftliğinden kaçarak doğal ortama katılan *O. mykiss* örneklerine, çiftliğin üst ve alt istasyonlarında rastlanmıştır. Bu istasyonlardaki bireylerin sindirim kanalı içeriklerinde en fazla Insecta grubuna rastlanmıştır (Çizelge 4.18). Insecta'yı sırasıyla Crustaceae ve Mollusca gruplarının takip ettiği görülmüştür. Tüketilen Mollusca grubunun nisbi önem indeksi her iki istasyonda da oldukça düşüktür (sırasıyla %0,3 ve %0,5). *O. mykiss* türü bireylerinin sindirim kanalı içeriklerinde Oligochaetae grubuna rastlanmamıştır. Bu durum *O. mykiss* türünün de tıpkı *Salmo* sp. gibi ağırlıklı olarak Insecta ile beslendiğini göstermektedir. Mevsimsel bakıldığında; sadece ilkbahar ve yaz mevsimlerinde yakalanan *O. mykiss* için tüketilen besin grupları bakımından mevsimsel olarak da tüketilen besin gruplarının Insecta ve Crustaceae olduğu görülmüştür (Çizelge 4.19).

Çizelge 4.18. İstasyonlara göre *O. mykiss* türünün %N, %F, %W ve %IRI Değerleri

İstasyon ve Besin Grupları		%N	%F	%W	%IRI
Karamenderes	Insecta	79,78	100	77,42	43,5
Üst (n=17)	Crustaceae	17,98	47,06	15,03	4,3
	Mollusca	2,25	11,76	7,55	0,3
Karamenderes	Insecta	75,47	100	95,67	47,3
Alt (n=17)	Crustaceae	19,73	64,71	3,26	4,1
	Mollusca	4,80	29,41	1,06	0,5

Çizelge 4.19. Mevsimlere göre *O. mykiss* populasyonlarının %N, %F, %W ve %IRI Değerleri

Mevsim ve Besin Grupları		%N	%F	%W	%IRI
İlkbahar (n=8)	Insecta	85,71	100	57,23	41,5
	Crustaceae	8,33	37,50	30,24	4,2
	Mollusca	5,95	25	12,53	1,3
Yaz (n=21)	Insecta	74,53	100	88,27	47,3
	Crustaceae	22,98	57,14	10,15	5,5
	Mollusca	2,48	14,29	1,57	0,2

Kocabaş istasyonlarından örneklenen *P. phoxinus* türünün sindirim kanalı analizi bulguları tüm istasyonlarda %95'ten fazla bulunma sıklığı ile Insecta'nın en çok tüketilen besin grubu olduğunu göstermiştir. Bu grubu sırasıyla Crustaceae ve Mollusca izlemiştir. Özellikle Mollusca'nın bulunma sıklığının çok düşük miktarlarda olduğu tespit edilmiştir. Sindirim kanalı analizi bulguları *P. phoxinus* türü bireylerinin sindirim kanalı içeriklerinde Oligochaetae ve Mollusca gruplarına rastlanmamıştır. Crustaceae grubunun istasyonlardaki nisbi önem indeksi çok düşüktür (sırasıyla %0,2, %0,1 ve %0,05). Bireylerin besin kaynağı olarak en çok Insecta'yı tükettiği gözlenmiştir (Çizelge 4.20). Besin gruplarının sindirim kanalında bulunma sıklıklarına mevsimsel olarak bakıldığında, Insecta'nın en çok bulunduğu mevsimin yaz (%99,2), en az bulunduğu mevsimin de sonbahar olduğu (%85,1) gözlenmiştir (Çizelge 4.21).

Çizelge 4.20. İstasyonlara göre *P. phoxinus* populasyonunun %N, %F, %W ve %IRI Değerleri

İstasyon ve Besin Grupları		%N	%F	%W	%IRI
Kocabaş Üst (n=106)	Insecta	95,44	79,25	59,01	31,8
	Crustaceae	4,27	8,46	3,82	0,2
Kocabaş Alt (n=157)	Insecta	97,44	87,9	60,62	36,1
	Crustaceae	2,32	4,46	6,07	0,1
Kocabaş	Insecta	95,57	89,62	40,77	31,8
Kontrol (n=106)	Crustaceae	4,43	3,77	0,83	0,05

Çizelge 4.21. Mevsimlere göre Kocabaş İstasyonlarındaki *P. phoxinus* populasyonunun %N, %F, %W ve %IRI Değerleri

Mevsim ve Besin Grupları		%N	%F	%W	%IRI
Sonbahar (n=82)	Insecta	85,14	84,15	26,02	17,6
	Crustaceae	14,46	10,98	3,39	0,4
Kış (n=64)	Insecta	97,31	81,25	99,85	30,1
	Crustaceae	2,69	3,13	4,14	0,04
İlkbahar (n=118)	Insecta	97,25	87,29	66,03	26,8
	Crustaceae	2,75	5,93	8,84	0,13
Yaz (n=104)	Insecta	99,22	89,42	49,26	25
	Crustaceae	0,52	2,88	0,32	<0,01

Mide içeriği analizi çalışmaları incelendiğinde; *Salmo* sp.'nin genel olarak bentik makroomurgasızlarla beslendikleri ortaya konmuştur. Elliott (1967) çalışmasında *S. trutta* bireylerinin mide içeriklerinde ağırlıklı olarak Plecoptera, Ephemeroptera, Tricoptera, Diptera, Coleoptera ve az miktarda Mollusca bireylerine rastlamıştır. Lagarrigue ve ark., (2002) çalışmalarında *S. trutta* bireylerinin mide içeriklerinde, bölge için baskın takson olan Chironomidae üyelerine bol miktarda bulunduğunu belirtmişlerdir. Benzer bir çalışma yapan Grey ve ark. (2002) *S. trutta* bireylerinin çoğunlukla hava böcekleri ve littoral-bentik makroomurgasızlarla beslendiklerini ortaya koymuştur. Alp ve ark. (2005) ülkemiz akarsularından Ceyhan ve Fırat Nehirleri'nde yaşayan *S. trutta* populasyonlarının ağırlıklı olarak Plecoptera, Ephemeroptera, Malacostraca, Diptera ve Coleoptera bireylerini tükettiklerini bildirmişlerdir. Bu çalışmada sindirim kanalı içerikleri incelenen *Salmo* sp. bireylerinin, her iki akarsuda da ortamda en bol bulunan Insecta bireylerini tükettikleri belirlenmiştir. Özellikle Karamenderes Çayı'nda Crustaceae bireylerinin de daha az olmak kaydıyla tüketildikleri görülmüştür. Yapılan çalışmalarda Salmonidlerin besin kaynağını oluşturan Plecoptera, Ephemeroptera, Tricoptera, Diptera, Coleoptera taksonları bu çalışma kapsamında Insecta familyası altında gruplanmış olduğundan, *Salmo* sp. bireylerinin sindirim kanalı içeriği bulguları literatürü destekler niteliktedir.

Runck ve Blinn (1993) doğal ortamdan yakalanan *O. mykiss* bireylerinin sindirim kanalı içeriklerini incelediğinde, ortamda bol miktarda bulunan makroomurgasızlardan ziyade, küçük boyulu bir Cyprinid türü olan *Lepidomeda vittata*'ya rastlamışlardır. Rikardsen ve Sandring (2006)'in çalışmalarında da yine doğal ortamdan yakalanan *O. mykiss* bireylerinin ağırlıklı olarak Crustaceae ve Insecta ile beslendikleri; bunun yanı sıra

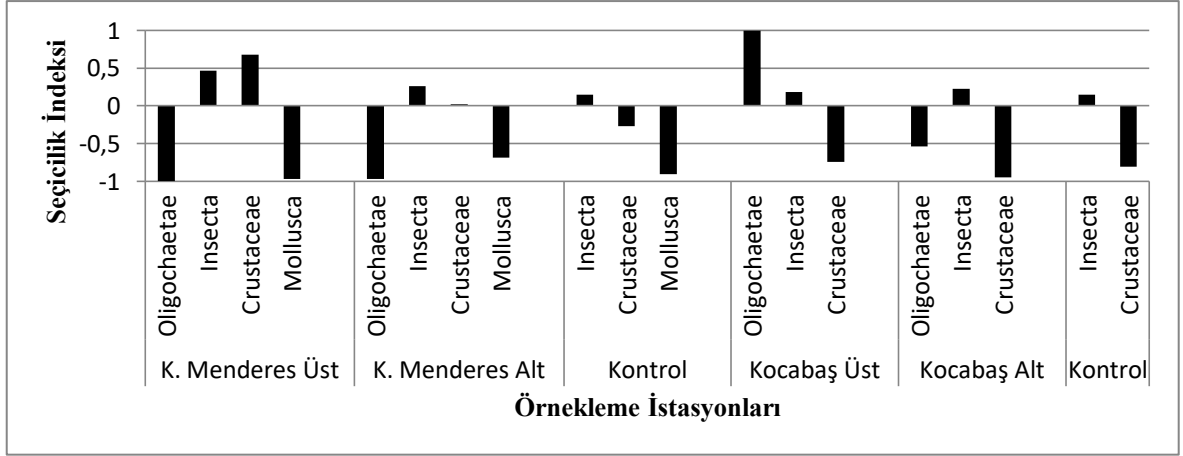
sindirim kanallarında bazı balık türlerine ve az miktarda Gastropod örneğine rastlandığını bildirmişlerdir. Bu çalışmada doğal ortamdan yakalanan *O. mykiss* bireylerinin sindirim kanalı analizleri yapıldığında herhangi bir balık türüne ait örnek bulunmamış; ancak bol miktarda Insecta ve daha az miktarda Crustaceae bireyelerine rastlanmıştır. *O. mykiss* bireylerinin sindirim kanalı içeriği bulguları, literatür çalışmalarını desteklemektedir.

P. phoxinus türü bireylerinin sindirim kanalı analizinin yapıldığı tek bir çalışmaya ulaşılmıştır. Oscoz ve ark. (2006) çalışmasında örneklerin sindirim kanalı içeriğinde çoğunlukla boyları 50-60 mm arasında olan sucul omurgasızlar bulunduğu saptanmıştır. Kocabaş Çayı'ndan yakalanan aynı türe ait bireylerin de Insecta ağırlıklı beslendikleri belirlendiğinden, yapılan çalışmanın *P. phoxinus* türü sindirim kanalı içeriği analizi sonuçları literatür ile uyumludur.

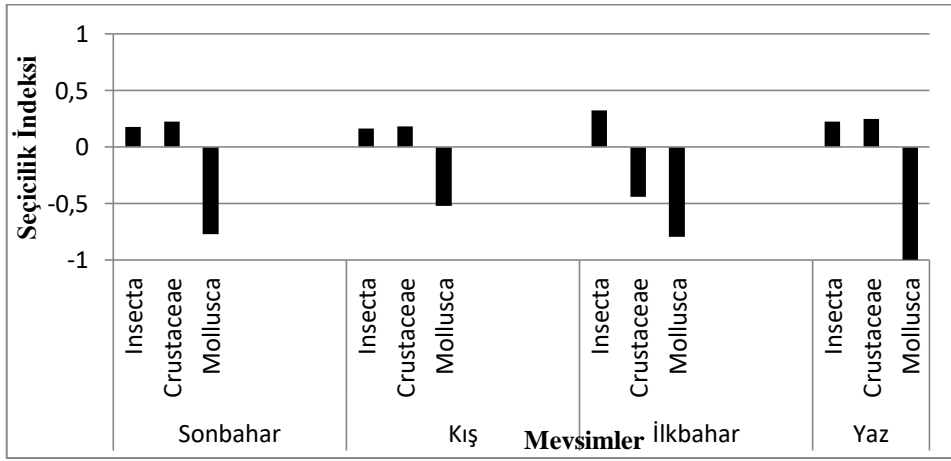
4.5.2. Besin Tercihleri

Her iki akarsuda da bulunan *Salmo* sp. örnekleri Karamenderes istasyonlarında genel olarak Insecta (0,15-0,47) ve Crustaceae (0,02-0,68) üyelerinin seçicilik indeks değerleri yüksek, Mollusca bireyelerinin seçicilik indeks değeri (0,97.-0,68) düşüktür. İstasyonlar tek tek incelendiğinde; üst istasyonda sindirim kanalında Insecta bireyelerine daha sıklıkla ve bol miktarda rastlanmasına rağmen, Crustaceae bireyelerinin seçicilik indeks değeri Insecta bireyelerinden yüksek olarak hesaplanmıştır. Buna göre Karamenderes üst istasyonunda Crustaceae bireyelerinin daha fazla tercih edildiği söylenebilir. Alt istasyonda Crustaceae bireyelerinin diyetdeki seçicilik indeks değeri düşüktür. Kontrol istasyonda sadece Insecta bireyelerinin seçicilik indeksinin pozitif olması *O. mykiss* bireyelerinin olmadığı ortamda bu besin kaynağının yüksek oranda tercih edildiği sonucunu doğurabilir (Şekil 4.30). Karamenderes istasyonlarında, besin tercihi bakımından ilkbahar mevsiminde diğer mevsimlerden farklı olarak Crustaceae bireyelerinin besin kaynağı olarak seçicilik indeksinin negatif olduğu görülmektedir (Şekil 4.31).

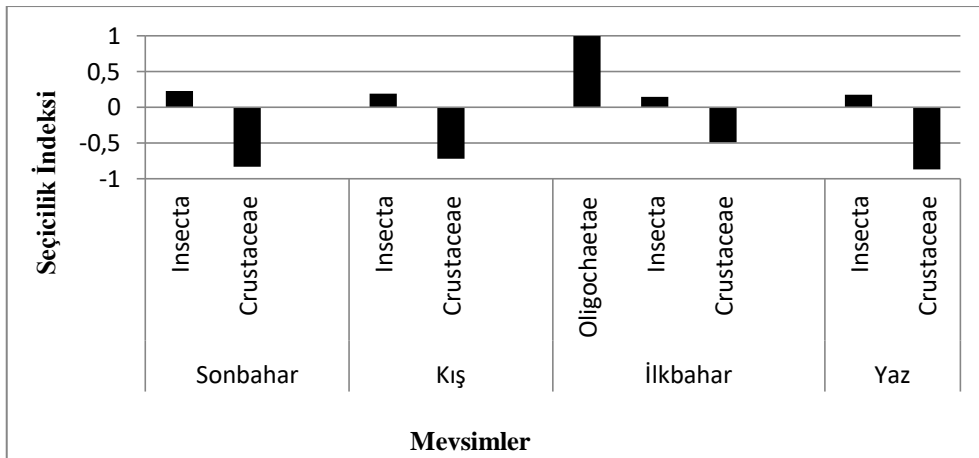
Kocabaş istasyonlarındaki mevsimlere göre *Salmo* sp. bireyelerinin sindirim kanalı içeriklerinde en fazla Insecta grubuna rastlanmıştır. Özellikle alt ve kontrol istasyonlarda türün besin kaynağı olarak Insecta'yı tercih ettiği, ortamda bulunan Crustaceae ve Oligochaetae grupları ile beslenmediği gözlenmiştir. Ancak Kocabaş üst istasyonda Insecta'nın yanısıra ağırlıklı olarak Oligochaetae bireyelerinin seçicilik indeks değerinin yüksek olması dikkat çekicidir. Oligochaetae bireyelerinin seçicilik indeks değeri ilkbahar mevsiminde yüksek olarak görülmüştür (Şekil 4.32).



Şekil 4.30. İstasyonlardaki *Salmo* sp. populasyonlarının seçicilik indeksleri



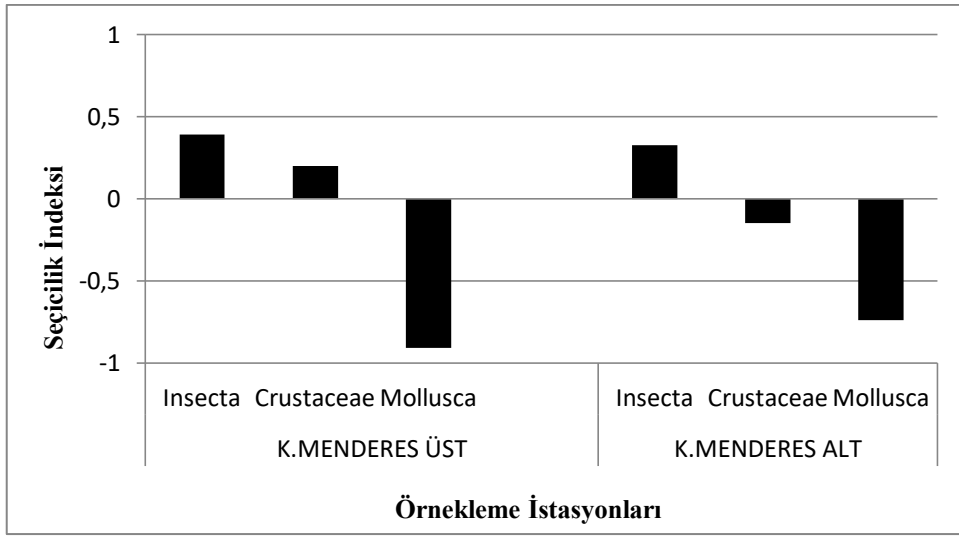
Şekil 4.31. Karamenderes istasyonlarındaki *Salmo* sp. populasyonlarının mevsimlere göre seçicilik indeksleri



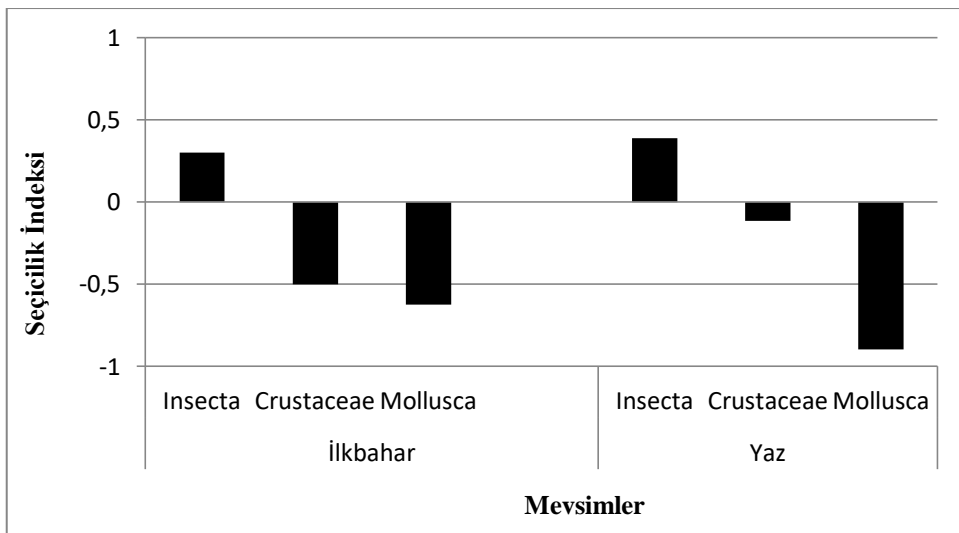
Şekil 4.32. Kocabaş istasyonlarındaki *Salmo* sp. populasyonlarının mevsimlere göre seçicilik indeksleri

Karamenderes Çayı üzerinde bulunan yetiştiricilik ünitesinden kaçarak doğal ortama giriş yapan *O. mykiss* bireylerinin sindirim kanalı içeriği incelendiğinde; çiftliğin üst bölgesinden avlanan bireylerde besin olarak Insecta'nın yanı sıra Crustaceae bireylerinin seçicilik indeksi de pozitifdir (Şekil 4.33).

Çiftliğin alt istasyonunda *O. mykiss* bireylerinin diyetinde *Salmo* sp. bireyleri gibi Insecta grubunun seçicilik indeks değeri pozitifdir. Mevsimsel olarak; *O. mykiss*'in yakalandığı ilkbahar ve sonbahar mevsimlerinde tercih edilen besin kaynağı Insecta olmuştur (Şekil 4.34).

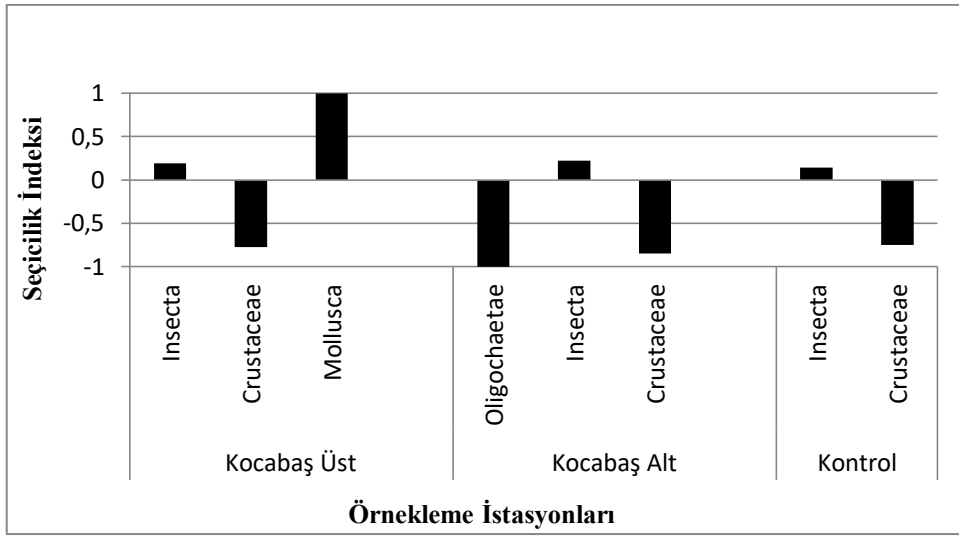


Şekil 4.33. Karamenderes istasyonlarındaki *O. mykiss* populasyonlarının seçicilik indeksleri

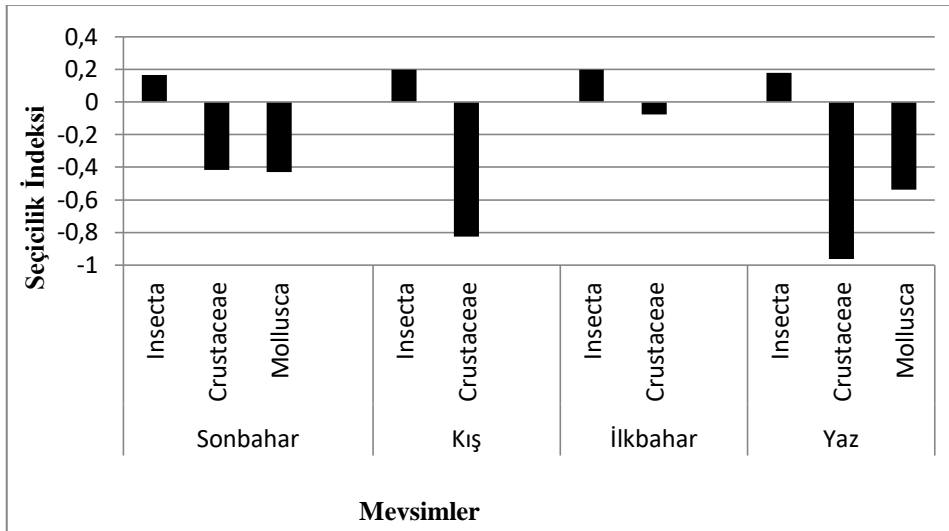


Şekil 4.34. Karamenderes istasyonlarındaki *O. mykiss* populasyonlarının mevsimlere göre seçicilik indeksleri

Kocabaş istasyonlarından yakalanan *P. phoxinus* bireylerinin sindirim kanalları incelendiğinde; yetiştiricilik ünitesinin alt bölgesinde ve kontrol istasyonda türün ağırlıklı olarak Insecta bireylerini tükettiği, ortamda bulunan Crustaceae, Mollusca ve Oligochaetae gruplarına ait seçicilik indekslerinin negatif olduğu görülmüştür. Ancak yetiştiricilik ünitesinin üst bölgesinde Insecta bireylerinin yanı sıra Mollusca bireylerinin de seçicilik indeksinin yüksek olması dikkat çekicidir (Şekil 4.35). Mevsimsel sonuçlar değerlendirildiğinde besin kaynağı bakımından mevsimler arası farklılık gözlenmemiştir (Şekil 4.36)



Şekil.4.35. Kocabaş istasyonlarındaki *P. phoxinus* populasyonlarının seçicilik indeksleri



Şekil 4.36. Kocabaş istasyonlarındaki *P. phoxinus* populasyonlarının mevsimlere göre seçicilik indeksleri

Bazı araştırmacılar, salmonidlerin besin alınabilirliğini mevsimsel varyasyonlar ile (Frost ve Brown, 1967; Bridcut ve Giller, 1993; Alanara ve Branas, 1997) ve balıkların metabolizmasını etkileyen su sıcaklığındaki değişikliklerle ilişkilendirmiştir (Mortensen ve ark., 1993; Elliott ve Hurley, 2003). Balıkların, beslenme şekillerinin akarsuyun üst kısımlarından gelen yüksek hızlı akıntıların sebep olduğu omurgasız sürüklenmelerinden de etkilenebildiği belirtilmiştir (Lagarrigue ve ark., 2002).

Akarsularda yaşayan salmonidlerin, besin kaynağı bolluğundaki değişikliklere bağlı olarak beslenme davranışlarını ayarlayabildikleri (Fausch ve ark, 1997; McLaughlin ve ark., 1999), ayrıca bentik canlılar ile beslendikleri (Forrester ve ark, 1994; Amundsen ve ark., 1999) bildirilmiştir. Karamenderes üst ve alt istasyonlarda yakalanan *Salmo* sp. ve *O.* bireylerinin sindirim kanalı içeriği analizleri bu iki türün ağırlıklı olarak Insecta ile beslendiğini göstermiştir. Ancak üst ve alt istasyonlardaki makroomurgasız bollukları göz önüne alındığında, örneklemeler esnasında toplanan Insecta bireylerinin üst istasyonda alt istasyondan daha az olduğu görülmüştür. Bu durumda, üst istasyondaki Insecta bolluğunun her iki türün beslenmesinde yetersiz olabileceğinden bahsedilebilir. Böylece üst istasyonda *Salmo* sp. bireylerinin Insecta'nın yanı sıra Crustaceae bireylerini de tercih ettiğini söyleyebiliriz. Bu istasyondan yakalanan ve yerli tür olan *Salmo* sp. verileri birlikte değerlendirildiğinde; Karamenderes üst istasyonda öncelikli besin tercihi Insecta olan her iki tür için, besin azlığı durumunda (Insecta bolluğu: %10,9) her iki türün de Crustaceae'ye de yöneldiği ancak tercih edilen Insecta bireylerinin *O. mykiss* tarafından *Salmo* sp. bireylerine göre daha fazla seçilebildiği sonucu çıkarılabilir.

Benzer şekilde Kocabaş üst istasyonundan yakalanan ve sindirim kanalı analizi yapılan *Salmo* sp. bireylerinde de genel olarak baskın Insecta grubunun yanında Oligochaetae bireylerinin de seçicilik indeksinin yüksek bulunmuştur. *P. phoxinus* türü de öncelikli besin kaynağı olan Insecta yanında Mollusca grubu ile beslenmektedir. Bulgular, bu iki türün bu bölgede Insecta ile beslendiği ve Insecta bolluğunun yeterli olmadığı durumda ikisinin de besin tercihinin başka gruplarına kaydđını işaret etmektedir

4.6. Beslenme Özelliklerinin Kararlı İzotoplarla Değerlendirilmesi

4.6.1. Balık Örnekleri ve Muhtemelen Besin Kaynaklarında Ölçülen $\delta^{13}\text{C}$ ve $\delta^{15}\text{N}$ Değerleri

Karamenderes ve Kocabaş Çayları'ndan sonbahar aylarında yapılan balık ve makroomurgasız örneklemelerine ait $\delta^{13}\text{C}$ ve $\delta^{15}\text{N}$ değerleri balık örneklerine ait tanımlayıcı istatistikler Çizelge 4.22' de sunulmuştur.

Karamenderes üst istasyonundan yakalanan *Salmo* sp. için $\delta^{13}\text{C}$ ortalama değeri ‰ -29,9 ve $\delta^{15}\text{N}$ ortalama değeri ‰ 6,4 olarak hesaplanmıştır. Alt istasyonda *Salmo* sp. değerleri $\delta^{13}\text{C}$ için ‰ -26,4 ve $\delta^{15}\text{N}$ için ‰ 8,7 iken; bu istasyonda bulunan *O. mykiss*'in ortalama $\delta^{13}\text{C}$ değeri ‰ -29,9 ve $\delta^{15}\text{N}$ ‰ 6,4'dür. Kontrol istasyonundaki *Salmo* sp. bireylerinde $\delta^{13}\text{C}$ ortalama değeri ‰ -30,2 ve $\delta^{15}\text{N}$ ortalama değeri ‰ 6,7 olarak belirlenmiştir. Üst istasyonun $\delta^{13}\text{C}$ oranı bakımından alt istasyondan ‰ 3,5; $\delta^{15}\text{N}$ bakımından da ‰ 2,44 oranında daha yüksek olduğu tespit edilmiştir.

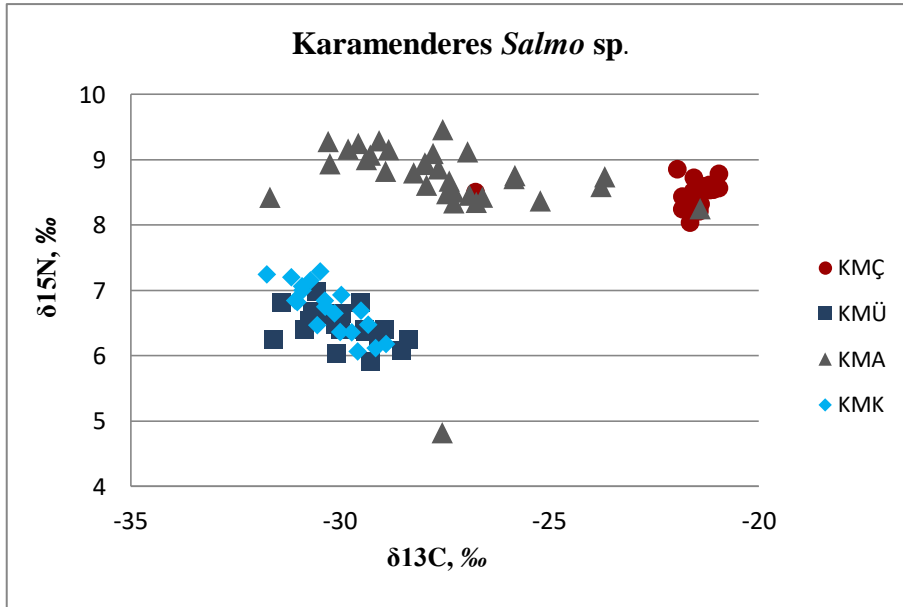
Çizelge 4.22. Karamenderes Çayı türlerinin total boy ve ağırlıkları ile kararlı izotop oranlarının tanımlayıcı istatistik sonuçları

İstasyon	Birey Sayısı	TL (cm)	W (g)	$\delta^{13}\text{C}$, ‰	$\delta^{15}\text{N}$, ‰
		ort± ss	ort± ss	ort± ss	ort± ss
Karamenderes Üst					
<i>Salmo</i> sp.	21	11,8±4,4	26,2±27,8	-29,9±0,9	6,4±0,3
Karamenderes Alt					
<i>Salmo</i> sp.	19	12,8±4,8	34,6±39,3	-26,4±1,8	8,7±0,3
<i>O. mykiss</i>	3	18,2±4,8	84,6±59,2	-25,6±1,4	8,8±0,4
Karamenderes Kontrol					
<i>Salmo</i> sp.	20	11,3±3,2	19±14,8	-30,3±0,8	6,7±0,4
Karamenderes Çiftlik					
<i>Salmo</i> sp.	20	22,6±1,5	153,8±35	-21,7±1,2	8,5±0,2
<i>O. mykiss</i>	10	22,9±1,3	172,2±25,4	-21,8±0,5	8,7±0,3

Karamenderes istasyonlarından yakalanan ve çiftlikten alınan *Salmo* sp. örnekleri $\delta^{13}\text{C}$ ve $\delta^{15}\text{N}$ değerleri bakımından tek yönlü ANOVA ile karşılaştırılmıştır. $\delta^{13}\text{C}$ değerleri bakımından istasyonlar arası görülen farklılık istatistiksel olarak anlamlıdır (F=214,58;

df=3; P<0,05). Kontrol ve üst istasyonun birlikte bir alt grup oluşturduğu, çiftlik ve alt istasyonların da birer alt grup oluşturduğu saptanmıştır. $\delta^{15}\text{N}$ değerleri için yapılan değerlendirme sonucu bireylerin ortalama $\delta^{15}\text{N}$ değerleri arasında istasyonlar arası fark vardır (F=310,64; df=3; P<0,05). Tukey testi ile $\delta^{15}\text{N}$ açısından çiftlik ve alt istasyonun bir alt grup ve üst ile kontrol istasyonlarının da birer alt grup oluşturduğu ortaya konmuştur.

Karamenderes istasyonlarından yakalanan *Salmo* sp. bireyleri ile çiftlikte yetiştirilen *Salmo* sp. bireylerinin $\delta^{13}\text{C}$ ve $\delta^{15}\text{N}$ değerleri karşılaştırıldığında; üst ve kontrol istasyondaki bireylerin $\delta^{13}\text{C}$ bakımından, alt istasyondaki örneklerin de çiftlik örnekleriyle özellikle $\delta^{15}\text{N}$ bakımından benzer değerlerde oldukları görülmüştür. Çiftlikte yetiştirilen *Salmo* sp. ve *O. mykiss* bireylerinde özellikle yüksek $\delta^{13}\text{C}$ değeri bulunması Çizelge 4.25'de görüldüğü üzere kullanılan besin kaynağının farklılığı ile açıklanabilir. *Salmo* sp. bireylerinin $\delta^{15}\text{N}$ düzeylerindeki istasyonlara göre farklılık göstermesi analiz edilen balıklarda iki farklı besin kaynağının kullanılabileceğini gösterir. Bunun yanısıra çeşitli çalışmalar, canlı gruplarının $\delta^{15}\text{N}$ değerleri ile yağış rejimleri veya buldukları coğrafik koşullar arasında korelasyon olduğunu bildirmiştir (Shearer ve ark., 1978; Heaton, 1987; Fry 1991; Fogel ve Johnson, 1996; Austin ve Vitousek, 1998). Çalışma kapsamında istasyonlardan alınan su örneklerinin nitrat ve fosfat analizlerinde sonbahar aylarında özellikle alt istasyonda görülen artış, kararlı izotop analizlerinin yapıldığı sonbahar aylarındaki artış ile ilişkilendirilebilir. Benzer şekilde alt istasyondan yakalanan *O. mykiss* örnekleri ile çiftlikte yetiştirilen bireylerin $\delta^{13}\text{C}$ ve $\delta^{15}\text{N}$ değerleri karşılaştırıldığında, çiftlikten kaçarak doğal ortama dahil olan bireylerin ortalama $\delta^{13}\text{C}$ değerlerinde farklılıklar gözlenmiş (Şekil 4.37); ancak örnek sayısı yetersizliği nedeniyle bu farklılığın önem derecesi test edilememiştir.



Şekil 4.37. Karamenderes istasyonlarından yakalanan türlerin $\delta^{13}\text{C}$ ve $\delta^{15}\text{N}$ değerleri (KMÇ: K.menderes Çiftlik, KMÜ: K.menderes Üst, KMA: K.menderes Alt, KMK: K.menderes Kontrol)

Karamenderes Çayı'ndan yapılan bentik örneklemeler sonucunda olası besin kaynakları gruplanmıştır. Bu gruplara ait izotopik değerler Çizelge 4.23'de sunulmuştur. Karamenderes Çayı üzerinde yer alan balık yetiştirme çiftliğinin kullandığı yem örneklerinin de izotop $\delta^{13}\text{C}$ için ‰-23,9 ve $\delta^{15}\text{N}$ için ‰4,9 olarak bulunmuştur. Üst istasyonda gruplanan besin organizmalarından $\delta^{13}\text{C}$ değeri en düşük değer Insecta bireylerinde (‰-32,3) ve en yüksek değer epilitikte (‰-25,3) gözlenmiştir. $\delta^{15}\text{N}$ için en düşük değer epilitikte (‰ 2,6) ve en yüksek değer Insecta bireylerinde (‰ 8,4)

bulunmuştur. Alt istasyonda $\delta^{13}\text{C}$ değeri için en düşük değer Oligochaetae bireylerinde (‰ -30) ve en yüksek değer yine epilitikte (‰ -26,4) gözlenmiştir. $\delta^{15}\text{N}$ için en düşük değer epilitikte (‰ 2,8) ve en yüksek değer Oligochaetae ve Insecta bireylerinde (‰ 5,8) bulunmuştur. Kontrol istasyona bakıldığında, bu istasyonda $\delta^{13}\text{C}$ değeri bakımından en düşük değer Insecta bireylerinde (‰ -30,2) ve en yüksek değer epilitikte (‰ -25,8) gözlenmiştir. $\delta^{15}\text{N}$ değeri için en düşük değer epilitikte (‰ 2,4) ve en yüksek değer Insecta grubunda (‰ 5,8) ölçülmüştür. Karamenderes üst istasyonundan toplanan besin kaynaklarının ortalama $\delta^{13}\text{C}$ ($t=-24,8$; $df=4$; $P<0,05$) ve ortalama $\delta^{15}\text{N}$ ($t=5,78$; $df=4$; $P<0,05$) değerleri arasındaki fark istatistik olarak önemlidir. Karamenderes alt istasyonundan toplanan besin kaynaklarının ortalama $\delta^{13}\text{C}$ ($t=-44,7$; $df=4$; $P<0,05$) ve ortalama $\delta^{15}\text{N}$ ($t=8,82$; $df=4$; $P<0,05$) değerleri arasındaki fark istatistik olarak önemlidir. Benzer şekilde Karamenderes kontrol istasyonundan toplanan besin kaynaklarının $\delta^{13}\text{C}$ ($t=-27,26$; $df=3$; $P<0,05$) ve $\delta^{15}\text{N}$ değerleri arasındaki fark da anlamlı bulunmuştur ($t=6,09$; $df=4$; $P<0,05$). Özellikle çiftlikte besin kaynağı olarak kullanılan yemin izotopik kompozisyon değerinin doğal besinlerin özellikle $\delta^{13}\text{C}$ değerinden yüksek olduğu gözlenmiştir.

Çizelge 4.23. Karamenderes Çayı'nda bulunan muhtemel besin kaynaklarının kararlı izotop oranlarının tanımlayıcı istatistik sonuçları

Besin Kaynakları	Karamenderes Üst		Karamenderes Alt		Karamenderes Kontrol	
	$\delta^{13}\text{C}$, ‰	$\delta^{15}\text{N}$, ‰	$\delta^{13}\text{C}$, ‰	$\delta^{15}\text{N}$, ‰	$\delta^{13}\text{C}$, ‰	$\delta^{15}\text{N}$, ‰
	ort± ss	ort± ss	ort± ss	ort± ss	ort± ss	ort± ss
Oligochaetae	-27,2±0,6	5,3±0,5	-30±1	5,8±0,2	-	-
Insecta	-32,3±0	8,4	-29,6±1,9	5,8±1,7	-30,2±0	5,8±0
Crustaceae	-30	4,8	-28,5±2,8	4,8±0,4	-27,7±0,8	4,7±0,3
Mollusca	-29±1,8	6,2±2,1	-28±1,4	5,1±0,4	-30±0,9	5,2±0,3
Epilitik	-25,3	2,6	-26,4	2,8	-25,8	2,4
Çiftlik Yem	-23,9±0,1	5±0,2	-23,9±0,1	5±0,2	-23,9±0,1	5±0,2

Kocabaş istasyonlarından yakalanan 4 farklı türe ait bireylerin tam boy, ağırlık ve kararlı izotoplarının tanımlayıcı istatistikleri Çizelge 4.24'de sunulmuştur. Üst istasyonundan yakalanan türlerin ortalama $\delta^{13}\text{C}$ değerleri karşılaştırıldığında; en düşük değere *B. oligolepis* bireylerinin (‰ -30,39) ve yüksek değere *P. phoxinus* bireylerinin (‰

-27,56) sahip olduğu görülmüştür. $\delta^{15}\text{N}$ ortalama değerleri bakımından en düşük değere benzer ortalamalarla *Salmo* sp. bireyleri (% 4,86) ve (% 4,76), en yüksek değere ise *P. phoxinus* bireyelerinin (% 6,52) sahip olduğu gözlenmiştir. Üst istasyonda çalışılan dört türe ait bireyelerin ortalama $\delta^{13}\text{C}$ değerleri arasındaki ($F=2,4$, $df=3$, $P>0,05$) ve ortalama $\delta^{15}\text{N}$ değerleri arasındaki ($F=4,5$, $df=3$, $P>0,05$) fark istatistiksel olarak anlamlı değildir. Alt istasyonda ortalama $\delta^{13}\text{C}$ değerleri karşılaştırıldığında; *P. phoxinus* (%-29,56) ve *B. oligolepis* (%-29,77) bireyelerinin daha düşük, *Salmo* sp. (% -27,42) ve *S. cii* (%-27,66) bireyelerinin benzer ve daha yüksek ortalamalara sahip oldukları görülmüştür. Bu durum $\delta^{15}\text{N}$ ortalama değerleri bakımından da aynıdır. Alt istasyonda türlerin ortalama $\delta^{13}\text{C}$ değerleri arasındaki fark anlamlıdır ($F=7,5$, $df=3$, $P<0,05$) ve Tukey testi ile *Salmo* sp. ve *S. cii* bireyelerinin bir alt grup ve *P. phoxinus* ile *B. oligolepis* bireyelerinin de bir alt grup oluşturdukları belirlenmiştir. $\delta^{15}\text{N}$ değerleri arasındaki ($F=3,1$, $df=3$, $P>0,05$) fark istatistiksel olarak anlamlı değildir. Kontrol istasyonundaki ortalama $\delta^{13}\text{C}$ değerleri bakımından en düşük değer *S. cii* bireyelerinde (%-28,94) ve en yüksek değer *Salmo* sp. bireyelerinde (% -28,05) bulunmuş; $\delta^{15}\text{N}$ ortalama değerlerinde en düşük değer *Salmo* sp. bireyelerinde (% 4,48) ve en yüksek değer *S. cii* bireyelerinde (% 6,22) görülmüştür. Kontrol istasyonunda türlerin ortalama $\delta^{13}\text{C}$ değerleri arasındaki ($df=2$, $F=0,3$, $P>0,05$) ve $\delta^{15}\text{N}$ değerleri arasındaki ($F=2,2$, $df=2$, $P>0,05$) fark istatistiksel olarak anlamlı değildir.

Kocabaş ayı'ndan yakalanan *Salmo* sp.'ye ait bireyelerin ortalama $\delta^{13}\text{C}$ ve $\delta^{15}\text{N}$ değerleri karşılaştırıldığında; üst ve kontrol istasyonlarındaki bireyelerin değerleri benzerlik gösterirken, alt istasyondaki bireyelerin ortalama $\delta^{15}\text{N}$ değerlerinin farklı olduğu ve özellikle daha yüksek ortalama $\delta^{15}\text{N}$ değerine sahip bireyelerin ortalama $\delta^{13}\text{C}$ değerlerinin de geniş bir varyasyon gösterdiği belirlenmiştir. Ancak hem ortalama $\delta^{13}\text{C}$ değerleri ($F=0,75$, $df=2$, $P>0,05$), hem de ortalama $\delta^{15}\text{N}$ değerleri ($F=1,76$, $df=2$, $P>0,05$) için görülen bu farklılıklar istatistiksel olarak önemli bulunmamıştır.

P. phoxinus türü incelendiğinde; benzer şekilde üst ve kontrol istasyonlarındaki bireyelerin ortalama $\delta^{13}\text{C}$ ve ortalama $\delta^{15}\text{N}$ değerlerinin benzerlik gösterdiği, alt istasyonda ölçülen değerlerin daha geniş bir varyasyon gösterdiği belirlenmiştir. İstatistiksel analiz sonuçları da bu bulguyu destekler niteliktedir ($F=5,7$, $df=2$, $P<0,05$). Üst istasyondaki bireyelerin ortalama $\delta^{15}\text{N}$ değerleri alt ve kontrol istasyonlarında ölçülen ortalama değerden farklıdır ve üst istasyon tek bir alt grup oluştururken, alt ve kontrol istasyonların birlikte bir alt grup oluşturduğu belirlenmiştir. Ortalama $\delta^{13}\text{C}$ değerleri bakımından istasyonlar arasında istatistik olarak önemli bir fark bulunmamıştır ($F=2,4$, $df=2$, $P>0,05$).

B. oligolepis örneklerine sadece üst ve alt istasyonlarda rastlanmış, bu örneklerin değerlerinin birbirine daha yakın olduğu gözlenmiştir. Hem ortalama $\delta^{13}\text{C}$ değerleri ($F=0,5$, $df=1$, $P>0,05$), hem de ortalama $\delta^{15}\text{N}$ değerleri ($F=0,4$, $df=1$, $P>0,05$) için görülen farklılıklar istatistik olarak anlamlı bulunmamıştır. Çayda yakalanan bir diğer tür olan *S. cii* örneklerinde ise genel olarak tüm istasyonlardan yakalanan bireylerin izotopik değerlerinin benzerliği göze çarpmıştır. İstasyonlarda ölçülen ortalama $\delta^{13}\text{C}$ ($F=2,5$, $df=2$, $P>0,05$) ve ortalama $\delta^{15}\text{N}$ değerleri ($F=0,8$, $df=2$, $P>0,05$) arasındaki farklılıklar istatistiksel olarak anlamlı bulunmamıştır.

Çizelge 4.24. Kocabaş Çayı türlerinin total boy ve ağırlıkları ile kararlı izotop oranlarının tanımlayıcı istatistik sonuçları

İstasyon	Birey Sayısı	TL (cm)	W (g)	$\delta^{13}\text{C}$, ‰	$\delta^{15}\text{N}$, ‰
		ort± ss	ort± ss	ort± ss	ort± ss
Kocabaş Üst					
<i>Salmo sp.</i>	10	10,85±3,41	14,47±12,78	-28,05±0,97	4,86±0,53
<i>P. phoxinus</i>	20	6,31±0,64	4,35±11,17	-27,56±3,38	6,52±1,53
<i>B. oligolepis</i>	8	10,24±0,89	9,9±3,46	-30,39±1,39	4,76±1,85
<i>S. cii</i>	7	11,76±2,14	17,05±9,87	-28,57±1,45	5,28±1,64
Kocabaş Alt					
<i>Salmo sp.</i>	32	8,31±3,53	8,91±14,01	-27,42±2,35	5,68±2,56
<i>P. phoxinus</i>	16	6,63±0,55	2,19±0,57	-29,56±2,67	5,48±0,99
<i>B. oligolepis</i>	18	10,07±1,94	10,73±6,02	-29,77±2,23	5,03±1,77
<i>S. cii</i>	25	14,39±3,53	37,28±30,70	-27,66±1,07	5,73±1,1
Kocabaş Kontrol					
<i>Salmo sp.</i>	11	7,05±2,76	4,81±8,95	-28,05±0,57	4,48±0,3
<i>P. phoxinus</i>	24	6,55±0,75	2,18±0,81	-28,11±2,28	4,85±1,74
<i>S. cii</i>	4	13,2±1,86	22,5±10,3	-28,94±2,35	6,22±1,11

Kocabaş üst istasyonda ve kontrol istasyonunda *Salmo sp.* örneklerinin izotopik kompozisyonlarının varyasyonlarının düşük olduğu, alt istasyondaki bireylerin ise daha geniş bir izotopik kompozisyon aralığının olduğu görülmektedir (Şekil. 4.38).

Kocabaş Çayı'ndan yapılan bentik örnekleme sonuçlarında olası besin kaynakları gruplanmıştır. Bu gruplara ait izotopik değerler Çizelge 4.25'de sunulmuştur. Kocabaş Çayı üzerinde yer alan balık yetiştirme çiftliğinin kullandığı yem örneklerinin de izotop değerleri hesaplanmıştır. $\delta^{13}\text{C}$ için ‰ -22,4 ve $\delta^{15}\text{N}$ için ‰ 5,4 olan bu değer her istasyon için değerlendirilmiştir. Üst istasyonda besin organizmaları Insecta ve Crustaceae olarak gruplanmıştır. Insecta grubunun ortalama $\delta^{13}\text{C}$ değeri ‰ -31,6, ortalama $\delta^{15}\text{N}$ değeri ‰ 4,6 ve Crustaceae grubunun $\delta^{13}\text{C}$ değeri ‰ -30,5; $\delta^{15}\text{N}$ değeri ‰ 4,7 olarak hesaplanmıştır. Alt istasyonda $\delta^{13}\text{C}$ değeri için görülen en düşük değere ‰ -31,1 ile Oligochaetae grubunda ve en yüksek değere epilitikte (‰ -25,4) rastlanırken ortalama $\delta^{15}\text{N}$ için en düşük değere epilitikte (‰ 2,8) ve en yüksek değere Crustaceae grubunda (‰ 4,93) rastlanmıştır. Kontrol istasyona için; belirlenen gruplardan Insecta'nın $\delta^{13}\text{C}$ değeri ‰ -30,8 ve $\delta^{15}\text{N}$ değeri ‰ 4,7 ve Crustaceae grubunun $\delta^{13}\text{C}$ değeri ‰ -31,2 ve $\delta^{15}\text{N}$ değeri ‰ 4,7 olarak tespit edilmiştir.

Kocabaş üst istasyonundan toplanan besin kaynaklarının ortalama $\delta^{13}\text{C}$ ($t=-26,5$; $df=2$; $P<0,05$) ve ortalama $\delta^{15}\text{N}$ ($t=6,5$; $df=2$; $P<0,05$) değerleri arasındaki fark istatistik olarak önemlidir. Kocabaş alt istasyonundan toplanan besin kaynaklarının ortalama $\delta^{13}\text{C}$ ($t=-23,1$; $df=3$; $P<0,05$) ve ortalama $\delta^{15}\text{N}$ ($t=7,5$; $df=3$; $P<0,05$) değerleri arasındaki fark istatistik olarak önemlidir. Benzer şekilde Kocabaş kontrol istasyonundan toplanan besin kaynaklarının $\delta^{13}\text{C}$ ($t=-17,7$; $df=2$; $P<0,05$) ve $\delta^{15}\text{N}$ değerleri arasındaki fark da anlamlı bulunmuştur ($t=4,6$; $df=2$; $P<0,05$). Özellikle çiftlikte besin kaynağı olarak kullanılan yemin izotopik kompozisyon değerinin doğal besinlerin özellikle $\delta^{13}\text{C}$ değerinden yüksek olduğu gözlenmiştir.

Çizelge 4.25. Kocabaş Çayı'nda bulunan muhtemel besin kaynaklarının kararlı izotop oranlarının tanımlayıcı istatistik sonuçları

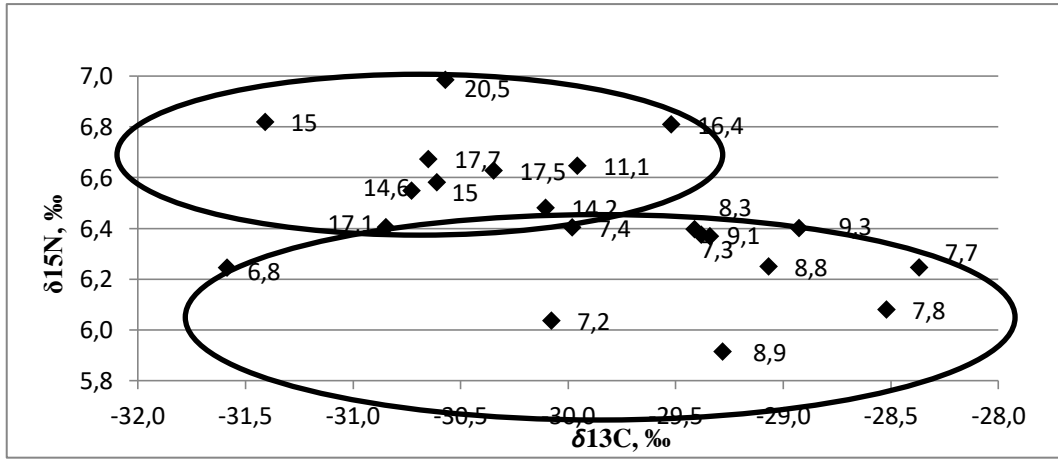
Besin Kaynakları	Kocabaş Üst		Kocabaş Alt		Kocabaş Kontrol	
	$\delta^{13}\text{C}$, ‰	$\delta^{15}\text{N}$, ‰	$\delta^{13}\text{C}$, ‰	$\delta^{15}\text{N}$, ‰	$\delta^{13}\text{C}$, ‰	$\delta^{15}\text{N}$, ‰
	ort± ss	ort± ss	ort± ss	ort± ss	ort± ss	ort± ss
Oligochaetae	-	-	-31,1	4,5	-	-
Insecta	-31,6	4,6	-30±1,3	4,6±0,4	-30	4,7
Crustaceae	-30,5	4,7	-29,8±1,2	4,9±0,1	-31,2	4,7
Epilitik	-27,8	2,8	-25,4	2,5	-25,8	2,2
Çiftlik Yem	-22,4±0,03	5,4±0,2	-22,4±0,03	5,4±0,2	-22,4±0,03	5,4±0,2

4.6.2. Balıkların $\delta^{13}\text{C}$ ve $\delta^{15}\text{N}$ değerlerinin Boy dağılımları ile İlişkisi

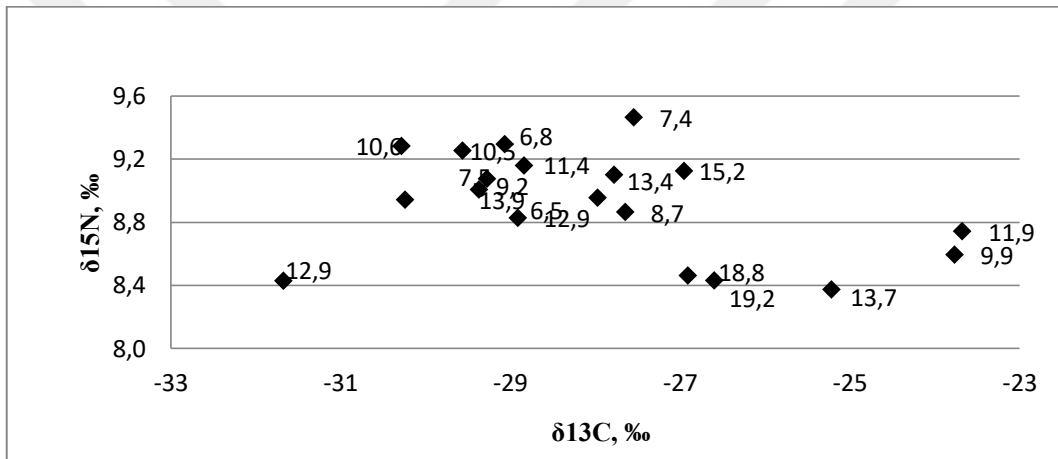
Karamenderes Çayı üzerinden yakalanan *Salmo* sp. bireylerinin izotopik oranları istasyon bazında incelendiğinde; Karamenderes üst istasyonda farklı boy aralıklarındaki bireylerin farklı besin kaynaklarına yöneldikleri tespit edilmiştir. Üst istasyonda 10,0 cm ve daha küçük bireylerin ortalama $\delta^{13}\text{C}$ değeri (‰-29,4) tam boyu >10cm bireylerin (‰-30,5) ortalama $\delta^{13}\text{C}$ değerinden istatistik olarak yüksek olduğu bulunmuştur ($t=3,7$; $df=9$; $P<0,05$). $\delta^{15}\text{N}$ değerleri arasındaki fark istatistik olarak önemli değildir ($t=1,6$; $df=9$; $P>0,05$) (Şekil 4.39). Karamenderes alt istasyonunda boy aralıkları bakımından $\delta^{13}\text{C}$ ($t=1$; $df=17$; $P>0,05$) ve $\delta^{15}\text{N}$ ($t=0,98$; $df=17$; $P>0,05$) değerlerine göre bir gruplaşma gözlenmemiştir (Şekil 4.40). Karamenderes kontrol istasyonunda da 10,0 cm ve daha küçük bireylerin ortalama $\delta^{13}\text{C}$ değeri (‰-29,6) tam boyu >10cm bireylerin (‰-30,6) ortalama $\delta^{13}\text{C}$ değerinden istatistik olarak yüksek olduğu bulunmuştur ($t=3,9$; $df=13$;

$P < 0,05$). $\delta^{15}\text{N}$ değerleri arasındaki fark istatistik olarak önemli değildir ($t=7,7$; $df=13$; $P > 0,05$).

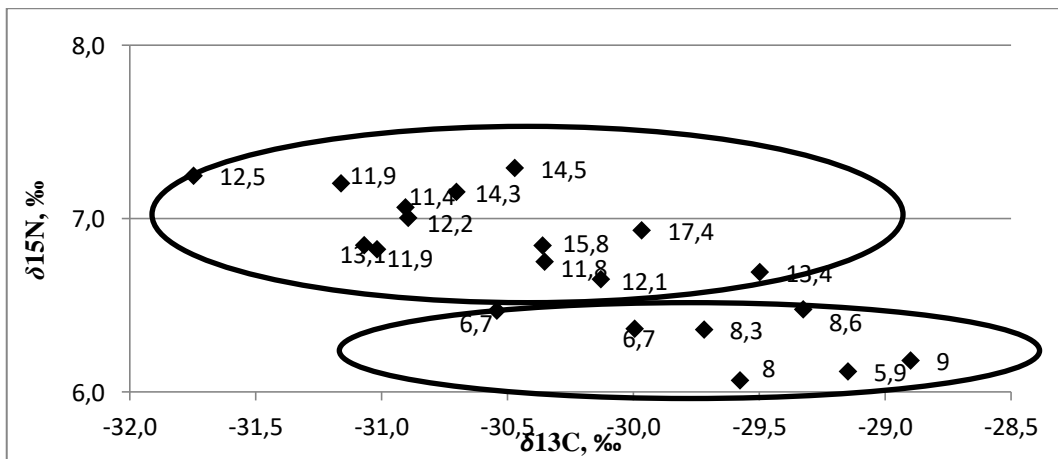
Kocabaş Çayı'ndan yakalanan *Salmo* sp. örneklerinin izotopik oranları ve boy dağılımları incelendiğinde tıpkı Karamenderes Çayı'nda görüldüğü gibi üst ve kontrol istasyonlarda iki farklı boy grubunun $\delta^{13}\text{C}$ ve $\delta^{15}\text{N}$ bakımından farklı aralıklarda oldukları gözlenmiştir. Üst istasyonda 10,0 cm ve daha küçük bireylerin ortalama $\delta^{13}\text{C}$ değeri ($\text{‰}-27,3$) tam boyu $>10\text{cm}$ bireylerin ($\text{‰}-28,8$) ortalama $\delta^{13}\text{C}$ değerinden istatistik olarak yüksek olduğu bulunmuştur ($t=3,7$; $df=7$; $P < 0,05$). $\delta^{15}\text{N}$ değerleri arasındaki fark istatistik olarak önemli değildir ($t=1,8$; $df=7$; $P > 0,05$) (Şekil 4.40). Ancak alt istasyondan yakalanan bireylerde bu şekilde bir ontogenetik ayırım görülmemektedir. Karamenderes alt istasyonunda boy aralıkları bakımından $\delta^{13}\text{C}$ ($t=0,6$; $df=6$; $P > 0,05$) ve $\delta^{15}\text{N}$ ($t=0,7$; $df=17$; $P > 0,05$) değerlerine göre bir gruplaşma gözlenmemiştir (Şekil 4.43). Kocabaş kontrol istasyonunda total boyu 10 cm'den fazla olan tek bir birey olduğu için istatistiksel bir karşılaştırma yapılamamıştır.



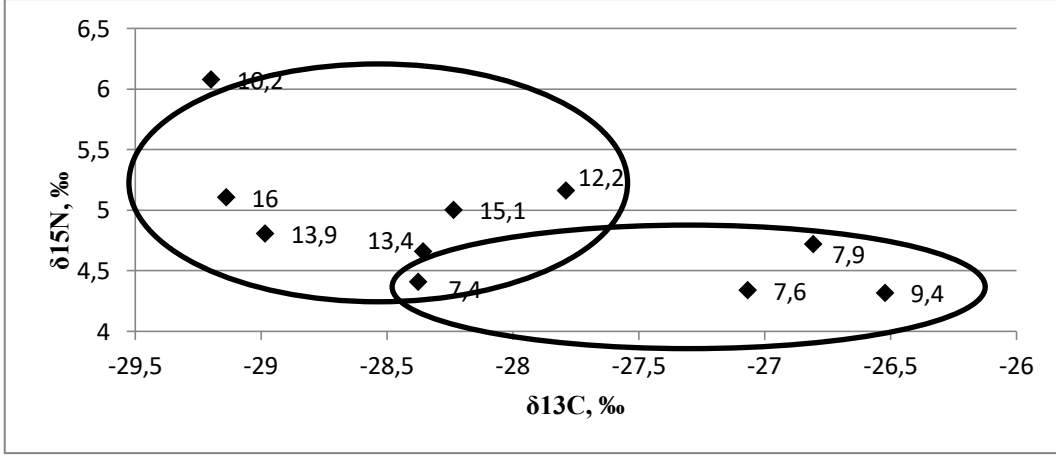
Şekil 4.39. Karamenderes üst istasyondaki *Salmo* sp. populasyonlarının izotopik değerleri ve boy ilişkileri



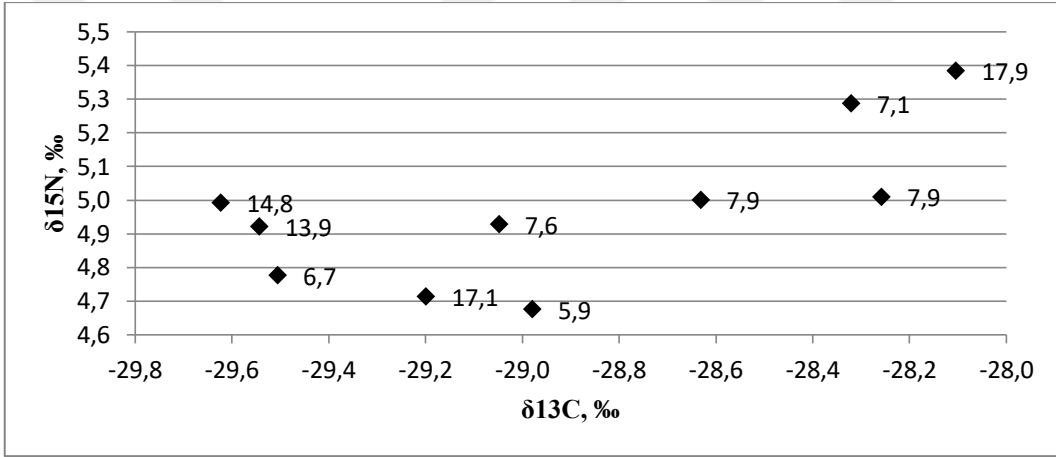
Şekil.4.40. Karamenderes alt istasyondaki *Salmo* sp. populasyonlarının izotopik değerleri ve boy ilişkileri



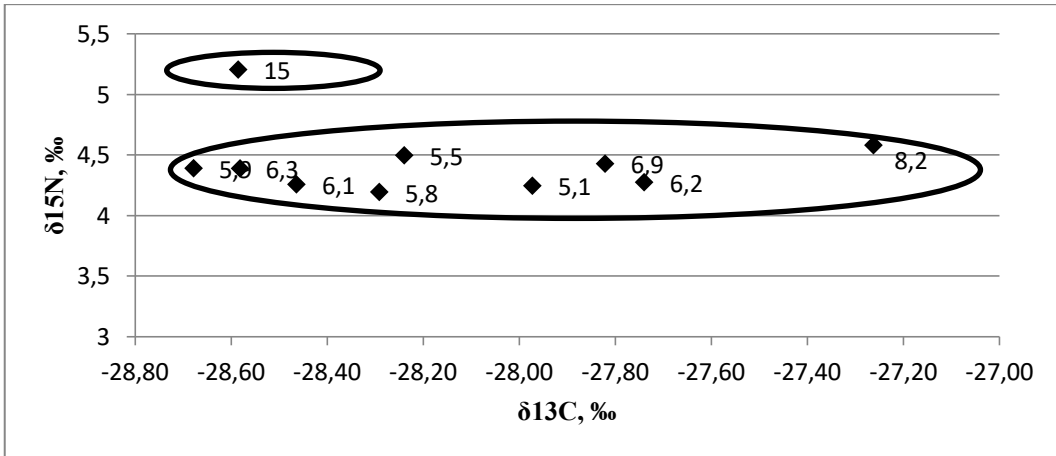
Şekil 4.41. Karamenderes kontrol istasyondaki *Salmo* sp. populasyonlarının izotopik değerleri ve boy ilişkileri



Şekil 4.42. Kocabaş üst istasyondaki *Salmo* sp. populasyonlarının izotopik değerleri ve boy ilişkileri



Şekil 4.43. Kocabaş alt istasyondaki *Salmo* sp. populasyonlarının izotopik değerleri ve boy ilişkileri



Şekil 4.44. Kocabaş kontrol istasyondaki *Salmo* sp. populasyonlarının izotopik değerleri ve boy ilişkileri

Salmo sp. bireylerinde yapılan ontogenetik beslenme çalışmaları boy gruplarına göre beslenmede farklılık olabileceğini göstermektedir (Huntingford ve de Leaniz 1997; Johnsson ve ark. 1999). Her iki akarsuda da yetiştiricilik faaliyetinden etkilenmeyen kontrol istasyonlarında da *Salmo* sp. bireylerinin farklı boy aralıklarında farklı izotopik kompozisyonu olan besin kaynaklarını tükettiğini göstermiştir. Üst istasyonlarda da benzer sonuçların elde edilmesi; *Salmo* sp. bakımından bu istasyonların da kontrol istasyonlara benzer nitelikler taşıdığını göstermektedir. Bu istasyonlarda da farklı boy aralıklarında olan bireylerin, farklı izotopik kompozisyonlara sahip besin kaynaklarını tükettikleri gözlenmiştir. Alt istasyonlarda ise; bireylerin izotopik kompozisyonların gruplandırılmasında boy grupları ayırt edici rol oynamamıştır. Bu istasyonlarda boyca küçük ve büyük bireylerin aynı besin kaynaklarını tüketebildikleri görülmüştür. Alabalıklar, tek hamlede kontrol edilebilecek boyutlu besini tüketilme eğilimindedir; bunun nedeni besin kaynağını bütün olarak almasıdır. Bu nedenle belirli bir balığın kendi boyutunun taşıma kapasitesini yansıtan maksimum bir av boyutu olmalıdır (Wankowski, 1979). Ancak her iki akarsuda da çiftlik etkisinin en çok yansıdığı düşünülen alt istasyonlardaki boyca küçük ve büyük bireylerin benzer besin kaynaklarına yönelmesi dikkat çekici bir bulgudur. Bu bulgu, çiftlikten akarsu sistemine karıştığı düşünülen yemin doğal populasyonlar tarafından besin kaynağı olarak kullanılıp kullanılmadığı sorusunu doğurmaktadır. Bu soruya cevaben, çalışmanın bir sonraki bölümünde mide içeriği analizleri ve kararlı izotop analizleri yapılarak besin kaynaklarının diyet katkılarını ortaya konulmuştur.

4.6.3. Trofik Pozisyon

4.6.3.1. Mide İçeriği Verileriyle Trofik Düzeyin Hesaplanması

Karamenderes Çayı'ndan yakalanan *Salmo* sp. bireylerinin mide içeriği analizleri sonucunda üst istasyondaki bireylerin trofik düzeyi $3,5 \pm 0,01$, alt istasyonda $3,48 \pm 0,06$ ve kontrol istasyonda $3,5 \pm 0,01$ olarak hesaplanmıştır. İstasyonlar için hesaplanan bu değerlerdeki değişimler tek yönlü ANOVA testi ile değerlendirilmiştir. İstasyonlar arasında TP bakımından görülen farklılıklar istatistiksel olarak anlamlıdır ($F= 6,72$, $df=2$, $P<0,05$). Tukey testi sonuçları TP değeri bakımından alt ve kontrol istasyonlar arasındaki farkın istatistiksel olarak anlamlı olduğunu ve alt istasyonun bir alt grup oluştururken, üst ve kontrol istasyonların birlikte bir alt grup oluşturduğunu göstermiştir. Karamenderes Çayı'ndan yakalanan *Salmo* sp. bireylerinin sonbahardaki TP değeri $3,49 \pm 0,03$, kış TP değeri $3,48 \pm 0,09$, ilkbahar TP değeri $3,5 \pm 0,02$ ve yaz TP değeri $3,5 \pm 0,001$ olarak

hesaplanmıştır. Mevsimler düzeyinde TP değerlerindeki değişimler de ANOVA testi ile değerlendirilmiştir. Mevsimler arasında TP bakımından görülen farklılıklar istatistiksel olarak anlamlı değildir ($F=2,13$, $df=3$, $P>0,05$).

Kocabaş Çayı'ndan yakalanan *Salmo* sp. bireylerinin mide içeriği analizleri sonucunda üst istasyondaki bireylerin trofik düzeyi $3,48\pm0,09$, alt istasyonda $3,49\pm0,02$ ve kontrol istasyonda $3,49\pm0,04$ olarak hesaplanmıştır. İstasyonlar için hesaplanan bu değerlerdeki değişimler tek yönlü ANOVA testi ile değerlendirilmiştir. İstasyonlar arasında TP bakımından görülen farklılıklar istatistiksel olarak anlamlıdır ($F=3,65$, $df=2$, $P<0,05$). Tukey testi sonuçları TP değeri bakımından üst ve alt istasyonlar arasındaki farkın istatistiksel olarak anlamlı olduğunu ve üst ve kontrol istasyonların bir alt grup oluştururken, alt ve kontrol istasyonların da bir alt grup oluşturduğunu göstermiştir. Kocabaş Çayı'ndan yakalanan *Salmo* sp. bireylerinin sonbahardaki TP değeri $3,49\pm0,002$, kış TP değeri $3,48\pm0,01$ ve yaz TP değeri $3,49\pm0,0003$ olarak hesaplanmıştır. Mevsimler düzeyinde TP değerlerindeki değişimler de ANOVA testi ile değerlendirilmiştir. Mevsimler arasında TP bakımından görülen farklılıklar istatistiksel olarak anlamlı değildir ($F=2,79$, $df=3$, $P>0,05$).

Kocabaş Çayı'ndan yakalanan *P. phoxinus* bireylerinin mide içeriği analizleri sonucunda üst istasyondaki bireylerin trofik düzeyi $3,5\pm0,01$, alt istasyonda $3,5\pm0,1$ ve kontrol istasyonda $3,5\pm0,04$ olarak hesaplanmıştır. İstasyonlar için hesaplanan bu değerlerdeki değişimler tek yönlü ANOVA testi ile değerlendirilmiştir. İstasyonlar arasında TP bakımından görülen farklılıklar istatistiksel olarak anlamlı değildir ($F=0,16$, $df=2$, $P>0,05$). Kocabaş Çayı'ndan yakalanan *P. phoxinus* bireylerinin sonbahardaki TP değeri $3,5\pm0,05$, kış TP değeri $3,5$, ilkbahar TP değeri $3,5$ ve yaz TP değeri $3,49\pm0,002$ olarak hesaplanmıştır. Mevsimler düzeyinde TP değerlerindeki değişimler de ANOVA testi ile değerlendirilmiştir. Mevsimler arasında TP bakımından görülen farklılıklar istatistiksel olarak anlamlı değildir ($F=1,44$, $df=3$, $P>0,05$).

4.6.3.2. Kararlı İzotop Analizi Verileriyle Trofik Düzeyin Hesaplanması

Karamenderes Çayı üzerinden yakalanan *Salmo* sp. için üst istasyonda TP değeri $2,13\pm0,1$; alt istasyonda $2,77\pm0,1$ ve kontrol istasyonunda $2,27\pm0,1$ olarak hesaplanmıştır. İstasyonlarda bulunan trofik pozisyonlar arasındaki fark istatistiksel olarak anlamlıdır ($F=325,6$, $df=2$, $P<0,05$). Tukey testinde TP bakımından üst, alt ve kontrol istasyonları birbirinden ayrılmıştır. TP bakımından en düşük değer üst istasyonunda görülmüştür.

Kocabaş Çayı üzerinden yakalanan *Salmo* sp. örneklerinin TP değerleri üst istasyonda $1,61\pm 0,1$; alt istasyonda $2,2\pm 0,5$ ve kontrol istasyonda $1,67\pm 0,1$ olarak hesaplanmıştır. İstasyonlardan toplanan bireylerin ortalama TP değerleri arasında istatistik olarak önemli bir fark bulunmuştur ($F=8,27$, $df=2$, $P<0,05$). Tukey testi sonuçları, TP bakımından alt istasyonun, üst ve kontrol istasyonlarından ayrıldığını göstermiştir.

Kocabaş Çayı üzerinden yakalanan *P. phoxinus* örnekleri için TP değerleri üst istasyonda $2,1\pm 0,4$; alt istasyonda $1,9\pm 0,3$ ve kontrol istasyonda $1,8\pm 0,5$ olarak bulunmuştur. İstasyonlardan toplanan bireylerin ortalama TP değerleri arasındaki fark istatistik olarak anlamlı değildir ($F=2,78$, $df=2$, $P>0,05$).

Sindirim kanalı analizi verileri ile hesaplanan TP ve kararlı izotop analizi verileriyle hesaplanan TP değerleri birbirinden oldukça farklı bulunmuştur. Kararlı izotop analizi verileriyle TP hesaplaması yapılırken birincil üretici olarak perifiton (epilitik) örnekleri kullanılmıştır. Perifiton örneklerinin $\delta^{15}\text{N}$ değerlerinin, besin zincirinin en alt basamağındaki üreticilere göre yüksek çıkmış olması, bu örneklerle zoonbentos örneklerinin ya da makroomurgasız yumurtalarının karışmış olma ihtimalini düşündürmüştür.

Son yıllarda, kararlı izotop analizi, tüketicilerin nihai besin kaynaklarını ve trofik konumunu belirlemek için yaygın bir şekilde kullanılmaktadır (Peterson ve Fry 1987; Post, 2002). Bu yöntem karnivor canlıların besin kaynaklarına kıyasla ağır izotop oranları zengin oldukları öngörüsünü temel almaktadır (Minagawa ve Wada. 1984). Sindirim kanalı içeriği analizi gibi ilave yöntemlerin kullanılması izotop çalışmalarının yorumlanmasına yardımcı olmaktadır. Sindirim kanalı içeriği analizi, besin kaynaklarını tanımlamak için standart bir uygulama olarak kabul edilmekte ve tek başına kararlı izotop analizi ile elde edilmesi zor olabilecek bir organizmanın besin öğelerinin doğrudan delilini sağlayabilmektedir (Hyslop, 1980). Ancak, çalışılan gruplarının, yakalanmadan önceki son besin kaynaklarının taksonomik bir çözümünü sağlamasına rağmen, kararlı izotopik kompozisyonlar, çok daha uzun süreler boyunca tüketilen farklı kaynakların izlerini bütünleştirmektedir. Dolayısıyla, özellikle trofik seviyenin ortaya konmasına yönelik çalışmalarda birden fazla yöntemin kullanılması çalışmanın bazı zayıf yönlerini tamamlayabilir ve yorumların sağlamlığını arttıran çok sayıda kanıt sağlar (Peterson, 1999).

Hem karasal hem de sucul sistem üzerine kurulmuş olan balık çiftliklerinden kaynaklı atıkların etkisi, C ve N kararlı izotop analizi kullanılarak değerlendirilen Vizzini ve Mazzola (2006); araştırılan değişkenlerin ($\delta^{13}\text{C}$ ve $\delta^{15}\text{N}$) organik materyal girdileri

tarafından farklı şekilde etkilendiklerini bildirmiştir. Hem organik madde kaynakları hem de tüketicilerin genel $\delta^{13}\text{C}$ değerleri, konumlar arasında ($< \%1$) az değişiklik gösterirken; $\delta^{15}\text{N}$ değişiminin daha fazla (genelde $\% 1$ 'den fazla) olduğunu belirtmişlerdir. Yaptıkları bir başka çalışmada (2004) karasal kökenli yetiştiricilik ünitelerinden en çok etkilenen besin kaynaklarının birincil üreticiler olduğunu ortaya koymuşlardır.

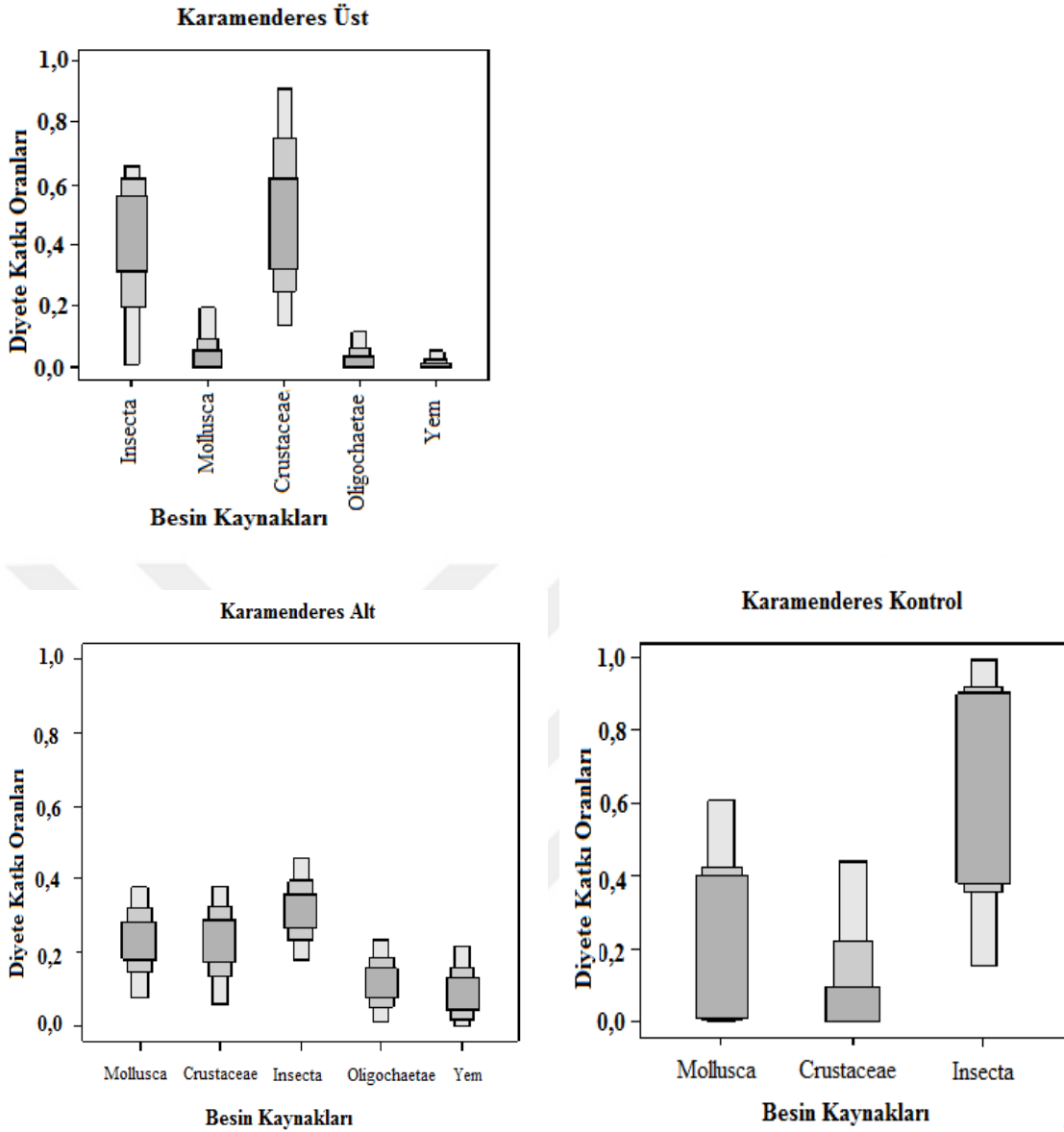
Çalışma kapsamında Karamenderes ve Kocabaş Çayları'ndan yakalanarak hem mide içeriği analizleri hem de kararlı izotop analizleriyle trofik düzeyleri ortaya konulan *Salmo* sp. ve *P. phoxinus* populasyonlarının farklı istasyonlar arasında mide içeriği bulgularıyla hesaplanan TP değerlerinde fark gözlenmemiştir. Ancak izotopik kompozisyonları ile hesaplanan TP değerlerinde fark bulunmuştur. Bu durum, anlık veri sağlayan mide içeriği bulguları ile kas dokusundaki birikimi işaret eden kararlı izotop verilerinin farklı zaman dilimlerini yansıtması ile ilgilidir (Cresson ve ark., 2014). Karamenderes istasyonlarından yakalanan *Salmo* sp. bireylerinde en düşük TP değerine üst istasyonda rastlanmıştır. Bu durum, bireylerin mide içeriğinde diğer istasyonlardakinden daha fazla rastlanan Crustaceae'nin ortalama $\delta^{15}\text{N}$ değerinin düşük olmasıyla ilişkilendirilebilir. Kocabaş Çayı'ndan yakalanan *Salmo* sp. ve *P. phoxinus* bireylerinin genel olarak TP değerleri daha düşük bulunmuştur. Bu da tüm istasyonlardaki besin kaynaklarının da daha düşük $\delta^{15}\text{N}$ değerlerinin olmasıyla bağlantılıdır. Bu türlerin besin kaynağını ağırlıklı olarak oluşturan Insecta grubundaki bireylerin bu akarsuda daha herbivor beslenmesi ile ilgisi olabilir. Zooplankton yiyen veya küçük bentik balıkları tüketen bazı balık türlerinin de daha düşük $\delta^{15}\text{N}$ değerlerine sahip oldukları için daha düşük trofik düzey sergiledikleri önceki çalışmalarda da belirtilmiştir (Cresson ve ark., 2014).

4.6.4. Besin Kaynaklarının Diyete Katkısı

Karamenderes Çayı'ndaki *Salmo* sp. populasyonunun kaslarında absorbe olan besin kompozisyonu ele alındığında; üst istasyonda bulunan bireylerin ağırlıklı olarak Insecta ve Crustaceae gruplarıyla beslendiği görülmüştür. Diğer besin gruplarının, bireylerin kas dokusundaki bulunma yüzdeleri en yüksek değerden en düşük değere doğru sırasıyla Mollusca, Oligochaetae ve yetiştiricilik ünitesinde kullanılan yem şeklindedir. Karamenderes alt istasyonda, bireyler en çok Insecta (%32) ile beslenirken, bunu takip eden besin kaynaklarının birbirlerine çok yakın oranlarla Crustaceae (%22) ve Mollusca (%23) olduğu görülmüştür. Bu istasyondaki bireylerin diyetine en düşük katkıyı birbirine çok yakın oranlarla Oligochaetae ve balık çiftliği kaynaklı yemin yapmış olduğu belirlenmiştir. Karamenderes Kontrol istasyonu, yetiştiricilik etkisinin olmadığı akarsunun

bir başka kolundan seçildiği için, bu istasyondaki populasyonun besin kompozisyonunda çiftlik kaynaklı yem kaynağına rastlanmamıştır. Bireylerin diyetine en fazla katkıyı Insecta grubunun yaptığı, bunu sırasıyla Mollusca ve Crustaceae'nin takip ettiği gözlenmiştir (Şekil 4.45).

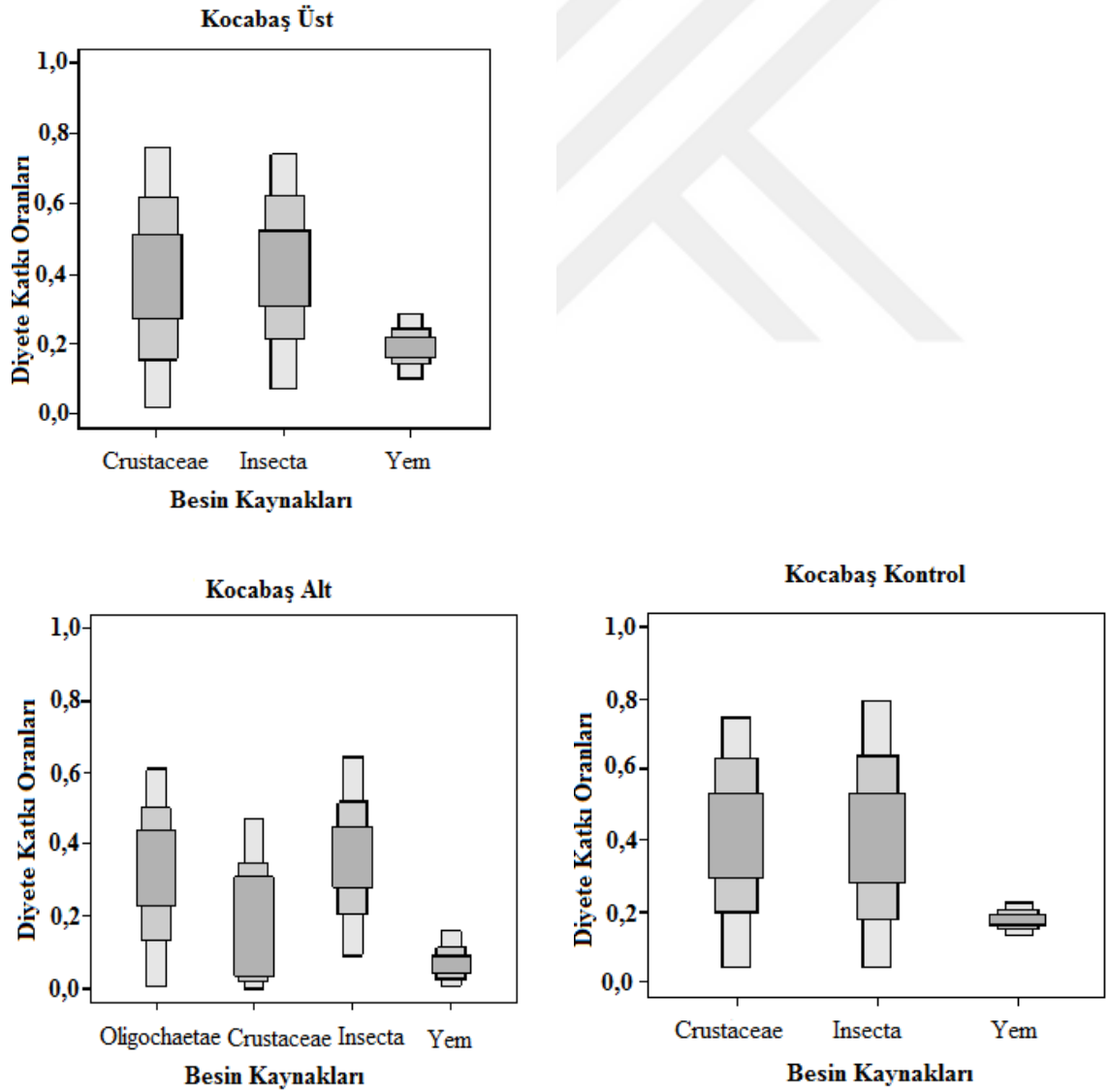
Karamenderes Çayı'ndan yakalanan *Salmo* sp. örneklerinin sindirim kanalı analizi bulguları ve kararlı izotop analizi bulguları birlikte ele alındığında; üst istasyondaki bireylerin mide içeriklerinde ağırlıklı olarak Crustaceae'ye rastlanmış, bunu Insecta grubu izlemiştir. Bu durum, kas dokularında absorbe olan besin kaynaklarıyla benzer sonuçlar vermiştir. Alt istasyondaki bireylerin sindirim kanalı analizlerinde en çok Insecta'ya rastlanırken, Crustaceae'nin üst istasyondaki bireylerin sindirim kanallarında görülme sıklığı burada azalmıştır. Kararlı izotop analizleri de bunu doğrular niteliktedir. Kontrol istasyona bakıldığında bireylerin sindirim kanallarında ağırlıklı olarak Insecta'ya rastlanmış, Crustaceae'nin nispeten çok daha az görüldüğü belirlenmiştir. Kararlı izotop analizleri sonuçlarında da bu bölgedeki populasyonların diyetine en büyük katkıyı Insecta'nın yapmış olduğu gözlenmiştir.



Şekil 4.45. Karamenderes istasyonlarında *Salmo* sp. populasyonunun kas dokusunda absorbe olan besin kaynaklarının diyeteye katkısı

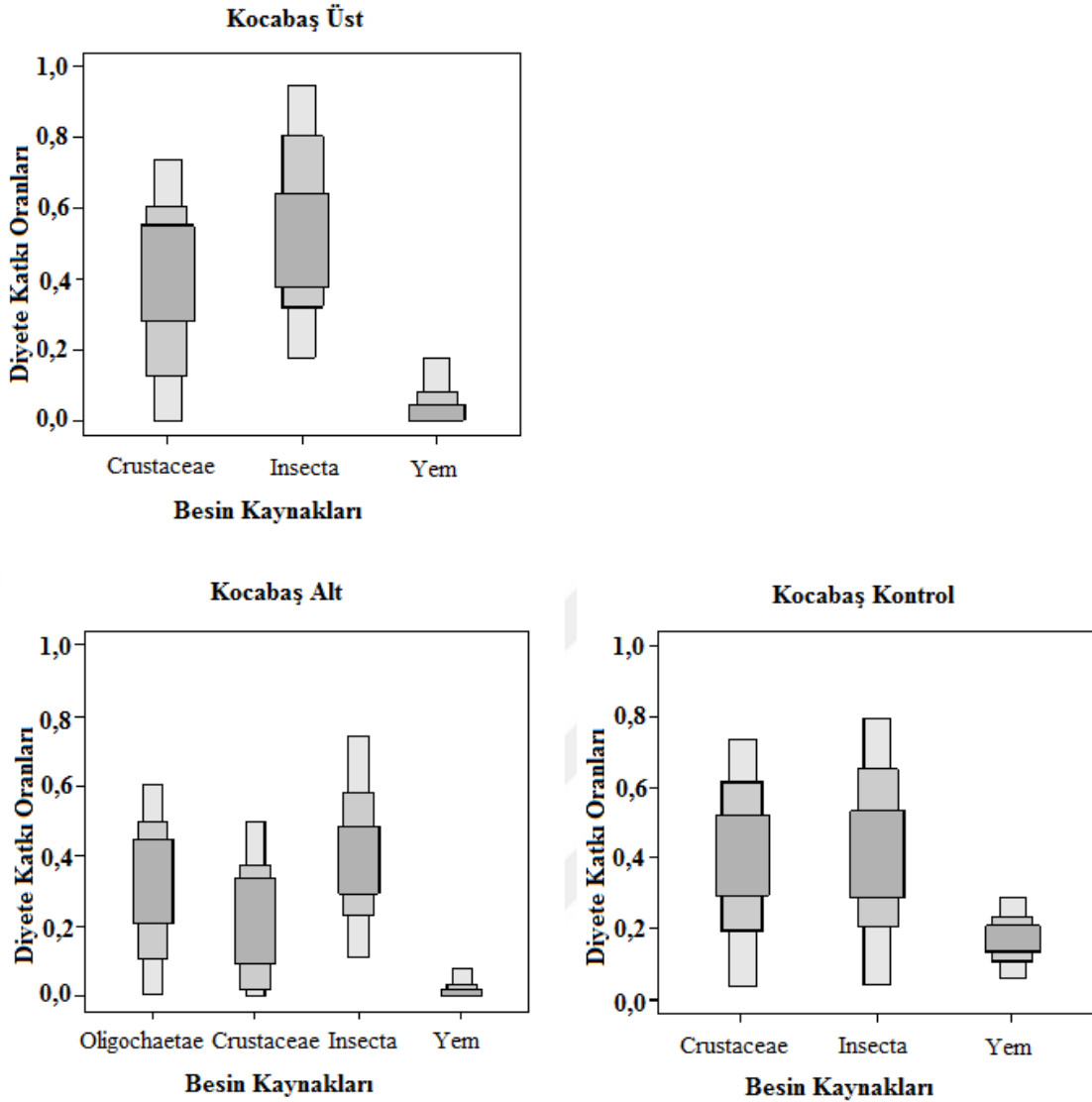
Salmo sp. populasyonlarının Kocabaş Çayı'ndaki besin kompozisyonları incelenecek olursa; üst istasyonda türün diyetine Crustaceae (%40) ve Insecta (%41) gruplarının yakın oranlarda katkı sağladığı görülmektedir. Yetiştiricilik ünitesinin akarsu üzerinde bir bariyer etkisi oluşturmadığı bu bölgede örneklerin besin kompozisyonları dahilinde çiftlik kaynaklı yeme de (%19) rastlanmıştır. Bu istasyonda sindirim kanalı içeriklerine göre yapılan analizlerde Oligochaeta bireylerinin seçilim oranının yüksek olduğu görülmüş, ancak ortamdaki örnek toplanamadığı için bu besin grubunun diyeteye ne ölçüde katkı sağladığı konusunda mevcut veriler yetersiz kalmıştır. Alt istasyondaki populasyonda

Insecta (%37) ve Oligochaetae'in (%33) katkı oranları dikkat çekicidir. Burada Crustaceae (%23) grubunun katkısı üst istasyona nazaran daha azdır. Kontrol istasyonda ise tıpkı üst istasyonda olduğu gibi diyetin en büyük katkısını Insecta (%42) ve Crustaceae (%40) yapmıştır (Şekil 4.46). Çiftlik kaynaklı yemin bu bölgedeki bireylerin diyetine yaptığı katkı (%18) dikkat çekicidir. Bu bölgedeki bireylerin sindirim kanalı bulguları da kararlı izotop sonuçlarını desteklemektedir. Alabalıkların sindirim kanalı çalışmalarında sindirim kanalı içeriğinde çeşitli böcekler ve littoral-bentik makroomurgasız hayvanları içerdiği belirtilmektedir (Lehane ve ark., 2001; Alp ve ark., 2005; Mas-Marti ve ark., 2010). Çalışma kapsamında değerlendirilen alabalıkların sindirim kanalı içeriklerinde en çok görülen Insecta ve Crustaceae grupları, önceki çalışmalarla uyum göstermektedir.



Şekil 4.46. Kocabaş istasyonlarında *Salmo* sp. populasyonunun kas dokusunda absorbe olan besin kaynaklarının diyet katkısı

Kocabaş Çayı'nda bulunan *P. phoxinus* türünün kararlı izotoplar ile besin kompozisyonu incelendiğinde; üst istasyondaki populasyonun ağırlıklı olarak Insecta ve Crustaceae ile beslendiği görülmüştür. *P. phoxinus* populasyonlarının sindirim kanalı bulguları da türün çoğunlukla Insecta (%39) ve Crustaceae (%38) ile beslendiğini doğrulamaktadır. Bu istasyonda bulunan *Salmo* sp. bireylerinde gözlenen çiftlik kaynaklı yem katkısının, *P. phoxinus* bireylerinin besin kompozisyonunda da görülmesi (%24) dikkat çekicidir. İki türün ortak olarak tercih ettiği Insecta ve Crustaceae gruplarının, *P. phoxinus*'un diyetlerine olan katkısı daha fazladır. Benzer besin kaynaklarını tüketen bu gruplardan *Salmo* sp. bireylerinin yem ile beslenmeye yönelmiş olma ihtimali yüksektir. Alt istasyondaki populasyonun kas dokusunda absorbe olmuş besin kaynaklarının verileri, Insecta (%41) ve Oligochaetae (%32) gruplarının çok yakın oranlarda ve Crustaceae'nin (%24) de daha az oranda katkı sağladığını göstermiştir. Kontrol istasyondaki *P. phoxinus* bireylerinin diyetine en çok katkıyı Crustaceae (%40) ve Insecta (%43) yapmıştır. Yine bu istasyonda görülen *Salmo* sp. bireylerinin diyetine yemin katkısı, *P. phoxinus* bireylerinin diyetine de %17' lik yem katkısı ile görülmüştür (Şekil 4.47).



Şekil 4.47. Kocabaş istasyonlarında *P. phoxinus* populasyonunun kas dokusunda absorbe olan besin kaynaklarının diyeteye katkısı

Kocabaş Çayı'nda, Karamenderes Çayı'ndan farklı olarak yetiştiricilik ünitesinin bir bariyer yaratmıyor oluşu, türlere her 3 istasyon arasında geçiş yapma fırsatı sunmuştur. Bu akarsuda rastlanan 4 türe ait bireyler çiftlik çıktıları ile beslenerek herhangi bir istasyona geçebilmektedirler. Yetiştiricilik ünitesinin bulunduğu bölgeden farklı bir kolda seçilen kontrol istasyonunda yem katkılı bireylerin görülmüş olması bu olguyu kanıtlar niteliktedir.

Son yıllarda yapılan çalışmalarla özellikle sucul canlıların trofik ekolojisini anlamada kararlı izotopların esas etkili yöntem olduğu belirtilmiştir (Cherel ve Hobson, 2005; Ruiz-Cooley ve ark., 2010; Argüelles ve ark., 2012). Doğal yollarla oluşan C ve N

kararlı izotopları, besin kaynağından tüketiciye aktarılıp tüketici dokularına yansıdığından, izotoplara dayalı beslenme çıkarımı yapmak mümkündür (DeNiro ve Epstein, 1978; Fry, 2006). Habitat yapısına yönelik çalışmalar; antropojenik etkiler sonucu su hızının azalması, artan sedimantasyon, besin konsantrasyonlarındaki değişiklikler, çözünmüş oksijen seviyelerinin azalması veya artan su sıcaklıkları ile de değiştirilebildiğini ortaya koymaktadır (Butturini ve ark., 2003; Dewson ve ark., 2007)

Türler ele alındığında istasyonlar arasında popülasyonlarında besin kaynakları bakımından farklılıklar göze çarpmaktadır. Örneğin *Salmo* sp. için özellikle üst istasyonda yemin katkısının diğer istasyonlardan daha fazla oluşu; bölgedeki popülasyonun besin kaynağı sıkıntısı yaşayabileceği ihtimalini düşündürmüştür. Konu ile ilgili yapılan çalışmalarda da yetiştiricilik esnasında kullanılan pellet yemlerin besin maddeleri ve enerji akışına bağlı olarak tatlısu sistemlerinde verimliliği arttırdığı (Jones ve ark., 1998; Jefferies, 2000) ve bu şekliyle, güçlü bir allankton kaynağının trofik destek sağladığı bildirilmiştir (Marcarelli ve ark., 2011; Sato ve Watanabe, 2013). Bunu yaparken tüketicilerin trofik etkileşimlerindeki değişiklikler yoluyla besin ağı yapısının değişmesine (Jefferies, 2000; Marzcek ve ark., 2007) ve popülasyonlar arasında kaynak paylaşımına neden olduğu belirtilmiştir (Basic ve ark., 2015).

Bu çalışmaya benzer biçimde Wellman ve ark. (2017) *O. mykiss* yetiştiriciliği yapılan ve yapılmayan göllerden; yetiştiricilik öncesi yetiştiricilik esnası ve sonrasında omurgasız ve balık örnekleri toplayarak dokularında $\delta^{13}\text{C}$ ve $\delta^{15}\text{N}$ değişikliklerini değerlendirmişler ve yetiştiricilik kaynaklı yemin denizel $\delta^{13}\text{C}$ ve $\delta^{15}\text{N}$ değerlerinin daha yüksek olduğu belirtmişlerdir. Omurgasız ve balıkların $\delta^{15}\text{N}$ değerinde görülen %2-5 artış ve alabalık ile golyon balığının $\delta^{13}\text{C}$ değerindeki anlamlı artışlar (%3) bu türlerin yemi besin kaynağı olarak kullandıklarını kanıtlamıştır. Çalışma bulgularımızda doğal ortamdaki bazı balık türlerinin besin kompozisyonunda rastlanan yem katkısı, literatürü destekler niteliktedir.

Bir akarsu ya da nehir içindeki herhangi bir yerde, mevcut besin spektrumu, substrata bağlı besin grupları, yüzeysel sürüklenme yoluyla akarsuya gelen ve askıda kalma yoluyla ortamda bulunan besin grupları olmak üzere üç ayrı gruptan oluşur. İlk iki grupta, sırasıyla, bentik ve karasal kökenli ayrı faunal bileşimler bulunurken, son grupta her iki kaynaktan gruplar da bulunmaktadır (Wankowski, 1979). Yapılan çalışmalar alabalıkların, üç besin kaynağından da faydalandığını ortaya koymuştur (Allen, 1941; Müller, 1954; Thomas, 1962; Egglisshaw, 1967). Ancak bu besin kaynaklarından faydalanma derecelerini, doğrudan ve dolaylı etkiler belirlemektedir; çünkü bu etkiler popülasyon dinamikleri,

komünite kompozisyonu (Wood ve ark., 2007; Gribben ve ark., 2009) ve besin döngüsünü etkileyebilmektedir (Stief ve Hölker, 2006).

4.7. Niş Genişlikleri ve Niş Çakışması

4.7.1. Sindirim Kanalı İçeriği Verileriyle Niş Genişliğinin Hesaplanması

Karamenderes Çayı üzerinde belirlenen 3 istasyondan yalnızca *Salmo* sp. bireyleri yakalanmıştır. İstasyonlardaki niş genişlikleri üst istasyonda 0,48, alt istasyonda 0,49 ve kontrol istasyonda 0,3 olarak hesaplanmıştır. Kocabaş Çayı üzerinde yakalanan *Salmo* sp. bireylerinin mide içeriği analizleri baz alınarak hesaplanan niş genişlikleri üst istasyonda 0,1, alt istasyonda 0,03 ve kontrol istasyonunda 0,06 olarak belirlenmiştir. Yine Kocabaş Çayı üzerinde yakalanan *P. phoxinus* bireylerinin mide içeriği analizleri baz alınarak hesaplanan niş genişlikleri üst istasyonda 0,09, alt istasyonda 0,04 ve kontrol istasyonunda 0,08 olarak belirlenmiştir.

4.7.2. Kararlı İzotop Analizi Verileriyle Niş Genişliğinin Hesaplanması

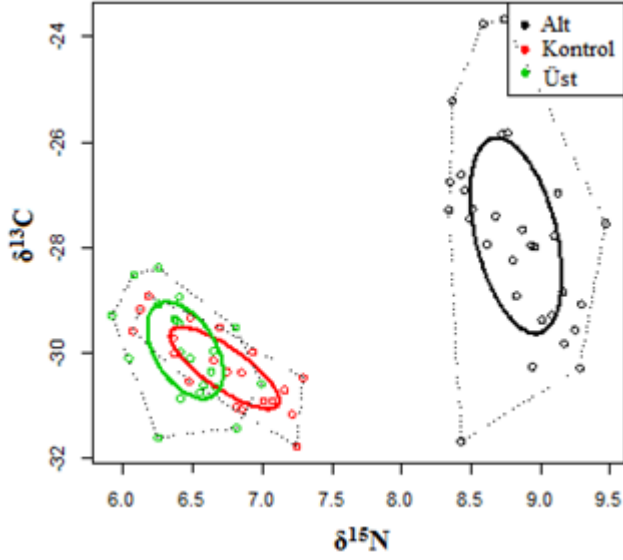
Karamenderes Çayı üzerinden yakalanan *Salmo* sp. bireylerinin her bir istasyondaki TA değerleri ve SEAc değerleri hesaplanmıştır (Çizelge 4.26). TA değerleri üst istasyonda ‰ 2,2; alt istasyonda ‰ 6,1 ve kontrol istasyonda ‰1,5 olarak bulunmuştur. Hem TA hem de SEAc sonuçları, türe ait niş genişliğinin en fazla alt istasyonda olduğunu göstermiştir.

Çizelge 4.26. Karamenderes istasyonlarındaki *Salmo* sp. populasyonlarının izotopik ortalamaları, TA ve SEAc Değerleri

İstasyon	N	$\delta^{13}\text{C}$, ‰	±SS	$\delta^{15}\text{N}$, ‰	±SS	TA (‰)	SEAc
K. menderes Üst	21	-29,2	±0,9	6,4	±0,3	2,2	0,7
K. menderes Alt	19	-26,4	±1,8	8,7	±0,3	6,1	1,7
K. menderes Kontrol	20	-30,3	±0,8	6,7	±0,4	1,5	0,6

Salmo sp. bireylerinin Karamenderes istasyonlarındaki izotopik niş genişlikleri Şekil 4.48'de sunulmuştur. Buradaki en dikkat çekici bulgu bireylerin üst ve kontrol istasyonlardaki $\delta^{13}\text{C}$ ve $\delta^{15}\text{N}$ değerlerinin alt istasyondan farklı oluşudur. Üst ve kontrol istasyonlarda $\delta^{13}\text{C}$ değerleri yaklaşık olarak ‰ -32 ve ‰ -28 arasında değişiklik gösterirken, alt istasyonda $\delta^{13}\text{C}$ değerleri yaklaşık olarak ‰ -30 ve ‰ -26 arasındadır.

Benzer şekilde üst ve kontrol istasyonlarda $\delta^{15}\text{N}$ değerleri yaklaşık olarak ‰ 6 ve ‰ 7,5 arasında değişiklik gösterirken, alt istasyonda $\delta^{15}\text{N}$ değerleri yaklaşık olarak ‰ 8,5 ve ‰ 9,5 arasındadır.



Şekil 4.48. Karamenderes istasyonlarındaki standart elips alanları (SEA)

Kocabaş Çayı'nda bulunan 4 farklı türün, farklı istasyonlardaki niş genişliklerini ortaya koymak üzere TA ve SEAc değerleri hesaplanarak Çizelge 4.29'da sunulmuştur. Buna göre *Salmo sp.*'nin TA değerlerinin ‰ 1 (kontrol istasyon) ve ‰ 30,7 (alt istasyon) arasında, *P. phoxinus* türünün ‰ 20,1 (alt istasyon) ve ‰ 53,8 (kontrol istasyon) arasında değişiklik gösterdiği kaydedilmiştir. Yalnızca alt ve üst istasyonlarda rastlanan *B. oligolepis* populasyonlarının ‰ 10,3 (üst) ve ‰ 40,7 (alt) aralığında ve *S. cii* türünün ‰ 1,4 (kontrol) ve ‰ 10,6 arasında değiştiği gözlenmiştir.

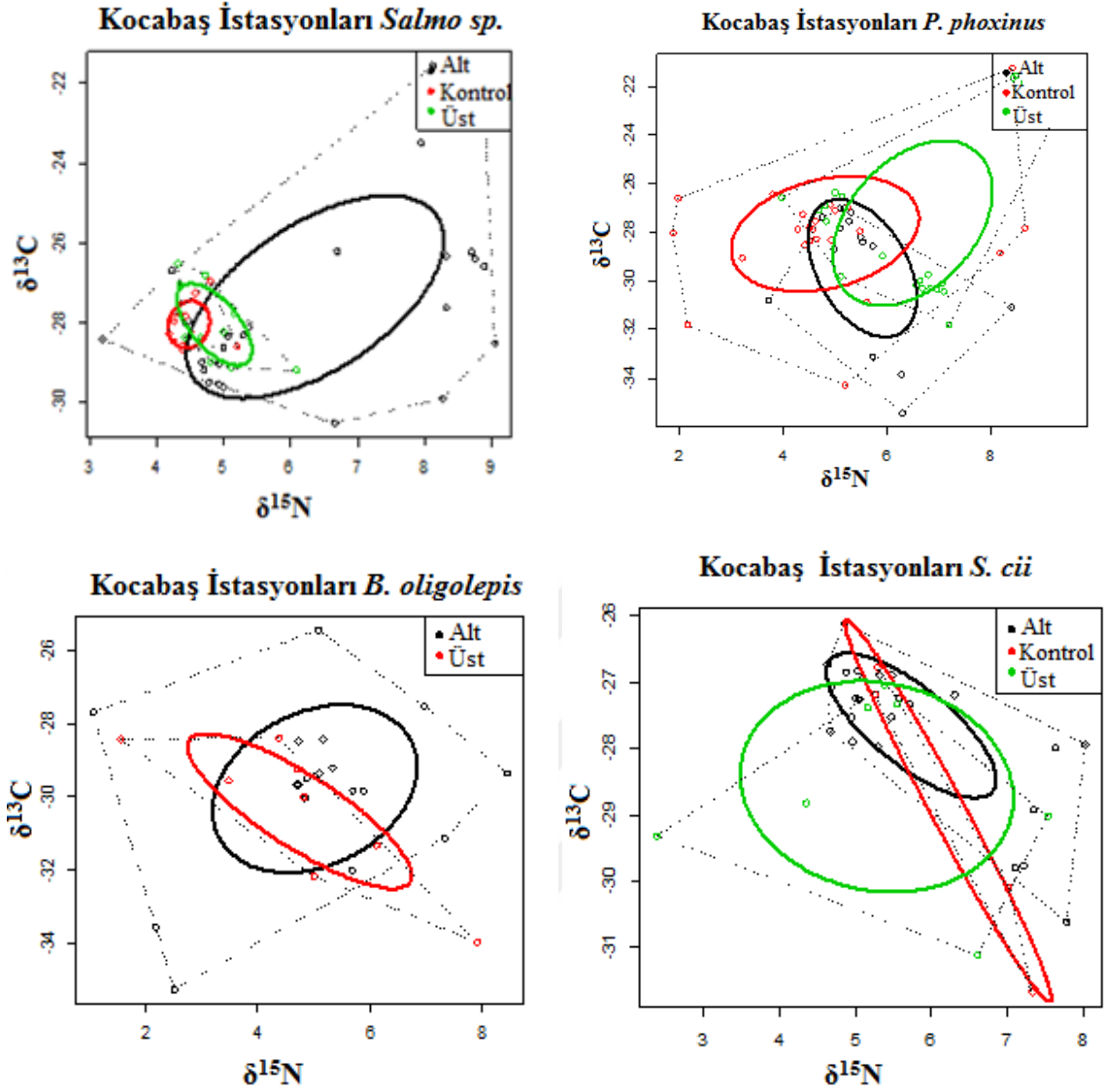
Çizelge 4.27. Kocabaş istasyonlarındaki populasyonların izotopik ortalamaları, TA ve SEAc Değerleri

Tür	N	$\delta^{13}\text{C}$, ‰	$\pm\text{SS}$	$\delta^{15}\text{N}$, ‰	$\pm\text{SS}$	TA (‰)	SEAc
Kocabaş Üst							
<i>Salmo</i> sp.	10	-28,1	± 1	4,9	0,5	2,2	1,4
<i>P. phoxinus</i>	20	-27,6	3,4	6,5	1,5	28	15,1
<i>B. oligolepis</i>	8	-30,4	1,4	4,8	1,9	10,3	7,4
<i>S. cii</i>	7	-28,6	1,5	5,3	1,6	10,6	8,9
Kocabaş Alt							
<i>Salmo</i> sp.	32	-27,4	2,4	5,7	2,6	30,7	12,7
<i>P. phoxinus</i>	16	-29,6	2,7	5,5	1	20,1	8,4
<i>B. oligolepis</i>	18	-29,8	2,2	5	1,8	40,7	12,7
<i>S. cii</i>	25	-27,7	5,7	5,7	1,1	7,4	2,6
Kocabaş Kontrol							
<i>Salmo</i> sp.	11	-28,1	0,6	4,5	0,3	1	0,6
<i>P. phoxinus</i>	24	-28,1	2,3	4,9	1,7	53,8	13
<i>S. cii</i>	4	-28,9	2,4	6,2	1,1	1,4	2,3

Türlere ait niş genişliklerinin aralarında istatistiksel fark olup olmadığını ortaya koymak üzere, hesaplanan SEAc değeri üzerinden SEAb değerleri kullanılarak (önem dereceleri) hesaplanmıştır. Böylece her istasyonda niş genişliği belirlenen türlerin niş genişliklerini karşılaştırmak mümkün olmuştur.

Kocabaş üst istasyonunda niş genişlikleri bakımından en yüksek TA değerine *P. phoxinus* ve en düşük değere *Salmo* sp.'de rastlanmıştır. *P. phoxinus* bireylerinin *Salmo* sp. ve *B. oligolepis* bireylerinkinden daha büyük niş genişliğine sahip olduğu ($P < 0,05$) belirlenmiştir. Kocabaş alt istasyonda *S. cii* dışında kalan tüm türlere ait TA değerlerinin oldukça yüksek olduğu gözlenmiştir. *S. cii*'nin hem TA hem de SEAc değerleri diğer türlere nazaran oldukça düşük bulunmuştur ($P < 0,005$). Kontrol istasyonda rastlanan 3 türün niş genişlikleri bakımından diğer türlere kıyasla en büyük TA değerinin *P. phoxinus*'a ait olduğu gözlenmiştir. *Salmo* sp. bireylerinin SEAb değerlerinin *P. phoxinus* ve *S. cii* bireylerinin SEAb değerlerinden büyük olmadığı gene *P. phoxinus* bireylerinin SEAb değerinin *S. cii* bireylerinkinden büyük olmadığı ($P > 0,05$) görülmüştür.

Kocabaş istasyonlarından yakalanan türlerin tek tek istasyonlardaki niş genişlikleri Şekil 4.49'da sunulmuştur. *Salmo* sp. bireylerinin üst ve kontrol istasyonlarda $\delta^{13}\text{C}$ değerleri yaklaşık olarak ‰ -30 ve ‰ -28 arasında değişiklik gösterirken, alt istasyonda $\delta^{13}\text{C}$ değerleri yaklaşık olarak ‰ -30 ve ‰ -25 arasındadır. Benzer şekilde üst ve kontrol istasyonlarda $\delta^{15}\text{N}$ değerleri yaklaşık olarak ‰ 4 ve ‰ 6 arasında değişiklik gösterirken, alt istasyonda $\delta^{15}\text{N}$ değerleri yaklaşık olarak ‰ 4 ve ‰ 8 arasındadır. *P. phoxinus* bireylerinin üst istasyonda $\delta^{13}\text{C}$ değerlerinin yaklaşık olarak ‰ -32 ve ‰ -24 arasında değişiklik gösterdiği gözlenmiştir, alt ve kontrol istasyonlarda yaklaşık olarak ‰ -32 ve ‰ -26 arasındadır. Benzer şekilde üst istasyonda $\delta^{15}\text{N}$ değerleri yaklaşık olarak ‰ 5 ve ‰ 8 arasında değişiklik gösterirken, özellikle kontrol istasyonunda yaklaşık olarak ‰ 3 ve ‰ 6 arasındadır. Yalnızca iki istasyonda rastlanan *B. oligolepis* bireylerinin izotopik niş aralıkları uyumludur; ancak izotopik niş genişliği bakımından alt istasyonun varyasyonu daha fazladır. *S. cii* bireylerinde kontrol istasyondan yakalananların $\delta^{13}\text{C}$ değerlerinin çok daha geniş bir aralıkta olduğu (yaklaşık ‰ -32 ve ‰ -26); buna rağmen $\delta^{15}\text{N}$ değerlerinin diğer istasyonlardan yakalanan bireylere göre daha dar bir aralıkta (yaklaşık ‰ 5 ve ‰ 8) yer aldığı görülmüştür.



Şekil 4.49. Kocabaş istasyonlarındaki standart elips alanları (SEA)

Hutchinson, bir ekolojik nişin n-boyutlu bir hipervolum olarak temsil edilebileceği fikrini, niş uzayın çevresel bileşenlerini ve çoğunlukla niş uzayın trofik bileşenlerini ifade eden biyonomik eksenler olarak açıklamıştır (Hutchinson 1957, 1978). Yakın geçmişte, bu eksenler üzerindeki yerin kararlı izotop oranlarını kullanarak nicelleştirilebileceği (Bolnick ve ark. 2003; Bearhop ve ark. 2004) "izotopik niş" kavramında resmedilmiştir (Newsome ve ark. 2007). Tüketici dokularında ölçülen değerler diyetlerindeki değerlerle sıkı sıkıya bağlı olduğu için kararlı izotop oranları bu açıdan kullanılabilir. Bundan hareketle çalışma kapsamında yakalanan türlerin izotopik kompozisyonları kullanılarak niş genişlikleri ortaya konmuştur. Karamenderes Çayı üzerinden yakalanan *Salmo sp.* bireylerinde üst ve kontrol istasyonlar ile alt istasyondan yakalanan bireylerin sahip oldukları niş genişlikleri karşılaştırıldığında; alt istasyondaki bireylerin besin

kaynaklarındaki farklılık göze çarpmaktadır. Bu bireylerin diyet katkılarını incelendiğinde ağırlıklı olarak tükettikleri Insecta ve Crustacea bireylerinin yanısıra, çiftlik kaynaklı yeme de rastlanmıştır. Yemin ve Insecta ile Crustacea gruplarının izotopik kompozisyonu göz önüne alındığında, özellikle $\delta^{13}\text{C}$ değerlerinin oldukça farklı olduğu belirlenmiştir. Alt istasyondaki bireylerin niş genişliğinin $\delta^{13}\text{C}$ bakımından daha yüksek aralıkta olması, bu istasyondaki bireylerin çiftlikten akarsuya karışan yem ile besleniyor olduğunu ya da yakalanan *Salmo* sp. bireylerinin çiftlikten kaçan kültür bireyler olma ihtimalini düşündürmektedir. Benzer şekilde Kocabaş istasyonlarındaki *Salmo* sp. bireylerinde de alt istasyondan yakalananların izotopik niş genişliği hem $\delta^{13}\text{C}$ hem de $\delta^{15}\text{N}$ değerleri bakımından daha yüksek bir aralıktadır. Bu akarsuda da alt istasyondaki bireylerin diyet katkılarında ağırlıklı olarak Insecta ve yem katkısına rastlanmıştır. Çiftlik çalışanları ile yapılan görüşmeler sonucu kullanılan yemin denizel kaynaklı olduğu bilgisi teyit edilmiştir. Bu da kullanılan yemin izotopik değerlerine yansımaktadır ve bulunan $\delta^{13}\text{C}$ ve $\delta^{15}\text{N}$ değerleri, diğer besin kaynaklarına nazaran daha yüksektir. Bu akarsu kenarına kurulmuş olan yetiştiricilik ünitesinde *Salmo* sp. bireyleri yetiştirilmediği için, yakalanan bireylerin doğal ortama katılan kültür bireyler olma olasılığı yoktur. Bu durumda Kocabaş alt istasyonunda *Salmo* sp. bireylerinin doğal besin kaynaklarının yanı sıra çiftlikten akarsuya karışmış yem ile beslendiğini söylemek mümkündür. Bu alanda yapılan çalışmalar da yetiştiricilik kaynaklı yemin doğal ortama girdiğini ve doğal balık popülasyonları tarafından tüketildiğini ortaya koymaktadır (Naylor ve ark., 2000; Bašić ve ark., 2015; Wellman ve ark., 2017).

Kocabaş Çayı'ndan yakalanan *S. cii* bireylerinin kontrol istasyondaki izotopik niş genişliği diğer istasyonlardan oldukça farklı bulunmuştur. Yapılan çalışmalarda otokton ve allakton kaynakların izotopik kompozisyonları ortaya konulmuş; bu kaynakların özellikle $\delta^{13}\text{C}$ bakımından farklı oldukları bildirilmiştir. Boutton ve ark. (1980) allakton kaynakların $\delta^{13}\text{C}$ değerinin ‰ -27 olduğunu belirtirken, Rounick ve ark. (1982) otokton kaynakların sucul bitkilerce HCO^- kaynağı olarak kullanılarak $\delta^{13}\text{C}$ 'nin indirgendiğini ve ‰ -35'e kadar düştüğünü ortaya koymuştur. Dolayısıyla bu kaynaklarla beslenen grupların da izotopik kompozisyonlarının bu doğrultuda değişim gösterebileceğini vurgulamışlardır. *S. cii*'nin yakalandığı kontrol istasyonda $\delta^{13}\text{C}$ kompozisyonunun varyasyon aralığının geniş olması (yaklaşık ‰-32 ve ‰-26) bireylerin farklı besin kaynaklarına yönlendiklerini düşündürmüştür. Balık türlerinin ağırlıklı olarak tükettikleri ve tercih ettikleri belirlenen makroomurgasızların istasyonlar arasındaki bollukları değerlendirildiğinde en az besin bolluğunun bu istasyonda olduğu gözlenmiştir. Bu durum bu istasyondaki *S. cii*

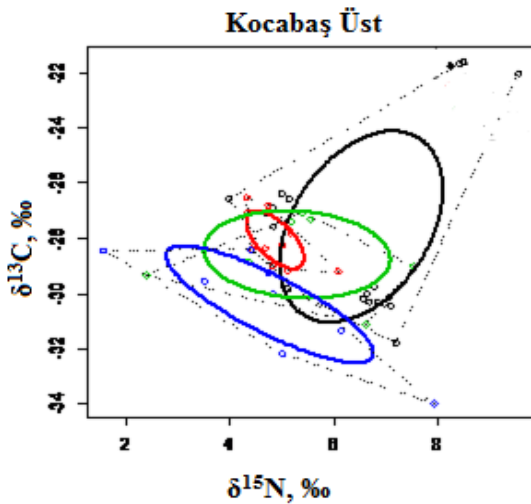
bireylerinin besin kaynaklarını ve dolayısıyla izotopik niş genişliklerini değiştirmeye yönelik bu düşüncüyü güçlendirmektedir.

4.7.3. Sindirim Kanalı İçeriği Verileriyle Niş Çakışmalarının Hesaplanması

Kocabaş Çayı üst istasyonunda *Salmo* sp. ve *P. phoxinus* bireylerinin niş çakışma derecesi 0,99, alt istasyonda 0,99 ve kontrol istasyonda 0,995 olarak hesaplanmıştır.

4.7.4. Kararlı İzotop Analizi Verileriyle Niş Çakışmalarının Hesaplanması

Kocabaş üst istasyonundaki populasyonların niş çakışmaları Şekil 4.50'de ve niş çakışma oranları Çizelge 4.28'de sunulmuştur. *Salmo* sp. bireylerinin en fazla *P. phoxinus* (0,5) ile niş çakışması olduğu; *B. oligolepis* ile hiç izotopik niş çakışması olmadığı belirlenmiştir. *P. phoxinus*'un en fazla *B. oligolepis* (0,8) ve *S. cii* (5,3) ile yüksek oranda çakışma gösterdiği bulunmuştur. *B. oligolepis* bireylerinin *Salmo* sp. ile neredeyse hiç çakışma göstermez iken *P. phoxinus* ile çok yüksek bir çakışma oranı (0,8) olduğu hesaplanmıştır. *S. cii* bireylerinin en yüksek çakışmayı *P. phoxinus* ile yaptığı (5,3) görülmektedir. Bu istasyonda *P. phoxinus* bireylerinin diğer tüm türlerle yüksek niş çakışması bireylerin belirli besin kaynağı için rekabet ettiğini gösterebilir. Sindirim kanalı içerikleri ve besinlerin diyet katkısı oranları incelendiğinde; üst istasyonda *P. phoxinus* bireylerinin daha fazla Insecta (%31,8) tükettiği görülmektedir. Bu besin kaynağının diğer türler için de en azından *Salmo* sp. için de tercih edilen besin grubu olduğu yine sindirim kanalı analizleri sonucu ortaya konmuştur.



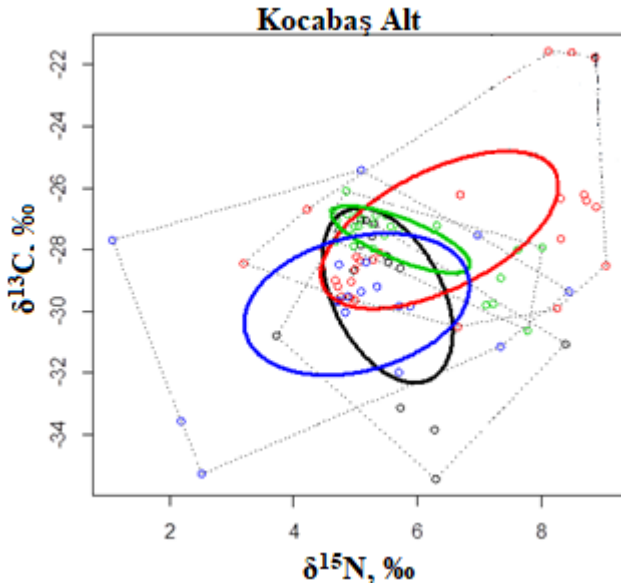
Şekil 4.50. Kocabaş üst istasyonundaki türlerin standart elips alanları (SEA) (Kırmızı):

Salmo sp., Siyah: *P. phoxinus*, Mavi: *B. oligolepis*, Yeşil: *S. cii*)

Çizelge 4.28. Kocabaş üst istasyonundaki türler arası niş çakışmaları dereceleri

Türler	<i>Salmo</i> sp.	<i>P. phoxinus</i>	<i>B. oligolepis</i>	<i>S. cii</i>
<i>Salmo</i> sp.	-	0,49	0,0	1,4
<i>P. phoxinus</i>	0,49	-	0,81	5,3
<i>B. oligolepis</i>	<0,0001	0,81	-	1,5
<i>S. cii</i>	1,4	5,3	-	-

Yetiştiricilik faaliyetlerinden en çok etkilendiği düşünülen Kocabaş alt istasyonda türler arası niş çakışmaları üst istasyondan farklılık göstermektedir (Şekil 4.51). *Salmo* sp. ve *P. phoxinus* bireylerinin en fazla *B. oligolepis* (6,6) ile ve *B. oligolepis* bireylerinin en fazla *P. phoxinus* bireyleri (6,6) çakışma gösterdiği belirlenmiştir (Çizelge 4.29). Bu istasyonda üst istasyondan farklı olarak; türlerin karşılıklı olarak birbiriyle olan niş çakışmalarının farklı olabileceği gözlenmiştir.. Örneğin *Salmo* sp.'nin *P. phoxinus* ile çakışma derecesi 1,54 iken; *P. phoxinus* türünün *Salmo* sp. ile niş çakışma derecesi 4,43 olarak bulunmuştur. Bu durumda *P. phoxinus* kendi yiyecek profilinin daha büyük bir kısmını *Salmo* sp. ile paylaştığı ve *Salmo* sp. bireylerinin diyetlerinde nispeten daha fazla kayma olduğu söylenebilir.

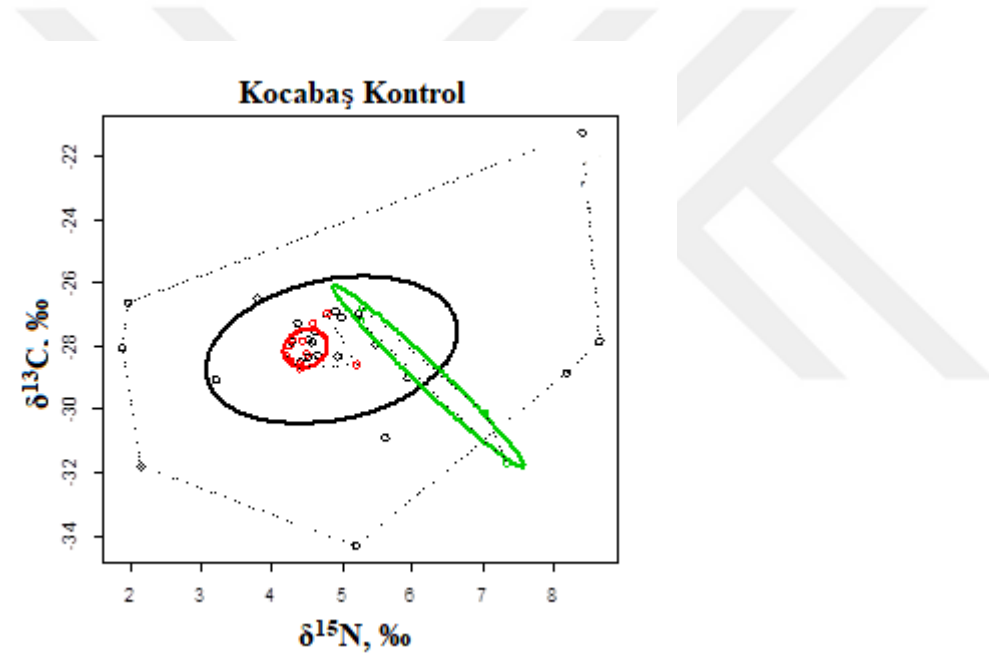


Şekil 4.51. Kocabaş alt istasyonundaki türlerin standart elips alanları (SEA) (Kırmızı: *Salmo* sp., Siyah: *P. phoxinus*, Mavi: *B. oligolepis*, Yeşil: *S. cii*)

Çizelge 4.29. Kocabaş alt istasyonundaki türler arası niş çakışmaları dereceleri

Türler	<i>Salmo</i> sp.	<i>P. phoxinus</i>	<i>B. oligolepis</i>	<i>S. cii</i>
<i>Salmo</i> sp.	-	1,54	6,58	1,54
<i>P. phoxinus</i>	4,43	-	6,58	1,54
<i>B. oligolepis</i>	4,52	6,58	-	1,26
<i>S. cii</i>	2,32	1,54	1,26	-

Kocabaş Kontrol istasyonundaki üç türün bireyleri arasında en yüksek niş çakışması *Salmo* sp. ve *P. phoxinus* arasında, en düşük değeri de *Salmo* sp. ve *S. cii* arasında bulunmuştur (Çizelge 4.30). *Salmo* sp. ile *S. cii* arasında görülen bu durum üst istasyonda *Salmo* sp. ile *B. oligolepis* arasındaki niş çakışma derecesine benzerdir.



Şekil 4.52. Kocabaş kontrol istasyonundaki türlerin standart elips alanları (SEA) (Kırmızı: *Salmo* sp., Siyah: *P. phoxinus*, Yeşil: *S. cii*)

Çizelge 4.30. Kocabaş kontrol istasyonundaki türler arası niş çakışmaları dereceleri

Türler	<i>Salmo</i> sp.	<i>P. phoxinus</i>	<i>S. cii</i>
<i>Salmo</i> sp.	-	0,6	0
<i>P. phoxinus</i>	0,6	-	1,2
<i>S. cii</i>	0	1,2	-

Çalışma bulguları Kocabaş üst istasyonunda dar bir izotopik niş alanına sahip olan *Salmo* sp. bireylerinin dar bir kaynak aralığından beslendiği ve bu kaynak için *B. oligolepis* ile rekabete girmediği gözlenmiştir. Yapılan bazı çalışmalarda büyük ölçüde benzer yaşam alanı gereksinimleri olan *S. trutta macrostigma* ve *Cottus poecilopus* türlerinin besin rekabeti yaşayabileceklerini bildirirse de (Gabler ve Amundsen, 1999, 2010; Holmen ve ark., 2003); besin kaynağının bol olduğu durumlarda bu iki tür arasında besin rekabeti yaşanmadığı, *S. trutta macrostigma*'nın kaynak sıkıntısı yaşamadığı sindirim kanalı içerikleri ile ortaya konmuştur (Louhi ve ark., 2013). Bu istasyondaki *Salmo* sp. bireylerinin mide içeriği analizi ve besin seçicilikleri incelendiğinde de ağırlıklı olarak Insecta tüketen grubun bu istasyonda Oligochaetae tükettiği belirlenmiştir. Yapılan çalışmalarda da kararlı izotop değer aralığı geniş bir besin kaynağı ile beslenen grupların izotop oranına da daha çeşitli bir beslenme şekli yansıttığı ve tek bir kaynak ile beslenen bir gruptan daha büyük bir trofik niş alanına sahip olduğu belirtilmiştir. İzotopik varyasyonu daha dar olan kaynaklarla beslenen grupların niş alanlarının da daha küçük olduğu belirtilmiştir (Rush ve ark., 2012; Yuille ve ark., 2012). Bu durumda *B. oligolepis*'in besin kaynaklarının izotopik varyasyonunun daha fazla olabileceğinden bahsedilebilir. Bu istasyondaki *P. phoxinus* ve *S. cii* bireyleri arasındaki niş çakışma derecesinin daha fazla olması, kaynak rekabetinin bir göstergesidir. Yüksek niş çakışma derecesi, bu çakışmayı yönlendiren ortak bir besin kaynağı olduğuna işaret eder (Yuille ve ark., 2012).

Yakalanan dört tür arasında en fazla izotopik niş çakışmasının Kocabaş alt istasyonunda olduğu gözlenmiştir. *Salmo* sp. bireylerinin üst istasyona kıyasla daha geniş bir izotopik niş alanının olduğu görülmüştür. Üst istasyondaki bireylerin Oligochaetae bireylerini seçme eğilimine bu istasyonda rastlanmamıştır. Bu tür içi izotopik niş farklılıklarının sebepleri, türler arasında tüketilen makroomurgasızların oranlarındaki farklılıklar ve istasyonlardaki bireylerin arasındaki fraksiyonasyon faktörlerinin farklılıkları ile ilişkili olabilir (Busst ve ark., 2015; Busst ve Britton, 2016).

Alt istasyonda *B. oligolepis* bireylerinin hem *Salmo* sp. hem de *P. phoxinus* ile olan niş çakışma dereceleri daha yüksek bulunmuştur. Bu durum hem *Salmo* sp. ve *B. oligolepis* arasında hem de *P. phoxinus* ve *B. oligolepis* arasında besin rekabetine işaret etmektedir. Hem *Salmo* sp. hem de *P. phoxinus* bireylerinin diyet katkı grafikleri incelendiğinde; diyetlerinde çiftlik kaynaklı yeme rastlanmıştır ki bu bulgu çiftlikte besin kaynağı olarak kullanılan yemin akarsuya karıştığı bir göstergesidir. Denizel kaynaklı yemlerin tatlısulara taşınması ile akarsu sistemindeki bentik alglerin ve makroomurgasız hayvanların

üretimini arttırıcı bir etkiye sahip olduğu bilinmektedir (Schindler ve ark., 2003). Ortamdan örneklenen makroomurgasızların en bol olduğu istasyonun bu istasyon olması bu durum ile ilişkilendirilebilir. Besin kaynağı olarak tüketilen makroomurgasız bolluğunun artışı ile burada bulunan türlerin var olan besin kaynaklarını paylaştıkları ve maksimum tölere edilebilir niş çakışması oranının daha yüksek olmasından bahsedilebilir. Bu istasyonda dar bir niş alanına sahip olan *S. cii* bireylerinin diğer türler ile niş çakışma derecesinin de düşük olması, bu bireylerin tükettiği besin kaynağına ulaşabilirliğinin daha fazla olmasıyla açıklanabilir. Zira küçük niş alanlarının olması daha dar bir besin kaynağı aralığından beslendiklerini göstermektedir (Brandt, 1986; Olsen ve ark., 1988; Jacobs ve ark., 2013).

Besin kaynağı olarak tüketilen makroomurgasız bolluğunun en az olduğu kontrol istasyonunda *B. oligolepis*'e rastlanmamıştır. Diğer türler içerisinde *Salmo* sp.'nin çok dar bir niş genişliğinin olduğu ve bu bireylerin *S. cii* ile izotopik niş çakışma derecesinin sıfır olduğu ve *P. phoxinus* ile izotopik niş çakışma derecesinin de çok düşük olduğu gözlenmiştir. Bu durum, türün besin kaynağına ulaşmak ve almak konusunda en aktif bireyler olduğunu işaret etmektedir. Yuille ve ark. (2012), Ontario Gölü'nde farklı alabalık türlerinin izotop niş çakışma derecesi en küçük ve niş alanı dar olan spesiyalist türler ile izotop niş çakışma derecesi büyük ve niş alanı geniş olan generalist türlerin bir arada yaşadıklarını belirtmişlerdir. Bu istasyonda bir diğer dikkat çekici bulgu da *S. cii* bireylerinin izotopik niş alanıdır. Özellikle C kaynakları bakımından varyasyonun yüksek olduğu görülmüştür. Bu durum aynı türe ait balıkların farklı istasyonlarda aynı besin grubu içerisinde yer alan farklı besin kaynakları ile beslendiğini ifade etmektedir. Balıklar ortamda bulunan besin kaynaklarını tüketecek şekilde diyetlerini değiştirme eğilimindedir. Örneğin Winemiller (1990), sucul omurgasızların yağışlı zamanlarda tropikal nehirlerde tüketilmesinin, bu besin kaynağının yağışlı zamanda artan miktarına bağlı olduğunu göstermiştir. Akın (2001), gammaridlerin yaz aylarında aşırı tüketilmesinin bu besin kaynağının bu mevsimde bol olmasından kaynaklandığını ileri sürmüştür. Bu çalışmada da benzer durumlar gözlenmiştir. Besin kaynaklarının daha az olduğu kontrol istasyonda *S. cii* bireylerinin besin kaynaklarında değişiklik yaptığı gözlenmiştir.

Yetiştiriciliğin bir sonucu olarak görülebilecek komünite yapısında değişimler çeşitli araştırmacılar tarafından irdelenmiştir. Kuzeydoğu Finlandiya'daki doğal bir nehirde, 12 tel örgü kafeste benzer genetik kaynaklı kültür ve doğal kahverengi alabalığın büyüme ve av tüketimi karşılaştırıldığında, doğal alabalıkların deneyin başlangıcından kısa bir süre sonra kültür alabalığından daha erken beslenmeye başladığı; ancak kültür alabalığı varlığında

daha az yediği gözlenmiştir. Bu sonuçların kültür ve doğal alabalık populasyonları arasındaki rekabeti gösterebileceği belirtilmiştir (Vehanen ve ark., 2009).

Gutman Robert ve ark. (2017) deneysel bir ortamda denizel kaynaklı yem ile besledikleri *B. barbuis* ve *S. cephalus* bireylerinin dokularının kararlı izotop işaretlerini değiştirmek için genellikle yeterli oranlarda tükettiklerini ortaya koymuş ve populasyonların izotopik niş pozisyonunda önemli kaymalar ile sonuçlandığını belirtmişlerdir. Bu sonuçlar, deniz kökenli besleyiciler içeren peletler tatlısu avcılığında kullanıldığında, cyprinid balıklar tarafından tüketilmekte ve asimile edilmekte, bireysel ve populasyonun trofik pozisyonlarını ve izotopik niş boyutlarını etkilediğini belirtmektedir.



BÖLÜM 5

SONUÇ VE ÖNERİLER

Bu çalışmada alabalık yetiştiriciliğinin, akarsu balıklarının bolluk ve çeşitlilikleri, beslenme özellikleri, populasyon özellikleri ve komünite ilişkileri üzerindeki olası etkilerini değerlendirmek amaçlanmıştır. Bu bağlamda, Biga Yarımadası'nda bulunan Karamenderes ve Kocabaş Çayları'nın alabalık yetiştiriciliği yapılan bölgelerinde çalışma yürütülmüştür. Karamenderes Çayı üzerinde kurulu alabalık tesisinde hem *Salmo* sp. hem de *O. mykiss* yetiştiriciliği yapılırken, Kocabaş Çayı kenarında kurulan tesiste yalnızca *O. mykiss* yetiştiriciliği yapılmaktadır.

Yetiştiricilik ünitesinin akarsu üzerinde yer aldığı Karamenderes Çayı'nın bu bölgesinde yalnızca *Salmo* sp. türüne rastlanmış ve toplamda 259 örnekle çalışılmıştır. Sadece kültür yetiştiriciliği yapılan *O. mykiss* türünün ise çiftlikten kaçarak doğal ortama katılmış 34 bireyi çalışmaya dahil edilmiştir. Balık çiftliğinin akarsudan su çekmek koşuluyla sürdürüldüğü ve çiftlik atıklarının tekrar suya verildiği Kocabaş Çayı'nın çalışılan bölgesinde toplamda 4 türe rastlanmıştır. Bu türlerden *Salmo* sp.'ye ait 156 birey, *P. phoxinus* türüne ait 399 birey, *B. oligolepis* türüne ait 125 birey ve *S. cii* türüne ait 131 birey ile çalışılmıştır.

Karamenderes Çayı'nın çalışılan bölgesinde sadece *Salmo* sp. bulunduğu için bu akarsuda biyoçeşitlilik hesaplaması yapılamamıştır. Karamenderes istasyonlarında *Salmo* sp. ve *O. mykiss* yetiştiriciliği yapılan çiftliğin üst ve alt bölgesinde *O. mykiss* bireylerine rastlanmış olması, çiftlikten üst ve alt istasyonlara kaçışların olduğunu göstermiştir. Her istasyonda *Salmo* sp. bireylerinin *O. mykiss* bireylerinden daha bol olduğu gözlenmiştir. *O. mykiss* türünün daha bol bulunduğu alt istasyon aynı zamanda *Salmo* sp. bolluğunun en düşük olduğu istasyon olsa da, *Salmo* sp.'nin hakimiyetine erişememiştir. İncelenen *Salmo* sp. populasyonu içerisinde çiftlikten kaçan bireylerin de bulunma ihtimali göz ardı edilmemelidir.

Kocabaş Çayı'nda tüm istasyonlarının biyoçeşitlilik açısından benzer yapıda olduğu ve hakim türün *P. phoxinus* olduğu belirlenmiştir. Bunun yanı sıra balık bolluğu en fazla alt istasyonda görülmüştür. Bu bakımdan yetiştiricilik faaliyetinin akarsu balıklarının biyoçeşitliliğini etkilemediğini; ancak balık bolluklarını arttırıcı bir etkiye sahip olduğunu söylemek mümkündür. Bu artış, balıkçılık anlamında sömürülmesi için uygun olabileceği anlamına gelmemelidir. Zira, türlerin büyüme, üreme özellikleri gibi populasyon dinamiklerinin bilinmesi, stok durumunun belirlenmesi gerekmektedir. Türler daha sonra

balıkçılık anlamında da değerlendirilebilir.

Yetiştiriciliğin akarsu balıklarının büyüme için bazı parametrelerine olan etkileri boy-ağırlık dağılımları bulgularıyla değerlendirilmiştir. Karamenderes Çayı'ndan yakalanan *Salmo* sp. örneklerinin büyüme için bir değer olan *b* değeri üst istasyonda 3'ten farklıdır. Bu durum yakalanan örneklerin çiftlikten kaçmış olma ihtimallerini kuvvetlendirmektedir. Zira kültürü yapılan bireylerin et veriminin yüksek olması, bireylerin ağırlıkça büyümesinin boyca büyümesinden daha yüksek olması ile mümkündür. Kocabaş Çayı'ndan yakalanan *Salmo* sp. için üst istasyonda, *B. oligolepis* ve *S. cii* için alt istasyonda *b* değeri 3'ten farklı bulunmuştur. Besin kaynaklarının en bol olduğu alt istasyonda söz konusu türlerin pozitif yönde allometrik büyüme sergilemeleri besin sıkıntısı çekmediklerinin bir göstergesidir. Ancak istasyonlardaki türlerin büyüme parametrelerini tam anlamıyla değerlendirebilmek adına bu çalışmayı, yaş tayini çalışmaları ile desteklemenin faydalı olacağı düşünülmektedir. Bunun yanı sıra boy-ağırlık dağılımını etkileyebileceği düşünülen durumlarda bireyleri et kalitesi ve et verimi açısından da değerlendirmek faydalı olacaktır.

Yetiştiriciliğin akarsu balıklarının beslenme özelliklerine etkisini ortaya koymak üzere; hedef türler olarak belirlenen *Salmo* sp. ve *P. phoxinus* örneklerinde sindirim kanalı içerikleri analizi ve kararlı izotop analizi yöntemleri birlikte değerlendirilmiştir. Her iki akarsuda da *Salmo* sp. populasyonları her istasyonda Insecta ile beslenmiştir. Belli mevsimlerde ve istasyonlarda farklı besin kaynaklarına yönelmiştir. Bu durum, mevsimsel ya da istasyona bağlı olarak besin sıkıntısı yaşamış olabileceğini göstermektedir. Literatür kaynakları alabalıkların besin kaynaklarının bolluğuna bağlı olarak, beslenme şekillerinde bazı değişiklikler meydana getirebildiklerini; ortamda varsa bentik yemleri de tercih edebildiklerini (Forrester ve ark. 1994; Amundsen ve ark., 1999; Laggarrigue ve ark., 2002) tespit etmiştir. Çalışma kapsamında Kocabaş üst istasyonundaki *Salmo* sp. ve *P. phoxinus* bireylerinin diyetine çiftlik kaynaklı yemin de katkı sağlaması, bu kanıyı desteklemektedir. Kocabaş Çayı'nda rastlanan bir dikkat çekici bulgu da bazı istasyonlarda sindirim kanalı analiziyle ortaya konulması mümkün olmayan; ancak kararlı izotop analizi ile çiftlik kaynaklı yemin diyet katkısı yaptığıdır. Bu, direkt yemle beslenmiş ya da yem ile beslenen makroomurgasızları tüketmiş olabileceklerinin göstergesidir. Çiftliğin bir bariyer etkisi yaratmadığı bu akarsudaki türlerin kontrol istasyondan da yakalanan bireylerinin izotopik ölçümlerinde çiftlik katkılı yeme rastlanmıştır. Bu durum; bireylerin yeme rahatlıkla ulaşabildikleri alt istasyonu beslenme amaçlı kullanarak daha sonra farklı istasyonlara geçiş yaptıklarını düşündürmüştür.

Bu çalışmada Insecta olarak gruplandırılan makroomurgasızlar kendi içerisinde gruplandırılarak yapılacak farklı beslenme çalışmaları ile, türlerin tükettiği besin kaynakları hakkında daha detaylı bulgulara ulaşmak mümkün olacaktır. Ancak mevcut çalışma bulguları ile akarsuların bu bölgelerinde Insecta bireylerinin habitat yapılarını bozmaya yönelik faaliyetlerden (köprü ve set yapımı gibi) kaçınmanın faydalı olacağı düşünülmektedir. Böylece türlerin doğal besin kaynaklarına daha rahat ulaşarak belki de çiftlik kaynaklı yemi tüketmeyeceklerinden bahsedilebilir. Genellikle denizel kaynaklı çiftlik yeminin doğal balık populasyonları üzerindeki olası fizyolojik etkilerini (sindirim enzimleri ve antioksidan enzim aktiviteleri gibi) ortaya koymaya yönelik çalışmalar yapmak bu noktada önem kazanmaktadır.

Yetiştiriciliğin, türlerin niş genişlikleri ve çakışmalarını ne şekilde etkilediğini ortaya koymak üzere değerlendirilen örnekler içerisinde Karamenderes Çayı'nda bulunan *Salmo* sp.'nin TA değeri bakımından niş genişliğinin en fazla alt istasyonda olduğu, bu durumun besinin daha bol olduğu bu istasyonda tercih ettiği besin kaynaklarının çeştliliğinin daha fazla olması ile açıklanabilir.

Kocabaş istasyonlarında genel olarak en büyük niş genişliğine *P. phoxinus*' un sahip olduğu gözlenmiştir. Bu durum, bireylerin farklı besin kaynaklarını kullanmaları ya da tercih ettiği besin kaynağına ulaşmalarının daha zor olmasıyla açıklanabilir. Yapılan sindirim kanalı içeriği analizi ve kararlı izotop analizi bulguları türün ağırlıklı olarak Insecta ile beslendiğini ortaya koyduğundan, niş genişliklerinin besin kaynağına ulaşılabilirlik ile ilgili olduğundan bahsedilebilir. Üst istasyonda özellikle *Salmo* sp.'nin niş genişliğinin hayli küçük olması; kaynakların kıt olduğu durumda türlerin adaptasyonlarına en uygun besinleri alacak şekilde seçmeleri ve dolayısıyla niş genişliklerinin daralması (Gordon ve Illius, 1989) ile ilişkilendirilebilir. Bunun yanı sıra var olan az miktardaki besin kaynağına ulaşılabilirlik açısından en avantajlı grup olarak görünmektedir. Alt istasyon besin kaynağının en bol olduğu bölgedir. Bu bölgede özellikle *S. cii* bireylerinin niş genişliğinin dar olması tercih ettiği besine diğer türlerden daha kolay ulaşabildiğini göstermektedir. Benzer durum kontrol istasyonda *Salmo* sp. için geçerlidir. Türün diğer türlerden daha aktif bir şekilde besini alıp kullandığı görülmüştür. Bu istasyonda *S. cii* bireylerinin izotopik oranları farklı bir besin kaynağına yönelmiş olabileceği düşünülmektedir. Çalışma bölgelerinde yakalanan türlerden ekonomik öneme sahip *Salmo* sp.'nin sürdürülebilirliği açısından, normalde bu zonda karşılaşılması beklenmeyen ancak besin bolluğu nedeniyle bu zona çıktığı düşünülen *B. oligolepis* ve *S. cii* bireylerinin alabalık zonundan uzaklaştırılması yerinde olacaktır. Bu da ancak çiftlik

kaynaklı besinsel elementlerin ve atıkların akarsuya deşarj olmaması ile mümkün hale gelebilir. Böylece bu kaynağı kullanan balık bolluklarında düşme beklenebilir. Bölgedeki bir diğer tür olan *P. phoxinus* için bu durum söz konusu değıldir; zira doğal habitatında yaşamaktadır ve *Salmo* sp. için muhtemel besin kaynağı olabilmektedir.

Bu çalışma ile, yetiştiricilik yapılan bölgelerdeki doğal balık popülasyonlarının, bu faaliyetten farklı biçimlerde etkilendiğı ve farklı tepkiler verdiğı gözlenmiştir. Çalışma bulguları yetiştiricilik faaliyetinden kaynaklanan en büyük sorunlardan birisinin çiftlikten kaçan bireyler vasıtasıyla oluştuğunu göstermektedir. Bu kaçışlar sonucu oluşabilecek hibrit ve aynı türe ait kültür-doğal ortam bireylerinin gen alışverişleri ile sonuçlanabilir. Bu nedenle doğal popülasyonda fenotipik birtakım değışiklikler oluşabilirken (morfolojik karakterler gibi), popülasyonun genetik yapısı değışebilir ve hatta doğal popülasyon yok olabilir. Bunun yanı sıra kaçan bireylerin doğal ortama girişı ile var olan doğal türlerin besin tercihlerinde, besine ulaşabilirliklerinde, habitat kullanımlarında, türler arası ilişkileri ortaya koyan niş genişlikleri ve niş çakışmalarında değışiklikler meydana gelebilir. Bu nedenle söz konusu kaçışları önlemeye yönelik alınacak tedbirlere ihtiyaç duyulmaktadır. Yetiştiricilik havuzlarının mevcut fiziksel koşullarında iyileştirmeler ve kaçışların daha sık rastlandığı mevsimlerde denetimlerinin daha sık yapılması ile kaçışların daha düşük düzeye indirilmesi önerilmektedir.

Yetiştiricilik havuzlarında su deşarjının sağlandığı alanlara su geçişini engellemeyecek ancak balık kaçışını önleyecek göz açıklığında kafes sistemi kurulmasıyla kaçışları minimal düzeye indirmek mümkün olabilecektir. Hem *O. mykiss* hem de kültürü yapılan *Salmo* sp. bireylerinin doğal *Salmo* sp. bireyleri ile hibritleşme yoluyla yeni bir popülasyon oluşturma ihtimaline karşılık, bu alanda filogenetik çalışmalar yaparak olası genetik sürüklenmenin ve dolayısıyla popülasyon kayıplarının önüne geçilebileceğı önerilmektedir.

Yetiştiriciliğin bir diğer olumsuz etkisi de besinsel element ve çiftlik kaynaklı atıkların akarsu sistemine girişidir. Böylece doğal ortam türleri özellikle besin sıkıntısının yaşandığı bölgelerden ziyade besine ulaşılabilirliğin daha kolay olduğu bu bölgeyi kullanmaktadır. Ayrıca yine besin sıkıntısı yaşanan mevsimlerde ve bölgelerde de çiftlik kaynaklı yem tüketmektedir. Çoğunlukla denizel kaynaklı olan yemlerin tatlı su türlerinde yaratabileceğı fizyolojik farklılıkları, bu çalışmanın bir devamı niteliğinde araştırmanın faydalı olacağı düşünülmektedir.

KAYNAKLAR

- Ackefors H., Enell M., 1994. The Release of Nutrients and Organic Matter from Aquaculture Systems in Nordic Countries. *Journal of Applied Ichthyology* 10: 225-241.
- Adams S.M., Kimmel B.L., Ploskey G.R., 1983. Sources of Organic Matter for Reservoir Fish Production: A Trophic-dynamics Analysis. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 40(9): 1480-1495.
- Akbulut M., Çelik E.S., Akçay F., Duysak M., Kaya H., Selvi K., 2014. Use of Oxidative Stress Biomarkers in Three Crustacean Species for the Assessment of Water Pollution in Kocabaş Stream (Çanakkale, Turkey). *Marine Science and Technology Bulletin* 3 (2): 27-32.
- Akın S., 2001. Ecological Dynamics of the Aquatic Community in a Texas Coastal Salt Marsh (PhD Dissertation) Doktora Tezi, Texas A&M University.
- Alanara A., Brannas E., 1997. Diurnal and Nocturnal Feeding Activity in Arctic Char (*Salvelinus alpinus*) and Rainbow Trout (*Oncorhynchus mykiss*). *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 54: 2894-2900.
- Allan J.D., Flecker A.S., 1993. Biodiversity Conservation in Running Waters. *Bioscience* 43: 32-43.
- Allen K.R., 1941. Studies of the Ecology of the Early Stages of Salmon: 2, Feeding Habits. *Journal of Animal Ecology* 10: 47-76.
- Alp A., Kara C., Büyükcapar H.M., 2005. Age, Growth and Diet Composition of the Resident Brown Trout, *Salmo trutta macrostigma* (Dumeril 1858), in Fırnız Stream of the River Ceyhan, Turkey. *Turkish Journal of Veterinary and Animal Sciences* 29(2): 285-295.
- Altınok İ., 2008. Denizlerde Marikültürün Çevreye Olan Negatif Etkileri. In: Seyhan, K. ve Başusta, N., Eds. Kıyısız Ekosistem. Nobel Yayın Dağıtım, Ankara, 121-141.
- Amundsen P.A., Bergersen R., Huru H., Heggberget T.G., 1999. Diel Feeding Rhythms and Daily Food Consumption of Juvenile Atlantic Salmon in the River Alta, Northern Norway *Journal of Fish Biology* 54(1): 58-71.

- Andrewartha H.G., Birch L.C., 1954. The Distribution and Abundance of Animals. University of Chicago Press, Chicago, 1-782.
- Aras M.S., 1974. Çoruh ve Aras Havzası Alabalıkları Üzerinde Biyo-ekolojik Araştırmalar. (PhD. Dissertation) Doktora Tezi. Atatürk Üniversitesi, Türkiye.
- Argüelles J., Lorrain A., Cherel Y., Grac, M., Tafur R., Alegre A., Bertrand A., 2012. Tracking Habitat and Resource Use for The Jumbo Squid *Dosidicus gigas*: A Stable Isotope Analysis in The Northern Humboldt Current System. Marine Biology 159(9): 2105-2116.
- Arslan M., Aras N.M., Yıldırım A., 2000. Cenker Çayı (Çoruh Havzası)'nda Yaşayan *Salmo trutta labrax* (Pallas, 1811)'ın Populasyon Yapısı ve Büyüme Özellikleri. Su Ürünleri Sempozyumu 20-22 Eylül 2000 Sinop, 266-278.
- Arthington A.H., 1991. The Ecological and Genetic Impacts of Introduced Freshwater Fishes in Australia. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 48 (1): 33-44.
- Arthur R.I., Lorenzen K., Homekingkeo P., Sidavong K., Sengvilaikham B., Garaway C.J., 2010. Assessing Impacts of Introduced Aquaculture Species on Native Fish Communities: Nile Tilapia and Major Carps in SE Asian freshwaters. Aquaculture 299(1): 81-88.
- Arzul G., Rosenthal H., Clement A., Carreto J.I., 2001. Aquaculture in Southern America and Ecological Interactions with Noxious Phytoplankton in Aquaculture. In: IFREMER Eds. Environment and Marine Phytoplankton. Actes colloque, France, 7-28.
- Atasoy A.D.S., Şeneş Ş., 2004. Atatürk Baraj Gölünde Alabalık Üretiminin Oluşturduğu Kirlilik Yükünün Araştırılması. Ekoloji13 (53): 1-9.
- Aubin J., 2006. Characterisation of the Environmental Impact of a Turbot (*Scophthalmus maximus*) Recirculating Production System Using Life Cycle Assessment. Aquaculture 261: 1259-1268.
- Aure J., Stigebrandt A., 1990. Quantitative Estimates of the Eutrophication Effects of Fish Farming on Fjords. Aquaculture 90: 135-156.

- Austin A.T., Vitousek P.M., 1998. Nutrient Dynamics on a Precipitation Gradient in Hawai'i. *Oecologia* 113: 519-529.
- Balian E.V., Segers H., Lévêque C., Martens K., 2008. The Freshwater Animal Diversity Assessment: an Overview of the Results. *Hydrobiologia* 595: 627-637.
- Baltacı H., 1996. Şah Gölü (Aşkale) Sularının Fiziksel Kimyasal Özellikleri ve Burada Yaşayan Alabalıkların (*Salmo trutta* L.) Biyokoşojisi Üzerine Araştırmalar. (MSc. Thesis) Yüksek Lisans Tezi. Atatürk Üniversitesi, Türkiye.
- Balzani P., Vizzini S., Santini G., Masoni A., Ciofi C., Ricevuto E., Chelazzi G., 2016. Stable Isotope Analysis of Trophic Niche in Two Co-occurring Native and Invasive Terrapins, *Emys orbicularis* and *Trachemys scripta elegans*. *Biological Invasions* 18(12): 3611-3621.
- Barak Y., van Rijn J., 2000. Biological Phosphate Removal in A Prototype Recirculating Aquaculture Treatment System. *Aquacultural Engineering* 22(1): 121-136.
- Bašić T., Britton J.R., Jackson M.C., Reading P., Grey J., 2015. Angling Baits and Invasive Crayfish as Important Trophic Subsidies for a Large Cyprinid Fish. *Aquatic Sciences* 77: 153-160.
- Bearhop S., Adams C.E., Waldron S., Fuller R.A., MacLeod H., 2004. Determining Trophic Niche Width: A Novel Approach Using Stable Isotope Analysis. *Journal of Animal Ecology* 73: 1007-1012.
- Beveridge M.C.M., Phillips M.J., Macintosh D.J., 1997. Aquaculture and the Environment: The Supply of and Demand for Environmental Goods and Services by Asian Aquaculture and the Implications for Sustainability. *Aquaculture Research* 28(10): 797-807.
- Bjordal A., Skar A.B., 1992. Tagging of Saithe (*Pollachius virens* L.) at a Norwegian Fish Farm: Preliminary Results on Migration. ICES Council Meeting Papers. 35.
- Blanchfield P.J., Tate L.S., Podemski C.L., 2009. Survival and Behaviour of Rainbow Trout (*Oncorhynchus mykiss*) Released from an Experimental Aquaculture Operation. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 66: 1976-1988.
- Boecklen W.J., Yarnes C.T., Cook B.A., James A.C., 2011. On the Use of Stable Isotopes

- in Trophic Ecology. *Annual Review Ecology, Evolution and Systematics* 42: 411-440.
- Boesch D.F., Burroughs R.H., Baker J.E., Mason R.P., Rowe C.L., Siefert R.L., 2001. Marine Pollution in the United States: Significant Accomplishments, Future Challenges. Pew Oceans Commission, Arlington, Virginia.
- Bolnick D.I., Svanbäck R., Fordyce J.A., Yang L.H., Davis J.M., Hulsey C.D., Forister M.L., 2003. The Ecology of Individuals: Incidence and Implications of Individual. *Philosophical Transactions of the Royal Society B* 9: 1-28.
- Borgström R., Brittain J.E., Hasle K., Skjølås S., Dokk J.G., 1996. Reduced Recruitment in Brown Trout *Salmo trutta*, the Role of Interactions With the Minnow, *Phoxinus phoxinus*. *Nordic Journal of Freshwater Research* 72: 30-38.
- Borgström R., Museth J., Brittain J.E., 2010. The Brown Trout (*Salmo trutta*) in the lake, Øvre Heimdalsvatn; Long-term Changes in Population Dynamics due to Exploitation and the Invasive Species, European minnow (*Phoxinus phoxinus*). *Hydrobiologia* 642: 81-91.
- Bootsma H.A., Hecky R.E., Hesslein R.H., Turner G.E., 1996. Food Partitioning among Lake Malawi Nearshore Fishes as Revealed by Stable Isotope Analysis. *Ecology* 77: 1286- 1290.
- Boutton T.W., Smith B.N., Harrison A.T., 1980. Carbon Isotope Ratios and Crop Analyses of Arphia (Orthoptera: Acrididae) Species in Southeastern Wyoming Grassland. *Oecologia* 45: 299-306.
- Bowman R.E., Bowman E.W., 1980. Diurnal Variation in the Feeding Intensity and Catchability of Silver Hake (*Merluccius bilinearis*). *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 37: 1565-1572.
- Bøhn T., Amundsen P.A., Sparrow A., 2008. Competitive Exclusion After Invasion? *Biological Invasions* 10: 359-368.
- Brandt S.B., 1986. Food of Trout and Salmon in Lake Ontario. *Journal of Great Lakes Research* 12: 200-205.
- Bridcut E.E., Giller P.S., 1993. Movement and Site Fidelity in Young Brown Trout *Salmo*

- trutta Populations in a Southern Irish Stream. *Journal of Fish Biology* 43(6): 889-899.
- Briones J.C.A., Papa R.D.S., Cauyan G.A., Mendoza N., Okuda N., 2016. Fish Diversity and Trophic Interactions in Lake Sampaloc (Luzon Is., Philippines). *Tropical Ecology*, 57(3): 567-581.
- Brooks K.M., Stierns A.R., Mahnken C.V., Blackburn D.B., 2003. Chemical and Biological Remediation of the Benthos Near Atlantic Salmon Farms. *Aquaculture* 219(1): 355-377.
- Brown J.R., Gowen R.J., McLusky D.S., 1987. The Effects of Salmon Farming on the Benthos of a Scottish Sea Loch. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 109: 39-51.
- Browning N.E., Cockcroft V.G., Worthy G.A.J., 2014. Resource Partitioning among South African Delphinids. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 457: 15-21.
- Bulut C., Akçimen U., Uysal K., Çınar Ş., Küçükçara R., Savaşer S., Köse E., 2012. Kestel Deresi (Burdur) Su Kalitesinin Belirlenmesi ve Alabalık Yetiştiriciliği Açısından Değerlendirilmesi. *Journal of the Institute of Science & Technology of Dumlupınar University/Dumlupınar Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü Dergisi* 28: 1-10.
- Bunn S.E., Arthington A.H., 2002. Basic Principles and Ecological Consequences of Altered Flow Regimes for Aquatic Biodiversity. *Environmental Management* 30: 492-507.
- Burford M.A., Preston N.P., Glibert P.M., Dennison W.C., 2002. Tracing the Fate of ¹⁵N-Enriched Feed in an Intensive Shrimp System. *Aquaculture* 206: 199-216.
- Burridge L., Weis J.S., Cabello F., Pizarro J., Bostick K., 2010. Chemical Use in Salmon Aquaculture: A Review of Current Practices and Possible Environmental Effects. *Aquaculture* 306(1): 7-23.
- Busst G., Bašić T., Britton J.R., 2015. Stable Isotope Signatures and Trophic-step Fractionation Factors of Fish Tissues Collected as Non-lethal Surrogates of Dorsal Muscle. *Rapid Communications in Mass Spectrometry* 29(16): 1535-1544.

- Busst G.M., Britton J.R., 2016. High Variability in Stable isotope Diet–tissue Discrimination Factors of Two Omnivorous Freshwater Fishes in Controlled ex situ Conditions. *Journal of Experimental Biology* 219(7): 1060-1068.
- Butchart S.H.M., Walpole M., Collen B., Van Strien A., Scharlemann J.P.W., Almond R.A.E., Baillie J.E.M., Bomhard B., Brown B., Bruno J., 2010. Global Biodiversity: Indicators of Recent Declines. *Science* 328:1164-1168.
- Butturini A., Bernal S., Nin E., Hellin C., Rivero L., Sabater S. Sabater F., 2003. Influences of The Stream Groundwater Hydrology on Nitrate Concentration in Unsaturated Riparian Area Bounded by an Intermittent Mediterranean Stream. *Water Resources Research* 39: 1-13.
- Canonico G.C., Arthington A., McCrary J.K., Thieme M.L., 2005. The Effects of Introduced Tilapias on Native Biodiversity. *Aquatic Conservation* 15: 463-483.
- Carroll L.M., Cochrane S., Fieler R., Velvin R., White P., 2003. Organic Enrichment of Sediments from Salmon Farming in Norway: Environmental Factors, Management Practices, and Monitoring Techniques. *Aquaculture* 226: 165-180.
- Carss D.N., 1990. Concentrations of Wild and Escaped Fishes Immediately Adjacent to Fish Farm Cages. *Aquaculture* 90: 29-40.
- Casalduero F.G., 2000. Integrated Systems: “Environmentally clean” Aquaculture. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 66: 177-184.
- Caut S., Angulo E., Courchamp F., 2009. Variation in Discrimination Factors ($\Delta^{15}\text{N}$ and $\Delta^{13}\text{C}$): The Effect of Diet Isotopic Values and Applications for Diet Reconstruction. *Journal of Applied Ecology* 46: 443-453.
- Cherel Y., 2008. Isotopic Niches of Emperor and Adélie Penguins in Adélie Land. Antarctica. *Marine Biology* 154: 813-821.
- Cherel Y., Hobson K.A., Weimerskirch H., 2005. Using Stable Isotopes to Study Resource Acquisition and Allocation in Procellariii Form Seabirds. *Oecologia* 145(4): 533-540.
- Clausen R., York R., 2008. Global Biodiversity Decline of Marine and Freshwater Fish: A Cross-National Analysis of Economic, Demographic, and Ecological Influences. *Social Science Research* 37(4): 1310-1320.

- Cloern J.E., 1999. The Relative Importance of Light and Nutrient Limitation of Phytoplankton Growth: A Simple Index of Coastal Ecosystem Sensitivity to Nutrient Enrichment. *Aquatic Ecology* 33(1): 3-15.
- Colburn T., Dumanoski D., Myers J.P., 1996. *Our Stolen Future*. Dutton, New York.
- Cole D.W., Cole R., Gaydos S.J., Gray J., Hyland G., Jacques M.L., Au W.W., 2009. Aquaculture: Environmental, Toxicological, and Health Issues. *International Journal of Hygiene and Environmental Health* 212(4): 369-377.
- Collen B., Whitton F., Dyer E.E., Baillie J.E., Cumberlidge N., Darwall W.R., Böhm M., 2014. Global Patterns of Freshwater Species Diversity, Threat and Endemism. *Global Ecology and Biogeography* 23 (1): 40-51.
- Connor E.F., Simberloff D., 1979. The Assembly of Species Communities: Chance or Competition? *Ecology* 60: 1132-1140.
- Cooper S.D., Walde S.J., Peckarsky B.L., 1990. Prey Exchange Rates and the Impact of Predators on Prey Populations in Streams. *Ecology* 71(4): 1503-1514.
- Costanzo S.D., O'Donohue M.J., Dennison W.C., 2004. Assessing the Influence and Distribution of Shrimp Pond Effluent in a Tidal Mangrove Creek in North-East Australia. *Marine Pollution Bulletin* 48: 514-525.
- Cresson P., Ruitton S., Ourgaud M., Harmelin-Vivien M., 2014. Contrasting Perception of Fish Trophic Level from Stomach Content and Stable Isotope Analyses: a Mediterranean Artificial Reef Experience. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 452: 54-62.
- Cromey C.J., Nickell T.D., Black K.D., Provost P.G., Griffiths C.R., 2002. Validation of a Fish Farm Waste Resuspension Model by Use of a Particulate Tracer Discharged From a Point Source in a Coastal Environment. *Estuaries and Coasts* 25(5): 916-929.
- Currie D.J., 1991. Energy and Large-Scale Patterns of Animal and Plant Species Richness. *American Naturalist* 137: 27-49.
- Çelikkale M., Düzgüneş E., Okumuş İ., 1999. Türkiye Su Ürünleri Sektörü, Potansiyeli, Mevcut Durumu, Sorunları ve Çözüm Önerileri. İstanbul Ticaret Odası, İstanbul. 1-414.

- Çetinkaya O., 1989. Balıkçılık Biyolojisi ve Populasyon Dinamiği Ders Notları. Akdeniz Üniversitesi Eğirdir Su Ürünleri Meslek Yüksek Okulu. Isparta. 1-65.
- Çetinkaya O., Sümer A., 2013. Karamenderes Havzası Topraklarının Yarayışlı Mikro Besin Elementlerinin (Fe, Cu, Zn ve Mn) Durumu. ÇOMÜ Ziraat Fakültesi Dergisi 1 (1): 57-65.
- Davis B.M. Todd, T.N., 1992. Diet Overlap in Larval Lake Herring (*Coregonus artedii*) and Bloaters (*Coregonus hoyi*). In *Biology and Management of Coregonid Fishes* (Eds: Todd T.N., Luczynski M.). *Polskie Archiwum Hydrobiologii* 39: 279–287.
- Dell'Anno A., Mei M.L., Pusceddu A., Danovaro R., 2002. Assessing the Trophic State and Eutrophication of Coastal Marine Systems: A New Approach Based on the Biochemical Composition of Sediment Organic Matter. *Marine Pollution Bulletin* 44(7): 611-622.
- DeNiro M.J., Epstein S., 1978. Influence of Diet on the Distribution of Carbon Isotopes in Animals. *Geochimica et Cosmochimica Acta* 42(5): 495-506.
- Demir N., Kırkağaç, M.U., Pulatsü S., Bekcan S., 2001. Influence of Trout Cage Culture on Water Quality, Plankton And Benthos Anatolian Dam Lake. *The Israeli of Aquaculture-Bamidgah* 53 (3-4): 115-127.
- Dempson J.B., Power M., 2004. Use of Stable Isotopes to Distinguish Farmed from Wild Atlantic salmon, *Salmo salar*. *Ecology of Freshwater Fish* 13: 176-184.
- Dempster T., Sanchez-Jerez P., Bayle-Sempere J.T., Giménez-Casalduero F., Valle C., 2002. Attraction of Wild Fish to Sea-Cage Fish Farms in the South-Western Mediterranean Sea: Spatial and Short-Term Temporal Variability. *Marine Ecology Progress Series* 242: 237-252.
- Dempster T., Sanchez-Jerez P., Bayle-Sempere J., Kingsford M., 2004. Extensive Aggregations of Wild Fish at Coastal Sea-cage Fish Farms, *Hydrobiologica* 525: 245-248.
- Dewson Z.S., James A.B.W., Death R.G., 2007. Invertebrate Community Responses to Experimentally Reduced Discharge in Small Streams of Different Water Quality. *Journal of the North American Benthological Society* 26: 754-766.

- Dominguez L.M., Calero G.L., Martin J.M., Robaina L.R., 2001. A Comparative Study of Sediments Under a Marine Cage Farm at Gran Canaria Island (Spain). Preliminary results. *Aquaculture* 192: 225-231.
- Drake P., Arias A.M., 1997. The Effect of Aquaculture Practices on the Benthic Macroinvertebrate Community of a Lagoon System in the Bay of Cadiz (Southwestern Spain). *Estuaries*. 20 (4): 677-688.
- Dudgeon D., Arthington A.H., Gessner M.O., Kawabata Z.I., Knowler D.J., Lévêque C., Naiman R.J., Prieur-Richard A.H., Soto D., Stiassny M.L.J., Sullivan C.A., 2006. Freshwater Biodiversity: Importance, Threats, Status and Conservation Challenges. *Biological Reviews* 81: 163-182.
- Dudgeon D., 2010. Prospects for Sustaining Freshwater Biodiversity in the 21st Century: Linking Ecosystem Structure and Function. *Current Opinion in Environmental Sustainability* 2 (5): 422-430.
- Dynesius M., Nilsson C., 1994. Fragmentation and Flow Regulation of River Systems in the Northern Third of the World. *Science* 266: 753-762.
- Eduardo Lima-Junior S., Goitein R., 2001. A New Method for the Analysis of Fish Stomach. *Acta Scientiarum* 23 (2): 421-424.
- Egglisshaw H.J., 1967. The Food, Growth and Population Structure of Salmon and Trout in Two Streams in the Scottish Highlands. *Freshwater Salmon Research Scotland* 38: 32p.
- Elliott J.M., 1967. The Food of Trout (*Salmo trutta*) in a Dartmoor Stream. *Journal of Applied Ecology*. 59-71.
- Elliott J.M., 2001 The relative Role of Density in the Stock- Recruitment Relationship of Salmonids. *Stock, Recruitment and Reference Points: Assessment and Management of Atlantic Salmon* (Eds Prevost E., Chaput G.), pp. 25-66. INRA Editions, Paris.
- Elliott J.M., Hurley M.A., 2003. Variation in the Temperature Preference and Growth Rate of Individual Fish Reconciles Differences between Two Growth Models. *Freshwater Biology* 48(10), 1793-1798.
- Elton C.S., 1927. *Animal Ecology*. Sidgwick and Jackson, London.

- Emmerson M.C., 2012. The Importance of Body Size, Abundance, and Food-Web Structure for Ecosystem Functioning. In: Solan, M., Aspden, R.J., Paterson, D.M., Eds. *Marine Biodiversity and Ecosystem Functioning: Frameworks, Methodologies, and Integration*. Oxford University Press Oxford. 85-100.
- Ertürk S., Yalçın-Özdilek Ş., 2016. Türkiye'deki Su Ürünleri Yetiştiriciliğinin Kommünite Ekolojisi Üzerine Etkilerinin Değerlendirilmesi. *Anadolu Doğa Bilimleri Dergisi* 7 (1): 51-60.
- FAO (Food and Agriculture Organization of the United Nations), 2015. *FishStatJ: Universal Software for Fishery Statistical Time Series*. UN FAO, Fisheries and Aquaculture Department, Statistics and Information Service, Rome.
- Fausch K.D., Nakano S., Kitano S., 1997. Experimentally Induced Foraging Mode Shift by Sympatric Charrs in a Japanese Mountain Stream. *Behavioral Ecology* 8: 414-420.
- Findlay R.H., Watling L., 1997. Prediction of Benthic Impact for Salmon Net-Pens Based on the Balance of Benthic Oxygen Supply and Demand. *Marine Ecology Progress Series* 155: 147-157.
- Fink P., Reichwaldt E.S., Harrod C., Rossberg A.G., 2012. Determining Trophic Niche Width: An Experimental Test of the Stable Isotope Approach. *Oikos* 121(12): 1985-1994.
- Fogel M.L., Johnson B J., 1996. Isotopic Tracers of Climatic Change in the Australian Outback. *Carnegie Institution of Washington Yearbook* 95: 121-127.
- Forrester G.E., Chace J.G., McCarthy W., 1994. Diel and Density Related Changes in Food Consumption and Prey Selection by Brook Charr in a New Hampshire Stream. *Environmental Biology of Fishes* 39 (37): 301-311.
- Franco-Nava M.A., Blancheton J.P., Deviller G., Le-Gall J.Y., 2004. Particulate Matter Dynamics and Transformations in a Recirculating Aquaculture System: Application of Stable Isotope Tracers in Seabass Rearing. *Aquacultural Engineering* 31: 135-155.
- Frost W.E., Varley M.E., 1967. *The trout* (Vol. 21). Collins.
- Fry B., 1988. Food Web Structure on Georges Bank from Stable C N and S Isotopic Compositions. *Limnology and Oceanography* 33: 1182-1190.

- Fry B., 1991. Stable Isotope Diagrams of Freshwater Food Webs. *Ecology*, 72(6): 2293-2297.
- Fry B., 2006. *Stable Isotope Ecology*. Springer, New York.
- Fry B., 2008. *Stable Isotope Ecology* (3rd Ed.), Springer, New York.
- Fry B., Sherr E.B., 1984. $\delta^{13}\text{C}$ Measurements as Indicators of Carbon Flow in Marine and Freshwater Ecosystems. *Contributions in Marine Science* 27: 13-47.
- Gabler H.M., Amundsen P.A. 1999. Resource Partitioning between Siberian Sculpin (*Cottus poecilopus* Heckel) and Atlantic Salmon Parr (*Salmo salar* L.) in a Sub-arctic River, Northern Norway. *Ecology of Freshwater Fish* 8: 201-208.
- Gabler H.M., Amundsen P.A., 2010. Feeding Strategies, Resource Utilization and Potential Mechanisms for Competitive Coexistence of Atlantic Salmon and Alpine Bullhead in a Sub-arctic river. *Aquatic Ecology* 44: 325-336.
- Gaebler O.H., Vitti T.G., Vumirovich T., 1996. Isotope Effects in Metabolism of N and ^{14}N from Unlabelled dietary Proteins. *Journal of Physiology and Biochemistry* 44: 1245-1257.
- Gamboa-Delgado J., Cañavate J.P., Zerolo R., Le Vay L., 2008. Natural Carbon Stable Isotope Ratios as Indicators of the Relative Contribution of Live and Inert Diets to Growth in Larval Senegalese Sole (*Solea senegalensis*). *Aquaculture*, 280 (1): 190-197.
- Geist J., 2011. Integrative Freshwater Ecology and Biodiversity Conservation. *Ecological Indicators* 11(6): 1507-1516.
- Geldiay R., 1968. Kazdağı Silsilesi Derelerinde Yaşayan Alabalık (*Salmo trutta* L.) Populasyonları Hakkında Araştırma. 4. Milli Türk Biyoloji Kongresi, Tebliğler, 15-21 Ağustos, İzmir, Turkey.
- Geldiay R., Balık S., 1988, *Turkish Freshwater Fishes*. Ege University Press. İzmir.
- Gleick P.H., 1996. Water Resources. In: Schneider, S.H. (Ed.), *Encyclopedia of Climate and Weather*. Oxford University Press, New York. 817-823.
- Glen A.S., Dickman C.R., 2008. Niche Overlap Between Marsupial and Eutherian

- Carnivores: Does Competition Threaten the Endangered Spotted-Tailed Quoll?
Journal of Applied Ecology 45: 700-707.
- Goldberg R.J., Elliott M.S., Naylor R.L., 2001. Marine Aquaculture in the United States: Environmental Impacts and Policy Options. Pew Oceans Commission, Arlington, Virginia.
- Gordon I.J., Illius A.W., 1989. Resource Partitioning by Ungulates on the Isle of Rhum. *Oecologia* 79(3): 383-389.
- Gowen R.J., Bradbury N.B., 1987. The Ecological Impact of Salmonid Farming in Coastal Waters: A Review. *Oceanography Marine Biological Annual Review* 2: 563-575.
- Gowen R.J., McLusky D.S., 1988. How Farm Effect Their Surroundings. *Fish Farmer*. 33-34, 50-51.
- Gozlan R.E., 2008. Introduction of Non-Native Freshwater Fish: Is It All Bad? *Fish and Fisheries* 9: 106-115.
- Grant J.W., Steingrímsson S.Ó., Keeley E.R., Cunjak R.A., 1998. Implications of Territory Size for the Measurement and Prediction of Salmonid Abundance in Streams. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 55(S1): 181-190.
- Grey J., Thackeray S.J., Jones R.I., Shine A., 2002. Ferox Trout (*Salmo trutta*) as Russian dolls': Complementary Gut Content and Stable Isotope Analyses of the Loch Ness Food Web. *Freshwater Biology* 47(7): 1235-1243.
- Grey J., Kelly A., Ward S., Sommerwerk N., Jones R.I., 2004a. Seasonal Changes in the Stable Isotope Values of Lake Dwelling Chironomid Larvae in Relation to Feeding and Life Cycle Variability. *Freshwater Biology* 49: 681-689.
- Grey J., Waldron S., Hutchinson R., 2004b. The Utility of Carbon and Nitrogen Isotope Analyses to Trace Contributions from Fish Farms to the Receiving Communities of Freshwater Lakes: A Pilot Study in Esthwaite Water, UK. *Hydrobiology* 524: 253-262.
- Gribben P.E., Byers J.E., Clements M., McKenzie L.A., Steinberg P.D., Wright J.T., 2009. Behavioural Interactions between Ecosystem Engineers Control Community Species Richness. *Ecology Letters* 12: 1127-1136.

- Gross M.R., 1998. One Species with Two Biologies: Atlantic Salmon (*Salmo salar*) in the Wild and in Aquaculture. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 55(1): 131-144.
- Gutmann Roberts C., Bašić T., Amat Trigo F., Britton J.R., 2017. Trophic Consequences for Riverine Cyprinid Fishes of Angler Subsidies Based on Marine-Derived Nutrients. *Freshwater Biology* 62(5): 894-905.
- Guzzo M.M., Haffner G.D., Legler N.D., Rush S.A., Fisk A.T., 2013. Fifty Years Later: Trophic Ecology and Niche Overlap of a Native and Non-indigenous Fish Species in the Western Basin of Lake Erie. *Biological Invasions* 15(8): 1695-1711.
- Hacıoğlu N., Dülger B., 2009. Monthly Variation of Some Physico-chemical and Microbiological Parameters in Biga Stream (Biga, Canakkale, Turkey). *African Journal of Biotechnology*, 8(9).
- Harrison I.J., Stiassny M.L.J., 1999. The Quiet Crisis: a Preliminary Listing of the Freshwater Fishes of the World That Are Extinct or 'Missing in Action'. In: MacPhee, R.D.E., Suess, H.D. (Eds.), *Extinctions in Near Time*. Kluwer Academic Publishers, New York. 271-331.
- Heaton T.H.E., 1987. The $^{15}\text{N}/^{14}\text{N}$ Ratios of Plants in South Africa and Namibia: Relationship to Climate and Coastal/saline Environments. *Oecologia* 74: 236-246.
- Hecky R.E., Hesslein R.H., 1995. Contributions of Benthic Algae to Lake Food Webs as Revealed by Stable Isotope Analysis. *Journal of the North American Benthological Society* 14: 631-653.
- Hesslein R.H., Capel M.J., Fox D.E., Hallard K.A., 1991. Stable Isotopes of Sulfur, Carbon, and Nitrogen as Indicators of Trophic Level in Fish Migration in the Lower Mackenzie River Basin, Canada. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 48: 2258-2265.
- Hobson K.A., Sealy S.G., 1991. Marine Protein Contributions to the Diet of Northern Saw-Whet Owls on the Queen Charlotte Islands: A Stable Isotope Approach. *Auk* 108: 437-440.
- Hobson K.A., Clark R.G., 1992. Assessing Avian Diets Using Stable Isotopes. II: Factors Influencing Diet-Tissue Fractionation. *Condor* 94:189-197.

- Hobson K.A., Welch H.E., 1992. Determination of Trophic Relationships within a High Arctic Marine Food Web Using $\delta^{13}C$ and $\delta^{15}N$ Analysis. *Marine Ecology Progress Series* 84: 9-18.
- Hobson K.A., 1999. Tracing Origins and Migration of Wildlife Using Stable Isotopes: A Review. *Oecologia* 120: 314-326.
- Holmen J., Olsen E.M., Vøllestad L.A., 2003. Interspecific Competition between Stream-dwelling Brown Trout and Alpine Bullhead. *Journal of Fish Biology* 62: 1312-1325.
- Holmer M., 1991. Impacts of Aquaculture on Surrounding Sediments: Generation of Organic-Rich Sediments. In: De Pauw, N., Joyce, J. (Eds.), *Aquaculture and the Environment*. Aquaculture Society Special Publication vol. 16. 155-175.
- Huntingford F.A., de Leaniz G.C., 1997. Social Dominance, Prior Residence and the Acquisition of Profitable Feeding Sites in Juvenile Atlantic Salmon. *Journal of Fish Biology* 51: 1009-1014.
- Hurlbert S.H., 1978. The Measurement of Niche Overlap and Some of Its Relatives. *Ecology* 59: 67-77.
- Hutchinson G.E., 1957. Cold Spring Harbor Symposium on Quantitative Biology. Concluding Remarks 22: 415-427.
- Hutchinson G.E., 1978. *An Introduction to Population Ecology*.
- Hyslop E.J., 1980. Stomach Contents Analysis - A Review of Methods and Their Application. *Journal of Fish Biology* 17(4): 411-429.
- Iglesias C., Meerhoff M., Johansson L.S., González-Bergonzoni I., Mazzeo N., Pacheco J.P., Davidson T.A., 2017. Stable Isotope Analysis Confirms Substantial Differences Between Subtropical and Temperate Shallow Lake Food Webs. *Hydrobiologia* 784(1): 111-123.
- Ivlev V.S., 1961. *Experimental Ecology of the Feeding of Fishes*. Yale University Press. New Haven.
- Iwama G.K., 1991. Interactions Between Aquaculture and the Environment. *Critical Reviews Environmental Control* 21: 177-216.

- İlhan A., Sarı H.M., Saygı H., Ustaoglu M.R., 2012. Length–weight Relationships of Freshwater Fishes in the Biga Peninsula (Northwestern Anatolia, Turkey). *Journal of Applied Ichthyology* 28(5): 857-858.
- Jackson A.L., Inger R., Parnell A.C., Bearhop S., 2011. Comparing Isotopic Niche Widths among and within Communities: SIBER – StableIsotopeBayesianEllipses in R. *Journal of Animal Ecology* 80(3): 595-602.
- Jacobs F.R., Madenjian C.P., Bunnell D.B., Warner D.M., Claramunt R.M., 2013. Chinook Salmon Foraging Patterns in a Changing Lake Michigan. *Transactions of the American Fisheries Society* 142: 362-372.
- Jacobsen J.A., Hansen L.P., 2000. Feeding Habits of Atlantic Salmon at Different Life Stages at Sea. *The Ocean Life of Atlantic Salmon: Environmental and Biological Factors Influencing Survival* 170-192.
- Jarvie H.P., Whitton B.A., Neal C., 1998. Nitrogen and Phosphorus in East Coast British Rivers: Speciation, Sources and Biological Significance. *The Science of the Total Environment* 210: 79-109.
- Jefferies R.L., 2000. Allochthonous Inputs: Integrating Population Changes and Food-web Dynamics. *Trends in Ecology & Evolution*, 15(1): 19-22.
- Johnsson J.I., Noebbelin F., Bohlin T., 1999. Territorial Competition among Wild Brown Trout Fry: Effects of Ownership and Body Size. *Journal of Fish Biology* 54: 469-472.
- Jones R. I., Grey J., Sleep D., Quarmby C., 1998. An Assessment, Using Stable Isotopes, of the Importance of Allochthonous Organic Carbon Sources to the Pelagic Food Web in Loch Ness. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences* 265: 105-110.
- Jonsson N., Jonsson B., Hansen L.P., 2003. The Marine Survival and Growth of Wild and Hatchery-reared Atlantic Salmon. *Journal of Applied Ecology*, 40(5): 900-911.
- JSA (Federal Joint Subcommittee on Aquaculture) 2007. Working Group on Quality Assurance in Aquaculture Production: Guide to Drug, Vaccine, and Pesticide Use in Aquaculture, April 2007 revision (accessed on 20 October 2007).

- Kale S., Ejder T., Hisar O., Mutlu F., 2016. Climate Change Impacts on Streamflow of Karamenderes River (Çanakkale, Turkey). *Marine Science and Technology Bulletin* 5(2): 1-6.
- Kalogianni E., Giakoumi S., Andriopoulou A., Chatzinikolaou Y., 2014. Prey Utilisation and Trophic Overlap Between the Non Native Mosquitofish and a Native Fish in Two Mediterranean Rivers. *Mediterranean Marine Science* 15: 287-301.
- Karakassis I., Tsapakis M., Hatziyanni E., Papadopoulou K.N., Plaiti W., 2000. Impact of Cage Farming of Fish on the seabed in Three Mediterranean Coastal Areas. *ICES Journal of Marine Sciences* 57: 1462-1471.
- Karakassis I., Tsapakis M., Hatziyanni E., Pitta P., 2001. Diel Variation of Nutrients and Chlorophyll in Sea Bream and Sea Bass Cages in the Mediterranean. *Fresenius Environmental Bulletin* 10: 278-283.
- Kayabasi A., Gokceoglu C., 2012. Coal Mining under Difficult Geological Conditions: The Can Lignite Open Pit (Canakkale, Turkey). *Engineering Geology* 135: 66-82.
- Kelly L.A., Stellwagen J., Bergheim A., 1996. Waste Loadings from A Freshwater Atlantic Salmon Farmin Scotland. *Water Research Bulletin* 32: 1017-1025.
- Kerfoot W.C., Sih A., 1987. Predation: Direct and Indirect Impacts on Aquatic Communities. University Press of New England, Hanover, New Hampshire.
- Kidd K.A., Schindler D.W., Hesslein R.H., Muir D.C.G., 1995. Correlation Between Stable Nitrogen Isotope Ratios and Concentrations of Organochlorines In Biota From a Freshwater Food Web. *Science of the Total Environment* 160: 381-390.
- Kidd K.A., Paterson M.J., Hesslein R.H., Muir D.C.G., Hecky R.E., 1999. Effects of Northern Pike (*Esox lucius*) Additions on Pollutant Accumulation and Food Web Structure, as Determined by D13c and D15n, In an Eutrophic and an Oligotrophic Lake. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 56: 2193-2202.
- Kling G.W., Fry B., O'Brien W.J., 1992. Stable Isotopes and Planktonic Trophic Structure in Arctic Lakes. *Ecology* 73(2): 561-566.
- Koçum E., 2007. Komünite ve Ekosistem Ekolojisi. In. Genel Ekoloji. S., Gökmen (Ed). Nobel Bilim ve Araştırma Merkezi. Yayın No: 1160. 303-352.

- Koçum E., Akgül F., 2009. Evaluation of Environmental Degradation in the Karamenderes River in Relation to Anthropogenic Stressor. *Fresenius Environmental Bulletin* 18(5a): 762-769.
- Koehn J.D., 2004. Carp (*Cyprinus carpio*) as a Powerful Invader in Australian Waterways. *Freshwater Biology* 49: 882-894.
- Kousoulaki K., Olsen H.J., Albrektsen S., Langmyhr E., Mjøs S.A., Campbell P., Aksnes A., 2012. High Growth Rates in Atlantic Salmon (*Salmo salar* L.) Fed 7.5% Fish Meal in the Diet. Micro-, Ultra-and Nano-filtration of Stickwater and Effects of Different Fractions and Compounds on Pellet Quality and Fish Performance. *Aquaculture* 338: 134-146.
- Kraft J.C., Kayan I., Erol O., 1980. Geomorphic Reconstructions in the Environs of Ancient Troy. *Science* 209(4458): 776-782.
- Krebs C.J., 1999. Niche Measures and Resource Preferences. *Ecological Methodology*. Benjamin Cummings. California University. 455-496.
- Krebs C.J., 2009. *Ecology-The Experimental Analysis of Distribution and Abundance*. Pearson Benjamin Cummings, San Francisco.
- Krkosek M., Ford J.S., Morton A., Lele S., Myers R.A., Lewis M.A., 2007. Declining Wild Salmon Populations in Relation to Parasites from Farm Salmon. *Science* 318: 1772-1775.
- Kullman M.A., Kidd K.A., Podemski C.L., Paterson M.J., Blanchfield P.J., 2009. Assimilation of Freshwater Salmonid Aquaculture Waste by Native Aquatic Biota. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 66: 1965-1975.
- Lacoste É., Raimbault P., Harmelin-Vivien M., Gaertner-Mazouni N., 2016. Trophic Relationships Between the Farmed Pearl Oyster *Pinctada margaritifera* and Its Epibionts Revealed by Stable Isotopes and Feeding Experiments. *Aquaculture Environment Interactions* 8: 55-66.
- Lagarrigue T., Cereghino R., Lim P., Reyes-Marchant P., Chappaz R., Lavandier P., Belaud A., 2002. Diel and Seasonal Variations in Brown Trout (*Salmo trutta*) Feeding Patterns and Relationship with Invertebrate Drift under Natural and Hydropeaking Conditions in a Mountain Stream. *Aquatic Living Resources* 15: 129-

- Lancaster J., Waldron S., 2001. Stable Isotope Values of Lotic Invertebrates: Sources of Variation, Experimental Design, and Statistical Interpretation. *Limnology and Oceanography* 46(3): 723-730.
- Lara N.R.F., Marques T.S., Montelo K.M., de Atai`des A.G., Verdade L.M., Malvasio A., de Camargo P.B., 2012. A Trophic Study of the Sympatric Amazonian Freshwater Turtles *Podocnemis unifilis* and *Podocnemis expansa* (Testudines, Podocnemidae) Using Carbon and Nitrogen Stable Isotope Analyses. *Canadian Journal of Zoology* 90: 1394-1401.
- La Rosa T., Mirto S., Mazzola A., Danovaro R., 2001. Differential Responses of Benthic Microbes and Meiofauna to Fish-Farm Disturbance in Coastal Sediments. *Environmental Pollution* 112: 427-434.
- La Rosa T., Mirto S., Favalaro E., Savona B., Sarà G., Danovaro R., Mazzola A., 2002. Impact on the Water Column Biogeochemistry of a Mediterranean Mussel and Fish Farm. *Water Research* 36(3): 713-721.
- Layman C.A., Arrington D.A., Montaña C.G., Post D.M., 2007. Can Stable Isotope Ratios Provide for Community-Wide Measures of Trophic Structure? *Ecology* 88(1): 42-48.
- Layman C.A., Araujo M.S., Boucek R., Harrison E., Jud Z.R., Matich P., Hammerschlag-Peyer C.M., Rosenblatt A.E., Vaudo J.J., Yeager L.A., Post D.M., Bearhop S., 2012. Applying Stable Isotopes to Examine Food-Web Structure: An Overview of Analytical Tools. *Biological Reviews* 87: 545-562.
- Lear W.H., 1980. Food of Atlantic Salmon in the West Greenland-Labrador Sea area. *Rapports et Procès-verbaux des Réunions du Conseil International pour l'Exploration de la Mer* 176: 55-59.
- Lehane B.M., Walsh B., Giller P.S., O'Halloran J., 2001. The Influence of Small-scale Variation in Habitat on Winter Trout Distribution and Diet in an Afforested Catchment. *Aquatic Ecology* 61: 61-71.
- Leibold M.A., 1995. The Niche Concept Revisited: Mechanistic Models and Community Context. *Ecology* 76:1371-1382.

- Lemarié G., Martin, J.L.M., Dutto G., Garidou C., 1998. Nitrogenous and Phosphorous Waste Production in a Flow-through Land-based Farm of European Seabass (*Dicentrarchus labrax*). *Aquatic Living Resources* 11(4): 247-254.
- Li Y., Gong Y., Zhang Y., Chen X., 2017. Inter-Annual Variability in Trophic Patterns of Jumbo Squid (*Dosidicus gigas*) of the Exclusive Economic Zone of Peru, Implications from Stable Isotope Values in Gladius. *Fisheries Research* 187: 22-30.
- Louhi P., Mäki-Petäys A., Huusk A., Muotka T., 2014. Resource Use by Juvenile Brown Trout and Alpine Bullhead: Influence of Interspecific versus Intraspecific Competition. *Ecology of Freshwater Fish* 23(2): 234-243.
- Mace G.M., Cramer W., Diaz S., Faith D.P., Larigauderie A., Le Prestre P., Palmer M., Perrings C., Scholes R.J., Walpole M., 2010. Biodiversity targets after 2010. *Current Opinion in Environmental Sustainability* 2:3-8.
- Machias A., Karakassis I., Labropoulou M., Somarakis S., Papadopoulou K.N., Papaconstantinou C., 2004. Changes in Wild Fish Assemblages After The Establishment of a Fish Farming Zone in an Oligotrophic Marine Ecosystem. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 60(4): 771-779.
- Machias A., Giannoulaki M., Somarakis S., Maravelias C.D., Neofitou C., Koutsoubas D., Papadopoulou K.N., Karakassis I., 2006. Fish Farming Effects on Local Fisheries Landings in Oligotrophic Seas. *Aquaculture* 261: 809-816.
- Macko S.A., Ostrom N.E., 1994. Pollution Studies Using Stable Isotopes. In: Lajtha, K., Michener, R. (Eds.), *Stable Isotopes in Ecology and Environmental Science*. Blackwell, Oxford, 45-62.
- Magoulick D.D., Piercey G.L., 2016. Trophic Overlap Between Native and Invasive Stream Crayfish. *Hydrobiologia* 766: 237-246.
- Malmquist B., Rundle S., 2002. Threats to Running Water Ecosystems in the World. *Environmental Conservation* 29: 134-153.
- Mao Z., Gu X., Zeng Q., 2016. Food Sources and Trophic Relationships of Three Decapod Crustaceans: Insights from Gut Contents and Stable Isotope Analyses. *Aquaculture Research* 47(9): 2888-2898.

- Marcarelli A.M., Baxter C.V., Mineau M.M., Hall R.O., 2011. Quantity and Quality: Unifying Food Web and Ecosystem Perspectives on the Role of Resource Subsidies in Freshwaters. *Ecology* 92: 1215-1225.
- Margalef R., 1968. *Perspectives in Ecological Theory*. University of Chicago Press, Chicago.
- Mas-Martí E., García-Berthou E., Sabater S., Tomanova S., Muñoz I., 2010. Comparing Fish Assemblages and Trophic Ecology of Permanent and Intermittent Reaches in a Mediterranean stream. *Hydrobiologia*, 657(1): 167-180.
- Matsuzaki S.I.S., Mabuchi K., Takamura N., Hicks B.J., Nishida M., Washitani I., 2010. Stable Isotope and Molecular Analyses Indicate that Hybridization With Non-Native Domesticated Common Carp Influence Habitat Use of Native Carp. *Oikos* 119(6): 964-971.
- McGhie T.K., Crawford C.M., Mitchell I.M., O'Brien D., 2000. The Degradation of Fish-Cage Waste in Sediments During Fallowing. *Aquaculture* 187: 351-366.
- McLaughlin R.L., Ferguson M.M., Noakes D.L.G., 1999. Adaptive Peaks and Alternative Foraging Tactics in Brook Charr: Evidence of Short-term Divergent Selection For sitting - and - Waiting and Actively Searching. *Behavioral Ecology Sociobiology* 45: 386-395.
- Memiş D., Demir N., Eroldoğan O.T., Küçük S., 2002. Aquaculture in Turkey. *The Israeli Journal of Aquaculture-Bamidgeh* 54(1):3-9.
- Merican Z.O., Phillips M.J., 1985. Solid Waste Production from Rainbow Trout *Salmo gairdneri* Cage Culture. *Aquaculture and Fisheries Management* 16: 55-69.
- Michel L.N., Dauby P., Gobert S., Graeve M., Nyssen F., Thelen N., Lepoint G., 2015. Dominant Amphipods of *Posidonia Oceanica* Seagrass Meadows Display Considerable Trophic Diversity. *Marine Ecology* 36: 969-981.
- Michener R.H., Schell D.M., 1994. Stable Isotope Ratios as Tracers in Marine Aquatic Food Webs. In: Lajtha, K., Michener, R.H. (Eds), *Stable Isotopes in Ecology and Environmental Science*. Blackwell Scientific Publications. UK. 38-157.
- Miller, D., Semmens K., 2002. *West Management in Aquaculture*. West Virginia

- Miller R.R., Williams J.D., Williams J.E., 1989. Extinction of North American Fishes During the Past Century. *Fisheries* 14 (6): 22-38.
- Minagawa, M., Wada E., 1984. Stepwise Enrichment of is¹⁵N Along Food Chains: Further Evidence and the Relation Between $\delta^{15}\text{N}$ and Animal Age. *Geochimica et Cosmochimica Acta* 48: 1135-1140.
- Mirto S., La Rosa T., Gambi C., Danovaro R., Mazzola A., 2002. Nematode Community Response to Fish-Farm Impact in the Western Mediterranean. *Environmental Pollution* 116: 203-214.
- Moncheva S., Gotsis-Skretas O., Pagou K., Krastev A., 2001. Phytoplankton Blooms in Black Sea and Mediterranean Coastal Ecosystems Subjected to Anthropogenic Eutrophication: Similarities and Differences. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 53(3): 281-295.
- Morrissey D.J., Cole R.G., Davey N.K., Handley S.J., Bradley A., Brown S.N., Madarasz A. L., 2006. Abundance and Diversity of Fish on Mussel Farms in New Zealand. *Aquaculture* 252(2): 277-288.
- Mortensen A., Damsgard B., 1993. Compensatory Growth and Weight Segregation Following Light and Temperature Manipulation of Juvenile Atlantic Salmon (*Salmo salar* L.) and Arctic Charr (*Salvelinus alpinus* L.). *Aquaculture* 114(3-4): 261-272.
- Moyle P.B., Light T., 1996. Biological Invasions of Fresh Water: Empirical Rules and Assembly Theory. *Biological Conservation* 78: 149-162.
- Moyle P.B., Li H.W., Barton B.A., 1986. The Frankenstein Effect: Impact of Introduced Fishes on Native Fishes in North America. In: Stroud, R.H. (Ed.), *Fish Culture in Fisheries Management*. American Fisheries Society. Bethesda. 415-426.
- Museth J., Hesthagen T., Sandlund O.T., Thorstad E.B. Ugedal O., 2007. The History of the Minnow *Phoxinus phoxinus* (L.) in Norway: From Harmless Species to Pest. *Journal of Fish Biology* 71 (Suppl D): 184-195.
- Museth J., Borgstrøm R., Brittain J.E., 2010. Diet Overlap between Introduced European Minnow (*Phoxinus phoxinus*) and Young Brown Trout (*Salmo trutta*) in the lake,

- Øvre Heimdalsvatn: A Result of Abundant Resources or Forced Niche Overlap?
Hydrobiologia 642(1): 93-100.
- Müller K., 1954. Investigations on the Organic Drift in North Swedish Streams. Reports of the Institute of Freshwater Research Drottningholm. 35: 133-148.
- Naiman R.J., Turner M.G., 2000. A Future Perspective on North America's Freshwater Ecosystems. *Ecological Applications* 10: 958-970.
- Narin N.Ö., Tanatmış M., 2016. Gönen (Balıkesir) ve Biga (Çanakkale) Çayları'nın Ephemeroptera (Insecta) Limnofaunası. Balıkesir Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü Dergisi 6(1): 16-25.
- Naylor R.L., Goldburg R.J., Primavera J.H., Kautsky N., Beveridge M.C.M., Clay J., Folke C., Lubchenco J., Mooney H., Troell M., 2000. Effect of Aquaculture on World Fish Supplies. *Nature* 405:1017-1024.
- Naylor R.L., Williams S.L., Strong D.R., 2001. Aquaculture –A Gateway for Exotic Species. *Science* 294: 1655-1666.
- Naylor R., Hindar K., Fleming I., Goldburg R., Williams S., Volpe J., Whoriskey F., Eagle J., Kelso D., Mangel M., 2004. Fugitive Salmon: Assessing the Risks of Escaped Fish from Net-Pen Aquaculture. *BioScience* 55: 427-437.
- Neofitou N., Vafidis D., Klaoudatos S., 2010. Spatial and Temporal Effects of Fish Farming on Benthic Community Structure in a Semi-Enclosed Gulf of the Eastern Mediterranean. *Aquaculture Environment Interactions* 1(2): 95-105.
- Newsome S.D., Martinez del Rio C., Bearhop S., Phillips D.L., 2007. A Niche for Isotopic Ecology. *Frontiers in Ecology and the Environment* 5:429-436.
- Nhan D.K., Milstein A., Verdegem M.C., Verreth, J.A., 2006. Food Inputs, Water Quality and Nutrient Accumulation in Integrated Pond Systems: A Multivariate Approach. *Aquaculture* 261(1): 160-173.
- Nilsson C. Berggren K., 2000. Alterations of Riparian Ecosystems Caused by River Regulation. *BioScience* 50: 783-792.
- Nilsson C., Reidy C.A., Dynesius M., Revenga C., 2005. Fragmentation and Flow Regulation of the World's Large River Systems. *Science* 308: 405-408.

- Olsen R.A., Wintera J.D., Nettles D.C., Haynes J.M., 1988. Resource Partitioning in Summer by Salmonids in South-central Lake Ontario. *Transactions of the American Fisheries Society* 117: 552-559.
- Oscoz J., Leunda P.M., Miranda R., Escala M.C., 2006. Summer Feeding Relationships of the Co-occurring *Phoxinus phoxinus* and *Gobio lozanoi* (Cyprinidae) in an Iberian River. *Folia Zoologica*, 55(4): 418.
- Oyarzun C., Carrasco F.D., Gallardo V.A., 1987. Some Characteristics of Macrobenthic Fauna from the Organic-Enriched Sediments at Talcahuano, Chile. *Cahiers de Biologie Marine* 28: 429-446.
- Özdilek Ş.Y., Jones R.I., 2014. The Diet Composition and Trophic Position of Introduced Prussian Carp *Carassius gibelio* (Bloch, 1782) and Native Fish Species in a Turkish River. *Turkish Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 14(3): 769-776.
- Özdilek Ş.Y., 2017. Seasonal and Ontogenetic Diet Shift of Two Sympatric Cyprinid Fish Species from the Temperate Karamenderes River, Çanakkale, Turkey. *Turkish Journal of Zoology* 41(1): 67-81.
- Page L.M., Burr B.M., 1991. *A Field Guide to Freshwater Fishes: North America North of Mexico*. Houghton Mifflin Co., Boston., Massachusetts, USA.
- Parnell A.C., Inger R., Bearhop S., Jackson A.L., 2010. Source Partitioning Using Stable Isotopes: Coping with Too Much Variation *PLoS ONE* 5 (3): 9672.
- Partal N., Özdilek Ş.Y. Karamenderes Çayı'nda istilacı *Carassius gibelio* (Bloch, 1782) türünün beslenme ekolojisi. *Ege Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 34 (2): 157-167.
- Pauly D. 1984. *Fish Population Dynamics in Tropical Water: A Manual for Use with Programmable Calculators*. ICLARM Studies and Reviews 8.
- Pearson T.H., Rosenberg R., 1978. Macrobenthic Succession in Relation to Organic Enrichment and Pollution of Marine Environment. *Oceanography and Marine Biology an Annual Review* 16: 229-311.
- Pearson S.H., Avery H.W., Kilham S.S., Velinsky D.J., Spotila J.R., 2013. Stable Isotopes of C and N Reveal Habitat Dependent Dietary Overlap Between Native and

- Introduced Turtles *Pseudemys rubriventris* and *Trachemys scripta*. PLoS ONE 8:62891.
- Penna N., Capellacci S., Ricci F., 2004. The Influence of the Po River Discharge on Phytoplankton Bloom Dynamics along the Coastline of Pesaro (Italy) in the Adriatic Sea. *Marine Pollution Bulletin* 48(3): 321-326.
- Peterson B.J., Fry B., 1987. Stable Isotopes in Ecosystem Studies. *Annual Review of Ecology and Systematics* 18: 293-320.
- Peterson B.J., 1999. Stable Isotopes as Tracers of Organic Matter Input and Transfer in Benthic Food Webs: A Review. *Acta Oecologica* 20: 479-487.
- Phillips M.C., Beveridge M.C.M., Ross L.G., 1985. The Environmental Impact of Salmonid Cage Culture on Inland Fisheries: Present Status and Future Trends. *Journal of Fish Biology* 27: 123-137.
- Phillips R.B., Winchell C.S., Schmidt R.H., 2007. Dietary Overlap of an Alien and Native Carnivore on San Clemente Island, California. *Journal of Mammalogy* 88: 173-180.
- Pianka E.R., 1981. Competition and Niche Theory. In: May, R.M. (Ed.) *Theoretical Ecology: Principles and Applications*. Blackwell, Oxford. 167-196.
- Post D.M., 2002. Using Stable Isotopes to Estimate Trophic Position: Models, Methods, and Assumptions. *Ecology* 83: 703-718.
- Post D.M., Pace M.L., Hairston N.G., 2000. Ecosystem Size Determines Food-Chain Length in Lakes. *Nature* 405: 1047-1049.
- Post D. M., Layman C.A., Arrington, D.A., Takimoto G., Quattrochi J., Montana C.G., 2007. Getting to the Fat of the Matter: Models, Methods and Assumptions for Dealing with Lipids in Stable Isotope Analyses. *Oecologia* 152(1):179-189.
- Postel S., Richter B., 2003. *Rivers for Life: Managing Water for People and Nature*. Island Press, Washington, USA.
- Primack R.B., 2008. *A Primer of Conservation Biology*, fourth edition. Sinauer Associates Inc., Sunderland.
- Rad F., Köksal, G., 2000. *An Overview of Aquaculture in Turkey: With Emphasis on Sea*

- Bass and Sea Bream. *Aquaculture Economics & Management* 4(3-4): 227-239.
- Rae B.B., 1967. The Food of Cod on Faroese Grounds. *Marine Research* 6: 1-23.
- Ramos I.P., Brandão H., Zanatta A.S., de OP Zica É., da Silva R.J., de Rezende-Ayroza D.M., Carvalho E.D., 2013. Interference of Cage Fish Farm on Diet, Condition Factor and Numeric Abundance on Wild Fish in a Neotropical Reservoir. *Aquaculture* 414: 56-62.
- Rast W., Holland M.M., 1988. Eutrophication of Lakes and Reservoirs: A Framework for Making Management Decisions. *Ambio*17: 2-12.
- Rau G.H., Ainley D.G., Bengtson J.L., Torres J.J., Hopkins T L., 1992. $\delta^{15}N/\delta^{14}N$ and $\delta^{13}C/\delta^{12}C$ in Weddell Seabirds, Seals, and Fish: Implications for Diet and Trophic Structure. *Marine Ecology Progress Series* 84: 1-8.
- Remy F., Darchambeau F., Melchior A., Lepoint G., 2017. Impact of Food Type on Respiration, Fractionation and Turnover of Carbon and Nitrogen Stable Isotopes in the Marine Amphipod *Gammarus aequicauda* (Martynov, 1931). *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 486: 358-367.
- Ricker W.E., 1975. Computation and Interpretation of Biological Statistics of Fish Populations. *Journal of Fisheries Research Board of Canada* 191: 382.
- Rikardsen A.H., Sandring S., 2006. Diet and Size-Selective Feeding by Escaped Hatchery Rainbow Trout *Oncorhynchus mykiss* (Walbaum). *ICES Journal of Marine Science* 63(3): 460-465.
- Rockström J., Steffen W., Noone K., Persson A., Chapin F.S., Lambin E., Lenton T.M., Scheffer M., Folke C., Schellnhuber H., 2009a. Planetary Boundaries: Exploring the Safe Operating Space for Humanity. *Ecology and Society* 14:32.
- Rockström J., Steffen W., Noone K., Persson A., Chapin F.S., Lambin E., Lenton T.M., Scheffer M., Folke C., Schellnhuber H., 2009b. A Safe Operating Space for Humanity. *Nature* 461: 472-475.
- Ross L.G., Beveridge M.C.M., 1995. Is a Better Strategy Necessary for Development of Native Species for Aquaculture? A Mexican Case Study. *Aquaculture Research* 26: 539-548.

- Ross L.G., Martinez Palacios C.A., Morales E.J., 2008. Developing Native Fish Species for Aquaculture: The Interacting Demands of Biodiversity, Sustainable Aquaculture and Livelihoods. *Aquaculture Research* 39: 675-683.
- Rosenthal H., Weston D., Gowen R., Black E., 1988. Report of the Ad Hoc Study Group on Environmental Impact of Mariculture. ICES Coop. Res. Report No. 154, 83.
- Rounick J.S., Winterbourn M.J., Lyon G.L., 1982. Differential Utilization of Allochthonous and Autochthonous Inputs by Aquatic Invertebrates in Some New Zealand Streams: A Stable Carbon Isotope Study. *Oikos* 191-198.
- Ruesink J.L., 2005. Global Analysis of Factors Affecting the Outcome of Freshwater Fish Introductions. *Conservation Biology* 19: 1883-1889.
- Ruiz-Cooley R.I., Villa E.C., Gould W.R., 2010. Ontogenetic Variation of $\delta^{13}\text{C}$ and $\delta^{15}\text{N}$ Recorded in the Gladius of the Jumbo Squid *Dosidicus gigas*: Geographic Differences. *Marine Ecology Progress Series* 399: 187-198.
- Ruiz-Zarzuola I., Halaihel N., Balcázar J.L., Ortega C., Vendrell D., Pérez T., de Blas I., 2009. Effect of Fish Farming on the Water Quality of Rivers in Northeast Spain. *Water Science and Technology* 60(3): 663-671.
- Runck C., Blinn W., 1993. Seasonal Diet of *Lepidomeda vittata*, A Threatened Cyprinid Fish in Arizona. *The Southwestern Naturalist* 38(2): 157-159.
- Rush S.A., Paterson G., Johnson T.B., Drouillard K.G., Haffner G.D., Hebert C.E., Arts M.T., McGoldrick D.J., Backus S.M., Lantry B.F., Lantry J.R., Schaner T., Fisk A.T., 2012. Long-term Impacts of Invasive Species on a Native Top Predator in a Large Lake System. *Freshwater Biology*. 57: 2342–2355.
- Rybczynski S.M., Walters D.M., Fritz K.M., Johnson B.R., 2008. Comparing Trophic Position of Stream Fishes Using Stable Isotope and Gut Contents Analyses. *Ecology of Freshwater Fish* 17(2): 199-206.
- Sanchez-Mata A., Mora J., 2000. A Review of Marine Aquaculture in Spain: Production, Regulations and Environmental Monitoring. *Journal of Applied Ichthyology* 16: 209-213.
- Sanz-Lázaro C., Sanchez-Jerez P., 2017. Mussels Do Not Directly Assimilate Fish Farm

- Wastes: Shifting the Rationale of Integrated Multi-Trophic Aquaculture to a Broader Scale. *Journal of Environmental Management* 201: 82-88.
- Sarà G., Scilipoti D., Mazzola A., Modica A., 2004. Effects of Fish Farming Waste to Sedimentary and Particulate Organic Matter in a Southern Mediterranean Area (Gulf of Castellammare, Sicily): A Multiple Stable Isotope Study ($\Delta^{13}\text{C}$ and $\Delta^{15}\text{N}$). *Aquaculture* 234(1): 199-213.
- Sarı, H.M., Balık, S., Ustaoglu, M.R., İlhan A., 2006. Distribution and Ecology of Freshwater Ichthyofauna of the Biga Peninsula, North-Western Anatolia, Turkey. *Turkish Journal of Zoology* 30(1): 35-45.
- Sato T., Watanabe K., 2013. Do Stage-specific Functional Responses of Consumers Dampen the Effects of Subsidies on Trophic Cascades in Streams? *Journal of Animal Ecology* 83: 907-915.
- Schindler D.E., Scheuerell M.D., Moore J.W., Gende S.M., Francis T.B., Palen W.J., 2003. Pacific Salmon and the Ecology of Coastal Ecosystems. *Frontiers in Ecology and the Environment* 1: 31-37.
- Schoener, T.W., 1970. Non-synchronous Spatial Overlap of Lizards in Patchy Habitats. *Ecology* 58: 408-418.
- Schoeninger M.J., DeNiro M.J., 1984. Nitrogen and Carbon Isotopic composition of Bone Collagen from Marine and Terrestrial Animals. *Geochimica et Cosmochimica Acta* 48: 625-639
- Schmidt S.N., Olden J.D., Solomon C.T., Zanden M.J.V., 2007. Quantitative Approaches to the Analysis of Stable Isotope Food Web Data. *Ecology* 88(11): 2793-2802.
- Schneider K., Migge S., Norton R.A., Scheu S., Langel R., Reineking A., Maraun M., 2004. Trophic Niche Differentiation in Soil Microarthropods (Oribatida, Acari): Evidence from Stable Isotope Ratios ($^{15}\text{N}/^{14}\text{N}$). *Soil Biology and Biochemistry* 36(11): 1769-1774.
- Secretariat of the Convention on Biological Diversity, 2006. *Global Biodiversity Outlook 2*, Montreal.
- Seminoff J.A., Jones T.T., Eguchi T., Jones D.R., Dutton P.H., 2006. Stable Isotope

- Discrimination ($\delta^{13}\text{C}$ and $\delta^{15}\text{N}$) Between Soft Tissues of the Green Sea Turtle *Chelonia mydas* and Its Diet. *Marine Ecology Progress Series* 308:271-278.
- Serrano R., Blanes M.A., Orero L., 2007. Stable Isotope Determination in Wild and Farmed Gilthead Sea Bream (*Sparus aurata*) Tissues from the Western Mediterranean. *Chemosphere* 69(7): 1075-1080.
- Shannon C.E., 1948. A Mathematical Theory of Communication, Part I, Part II. *Bell System Technical Journal* 27: 623-656.
- Shea K., Chesson P., 2002. Community Ecology Theory as a Framework for Biological Invasions. *Trends in Ecology and Evolution* 17: 170-176.
- Shearer G., Kohl D.H., Chien S.H., 1978. The Nitrogen-15 Abundance in a Wide Variety of Soils. *Soil Science Society of America Journal* 42: 899-902.
- Sih A., Crowley P., McPeck M., Petranka J., Stroh-Meier K., 1985. Predation, Competition, and Prey Communities: A Review of Field Experiments. *Annual Review of Ecology and Systematics* 16:269-312.
- Silvert W., 1992. Assessing Environmental Impacts of Finfish Aquaculture in Marine Waters. *Aquaculture* 107: 67-79.
- Simpson E.H., 1949. Measurement of Diversity. *Nature* 163(4148): 688.
- Smit A.J. 2001. Source Identification in Marine Ecosystems. In: Unkovich, M., Pate, J., McNeill, A., Gibbs, J, D. (Eds) *Stable Isotope Techniques in the Study of Biological Processes and Functioning of Ecosystems*. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, The Netherlands, 219-245.
- Smith V.H., 2003. Eutrophication of Freshwater and Coastal Marine Ecosystems - A Global Problem. *Environmental Science and Pollution Research* 10: 126-139.
- Stickney R.R., 1994. *Principles of Aquaculture*. Wiley, New York.
- Stief P., Hölker F., 2006. Trait-mediated Indirect Effects of Predatory Fish on Microbial Mineralization in Aquatic Sediments. *Ecology* 87: 3152–3159.
- Stoumboudi M.T., Kottelat M., Barbieri R., 2006. The Fishes of the Inland Waters of Lesbos Island, Greece. *Ichthyological Exploration of Freshwaters* 17(2): 129.

- Strayer D.L., Dudgeon D., 2010. Freshwater Biodiversity Conservation: Recent Progress and Future Challenges. *Journal of the North American Benthological Society* 29: 344-358.
- Strayer D.L., Eviner V.T., Jeschke J.M., Pace M.L., 2006. Understanding the Long-Term Effects of Species Invasions. *Trends in Ecology and Evolution* 21: 645-651.
- Suring E., Wing S.R., 2009. Isotopic Turnover Rate and Fractionation in Multiple Tissues of Red Rock Lobster (*Jasus edwardsii*) and Blue Cod (*Parapercis colias*): Consequences for Ecological Studies. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 370: 56-63.
- Syväranta J., Jones R.I., 2008. Changes in Feeding Niche Widths of Perch and Roach Following Biomanipulation, Revealed by Stable Isotope Analysis. *Freshwater Biology* 53(3): 425-434.
- Syväranta J., Lensu A., Marjomäki T.J., Oksanen S., Jones R.I., 2013. An Empirical Evaluation of the Utility of Convex Hull and Standard Ellipse Areas for Assessing Population Niche Widths from Stable Isotope Data. *PloS one* 8(2): e56094.
- Tabak İ., Aksungur M., Zengin M., Yılmaz C., Aksungur N., Alkan A., Zengin B., Mısırs S., 2001. Karadeniz Alabalığı (*Salmo trutta labrax* Pallas, 1811)'nın Biyoekolojik Özelliklerinin Tespiti ve Kültüre Alınabilirliğinin Araştırılması. Su Ürünleri Merkez Araştırma Enstitüsü (Project result report, in Turkish with English abstract), Trabzon, Turkey. 203 pp.
- Tallis H., Levin P.S., Ruckelshaus M., Lester S.E., McLeod K.L., Fluharty D.L., Halpern B.S., 2010. The Many Faces of Ecosystem-Based Management: Making The Process Work Today in Real Places. *Marine Policy* 34:340-348.
- Theodorou J., 1999. Greece Focuses on Marketing Seabass and Seabream. *Seafood International* 14: 35-36.
- Thodesen J., Grisdale-Helland B., Helland S.J., Gjerde B., 1999. Feed Intake, Growth and Feed Utilization of Offspring from Wild and Selected Atlantic Salmon (*Salmo salar*). *Aquaculture* 180(3-4): 237-246.
- Thomas J.D., 1962. The Food of Brown Trout (*Salmo trutta*) and Its Feeding Relationships with the Salmon Parr (*Salmo salar*) and the Eel (*Anguilla anguilla*) in the River

- Teify, West Wales. *Journal of Animal Ecology* 31: 175-205.
- Thornton S.F., McManus J., 1994. Application of Organic Carbon and Nitrogen Stable Isotope and C/N Ratio as Source Indicators of Organic Matter Provenance in Estuarine Systems: Evidence from The Tay Estuary, Scotland. *Estuarine Coastal and Shelf Science* 38: 219-233.
- Thurow F., 1966. Beiträge zur Biologie und Bestandskunde des Atlantischen Lachses (*Salmo salar* L.) in der Ostsee. *Berichte der Deutschen Wissenschaftlichen Kommission für Meeresforschung* 18: 223-379.
- Tiezen L.L., Boutton T.W., Tesdahl K.G., Slade N.A., 1983. Fractionation and Turnover of Stable Carbon Isotopes in Animal Tissues: Implications for $\delta^{13}\text{C}$ Analysis of Diet. *Oecologia* 57: 32-37.
- Tramer E.J., 1969. Bird Species Diversity: Components of Shannon's Formula. *Ecology* 50(5): 927-929.
- Tominaga O., Uno N., Seikai, T., 2003. Influence of Diet Shift from Formulated Feed to Live Mysids on the Carbon and Nitrogen Stable Isotope Ratio ($\Delta^{13}\text{C}$ and $\Delta^{15}\text{N}$) in Dorsal Muscles of Juvenile Japanese Flounders, *Paralichthys olivaceus*. *Aquaculture* 218(1): 265-276.
- Towar A., Moreno C., Manuel-Vez M.P., García-Vargas M., 2000. Environmental Impacts of Intensive Aquaculture in Marine Waters. *Water Research* 34: 334-342.
- Troell M., Norberg J., 1998. Modelling Output and Retention of Suspended Solids in an Integrated Salmon-Mussel culture. *Ecological Modelling* 110: 65-77.
- Turan D., Kottelat M., Ekmekçi F.G., 2009. *Barbus niluferensis*, A New species of Barbel (Teleostei: Cyprinidae) from Nilüfer River, Turkey, with Re-description of *B. oligolepis*. *Zootaxa* 1981(16): 15-28.
- Tuya F., Sanchez-Jerez P., Dempster T., Boyra A., Haroun R., 2006. Changes in Demersal Wild Fish Aggregations beneath A Sea-cage Fish farm After the Cessation of Farming. *Journal of Fish Biology* 69:682-697.
- TÜİK, 2008. Türkiye İstatistik Kurumu, Su Ürünleri İstatistikleri.
- TÜİK, 2008. Türkiye İstatistik Kurumu, Su Ürünleri İstatistikleri.

- TÜİK, 2017. Türkiye İstatistik Kurumu, Su Ürünleri İstatistikleri.
- Van Bohemen C.G., Lambert J.G.D., Peute J., 1981. Annual Changes in Plasma and Liver in Relation to Vitellogenesis in the Female Rainbow Trout, *Salmo gairdneri*. General and Comparative Endocrinology 44(1): 94-107.
- Vanderklift M.A., Ponsard S., 2003. Sources of Variation in Consumer-Diet $\delta^{15}\text{N}$ Enrichment: A Meta-Analysis. Oecologia 136:169-182.
- Vehanen T., Huusko A., Hokki R., 2009. Competition Between Hatchery Raised and Wild Brown Trout *Salmo trutta* in Enclosures—Do Hatchery Releases Have Negative Effects on Wild Populations? Ecology of Freshwater Fish 18(2): 261-268.
- Vitule J.R.S., Freire C.A., Simberloff D., 2008. Introductions of Non-Native Freshwater Fish Can certainly be Bad. Fish and Fisheries 10: 1-10.
- Vizzini S., Mazzola A., 2004. Stable Isotope Evidence for the Environmental Impact of a Land-Based Fish Farm in the Western Mediterranean. Marine Pollution Bulletin 49: 61-70.
- Vizzini S., Mazzola A., 2006. The Effects of Anthropogenic Organic Matter Inputs on Stable Carbon and Nitrogen isotopes in Organisms from Different Trophic Levels in a Southern Mediterranean Coastal Area. Science of the Total Environment 368(2-3): 723-731.
- Vörösmarty C.J., Mc Intyre P.B., Gessner M.O., Dudgeon D., Prusevich A., Green P., Glidden S., Bunn S.E., Sullivan C.A., Liermann C.R., Davies P.M., 2010. Global Threats to Human Water Security and River Biodiversity. Nature 467: 555-561.
- Wada E., Terazaki M., Kabaya Y., Nemoto T., 1987a. N and ^{13}C Abundances in the Antarctic Ocean with Emphasis on the Biogeochemical Structure of the Food Web. Deep Sea Research 34: 829-841.
- Wada E., Minagawa M., Mizutani H., Tsuji T., Imaizumi R., Karasawa K., 1987b. Biogeochemical Studies on the Transport of Organic Matter along the Otsuchi River Watershed, Japan. Estuarine, Coastal Shelf Science 25: 321-336.
- Wańkowski J.W.J., Thorpe J.E., 1979. Spatial Distribution and Feeding in Atlantic Salmon, *Salmo salar* L. Juveniles. Journal of Fish Biology 14(3): 239-247.

- Ward J.V., Tockner K., 2001. Biodiversity: Towards a Unifying Theme for River Ecology. *Freshwater Biology* 46: 807-819.
- Wasmund N., Andrushaitis A., Łysiak-Pastuszek E., Müller-Karulis B., Nausch G., Neumann T., Witek Z., 2001. Trophic Status of the South-Eastern Baltic Sea: A Comparison of Coastal and Open Areas. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 53(6): 849-864.
- Weglenska T., Dylinska L.B., Karabin J.E., Spodniewska I., 1987. Plankton Structure and Dynamics, Phosphorus and Nitrogen Regeneration by 71 Zooplankton in Lake Glebokie Polluted by Aquaculture. *Ekologia Polska* 35(1): 73-208.
- Wellman S., Kidd K.A., Podemski C.L., Blanchfield P.J., Paterson M.J., 2017. Incorporation of Wastes by Native Species During and After an Experimental Aquaculture Operation. *Freshwater Science* 36(2): 387-401.
- Wetzel R.G. 1983. *Limnology*. Saunders, Philadelphia, Pennsylvania.
- Wilding T.A., Cromey C.J., Nickell T.D., Hughes D.J., 2012. Salmon Farm Impacts on Muddy-Sediment Megabenthic Assemblages on the West Coast of Scotland. *Aquaculture Environment Interactions*, 2 (2): 145-156.
- Williamson M., 1996. *Biological Invasions*. Chapman and Hall, London.
- Willig M.R., Kaufman D.M., Stevens R.D., 2003. Latitudinal Gradients of Biodiversity: Pattern, Process, Scale, and Synthesis. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* 34: 273-309.
- Winemiller K.O., 1990. Spatial and Temporal Variation in Tropical Fish Trophic Networks. *Ecological Monographs* 60: 331-367.
- Wood C.L., Byers J.E., Cottingham K.L., Altman I., Donahue M.J., Blakeslee, A.M., 2007. Parasites Alter Community Structure. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 104: 9335–9339.
- Woodward G., 2009. Biodiversity, Ecosystem Functioning and Food Webs in Fresh Waters: Assembling the Jigsaw Puzzle. *Freshwater Biology* 54: 2171-2187.
- Yamada Y., Yokoyama H., Ishihi Y., Azeta M., 2003. Historical Feeding Analysis in Fish Farming Based on Carbon and Nitrogen Stable Isotope Ratio in Sediment. *Fisheries*

Science 69: 213-215.

- Yanar M., Akyur, I., Bircan, R., 1987. *Salmo trutta* L.'nin Gonad Gelişimi, Yumurta Verimliliği, Büyüme Durumu ve Et Verim Özellikleri Üzerine Bir Araştırma. Et ve Balık Endüstrisi Dergisi 8(48): 3-12.
- Ye L.X., Ritz D.A., Fenton G.E., Lewis M.E., 1991. Tracing the Influence on Sediments of Organic Waste from a Salmonid Farm Using Stable Isotope Analysis. Journal of Experimental Marine Biology and Ecology 145: 161-174.
- Yayıntaş Ö.T., Yılmaz S., Türkoğlu M., Şolakoğlu F.A., Şakir F., 2007. Seasonal Variation of Some Heavy Metal Pollution with Environmental and Microbiological Parameters in Sub-Basin of Kocabaş Stream (Biga, Çanakkale, Turkey) by ICP-AES. Environmental Monitoring and Assessment 134(1): 321-331.
- Yıldırım A., 1991. Barhal Havzası Alabalıklarının (*Salmo trutta labrax*, Pallas 1811) Biyo-ekolojisi Üzerine Araştırmalar. MSc. Thesis. Yüksek Lisans Tezi. Atatürk Üniversitesi, Türkiye.
- Yokoyama H., Higano J., Adachi K., Ishihi Y., Yamada Y., Pichitkul P., 2002. Evaluation of Shrimp Polyculture System in Thailand Based on Stable Carbon and Nitrogen Isotope Ratios. Fisheries Science 68: 745-750.
- Yokoyama H., Abo K., Ishihi, Y., 2006. Quantifying Aquaculture-Derived Organic Matter in the Sediment in and Around a Coastal Fish Farm Using Stable Carbon and Nitrogen Isotope Ratios. Aquaculture 254(1): 411-425.
- Yuille, M.J., Fisk A.T., Stewart T., Johnson T.B., 2015. Evaluation of Lake Ontario Salmonid Niche Space Overlap Using Stable Isotopes. Journal of Great Lakes Research 41(3): 934-940.
- Yücel-Gier G., Küçüksezgin F., Koçak F., 2007. Effects of Fish Farming on Nutrients and Benthic Community Structure in the Eastern Aegean (Turkey). Aquaculture Research 38(3): 256-267.
- Yücel-Gier G., Uslu O., Küçüksezgin F., 2009. Regulating and Monitoring Marine Finfish Aquaculture in Turkey. Journal of Applied Ichthyology 25(6): 686-694.
- Yüksel A., 1997. Teke Deresi Suyunun Bazı Fiziko-kimyasal Parametreleri ve Burada

Yaşayan Dağ Alabalıkları (*Salmo trutta macrostigma*, Dumeril 1815)'nın Bazı Özellikleri Üzerine Bir Araştırma. MSc. Thesis. Yüksek Lisans Tezi Atatürk Üniversitesi, Türkiye.

Zanden M., Rasmussen J.B., 2001. Variation in $\delta^{15}\text{N}$ and $\delta^{13}\text{C}$ Trophic Fractionation: Implications for Aquatic Food Web Studies. *Limnology and Oceanography* 46(8): 2061-2066.

Zhang H.Q., Chong K., Ap J., 1999. An Analysis of Tourism Policy Development in Modern China. *Tourism Manage.* 20: 471-485.



ÖZGEÇMİŞ

KİŞİSEL BİLGİLER

Adı Soyadı: Selin ERTÜRK GÜRKAN

Doğum Yeri: Ankara

Doğum Tarihi:07/08/1986

EĞİTİM DURUMU

Lisans Öğrenimi: Hacettepe Üniversitesi (2005-2009)

Yüksek Lisans Öğrenimi: Çanakkale Onsekiz Mart Üniversitesi (2009-2012)

Bildiği Yabancı Diller: İngilizce (83,75)

BİLİMSEL FAALİYETLERİ

a) Yayınlar

Ertürk, S. ve Yalçın-Özdilek, Ş., 2016. Türkiye'deki Su Ürünleri Yetiştiriciliğinin Kommünite Ekolojisi Üzerine Etkilerinin Değerlendirilmesi. Anadolu Doğa Bilimleri Dergisi 7(1): 51-60.

b) Bildiriler -Uluslararası -Ulusal

Ertürk, S., Tok, C.V., 2012. Formaldehit-Alkol Karışımı ile Fikse Edilmiş Bazı Amfibi ve Reptil Koleksiyon Örneklerinden DNA Amplifikasyonu. 21. Ulusal Biyoloji Kongresi, 3-7 Eylül 2012, İzmir/TÜRKİYE.

Ertürk, S., Tok, C.V., 2012. Yurdumuzda Yaşayan Bazı Yarı Zehirli ve Zehirli Yılan Türlerinin Koleksiyon Örneklerinden DNA Sekans Analizi. 21. Ulusal Biyoloji Kongresi, 3-7 Eylül 2012, İzmir/TÜRKİYE.

Demir, N., Ertürk, S., Ballı, M., Geren, E., 2013. Seasonal Variation of Heavy Metal Bioaccumulation in The Tissues of *Ruditapes decussatus* from Cardak, Canakkale-Turkey. Second Scientific Conference On Ecology, 01 Kasım 2013, University of Plovdiv/Bulgaria.

Ertürk, S., Ballı, M., Demir, N., Geren, E., 2013. Metal Concentrations in Mantle Tissue of Some Aquatic Invertebrates from Umurbey, Canakkale-Turkey. Second Scientific Conference On Ecology, 01 Kasım 2013, University of Plovdiv/Bulgaria.

Ballı, M., Demir, N., Ertürk, S., Geren, E., 2013. Preliminary Investigation On Heavy Metal Pollution in *Pecten maximus* in the Dardanelles Bosphorus, Turkey. Second Scientific Conference On Ecology, 01 Kasım 2013, University of Plovdiv/Bulgaria.

Ertürk, S. ve Demir, N., 2014. Karamenderes Çayı (Çanakkale) Suyunun Genotoksik Potansiyelinin *Allium cepa* Testi ile Araştırılması. 22. Ulusal (Uluslararası Katılımlı) Biyoloji Kongresi. 23-27 Haziran 2014, Eskişehir Osmangazi Üniversitesi.

Ertürk, S. ve Yalçın-Özdilek, Ş., 2014. The Effects of Aquaculture Activities on Natural Ecosystem in the Aegean Coasts, Turkey. FABA International Fisheries and Aquatic Sciences. 25-27 Eylül 2014, Karadeniz Teknik Üniversitesi, Trabzon/Türkiye.

Yalçın-Özdilek, Ş., **Ertürk, S***, Partal N., 2015. *Cobitis fahirae* Türünde Besin Organizmalarının Diyete Katkısının Kararlı İzotop Yöntemiyle Değerlendirilmesi. 18. Ulusal Su Ürünleri Sempozyumu, Sözlü Bildiri. 1-4 Eylül 2015, Ege Üniversitesi, İzmir/Türkiye.

Ertürk, S. ve Yalçın-Özdilek, Ş., 2016. A Preliminary Study On The Possible Effects Of Aquaculture Activities On Freshwater Fish Abundance And Biodiversity Along Upriver System. FABA International Fisheries and Aquatic Sciences, Oral Presentation. 3-5 Kasım 2016, Antalya.

c) Katıldığı Projeler

ÇOMÜ-BAP Bazı Amfibi ve Sürüngen Türlerinin Koleksiyon Örneklerinden DNA Amplifikasyonu (2010/174).

TUBİTAK Türkiye’de 40° Kuzey Enleminin Kuzeyinde Yaşayan *Anguis fragilis* (Linnaeus, 1758) ve Kuzey Anadolu’daki *Pseudopus apodus* (Pallas, 1775) (Sauria: Anguidae) Türlerinin Dağılımları ve Sistemik Yönden Araştırılması (108T559).

TUBİTAK Barajların Akarsulardaki Besin Ağı ve Balıkların Trofik İlişkileri Üzerine Etkileri (111Y280).

ÇOMÜ-BAP Su Ürünleri Yetiştiriciliğinin Biga Yarımadasındaki Akarsu

Balıklarının Biyolojik Özellikleri ve Trofik Düzeyine Etkisi (2014/412).

ÇOMÜ-BAP

Alfa Demir Oksit Fe₂O₃ ve Gamma Demir Oksit Fe₂O₃ Nanopartiküllerinin Alabalıklarda (*Oncorhynchus mykiss*) Toksik Etkilerinin Araştırılması (2016/1005).

TAGEM

Bazı Fitobiyotik Katkılı Diyetlerin Karadeniz Alabalığı (*Salmo trutta labrax* Pallas, 1811) Beslenmesinde Kullanım Olanaklarının Araştırılması (2016- devam ediyor)

İŞ DENEYİMİ

Çalıştığı Kurumlar ve Yıl : Çanakkale Onsekiz Mart Üniversitesi/9 Yıl

İLETİŞİM

E-posta Adresi : serturk@comu.edu.tr