

EGE ÜNİVERSİTESİ FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ

(DOKTORA TEZİ)

**AĞ KAFESLERDE YAPILAN ORKİNOS
(*Thunnus thynnus*, Linnaeus, 1758) BESİCİLİĞİNİN
SEDİMENTTE OLUŞTURDUĞU AĞIR METAL
(KURŞUN, BAKIR, DEMİR, ÇİNKO) BİRİKİM
DÜZEYLERİNİN ARAŞTIRILMASI**

Gülşah ÜNSALAN

Tez Danışmanı: Prof.Dr. Özdemir EGEMEN

Su Ürünleri Temel Bilimler Anabilim Dalı

Bilim Dalı Kodu: 504.02.01

Sunuş Tarihi: 28/08/2014

**Bornova-İZMİR
2014**

Gülşah ÜNSALAN tarafından **DOKTORA TEZİ** olarak sunulan “**Ağ Kafeslerde Yapılan Orkinos (*Thunnus thynnus*, Linnaeus, 1758) Besiciliğinin Sedimentte Oluşturduğu Ağır Metal (Kurşun, Bakır, Demir, Çinko) Birikim Düzeylerinin Araştırılması**” başlıklı bu çalışma E. Ü. Lisansüstü Eğitim ve Öğretim yönetmeliği ile E. Ü. Fen Bilimleri Enstitüsü Eğitim ve Öğretim Yönergesi’nin ilgili hükümleri uyarınca tarafımızdan değerlendirilerek savunmaya değer bulunmuş ve 28 / 08 / 2014 tarihinde yapılan tez savunma sınavında aday oybirliği/ oyçokluğu ile başarılı bulunmuştur.

Jüri Üyeleri

İmza

Jüri Başkanı : Prof.Dr. Özdemir EGEMEN

Üye : Prof. Dr. Uğur SUNLU

Üye : Prof. Dr. Doğan YAŞAR..... ..

Üye :

Üye :

EGE ÜNİVERSİTESİ FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ

ETİK KURALLARA UYGUNLUK BEYANI

E.Ü. Lisansüstü Eğitim ve Öğretim Yönetmeliğinin ilgili hükümleri uyarınca Yüksek Lisans Tezi / Doktora Tezi olarak sunduğum “**AĞ KAFESLERDE YAPILAN ORKİNOS (*Thunnus thynnus*, Linnaeus, 1758) BESİCİLİĞİNİN SEDİMENTTE OLUŞTURDUĞU AĞIR METAL (KURŞUN, BAKIR, DEMİR, ÇİNKO) BİRİKİM DÜZEYLERİNİN ARAŞTIRILMASI**” başlıklı bu tezin kendi çalışmam olduğunu, sunduğum tüm sonuç, doküman, bilgi ve belgeleri bizzat ve bu tez çalışması kapsamında elde ettiğimi, bu tez çalışmasıyla elde edilmeyen bütün bilgi ve yorumlara atıf yaptığımı ve bunları kaynaklar listesinde usulüne uygun olarak verdiğimi, tez çalışması ve yazımı sırasında patent ve telif haklarını ihlal edici bir davranışımın olmadığını, bu tezin herhangi bir bölümünü bu üniversite veya diğer bir üniversitede başka bir tez çalışması içinde sunmadığımı, bu tezin planlanmasından yazımına kadar bütün safhalarda bilimsel etik kurallarına uygun olarak davrandığımı ve aksinin ortaya çıkması durumunda her türlü yasal sonucu kabul edeceğimi beyan ederim.

..28../08/2014

İmzası

Gülşah ÜNSALAN

Adı-Soyadı

ÖZET

AĞ KAFESLERDE YAPILAN ORKİNOS
(*Thunnus thynnus*, Linnaeus, 1758) BESİCİLİĞİNİN SEDİMENTTE
OLUŞTURDUĞU AĞIR METAL (KURŞUN, BAKIR, DEMİR,
ÇİNKO) BİRİKİM DÜZEYLERİNİN ARAŞTIRILMASI

ÜNSALAN, Gülşah

Doktora Tezi, Su Ürünleri Temel Bilimler Anabilim Dalı

Tez Danışmanı: Prof. Dr. Özdemir EGEMEN

Ağustos 2014, 124 sayfa

Bu çalışmada Mart 2012 – Kasım 2012 tarihleri arasında Karaburun yarımadasında, Gerence Körfezi’nde mavi yüzgeçli orkinos besiciliği yapan bir işletmede belirlenen istasyonlarda su kolonunda mevsimlik periyotlarla sıcaklık, çözülmüş oksijen, pH, tuzluluk ile sedimentte ağır metal ve organik karbon analizleri gerçekleştirilmiştir. Yapılan ölçümlerde yıllık ortalama sıcaklık 19,61°C, tuzluluk 36,34 ppt, çözülmüş oksijen 7,28 mg/L, pH 8,06 ve sedimentte organik karbon % 0,61 bulunmuştur. Sediment örneklerinde ağır metallerden demir (Fe), çinko (Zn), kurşun (Pb), bakır (Cu) miktarları ölçülmüştür. Araştırma sonucunda ağır metallerin yıllık ortalama değerleri, Pb: 15,673 ppm k.a., Cu: 7,786 ppm k.a., Zn: 57,754 ppm k.a. ve Fe: 2,125 (%) k.a. olarak bulunmuş ve ağır metallerin Zn> Pb> Cu şeklinde sıralandığı belirlenmiştir. Zenginleşme ve kontaminasyon faktörü değerlerine göre ağır metal düzeylerinin daha ziyade litojenik taşınımına bağlı olduğu söylenebilir. Bununla birlikte bölgede kurşun düzeylerinin antropojenik etkilerle az da olsa yüksek bulunmuş olması Cu, Zn ve Fe’den farklı olarak Pb’nin kaynağının doğal süreçler olmadığını göstermektedir. Söz konusu düzeyler henüz önemli bir kontaminasyona işaret etmese de besiciliğin yapıldığı bölgedeki aktivitelerin etkili olabileceğini düşündürmektedir.

Anahtar Sözcükler: Ağır metal, Mavi Yüzgeçli Orkinos besiciliği, organik karbon, sediment, Gerence Körfezi, Ege Denizi

ABSTRACT**INVESTIGATION OF HEAVY METAL (LEAD, COPPER, IRON, ZINC) ACCUMULATION LEVELS IN SEDIMENTS DUE TO TUNA (*Thunnus thynnus*, Linnaeus, 1758) FATTENING AT FLOATING CAGES**

ÜNSALAN, Gülşah

PhD in Marine-Inland Water Sciences and Technology

Supervisor: Prof.Dr. Özdemir EGEMEN

August 2014, 124 pages

In this study, temperature, dissolved oxygen, pH, salinity were measured in the water column and organic carbon and heavy metals (iron (Fe), zinc (Zn), lead (Pb), copper (Cu)) in sediment were analysed seasonally in stations close to Atlantic Bluefin tuna farm in Gerence Bay, Karaburun Peninsula between March 2012 and November 2012. Physico-chemical parameters' mean annual values were found 19,61°C for water temperature, 36,34 ppt for salinity, 7,28 mg/L for dissolved oxygen, 8,06 for pH and 0,61 % organic carbon in sediment. According to the results annual mean concentrations of heavy metals were Pb: 15,673 ppm d.w., Cu: 7,786 ppm d.w., Zn: 57,754 ppm d.w., Fe: 2,125 (%) d.w. and the order of the Zn> Pb> Cu> were found. According to the enrichment and contamination factors' values, the source of the heavy metals was mostly lithogenic transport. However high level of lead by farming activities showed antropogenic influences unlike Cu, Zn and Fe. These levels does not imply serious contamination but still indicates the effect of the farming activities.

Keywords: Heavy metal, Atlantic Bluefin Tuna farming, organic carbon, sediment, Gerence Bay, Aegean Sea

TEŞEKKÜR

Çalışmalarım süresince beni her konuda destekleyen ve yardımlarını esirgemeyen danışman hocam Prof.Dr. Özdemir EGEMEN'e, çalışmalarım ile ilgili olarak desteğini esirgemeyen Doç. Dr. Aslı BAŞARAN, Doç. Dr. Mehmet AKSU'ya, Teknisyen Ahmet TÜZEN'e, tezimin yazımında yardımcı olan sevgili arkadaşım Gökhan SERT'e, tüm çalışmalarım boyunca beni yalnız bırakmayan ve desteğini esirgemeyen annem Emine ÜNSALAN, babam Gürhan ÜNSALAN ve nişanlım Özcan SARIGÜL'e teşekkür ederim.

Bu çalışmaya katkılarından dolayı Ege Üniversitesi Bilimsel Araştırma Projeleri Şube Müdürlüğü'ne (BAP 12-SÜF-04) ve tez çalışmamızın geliştirildiği orkinos yetiştiriciliği yetkililerine teşekkürü borç bilirim.

İÇİNDEKİLERSayfa

ÖZET	vii
ABSTRACT	ix
TEŞEKKÜR	xi
ŞEKİLLER DİZİNİ	xvi
ÇİZELGELER DİZİNİ.....	xx
SİMGELER VE KISALTMALAR DİZİNİ	xxii
1. GİRİŞ	1
1.1. Ağır Metaller ve Çevresel Etkileri.....	1
1.1.1. Çevresel etkileri bakımından başlıca ağır metaller.....	3
1.1.2. Ağır metallerin sucul ekosistemlere etkileri	6
1.1.3. Sediment ortamında ağır metaller.....	7
1.1.4. Ağır metallerin sucul canlılara etkileri	10
1.2. Orkinos Besiciliği ve Çevresel Etkileri	11
1.2.1. Orkinos besiciliği.....	11
1.2.2. Besicilik faaliyeti ve süreçleri	13
1.2.3. Orkinos besiciliğinin çevresel etkileri	14
1.3. Araştırmanın Önemi ve Kapsamı	19

İÇİNDEKİLER (devam)Sayfa

2. LİTERATÜR ÖZETİ.....	20
2.1. Sedimentte Ağır Metal Düzeylerine İlişkin Yapılan Çalışmalar	20
2.2. Orkinos Besiciliği ve Akuakültürün Çevresel Etkilerine İlişkin Yapılan Çalışmalar.....	24
3. MATERYAL VE METOT	32
3.1. Çalışma Alanı ve Örneklemeye Yapılan İstasyonlar	32
3.2. Örneklemeye ve Ölçümler	36
3.3. Sedimentte % Organik Karbon Tayini.....	36
3.4. Ağır Metal Analizleri	37
3.5. İstatistiksel Analizler.....	38
3.6. Normalizasyon Hesaplamaları	38
4. BULGULAR.....	40
4.1. Sıcaklık.....	40
4.2. Tuzluluk	49
4.3. Çözülmüş Oksijen	58
4.4. pH.....	67
4.5. Sedimentte Ağır Metal Düzeyleri	76
4.6. Sedimentte Organik Karbon (%) Düzeyleri.....	88

İÇİNDEKİLER (devam)Sayfa

4.7. Fiziko-Kimyasal Ortam Parametreleri ve Sedimentte Ağır Metal Düzeylerinin İlişkisi.....	92
4.8. Sedimentte Ağır Metaller ve Sedimentte % Organik Karbon İlişkisi	93
4.9. Mevsimlere ve Parametrelere Göre İstasyonlar Arası Farklılıklar	93
4.10. Zenginleşme Faktörü (EF) ve Kontaminasyon Faktörü (CF) değerleri.....	94
5. TARTIŞMA ve SONUÇ	95
KAYNAKLAR DİZİNİ.....	103
ÖZGEÇMİŞ	124

ŞEKİLLER DİZİNİ

<u>Şekil</u>	<u>Sayfa</u>
1.1. Akuakültür endüstrisinde kirletici niteliği taşıyan biyolojik ve kimyasal maddeler (Hites et al., 2004).....	18
3.1 Gerence Körfezi uydu görüntüsü ve çalışma yapılan alan	33
3.2. Gerence Körfezi'nde faaliyet gösteren işletmeler (Akbaş, 2010)	34
3.3. Örnekleme yapılan istasyonlar ve çevresinde bulunan ağ kafes bölgeleri.....	35
4.1. Mevsimlere ve istasyonlara göre deniz suyu sıcaklığı değişimi	41
4.2. Yaz ve Sonbahar mevsimlerinde yüzey su tabakalarında deniz suyu sıcaklık dağılımı.....	43
4.3. Kış ve İlkbahar mevsimlerinde yüzey su tabakalarında deniz suyu sıcaklık dağılımı.....	44
4.4. Yaz ve Sonbahar mevsimlerinde orta su tabakalarında deniz suyu sıcaklık dağılımı.....	45
4.5. Kış ve İlkbahar mevsimlerinde orta su tabakalarında deniz suyu sıcaklık dağılımı.....	46
4.6. Yaz ve Sonbahar mevsimlerinde dip su tabakalarında deniz suyu sıcaklık dağılımı.....	47
4.7. Kış ve İlkbahar mevsimlerinde dip su tabakalarında deniz suyu sıcaklık dağılımı.....	48
4.8. Mevsimlere ve istasyonlara göre tuzluluk.....	50
4.9. Yaz ve Sonbahar mevsimlerinde yüzey su tabakalarında deniz suyu tuzluluk dağılımı.....	52

ŞEKİLLER DİZİNİ (devam)

<u>Şekil</u>	<u>Sayfa</u>
4.10. Yaz ve Sonbahar mevsimlerinde yüzey su tabakalarında deniz suyu tuzluluk dağılımı	53
4.11. Kış ve İlkbahar mevsimlerinde orta su tabakalarında deniz suyu tuzluluk dağılımı.....	54
4.12. Kış ve İlkbahar mevsimlerinde orta su tabakalarında deniz suyu tuzluluk dağılımı	55
4.13. Yaz ve Sonbahar mevsimlerinde dip su tabakalarında tuzluluk dağılımı	56
4.14 Kış ve İlkbahar mevsimlerinde dip tabakalarda deniz suyu tuzluluk dağılımı	57
4.15. Mevsimlere ve istasyonlara göre çözünmüş oksijen	59
4.16. Yaz ve Sonbahar mevsimlerinde yüzey su tabakalarında çözünmüş oksijen dağılımı.....	61
4.17. Kış ve İlkbahar mevsimlerinde yüzey su tabakalarında çözünmüş oksijen dağılımı.....	62
4.18. Yaz ve Sonbahar mevsimlerinde orta su tabakalarında çözünmüş oksijen dağılımı.....	63
4.19. Kış ve İlkbahar mevsimlerinde orta su tabakalarında çözünmüş oksijen dağılımı.....	64
4.20. Yaz ve Sonbahar mevsimlerinde dip su tabakalarında çözünmüş oksijen dağılımı.....	65
4.21. Kış ve İlkbahar mevsimlerinde dip su tabakalarında çözünmüş oksijen dağılımı.....	66

ŞEKİLLER DİZİNİ (devam)

<u>Şekil</u>	<u>Sayfa</u>
4.22. Mevsimlere ve istasyonlara göre pH	68
4.23. Yaz ve Sonbahar mevsimlerinde yüzey su tabakalarında pH dağılımı	70
4.24. Kış ve İlkbahar mevsimlerinde yüzey su tabakalarında pH dağılımı	71
4.25. Yaz ve Sonbahar mevsimlerinde orta su tabakalarında pH dağılımı	72
4.26. Kış ve İlkbahar mevsimlerinde orta su tabakalarında pH dağılımı	73
4.27. Yaz ve Sonbahar mevsimlerinde dip su tabakalarında pH dağılımı	74
4.28. Kış ve İlkbahar mevsimlerinde dip su tabakalarında pH dağılımı	75
4.29. Mevsimlere ve istasyonlara göre sedimentte Cu ve Pb (ppm k.a.) düzeyleri (Dedeksiyon limiti Cu, Pb için 0,01'dir)	76
4.30. Mevsimlere ve istasyonlara göre sedimentte Fe (%) k.a. ve Zn (ppm k.a.) düzeyleri (Dedeksiyon limiti Fe için 0,01; Zn için 0,1'dir) ...	77
4.31. Yaz ve Sonbahar mevsimlerinde sedimentte Cu (ppm k.a.) düzeylerinin dağılımı	79
4.32. Kış ve İlkbahar mevsimlerinde sedimentte Cu (ppm k.a.) düzeylerinin dağılımı	80
4.33. Yaz ve Sonbahar mevsimlerinde sedimentte Pb (ppm k.a.) düzeylerinin dağılımı	81
4.34. Kış ve İlkbahar mevsimlerinde sedimentte Pb (ppm k.a.) düzeylerinin dağılımı	82
4.35. Yaz ve Sonbahar mevsimlerinde sedimentte Zn (ppm k.a.) düzeylerinin dağılımı	84

ŞEKİLLER DİZİNİ (devam)

<u>Şekil</u>	<u>Sayfa</u>
4.36. Kış ve İlkbahar mevsimlerinde sedimette Zn (ppm k.a.) düzeylerinin dağılımı	85
4.37. Yaz ve Sonbahar mevsimlerinde sedimette Fe (% k.a.) düzeylerinin dağılımı	86
4.38. Kış ve İlkbahar mevsimlerinde sedimette Fe (% k.a.) düzeylerinin dağılımı	87
4.39. Mevsimlere ve istasyonlara göre sedimentte organik karbon düzeyleri.....	88
4.40. Yaz ve Sonbahar mevsimlerinde sedimette organik C (%) düzeylerinin dağılımı	90
4.41. Kış ve İlkbahar mevsimlerinde sedimette organik C (%) düzeylerinin dağılımı	91
4.42. Çok boyutlu ölçekleme analizi sonuçlarına göre istasyonlar	94

ÇİZELGELER DİZİNİ

Çizelge

Sayfa

3.1.	İstasyonların koordinatları ve derinlikleri	36
4.1.	Mevsimlere göre istasyonlarda ölçülen deniz suyu sıcaklık değerleri (°C).....	40
4.2.	Mevsimlere göre deniz suyu sıcaklığının minimum, maksimum, ortalama ve standart hata değerleri.....	41
4.3.	Mevsimlere ve istasyonlara göre deniz suyu sıcaklığında farklılık	42
4.4.	Mevsimlere göre istasyonlarda ölçülen tuzluluk değerleri (ppt).....	49
4.5.	Mevsimlere göre tuzluluğun (ppt) minimum, maksimum, ortalama ve standart hata değerleri.....	50
4.6.	Mevsimlere ve istasyonlara göre tuzluluktaki farklılık.....	51
4.7.	Mevsimlere göre istasyonlarda ölçülen çözünmüş oksijen değerleri (ppm).....	58
4.8.	Mevsimlere göre çözünmüş oksijenin (ppm) minimum, maksimum, ortalama ve standart hata değerleri.....	59
4.9.	Mevsimlere ve istasyonlara göre çözünmüş oksijen farklılıkları.....	60
4.10.	Mevsimlere göre istasyonlarda ölçülen pH değerleri.....	67
4.11.	Mevsimlere göre pH'ın minimum, maksimum, ortalama ve standart hata değerleri	68
4.12.	Mevsimlere ve istasyonlara göre pH farklılıkları.....	69
4.13.	Mevsimlere göre sedimentte Cu, Pb, Zn, Fe ağır metallerinin ortalama, maksimum, minimum ve standart hata düzeyleri	78
4.14.	Mevsimlere ve istasyonlara göre sedimentte ağır metal düzeyleri farklılıkları.....	78

ÇİZELGELER DİZİNİ (devam)

<u>Çizelge</u>	<u>Sayfa</u>
4.15. Mevsimlere ve istasyonlara göre sedimentte organik karbon düzeyleri ..	88
4.16. Fiziko-kimyasal ortam parametreleri ile sedimentte ağır metal parametrelerinin korelasyonu	92
4.17. Ağır metal ve % organik karbon parametrelerinin korelasyonu.....	93
4.18. Ağır metallerin EF ve CF değerleri	94
5.1. Gerence Körfezi sedimentlerindeki ağır metal düzeylerinin (ppm k.a.) diğer bölgelerle karşılaştırılması.....	97
5.2. Ağır metaller için (ppm k.a.) sedimentlerde kalite kriterlerine ilişkin çeşitli yönetmelik sınır değerleri ile Pb, Cu ve Zn değerlerinin karşılaştırılması	98

SİMGELER VE KISALTMALAR DİZİNİ

<u>Simgeler</u>	<u>Açıklama</u>
°C	: Santigrat derece
Al	: Alüminyum
CF	: Kontaminasyon Faktörü
Cu	: Bakır
df	: Serbestlik derecesi
EF	: Zenginleşme Faktörü
<i>F</i>	: Varyans testi istatistiği
Fe	: Demir
gr	: Gram
PAH	: Poli aromatik hidrokarbon
Pb	: Kurşun
ppm k.a	: Milyonda bir kuru ağırlık
ppt	: Binde tuzluluk
<i>r</i>	: Regresyon katsayısı
Sig	: Anlamlılık düzeyi
Zn	: Çinko

Kısaltmalar

Ref 1000	: Kafes bölgesinden 1000 m mesafedeki referans istasyonu
Ref 200	: Kafes bölgesinden 200 m mesafedeki referans istasyonu

1. GİRİŞ

1.1. Ağır Metaller ve Çevresel Etkileri

Ağır metaller, yüksek yoğunluğa sahip ve toksik ya da düşük konsantrasyonlarda yüksek oranda toksik ya da zehirli metaller olarak tanımlanmaktadır. Metaller, diğer atıklardan oluşan kirleticiler ve diğer kimyasal kirleticiler arasında ciddi etkilere sahiptirler. Özellikle ağır metaller çok çeşitli kaynaklardan ortaya çıkabilmeleri, yaygın kirlenme nedeni oluşturmaları, çevre koşullarına dayanıklı olmaları, genellikle biyolojik sistemlere olumsuz etkileri ve kolaylıkla besin zincirine girerek canlılarda artan yoğunluklarda birikebilmeleri nedeniyle yani toksisiteleri, kalıcılıkları ve biyoakümülyasyon özellikleri nedeniyle doğal ortamın en önemli ciddi kirleticilerindendir (Tam and Wong, 2000; MacFarlane et al., 2003).

Ağır metaller yeryüzü kabuğunda ve her ekosistemde belli konsantrasyonlarda bulunmalarına karşın insan aktiviteleri sonucu konsantrasyonları önemli ölçüde artmıştır (Bethoux et al., 1990; Szefer et al., 1999). Toksik metal kirliliği etkenlerinin başlıcaları; jeolojik ayrışma, endüstri atık suları, endüstriyel atıklar, evsel atıklar ve şehirseller suları, atmosferik kaynaklar, tarım alanlarından gelen metal girişleri ve özel kaynaklardır. Çok çeşitli endüstriyel baca gazları, şehir içi ve şehirler arası taşıt trafiği, ağır metaller yönünden havanın kirlenmesine yol açmakta ve daha sonra da bu elementlerin yağışlarla toprağa iletilmesi, ağır metal içeriği zengin olan akarsuların sulama amacı ile kullanılması, yapay gübreler ve pestisitlerden bulaşmalar bu maddelerin çevreye yayılımına neden olmaktadır (Egemen, 2006).

Toprağın ağır metaller açısından kirlenmesinde kanalizasyon suları ile arıtma ünitelerinin sıvı ve katı atıkları da son derece önemlidir. Bu tip maddelerin tarım arazilerine boşaltılması toprakta ve bitkisel ürünlerde ağır metal kirlenmesine neden olmaktadır. Akarsu kaynaklarındaki doğal olan ağır metal kirliliğinin en önemli kaynaklarından biri toprak erozyonu sonucu sulara karışan katı madde (sediment) ve organik maddelerdir. Ağır metaller bitkilerin büyümesi için gerekli ise de belirli bir konsantrasyondan sonra hem bitkiler hem de mikroorganizmalar için zehirli olmaktadır. Ağır metallerle ilgili bir başka önemli

risk, bu maddelerin uzun vadede toprakta birikim yapmasıdır. Ağır metaller, toprağın adsorbsiyonu, kimyasal reaksiyon ve iyon değişimi sonucu toprakta tutulur. Özellikle yağışların yoğun olduğu aylarda sulara karışan sediment, organik ve inorganik maddeler ağır metal miktarında önemli rol oynamaktadır (Dökmen, 2000).

Tarımsal kökenli atıksular içerisinde drenaj suları önemli bir yer tutmaktadır. Drenaj suları, sulamada kullanılan suların ve toprakların özelliklerine bağlı olarak önemli ölçüde Na, K, Ca ve Mg tuzları ile Bor ve önemli ölçüde pestisit kalıntıları içerebilmektedir (Ağca, 1998). Özellikle sanayi kökenli atıksularla, toprak ekosistemine ulaşan ağır metaller ve iz elementler, toprak tarafından tutulmaktadır. Bu metallerin toprak içindeki çözünürlüğü (hareketliliği) toprak pH'sı tarafından kontrol edilmektedir. Ağır metaller toprakta genellikle düşük pH'larda daha fazla çözünmektedir (Ağca, 1998). Mateu vd.'e (1996) göre iz element düzeyleri potansiyel olarak ilişkide olduğu diğer kirleticilerin konsantrasyonlarına ilişkin bir gösterge olmaktadır. Metalik kirlenmelerin çoğu sularda toplanır. Sularda toplanma, sularda çözünme şeklinde olabileceği gibi çözünmeden suların dibinde toplanma şeklinde de olabilir. Bu şekilde bir kirlenme şehir, endüstri ve zirai atıklarından ileri geldiği gibi herhangi bir yolla atmosfere verilen metalik maddelerden de gelebilir (Uzunoğlu, 1999). Literatürde ağır metaller, fosfor, pestisidler, poliklorlu bifeniller, poliaromatik hidrokarbonlar gibi iz elementlerin biyota tarafından alındığını, sucul sistemlerde sedimentte ve su kolonunda askıda kaldığını ortaya koyan pek çok çalışma mevcuttur. Bu kirleticilerin partikül maddelerle taşınımı bunların biyokimyasal döngüye girişinde başlıca rol oynar (Hart, 1982).

Yapılan araştırmalara göre antropojenik kaynaklı olarak atmosferden diğer ekosistemlere dağılan arseniğin 22 bin ton, kadmiyumun 70 bin ton, kurşunun 400 bin ton, bakırın 56 bin ton ve çinkonun 214 bin ton civarında olduğu ifade edilmektedir (Çepel, 1997). Antropojenik kaynaklı metaller iki grupta ele alınabilir. Bunlardan birinci gruptakiler madencilik yoluyla dünya üzerine yayıldıklarından, aslında insan eliyle biyojeokimyasal döngülere sokuldukları için doğrudan yayılan metallerdir. İkinci gruptakiler ise maden cevherinin endüstride işlenmesi sırasında, tarımsal mineral gübrelerin kullanılması ve atık maddeler yoluyla atmosferden ekosistemlere indirekt yayılan metallerdir (Çepel, 1997).

Yapılan araştırmalar Se, Fe, Mn, Co gibi elementlerin doğal olarak yer kabuğundan sulara karıştığını, Mg, K ve Co elementlerinin deniz suyunun doğal bileşenleri olup hava ortamına bu kaynaktan geğtiğini, buna karşılık Zn, Cu, Cd, Hg, Sb, As, Ar, Pb, Cr ve Se gibi kronik ve akut zehirliliği yksek elementlerin atmosfere insan faaliyetleri sonucu karıştıktan sonra denize ve yerkabuğuna karıştığını ortaya koymaktadır (Samsunlu, 1999). Pb, Hg, Zn, Cd ve Cu olmak zere antropojenik metallerin atmosfere salınımları doğal sreceklere kıyasla 1/3 oranında daha yksektir. Bunun sonucunda bu elementlerin doğal rezervuarlarda gittikçe artan dzeylerde birikmesi beklenmektedir.

1.1.1. Çevresel etkileri bakımından başlıca ağır metaller

En zehirli ağır metaller sırasıyla Hg, Cu, Cd, Pb, Zn, Ni ve Co'dur. Zehirlilik, metalin bileşik ya da iyon halde oluşuna gze değiştiği gibi organizmaların metali absorbe etme derecesine gze de değişir. Bunlardan civa, kadmiyum, ve çinko gibi metaller kirletici ozelliklerine gze ilk sırada yer almaktadır.

1.1.1.1. Kurşun

Kurşun insan faaliyetleri ile ekolojik sisteme en onemli zararı veren ilk metal olma ozelliği taşımaktadır. Kurşun madenleri ve metal endzstrileri, akz ve pil fabrikaları, petrol rafinerileri, boya endzstrisi ve patlayıcı sanayi atık sularında da istenmeyen konsantrasyonlarda kurşun kirliliğine rastlanır. Tek hzcreli canlının ve balıkların 0,04 – 0,198 mg/L inorganik kurşun içeren suları tolere edebildikleri ancak daha yksek miktarlarda kurşunun besin yoluyla alınmasında akut zehirlenme gsterdikleri bilinmektedir (CEC, 1980).

1.1.1.2. Bakır

Bakır yerkabuğundaki kayalarla doğal bakır veya bakır içeren szlfzr (kalkopirit., kalkosit) ve karbonat mineralleri halinde (malahit, azurit) bulunur. Bununla birlikte, bakır minerallerinin oznzrlzkleri dzşzok olduğundan, sularlaaki bakırın çok az kısmı doğal kokenlidir. Topraktaki bakır derişimi genellikle 5 ile 100 ppm arasında değişir. Bu değerlerin zstzndeki bakır derişimleri toprağın kil ve organik madde içeriğine bağlı olarak, demir noksanlığına yol açabilmektedir.

Aynı şekilde bakır ile çinko arasında da bir antagonizm mevcuttur (Tok, 1997). Bakır içeren organik ve inorganik bileşikler tarımda, fungusit ve pestisit olarak geniş şekilde kullanılır. İnorganik gübreler bir miktar bakır içerir. Bu yollarla bir miktar bakır sulara karışır. Bakır tuzları su sağlama amacıyla kullanılan rezervuarlara alg büyümesini önlemek amacıyla katılmaktadır. Doğal sularda bakır, genellikle eser miktarda (0.05 mg/L'ye kadar) bulunur. Yeraltı sularındaki bakır derişiminin 12 mg/L'ye kadar ulaşabilir. Bakırın yüksek düzeyleri mikroorganizmalar için de zehir etkisi yapmaktadır. Bu özelliğinden yararlanılarak CuSO_4 fungusit olarak yaygın bir şekilde kullanılmaktadır. Çok çeşitli kullanım alanları olan bakır, çevreye endüstri tozları, fungusitler ve atık sular ile bırakılmaktadır. Özellikle CuSO_4 , tarımsal amaçlı olarak yaygın miktarda kullanılmaktadır (Bebek, 2001). Sert sularda bakırın zehir etkisi daha azdır. Suda çözülmüş halde bulunan diğer tuzlar bakırın zehir etkisini azaltır. 2.5 mg Cu/L yüksek su bitkilerine zarar vermez. Deniz suyundaki doğal Cu konsantrasyonu 1-20 $\mu\text{g/l}$ arasında değişir. Özellikle yumuşak sularda 0.015-3 mg/L arasındaki bakır konsantrasyonlarının birçok balık cinsine, kabuklulara, yumuşakçalara toksik etkisi olduğu bulunmuştur. Bakırca zengin sularda yaşayan istiridyeler, kendilerine gerekli miktardan daha yüksek oranda bakır biriktirirler ve tadlarında belirgin oranda bir değişiklik olur (Uzunoğlu, 1999).

1.1.1.3. Demir

Magmatik, metaformik ve sedimenter kayalarındaki birçok mineralde ve toprakta yaygın olarak bulunan bir elementtir. Yüzey ve yeraltı sularında bulunan demir, demir kayalardan, topraktan, organik atıklardan, endüstriyel atıklardan, kömür küllerinden, kömür yatakları drenaj sularından, asidik madenlerin drenaj sularından, madencilik endüstrisi atıklarından, çeşitli alanlarda kullanılan demir ve çelik malzemenin korozyonundan kaynaklanır.

Demir, sularda Fe^{+2} (ferros) ve Fe^{+3} (ferric) şeklinde bulunur. Yeraltı sularında bulunan en yaygın şekli Fe^{+2} 'dir. Demirin yeraltı suyunda bulunuş şekli esas olarak akiferin oksijen dengesine bağlıdır. Bu denge esas olarak akiferin jeolojik yapısı ve karakteristikleri, mevsimsel çevre, toprak ve temel kayaç tipi, demir bakterilerinin cinsleri ve akiferdeki yeraltı suyu akımı gibi faktörlerle ilişkilidir. Yeraltı suyunun demir içeriğini etkileyen diğer önemli faktörler

oksidasyon redüksiyon şartları ve pH'dir. Yüzey sularında demir genellikle Fe^{+3} (ferrik) şeklinde bulunur. Yüzey sularında demir derişimi çoğunlukla 0,5 mg/L'den azdır. Yeraltı sularındaki derişimi ise genellikle daha yüksek olup, bazı termal kaynaklarda 10-100 mg/L arasında değişebilir. Çoğu topraklar yüksek konsantrasyonlarda ($> 20.000 \text{ mg/kg}$) Fe içermektedir. Demir toksisitesi genellikle su altında kalan çeltik topraklarında bir problem olarak karşımıza çıkmaktadır. Birkaç haftalık su altında kalma, söz konusu topraklardaki çözünülebilir demir düzeyini 0,1 ppm'den 50-100 ppm'e kadar yükseltebilmektedir. Çeltikte görülen demir toksisitesi "bronzing" olarak bilinmektedir. Bu tür hastalıkta yapraklar ilk olarak ince kahverengi lekelerle kaplanmakta, ardından tüm yaprak eşit bir şekilde kahverengileşmektedir. Bu durum çoğunlukla 300 ppm'den fazla demir içeren çeltik yapraklarında gözlenmektedir. Demir bileşikleri balıkların solungaçları üzerinde çökerek solungaçların tıkanmasına ve balığın ölümüne neden olmaktadır (Bebek, 2001).

1.1.1.4. Çinko

Çinko gerek hayvanlar ve gerekse de bitkiler için gerekli bir elementtir. Özellikle enzim faaliyetlerinde rol oynamakta ve enzimlerin yapısında yer almaktadır. Çinko sadece yüksek derişimlerde toksiktir. Kanalizasyon artıkları 50000 ppm'e kadar çinko içerebilir. Bu tip bir materyal toprağa ilave edildiği zaman, toprakta çinko birikimi oluşabilmektedir. Toprakların ortalama çinko kapsamı 30-50 ppm civarındadır. Bakır ve nikelde olduğu gibi, çinko toksisitesi de büyük ölçüde pH ile ilgili bulunmaktadır. Aynı seviyedeki çinkonun toksisitesi, düşük pH değerlerinde daha fazla olmaktadır. Toprakta çinko esas olarak +2 değerlikli bileşikler şeklinde bulunur ve genellikle toprak kompleksleri tarafından absorbe edilir. Toprakta bol olarak bulunan kalsiyum ve magnezyum gibi katyonlar ile çinko iyonu arasında adsorbsiyon yönünden bir antagonizm mevcuttur. Bu nedenle, toprağa kalsiyum ve magnezyum ilave edildiği zaman, toprakta çinkonun hareketliliği artar. 7.7'den daha düşük pH değerlerinde +2 değerlikli katyon formunda bulunan çinko, yüksek pH değerlerinde $\text{Zn}(\text{OH})_2$ şekline dönüşür. Denge durumunda çözeltideki çinko derişimi, pH değerindeki bir ünitelik artış için 100 defa azalmaktadır. Bakır ve nikel, çinkonun zehir etkisini arttırırlar. Zn, deniz suyunda özellikle çinkosülfür halinde bulunan toksik elemetlerden birisidir (Uzunoğlu, 1999).

1.1.2. Ağır metallerin sucul ekosistemlere etkileri

Sucul ekosistemlerin çok farklı ve sayısız kaynaktan gelen ağır metallerle kontamine olduğu bilinmektedir. Suları kirleten en önemli ağır metal kaynağı; yerleşim yerleri ve endüstri alanlarından gelen drenaj sularıdır. Drenaj suları bazen hiçbir işleme tabi tutulmadan dere, çay, ırmak veya göllere verilmektedir. Ayrıca, metallerin çok geniş bir sahada kullanılması ve çok yavaş korozyona uğramalarından dolayı sulardaki konsantrasyonları günden güne artmaktadır. Örneğin; galvanize edilmiş demir ve bakır boruların yerleşim yerlerinin su ihtiyacını karşılamak vb. amaçlarla kullanımı suda önemli derecede bakır ve çinko seviyesini arttırabilmektedir. Metaller elementler olduğundan, yok edilemezler, yalnızca bir yerden diğer bir yere taşınırlar. Sucul ortama taşınan metallerin bir kısmı sudaki parçacıklara bağlanarak veya serbest halde bulunurken, bir kısmı da çökerek sedimentte birikirler. Özellikle yıllarca sedimentte birikmiş ve bağlı kalmış metaller bu gün önemli derecede kaygı verici bir konudur (Karadede and Ünlü, 2000; Lyod, 1992).

Sucul sistemlerdeki metallerin davranışı ve sucul yaşama olan etkisi metal türüne göre değişmektedir. Ağır metallerin toksisitesi; pH, çözünmüş oksijen, sıcaklık gibi faktörlere bağlıdır. Suyun pH'ı en önemli faktör olabilir. Tatlı sular deniz suyundan biraz daha zayıfça tamponlanmıştır ve bu işlem görmüş tatlı su sistemlerinde ağır metal toksisitesinin etkileri görülür. Ağır metallerin distile ve yumuşak sularda sert ve bazik sulara göre daha toksik olduğu düşünülmektedir (Gray et al., 2000).

Metallerin en önemli özellikleri diğer çözünmüş ve askıda maddelerle etkileşime girmesidir. Metallerin en fazla etkileşime girdiği maddeler sudaki ve sedimentteki organik maddelerdir. Bu organik maddeler metaller ile oldukça güçlü bağlar kurar ve metallerin sucul ortamdaki reaktivitesini artırır (Singer and Fal'kovich, 1974).

Denizel ortamın kimyasal kontaminasyonu küresel bir problemdir ancak özellikle insan aktiviteleri sonucu ortaya çıkan atıkların denize boşaltıldığı endüstrileşmiş ülkelerin kıyıları için çok daha ciddi sonuçlar doğurmaktadır. Denizel ortamlar özellikle ağır metaller gibi kalıcı kirleticilerin, sedimentlerin

kirlenmesine neden olduğu antropojenik aktivitelerden gittikçe daha fazla etkilenmektedir (Barbieri et al., 1999). Madencilik ve metallerin endüstriyel olarak işlenmesi denizlerdeki ağır metal düzeylerini arttıran birincil etkilere (DeGregori et al., 1996).

Denizel ortamlarda metal konsantrasyonlarındaki artış, bunların konsantrasyonlarına ilişkin daha önceki verilerin elde edilmesinde uygun örnekleme teknikleri ve analitik metotların kullanılmamış olması nedeniyle pek fazla ortaya konamamıştır (Schlindler, 1991). Ancak günümüzde geliştirilen teknikler ve cihazlar ile metal düzeyleri ve değişimleri izlenebilmektedir.

Denizel ortamlarda ağır metaller, koloidal ve partikül (hidroksitler, oksitler, silikatlar, sülfürler veya kil, silis ve organik maddeler üzerine absorplanmış) veya az da olsa çözünmüş formlarda bulunurlar. Çözünmüş formda bulunan metaller, genellikle iyonlar ve şelatlar şeklinde bulunurlar. Metallerin çözünürlükleri bulundukları ortamın pH değerine bağlıdır. Su kolonunda metallerin davranışları, sediment ve askıdaki sediment kompozisyonları ile suyun kimyasının bir fonksiyonudur. Suyun kimyasını, metallerin sediment tarafından absorplanması veya tekrar su kolonuna bırakılma hızları belirler. Yüzey su sistemlerindeki ağır metaller, genellikle antropojenik ve doğal kaynaklardan gelmektedir. Günümüzde, doğal kaynaklardan gelen ağır metal seviyeleri çok düşük seviyededir. Bu ortamlarda gerekenden fazla ağır metal bulunması, hem suda yaşayan canlılar hem de insanlar için ciddi problemlere neden olabilmektedir (Karakaş, 2003).

1.1.3. Sediment ortamında ağır metaller

Sediment genel olarak su ortamındaki birikinti materyalini ifade eder ve dip çamuru olarak da adlandırılır. Bütün doğal sular değişen miktarlarda sediment içerir. Sucul sistemlerde değişik karakterli maddeleri içine alan sedimentler coğrafi ve doğal sebeplerden oluşan erozyonla, su içindeki ölü alglerin organik ve inorganik partiküllerin dibe çökerek birikmesiyle meydana gelmektedir (Hakanson and Jansson, 1983). Kıyısal ekosistemlerde ağırlıklı olarak doğal, endüstriyel ve şehir kaynaklı ağır metal girdileri söz konusu olmaktadır (Prange and Dennison, 2000; Radenac et al., 2001). Deniz sedimenti deniz kirliliğinin çevresel ve jeokimyasal açıdan ele alınmasında önemli veriler sunmaktadır

(Burton, 1992). Ağır metaller, pestisitler, ve diğer toksik maddeler su kolonu içinde absorbe edilmekte ve ardından sedimente geçmektedir (Salomons and Förstner, 1984). Sediment bu maddelerin analitik tekniklerle belirlenmesini kolaylaştırarak ekosistemin durumuna ilişkin bir gösterge rolü üstlenen gerçek bir havuz gibi davranmaktadır (Burton, 1992).

Sediment içindeki ağır metaller ve metal bileşikler gibi inorganik maddeler aşırı miktarda bulundukları zaman potansiyel kirleticiler olarak göz önünde tutulmalıdırlar. Bu potansiyel kirleticiler insanın ve sucul organizmaların, su ortamındaki canlıların sağlıklarını tehdit edebilirler.

Ağır metaller, pestisidler ve diğer toksik maddeler su yüzeyinden ince partiküller tabakalı silikatlar vasıtasıyla absorbe edilir su kolonundan sedimente hareket eder. Bu maddeler biyoakümülyasyon ve biyomagnifikasyon gibi ekosistemi etkileyen birçok biyokimyasal mekanizmada rol alırlar (GESAMP/UNESCO, 1994; Salomons and Förstner, 1984). Bu ağır metallerden bazıları deniz yaşamını ve deniz ürünleri tüketimi yoluyla insan sağlığını tehdit etmektedir. Ağır metaller sedimentte sabit kalmaz sürekli olarak su kolonu ve sediment arasında transfer olur. Su kolonu-sediment arayüzünde yada su kolonunda iken metaller besin zincirine daha kolay girer. Antropojenik kaynaklı metaller sedimente daha zayıf bağlarla bağlanır ve dolayısıyla organizmalar tarafından alımı daha kolaydır (Schropp and Windrom, 1988). Organizmalardaki metal konsantrasyonuna ilişkin çalışmalar metallerin biyolojik düzeyleri dolayısıyla organizmanın metabolizmasına muhtemel zararı ve genel olarak çevreye olan etkileri hakkında çok daha kesin bilgiler verebilir (Bryan et al., 1980). Denizde yaşayan organizmalarda akümüle olan ağır metal düzeyleri yalnızca su kalitesinin değil aynı zamanda mevsimsel faktörler, sıcaklık, tuzluluk, diyet, yumurtlama ve bireysel farklılık gibi diğer faktörlerin de açıklanmasına yardımcı olmaktadır (Chan, 1989). Söz gelimi Woodward vd. (1994) alabalıklar üzerinde bakır, fenol, çinko ve nikel karışımlarının, çeşitli metal surfaktan karışımlarının etkilerini saptamışlar ve bu maddelerin birbirlerinin etkilerini arttırdıklarını göstermişlerdir.

Sedimentin granülometrisi, kasyon değişim kapasitesi, pH, organik madde miktarı ve sızıntı suyu miktarı, kirletici maddelerin tutulmasında etkili rol oynar.

Özellikle kil içeriği yüksek sedimentlerin kasyon değişim kapasitesi yüksek olduğundan ağır metalleri büyük ölçüde tutar. Kil ve organik madde içeriği yüksek sedimentler ağır metalleri tutarak zor çözünebilir bileşikler oluştururlar (Bakış ve Bilgin, 1998). Suyun pH'sı ve redoks potansiyeli azaldıkça, tuzluluğu da arttıkça sedimentten su kolonuna geçen metal miktarı artar (Karakaş, 2003).

Ağır metal kirliliğinde sedimentte yaşayan canlılar, birçok metalin etkisi altındadırlar. Böyle durumlarda metaller arasında bir etkileşim söz konusu olmaktadır. Ancak, çeşitli kirletici karışımlarının birlikte etkilerini veya tehlikeli olabilecek kombinasyonlarını belirlemek amacı ile yapılan çalışmalara son yıllarda daha fazla rastlanmaktadır. Antropojenik kaynaklı girdiler bulundukları yerde bulunan sediment tabakalarında ve bu sedimentte yaşayan omurgasızlarda akümüle olurlar (Bryan et al., 1980). Sedimentte ağır metal konsantrasyonları su tabakasından 3 ila 5 kat daha yüksektir (Zabetoglou et al., 2002). Sedimentte ağır metal konsantrasyonları su tabakasından daha yüksek olmasının nedeni olarak, ağır metallerin sudaki çözünürlüğünün düşük olması ve dolayısıyla sedimentte birim yapmaları olduğunu söyleyebiliriz. Ağır metallerin sindirim yoluyla alınmasına yada ağır metal ile kontamine olmuş sediment ile yakın temasına ilişkin fazla bir bilgi bulunmamaktadır (Harris and Santos, 2000). Gübrelerin içinde yer alan özellikle Cd yada Cr gibi ağır metallerin eş zamanlı girdisine ciddi sorun teşkil etmektedir, çünkü bu metaller sedimentten ziyade biyotada daha fazla miktarda bulunmaktadır (Sager, 1997).

Sucul ortamlarda iz metallerin kaynaklarını belirlemek üzere sedimentler yüksek akümülyasyon oranları söz konusu olduğundan sıkça analiz edilmektedir (Förstner, 1979; Förstner et al., 1993). Sediment analizleri ile partikül madde tarafından adsorbe edilen kirleticiler tespit edilebilmekte böylelikle su kalitesi analizleri tarafından ölçüm sınırları dahilinde tespit edilemeyen kirleticiler saptanabilmektedir. Sediment tabakaları su kalitesini belirgin olarak belirler çünkü sediment tabakasının bünyesinde biriken kirleticiler için (organik madde, fosfat, azot bileşikleri, çeşitli metaller, Fe, Hg gibi) belli doygunluk seviyesi vardır ve bu doygunluk seviyesine erişen sediment tabakası bir süre sonra bünyesinde tuttuğu bu kirleticileri tekrar suya bırakır. Böylece sadece su kirliliği problemi çözülen bir su kütlesinde tekrar çevre kirliliği problemi yaşanabilir (Lijklema et al., 1993). Dolayısıyla bu mekanizmayı belirleyen araştırmacılar, su kalite işletmesi

çalışmaları yaparken hava-su-sediment çevresinde araştırmalarını sürdürmektedir (Förstner et al., 1993).

1.1.4. Ağır metallerin sucul canlılara etkileri

Ağır metaller; sucul canlılarda hücre zarının yapısını ve fizyolojik özelliklerini etkileyerek hücre, doku ve organlara zarar verirler, üremeyi olumsuz yönde etkiler, ölüm oranını arttırmaları ve sucul ekosistemlerde fonksiyonel ve yapısal değişimlere neden olurlar (Çetinbaş, 2003; Gabryelak et al., 2000). Sedimentin rezidüel olmayan fraksiyonları mobil olarak değerlendirildiğinden sucul organizmalarda bulunma olasılığı daha yüksektir (Waldichuk, 1985). Balıklarda sublethal ağır metal dozları; yüzme hareketlerinde koordinasyon bozukluğu, çeşitli fiziki etkilerle besin almaya karşı duyarsızlık, operkulum hareketlerinde artış gibi çeşitli davranış değişikliklerine neden olur (Hilmy et al., 1987). Kurşun, civa, bakır, çinko gibi ağır metaller suda çok az bulunurlar. Bunların hepsi sucul hayvanlar için toksiktir ve çoğu 1 ppm sınırında öldürücüdür. Çünkü ağır metaller solungaçlar üzerine çökerler ve solungaçların salgıladığı salgıyı pıhtılaştırarak oksijen alınmasını zorlaştırırlar (Süren, 2004). Balık vücudundaki, ağır metaller deri, solungaçlar ve boşaltım yoluyla atılabileceği gibi, belirli bir dokuda da depolanabilir. Vücuda alınan metaller taşıyıcı proteinlere bağlı bir şekilde kan yolu ile doku ve organlara taşınmakta ve dokulardaki metal bağlayıcı proteinlere bağlanarak da yüksek derişimlere ulaşmaktadır (Cicik, 2003). Sucul canlıların besin yolu ile aldığı metaller türlere göre farklılık gösterir. Örneğin; pelajik canlılarla bentik canlıların beslenmeleri farklı olduğundan ağır metal akümüle oranları da farklıdır (Canlı and Atlı, 2003). Sucul ortamda ağır metaller genelde sedimentte birikirler. Bentik canlılar da gerek beslenme amaçlı gerekse yaşam ortamı olmasından dolayı sedimentle devamlı temas halinde olduklarından ağır metallerden doğrudan etkilenirler. Balık doku ve organlarında biriken metal düzeyi; ortam derişimine ve etkide kalma süresine bağlı olarak artar. Ancak metalin hangi dokuda öncelikle birikeceği metalin çeşidine ve canlının türüne bağlı olarak değişir (Altındağ and Yiğit, 2005; Chattopadhyay et al., 2002; Kalay ve Karataş, 1999). Ağır metaller letal olmayan derişimlerde, genellikle balıkların solungaç ve karaciğer gibi metabolik olarak aktif olan organlarında daha fazla birikir (Canpolat ve Çalta, 2001). Balıklarda metallerin toksik etkileri ilk olarak solungaçlarda görülür. Bunun nedenleri, solungaçların lamellar yapısı

sayesinde oldukça geniş yüzey alanına sahip olması, ortamla doğrudan doğruya temas halinde olması ve su ile kan arasındaki difüzyon aralığının kısa olmasıdır. Mineral maddelerden bazıları insan ve hayvanlar için esansiyel iken, Cu, Zn, Pb ve Cd gibi bazı ağır metaller belli limitlerin üzerinde vücuda alındığı zaman farklı sağlık sorunlarına yol açar. Özellikle kurşun ve kadmiyum çok küçük dozlarda bile organizmalar için toksik etki gösterir. Bundan dolayı toksik etki gösteren ağır metallerin gıdalardaki miktarı belli limitlerde sınırlandırılmıştır (Yazkan vd., 2002). Özellikle ağır metal yükü artmış iç sulardan avlanan su ürünleri insan sağlığını ciddi şekilde tehdit etmektedir. Yüksek miktarda çözünmüş oksijen bakırın toksik etkileri bir dereceye kadar azaltarak solunumu kolaylaştırır. Su yüzeyinin kuvvetli bir şekilde karıştırılması suyun pH ini düşürür ve bakırın çözünür halde tutacak olan serbest CO₂ birikimini önler (Mutluay ve Demirak, 1996).

1.2. Orkinos Besiciliği ve Çevresel Etkileri

1.2.1. Orkinos besiciliği

Uluslararası deniz ürünleri pazarında Scombridae (Thunnidae) familyası üyeleri istekle tüketilen ürünler olarak önemli ve büyük bir paya sahiptir. Bu familya üyeleri avcılık ve yetiştiricilik yoluyla yapılan dünya balıkçılık üretiminin yaklaşık % 4-5'ini oluşturmaktadır (Başaran ve Özden, 2004).

Dünyada yıllık orkinos türlerinin avcılığının 3.5 milyon ton olduğunu ve bunun % 65'i Pasifik Okyanusundan, % 22 Hint Okyanusundan % 12 Atlas Okyanusundan ve % 1'nin Akdeniz'den elde edildiği bildirilmektedir (Paquette, 2002).

Orkinos etine olan yoğun talebe karşılık avlanan miktarın söz konusu talebi karşılayamaması ve aşırı avcılık nedeniyle doğal orkinos stokları düşmektedir (FAO, 2004). Orkinos yetiştiriciliği tüm dünyada araştırılmasına rağmen henüz gerçekleştirilememiştir. Kışın deniz suyu sıcaklıklarının düşmesi nedeniyle derin sulara inen orkinosların avlanması da güçleşmektedir. Tüm avcılığın yaz döneminde yapılmış olması nedeniyle arz-talep dengesi bozulmakta ve fiyatlar düşmektedir. Ayrıca bu dönemde yumurtlamadan yeni çıkmış olmaları nedeniyle

yağsız ve dolayısıyla et lezzetleri düşük olmaktadır. Bu da fiyatların düşük kalmasında önemli bir faktördür. Bu koşullar orkinos besicilik faaliyetinin önem kazanmasında başlıca etkenler olarak sayılabilir. Orkinos besiciliğinde yaz sezonunda yakalanan orkinosların canlı olarak ağ kafeslerde beslenerek muhafaza edilmesi ve fiyat/katma değerinin yükseltilerek kış aylarında yurt dışına pazarlanması ekonomik açıdan son derece önemli girdi yaratmaktadır. Ayrıca yarattığı iş gücü istihdamı da ülkenin önemli sorunlarından biri olan işsizliğin giderilmesinde önemli bir kaynak yaratmaktadır (FAO, 2004).

Diğer birçok türün yetiştiriciliğinden farklı olarak yumurtadan başlayarak üretimin gerçekleştirilememesi nedeniyle bu faaliyet tam anlamıyla bir yetiştiricilik faaliyeti sayılmamaktadır. Orkinosların yaz aylarında yakalanarak kış mevsimine kadar stoklanması ve yağlandırılması yolu ile daha yüksek fiyattan piyasaya sunulması söz konusudur. Bu faaliyete orkinos besiciliği denmektedir (FAO, 2004).

Dünyada besiciliği yapılan yedi ekonomik orkinos türü bulunmaktadır; bunlar iri göz orkinos (*Thunnus obesus*), uzun yüzgeçli orkinos (*Thunnus alalunga*), mavi yüzgeçli orkinos (*Thunnus thynnus*), Pasifik mavi yüzgeçli orkinos (*Thunnus orientalis*), güney mavi yüzgeçli orkinos (*Thunnus maccoyii*), sarı yüzgeçli orkinos (*Thunnus albacares*) ve yazılı orkinos (*Katsuwonus pelamis*) türleridir (FAO, 2004). Bu türlerin Atlantik ve Pasifik’de yaşayanlar dışında tümü Atlantik, Pasifik ve Hint Okyanusları’nın kutba yakın olmayan enlemlerinde dağılım göstermektedir.

Orkinos besiciliğinin yapılmasına yönelik ilk ticari faaliyetler 1970’li yıllarda Japonya ve Kanada’da başlamıştır. Bu faaliyetleri 1980’li yıllardan itibaren Avustralya, Amerika, Asya ve Akdeniz’deki besicilik uygulamaları izlemiştir (FAO, 2004). Günümüzde orkinos besicilik faaliyeti büyük ölçüde Avustralya ve Akdeniz’de gerçekleştirilmektedir. Dünyada başlıca orkinos besiciliği yapılan ülkeler; İspanya, İtalya, Malta, Hırvatistan, Fransa, Kıbrıs, Tunus, Türkiye ve Cezayir’dir (Lovatelli, 2005). Türkiye’de ise orkinos besiciliğine 2002 yılında çiftliklerin kurulmasıyla başlanmıştır. Japon firmalarından gelen uzmanların, orkinosların kafeslere alınması, yemlenmesi, hasadı, işlenmesi ve ihracatı ile ilgili teknik bilgi desteği ile ilk besicilik

faaliyetine başlanmıştır. 2011 yılı itibariyle ICCAT'a kayıtlı olup kapasiteleri toplamı 6140 ton olan 6 çiftlik bulunmaktadır. (ICCAT, 2014a) Türkiye'de avlanan orkinos miktarı 2011 yılı için 527,5 ton 2012 yılı için 535,8 ton'dur (ICCAT, 2014b) Türkiye, Akdeniz ülkeleri arasında önemli bir orkinos üreticisi konumundadır. Gerçekleştirilen besicilik faaliyeti en önemli pazar olan Japonya'nın ve Avrupa ülkelerinin talebine bağlı olarak şekillenmekte ve Avrupa ve Japon pazarlarına yoğun mal akışı gerçekleşmektedir (Yıldırım, 2004). Türkiye'nin bu orkinos besicilik faaliyeti ile gerçekleştirdiği üretim ve ihracatından eline geçen döviz miktarı her geçen gün artmaktadır (Anonim, 2006).

1.2.2. Besicilik faaliyeti ve süreçleri

Besicilik faaliyeti orkinosların avlanması, çiftliğe getirilerek hasata kadar beslenmesi ve hasatlarının yapılması süreçlerinden oluşmaktadır. Orkinoslar Akdeniz açıklarında (özellikle Antalya açıkları 40-60 mil) ve 20-120 mil mesafelerde avlanmaktadır. Avcılık gırgır teknelerinin çok büyük ağırları ile orkinos sürüsünün etrafı çevrilerek gerçekleştirilmektedir. Yakalanan orkinoslar gırgır ağırlarının açılabilen pencereleri ile kafeslere aktarılır. Av operasyonu sürerken transfer işlemi bitmiş ve orkinosla doldurulmuş kafesler bir yandan çekici tekne tarafından avcılık operasyonunun yapıldığı bölgeden yetiştiriciliğin yapılacağı bölgeye (çiftlik alanına) kadar 1-1,5 mil'lik hızlarla yavaş ve dikkatli şekilde çekilir. Çekme işlemi 30-32 günü bulabilmektedir (Altınbulak, 2005).

Çiftlik alanına getirilen orkinosların beslemeye alınmadan önce belli bir süre kafes ortamına alışmaları beklenir. Bu süreçte ölenlerin hasadı yapılır. Yemlemenin başladığı ilk günlerde orkinosun yeme adaptasyonu sağlanmaktadır. Başlangıçta balığın isteğine göre verilen yem miktarı yemlemenin başlamasından sonraki ilk haftalarda hızla arttırılır. Norveç gibi Kuzey Avrupa ülkelerinden ithal edilen yağ oranı yüksek yaş yemlerle yapılan besleme periyodu yaklaşık 4-7 ay sürer. Beslemede genellikle ilk 3-5 ay sardalya ve hasattan önceki son 1-2 ay uskumru kullanılır. Besleme periyodu sonunda orkinosların pazar taleplerine uygun ağırlığa ulaşmaları amaçlanır. Mayıs-Haziran aylarında kafeslerde stoklanan orkinosların 4-7 ay süren besleme periyodunun ardından Ekim-Şubat ayları arasında hasatı gerçekleştirilir. İstenilen kondüsyona ve pazar fiyatına ulaşan orkinoslar felç edilip kanları akıtıldıktan sonra dondurularak sevkiyata

hazır hale getirilir. İşletmelerin günlük maksimum hasat kapasiteleri 33 ila 42 ton arasında değişmektedir (Yıldırım, 2004). Hasat işlemleri özellikle Japon firmalarının taleplerine ve bu firmalardan edinilen tekniklere göre yapılmaktadır.

Yıldırım (2004), Türkiye'deki orkinos çiftliklerinin bazı saha, sistem ve üretim faaliyeti özellikleri bakımından incelemiş ve büyük yatırım maliyeti olan orkinos çiftliklerinin kurulacağı sahaların seçiminde mümkün olduğunca çok faktörün bir araya getirilmesi gerektiğini belirtmiştir. Ayrıca kullanılacak ağ kafes sisteminin de güvenilir olmasını önermiştir.

Yetiştiriciliğin çevresel etkileri birçok araştırmacı tarafından oldukça detaylı olarak araştırılmıştır (Gowen and Bradbury, 1987; Tsutsumi, 1995; Wu, 1995; Okumuş, 1997; Holmer et al., 2002; Karakassis et al., 2002). Denizde, ağ kafeslerde balık yetiştiriciliğinin çevresel etkileri yetiştirilen balık türüne, yetiştirme yöntemlerine, stok yoğunluğuna, kullanılan yemlerin türüne, alanın hidrografisine ve çiftlik yönetim uygulamalarına göre değişiklik gösterir. Genel olarak yemle birlikte kültür ortamına giren fosforun % 85'i, karbonun % 80-88'i ve azotun da % 52-95'i yem artıkları, balık ekskresyonu ve fecesleri yoluyla çevreye yayılabilmektedir (Wu, 1995; Gowen and Bradbury, 1987; Achefors and Enell, 1994).

1.2.3. Orkinos besiciliğinin çevresel etkileri

Orkinos yetiştiriciliğinde en önemli problem yoğun miktarda beslemeden dolayı sedimentteki organik madde birikiminin artması bunun sonucu olarak yaz döneminde ortaya çıkan kirliliktir (Katavic et al., 2002). Yoğun beslenmeden kaynaklanan dışkı şeklindeki atıkların çevre üzerinde olumsuz etkileri mevcuttur. Deniz tabanına ulaşan azotun az bir kısmını yenmeyen yemler oluştururken, su kolonunda büyük ölçüde kayba uğramasına rağmen deniz tabanına ulaşan azotun büyük çoğunluğunu (toplam azotun % 73-89'u) feces oluşturmaktadır (Fernandes et al., 2007b). Kafeslerde yoğun şekilde stoklanan orkinosların beslenmesi için gereken yem miktarının fazla olması ve beslemede kullanılan yaş yemlerin yoğun yağ içeriğine sahip olması sedimentteki birikim açısından önemli çevresel etkiler yaratmaktadır (Vita et al., 2004). Yetiştiriciliği yapılan diğer türlere nazaran orkinosun yem dönüşüm oranının 20/30:1 gibi yüksek olması da (Vita and Marin,

2007; Vezzulli et al., 2008) canlı ağırlık kazanmak üzere gereken yem miktarının dolayısıyla ortama bırakılan feces miktarının fazla olmasına neden olmaktadır (Mangion et al., 2014; Aguado-Gimenez et al., 2006; Aguado-Gimenez and Garcia-Garcia, 2007; Vita and Marin, 2007). Bunun yanı sıra yağ içeriği yüksek yaş yemle beslemeden dolayı deniz yüzeyinde oluşan yağ tabakası kafeslerin bulunduğu alandan daha uzaklara taşınabilmekte, sahillere kadar ulaşabilmekte ve bu alanlarda olumsuz etkilere neden olmaktadır (Katavic et al., 2002). Bir başka çevresel etki, hasat sırasında balıkların öldürülmesi ve kanlarının akıtılması ve iç organlarının temizlenmesi ile meydana gelmektedir (Katavic et al., 2002). Orkinos besiciliğinin bir diğer olumsuz etkisi ise hem doğal orkinos stoklarının hem de orkinosun besinini oluşturan balık türlerinin stokları üzerinde olmaktadır. Orkinosların besinini oluşturan balık türlerinin büyük miktarlarda avlanması ve besiye alınmak üzere henüz juvenil boydaki orkinosların avlanması ciddi boyutta sorun oluşturmaktadır (ICES, 2002). Tüm bu faktörler orkinos besiciliğinin diğer yetiştiricilik faaliyetlerine nazaran kısa dönemde daha fazla etkiler yaratmasına yol açmaktadır (Vita et al., 2004). Bununla birlikte orkinos besiciliğinde çok yüksek biyomasın, yüksek yem dönüşüm oranlarının, daha yüksek çözünmüş nitrojen ve toplam fosforun ortama girişinin söz konusu olması nedeniyle genel olarak çevresel etkisinin daha fazla olabileceği düşünülse de (Aguado-Gimenez and Garcia-Garcia, 2005; Aguado-Gimenez et al., 2006; Vezzulli et al., 2008) son yıllarda yapılan bazı çalışmalar ortama bırakılan organik madde etkisinin daha az olduğunu göstermektedir (Aksu et al., 2010). Özellikle açık deniz koşullarında yüksek derinlikler, akıntılar ve güçlü hidrodinamik rejimler orkinos besiciliğinin olumsuz etkilerini ortadan kaldırmaktadır (Grikorakis et al., 2011). Çiftliğin kurulduğu bölgenin derinliği, dalga hareketlerinin yoğun olması, nispeten daha uzun olan üretimin yapılmadığı sürede sistemin iyileşmesini mümkün kılmakta (Mangion et al., 2014; Moraitis et al., 2013; Borja et al., 2009) ancak daha sık ve sakin alanlarda sistemin eski haline dönmesi yaklaşık iki yıldan fazla sürmektedir (Karakassis, 1998).

Üretim periyodunun yılın yarısında sürmesi orkinos üretiminin çevresel etkilerini azaltmaktadır (Mangion et al., 2014). Üretimin yapılmadığı dönemde kafeslerin altında sedimentte biriken organik madde yükünün azaldığı ve bentik habitatta iyileşme meydana geldiği görülmüştür (Vita and Marin, 2007; Mangion

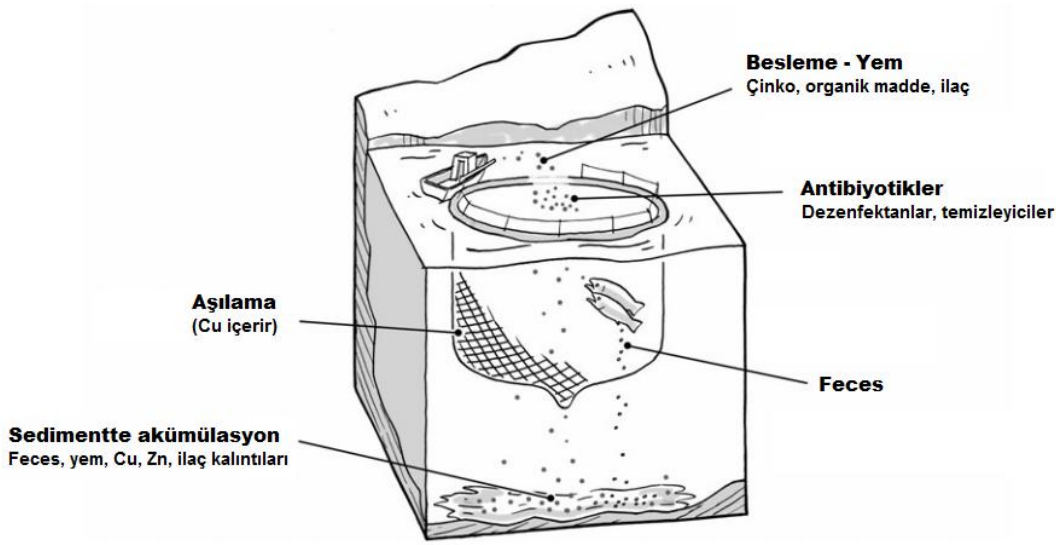
et al., 2014). Bununla birlikte ortama verilen yük miktarı ekosistem üzerinde baskı oluşturmaktadır. Yaklaşık 16 ila 18 ay süren ve kesintisiz devam eden çipura ve levrek üretimi ile kıyaslandığında, orkinos besiciliğinin yıllık toplam organik atık miktarı üretim periyodu daha kısa sürmesine karşın yedi kat daha fazladır (Aguado-Gimenez et al., 2006). Ancak orkinos çiftliklerinin olası olumsuz etkileri yüksek enerjiye sahip açık deniz alanlarına kurulduğunda ortadan kalkabilmektedir (Vita and Marin, 2007; Vezzulli et al., 2008; Aksu et al., 2010; Moraitis et al., 2013). Bu nedenle açıksularda yapılan yetiştiricilik faaliyetleri hem çiftlikler için hem de çevre için daha yüksek su kalitesi koşulları sağlaması nedeniyle daha avantajlıdır, ve kıyusal balık yetiştiriciliğinden kaynaklanan problemlerin aşılmasında önemli bir yoldur (Vezzulli et al., 2008; Moraitis et al., 2013). Günümüzde modern teknolojilerin kullanımı ve kafeslerin açık deniz alanlarında kurulması ile orkinos besiciliğinin söz konusu etkileri minimum düzeye indirgenebilmektedir. Ancak bu faaliyetin giderek önem kazanması ve yeni orkinos çiftliklerinin açılması nedeniyle gerek balık stokları açısından gerekse organik madde girdisi açısından ekosistemin taşıma kapasitesi üzerindeki stresin artması olasıdır (Holmer, 2010).

Üretimdeki sürekli artışa cevap vermek için Akdeniz balık yetiştiriciliği konusundaki girişimler küçük çaplı kıyusal ölçekten açık sularda daha büyük ölçekteki faaliyetlere doğru kaymıştır (Grikorakis and Rigos, 2011). Akdeniz kıyılarında yapılan mavi yüzgeçli orkinos besiciliğinin çevresel etkilerine ilişkin çalışmalarda besicilik yapılan sahaya bağlı olarak tüm etkilerin düşük yada orta seviyede olduğu ifade edilmektedir (Aguado-Giménez et al., 2006; Aksu et al., 2010; Vezzulli et al., 2008; Vita and Marín, 2007; Holmer, 2010). Bu etkilerin az oluşu orkinosun yüksek oksijen ihtiyacı nedeniyle yüksek akıntılı kıyı bölgelerde besiciliğinin yapılması, orkinosların kafeslerdeki stok yoğunluğunun ($5-7 \text{ kg/m}^3$) Akdeniz’de yetiştiriciliği yapılan diğer türlere göre (ortalama $10-20 \text{ kg/m}^3$) daha az olması, kafeslerde tutulan orkinosların genç bireyler olmaması, orkinosların gelişmiş bir bağışıklık sistemine sahip olmaları, orkinos besi döneminin 6-8 ay ile sınırlı olması gibi faktörlere bağlanmaktadır (Topçu, 2012). Ayrıca sedimentte biyobozunumun yüksek olmasının söz konusu olması diğer balık türlerine kıyasla (Vita et al., 2004) orkinos fecesinin daha yüksek çözünme özelliğine sahip olmasından ileri gelebilmektedir (Fernandes et al., 2007a). Akdeniz’de faaliyet

gösteren orkinos çiftliklerinin araştırıldığı birçok çalışmada açık denizde yapılan üretimin avantajları ortaya konmaktadır. Söz gelimi Moraitis vd. (2013) Doğu Akdeniz’de açık deniz orkinos besicilik faaliyetlerinin makrobentik komünitelerin yapısı üzerinde belirgin bir etkisinin olmadığını belirtmiştir. Bu durum kafeslerin bulunduğu bölgeden ve kontrollü beslemeden kaynaklanmaktadır.

Yapılan bazı çalışmalarda akuakültür faaliyetlerin kimyasal kontaminasyon etkilerinin göz ardı edilmemesi gerektiği vurgulanmaktadır. Söz gelimi, kafeslerin materyal kompozisyonuna bağlı olarak çoğu balık çiftliğinin yüksek düzeyde ağır metal ve toksin yaydığı düşünülmektedir. Örneğin Hites vd. (2004) İskoçya, Norveç ve Kuzey Amerika’da birçok alabalık çiftliğinde yüksek düzeyde organik klorürlü kirleticileri tespit etmiştir. Akuakültür endüstrisinde kirletici niteliği taşıyan birçok biyolojik ve kimyasal madde kullanılmaktadır (Şekil 1.1). Akuakültür yapılan alanlarda antibiyotiklerin yada agrokimyasallar içeren yemlerin kullanımı ağır metallerin yada PAH bileşiklerinin kirletici olarak sisteme karışmasına neden olmaktadır (Bazes et al., 2006). Ayrıca üretim esnasında deterjan atıkları, temizleyiciler, antifoulingler, ağ temizleme ve bakım malzemeleri ve diğer kimyasallar periyodik olarak deşarj edilmektedir (Read and Fernandes, 2003). Bakır uzun yıllardır deniz ve tatlı su sistemlerinde alg kontrolü ve balık parazitlerinin giderilmesinde etkin şekilde kullanılmaktadır. Bakır suda renk değişimine neden olmadığından tedavi amaçlı kullanım sahası oldukça geniştir. Su kimyası ve diğer çevresel faktörler bakırın biyolojik bulunurluğunu ve süresini belirleyebilmektedir (Cardeilhac and Whitaker, 1988). Biyositler biyofouling olayına neden olan mikroorganizmaların elimine edilmesinde sıklıkla kullanılmaktadır. Ancak besisi yapılan atlantik mavi yüzgeçli orkinos kaslarında poliklorlu bifenillerin ve dikloro difenil etilenlerin konsantrasyonları da doğal ortamda bulunanlardan daha düşük bulunmuştur (Vizzini et al., 2010). Düzeylerin düşük kalmasının nedeni denizel ekosistemlerde hızlı seyrelme, bozunma yada diğer karmaşık süreçlerin söz konusu olmasıdır (Pouliquen et al., 2007; Muñoz et al., 2010). Akuakültür endüstrisinin hızla gelişmesi denizel ekosistemler üzerinde olumsuz etkiler doğurmuştur. Endüstri geliştikçe istenmeyen canlıların akuakültür tesislerinden uzaklaştırılması için daha fazla ilaç, dezenfektan, biyosit gibi kimyasalların kullanımına başvurulmaktadır. Biyosit kullanımının denizel ekosistemler için toksik etkiye sahip olduğu kanıtlanmıştır. Yapılmış bazı

çalışmalarda yetiştiricilik faaliyetinden kaynaklanan ağır metal düzeylerinin düşük olduğu bildirilmektedir (Hernando et al., 2007). Avrupa akuakültür endüstrisinde kullanılan birçok kimyasalın araştırıldığı çalışmalarda (Costello et al., 2001) Akdeniz'deki çiftliklerde kafeslerin çevresindeki su kolonunda ve altındaki sedimentte yasadışı ilaçların ve kimyasalların neden olduğu kontaminasyona rastlanmadığı belirtilmektedir. Ayrıca mavi yüzgeçli orkinos türü için çiftlik ortamındaki ve doğal ortamdaki bireyler arasında herhangi bir patojen etkileşimi yada hastalık geçişinin olduğuına dair bir kanıt bulunmamaktadır (Mladineo et al., 2009).



Şekil 1.1. Akuakültür endüstrisinde kirlenici niteliği taşıyan biyolojik ve kimyasal maddeler
(Hites et al., 2004)

Orkinos besiciliğinde, diğer birçok yetiştiricilik faaliyetinde olduğu gibi fabrikasyon yem, koruma amaçlı zehirli boya ve antibiyotik benzeri ilaçlar kullanılmamaktadır. Orkinos besiciliğinde, beslemenin 4-7 ay süreyle yapılması, beslemede orkinosların doğal besinlerinden oluşan yaş yemlerin kullanılması ve yemleme sırasında dalgıçlar tarafından yem alımının ve yem kayıplarının kontrolünün yapılması yemden kaynaklanan çevresel etkilerin diğer türlerin yetiştiriciliğine nazaran daha düşük düzeylerde kalmasını sağlamaktadır. Sonuç olarak, farklı amaçlarla da olsa her türlü kafes balıkçılığından kaynaklanan kirlilik yükünün işletmenin yer aldığı ortamın taşıma kapasitesinin altında kalması şartıyla, bu tip aktivitelerin sürdürülebilir gelişmeler olduğu kabul edilebilir bir gerçektir. Ancak, kafeslerdeki yetiştiricilik aktivitelerinin sürdürülebilir

olduğundan emin olmak için ÇED ve İzleme (Monitoring) bulgularının sürekli olarak uygulanması (Kocataş vd., 2003) ve tüm dünya ülkelerinde olduğu gibi, Türkiye’de de orkinos kafeslerinin bulunduğu bölgelerde su altı kameraları ile kafeslerin ve ağların 24 saat boyunca düzenli kontrollerinin yapılması, kafes diplerindeki organik ve kimyasal toksikasyon düzeylerinin izlenmesi gerekmektedir (Perçin ve Tanrıkul, 2006). Dolayısıyla dünya genelinde orkinos yetiştiriciliği sektörünün şeffaflığı ve yetiştirilen orkinosların izlenebilirliği için, üretim süreci boyunca en iyi çiftlik uygulamalarının takip edilip uygulanması büyük önem taşımaktadır (Topçu, 2012).

1.3. Araştırmanın Önemi ve Kapsamı

Akuakültür faaliyetlerinden kaynaklanan atıkların denizel ekosistemlerde meydana getirdiği etkilerin belirlenmesi, ekosistem süreçlerinin ele alınması ve böylece akuakültür endüstrisinin sürdürülebilir gelişiminin sağlanması açısından büyük önem taşımaktadır. Orkinos besiciliği son yıllarda ülkemizde giderek önem kazanan bir ekonomik faaliyettir. Gerek iklim şartlarının gerekse deniz suyu sıcaklığının ideal olmasından dolayı Türkiye, orkinos yetiştiriciliği açısından uluslararası arenada pazar liderlerini zorlamaktadır.

Gelecekte sınırlı kaynaklarımızdan maksimum verim elde etmek ve uluslararası alanda söz sahibi olmak amacıyla orkinos besiciliği yapan işletmelerde çevresel etkilerin değerlendirilmesi ve oluşacak değişimler üzerine çalışmalar yapılması önem taşımaktadır. Bu araştırma ile orkinos besiciliğinin besi ve nadas zamanları boyunca mevsimsel olarak sedimentte oluşturduğu ağır metal birikimleri (kurşun, bakır, çinko, demir) ve bunların yarattığı etkilerin tespiti amaçlanmıştır. Bu sayede bu konudaki eksiklik önemli ölçüde giderilmiş olacaktır.

2. LİTERATÜR ÖZETİ

2.1. Sedimentte Ağır Metal Düzeylerine İlişkin Yapılan Çalışmalar

Storelli vd. (2001), İtalya'nın Güney Adriyatik kıyısında makro alg, sediment ve diğer bentik türler üzerinde ağır metal birikimini belirlemek amacıyla yaptıkları çalışmada çökel örneklerinde ortalama 0,20 mg/L Cd, 4,43 mg/L Pb, 16,98 mg/L Cu, 95,8 mg/L Zn ve 8838 mg/L Fe değerlerini belirlemişlerdir.

Ianni vd. (2003), Adriatik Denizi ve İyon Denizi'nin Apulian kıyılarından alınan sediment örneklerinde Zn, Pb, Ni, Fe, Cr, Mn, Cu ve Cd konsantrasyonları incelemişlerdir. Bu çalışma sonucunda söz konusu bölgedeki toplam metal içeriği genellikle düşük yada doğal seviyelere yakın bulunmuştur. Genellikle Adriyatik örneklerinin İyon Denizi'ndekilerden ağır metal açısından daha zengin oldukları vurgulanmıştır.

Romano vd. (2003), İtalya kıyılarında yaptıkları çalışmada sediment örneklerinde ölçülen Al, As, Cd, Cr, Cu, Fe, Hg, Mn, Ni, Pb ve Zn birikim miktarlarını Fe için % 3-60 kuru ağırlık, Pb için 52-896 µg/g kuru ağırlık, Zn için 91-2313 µg/g kuru ağırlık ve Hg için 0,01-9,27 µg/g kuru ağırlık değerleri bulmuşlardır.

Şehirs el ve endüstriyel atıkların etki alanındaki Ferrol Ria'da (İspanya) yapılmış bir çalışmada (Cobelo-Garcia and Prego, 2004), belirlenen 35 istasyondan alınan yüzey sediment örneklerinde Co, Cr, Cu, Fe, Ni, Pb ve Zn konsantrasyonları araştırılmıştır. Araştırma sonucunda Fe (32 mg/g), Pb (74 µg/g), Zn (59 µg/g), Cu (66 µg/g), Cr (90 µg/g), Ni (32 µg/g) ve Co (9,9 µg/g) için ortalama değerler tespit edilmiştir.

Balcı vd. (1990). Ege Denizi'nde seçtikleri 13 istasyonun yüzey sedimentlerinde total civa konsantrasyonunu araştırmış ve 0,09-3,61 µg/g aralığında ve ortalama olarak 0,91 µg/g olduğunu bildirmiş, en yüksek konsantrasyon miktarını Karaburun yarımadasında bulduklarını rapor etmişlerdir.

Yaramaz vd. (1991), İzmir Körfezi'nin orta körfez alt bölümünde seçilen 5 istasyonda ilkbahar ve yaz 1990 periyodunda alınan sediment örneklerinde ağır

metal analizi sonucunda, Fe 9000-23450 µg/g; Mn 222-557,5 µg/g; Ni 55,5-170 µg/g kuru ağırlık arasında değişim gösterdiği bulunmuş, bu konuda daha önce yapılan çalışmalarla karşılaştırıldığında önemli bir değişikliğin gözlemlenmediği bildirilmiştir.

Yaramaz vd. (1992), Ağustos ve Kasım 1991'de Homa Dalyanı'nda yaptıkları bir araştırmada ağır metal konsantrasyonlarının 51-135 µg Zn/g kuru ağırlık, 14-26,5 µg Cu/g kuru ağırlık arasında değişimler gösterdiğini tespit etmişlerdir.

Balcı ve Küçüksezgin (1994), Ege Denizi kıyılarında 1989-1990 yılları arasında 16 istasyonda yaptıkları bir araştırmada sedimentte Pb, Cr, Zn, Cu ve Cd'nin birikim miktarlarını ortaya koymuşlardır. Buna göre değerler Pb 28-55 µg/g, Cr 35-104 µg/g, Zn 25-72 µg/g, Cu 8-28 µg/g, Cd 0,14-0,35 µg/g olarak tespit edilmiştir.

Aksu vd. (1998), 1994 yaz mevsimi boyunca İzmir Körfezi'nde 84 istasyondan topladıkları sediment örneklerinde Ag, As, Cd, Cr, Cu, Hg, Mo, P, Pb, Sn, V ve Zn gibi ağır metaller açısından belirgin bir zenginleşme gösterdiğini saptamışlardır. Bu veriler doğrultusunda İzmir iç körfezinin aşırı derecede kirli olduğu ve denizel çevrede yaşayan canlılara büyük ölçüde risk oluşturabileceği yorumunu getirmişlerdir.

İzmir iç körfez, orta körfezde ve Homa Dalyanı'nda seçilen toplam 4 istasyonda Mayıs 1994 ve Şubat 1995 periyodunda aylık örneklemeler yapılarak gerçekleştirilen diğer bir çalışmada (Egemen et al., 1998), söz konusu istasyonlarda ağır metal düzeyleri 1,60-3,70 µg Cd/g kuru ağırlık, 24,10-54,50 µg Pb/g kuru ağırlık, 11,00-68,20 µg Zn/g kuru ağırlık, 7,50-20 µg Cu/g kuru ağırlık, 29,00-110,00 µg Ni/g kuru ağırlık, şeklinde bildirilmiştir. Bu değerler doğrultusunda Homa Lagünü sedimentindeki ağır metal konsantrasyonunun diğer istasyonlardan yüksek olduğu sonucuna varılmıştır. Bu sonucun dalyan sularının çok sık olması ve Gediz Nehri'nden gelen atık sular ile iç körfez etkisinden kaynaklandığı bildirilmiştir.

Batkı vd. (1999), 21 Temmuz – 5 Ağustos 1994 tarihleri arasında Ege Denizi'nde belirledikleri 13 istasyondan aldıkları sediment örnekleride Cd, Pb,

Cu, Zn, ve Cr birikim düzeylerini incelemişlerdir. Bu ağır metallerin derişim aralıklarını 0,20-0,42 $\mu\text{g/g}$ Cd, 30-50 $\mu\text{g/g}$ Pb, 14-40 $\mu\text{g/g}$ Cu, 27-106 $\mu\text{g/g}$ Zn kuru ağırlık olarak tespit etmişlerdir.

Gediz Deltası Sulak Alan Yönetim Planı Alt Projesi kapsamında Mart 1998 -Mayıs 1999 tarihleri arasında Gediz Nehri Havzası ve deniz ortamında yer alan toplam 8 istasyondan sediment örnekleri alınmıştır. Bu istasyonlardan krom, kobalt, nikel, bakır, arsenik, kadmiyum ve kurşun birikimleri analiz edilmiştir. Sonuçta ağır metal konsantrasyonlarının sırasıyla Cr 5,97-1235,87 ppm, Co 2,21-15,54 ppm, Ni 9,83-67,47 ppm, Cu 0,23-59,89 ppm, As 1,18-146,38 ppm, Cd 0,01-3,06 ppm, Pb 2,09-171,5 ppm arasında değiştiği bildirilmiştir (Semalar, 1999).

Sarı ve Çağatay (2001), 1994-1995 yılları arasında Saros Körfezi yüzey sedimentlerinde ağır metallerden demir, mangan, nikel, bakır, çinko, kurşun ve civa derişimlerine bakmışlar ve genel olarak Fe 2500-46000 ppm, Mn 114-1740 ppm, Cu 6-44 ppm, Zn 23-154 ppm, Pb 2-80 ppm, Ni 14-145 ppm, Hg 10-130 ppm aralığında derişim gösterdiğini saptamışlardır. Bu körfeze dökülen Meriç Nehri ve Kavak Çayı nedeniyle doğal girdilerin ve antropojenik etkilerin olduğunu bildirmişlerdir.

Sunlu (2002), Ekim 1998-Eylül 2000 yılları arasında İzmir Körfezi'nde 5 istasyondan alınan sediment örneklerinde Pb, Cd, Cu, Zn ve Ni konsantrasyonlarına bakmıştır. Liman aktiviteleri, evsel ve endüstriyel atıklar nedeniyle iç körfezin ağır metal kontaminasyon seviyeleri önemli olduğu rapor etmiştir.

Aktürk (2005), Karadeniz sedimentlerindeki Fe, Mn, Pb, Zn, Cu, Ni, Cr, Co ve Hg gibi metallerin konsantrasyonlarını araştırmış ve Al normalizasyonu ile metal kirlenmesinin düzeyini incelemiştir. Çalışmada, Mn ve Fe konsantrasyonları genellikle ortalama sediment Mn ve Fe konsantrasyonlarından düşük bulunmuştur. Boğaziçi'ne yakın istasyonlardan alınan kor örneklerinin üst katmanlarında yüksek Pb konsantrasyonları ve Hg/Al oranları bulunmuştur. Elde edilen sonuçlara göre yüksek Hg/Al oranlarının, Boğaziçi Karadeniz kıyılarındaki şehirleştirilmiş ve endüstrileştirilmiş alanlarda artan insan aktivitelerinin bir

sonucu olduğu belirtilmiş, geçmiş veriler ile yapılan karşılaştırma sonuçlarına göre doğu yüzey sedimentlerinin Pb, Zn, Cu, Ni, ve Cr konsantrasyonlarında bir artış olduğu tespit edilmiştir. Ayrıca, bu çalışmada güney batı sedimentlerinin yüksek Hg/Al ve Pb/Al oranlarına sahip olmasının şehirleşmiş ve endüstrileşmiş alanlardan insan kaynaklı girdileri işaret ettiği belirtilmiştir.

Küçüksezgin vd. (2006), 1996-2003 yılları arasında İzmir Körfezi'nde belirledikleri araştırma istasyonlarından aldıkları sediment örneklerinde metal konsantrasyon aralıklarını Hg: 0,05-1,3, Cd: 0,005-0,82, Pb: 1-113 ve Cr: 29-316 µg/g kuru ağırlık olarak tespit etmişlerdir. Bu sonuçlar iç körfezde örnekleme periyotları arasında önemli girdilerin olduğunu göstermiştir. Dış ve orta körfez Gediz Nehri'nin denize döküldüğü alan haricinde düşük seviyede ağır metaller içerdiği bulunmuştur. Dış körfezdeki Hg, Cd ve Pb konsantrasyonları genellikle Akdeniz'deki seviyelere benzer bulunmuştur.

Pazı (2011), Çandarlı Körfezi yüzey sedimentlerinde 18 istasyonda yaptığı örneklemede çeşitli ağır metallerin (Fe, Mn, Ni, Cu, Zn, Pb, Hg, Cr, Al, and As) düzeylerinde şehirleşme ve ekonomik gelişmeye bağlı olarak ağır metal meydana gelen değişimleri ve sedimentin metal kontaminasyonunu araştırmıştır. Sedimentte ölçülen konsantrasyonlar Fe için % 1.62-3.60, Al için % 0.38-2.53, Mn için 173-1,423, Ni için 8-100, Cu için 3-46, Zn için 55-119, Pb için 16-138, Hg için 0.2-6.3, Cr için 16-71 ve As için 11-37 mg kg⁻¹ olarak bulunmuştur. Yapılan çalışmada yüzey sedimentlerinde Mn, Ni, Zn, Pb, Hg, ve Cr düzeyleri sedimentin alt tabakalarına kıyasla daha yüksek bulunmuştur. Hem zenginleşme hem de kontaminasyon faktörlerine göre çalışma yapılan alanda Hg, Zn, ve Pb kontaminasyonu tespit edilmiştir.

Uluturhan vd. (2011), İzmir Homa Lagünü sedimentlerinin ağır metal kontaminasyonunu araştırmıştır. Zenginleştirme faktörü açısından sedimentlerin Cr ve Ni bakımından zengin olduğu tespit edilmiştir. Kontaminasyon faktörü açısından ise metal düzeylerinin sırasıyla Ni > Cr > Hg > Zn > Mn > Pb > Fe > Cu > Cd > Li > Al olduğu tespit edilmiştir. Pb ve Zn açısından sedimentlerin kirlenmemiş olduğu anlaşılmıştır. Elde edilen sonuçlar sedimentlerin Gediz Nehri tarafından taşınan tarımsal drenaj suları, endüstriyel ve evsel atıklar ile orta derecede kirlendiğini ortaya koymuştur. Akdeniz'de bulunan diğer lagünlerle

karşılaştırıldığında Cd, Cu, Pb ve Zn düzeylerinin diğer lagünlerden düşük olduğu ancak Cr, Mn ve Ni düzeylerinin ise yüksek olduğu tespit edilmiştir.

2.2. Orkinos Besiciliği ve Akuakültürün Çevresel Etkilerine İlişkin Yapılan Çalışmalar

Dünyada orkinos besiciliğinin denizel ekosistem üzerindeki etkilerinin tespitine yönelik birçok araştırma yapılmış olup (Fernandes et al., 2007a; Vita and Marin, 2007; Vezzulli et al., 2008) ülkemizde orkinos besiciliğinin çevresel etkileri ile ilgili son yıllarda gerçekleştirilmiş çalışmalar mevcuttur (Aksu et al., 2010; Kaymakci-Basaran et al., 2010; Kayhan vd., 2010). Var olan diğer çalışmalar ise genellikle orkinos yetiştiriciliği ile sınırlıdır (Başaran ve Özden, 2004). Hızla gelişmekte olan orkinos besiciliğinin sediment üzerinde olası etkileri yeterince bilinmemekte olup, detaylı şekilde araştırılmaya başlanmıştır. Ülkemizde ise orkinos besiciliğinin çevresel etkileri ile ilgili olarak son yıllarda gerçekleştirilmiş çalışmalar mevcuttur (Aksu et al., 2010, Kaymakci-Basaran et al., 2010).

Bu çalışmanın konusu olan orkinos besiciliğinden kaynaklanan sedimentte oluşan ağır metal (demir, çinko, bakır, kurşun) birikimi ile ilgili çalışmalar dünya literatüründe sınırlı olup Türkiye literatüründe saptanmamıştır. Ancak balık çiftliklerindeki bakır, çinko ve demir birikimi ile ilgili olarak Kaymakçı-Başaran vd. (2010) tarafından yapılan bir çalışma mevcuttur.

Vita vd. (2004), Akdeniz’de orkinos besiciliğinden kaynaklanan partikül halde organik madde atıklarını saha ölçümleri ve sediment örneklemeleri ile araştırmıştır. Elde ettiği sonuçlara göre orkinos besiciliği sonucu ortama giren partikül halde atıkların hem kantitatif hem de kalitatif olarak Çipura gibi diğer balık türlerinin yetiştiriciliği sonucu ortama giren maddelerden çok daha farklı olduğunu tespit etmiştir. Ayrıca orkinos besiciliğinde kullanılan yemlerdeki yüksek proteinin yüksek sindirilebilirliği nedeniyle ortama daha az partikül halde nitrojenin bırakıldığını ancak çözünmüş inorganik nitrojen miktarının ise daha fazla olduğunu tespit etmiştir.

Vita ve Marin (2007), Akdeniz’de yürüttükleri bir diğer araştırmada orkinos besicilik faaliyetlerinin bentik komüniteler üzerindeki etkilerini araştırmıştır.

Çalışmada kafeslerin tabanında bentik komünitelerin büyük ölçüde etkilendiğini, fırsatçı türlerin daha yoğun olduğunu ve bu etkilerin kafeslerden yaklaşık 180 m ile 220 m uzaklığa kadar etki ettiğini tespit etmiştir. Söz konusu çalışmada besiciliğin yapılmadığı yaklaşık 6 aylık dönemin ise bentik koşulların tam olarak normale dönmesine yetmediğini bildirmiştir.

Fernandes vd. (2007a), Güney Avustalya'da yapılmakta olan orkinos besiciliğinin çevresel etkilerini araştırmıştır. Elde ettiği sonuçlara göre diğer türlerin yetiştiriciliğine kıyasla sedimentte partikül organik madde birikiminin daha az olduğunu ortaya koymuştur. Ayrıca Fernandes vd. (2007b), orkinos besiciliğinde yem, metabolizma ve çevresel parametreleri birlikte değerlendirmiş ve azotun % 86-92 oranında çözünmüş olarak feces ile atıldığını yalnızca % 7-12 oranında azotun dokularda kaldığını tespit etmiştir.

Vezzulli vd. (2008), Güney İtalya'da Vibo Marina alanında orkinos besiciliğinin denizel ortam üzerinde organik girdiler bakımından etkilerini araştırmıştır. Su kolonunda feopigment konsantrasyonları, organik madde, heterotrofik bakteriler ve tür düzeyinde mezozooplankton bolluğu, sedimentte ise sülfür, fitopigmentler, organik madde, heterotrofik bakteriler ile meiofauna bolluğu ve nematodlar araştırılmıştır. Çoğu parametre için kafes bölgesinde ve kontrol bölgelerinde pelajik ve bentik ortam açısından dikkate değer bir farklılık tespit edilmemiştir. Bununla birlikte bentik ortamda yüksek bakteriyel yoğunluk ve nematod genusunda değişim gözlenmiş ve bunun sediment metabolizmasında değişimi işaret ettiği ifade edilmiştir. Ayrıca kafes çevresinde patojenik bakteri yoğunluğunun daha yüksek olduğu bildirilmiştir.

Mangion vd. (2014), 2000-2002 yılları arasında güney Kıbrıs kıyılarında faaliyet gösteren iki Orkinos çiftliğini araştırmıştır. Orkinos besiciliğinin bentik habitat üzerindeki etkilerine ilişkin yaptıkları çalışmada çiftliğin faaliyete başlamadan önceki (Kasım 2000, Mart 2001) ve faaliyete başladıktan sonraki (Kasım 2001, Nisan 2002) durumu makro omurgasız komünitelerinin özellikleri ve sediment kalitesi bakımından araştırmıştır. Çalışmada kafes bölgesinde, kafes bölgesinden 200 m ve 1,5 km uzaklıktaki noktalardan ölçüm yapılmıştır. Kasım 2001 sonuçlarına göre kafeslerin bulunduğu bölgede ve 200 m uzaklıktaki istasyonda sedimentte organik karbon ve organik nitrojen belirgin bir artış

göstermiş ancak 1,5 km uzaklıktaki noktada böyle bir artışa rastlanmamıştır. Nisan 2002 sonuçlarına göre ise sedimentte organik karbon ve organik nitrojen değerleri değişmemiş ancak kafeslerin bulunduğu bölgede ortalama sediment tane boyunda belirgin bir azalma tespit edilmiştir. Sonbahardan itibaren orkinos besi sezonuna kadar makrobentik komünitelerde ise belirgin bir artış tespit edilmiştir. Söz konusu değişimin yenmeyen yemlerin deniz tabanında birikmesi sonucu meydana geldiği ifade edilmiştir. Bununla birlikte yaklaşık 6 aylık üretim periyodunda (Haziran'dan Aralık'a) organik atık düzeyi en yüksek iken takip eden dönemde (Ocak'tan Mayıs'a) değerlerin düştüğü tespit edilmiştir.

Moraitis vd. (2013), Güney Kıbrıs'ta Limassol Körfezi'nde faaliyet gösteren iki orkinos çiftliğini besleme döneminde araştırmıştır. Çalışmada orkinos besicilik faaliyetlerinin makrobentik komünitelerin yapısı üzerinde belirgin bir etkisinin olmadığı belirtilmiştir (Moraitis et al., 2013). Elde edilen veriler Borja vd. (2009) tarafından Garrucha İspanya'da aynı derinliklerde (53 - 62 m) ve aynı akıntı hızına sahip (14 cm s⁻¹ İspanya, 10 - 35 cm s⁻¹ Kıbrıs) bölgede faaliyet gösteren orkinos çiftliğinin çevresel etkileriyle benzerlik göstermektedir. Çalışmada çiftliğin kurulduğu bölgenin derinliği, dalga hareketlerinin yoğun olması, nispeten daha uzun olan üretimin yapılmadığı sürede sistemin iyileşmesini mümkün kıldığını göstermekte olduğu ifade edilmiştir.

Vizzini ve Mazzola (2012), Sicilya'nın kuzeyinde Castellammare körfezinde faaliyet gösteren orkinos çiftliğinin bulunduğu bölgede yaptıkları araştırmada orkinosların ve beslendikleri yemlerin kararlı nitrojen izotop analizini gerçekleştirmişlerdir. Çalışmada besiye alınmadan önce ve 6 aylık besi periyodundan sonra orkinoslarda ve beslemede kullanılan donmuş balıklarda kararlı nitrojen izotop kompozisyonları araştırılmıştır. Elde edilen sonuçlara göre yakalanan orkinoslarda ve kullanılan yemde besi periyodunun bitiminin ardından $\delta^{15}\text{N}$ izotopunda düşük olmakla birlikte anlamlı bir artış tespit edilmiştir. Bu da sedimentin ^{15}N izotopu bakımından zenginleşmesi dolayısıyla kafeslerden sisteme organik madde geçişine işaret olabileceği belirtilmiştir. Elde edilen izotopik veriler çalışmanın yapıldığı alanın hidrodinamik rejiminin orkinos çiftliğinden sisteme giren organik maddenin dağılması ve sedimentte düşük düzeyde birikimini sağladığını göstermektedir.

Topçu (2012), Türkiye’de mavi yüzgeçli orkinos besiciliği yapan işletmeleri ele aldığı araştırmasında çiftliklerin ortalama 60,6 m derinlik ve kıyıdan ortalama 3,3 km uzaklıktaki alanlarda kurulmuş olmaları ve kafeslerdeki stok yoğunluğunu belirli bir oranda tutmaları nedeniyle “Denizlerde Balık Çiftliklerinin Kurulamayacağı Hassas Alan Niteliğindeki Kapalı Koy ve Körfez Alanlarının Belirlenmesine İlişkin Tebliğ” in gerektirdiği şartlardan daha önemli tedbirlerin alındığını dolayısıyla uygun şartların sağlandığını ifade etmiştir.

Kayhan vd. (2010), Antalya Körfezi’nde Mayıs-Haziran 2007 tarihlerinde yetiştiriciliği yapılan mavi yüzgeçli orkinosların (*Thunnus thynnus*) karaciğer ve kas dokusundaki kurşun (Pb) düzeyleri araştırmıştır. Kurşun seviyeleri balık örneklerinin karaciğer dokusunda; maksimum 1,10 ppm Pb, minimum 0,20 ppm Pb ve kas dokusunda; maksimum 1,18 ppm Pb, minimum 0,18 ppm Pb değerleri arasında belirlenmiştir. Bütün dokulardaki kurşun seviyeleri Türk Gıda Kodeksi ve Avrupa Birliği’nce belirlenen kabul edilebilir limitlerin altında kalmıştır. Çalışmada elde edilen kurşun düzeylerinin ulusal ve uluslar arası kabul edilebilir limitlerin altında kalmış olmasına karşın, karaciğerdeki kurşun seviyelerinin kas dokuya oranla çok az bir miktar yüksek olduğu gözlenmiş ve karaciğerin, kas dokuya oranla daha fazla metal bağlayabildiğini gösterdiği ifade edilmiştir.

Çalışma yapılan Gerence Körfezi’nde faaliyet gösteren yetiştiricilik işletmelerinin çevresel etkileri ile ilgili olarak Adalıoğlu vd. (2013), Palta (2010) Karakoç vd. (2010), Adalıoğlu vd. (2007) ve Yabancı (2007) tarafından yapılmış çalışmalar mevcuttur.

Aksu vd. (2010), Gerence Körfezi’nde faaliyet gösteren orkinos çiftliğinin çevresel etkilerini 2005-2008 yılları arasında mevsimsel olarak araştırmıştır. Su kolonunda sıcaklık, tuzluluk, pH, çözülmüş oksijen, nütrientler (nitrit, nitrat, amonyum, ve fosfat) ve klorofil a ve sedimentte organik karbon ölçülmüştür. Elde edilen sonuçlara göre kafeslerin bulunduğu istasyonda en yüksek konsantrasyonlar ölçülmüş olsa da istasyonlar arasında istatistiksel olarak anlamlı bir farklılık tespit edilmemiştir. Çalışmada su kolonundan elde edilen fiziko-kimyasal parametreler, nütrient ve klorofil a ile sedimentte ölçülen organik karbon değerleri orkinos besicilik aktivitesinin belirgin bir etkiye sahip olmadığını

göstermiştir. Burada körfezde etkili olan yüksek hızdaki akıntıların etkisinin olduğu düşünülmektedir.

Karakoç vd. (2010), Gerence Körfezi'nde yürüttükleri proje kapsamında balık çiftlikleri ve çevresinde 24 aylık saha çalışması gerçekleştirmiştir. Çalışmanın yapıldığı alanda 52 genus'a ait toplam 87 taksa fitoplankton tayin edilmiş ve tür çeşitliliği bakımından en zengin grubun Bacillariophyceae (% 56.3) olduğu bulunmuştur. Bacillariophyceae yoğunluğu açısından Gerence Körfezi'nin mesotrofik bir ortam olduğu tespit edilmiştir. Yetiştiricilik işletmelerinden, kıyidan ve referans bölgelerde yüzey ve dip sularda yapılan bakteri çalışmaları sonucunda su kolonunda derinlik arttıkça bakteri içeriğinde azalma, dipte ise bakteri içeriğinde artış tespit edilmiştir. Çalışma sonucunda Gerence Körfezi'nde referans, kıyı ve orkinos üretim bölgesi arasındaki kirlilik yükünün benzer olduğu tespit edilmiş ve sisteme en büyük kirlilik yükü getirebileceği düşünülen orkinos çiftliğinin oluşturduğu kirlilik yükünün kıyı bölgesinden gelen kirlilik yükünden fazla olmadığı sonucuna varılmıştır.

Adalıoğlu vd. (2007), akuakültür çiftliklerinden ve evsel atık sulardan ortama giren kirliliğin etkilerini araştırmak üzere 2005-2006 yıllarında Gerence Körfezi'nde çalışma yapmıştır. Çalışmada sıcaklık, tuzluluk, NH_4^+ -N, NO_3^- -N, PO_4^{3-} -P, Si, ve Chl-a parametreleri incelenmiş ve parametrelerde meydana gelen değişimlerin nütrient ve mikrop plankton üzerine etkisi araştırılmıştır. 2006 yılı yaz mevsimi süresince iki önemli yoğun alg gelişimi ve *Penilia avirostris* aşırı üremesi gözlenmiştir. Yüzey sularında Chl-a'nın düşük bulunmuştur. Ekim 2005'de derinliğe göre ortalama değerler NO_3^- -N + NO_2^- -N için $8.76 \mu\text{M}$ ve RP için $0 \mu\text{M}$ olarak bulunmuştur. Mayıs 2006'da NO_3^- -N + NO_2^- -N için ortalama değerler $6.41 - 12.27 \mu\text{M}$, RP için $0 \mu\text{M}$ ve RSi için $1.19-9.83 \mu\text{M}$ bulunmuştur. Yüzey sularında N/P oranı Ekim ayı için 24.65 olarak hesaplanmıştır. Sıcaklık Ekim 2005 ve Mayıs 2006 ayları için sırasıyla 16.3 ve 18°C ve tuzluluk 37 ve 39.6 psu olarak ölçülmüştür.

Yabanlı (2007), Aralık 2004 – Aralık 2005 tarihleri arasında Gülbahçe ve Gerence Körfezleri'nde ağ kafeslerde *Sparus aurata* (çipura) ve *Dicentrarchus labrax* (levrek) yetiştiriciliği yapan iki balık çiftliği civarında belirlenen istasyonlarda su kolonunda sıcaklık, çözünmüş oksijen, bulanıklık, pH, tuzluluk,

besleyici element ile sedimentte organik karbon ve yanabilen madde parametrelerini araştırmıştır. Elde edilen sonuçlara göre $\text{NO}^{-1}\text{-N}$ 0.03-0.24 $\mu\text{g.at/L}$, $\text{NO}^{-1}\text{-N}$ 0.04-0.80 $\mu\text{g.at/L}$, $\text{NH}_4^{+}\text{-N}$ 0.15-3.40 $\mu\text{g.at/L}$, $\text{PO}_4^{-3}\text{-P}$ ölçüm sınırlarının altında, 0.32 $\mu\text{g.at/L}$, Silis 0.11-6.35 $\mu\text{g.at/L}$, organik karbon (%) 0.41-18.24 ve yanabilen madde miktarı (%) değerlerinin 4.36- 28.11 arasında değiştiği bildirilmiştir. Yabanlı (2007) yetiştiricilik faaliyetlerinden kaynaklanan yoğun organik atığın mikrobiyal bozunmasının; amonyak, nitrit, nitrat, fosfat ve diğer inorganik maddelerin yüksek konsantrasyonlarla açığa çıkmasına ve dolayısıyla ötrofikasyon oluşum riskini arttırdığına dikkat çekmiştir.

Aksu (2005), İzmir Körfezi'nin farklı bölgelerindeki bazı balık çiftliklerinin sucul çevreye etkilerini belirlemek amacı ile, Haziran 2001 ile Mayıs 2002 tarihleri arasında yaptığı çalışmada, 3 çiftlikten bir referans ve bir kafes istasyonu olmak üzere toplam 6 istasyondan aylık periyotlar ile su, sediment ve zooplankton örnekleri toplamıştır. Çalışma sonunda üç balık çiftliğinin de sucul çevreyi olumsuz yönde etkilediği, Balıklıova köyü mevkiinde yer alan balık çiftliğinin, diğer iki çiftliğe göre daha az korunaklı bir koyda faaliyet göstermesine rağmen yanlış besleme stratejileri ve çiftliğin kurulu olduğu koyda derinliklerin düşük olmasından dolayı sucul çevre üzerindeki etkilerinin daha belirgin olduğu saptanmıştır.

Akuakültür faaliyetleri ile sedimentteki ağır metal düzeylerine ilişkin son yıllarda yapılmış çalışmalar mevcuttur. (Farmaki et al., 2014; Mendiguchía et al., 2006; Chou et al., 2002; Schendell et al., 2004). Bu çalışmalardan orkinos besiciliğinin sediment ve ağır metal düzeylerine olası etkilerine ilişkin çalışmalar ise daha sınırlıdır (Kaymakçı-Basaran et al., 2010).

Yapılan bazı çalışmalarda yoğun yetiştiriciliğin yapıldığı bölgelerde sedimentte çinko ve diğer ağır metallerin yüksek düzeyde bulunduğu bildirilmektedir (Schendell et al., 2004; Otero et al., 2005). Bazı çalışmalarda sedimentteki ağır metal düzeylerinin kullanılan yem yada malzemelerle ilişkili olduğu belirtilmektedir (Uotila, 1991; Chou et al., 2002; Belias et al., 2003). Bununla birlikte diğer bazı çalışmalarda ise yetiştiricilik aktivitelerinin sedimentte oluşan ağır metal düzeylerine olan etkisinin tartışılabilir olduğu ifade edilmektedir (Urdaneta, 1995; Carbonell et al., 1998).

Schendell vd. (2004), yoğun yetiştiriciliğin yapıldığı bölgelerde su-sediment etkileşiminin olduğu tabakalarda N, P, C, S, ve iz element düzeyleri ile Al, Fe ve Mn ağır metallerinin değişimini incelemiştir. Elde edilen sonuçlara göre C, N, P, NH₄, Ca, ve Zn'nin sedimentteki düzeylerinin yetiştiricilik yapılan sahanın 100 ile 300 m çevresine kadar alanda artış gösterdiği tespit edilmiştir.

Dean vd. (2007), İskoçya kıyılarında Atlantik somon yetiştiriciliği yapan çiftliklerin kafeslerinin bulunduğu alanda sedimentlerin Cu, Zn, ve Cd düzeylerini araştırmıştır. Balık çiftliğinin kafesleri civarında yüzey sedimentlerinde maksimum konsantrasyonlar Cu, Zn, ve Cd için sırasıyla 921, 805 ve 3.5 µg g⁻¹ bulunmuştur. Çiftlikten ortama giren yemden dolayı ekosisteme yılda 122,33 kg (% 87 oranında) Zn 5,57 kg (% 4,3 oranında) Cu ve 0,13 kg (% 14 oranında) Cd girişinin olduğunu tespit etmiştir. Elde edilen bu sonuçlara göre sedimentteki Cu ve Cd düzeyleri için balık yeminin başlıca kaynak olmadığını ifade etmiştir.

Mendiguchia vd. (2006), İspanya'da Cadiz Körfezi'nde yaptıkları çalışmada yoğun yetiştiricilik yapılan çiftliklerin faaliyetlerinin sedimentteki ağır metal ve organik madde düzeylerinde meydana getirdiği değişimleri yersel ve zamansal olarak araştırmıştır. Araştırmada yetiştiricilik faaliyetlerinin sedimentte Zn, Cu ve Pb düzeylerini ve organik madde konsantrasyonlarını belirgin şekilde arttırdığı tespit edilmiştir. Ortalama zenginleşme oranları Zn için % 140, Cu için % 362 ve Pb için % 97 ve organik madde için % 445 olarak bulunmuştur. Bununla birlikte elde edilen sonuçların denizel ekosistem üzerinde henüz olumsuz etki yaratmayacak düzeyde olduğu belirtilmiştir.

Kaymakçı-Başaran vd. (2010), Ege Denizi'nde Salih Adası ve Güllük Körfezi'nde bulunan balık çiftliklerinin su kolonundaki nütrient ve sedimentteki organik madde ve ağır metal düzeyleri (Fe, Cu, Zn) üzerindeki etkilerini araştırmıştır. Elde edilen sonuçlara göre organik madde değerleri % 3,23 - % 9,37 arasında bulunmuştur. Ağır metal değerleri ise Fe için 692,5-6785 µg g⁻¹, Cu için 0,40-31,65 µg g⁻¹ ve Zn için 0,34-7,35 µg g⁻¹ aralığında bulunmuştur. Çalışmada akuatik çevrede henüz bu metallerin sınır değerlere ulaşmadığı saptanmış ancak Fe ve Zn ağır metalleri ile organik madde açısından istasyonlar arasında önemli farklılık tespit edildiği bildirilmiştir.

Russell vd. (2011), İskoçya kıyılarında somon yetiştiriciliği yapan çiftliklerin potansiyel etkilerini araştırmak üzere kafeslerin çevresinden ve kontrol noktalarından aldıkları sediment örneklerinde organik kirleticilerin (poliklorlu bifeniller ve polibrom difenil eterler) ve iz metallerin (Cu ve Zn) konsantrasyonlarını araştırmıştır. Elde edilen sonuçlara göre genel olarak iz metal düzeylerinin doğal sınırlar içinde kaldığı tespit edilmiş ancak Loch Shell, Loch Greshornish ve Loch Kishorn'deki çiftliklerde Cu ve Zn'nin olumsuz çevresel etkilerinin bulunduğu tespit edilmiştir.

Farmaki vd. (2014), Yunanistan kıyılarında yoğun yetiştiricilik yapılan üç bölgede yetiştiricilik aktivitelerinin sediment üzerindeki etkilerini araştırmıştır. Elde edilen sonuçlara göre kafeslerin altındaki ve kafeslerden 50 ve 100 m uzaklıkta bulunan referans bölgelerinde araştırılan yedi ağır metal (Cu, Cd, Pb, Hg, Ni, Fe, Mn, Zn, As), ve üç nütrientin (P, N ve C) sedimentlerde yüksek düzeyde birikiminin olduğu tespit edilmiştir. Özellikle kafeslerin altında P, N, Cu, Zn, Cd'nin birikim düzeylerinin artış eğiliminde olduğu saptanmıştır. Söz konusu birikim düzeylerinin yetiştiricilik yapılan sahadaki akıntılar, tesis kapasitesi, transfer işlemleri ve jeolojik sınır değerleri ile ilişkili olduğu anlaşılmıştır. Nütrient zenginleşmesinin yenmeyen yemlerden ve fecesten kaynaklandığı ifade edilmiştir. Yetiştiricilik faaliyetlerinin bir sonucu olarak ağır metallerden Cu ve Zn'nin yüksek düzeyde, Cd ve Pb'nin ise düşük düzeyde sedimentte biriktiği, Fe, Ni, As, Hg ve Mn'nin birikim düzeylerinin ise akuakültür aktiviteleriyle doğrudan ilişkili olmadığı tespit edilmiştir. Elde edilen sonuçlarda nütrientler ve ağır metaller açısından mevsimsel bir farklılık saptanmamıştır.

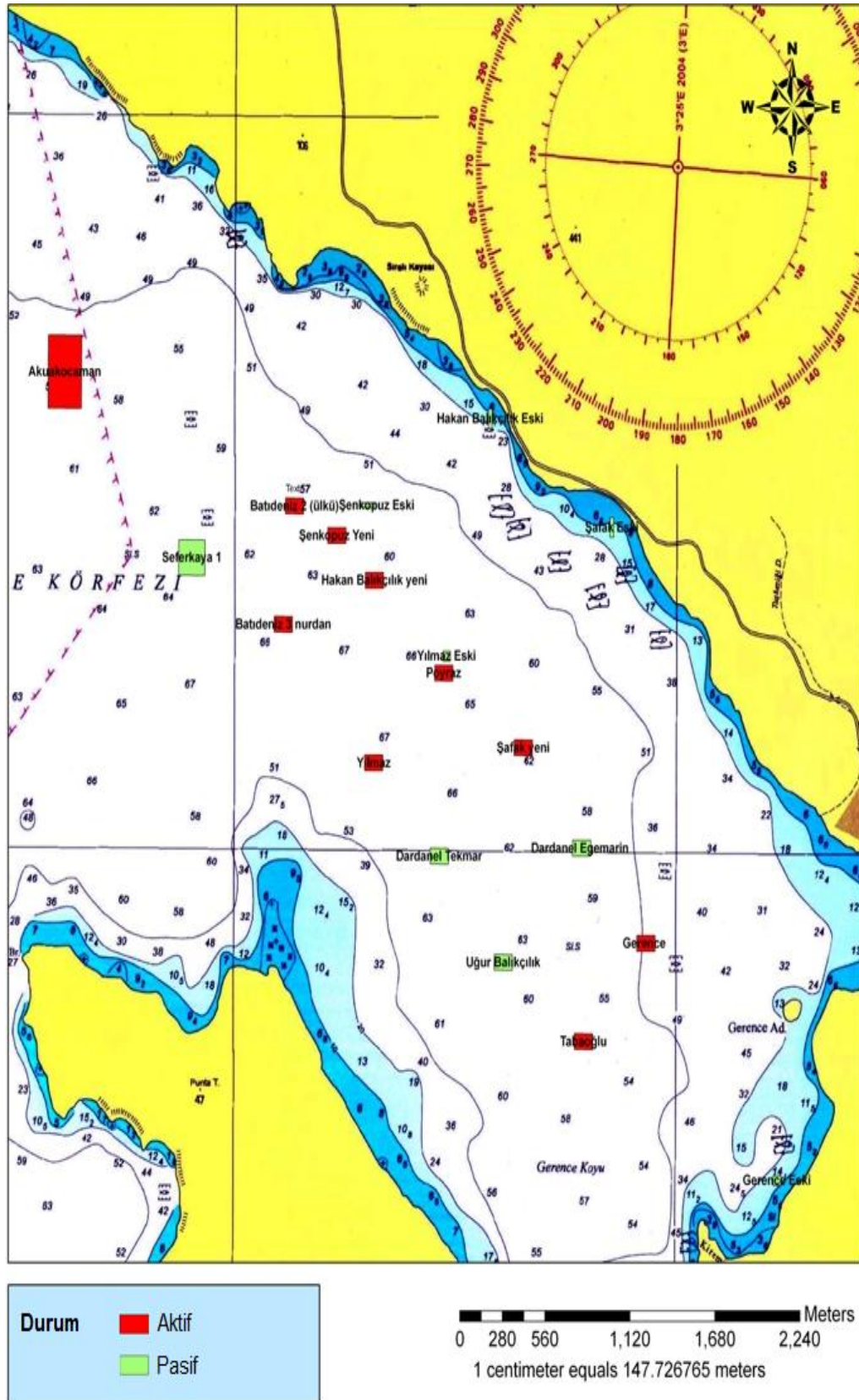
3. MATERYAL VE METOT

3.1. Çalışma Alanı ve Örnekleme Yapılan İstasyonlar

Çalışma yapılan alan İzmir İli Karaburun Yarımadası sınırları içerisinde, 38°29' ile 38°24' kuzey ve 26°24' ile 26°31' doğu koordinatları arasında yer alan Gerence Körfezi'dir (Şekil 3.1). 39,5 km² yüzey alanına sahip Gerence Körfezi'nde hakim rüzgar yönü KKB olup, maksimum derinlik 65 m'dir. Ege Denizi ile Ildırı Körfezi üzerinden bağlantılıdır ve Ildırı Körfezi'ne 20-40 m derinliğe sahip bir geçit ile bağlanır. Körfezde ortalama akıntı hızı 39 mm/s ve akıntı yönü güney-güneydoğu yönlüdür. Yüzey akıntıları 5-25 cm/s arasında olup rüzgâr durumuna göre değişkenlik göstermekte, 40 m derinlikte ise, akıntılar genel olarak yüzeydeki yön dağılımının tersi yönündedir. Körfez karakteristik olarak yüzey tabakadan su girişi almakta ve derin tabakadan deşarj etmektedir. Körfez içinde iki tane anti-siklonik döngü sistemi mevcuttur ve bunlardan körfezin güneydoğusunda kalan daha küçük çaplı, ancak daha hızlıdır. Rüzgâr hızı ve rejimi de körfez suyunun yenilenme mekanizmasında etkili olmaktadır (Karakoç vd., 2010). Gerence Körfezi'nde 15 ayrı bölgede diğer işletmelere ait ağ kafesler bulunmaktadır (Şekil 3.2). Örnekleme yapılan alan Gerence Körfezi'nde faaliyet gösteren bir orkinos besi çiftliğinin ağ kafeslerinin bulunduğu alan ve çevresidir. Kafeslerinin bulunduğu alanda kafes bölgesinde 5 noktada ve kafeslere 200 m ile 1000 m mesafedeki 2 referans noktasında örnekleme yapılmıştır (Şekil 3.3).



Şekil 3.1. Gerence Körfezi uydu görüntüsü ve çalışma yapılan alan



Şekil 3.2. Gerence Kõrfesi'nde faaliyet gösteren işletmeler (Akbaş, 2010)



Şekil 3.3. Örnekleme yapılan istasyonlar ve çevresinde bulunan ağ kafes bölgeleri

3.2. Örnekleme ve Ölçümler

Çalışma bölgelerinde örnekleme Mart 2012 – Kasım 2012 tarihleri arasında mevsimlik olarak yapılmıştır. Kafeslerin bulunduğu bölgeden 5 istasyon ve kafeslerden yaklaşık 200 m ve 1000 m açıktaki diğer kafes aktivitelerinin etkisinden uzak olduğu düşünülen iki referans istasyonu belirlenmiştir. İstasyonların derinlik ve koordinatları Çizelge 3.1'de verilmiştir.

Çizelge 3.1: İstasyonların koordinatları ve derinlikleri

İstasyonlar	Koordinatlar Coğrafi (WGS 84)		Derinlik (m)
	Enlem (N)	Boylam (E)	
1	38 ⁰ 27' 20,3"	26 ⁰ 27' 12,7"	53
2	38 ⁰ 27' 24,5"	26 ⁰ 27' 22,3"	50
3	38 ⁰ 27' 11,9"	26 ⁰ 27' 33,4"	57,5
4	38 ⁰ 27' 10,8"	26 ⁰ 27' 13,2"	57
5	38 ⁰ 27' 18,0"	26 ⁰ 27' 18,5"	52
Ref 200	38 ⁰ 27' 25,1"	26 ⁰ 27' 4,7"	51
Ref 1000	38 ⁰ 27' 34,5"	26 ⁰ 26' 45,9"	47

Belirlenen istasyonlardan su örnekleri nansen şişesi yardımı ile yüzeyden, ortadan ve dipten, sediment örnekleri ise hacmi yazılmalı 3,14 lt van-veen grap yardımı ile alınmıştır.

Alınan su örneklerinin sıcaklık ve tuzluluk ölçümleri SCT metre (YSI 30), pH ölçümü pHmetre ile (YSI pH100), çözülmüş oksijen oksijen metre (YSI 55) ile arazide ölçülmüş olup sedimentte organik karbon (%) analizleri Ege Üniversitesi Su Ürünleri Fakültesi Kimya Laboratuvarında yapılmıştır. 11-SÜF-025 Nolu proje kapsamında her sediment örneğindeki organik karbon oranı Walkley-Black titrasyon metodu ile belirlenmiştir (Gaudette et al., 1974).

3.3. Sedimentte % Organik Karbon Tayini

Sedimentte % organik karbon tayini Modifiye Walkley-Black Titrasyon Yöntemi ile yapılmıştır (Gaudette et al., 1974). Bu yöntemle göre örneğin kapsadığı organik karbonun kromat $K_2Cr_2O_7$ ile oksitlenmesi sağlanır ve bu oksidasyon için kullanılan miktardan arta kalan kromat demir sülfat ile titre edilerek örnekte bulunan karbon hesaplanır. Sediment örneğinden yaklaşık 0,2-0,5

g porselen kurozelere konulmuş ve dört basamak hassasiyete sahip olan Sartorius marka hassas terazi kullanılarak ağırlıkları tespit edilmiştir. Örnek üzerine 10 mL (1N) $K_2Cr_2O_7$ ve ardından 20 mL H_2SO_4 eklenmiş ve 30 dk sonra saf su ile 170 mL'ye tamamlanarak tekrar 30 dk beklenmiştir. Ardından 10 mL H_3PO_4 , 0,2g NaF ve 1 mL difenilamin ilave edilerek 0,5 N $Fe(NH_4)_2(SO_4)_2 \cdot 6H_2O$ ile titrasyon yapılmıştır. 20mL H_2SO_4 eklenmiş ve 800 mL saf su ilave edilerek 1 L'ye tamamlanmıştır. Titrasyon ile elde edilen değerler Egemen (2006)'e göre aşağıdaki formül ile hesaplanarak organik madde miktarı bulunmuştur.

$$\%C = \frac{(N - N') \times 0,12}{\text{Sediment tartım}} \times \frac{25}{\text{Titrasyon çöz.sarfiyatı}}$$

N = Blank sarfiyatı

N' = Örnek sarfiyatı

Sedimentte organik karbon analizleri Ege Üniversitesi Bilimsel Araştırma Proje'si (Proje No: 11-SÜF-025) tarafından desteklenmiştir.

3.4. Ağır Metal Analizleri

Çalışma bölgesinde saptanan yedi istasyonda grap ile mevsimsel olarak alınan sedimentler polietilen torbalarla laboratuara getirilmiştir. Örnekler laboratuvara getirildikten sonra 60°C'de 24 saat süreyle etüvde kurutularak toz haline getirilmiş daha sonra homojenize edilmiş ve 63µm'lik elekten geçirilmiştir. Tane boyu düzeltmesi için <63-µm tane boyu analiz için seçilmiştir. Sedimentin 63 µm'den küçük fraksiyonunun seçilmesinin nedeni, bu tane boyundaki fraksiyonların metalleri daha yüksek konsantrasyonlarda ve homojen dağılımlar halinde içermesidir (Loring and Rantala, 1992). 63µm'den küçük olan sediment örneklerinden 5-10g alınarak akredite ACME Laboratuvarı'na (Kanada) gönderilmiştir.

Burada örneklerden 0,5 gram'lık 2 alt örnek alınarak 1 saat süreyle 6 mL HNO_3 - $HClO_4$ -HF çözeltisiyle 95°C sıcaklıkta kurutulmuş, daha sonra HCl çözeltisinde çözündürülmüş ve <0,01 µg/L hassasiyet seviyesine sahip ICP-MS (endüktif eşlenik plazma – kütle spektrometresi) yöntemi ile analiz edilmiştir.

Ağır metal analizleri Ege Üniversitesi Bilimsel Araştırma Proje'si (Proje No: 12-SÜF-04) kapsamında ACME Laboratuvarı'nda yaptırılmıştır.

3.5. İstatistiksel Analizler

Çalışma alanından elde edilen veriler mevsimlere ve istasyonlara göre gruplandırılıp, ortalama ve standart hata değerleri hesaplanmıştır. Su ve sedimentte ağır metal konsantrasyonlarının aylara ve istasyonlara göre farklılıkları ile su-sediment konsantrasyonları arasındaki farklılıklar tek yönlü varyans analiziyle (ANOVA) incelenmiştir (Şenocak, 1998; Özdamar, 1999). Bütün istatistiksel analizler SPSS ve statistica paket programlar yardımıyla yapılmıştır.

Sedimentteki ağır metal düzeylerinin antropojenik kaynaklı olup olmadığını belirlemek üzere her bir element için normalizasyon yapılarak zenginleştirme faktörü (EF) ve Kontaminasyon Faktörü (CF) hesaplanmıştır.

Sedimentte ağır metal düzeyleri ile fizikokimyasal ve jeokimyasal parametreler arasındaki ilişkileri belirlemek üzere korelasyon analizleri yapılmış, mevsimsel değişimleri ve istasyonlara göre farklılıkları ortaya koymak üzere çok boyutlu ölçeklendirme analizi yapılmıştır. İstasyonlar arasındaki farklılığın yorumlanmasını kolaylaştırmak üzere her mevsim için parametrelerin dağılım haritaları Surfer 9 programı kullanılarak oluşturulmuştur.

3.6. Normalizasyon Hesaplamaları

Ağır metal düzeyleri açısından farklı bölgelerdeki sedimentler arasında ilişki kurmak ve tane boyu dağılımından gelen farkı gidermek için tane boyu düzeltmesi yada normalizasyonu gereklidir (Loring and Rantala, 1992; Tam and Yao, 1998). Tane boyu ve dağılımına ilişkin elde yeterli bilgi olmaması halinde tane boyu düzeltmesi yerine, Metal-Referans Metal Normalizasyonu kullanılabilir (Loring and Rantala, 1992). Referans metal olarak kullanılan Al yada Li sedimentlerin mineral fraksiyonunu temsil eden metallerdir çünkü bu elementler, ince taneli sedimentlerin önemli bileşeni olan kil minerallerinin yapılarında yer alan konservatif elementlerdir ve denizel ortamda taşınım ve depolanma sırasında konsantrasyonlarını büyük ölçüde korurlar (Loring and Rantala, 1992). Özellikle Al sediment ile ilgili çalışmalar yapan birçok araştırmacı tarafından referans

elementi olarak kullanılmaktadır. Örneğin Balkıs ve Çağatay (2001) Erdek Körfezi'nden, Pazı (2011) Çandarlı Körfezi'nden aldıkları sediment örneklerinin metal analizlerinde Al'yi referans metal olarak kullanmıştır.

Zenginleşme faktörü (EF) sedimentlerde ağır metallerin antropojenik kaynaklı olup olmadığını ortaya koymak amacıyla kullanılan bir ölçüttür. Aşağıdaki formüle göre zenginleşme faktörü hesaplanabilir (Luoma, 1990).

$$EF = (C_x / Al_x) / (C_c / Al_c)$$

Formülde EF, Zenginleşme Faktörü; C_x ve Al_x analizi yapılan örnekteki konsantrasyonlar, C_c ve Al_c ise yer kabuğundaki konsantrasyonlardır. EF değerleri $0.5 \leq EF \leq 1.5$ ise ağır metal düzeylerin kaynağı doğal süreçler, $EF > 1.5$ ise antropojenik süreçlerdir (Zhang et al., 2007).

Kontaminasyon Faktörü (Cf) sedimentteki metal konsantrasyonu (C_x) ile o metalin yer kabuğundaki konsantrasyonuna (C_c) oranıdır (Hakanson, 1980).

$$CF = C_x / C_c$$

Kontaminasyon faktörü dört grupta sınıflandırılmıştır: $CF < 1$, düşük kontaminasyon faktörü; $1 \leq CF < 3$, orta kontaminasyon faktörü; $3 \leq CF < 6$, riskli kontaminasyon faktörü; ve $CF > 6$, çok yüksek kontaminasyon faktörü (Hakanson, 1980).

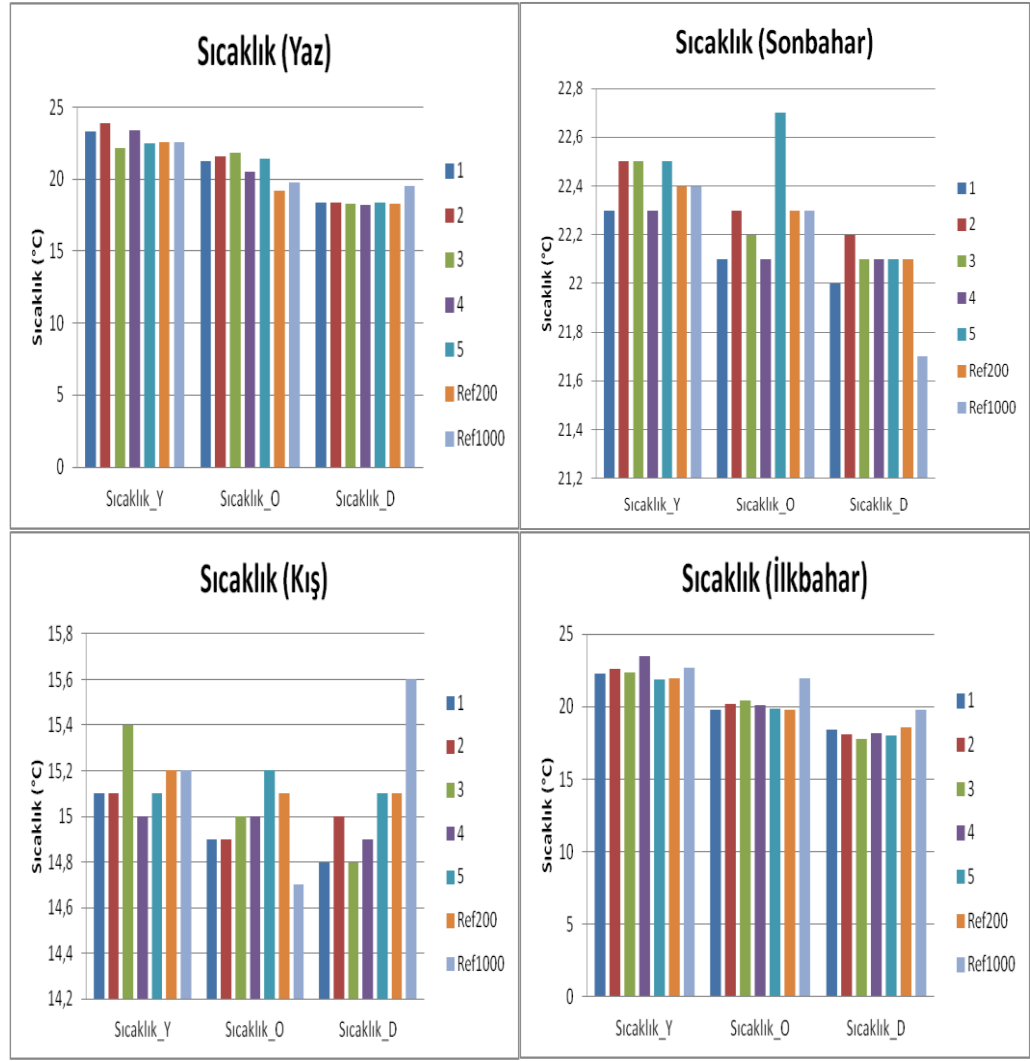
4. BULGULAR

4.1. Sıcaklık

Ölçülen en yüksek deniz suyu sıcaklığı (23,90°C) yaz mevsiminde istasyon 2’de yüzeyden yapılan ölçümlerde elde edilmiş, en düşük sıcaklık (14,70 °C) ise kış mevsiminde Ref 1000 istasyonunda orta su tabakasından ölçülmüştür (Çizelge 4.1, Şekil 4.1). Mevsimlere göre istasyonlarda ölçülen deniz suyu sıcaklık değerleri ile sıcaklığın minimum, maksimum, ortalama değerleri Çizelge 4.1 ve Çizelge 4.2’de yer almaktadır. Deniz suyu sıcaklığı mevsimsel (Yüzey F= 572,642; Sig=0,000; Orta su tabakası F= 172,816; Sig=0,000; Dip F= 307,565; Sig=0,000) değişiklik göstermekte ve istasyonlar arasında ise önemli bir farklılık bulunmamaktadır (Yüzey F= 0,013; Sig=1,000; Orta su tabakası F= 0,027; Sig=1,000; Dip F= 0,043; Sig=1,000) (Çizelge 4.3).

Çizelge 4.1. Mevsimlere göre istasyonlarda ölçülen deniz suyu sıcaklık değerleri (°C)

İstasyonlar	Sıcaklık (°C)			
	Yaz	Sonbahar	Kış	İlkbahar
1 (yüzey)	23,3	22,3	15,1	22,3
1 (orta su)	21,3	22,1	14,9	19,8
1 (dip)	18,4	22,0	14,8	18,4
2 (yüzey)	23,9	22,5	15,1	22,6
2 (orta su)	21,6	22,3	14,9	20,2
2 (dip)	18,4	22,2	15,0	18,1
3 (yüzey)	22,2	22,5	15,4	22,4
3 (orta su)	21,8	22,2	15,0	20,4
3 (dip)	18,3	22,1	14,8	17,8
4 (yüzey)	23,4	22,3	15,0	23,5
4 (orta su)	20,5	22,1	15,0	20,1
4 (dip)	18,2	22,1	14,9	18,2
5 (yüzey)	22,5	22,5	15,1	21,9
5 (orta su)	21,4	22,7	15,2	19,9
5 (dip)	18,4	22,1	15,1	18,0
Ref 200 (yüzey)	22,6	22,4	15,2	22,0
Ref200 (orta su)	19,2	22,3	15,1	19,8
Ref 200 (dip)	18,3	22,1	15,1	18,6
Ref 1000(yüzey)	22,6	22,4	15,2	22,7
Ref1000 (orta su)	19,8	22,3	14,7	22,0
Ref 1000(dip)	19,5	21,7	15,6	19,8



Şekil 4.1. Mevsimlere ve istasyonlara göre deniz suyu sıcaklığı değişimi

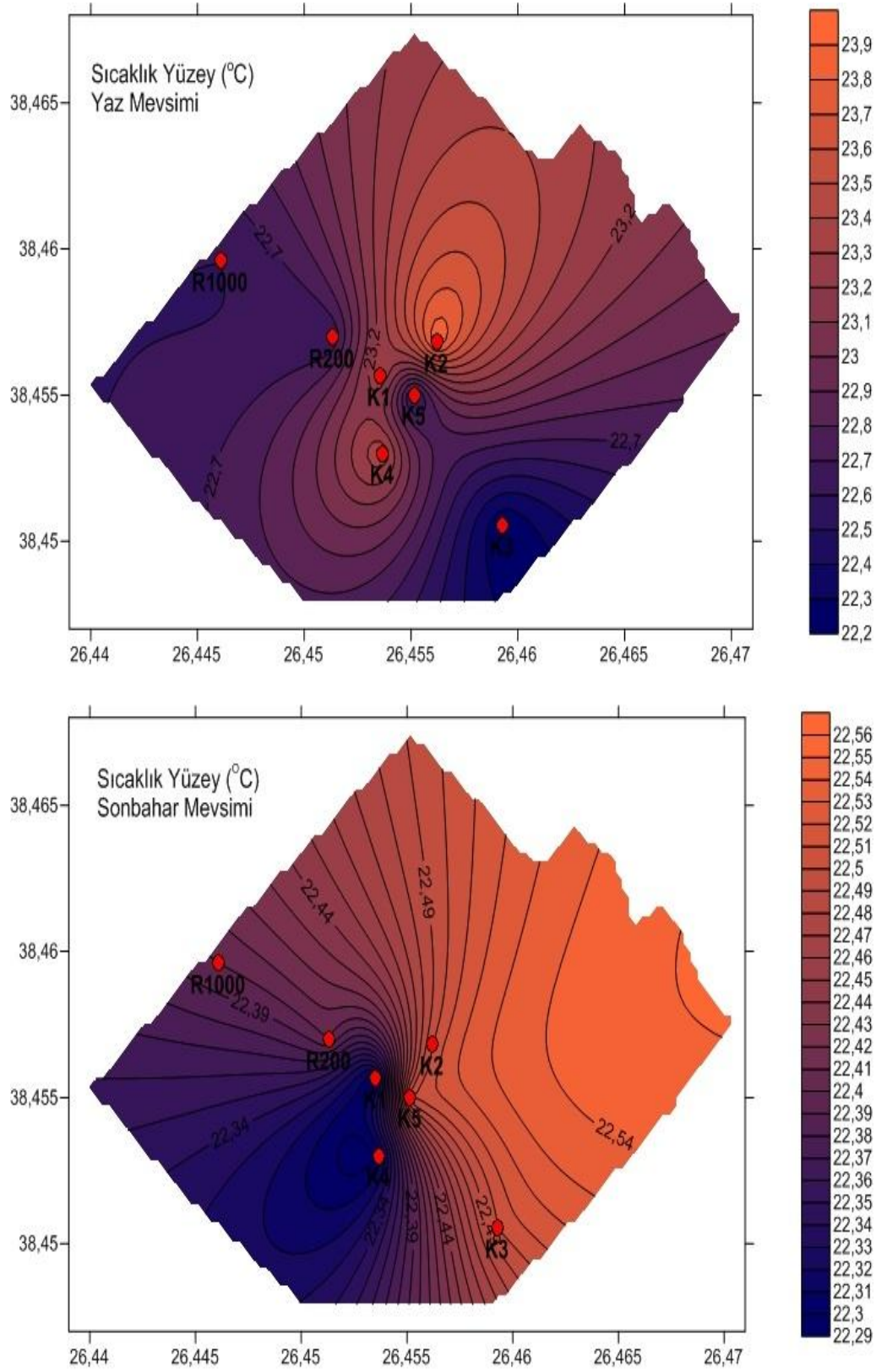
Çizelge 4.2. Mevsimlere göre deniz suyu sıcaklığının minimum, maksimum, ortalama ve standart hata değerleri

Sıcaklık (°C)		Ort	Std. Hata	Min	Maks
Yüzey	Yaz	22,93	0,231	22,20	23,90
	Sonbahar	22,41	0,034	22,30	22,50
	Kış	15,16	0,048	15,00	15,40
	İlkbahar	22,49	0,202	21,90	23,50
Orta	Yaz	20,80	0,375	19,20	21,80
	Sonbahar	22,29	0,077	22,10	22,70
	Kış	14,97	0,061	14,70	15,20
	İlkbahar	20,31	0,293	19,80	22,00
Dip	Yaz	18,50	0,169	18,20	19,50
	Sonbahar	22,04	0,061	21,70	22,20
	Kış	15,04	0,104	14,80	15,60
	İlkbahar	18,41	0,251	17,80	19,80

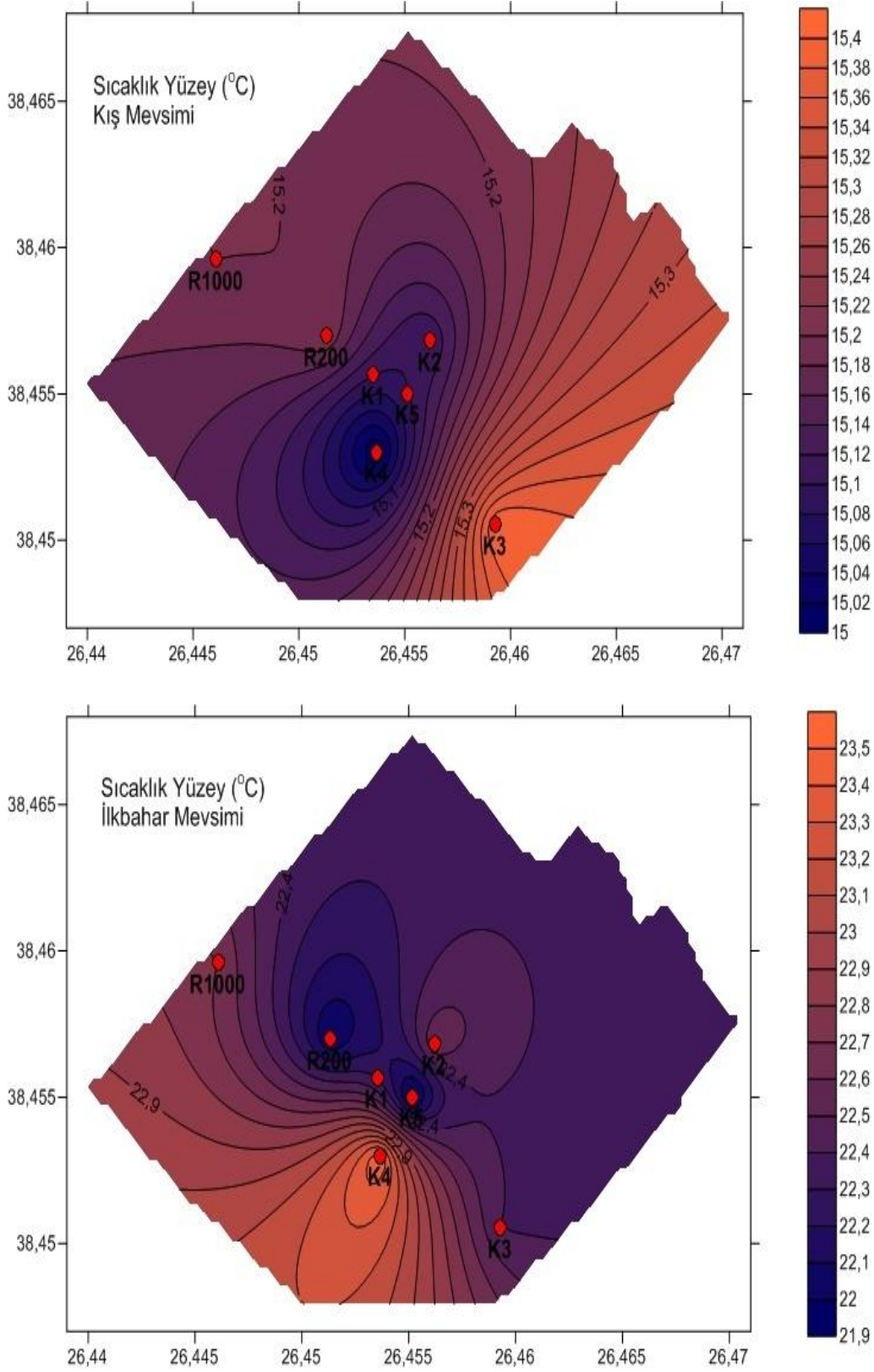
Çizelge 4.3. Mevsimlere ve istasyonlara göre deniz suyu sıcaklığında farklılık

	Mevsimlere Göre Farklılık			İstasyonlara Göre Farklılık		
	F	df	Sig.	F	df	Sig.
Yüzey	572,642	3	0,000	0,013	6	1,000
Orta	172,816	3	0,000	0,027	6	1,000
Dip	307,565	3	0,000	0,043	6	1,000

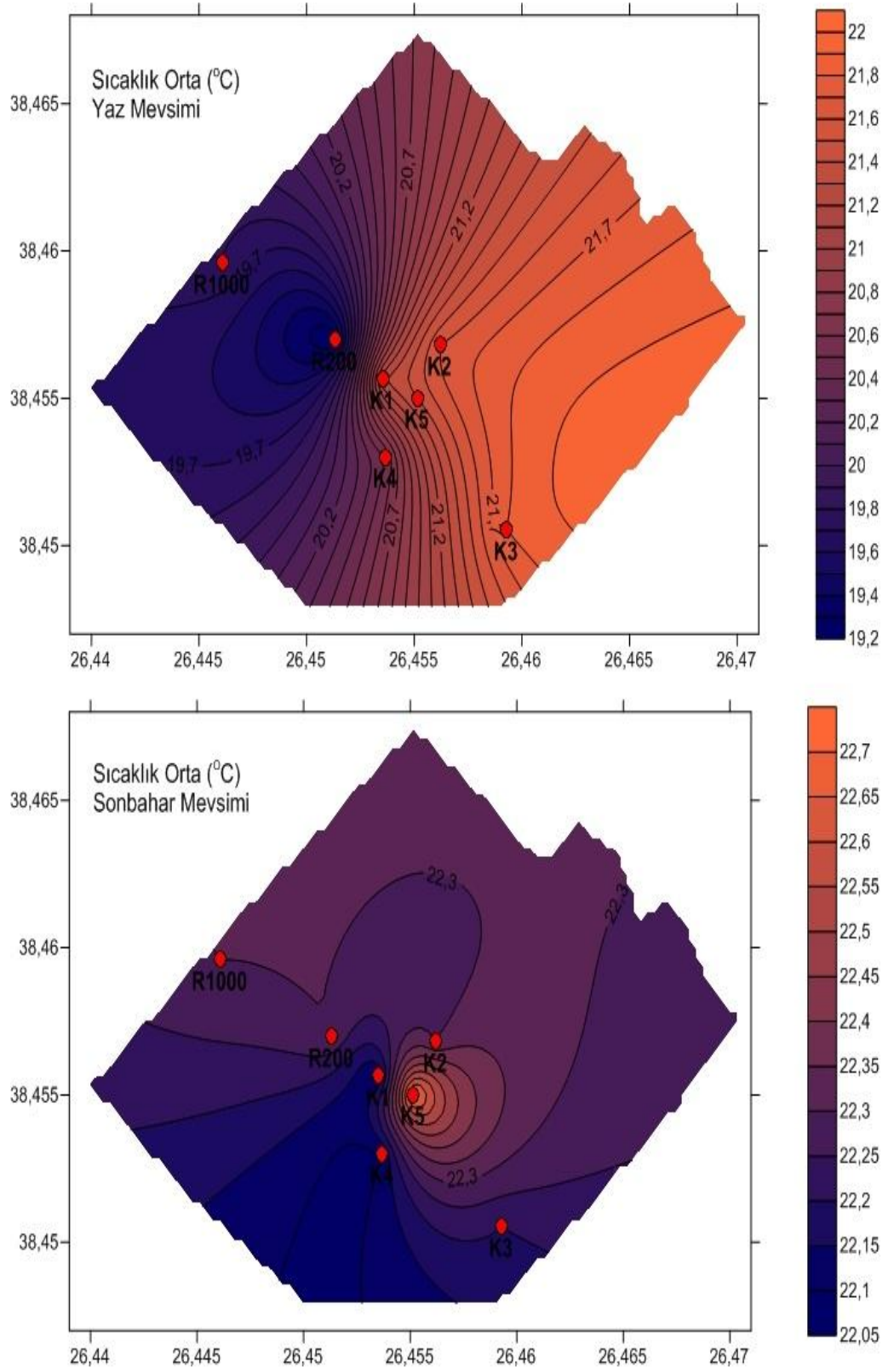
Deniz suyu sıcaklıklarının dağılımı incelendiğinde; yüzey su tabakalarında yaz mevsiminde sıcaklığın kuzeydoğu yönünde, sonbahar mevsiminde doğu yönde, kış mevsiminde güneydoğu yönünde ve ilkbahar mevsiminde ise güneybatı yönünde artmaktadır (Şekil 4.2, Şekil 4.3). Sıcaklığın yüzey su tabakalarındaki dağılımı, ilkbahar ve sonbahar mevsimlerinde zıt yönde ilerlediğini göstermektedir. Orta su tabakaların sıcaklıklar; yaz mevsiminde doğu yönde, sonbahar mevsiminde istasyon 5 civarında, kış mevsiminde diğer yönlerle nispeten güney yönde, ilkbahar mevsiminde ise kuzeybatı yani Ref 1000 istasyonu yönünde artmaktadır (Şekil 4.4, Şekil 4.5). Dip su tabakaların sıcaklıklar; yaz mevsiminde kuzeybatı yani Ref 1000 istasyonu yönünde, sonbahar mevsiminde doğu yönünde, kış mevsiminde kuzeybatı yönünde, ilkbahar mevsiminde Ref 1000 istasyonu yönünde artmaktadır. Sıcaklığın dip su tabakalarındaki dağılımı, yaz, kış ve ilkbahar mevsimlerinde benzerlik göstermekle birlikte sonbahar mevsiminde farklılık gözlenmektedir (Şekil 4.6, Şekil 4.7).



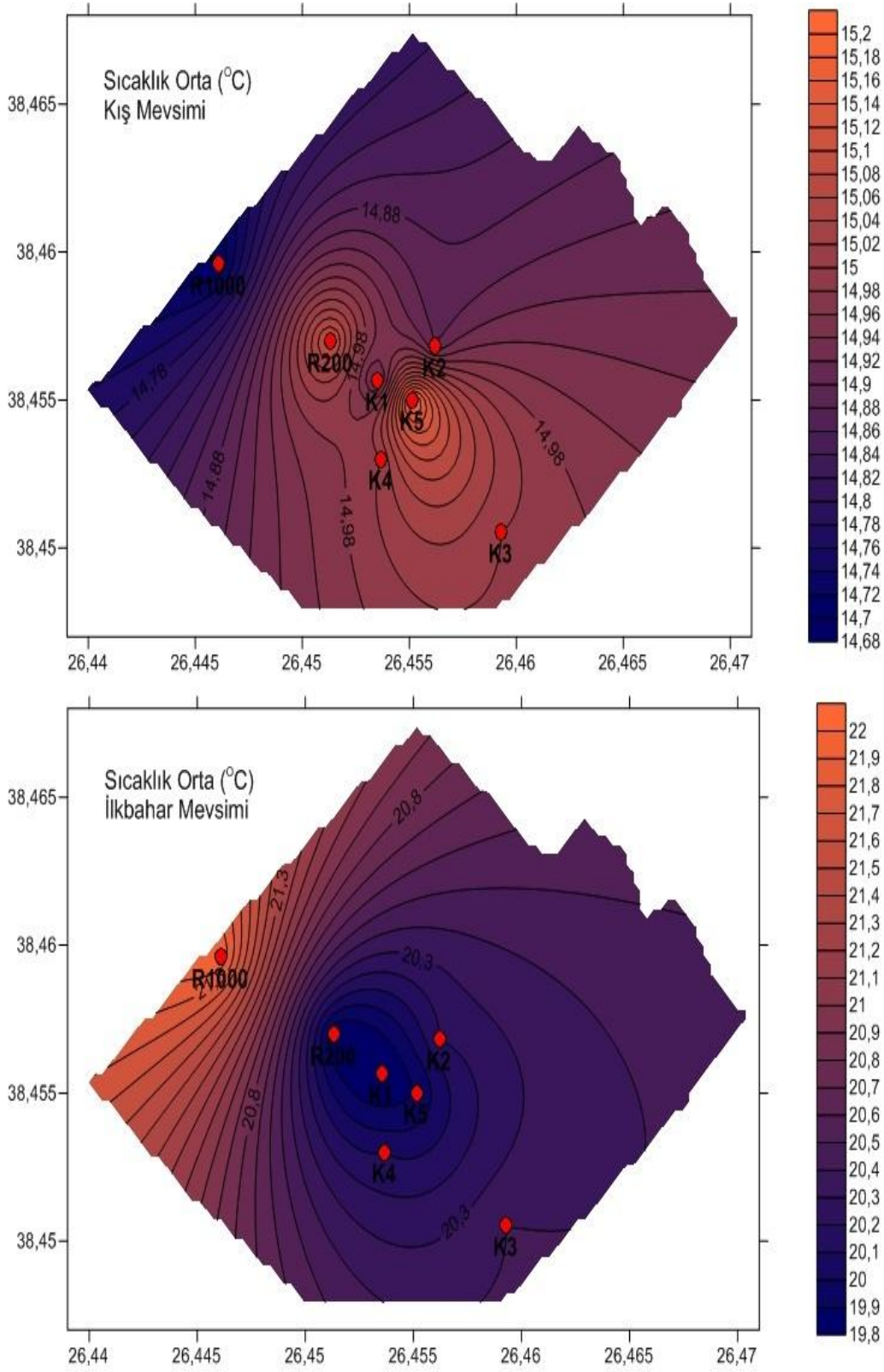
Şekil 4.2. Yaz ve Sonbahar mevsimlerinde yüzey su tabakalarında deniz suyu sıcaklık dağılımı



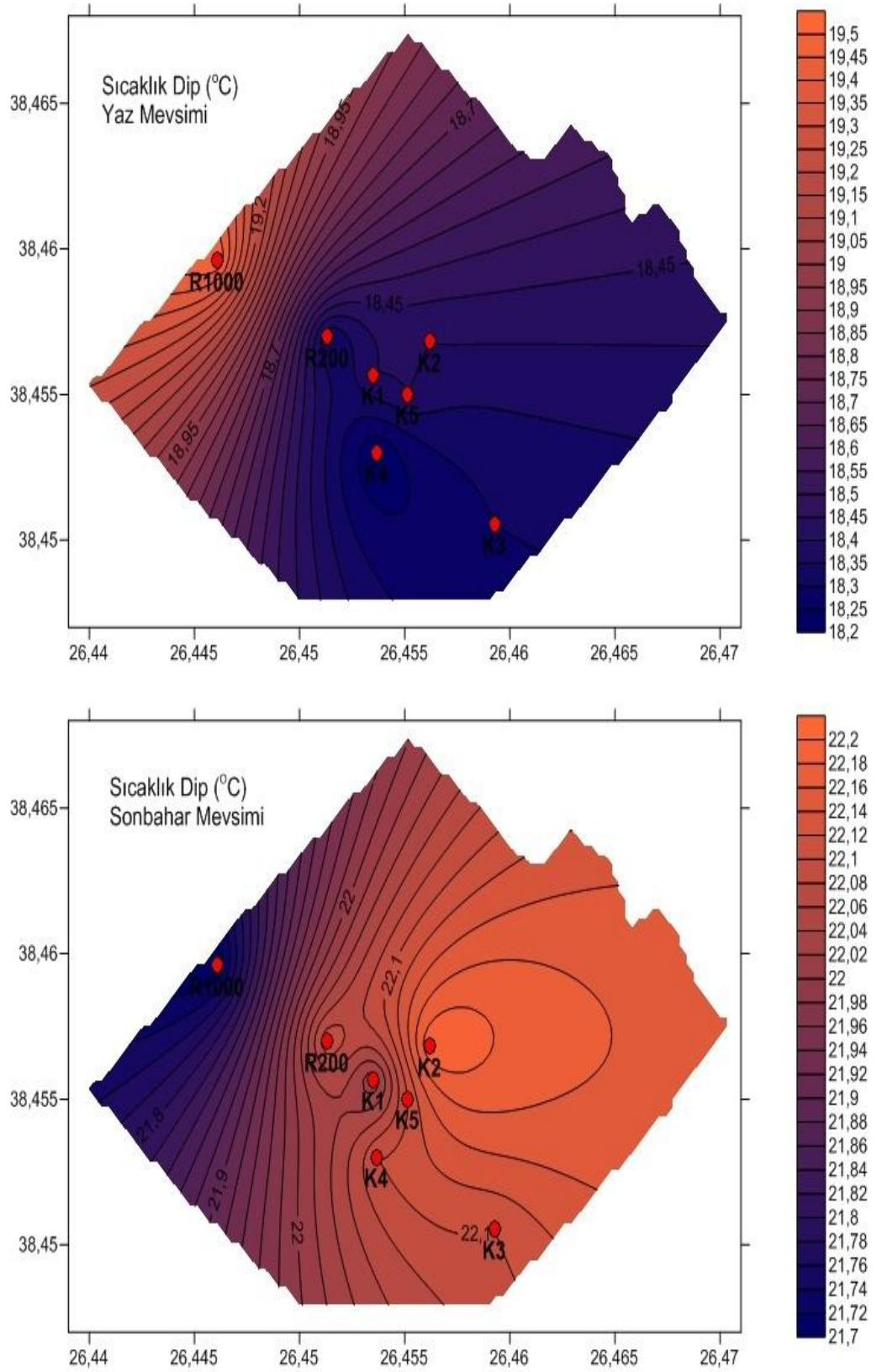
Şekil 4.3. Kış ve İlkbahar mevsimlerinde yüzey su tabakalarında deniz suyu sıcaklık dağılımı



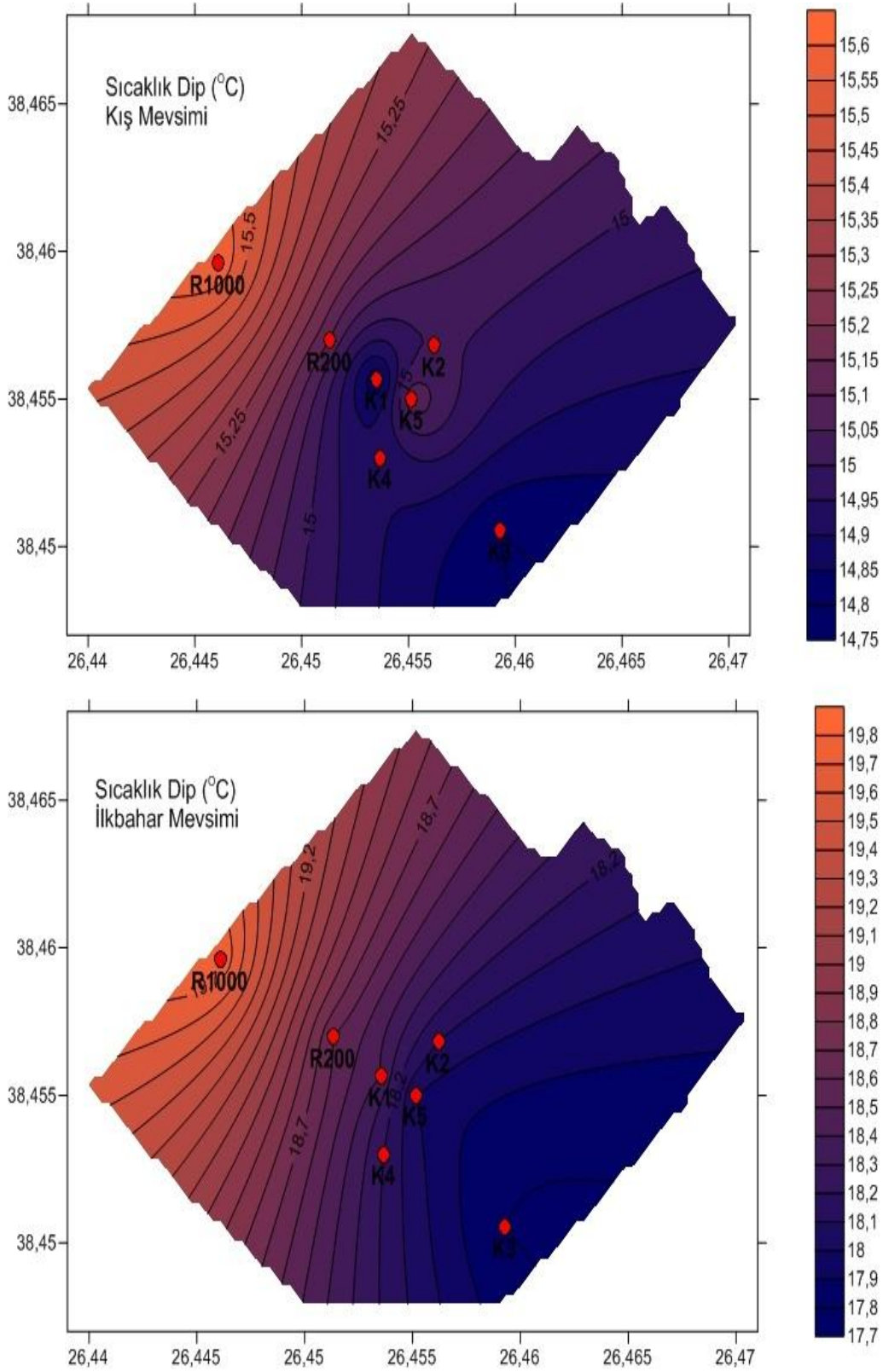
Şekil 4.4. Yaz ve Sonbahar mevsimlerinde orta su tabakalarında deniz suyu sıcaklık dağılımı



Şekil 4.5. Kış ve İlkbahar mevsimlerinde orta su tabakalarında deniz suyu sıcaklık dağılımı



Şekil 4.6. Yaz ve Sonbahar mevsimlerinde dip su tabakalarında deniz suyu sıcaklık dağılımı



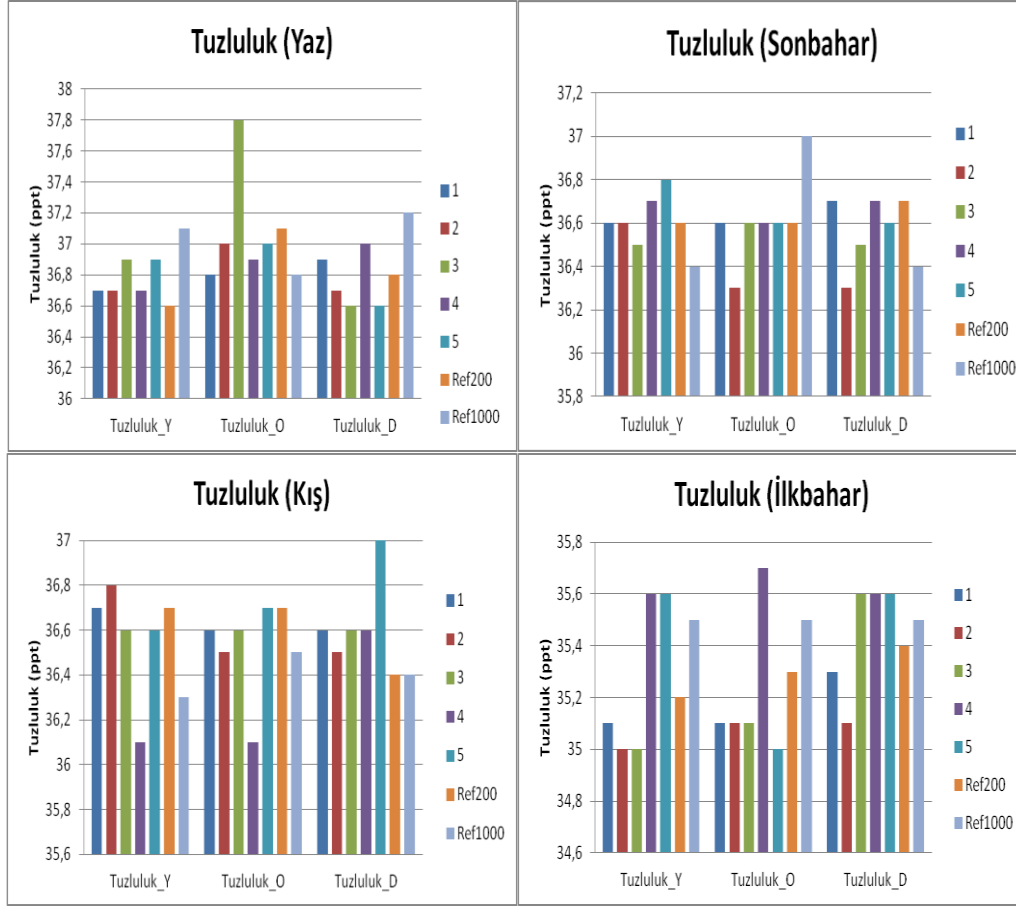
Şekil 4.7. Kış ve İlkbahar mevsimlerinde dip su tabakalarında deniz suyu sıcaklık dağılımı

4.2. Tuzluluk

Ölçülen en yüksek (37,80 ppt) tuzluluk yaz mevsiminde ve en düşük tuzluluk (35,00 ppt) ilkbahar mevsiminde yüzey ve orta su tabakalarından ölçülmüştür (Çizelge 4.4, Şekil 4.8). Mevsimlere göre istasyonlarda ölçülen tuzluluk değerleri ile tuzluluğun minimum, maksimum, ortalama değerleri Çizelge 4.4 ve Çizelge 4.5’de yer almaktadır. Çizelge 4.6’da mevsimlere ve istasyonlara göre tuzluluktaki farklılıklar verilmiştir. Tuzluluk mevsimsel olarak değişiklik göstermekte (Yüzey $F=72,300$; $Sig=0,000$; Orta su tabakası $F=62,170$; $Sig=0,000$; Dip $F=70,240$; $Sig=0,000$) ve istasyonlar arasında (Yüzey $F=0,046$; $Sig=1,000$; Orta su tabakası $F=0,068$; $Sig=0,998$; Dip $F=0,110$; $Sig=0,994$) istatistiksel olarak önemli bir farklılık bulunmamaktadır.

Çizelge 4.4. Mevsimlere göre istasyonlarda ölçülen tuzluluk değerleri (ppt)

İstasyonlar	Tuzluluk (ppt)			
	Yaz	Sonbahar	Kış	İlkbahar
1 (yüzey)	36,7	36,6	36,7	35,1
1 (orta su)	36,8	36,6	36,6	35,1
1 (dip)	36,9	36,7	36,6	35,3
2 (yüzey)	36,7	36,6	36,8	35,0
2 (orta su)	37,0	36,3	36,5	35,1
2 (dip)	36,7	36,3	36,5	35,1
3 (yüzey)	36,9	36,5	36,6	35,0
3 (orta su)	37,8	36,6	36,6	35,1
3 (dip)	36,6	36,5	36,6	35,6
4 (yüzey)	36,7	36,7	36,1	35,6
4 (orta su)	36,9	36,6	36,1	35,7
4 (dip)	37,0	36,7	36,6	35,6
5 (yüzey)	36,9	36,8	36,6	35,6
5 (orta su)	37,0	36,6	36,7	35,0
5 (dip)	36,6	36,6	37,0	35,6
Ref 200 (yüzey)	36,6	36,6	36,7	35,2
Ref200 (orta su)	37,1	36,6	36,7	35,3
Ref 200 (dip)	36,8	36,7	36,4	35,4
Ref 1000(yüzey)	37,1	36,4	36,3	35,5
Ref1000 (orta su)	36,8	37,0	36,5	35,5
Ref 1000(dip)	37,2	36,4	36,4	35,5



Şekil 4.8. Mevsimlere ve istasyonlara göre tuzluluk

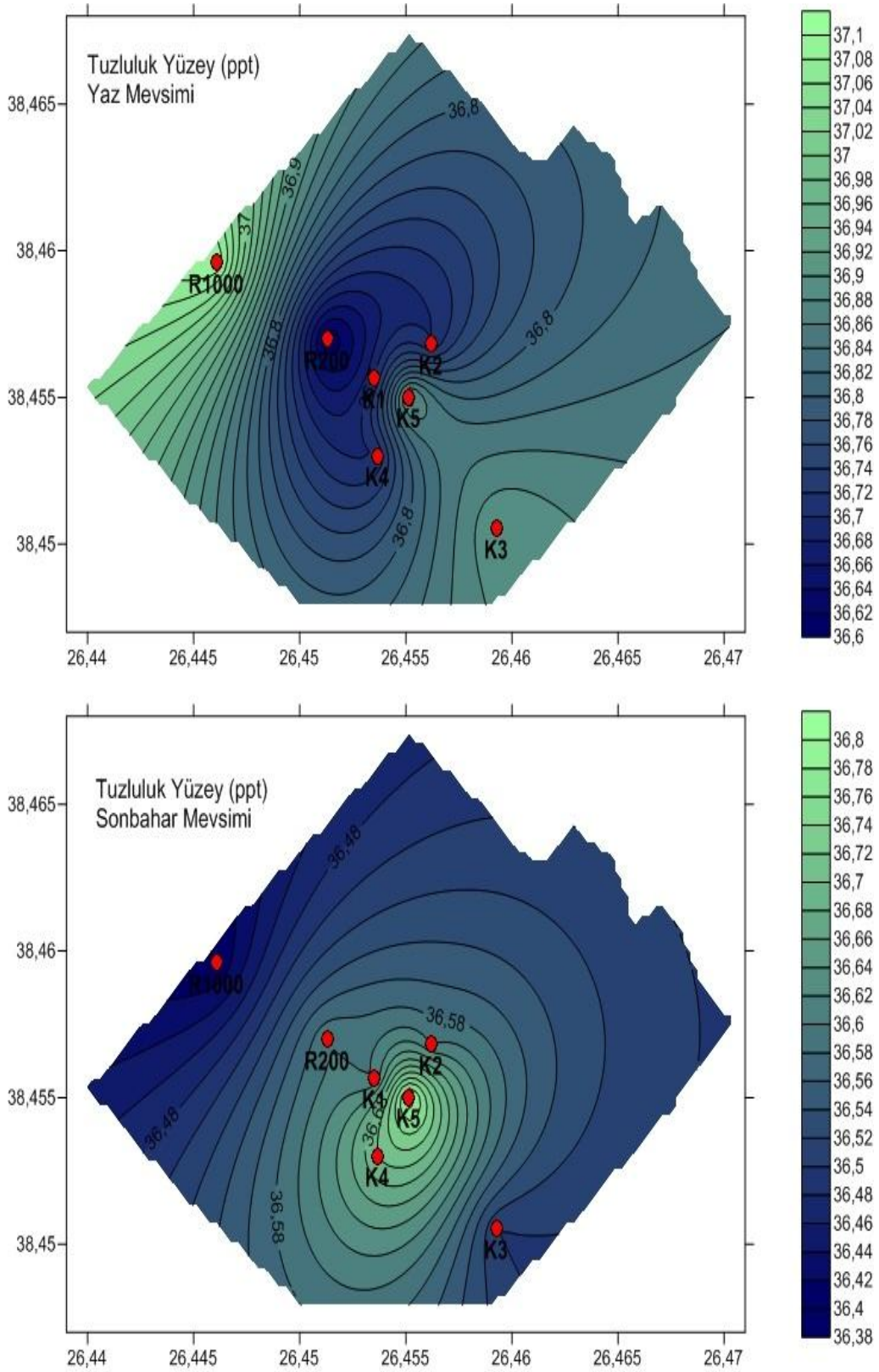
Çizelge 4.5. Mevsimlere göre tuzluluğun (ppt) minimum, maksimum, ortalama ve standart hata değerleri

Tuzluluk (ppt)		Ort	Std. Hata	Min	Maks
Yüzey	Yaz	36,80	0,066	36,60	37,10
	Sonbahar	36,60	0,049	36,40	36,80
	Kış	36,54	0,095	36,10	36,80
	İlkbahar	35,29	0,103	35,00	35,60
Orta	Yaz	37,06	0,131	36,80	37,80
	Sonbahar	36,61	0,077	36,30	37,00
	Kış	36,53	0,078	36,10	36,70
	İlkbahar	35,26	0,097	35,00	35,70
Dip	Yaz	36,83	0,084	36,60	37,20
	Sonbahar	36,56	0,061	36,30	36,70
	Kış	36,59	0,077	36,40	37,00
	İlkbahar	35,44	0,072	35,10	35,60

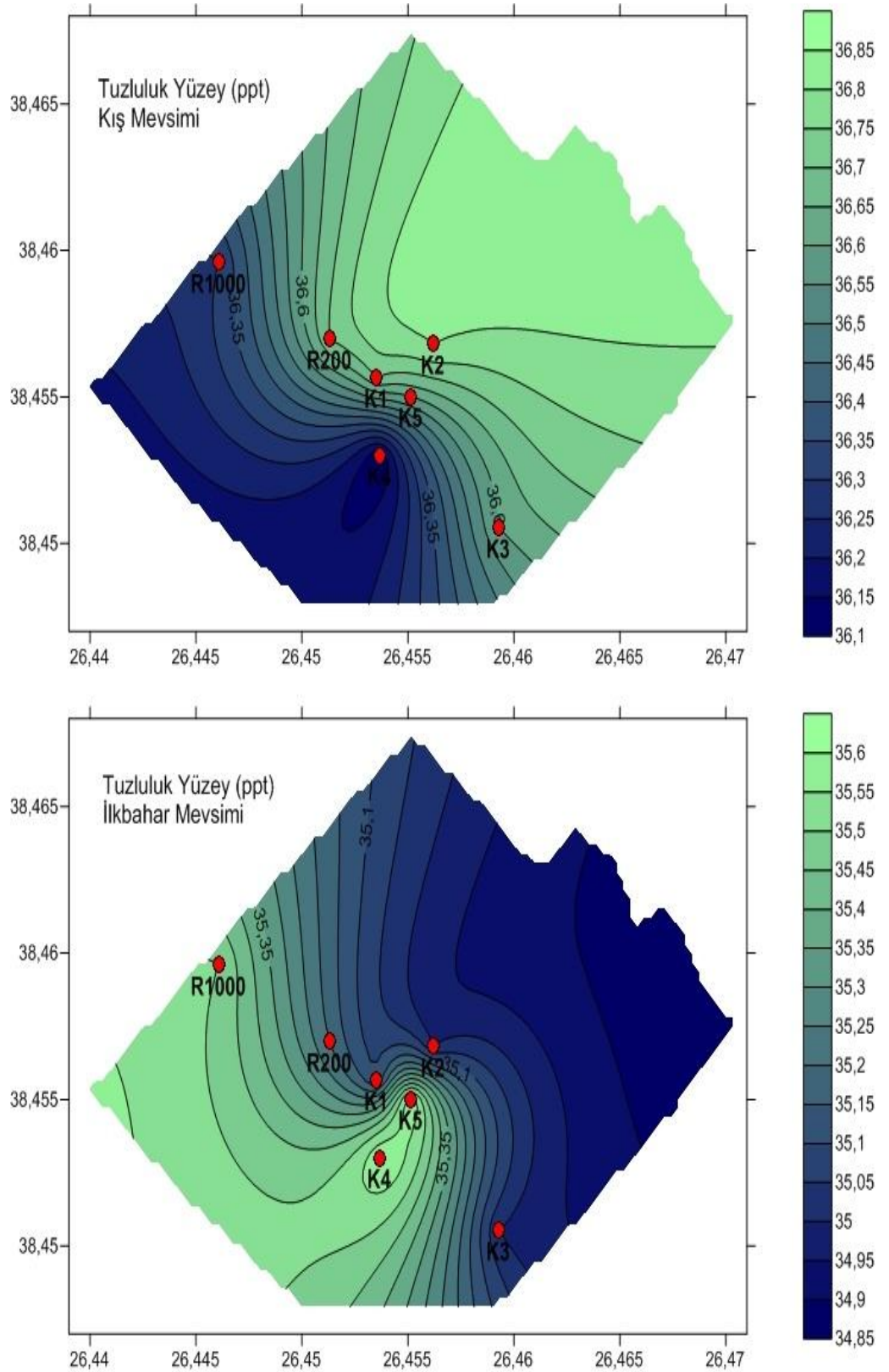
Çizelge 4.6. Mevsimlere ve istasyonlara göre tuzluluktaki farklılık

	Mevsimlere Göre Farklılık			İstasyonlara Göre Farklılık		
	F	df	Sig	F	df	Sig
Yüzey	72,300	3	0,000	0,046	6	1,000
Orta	62,170	3	0,000	0,068	6	0,998
Dip	70,240	3	0,000	0,110	6	0,994

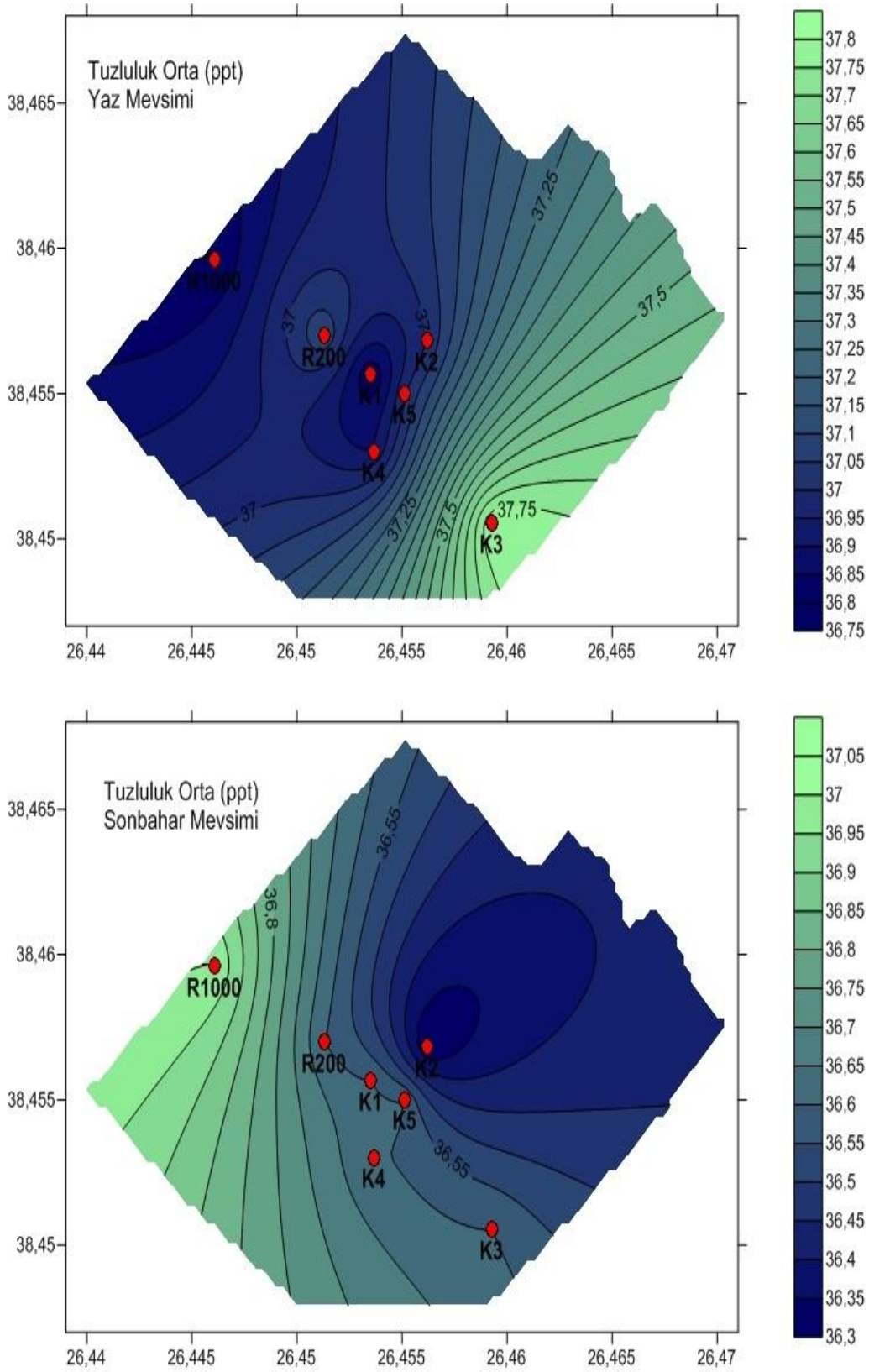
Tuzluluk dağılımlarına bakıldığında yüzey su tabakalarındaki tuzluluk değerlerinde; yaz mevsiminde kuzeybatı yönünde, sonbahar mevsiminde istasyon 5 civarında, kış mevsiminde kuzeydoğu yönünde, ilkbahar mevsiminde ise güneybatı yönünde artış gözlenmektedir. Kış ve ilkbahar mevsimlerinde tuzluluk dağılımlarının birbirine zıt özellik göstermektedir (Şekil 4.9 ve Şekil 4.10). Orta su tabakalarındaki tuzluluk değerlerinde; yaz mevsiminde güneydoğu yönünde, sonbahar mevsiminde batı yönünde, kış mevsiminde kuzeydoğu yönünde, ilkbahar mevsiminde ise güneybatı yönünde artış gözlenmektedir. Orta su tabakalarındaki tuzluluk dağılımlarında; sonbahar ve ilkbahar mevsimlerindeki dağılımlar birbirine benzer özellik göstermekte olup kış mevsimindeki tuzluluk dağılımının kıyıya yakın bölgelerde yüksek değerlere sahip olduğu söylenebilir (Şekil 4.11 ve Şekil 4.12). Tuzluluk dağılımlarına bakıldığında dip su tabakalarındaki tuzluluk değerlerinde; yaz mevsiminde batı yönünde, sonbahar mevsiminde güneybatı yönünde, kış mevsiminde istasyon 5 civarında, ilkbahar mevsiminde ise batı-güneybatı yönünde artış gözlenmektedir. Derin su tabakalarında; yaz, sonbahar ve ilkbahar mevsimlerinde tuzluluk dağılımlarının benzer özellik göstermekte olduğu, kış mevsiminde ise istasyon 5 civarında yüksek değerlerin, diğer bölgelerde ise düşük değerlerin dağılım gösterdiği gözlenmektedir (Şekil 4.13 ve Şekil 4.14). Sonbahar mevsiminde yağışların etkisiyle kıyı kesimlerinin tuzluluk değerlerinin daha düşük olduğu, yüzeyde tuzluluğun daha homojen olup dip sularda güneybatı yönünden çalışma alanına doğru tuzluluğu daha yüksek suların giriş yaptığı söylenebilir.



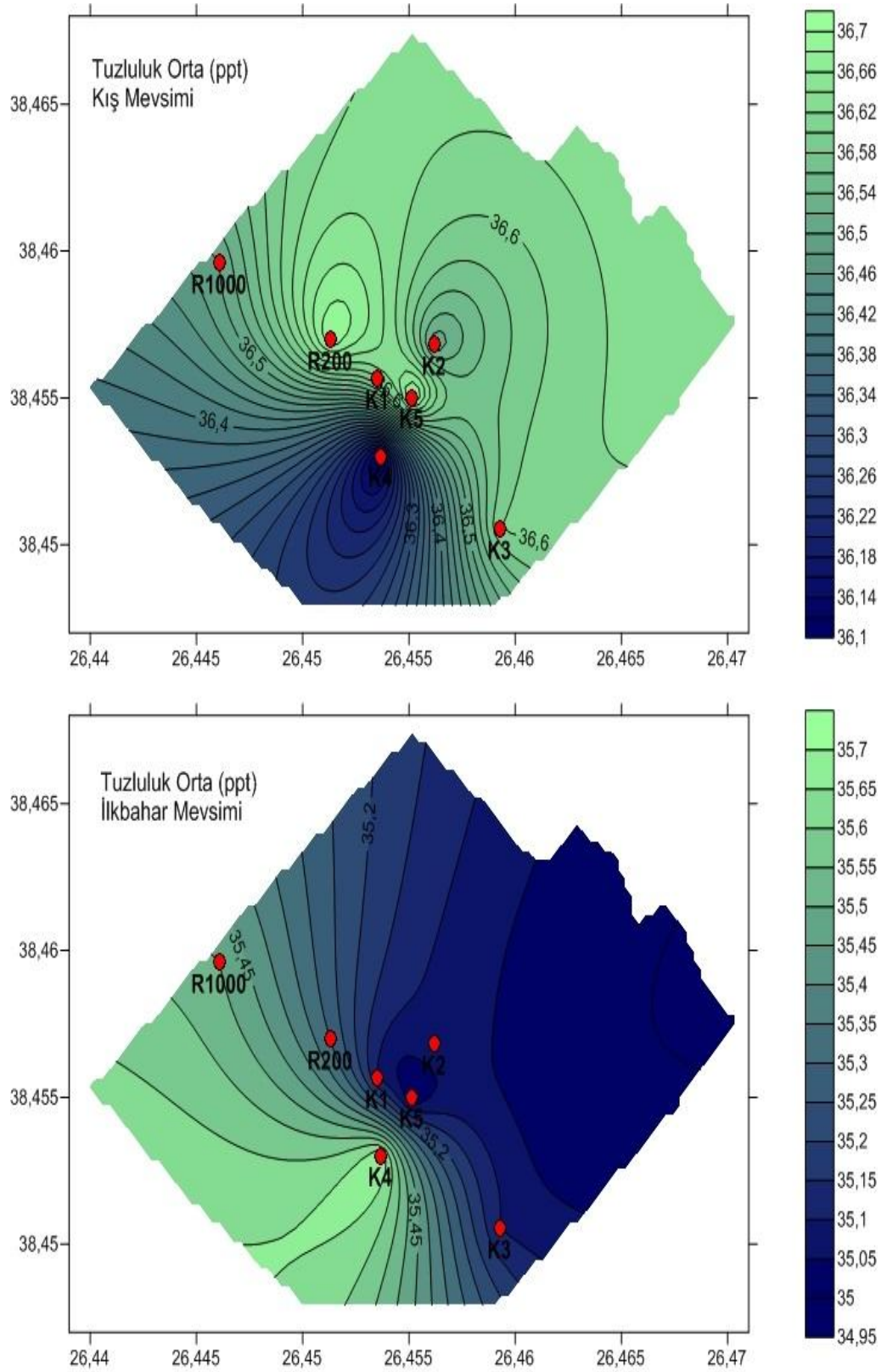
Şekil 4.9. Yaz ve Sonbahar mevsimlerinde yüzey su tabakalarında deniz suyu tuzluluk dağılımı



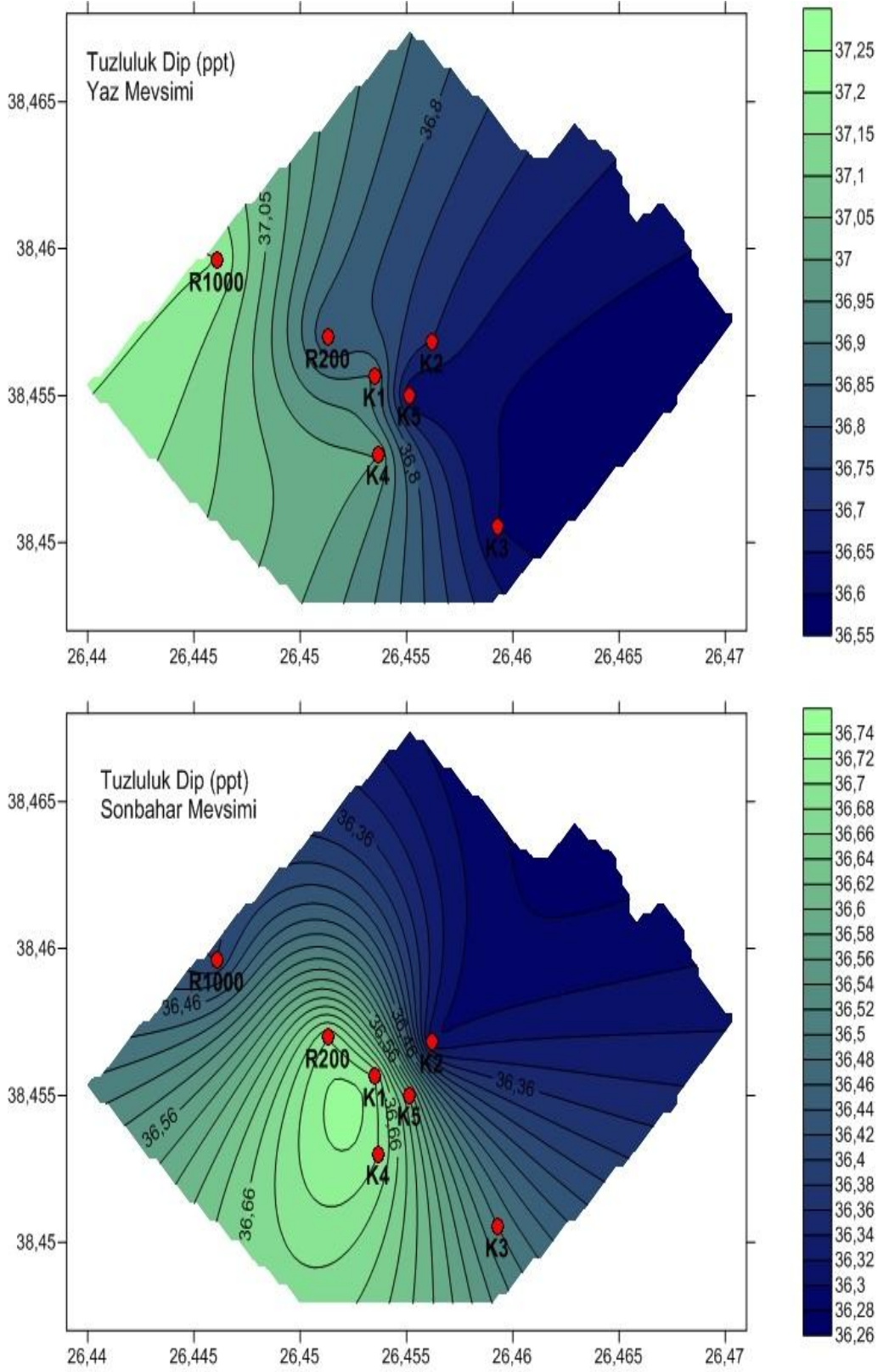
Şekil 4.10. Kış ve İlkbahar mevsimlerinde yüzey su tabakalarında deniz suyu tuzluluk dağılımı



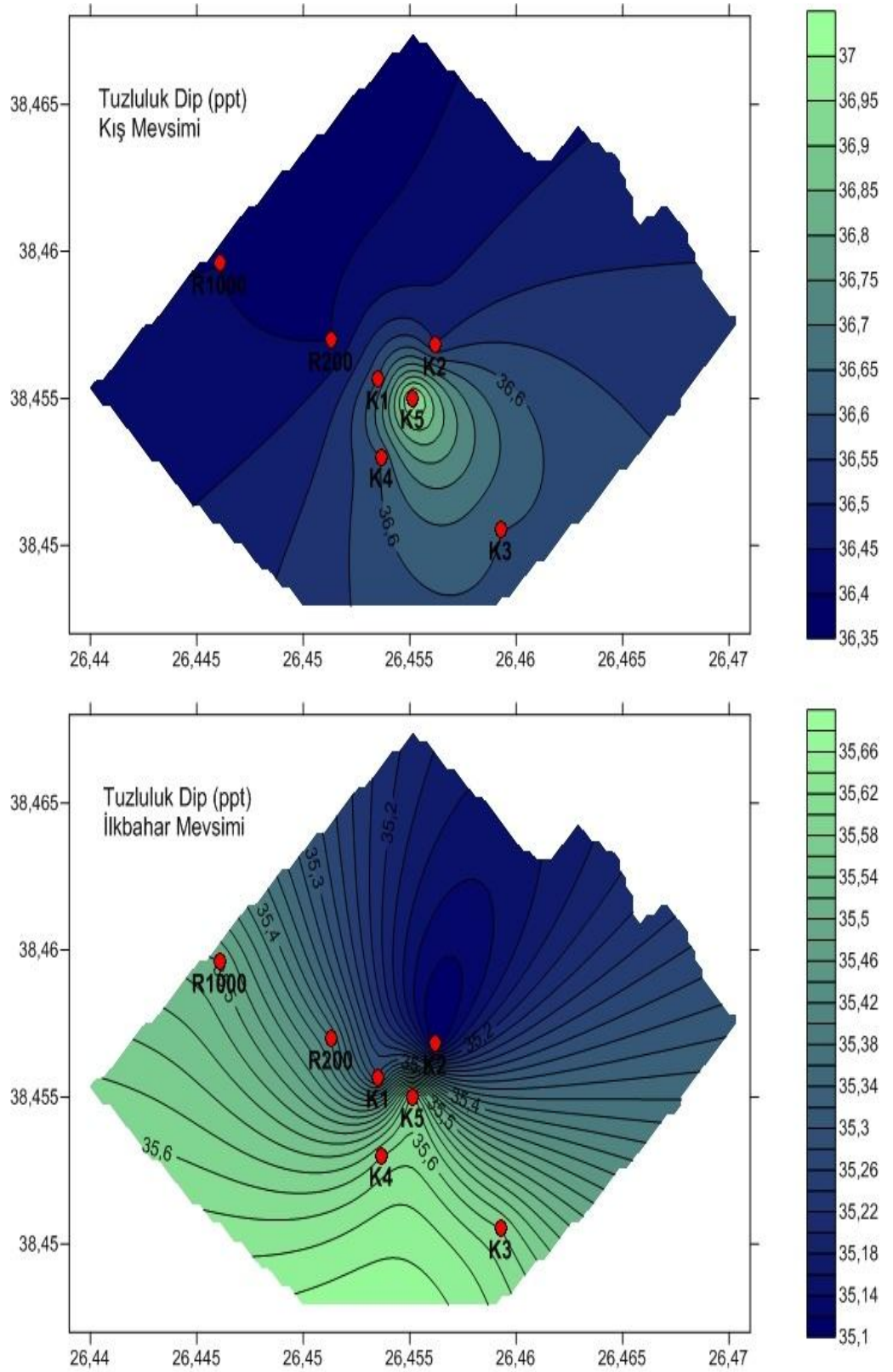
Şekil 4.11. Yaz ve Sonbahar mevsimlerinde orta su tabakalarında deniz suyu tuzluluk dağılımı



Şekil 4.12. Kış ve İlkbahar mevsimlerinde orta su tabakalarında deniz suyu tuzluluk dağılımı



Şekil 4.13. Yaz ve Sonbahar mevsimlerinde dip su tabakalarında tuzluluk dağılımı



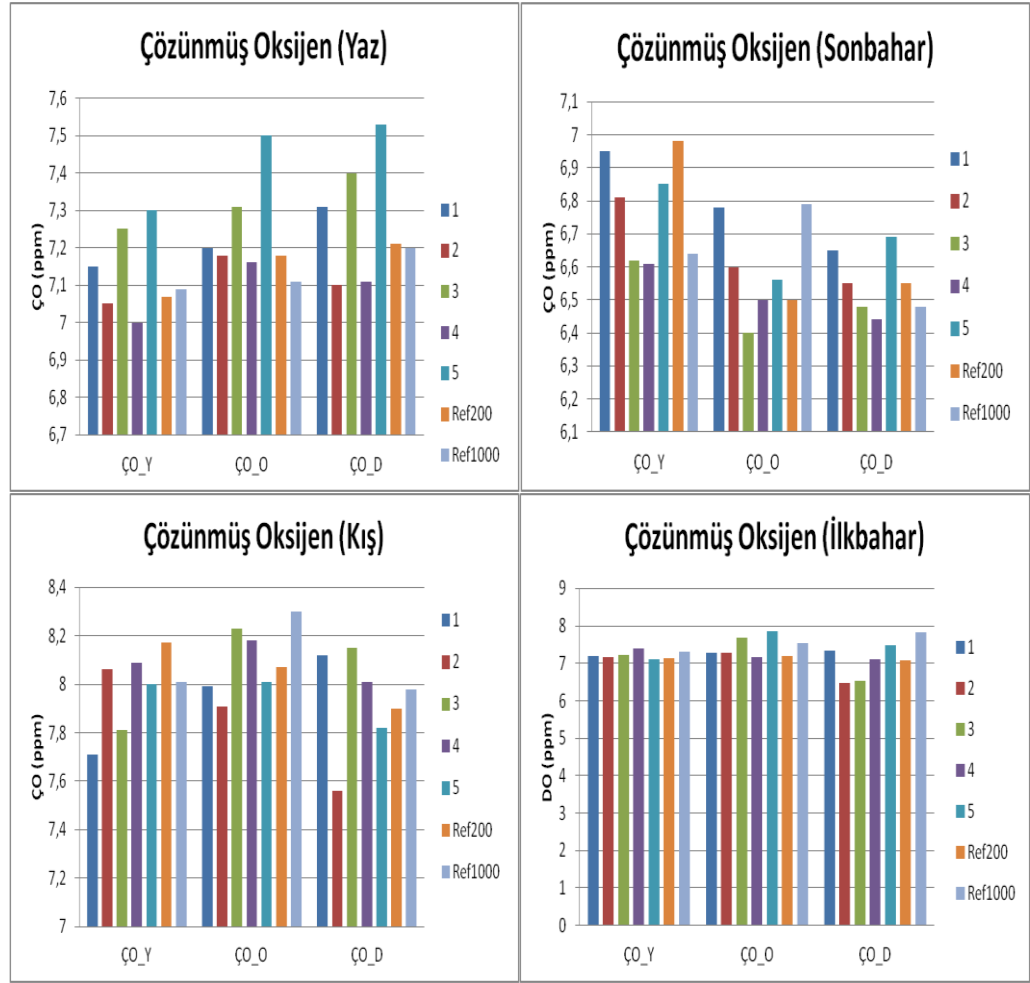
Şekil 4.14. Kış ve İlkbahar mevsimlerinde dip tabakalarda deniz suyu tuzluluk dağılımı

4.3. Çözünmüş Oksijen

Tuzluluk ve sıcaklık parametreleri ile benzer şekilde çözünmüş oksijen değerlerinde mevsimsel farklılıklar bulunmakta buna karşın istasyonlara göre değerlerde farklılık bulunmamaktadır (Şekil 4.15, Çizelge 4.7). Ölçülen en yüksek çözünmüş oksijen değeri (8,30 ppm) kış mevsiminde orta su tabakasından yapılan ölçümlerde elde edilmiş, en düşük değer ise (6,40 ppm) benzer şekilde orta su tabakasından sonbahar mevsiminde ölçülmüştür (Çizelge 4.8). Çözünmüş oksijen mevsimsel olarak değişiklik göstermekte (Yüzey $F=95,758$; $Sig=0,000$; Orta su tabakası $F=82,075$; $Sig=0,000$; Dip $F=29,019$; $Sig=0,000$) ve istasyonlar arasında (Yüzey $F=0,021$; $Sig=1,000$; Orta su tabakası $F=0,102$; $Sig=0,995$; Dip $F=0,288$; $Sig=0,936$) istatistiksel açıdan önemli bir farklılık bulunmamaktadır (Çizelge 4.9).

Çizelge 4.7. Mevsimlere göre istasyonlarda ölçülen çözünmüş oksijen değerleri (ppm)

İstasyonlar	Çözünmüş Oksijen (ppm)			
	Yaz	Sonbahar	Kış	İlkbahar
1 (yüzey)	7,15	6,95	7,71	7,19
1 (orta su)	7,20	6,78	7,99	7,28
1 (dip)	7,31	6,65	8,12	7,34
2 (yüzey)	7,05	6,81	8,06	7,17
2 (orta su)	7,18	6,60	7,91	7,28
2 (dip)	7,10	6,55	7,56	6,48
3 (yüzey)	7,25	6,62	7,81	7,21
3 (orta su)	7,31	6,40	8,23	7,68
3 (dip)	7,40	6,48	8,15	6,53
4 (yüzey)	7,00	6,61	8,09	7,40
4 (orta su)	7,16	6,50	8,18	7,16
4 (dip)	7,11	6,44	8,01	7,11
5 (yüzey)	7,30	6,85	8,00	7,10
5 (orta su)	7,50	6,56	8,01	7,86
5 (dip)	7,53	6,69	7,82	7,47
Ref 200 (yüzey)	7,07	6,98	8,17	7,13
Ref200 (orta su)	7,18	6,50	8,07	7,19
Ref 200 (dip)	7,21	6,55	7,90	7,09
Ref 1000(yüzey)	7,09	6,64	8,01	7,32
Ref1000 (orta su)	7,11	6,79	8,30	7,54
Ref 1000(dip)	7,20	6,48	7,98	7,83



Şekil 4.15. Mevsimlere ve istasyonlara göre çözünmüş oksijen

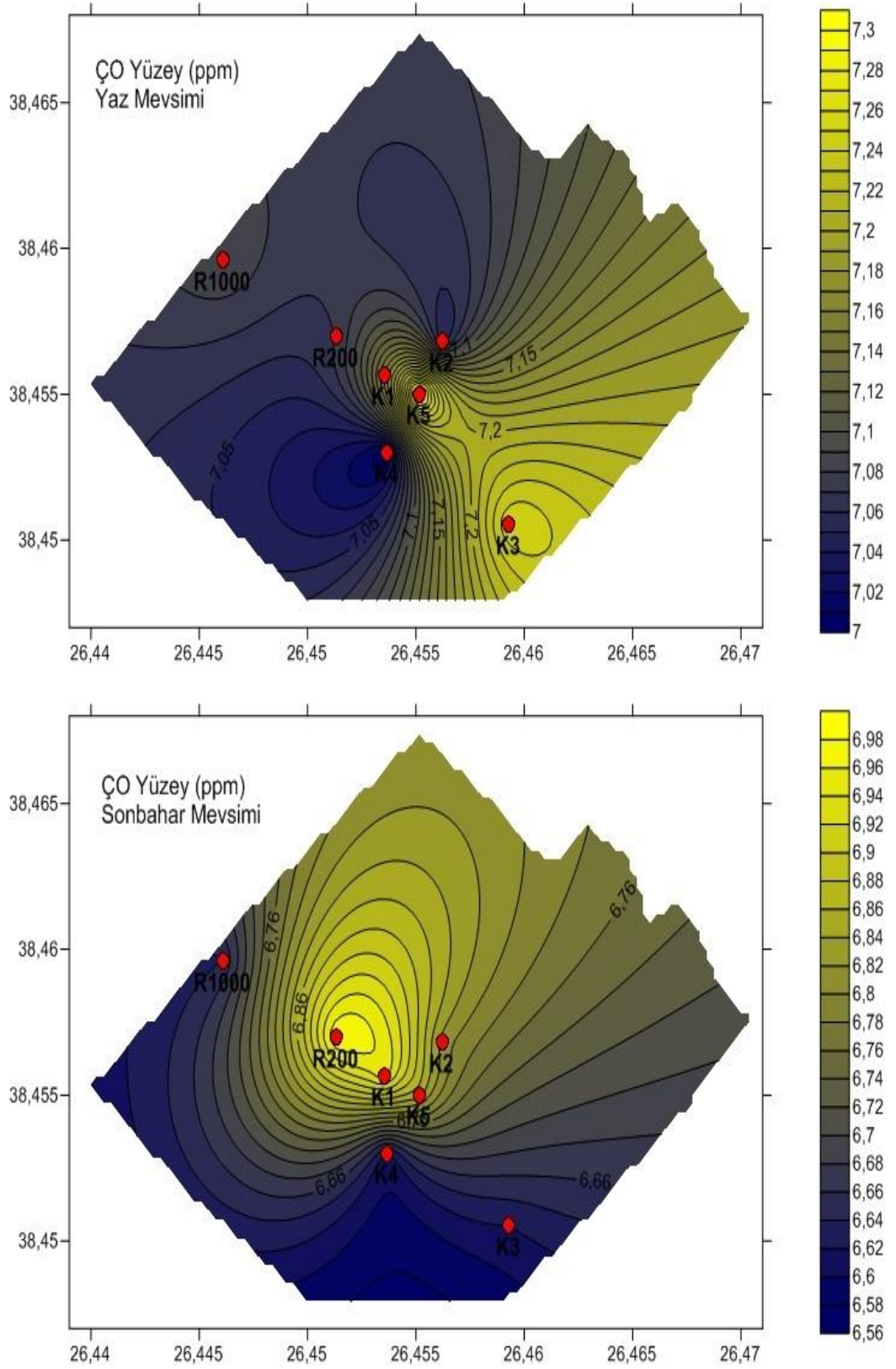
Çizelge 4.8. Mevsimlere göre çözünmüş oksijenin (ppm) minimum, maksimum, ortalama ve standart hata değerleri

Çözünmüş Oksijen (ppm)		Ort	Std. Hata	Min	Maks
Yüzey	Yaz	7,13	0,041	7,00	7,30
	Sonbahar	6,78	0,060	6,61	6,98
	Kış	7,98	0,061	7,71	8,17
	İlkbahar	7,22	0,040	7,10	7,40
Orta	Yaz	7,23	0,050	7,11	7,50
	Sonbahar	6,59	0,056	6,40	6,79
	Kış	8,10	0,054	7,91	8,30
	İlkbahar	7,43	0,102	7,16	7,86
Dip	Yaz	7,27	0,060	7,10	7,53
	Sonbahar	6,55	0,035	6,44	6,69
	Kış	7,93	0,076	7,56	8,15
	İlkbahar	7,12	0,185	6,48	7,83

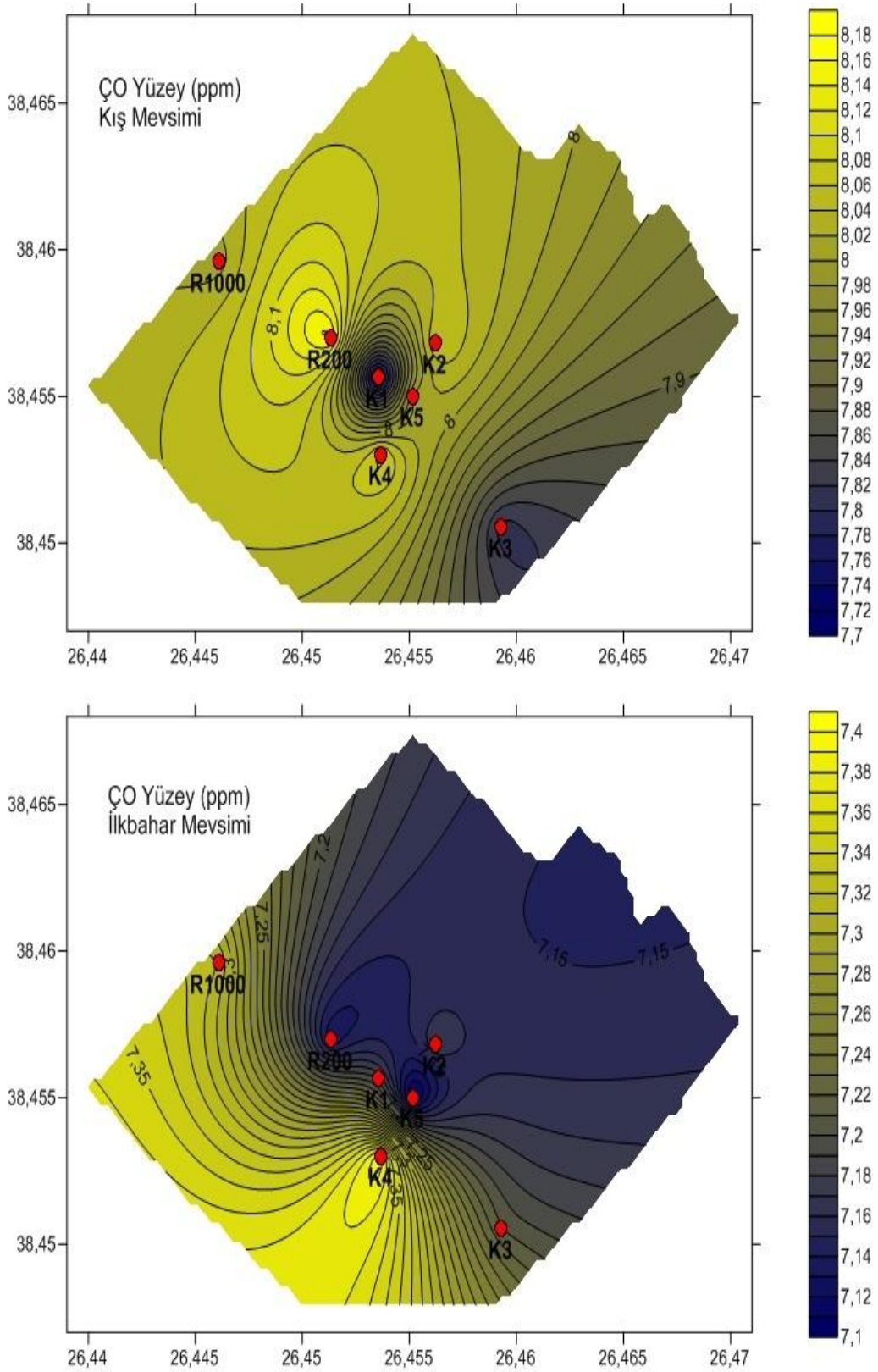
Çizelge 4.9. Mevsimlere ve istasyonlara göre çözünmüş oksijen farklılıkları

	Mevsimlere Göre Farklılık			İstasyonlara Göre Farklılık		
	<i>F</i>	<i>df</i>	<i>Sig.</i>	<i>F</i>	<i>df</i>	<i>Sig.</i>
Yüzey	95,758	3	0,000	0,021	6	1,000
Orta	82,075	3	0,000	0,102	6	0,995
Dip	29,019	3	0,000	0,288	6	0,936

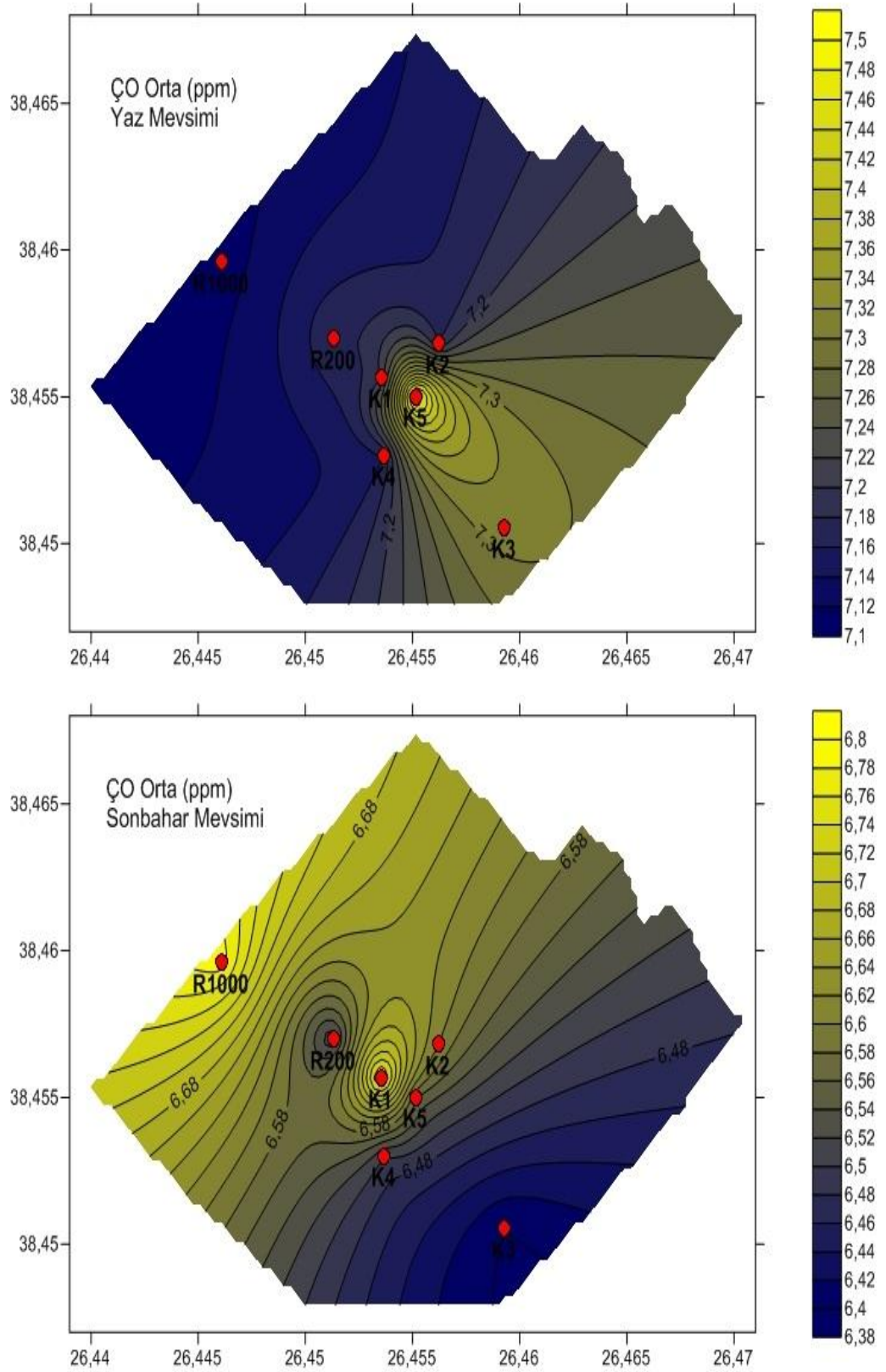
Çözünmüş oksijenin yüzey su tabakalarındaki değerlerinde; yaz mevsiminde güneydoğu yönünde, sonbahar mevsiminde kuzey yönünde, kış mevsiminde istasyon 5 civarı haricindeki diğer bölgelerde, ilkbahar mevsiminde güneybatı yönünde artış gözlenmektedir. Çözünmüş oksijenin yüzey su tabakalarındaki dağılımlarından; kış mevsiminde homojen bir dağılım gösterdiği, ilkbahar mevsiminde kıyıya yakın bölgelerde düşük, sonbahar mevsiminde ise kıyıya yakın bölgelerde yüksek değerlerin yoğunlaştığı söylenebilir (Şekil 4.16, Şekil 4.17). Çözünmüş oksijenin orta su tabakalarındaki değerlerinde; yaz mevsiminde güneydoğu yönünde, sonbahar mevsiminde kuzeybatı yönünde, kış mevsiminde güneybatı yönünde, ilkbahar mevsiminde güneydoğu yönünde artış gözlenmektedir. Orta su tabakasındaki çözünmüş oksijen dağılımlarında; yaz ve sonbahar mevsimlerindeki dağılımlar birbirlerine zıt özellikler göstermektedir (Şekil 4.18, Şekil 4.19). Çözünmüş oksijenin dip su tabakalarındaki değerlerinde; yaz mevsiminde güneydoğu yönünde, sonbahar mevsiminde istasyon 5 civarında, kış mevsiminde güneybatı yönünde, ilkbahar mevsiminde batı yönünde artış gözlenmektedir. Derin su tabakalarında yaz ve ilkbahar mevsimlerinde çözünmüş oksijen dağılımları birbirine zıt özellikler göstermektedir (Şekil 4.20 ve Şekil 4.21). Yaz mevsiminde diğer çiftliklerin yakın olduğu güneydoğu yönündeki suların çözünmüş oksijen düzeyleri daha yakın iken, sonbahar mevsiminde kuzeybatı/batı yönündeki suların oksijen seviyeleri daha yüksektir.



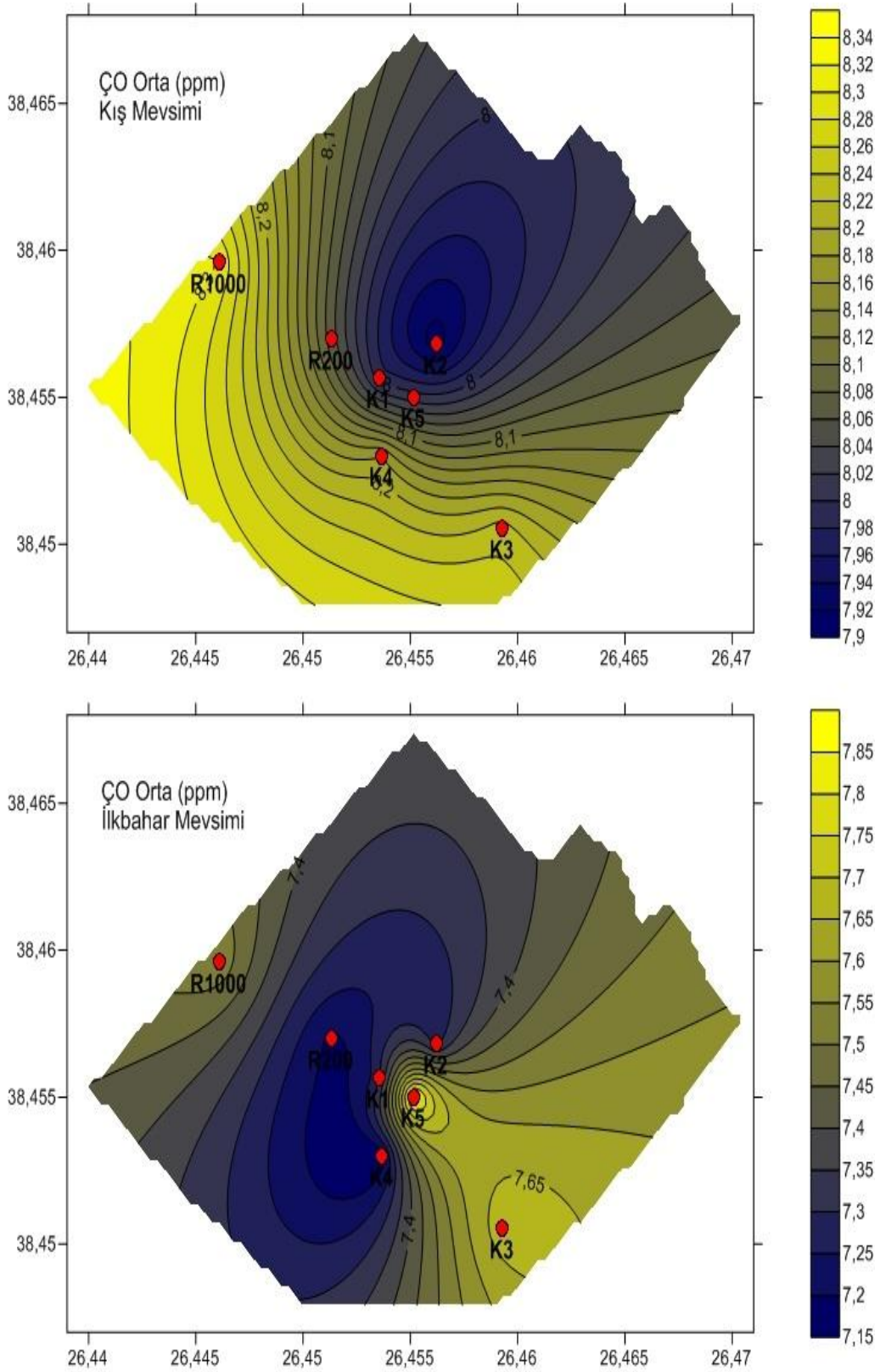
Şekil 4.16. Yaz ve Sonbahar mevsimlerinde yüzey su tabakalarında çözülmüş oksijen dağılımı



Şekil 4.17. Kış ve İlkbahar mevsimlerinde yüzey su tabakalarında çözünmüş oksijen dağılımı

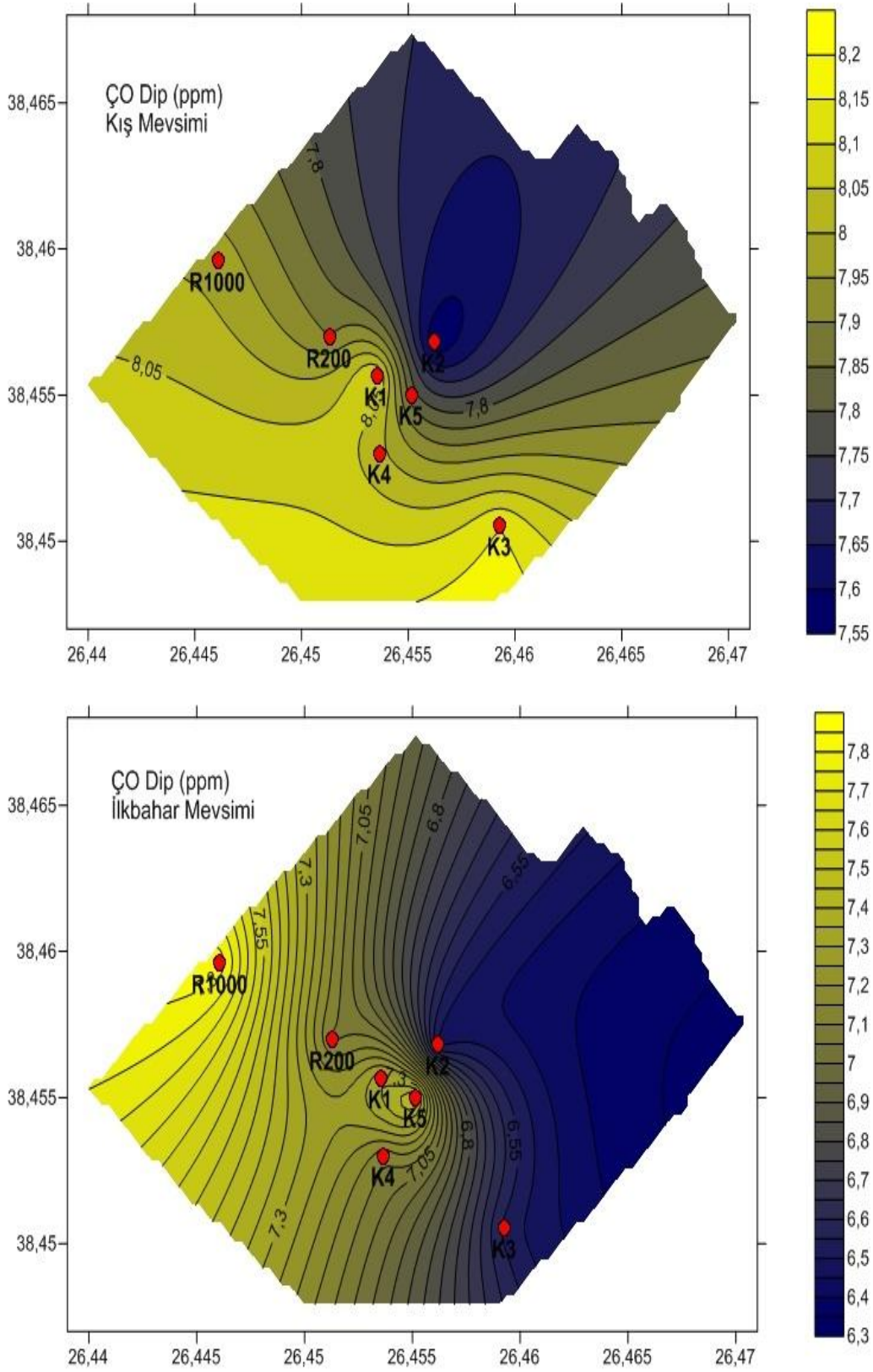


Şekil 4.18. Yaz ve Sonbahar mevsimlerinde orta su tabakalarında çözünmüş oksijen dağılımı



Şekil 4.19. Kış ve İlkbahar mevsimlerinde orta su tabakalarında çözünmüş oksijen dağılımı

Şekil 4.20. Yaz ve Sonbahar mevsimlerinde dip su tabakalarında çözünmüş oksijen dağılımı



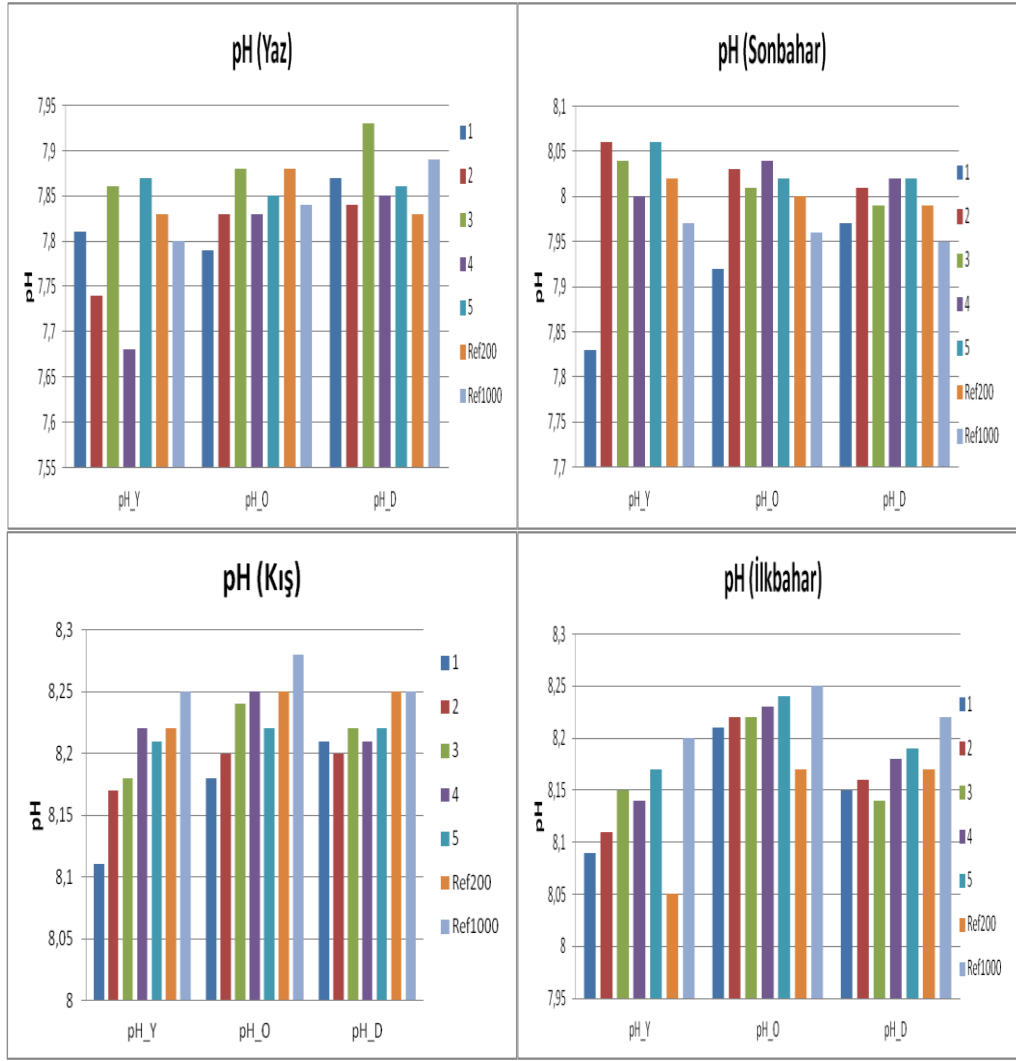
Şekil 4.21. Kış ve İlkbahar mevsimlerinde dip su tabakalarında çözünmüş oksijen dağılımı

4.4. pH

Araştırma yapılan bölgede, en düşük pH değeri 7,68 ile yaz mevsiminde 4 numaralı istasyonun yüzey suyunda, en yüksek pH 8,28 ise kış mevsiminde saptanmıştır (Şekil 4.22, Çizelge 4.10). Yıl boyunca ölçülen pH'nın minimum, maksimum, ortalama ve standart hata değerleri Çizelge 4.11'de verilmiştir.

Çizelge 4.10. Mevsimlere göre istasyonlarda ölçülen pH değerleri

İstasyonlar	pH			
	Yaz	Sonbahar	Kış	İlkbahar
1 (yüzey)	7,81	7,83	8,11	8,09
1 (Orta)	7,79	7,92	8,18	8,21
1 (dip)	7,87	7,97	8,21	8,15
2 (yüzey)	7,74	8,06	8,17	8,11
2 (Orta)	7,83	8,03	8,20	8,22
2 (dip)	7,84	8,01	8,20	8,16
3 (yüzey)	7,86	8,04	8,18	8,15
3 (Orta)	7,88	8,01	8,24	8,22
3 (dip)	7,93	7,99	8,22	8,14
4 (yüzey)	7,68	8,00	8,22	8,14
4 (Orta)	7,83	8,04	8,25	8,23
4 (dip)	7,85	8,02	8,21	8,18
5 (yüzey)	7,87	8,06	8,21	8,17
5 (Orta)	7,85	8,02	8,22	8,24
5 (dip)	7,86	8,02	8,22	8,19
Ref 200 (yüzey)	7,83	8,02	8,22	8,05
Ref 200 (Orta)	7,88	8,00	8,25	8,17
Ref 200 (dip)	7,83	7,99	8,25	8,17
Ref 1000(yüzey)	7,80	7,97	8,25	8,20
Ref 1000(Orta)	7,84	7,96	8,28	8,25
Ref 1000(dip)	7,89	7,95	8,25	8,22



Şekil 4.22. Mevsimlere ve istasyonlara göre pH

Çizelge 4.11. Mevsimlere göre pH'nın minimum, maksimum, ortalama ve standart hata değerleri

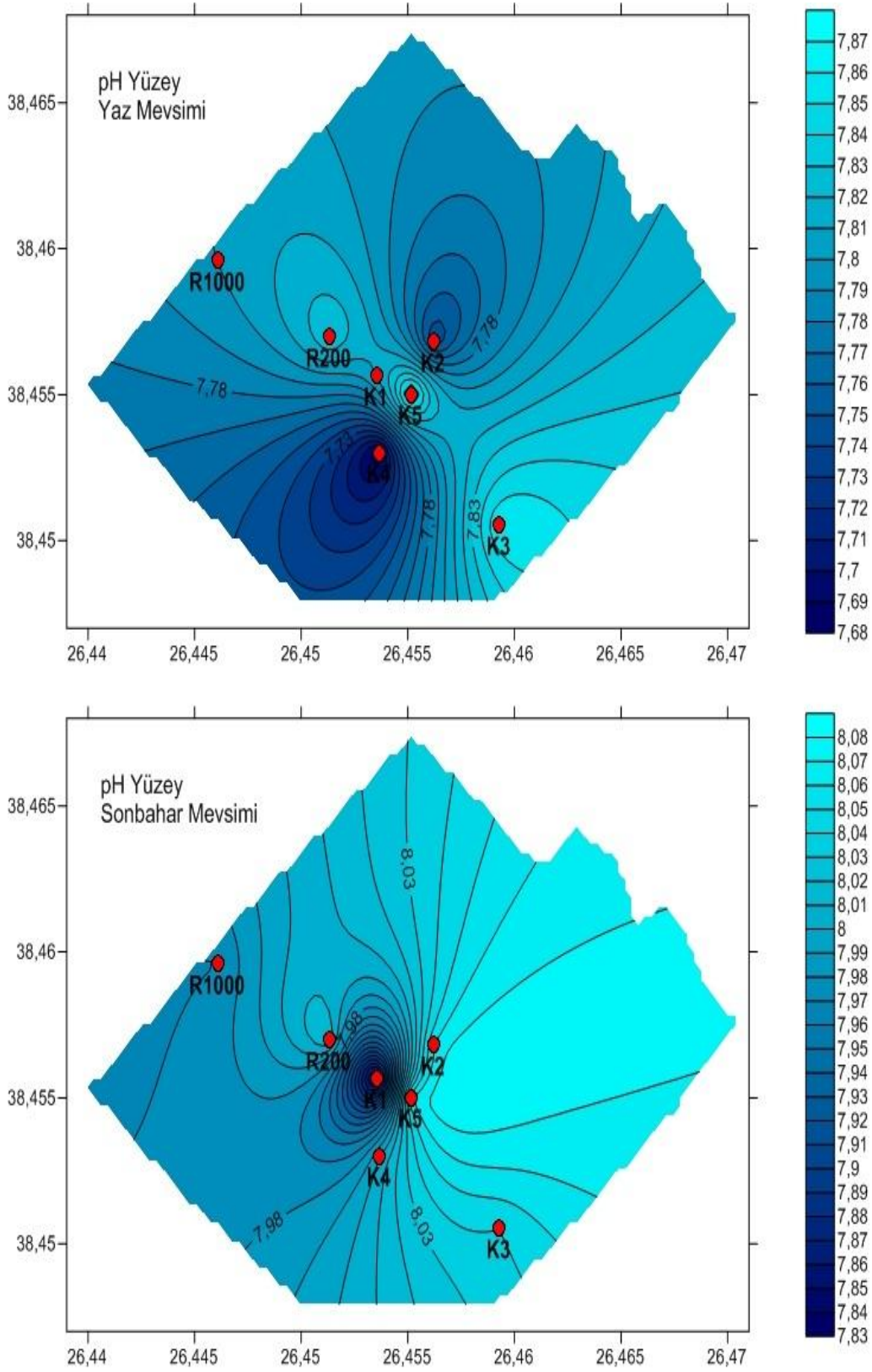
pH		Ort	Std. Hata	Min	Maks
Yüzey	Yaz	7,80	0,026	7,68	7,87
	Sonbahar	8,00	0,030	7,83	8,06
	Kış	8,19	0,017	8,11	8,25
	İlkbahar	8,13	0,019	8,05	8,20
Orta	Yaz	7,84	0,012	7,79	7,88
	Sonbahar	8,00	0,016	7,92	8,04
	Kış	8,23	0,013	8,18	8,28
	İlkbahar	8,22	0,010	8,17	8,25
Dip	Yaz	7,87	0,013	7,83	7,93
	Sonbahar	7,99	0,010	7,95	8,02
	Kış	8,22	0,007	8,20	8,25
	İlkbahar	8,17	0,010	8,14	8,22

Çözünmüş oksijen ve sıcaklık parametrelerine benzer şekilde pH mevsimsel (Yüzey $F= 54,356$; $Sig=0,000$; Orta $F= 212,593$; $Sig=0,000$; Dip $F= 254,924$; $Sig=0,000$) olarak değişiklik göstermekte ve istasyonlar arasında ise istatistiksel olarak bir farklılık bulunmamaktadır (Yüzey $F= 0,181$; $Sig=0,979$; Orta $F= 0,054$; $Sig= 0,999$; Dip $F= 0,015$; $Sig=1,000$) (Çizelge 4.12).

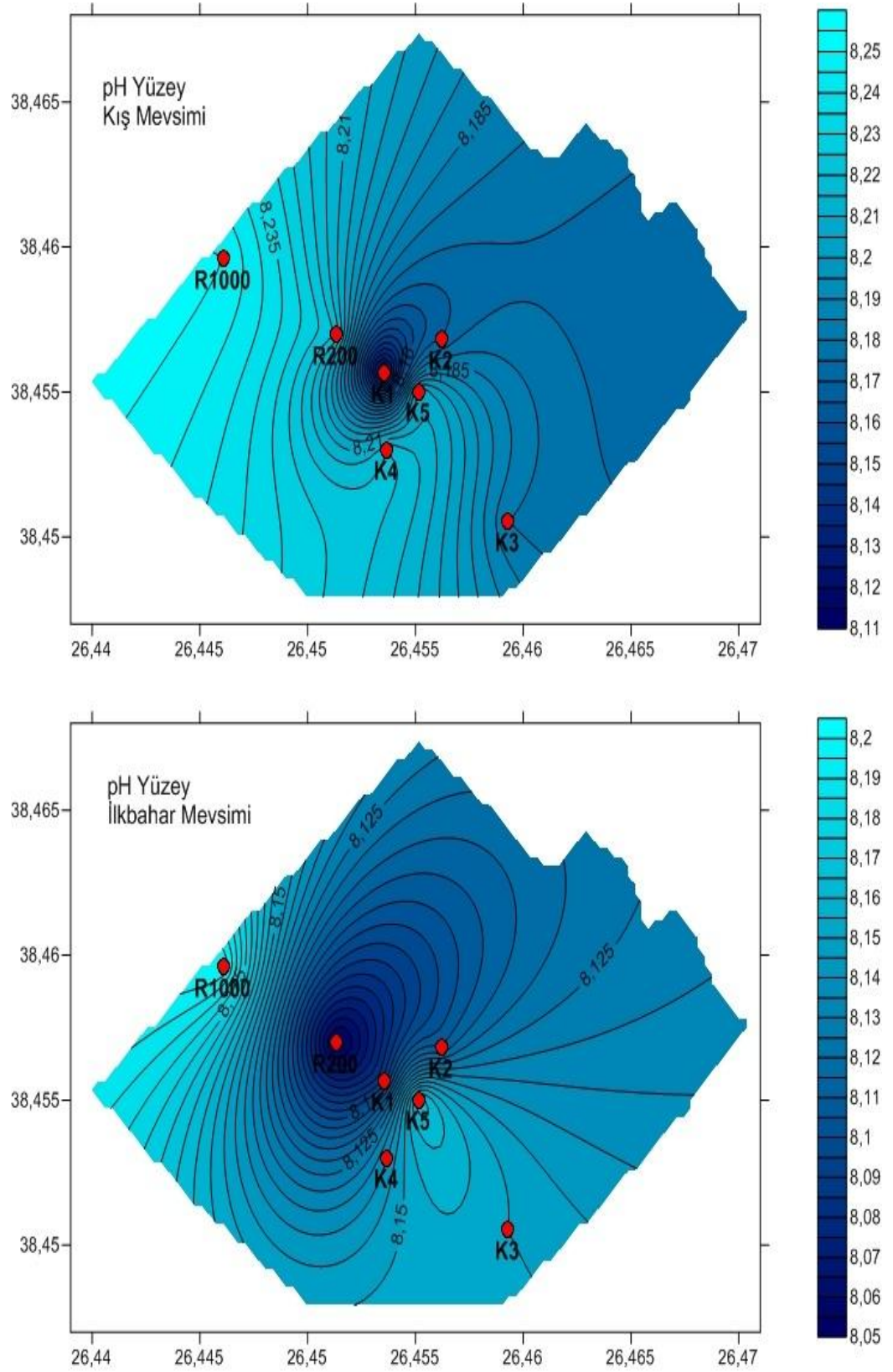
Çizelge 4.12. Mevsimlere ve istasyonlara göre pH farklılıkları

	Mevsimlere Göre Farklılık			İstasyonlara Göre Farklılık		
	<i>F</i>	<i>df</i>	<i>Sig.</i>	<i>F</i>	<i>df</i>	<i>Sig.</i>
Yüzey	54,356	3	0,000	0,181	6	0,979
Orta	212,593	3	0,000	0,054	6	0,999
Dip	254,924	3	0,000	0,015	6	1,000

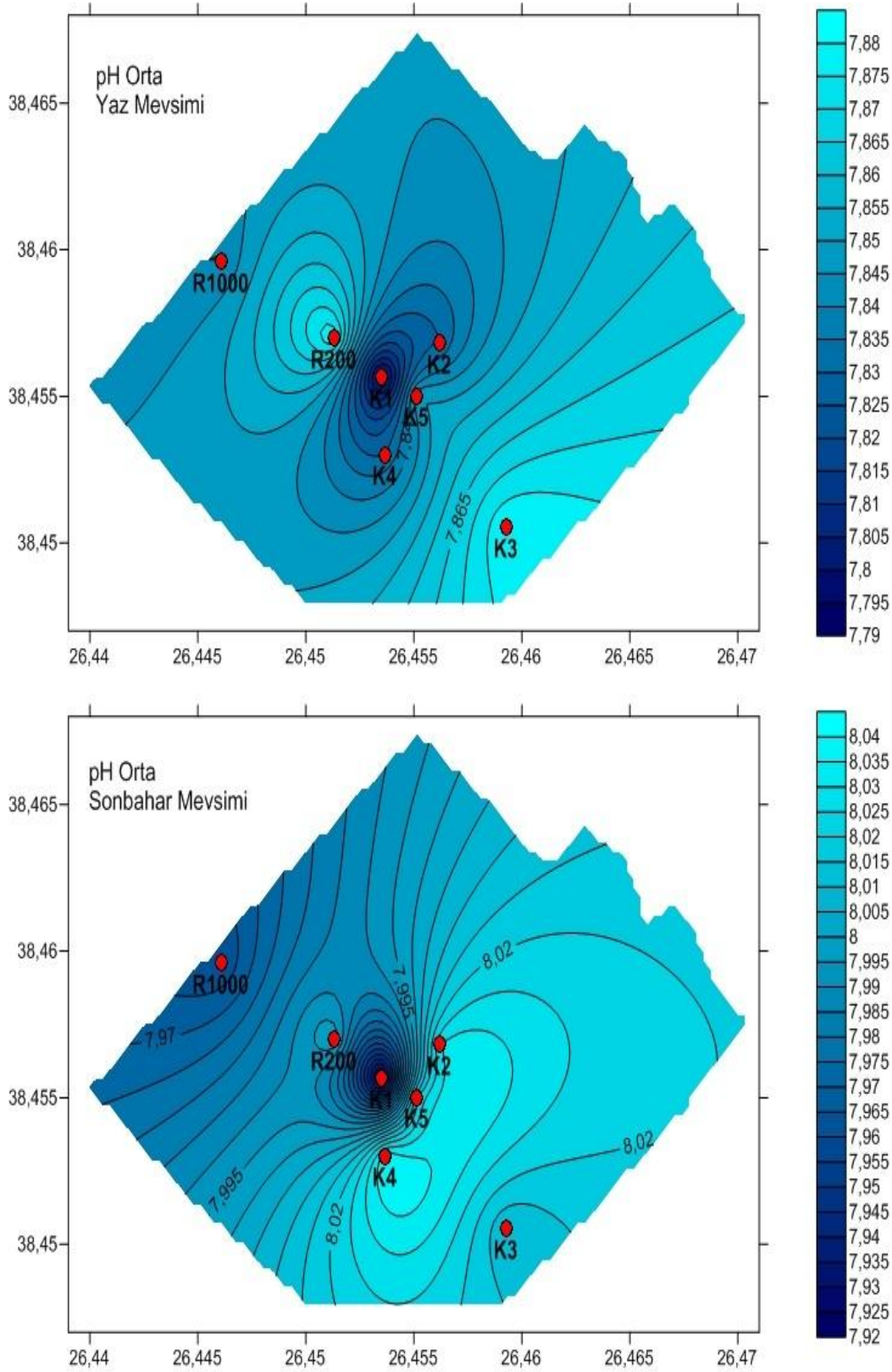
Yüzey su tabakalarındaki pH değerlerinde; yaz mevsiminde güneydoğu yönünde, sonbahar mevsiminde istasyon 5 civarı dışındaki bölgelerde, kış mevsiminde batı yönünde, ilkbahar mevsiminde Ref 200 istasyonu dışındaki bölgelerde artış gözlenmektedir. pH'ın yüzey su tabakasında; yaz mevsiminde istasyon 2 ve istasyon 5 çevresindeki suların pH değerleri daha düşük iken sonbahar ve kış mevsimlerindeki dağılımlarının birbirine zıt özellikler göstermekte olduğu gözlenmektedir (Şekil 4.23, Şekil 4.24). Orta su tabakalarındaki pH değerlerinde; yaz mevsiminde güneydoğu yönünde, sonbahar mevsiminde doğu-güneydoğu yönünde, kış mevsiminde batı yönünde, ilkbahar mevsiminde Ref 200 istasyonu civarı dışındaki bölgelerde artış gözlenmektedir. Orta su tabakasındaki pH değerlerinin dağılımlarında; yaz mevsiminde istasyon 1 çevresindeki suların pH değerlerinin düşük olduğu, sonbahar mevsiminde diğer çiftliklerin yakın olduğu güneydoğu yönündeki suların pH değerlerinin daha yüksek olduğu, ilkbahar mevsiminde ise referans 200 istasyonu çevresindeki suların pH değerlerinin daha düşük iken diğer bölgelerin homojen dağılım gösterdiği gözlenmektedir (Şekil 4.25, Şekil 4.26). pH değerlerinin dip su tabakasındaki dağılımları; kış ve ilkbahar mevsimlerinde benzer özellikler göstermektedir (Şekil 4.27, Şekil 4.28).



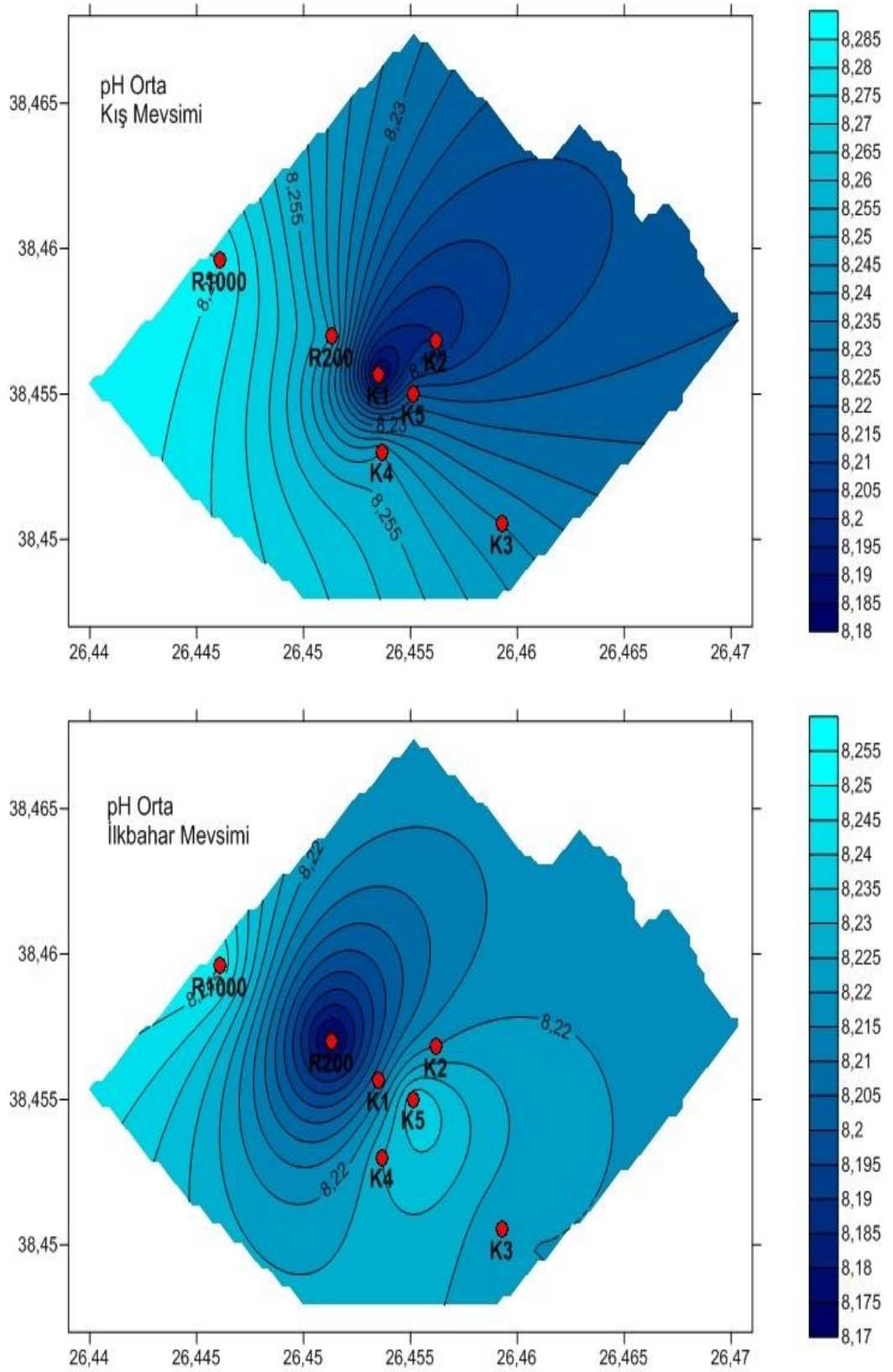
Şekil 4.23. Yaz ve Sonbahar mevsimlerinde yüzey su tabakalarında pH dağılımı



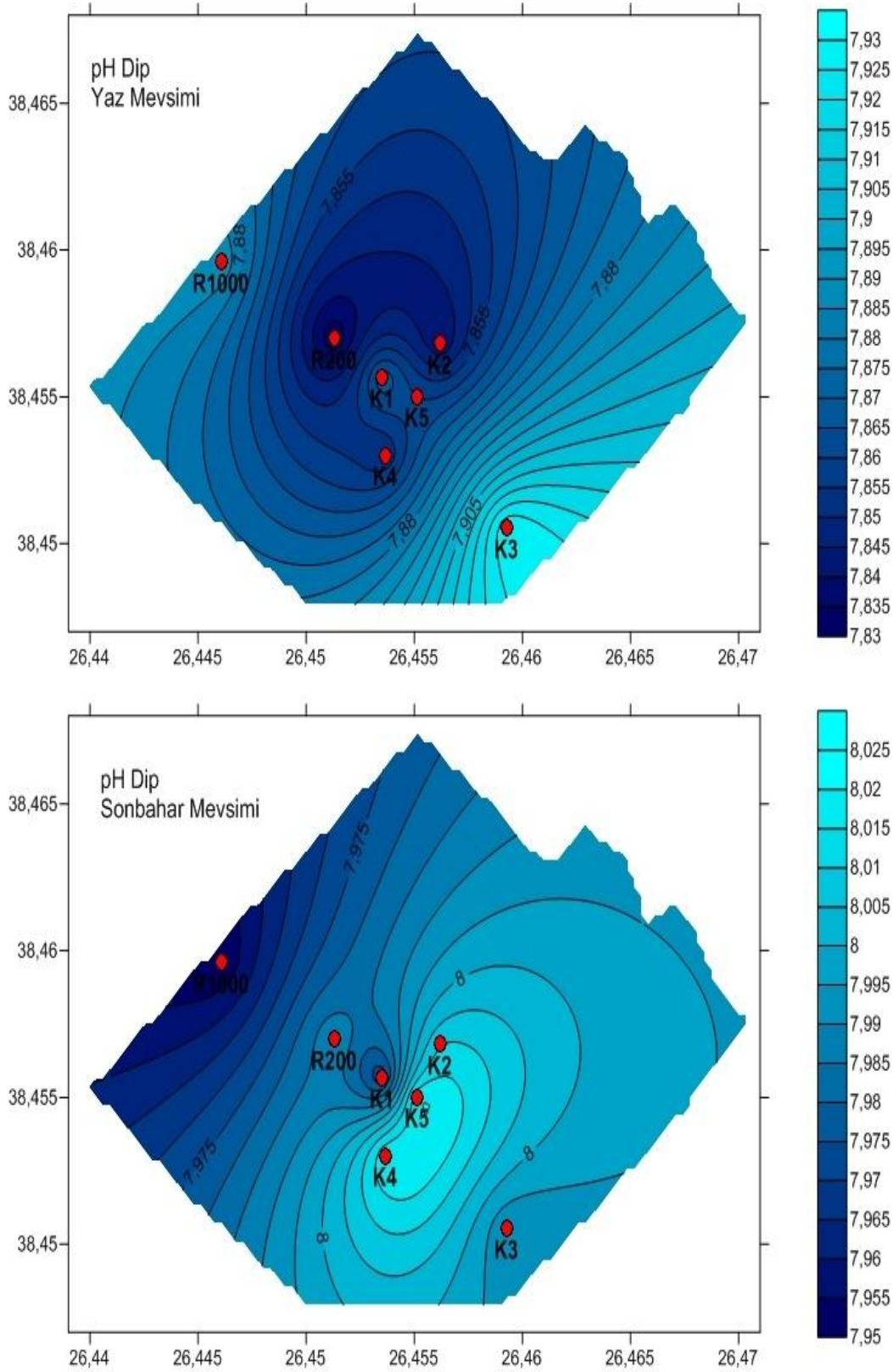
Şekil 4.24. Kış ve İlkbahar mevsimlerinde yüzey su tabakalarında pH dağılımı



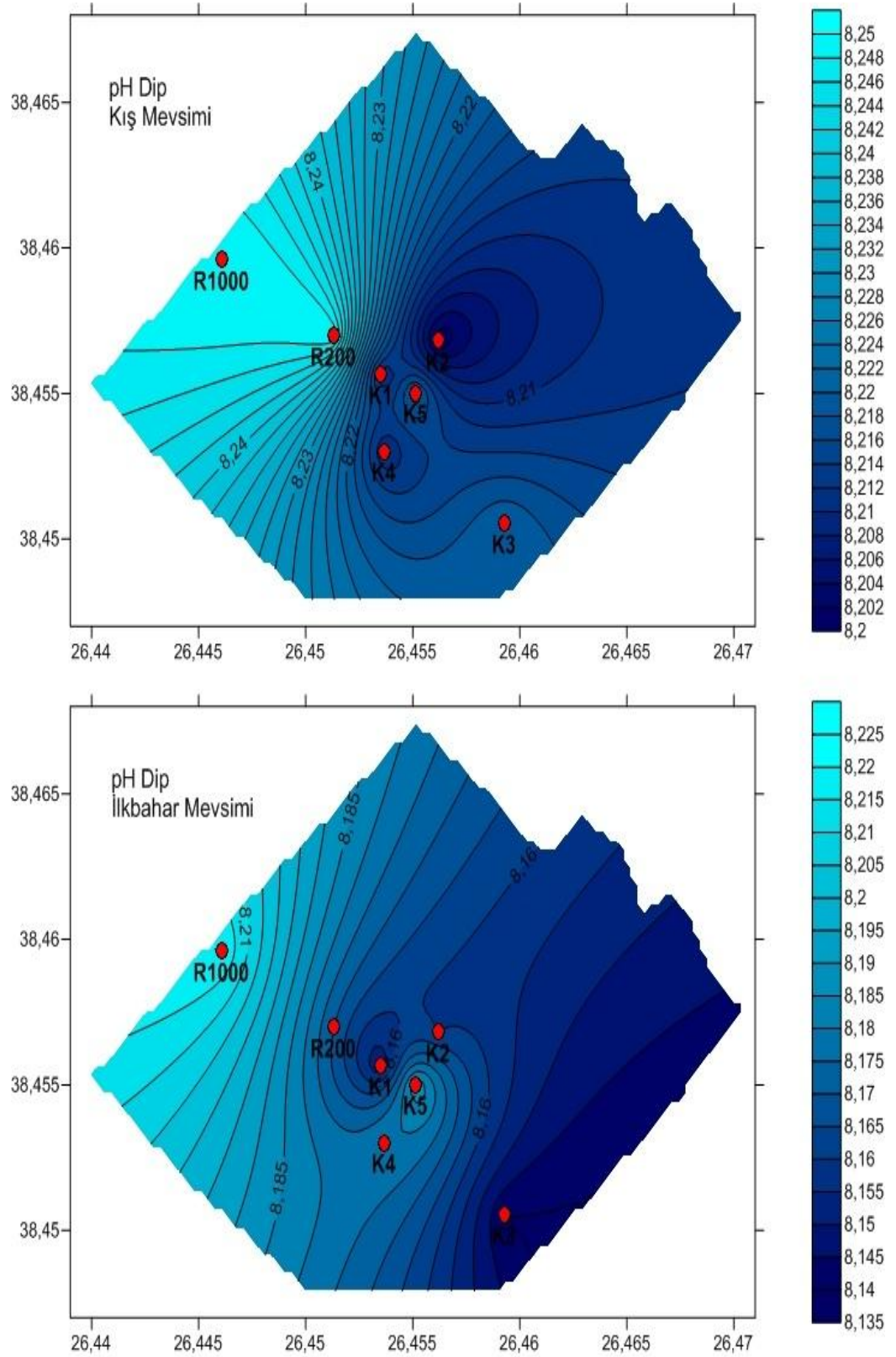
Şekil 4.25. Yaz ve Sonbahar mevsimlerinde orta su tabakalarında pH dağılımı



Şekil 4.26. Kış ve İlkbahar mevsimlerinde orta su tabakalarında pH dağılımı



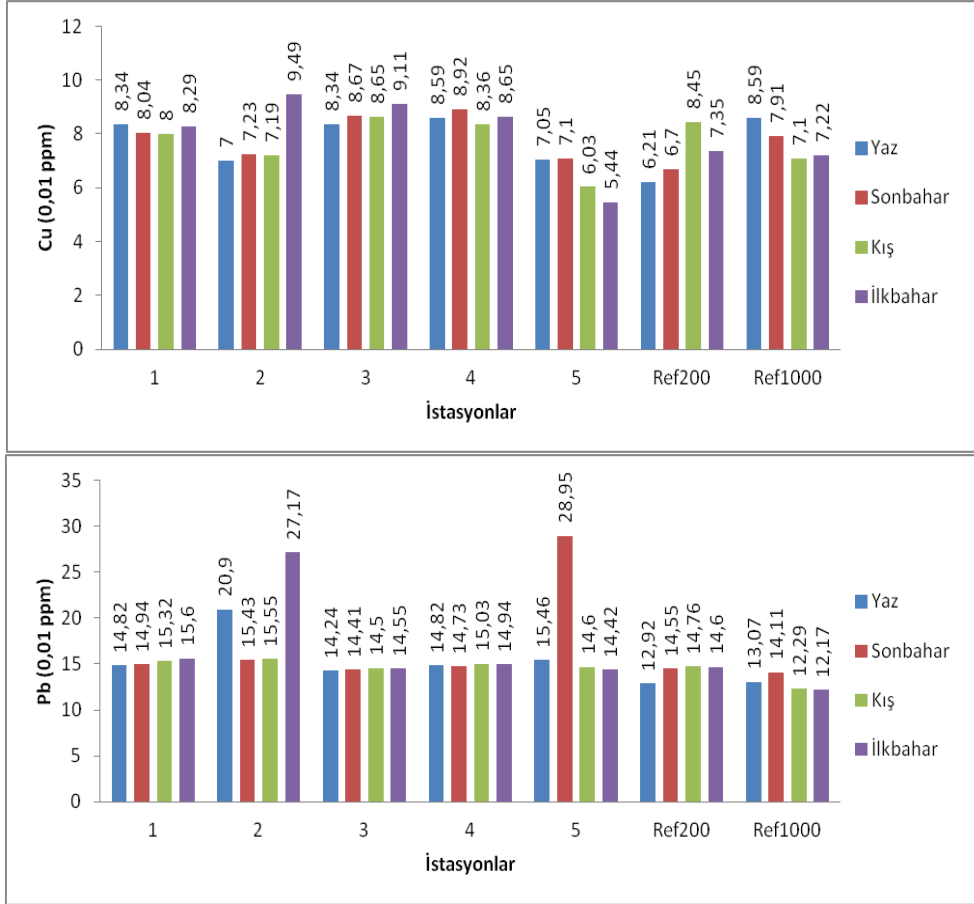
Şekil 4.27. Yaz ve Sonbahar mevsimlerinde dip su tabakalarında pH dağılımı



Şekil 4.28. Kış ve İlkbahar mevsimlerinde dip su tabakalarında pH dağılımı

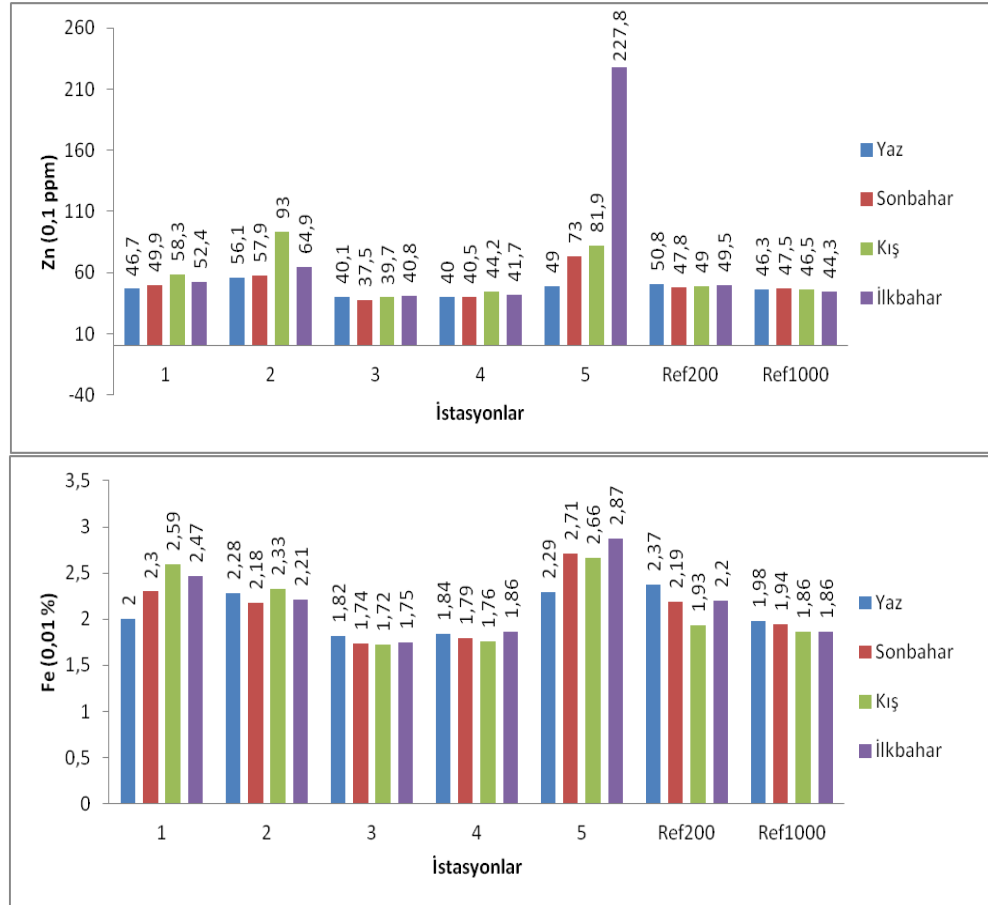
4.5. Sedimentte Ağır Metal Düzeyleri

Yapılan analizler sonucunda en düşük ve en yüksek Cu düzeyleri sırasıyla 5,44 ppm k.a. ve 9,49 ppm k.a. ile ilkbahar mevsiminde istasyon 5 ve istasyon 2'de ölçülmüştür. En düşük Pb düzeyi ilkbahar mevsiminde Ref 1000 istasyonunda 12,17 ppm k.a. ve en yüksek sonbaharda istasyon 5'te 28,95 ppm k.a.'dır (Şekil 4.29; Çizelge 4.13).



Şekil 4.29. Mevsimlere ve istasyonlara göre sedimentte Cu ve Pb (ppm k.a.) düzeyleri
(Dedeksiyon limiti Cu, Pb için 0,01'dir)

En düşük Zn düzeyi sonbahar mevsiminde istasyon 3'te 37,50 ppm k.a. ve en yüksek ilkbaharda istasyon 5'te 227,8 ppm k.a.'dır. En düşük Fe düzeyi kış mevsiminde istasyon 3'de 1,72 (%) k.a.. ve en yüksek 2,87 (%) k.a. ile ilkbahar mevsiminde istasyon 5'te ölçülmüştür (Şekil 4.30; Çizelge 4.13).



Şekil 4.30. Mevsimlere ve istasyonlara göre sedimentte Fe (%) k.a. ve Zn (ppm k.a.) düzeyleri
(Dedeksiyon limiti Fe için 0,01; Zn için 0,1'dir)

Yıllık ortalama değerler Pb için sonbahar mevsiminde ve diğer ağır metaller için ilkbahar mevsiminde (Cu için $7,94 \pm 0,524$ ppm k.a.; Pb için $16,73 \pm 2,043$ ppm k.a.; Zn için $74,49 \pm 25,741$ ppm k.a.; Fe için $2,17 \pm 0,150$ ppm k.a.) daha yüksek bulunmuştur (Çizelge 4.13). Söz konusu mevsimsel farklılık istatistiksel olarak anlamlı bulunmamış, buna karşın istasyonlar arasında Cu ($F= 5,081$; $Sig=0,002$) ve Fe ($F= 16,407$; $Sig=0,000$) düzeylerindeki farklılığın önemli olduğu tespit edilmiştir (Çizelge 4.14).

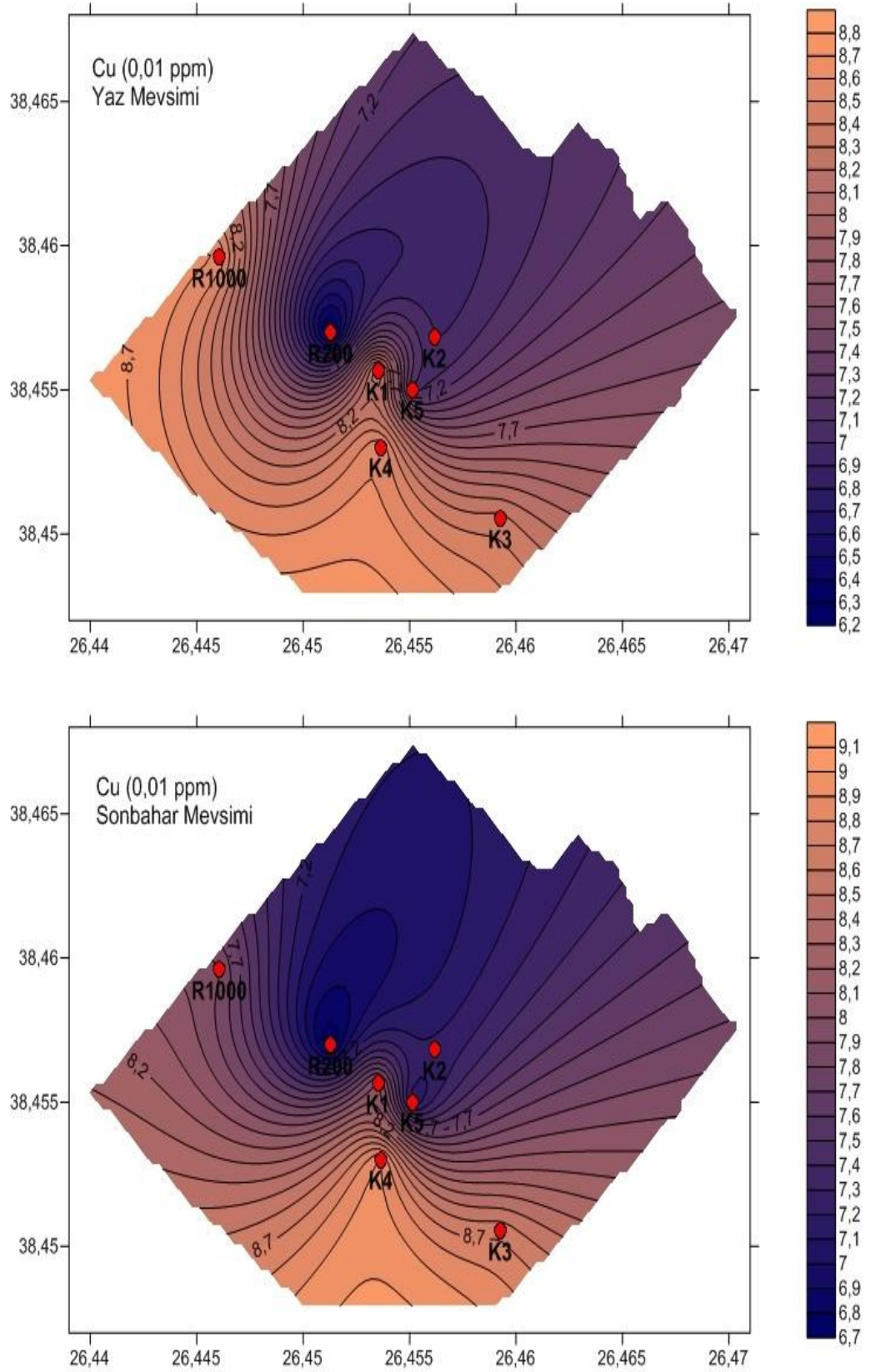
Çizelge 4.13. Mevsimlere göre sedimentte Cu, Pb, Zn, Fe ağır metallerinin ortalama, maksimum, minimum ve standart hata düzeyleri

Ağır metaller		Ort	Std. Hata	Min	Maks
Cu (ppm k.a.)	Yaz	7,73	0,363	6,21	8,59
	Sonbahar	7,80	0,313	6,70	8,92
	Kış	7,68	0,358	6,03	8,65
	İlkbahar	7,94	0,524	5,44	9,49
Pb (ppm k.a.)	Yaz	15,18	1,018	12,92	20,90
	Sonbahar	16,73	2,043	14,11	28,95
	Kış	14,58	0,407	12,29	15,55
	İlkbahar	16,21	1,871	12,17	27,17
Zn (ppm k.a.)	Yaz	47,00	2,174	40,00	56,10
	Sonbahar	50,59	4,490	37,50	73,00
	Kış	58,94	7,759	39,70	93,00
	İlkbahar	74,49	25,741	40,80	227,80
Fe (% k.a.)	Yaz	2,08	0,086	1,82	2,37
	Sonbahar	2,12	0,127	1,74	2,71
	Kış	2,12	0,150	1,72	2,66
	İlkbahar	2,17	0,150	1,75	2,87

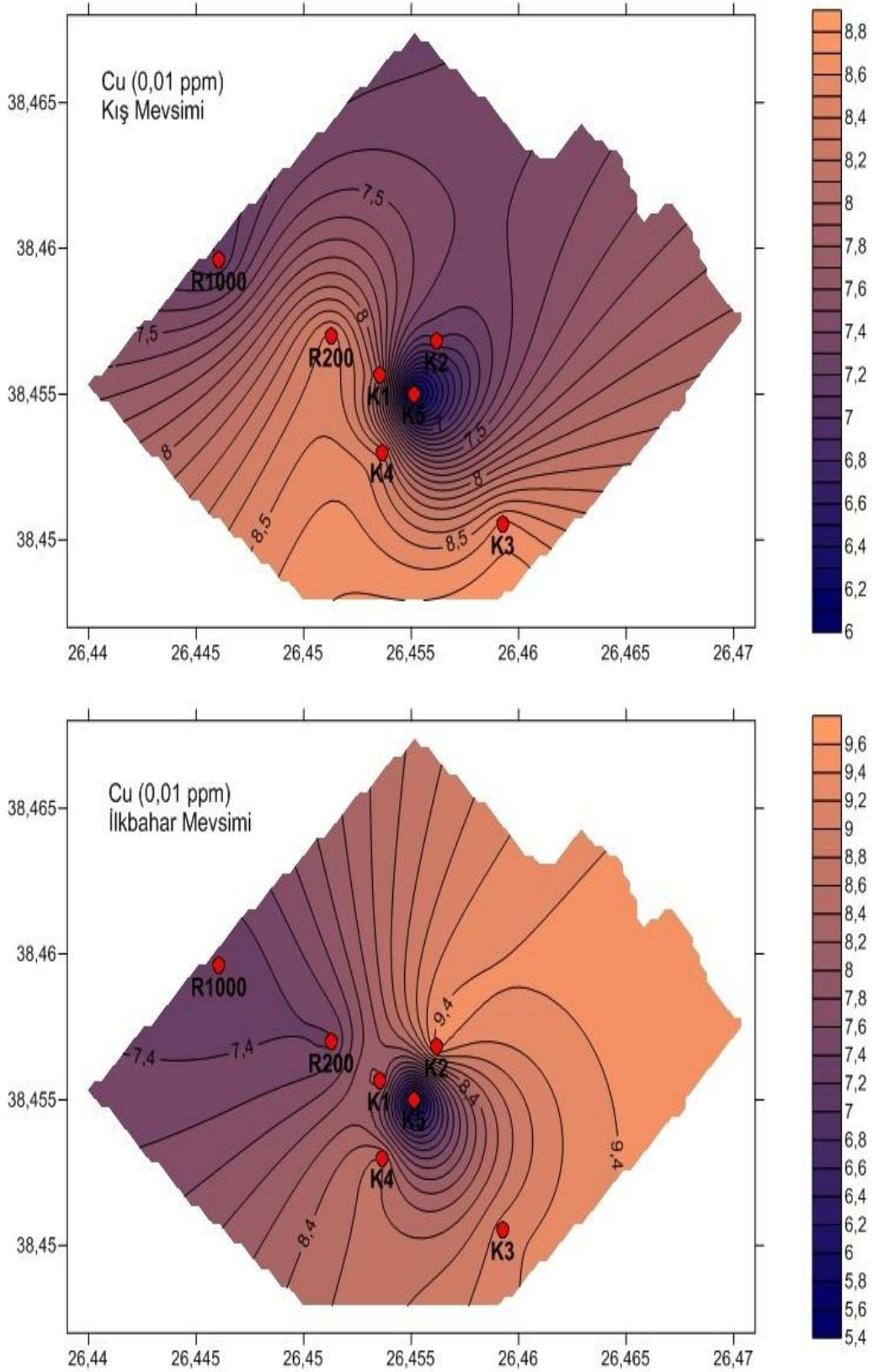
Çizelge 4.14. Mevsimlere ve istasyonlara göre sedimentte ağır metal düzeyleri farklılıkları

	Mevsimlere Göre Farklılık			İstasyonlara Göre Farklılık		
	F	df	Sig.	F	df	Sig.
Cu	0,076	3	0,972	5,081	6	0,002
Pb	0,428	3	0,735	2,041	6	0,105
Zn	0,800	3	0,506	2,336	6	0,069
Fe	0,082	3	0,969	16,407	6	0,000

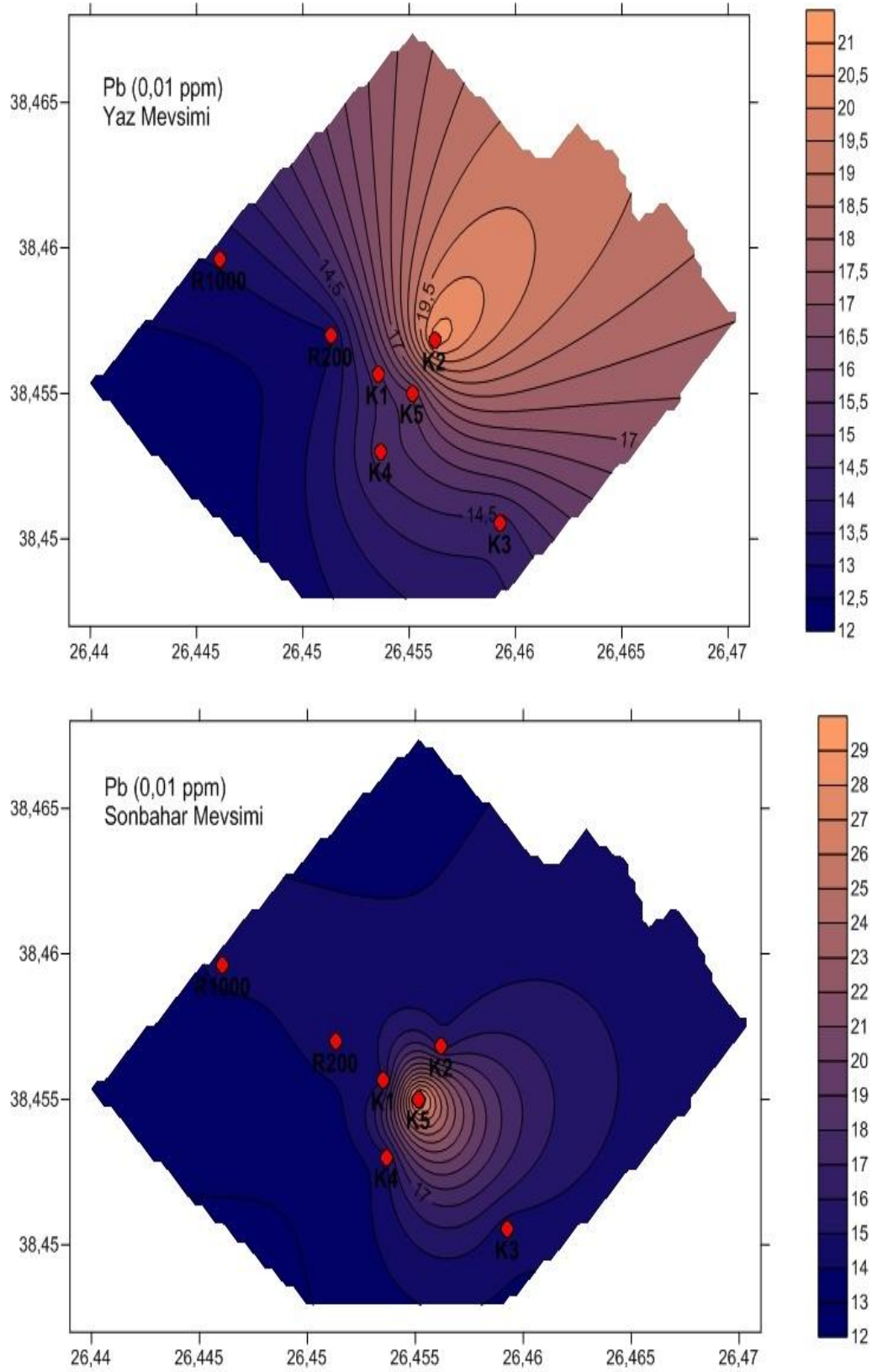
Ağır metal düzeylerinin çalışma alanındaki dağılımlarına bakıldığında en yüksek değerlerin genel olarak kafeslerin bulunduğu alanda yoğunlaştığı görülmektedir. Mevsimlere göre istatistiksel olarak önemli bir farklılık bulunmamasına karşın yaz mevsiminde Cu düzeylerinin çalışma alanının batı-güneybatı yönünde yani Gerence Köresi'nin Ildırı Körfezi'ne açılan kısmına doğru daha yüksek değerlerde seyrettiği, Pb düzeylerinin ise kıyıya yakın bölgelerde daha yüksek değerlerde olduğu görülmüştür (Şekil 4.31, Şekil 4.32, Şekil 4.33, Şekil 4.34).



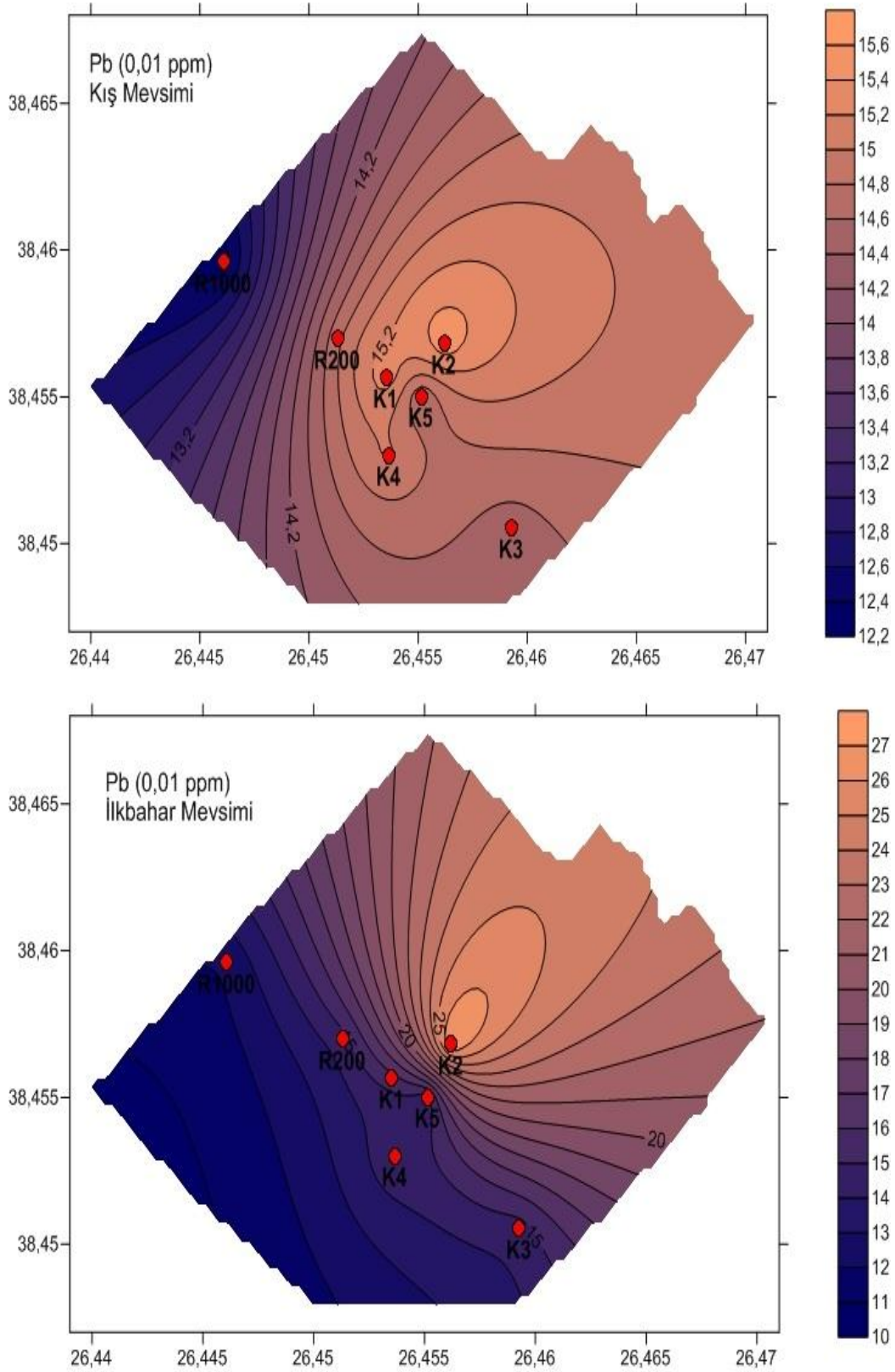
Şekil 4.31. Yaz ve Sonbahar mevsimlerinde sedimette Cu (ppm k.a.), düzeylerinin dağılımı



Şekil 4.32. Kış ve İlkbahar mevsimlerinde sedimette Cu (ppm k.a.), düzeylerinin dağılımı

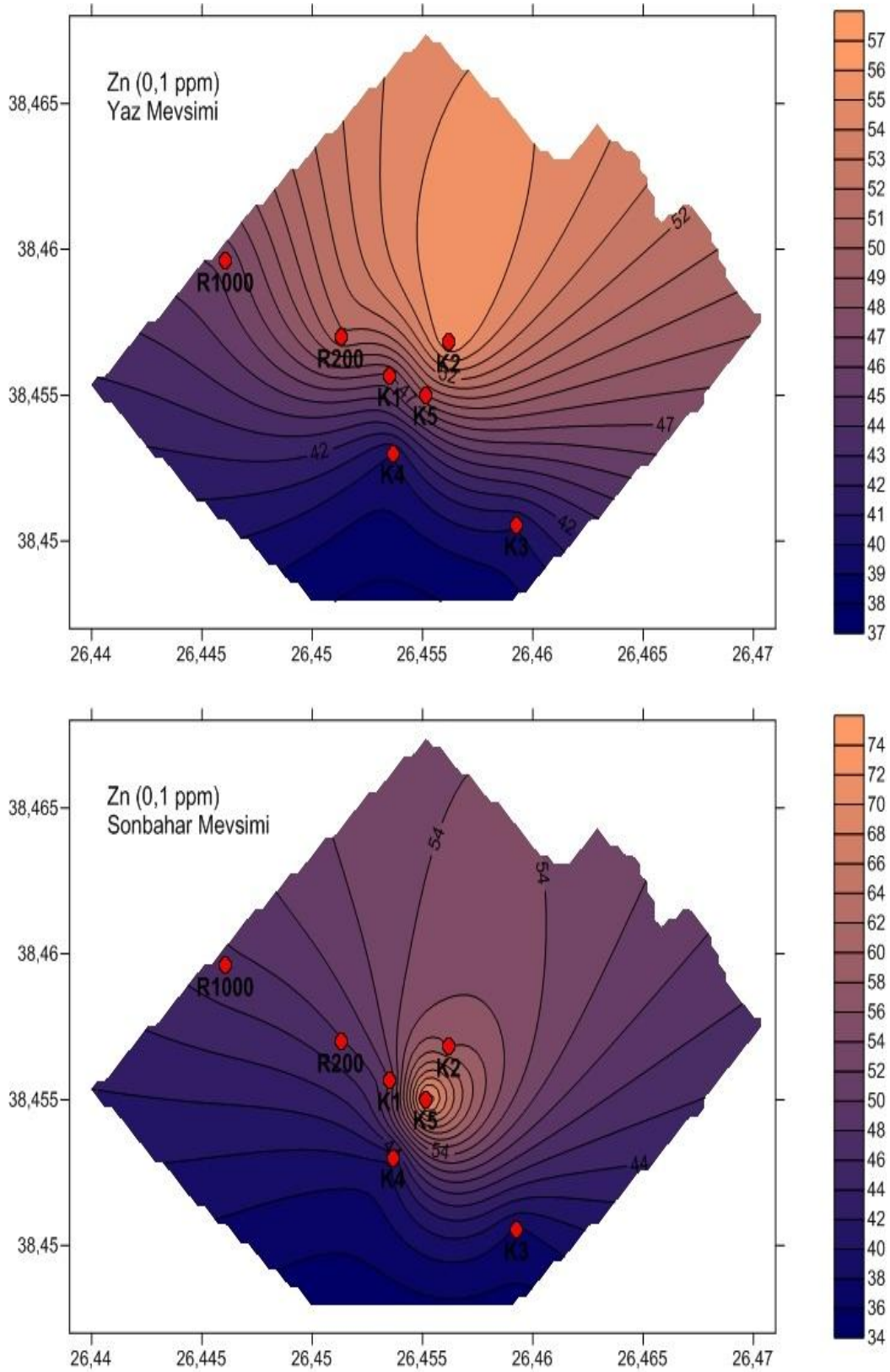


Şekil 4.33. Yaz ve Sonbahar mevsimlerinde sedimette Pb (ppm k.a.) düzeylerinin dağılımı

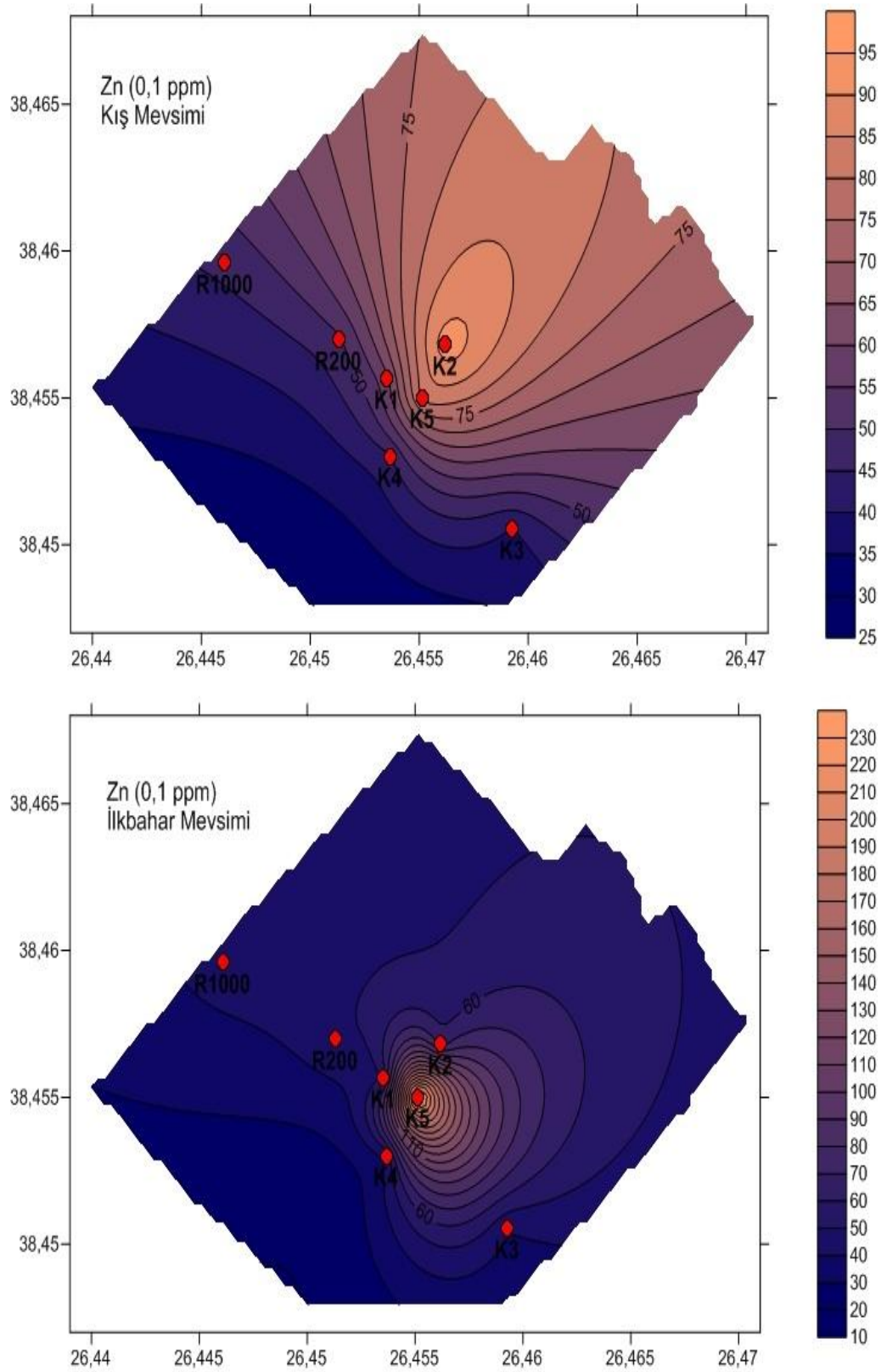


Şekil 4.34. Kış ve İlkbahar mevsimlerinde sedimette Pb (ppm k.a.) düzeylerinin dağılımı

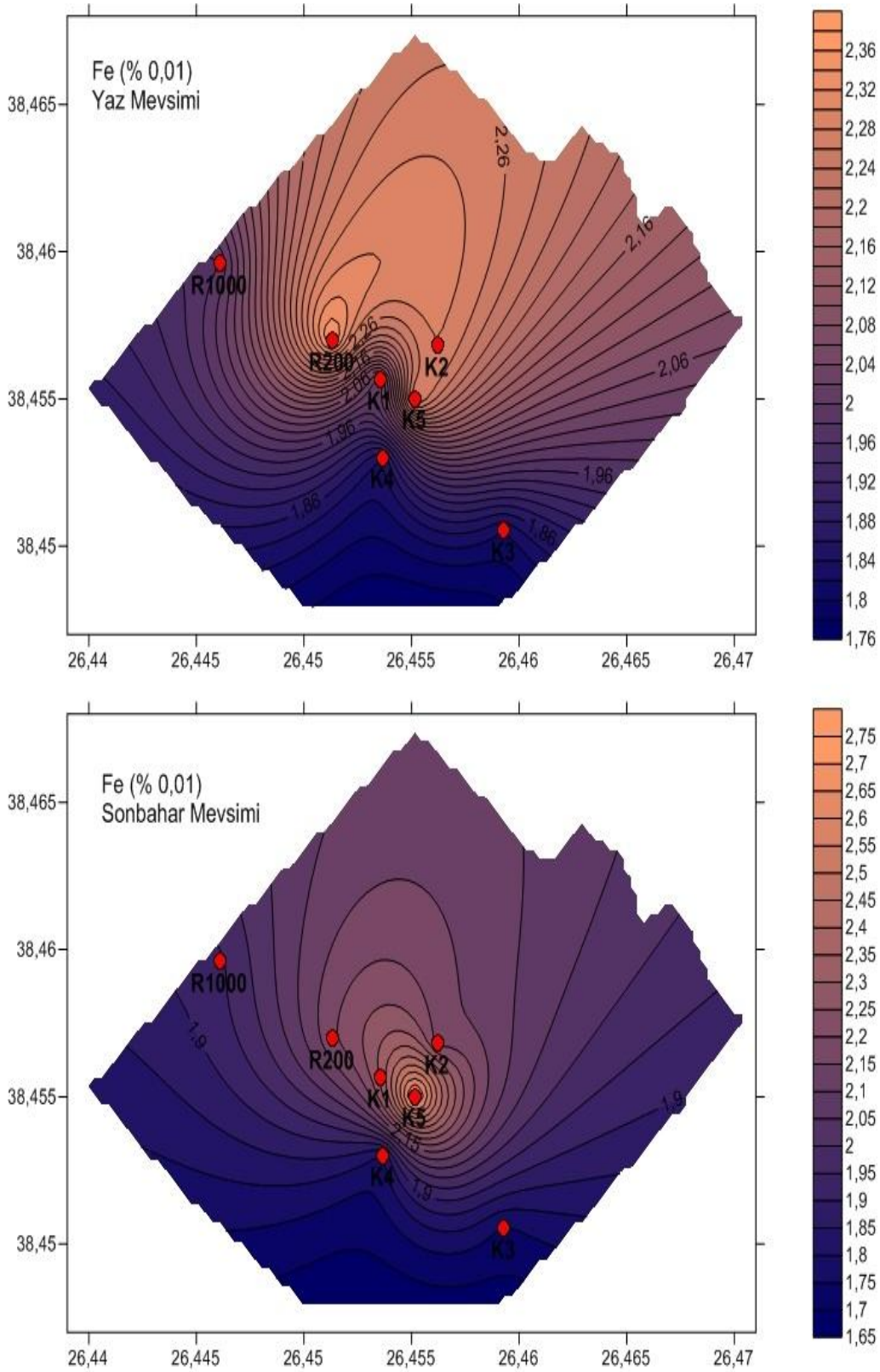
Sedimentte öçülen Zn değerleri; yaz mevsiminde kuzey-kuzeydoğu yönünde, sonbahar mevsiminde istasyon 5 civarında, kış mevsiminde kuzey-kuzeydoğu yönünde, ilkbahar mevsiminde ise istasyon 5 civarında artış göstermektedir (Şekil 4.35, Şekil 4.36). Sedimentte öçülen Fe değerleri; yaz mevsiminde kuzey-kuzeydoğu yönünde, sonbahar mevsiminde istasyon 5 civarında, kış mevsiminde istasyon 5 civarında ve ilkbahar mevsiminde de istasyon 5 civarında artış göstermektedir (Şekil 4.37, Şekil 4.38). İstasyonlar arasındaki farklılık Pb haricinde anlamlı bulunmuştur ancak genel olarak istasyonlara ait grafikler incelendiğinde yüksek değerler bakımından istasyon 2 ve istasyon 5'in farklılık gösterdiği anlaşılmaktadır. Genel olarak sedimentte ağır metal düzeylerinin denizel ortamdaki akıntılar, yağmurlar gibi hidrolojik faktörlerden ve yakın çevrede bulunan ağ kafeslerde yetiştiricilik aktiviteleri sırasında yem katkı maddelerinin ve bakır antifouling boyaların kullanılmasından etkilendiği düşünülmektedir.



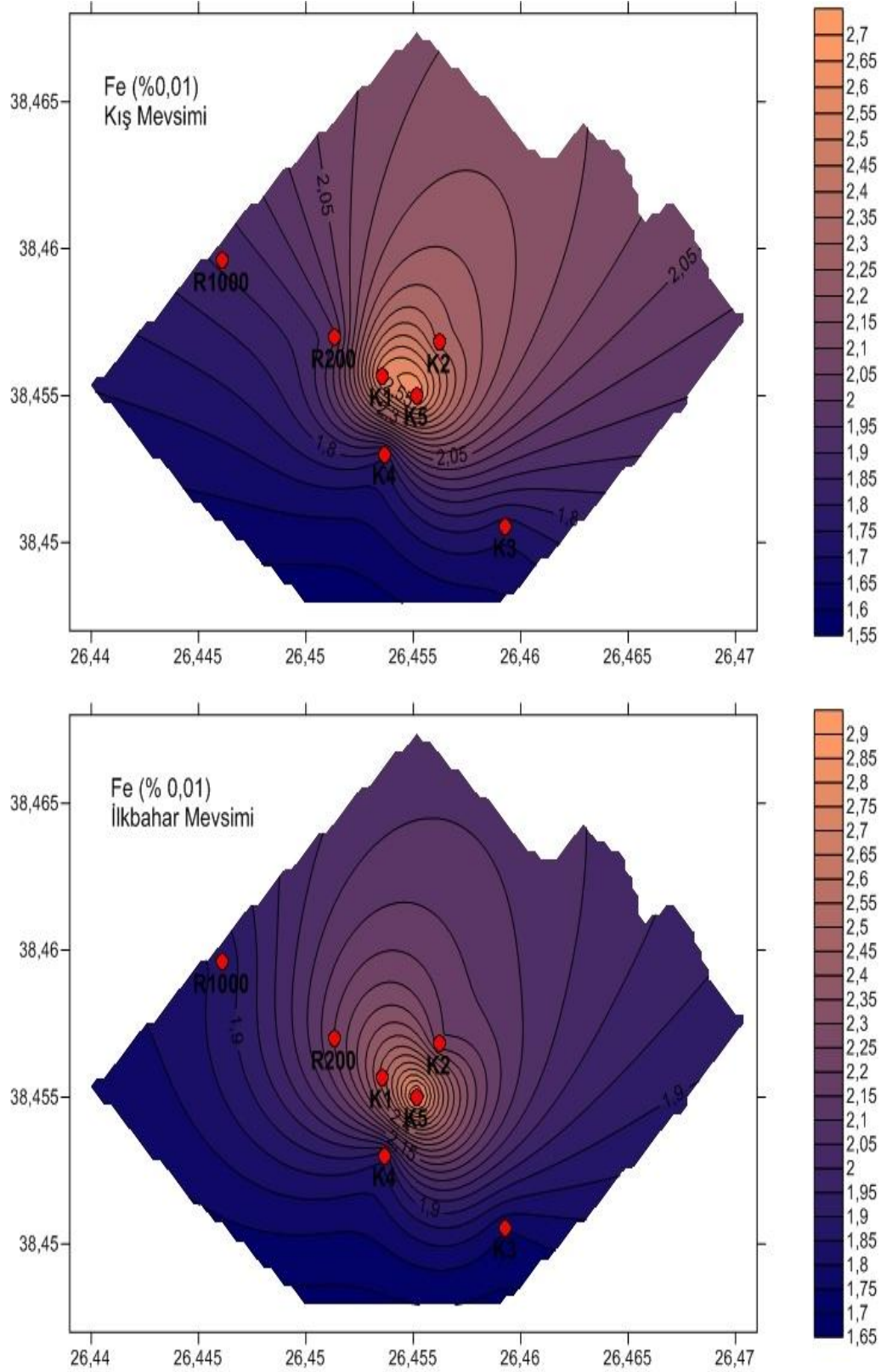
Şekil 4.35. Yaz ve Sonbahar mevsimlerinde sedimette Zn (ppm k.a.) düzeylerinin dağılımı



Şekil 4.36. Kış ve İlkbahar mevsimlerinde sedimette Zn (ppm k.a.) düzeylerinin dağılımı



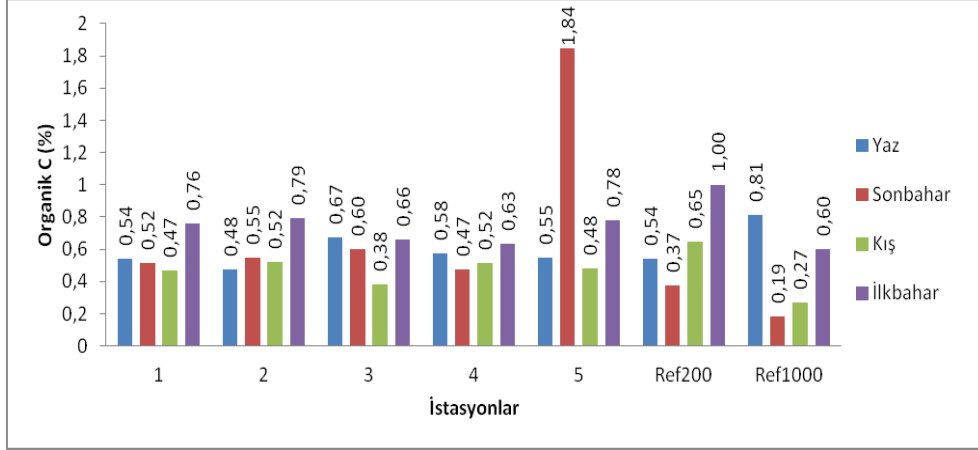
Şekil 4.37. Yaz ve Sonbahar mevsimlerinde sedimette Fe (% k.a.) düzeylerinin dağılımı



Şekil 4.38. Kış ve İlkbahar mevsimlerinde sedimette Fe (% k.a.) düzeylerinin dağılımı

4.6. Sedimentte Organik Karbon (%) Düzeyleri

Yapılan analizler sonucunda sedimentteki yüzde organik karbon oranının en düşük ve en yüksek değerleri sırasıyla % 0,19 ve % 1,84 ile sonbahar mevsiminde referans 1000 istasyonunda ve istasyon 5'de ölçülmüştür (Şekil 4.39; Çizelge 4.15).



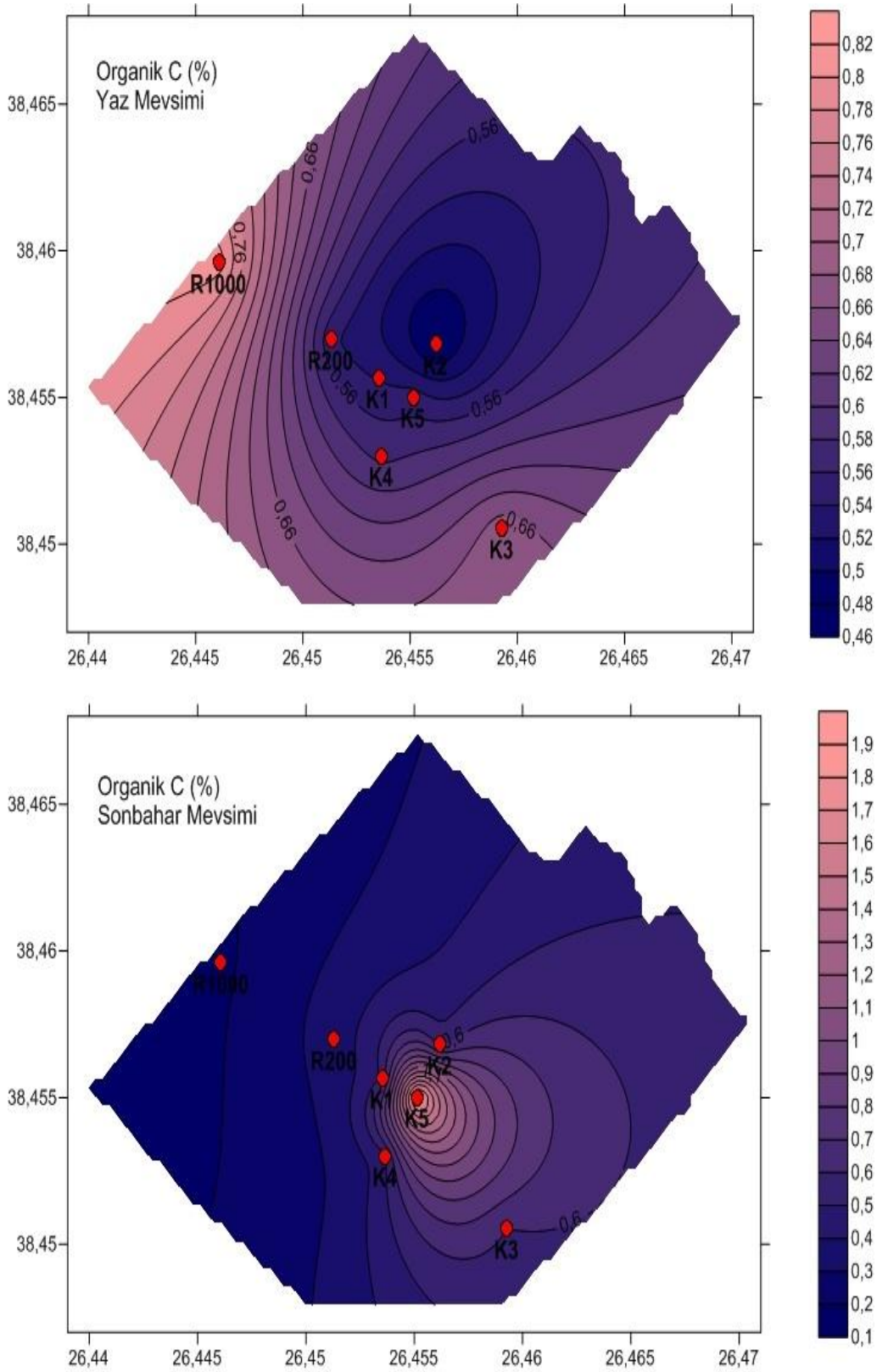
Şekil 4.39. Mevsimlere ve istasyonlara göre sedimentte organik karbon düzeyleri

Yıllık ortalama değerler ilkbahar mevsiminde daha yüksek bulunmuştur (Çizelge 4.15). Ancak söz konusu mevsimsel ($F= 1,104$; $Sig=0,367$) farklılık ve istasyonlar ($F= 0,915$; $Sig=0,503$) arasında istatistiksel olarak anlamlı bulunmamıştır (Çizelge 4.15).

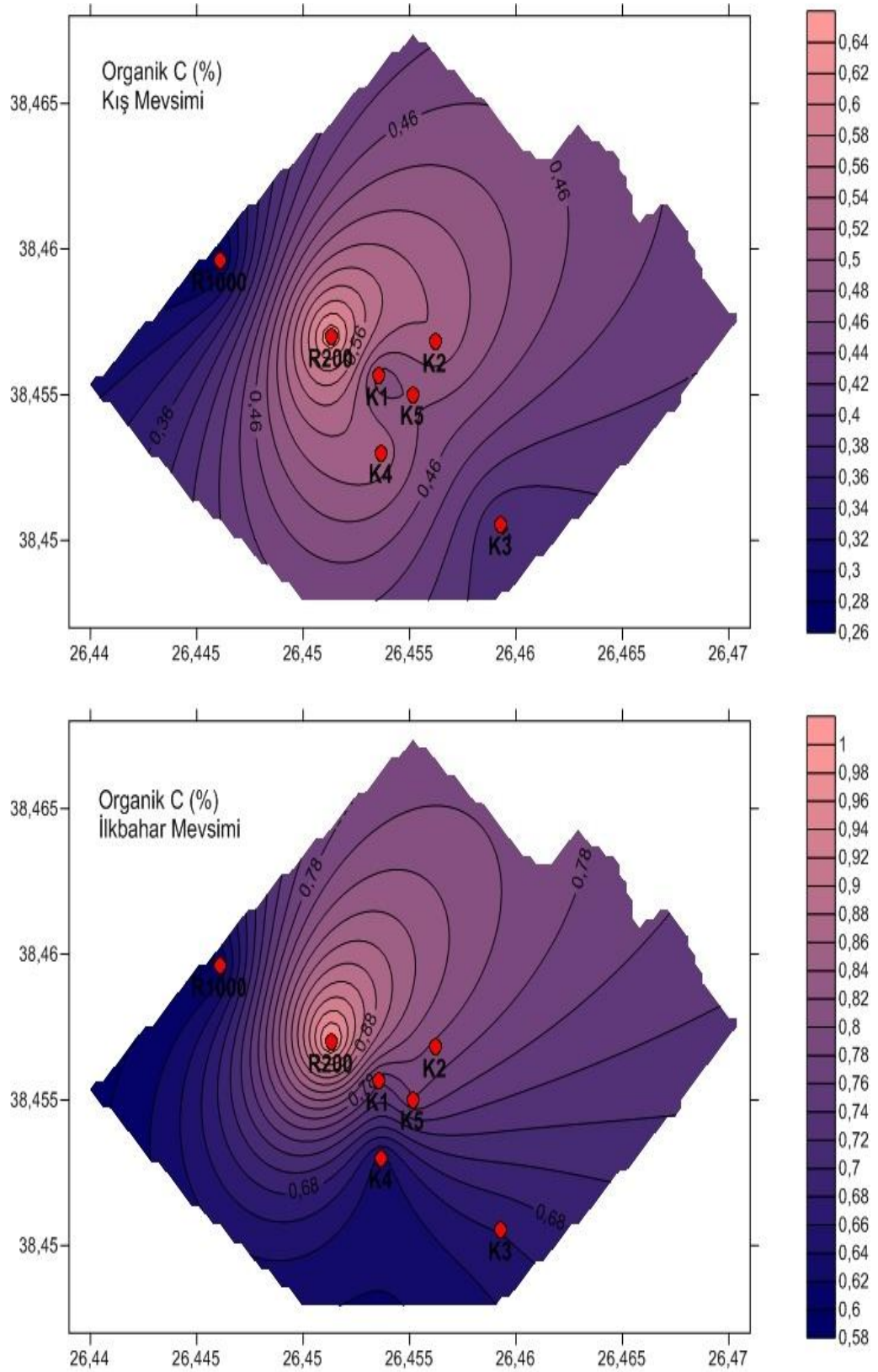
Çizelge 4.15. Mevsimlere ve istasyonlara göre sedimentte organik karbon düzeyleri

Organik C (%)	Ort	Std. Hata	Min	Maks
Yaz	0,60	0,042	0,48	0,81
Sonbahar	0,65	0,206	0,19	1,84
Kış	0,47	0,045	0,27	0,65
İlkbahar	0,75	0,051	0,60	1,00
Mevsimlere Göre Farklılık				
	<i>F</i>	<i>df</i>	<i>Sig.</i>	
	1,104	3	0,367	
İstasyonlara Göre Farklılık				
	<i>F</i>	<i>df</i>	<i>Sig.</i>	
	0,915	6	0,503	

Sedimentte ölçülen organik karbonun dağılımları incelendiğinde; yaz mevsiminde batı yönünde, sonbahar mevsiminde istasyon 5 civarındaki bölgelerde, kış mevsiminde Ref 1000 haricindeki bölgelerde, ilkbahar mevsiminde Ref 200 civarındaki bölgelerde organik karbon değerlerinde artış gözlenmektedir (Şekil 4.40 ve Şekil 4.41). Organik karbon düzeylerinin, yaz mevsiminde çalışma alanının kuzey-kuzeydoğu bölgelerinde daha düşük düzeylerde olduğu, sonbahar mevsiminde nispeten homojen bir dağılım gösterdiği, ilkbahar mevsiminde ise çalışma yapılan alanın kuzeybatısında yer alan bölgede daha yüksek düzeylerde olduğu ve kış mevsiminde ise istasyonların olduğu bölgelerde daha yüksek düzeylerde olduğu söylenebilir. Organik karbon değerlerindeki yersel değişim, çalışma alanının batı/güneybatısında yer alan diğer işletmelere ait ağ kafeslerin bulunduğu bölgenin organik karbon düzeyleri üzerinde etkisinin bulunabileceğini göstermektedir.



Şekil 4.40. Yaz ve Sonbahar mevsimlerinde sedimette organik C (%) düzeylerinin dağılımı



Şekil 4.41. Kış ve İlkbahar mevsimlerinde sedimette organik C (%) düzeylerinin dağılımı

4.7. Fiziko-Kimyasal Ortam Parametreleri ve Sedimentte Ağır Metal Düzeylerinin İlişkisi

Fiziko-kimyasal ortam parametreleri ile ağır metal düzeyleri (ppm k.a) arasındaki korelasyonlar incelendiğinde yüzey, orta ve dip suyu sıcaklığı ile yüzey, orta ve dip suyu çözünmüş oksijen değerleri arasında ve yüzey, orta ve dip suyu pH değerleri ile yüzey, orta ve dip suyu sıcaklık, tuzluluk ve çözünmüş oksijen değerleri arasında anlamlı bir ilişki bulunmuştur (Çizelge 4.16). Ancak ağır metaller ile fiziko-kimyasal parametreler arasında herhangi bir korelasyon tespit edilmemiştir. Sedimentte Cu düzeyleri ile Zn ve Fe düzeyleri arasında ve Zn ile Fe düzeyleri arasında anlamlı bir korelasyon saptanmıştır.

Çizelge 4.16. Fiziko-kimyasal ortam parametreleri ile sedimentte ağır metal parametrelerinin korelasyonu

	sic_o	sic_d	tuz_y	tuz_o	tuz_d	ço_y	ço_o	ço_d	pH_y	pH_o	pH_d	Cu	Pb	Zn	Fe
sic_y	0,934	0,768	-0,187	-0,098	-0,202	-0,873	-0,771	-0,723	-0,626	-0,586	-0,667	0,084	0,186	-0,062	-0,026
Sig.	0,000	0,000	0,340	0,619	0,303	0,000	0,000	0,000	0,000	0,001	0,000	0,670	0,343	0,755	0,895
sic_o	1,000	0,904	-0,052	0,017	-0,108	-0,914	-0,863	-0,781	-0,554	-0,590	-0,649	0,052	0,215	-0,090	-0,036
Sig.		0,000	0,794	0,931	0,585	0,000	0,000	0,000	0,002	0,001	0,000	0,791	0,273	0,649	0,856
sic_d		1,000	0,064	0,058	0,007	-0,907	-0,942	-0,833	-0,412	-0,493	-0,545	0,017	0,163	-0,119	-0,024
Sig.			0,745	0,768	0,971	0,000	0,000	0,000	0,029	0,008	0,003	0,930	0,408	0,547	0,903
tuz_y			1,000	0,917	0,930	0,020	-0,135	0,125	-0,443	-0,594	-0,499	-0,158	-0,097	-0,160	0,000
Sig.				0,000	0,000	0,918	0,492	0,528	0,018	0,001	0,007	0,422	0,623	0,417	0,999
tuz_o				1,000	0,873	-0,019	-0,153	0,085	-0,536	-0,664	-0,587	-0,072	-0,129	-0,352	-0,150
Sig.					0,000	0,924	0,437	0,668	0,003	0,000	0,001	0,716	0,512	0,066	0,446
tuz_d					1,000	0,039	-0,089	0,121	-0,482	-0,603	-0,520	-0,121	-0,175	-0,223	-0,062
Sig.						0,842	0,653	0,540	0,009	0,001	0,005	0,538	0,372	0,253	0,753
ço_y						1,000	0,899	0,839	0,571	0,585	0,657	-0,078	-0,184	0,042	-0,010
Sig.							0,000	0,000	0,001	0,001	0,000	0,692	0,350	0,832	0,958
ço_o							1,000	0,867	0,524	0,584	0,630	-0,110	-0,239	0,223	0,020
Sig.								0,000	0,004	0,001	0,000	0,576	0,220	0,253	0,921
ço_d								1,000	0,367	0,391	0,477	-0,219	-0,334	0,114	0,056
Sig.									0,055	0,040	0,010	0,262	0,083	0,564	0,777
pH_y									1,000	0,953	0,940	-0,070	-0,029	0,240	0,030
Sig.										0,000	0,000	0,722	0,884	0,218	0,880
pH_o										1,000	0,980	0,007	-0,028	0,250	0,032
Sig.											0,000	0,971	0,887	0,200	0,872
pH_d											1,000	0,014	-0,053	0,239	0,043
Sig.												0,942	0,790	0,220	0,828
Cu												1,000	0,108	-0,583	-0,670
Sig.													0,585	0,001	0,000
Pb													1,000	0,101	0,367
Sig.														0,610	0,055
Zn														1,000	0,658
Sig.															0,000

4.8. Sedimentte Ağır Metaller ve Sedimentte % Organik Karbon İlişkisi

Ağır metal düzeyleri (ppm k.a) ile sedimentin % organik karbon içeriği arasındaki korelasyonlar incelendiğinde (Çizelge 4.17) organik karbon ile Fe ($r=0,383$; $Sig=0,045$) ve Pb ($r=0,648$; $Sig=0,000$) arasında pozitif korelasyon saptanmıştır. Zn ile Cu arasında negatif ($r=0,583$; $Sig=0,001$), Fe ile Cu arasında negatif ($r=0,670$; $Sig=0,000$), Fe ile Zn arasında pozitif ($r=0,658$; $Sig=0,000$) korelasyon bulunmaktadır. Pb ve Cu, Zn ve Pb, Fe ve Pb, organik karbon ile Cu, Zn ile organik karbon arasında ise anlamlı bir korelasyon bulunmamaktadır (Çizelge 4.17).

Çizelge 4.17. Ağır metal ve % organik karbon parametrelerinin korelasyonu

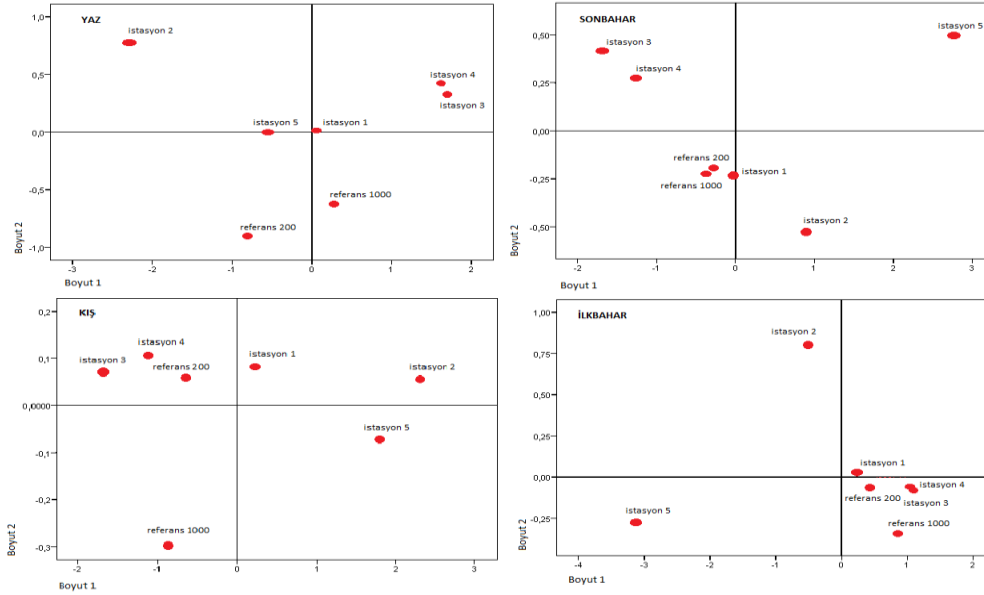
	Cu	Pb	Zn	Fe	Organik C
Cu	1	0,108	-0,583	-0,670	-0,032
Sig.		0,585	0,001	0,000	0,873
Pb		1	0,101	0,367	0,648
Sig.			0,610	0,055	0,000
Zn			1	0,658	0,197
Sig				0,000	0,316
Fe				1	0,383
Sig					0,045
Organik C					1
Sig.					

4.9. Mevsimlere ve Parametrelere Göre İstasyonlar Arası Farklılıklar

İstasyonlar arasındaki farklılığı daha net bir biçimde ortaya koymak amacıyla yapılan ayırma analizinde istasyon 2 ve 5'in özellikle sonbahar, ilkbahar ve yaz mevsimlerinde diğer istasyonlardan belirgin şekilde ayrıldığı görülmektedir (Şekil 4.42). Bu farklılığının sebebinin istasyon 2 ve 5'in kıyıya en yakın istasyon olmasından kaynaklandığı düşünülebilir. Kış mevsiminde istasyonlar arası farklılıkların uzaklıkları benzerlik göstermektedir.

Kış mevsiminde su kolonundaki karışım istasyonlar arasındaki farklılığı azaltıyor olabilir. Ağır metaller açısından ölçülen değerler bakımından istasyonlar arasındaki farklılık Pb ve Zn haricinde anlamlı bulunmuştur ve genel olarak

istasyonlara ait grafikler incelendiğinde yüksek değerler bakımından istasyon 2 ve istasyon 5'in farklılık gösterdiği anlaşılmaktadır. Çok boyutlu ölçekleme analizi sonuçları da bu iki istasyonun tüm mevsimlerde farklılık gösterdiği sonucunu desteklemektedir. Bölgedeki diğer çiftlikler dikkate alındığında istasyon 2 ve 5 diğer işletmelerin ağ kafeslerine daha yakın konumdadır. Söz konusu durum ve elde edilen bulgular genel olarak diğer işletmelere ait kafeslerin de etkisinin konusu olduğunu göstermektedir.



Şekil 4.42. Çok boyutlu ölçekleme analizi sonuçlarına göre istasyonlar

4.10. Zenginleşme Faktörü (EF) ve Kontaminasyon Faktörü (CF) değerleri

Al normalizasyonu ile hesaplanan zenginleşme ve kontaminasyon faktörü değerleri aşağıdaki Çizelge 4.18'de yer almaktadır. EF değerlerine göre Pb hariç ağır metal düzeylerin kaynağı; erozyon, toprak kayması, sel suları ile yeryüzeyinden taşınım gibi doğal süreçlerdir. CF bakımından ise kontaminasyon düşük düzeydedir.

Çizelge 4.18. Ağır metallerin EF ve CF değerleri

	Cu	Pb	Fe	Zn
EF	0,4	1,8	0,7	1,4
CF	0,2	0,7	0,5	0,3

5. TARTIŞMA ve SONUÇ

Çalışmada elde edilen sonuçlara göre Gerence Körfezi'nde orkinos besiciliği yapılan bölgede yüzey ve dip sularında ölçülen fizikokimyasal ortam parametreleri açısından kafes bölgesindeki istasyonlar ile referans istasyonları arasında farklılığın olmadığı tespit edilmiş ancak mevsimsel değişimleri önemli bulunmuştur. Ölçülen en yüksek deniz suyu sıcaklığı 23,90°C ve en düşük 14,70°C, en yüksek tuzluluk 37,80 ppt ve en düşük 35,00 ppt, en yüksek çözünmüş oksijen değeri 8,30 ppm ve en düşük 6,40 ppm, en yüksek pH 8,28 ve en düşük 7,68 olarak ölçülmüştür. Gerence Körfezinde Yabancı (2007) tarafından yapılan çalışmada 5.80 mg/L ile 9.60 mg/L aralığında ölçülen çözünmüş oksijen değerleri ile bu çalışmada ölçülen değerler paralellik göstermektedir. Ayrıca ölçülen çözünmüş oksijen değerleri hem çiftlikler için belirlenen kritik değerin (3,7 ppm) hem de ideal değerin (5,6 ppm) (Abo and Yokohama, 2007) üzerinde bulunmuştur.

Deniz sedimentlerindeki kirlenmenin önemli belirleyicilerinden olan karbon miktarı kirlenmenin kontrolü için de son derece önemli parametrelerden biridir (Sunlu vd., 2005, Aydın ve Sunlu, 2004). Yaptığımız çalışmada en yüksek organik karbon değeri istasyon 5'de % 1,84 ve en düşük organik karbon değeri referans 1000 istasyonunda % 0,19 olarak sonbahar mevsiminde tespit edilmiştir. İstasyonlar ve mevsimler arasında organik karbon bakımından farklılık istatistiksel olarak anlamlı bulunmamıştır. Gerence Körfezi'nde Yabancı (2007) tarafından yapılan çalışmada en düşük organik karbon değeri referans istasyonunda % 0,41 (Mart) ve en yüksek organik karbon değeri de kafes istasyonunda % 18,24 (Ocak) olarak tespit edilmiştir. Aydın ve Sunlu (2004) tarafından Güney Ege Denizi sedimentlerinde yapılan çalışmada en düşük karbon değeri % 1,3 ve en yüksek karbon değeri de % 13,1 olarak belirlenmiştir. Kuzey Ege Denizi sedimentlerinde yapılan bir çalışmada minimum karbon değeri % 0,35, maksimum karbon değeri de % 15,63 olarak tespit edilmiştir (Sunlu vd., 2005). Kaymakçı-Başaran vd. (2010) Salih Adası civarında yaptıkları çalışmada en yüksek organik karbon düzeyini % 9,37 ve en düşük düzeyi % 3,23 olarak tespit etmiştir. Aksu (2005) tarafından yapılan çalışmada en düşük organik karbon değeri referans istasyonunda % 0.21 (Ekim) olarak belirlenmiş olup en yüksek

organik karbon değeri % 10.54 (Ocak) ile kafes istasyonunda saptanmıştır. Karakassis vd. (2002) kafes civarında organik karbon düzeyinin % 20 - % 40 arasında değiştiğini kontrol istasyonunda ise % 10 civarında olduğunu bildirmiştir. Elde edilen sonuçlar yapılan diğer çalışmalarda ölçülen % organik karbon değerlerinden daha düşük bulunmuştur. Bunun nedeni olarak orkinos besiciliğinde; doğal yemlerin kullanılması, yılın altı ayında üretimin olması, yüksek derinlikteki alanlarda uygulanmasıdır.

Çalışmamızda, mevsim ve istasyon farkı gözetmeksizin sedimentteki ortalama ağır metal konsantrasyonları; Pb için 15,673 ppm k.a., Cu için 7,786 ppm k.a., Zn için 57,754 ppm k.a. ve Fe için 2,125 (%) olarak bulunmuş ve ağır metallerin $Zn > Pb > Cu$ şeklinde sıralandığı belirlenmiştir. İstasyonlar dikkate alınmadan sadece mevsimler arasında sedimentte incelenen bütün metaller bakımından farklılıkların istatistiksel olarak önemsiz olduğu, dolayısıyla mevsimsel değişimlerden çok fazla etkilenmediği görülmektedir. Sediment ağır metal konsantrasyonlarının kısa süreli olarak çok fazla değişken olmadığı, fakat uzun zaman süreçlerinde önemli farklılıkların olabileceği bildirilmektedir (Bradford and Luoma, 1980; Maedor et al., 1998; Esslemont, 2000; Rubio et al., 2000; Tanner and Leong, 2000). Bununla birlikte Güney Avustralya'da endüstriyel ve metropolitan merkezlere yakın bölgelerde sestonda yapılan çalışmada, Cd, Pb, Cu ve Zn gibi ağır metal konsantrasyonlarında önemli mevsimsel farklılıkların olduğu ve genellikle kış değerlerinin ilkbahar değerlerinden daha yüksek çıktığı bildirilmektedir (Edwards et al., 2001). Aynı şekilde, sedimentteki Cd, Cu, Mn, Ni, Pb ve Zn konsantrasyonlarının mevsimsel olarak önemli farklılıklar gösterdiği bildirilmektedir (Wright and Mason, 1999). Mevsimler dikkate alınmadan istasyonlara göre Pb ve Zn hariç diğer metaller arasındaki farklılıklar istatistiksel olarak önemli bulunmuştur ($p < 0,05$). Nitekim, sedimentlerle yapılan farklı çalışmalarda istasyonlar arasındaki kirlilik düzeylerinin farklılık gösterdiği bildirilmektedir (Rubio et al., 1996; Rivarolo et al., 1998; Prego et al., 1999; Li et al., 2000).

Bu çalışmada tespit edilen ağır metal konsantrasyonları, Türkiye'de ve Ege Denizi'nde daha önceki yıllarda yapılmış araştırmalarla karşılaştırıldığında elde edilen sonuçların söz konusu çalışmalarda elde edilen değerlere yakın olduğu saptanmıştır (Çizelge 5.1).

Çizelge 5.1. Gerence Körfezi sedimentlerindeki ağır metal düzeylerinin (ppm k.a.) diğer bölgelerle karşılaştırılması

	Pb (ppm k.a.)	Cu (ppm k.a.)	Zn (ppm k.a.)	Fe (ppm k.a.)	Kaynak
Lesvos Adası	20,5 - 42,9	7,4 -39,3	38-113	2,28 (%)	Aloupi et al., 2007
Thermaikos Körfezi	-	38,35-56,95	84-176	-	Catsiki et al., 2003
Saros Körfezi	22	19	73	27900	Sarı and Çağatay, 2001
Ege Denizi	28-55	9-29	25-72	-	Balcı and Küçüksezgin, 1994
Ege Denizi	30-50	14-40	27-106	-	Batkı et al., 1999
İzmir Körfezi	24,1-54,5	7,5-28,5	11-68,2	-	Egemen et al., 1998
İzmir Körfezi	6,7-103	4,1-79	14-311	-	Küçüksezgin, 2001
İzmit Körfezi	2-35,5	2,05-28,7	63,23-105,1	-	Pekey, 2006
Gencelli Limanı	18,6-25,8	1,49-10,36	38,6-42,1	6252-16604	Alp and Yurteri, 1992
Nemrut Körfezi	23,8-178	12,0-33,6	500-1,190	-	Esen et al., 2008
Çandarlı Körfezi	6,7-100	4,1-7,9	14-311	-	Pazı, 2011
Klisova Lagünü	10-31	12-34	35-105	1,8-2,9 (%)	Papatheodorou et al., 2002
Çandarlı Körfezi	2-35,5	2,05-28,7	63,2-105,1	12199-30340	Taş vd., 2007
Güllük Körfezi	-	0,40-31,65	0,34-9,05	692-6785	Kaymakçı-Başaran et al., 2010
Bu çalışma	15.673	7.786	57.754	2.125 (%)	

Çalışmada, metal konsantrasyonları Kanada Çevre Bakanlığı Konseyi (CCME, 1995), Amerika Birleşik Devletleri Çevre Koruma Ajansı (USEPA), İngiltere Çevre, Gıda ve Tarım Ajansı (DEFRA) tarafından belirlenen sınır değerler karşılaştırılmıştır (Çizelge 5.2). Bulunan en yüksek Zn konsantrasyonu 227,8 ppm k.a., Pb konsantrasyonu 28,95 ppm k.a. ve Cu konsantrasyonu 9,49 ppm k.a. olup Zn konsantrasyonu dışında kalan değerler hem eşik etki seviyesi hem de olası etki seviyesi bakımından önerilen sınır değerlerin altında bulunmuştur. Zn konsantrasyonu değeri ise eşik etki seviyesi üzerinde ve olası etki seviyesi sınır değerlerin altında bulunmuştur. Kaymakçı-Başaran vd. (2010) yaptığı çalışmada en yüksek Zn konsantrasyonunu 9,05 ppm k.a. ve Cu konsantrasyonunu 18,7 ppm k.a. olarak bulmuş ancak sedimentte Cu, Zn ve Fe konsantrasyonlarının tehlikeli düzey sınırında olduğu ifade etmiştir.

Çizelge 5.2. Ağır metaller için (ppm k.a.) sedimentlerde kalite kriterlerine ilişkin çeşitli yönetmelik sınır değerleri ile Pb, Cu ve Zn değerlerinin karşılaştırılması

		Pb (ppm k.a.)	Cu (ppm k.a.)	Zn (ppm k.a.)	Kaynak
CCME	TEL	30,2	18,7	124	CCME (1995)
	PEL	112	108	271	
USEPA	TEL	46,7	34	150	(McDonald et al., 1996)
	PEL	218	270	410	
CEFAS	TEL	50	40	130	CEFAS (2011)
	PEL	500	400	800	
Bu çalışma		28,95	9,49	227,8	

TEL: Eşik etki seviyesi PEL: Olası etki seviyesi

Sedimentin organik madde içeriği ile ağır metaller arasında özellikle Pb ve Fe olmak üzere korelasyon saptanmıştır. Gerence Körfezi'nde yapılan diğer çalışmalar da (Palta, 2010; Adaloğlu et al., 2013) bölgede yetiştiricilik faaliyetleri nedeniyle sistemin mezotrofik olduğunu ve organik madde düzeylerinin bir miktar yüksek olduğunu ortaya koymaktadır. Sediment kolonunda organik maddenin birikimi birincil üretime paralel olarak artar (Müller and Suess, 1979). Nissenbaum ve Swaine (1976), güncel sedimentlerde yaptıkları jeokimyasal çalışmalarda humik maddelerin metal birikiminde önemli rol oynadığını tespit etmişlerdir. Humik maddelerin özellikle Cu, Zn, Mo ve daha az derecede Ni, Co ve Pb elementlerini biriktirme eğilimi gösterdiklerini, Fe ve Mn elementlerinin birikiminde ise ihmal edilecek düzeyde etki ettiklerini işaret etmişlerdir. Oksijenli su kolonu koşullarında sedimantasyonun yüksek olduğu alanlarda organik maddenin birikimi de yüksek olduğunu tespit etmişlerdir. (Stevenson and Cheng, 1972; Müller and Suess, 1979). Toth ve Lerman (1977) ve Berner (1980) sedimantasyon oranlarındaki artışın organik maddelerin oksitlenmeden korunarak birikimini kolaylaştırdığına işaret etmiştir. Çalışma yaptığımız alanda kafeslerin bulunduğu bölgede nütrient girdisine bağlı olarak birincil üretimin fazla oluşunun sedimentte organik madde birikiminde artış meydana getirdiği bunun sonucu olarak da ağır metallerin sedimentte daha fazla birikimine neden olduğu düşünülmektedir. Organik maddelerin yüksek düzeyde Pb ve Fe biriktirme eğiliminde oluşu dikkate alındığında çalışmada organik madde ile Pb ve Fe arasındaki yüksek korelasyon da bu görüşü desteklemektedir.

Zenginleşme faktörü değerleri Cu için 0,4; Pb için 1,8; Fe için 0,7; ve Zn için 1,4 olarak hesaplanmıştır. Kontaminasyon faktörüne göre ise Cu 0,2; Pb 0,7; Fe için 0,5; ve Zn için 0,3 bulunmuştur. Buna göre Gerence Körfezi'nde orkinos besiciliği yapılan alandaki ağır metal düzeylerinin büyük ölçüde doğal süreçlere de bağlı olabileceği ve düşük kontaminasyon düzeyinin söz konusu olduğu söylenebilir. Özkan (2012), İzmir Körfezi'nde ağır metallerin kontaminasyon düzeylerine ilişkin çalışmasında EF değerlerini Fe için 2.56, Cu için 3.324, Pb için 20.372 ve Zn için 5.854 hesaplanmıştır. Elde edilen sonuçlara göre Pb dışındaki ağır metallerin kayalardan gelebileceğini ifade etmiştir. Pb'nin ise insan faaliyetleri sonucu ortamda kontaminasyona neden olduğunu belirtmiştir. Pazı (2011) tarafından Çandarlı Körfezi'nde yürütülen çalışmada maksimum EF değerlerinin endüstrileşmenin yoğun olduğu Aliğa ilçesine yakın istasyonda olduğu belirtilmiştir. Ayrıca Çandarlı körfezinde Hg, Zn, ve Pb kaynaklı kirlenmenin olduğunu buna karşın Cu kirlenmesinin henüz bir problem oluşturacak düzeyde olmadığını ifade etmiştir. Benzer şekilde çalışma yaptığımız bölgede kurşun düzeylerinin az da olsa yüksek bulunmuş olması Cu, Zn ve Fe'den farklı olarak Pb'nin kaynağının doğal süreçler olmadığını göstermektedir. Bu, litojenik taşınımın yanı sıra yakında bulunan yerleşim yerlerinden atmosferik yollarla taşınmadan ve körfezdeki yetiştiricilik aktivitelerinden kaynaklanabilir. Söz konusu düzeyler henüz önemli bir kontaminasyona işaret etmese de besiciliğin yapıldığı bölgedeki aktiviteler üzerinde etkili olabileceğini düşündürmektedir. Mevcut çalışmada sedimentteki ağır metal konsantrasyonları arasında önemli pozitif korelasyonlar gözlenmiştir. Dolayısıyla körfezdeki sedimentin en önemli kaynağının doğal süreçlerle taşınan askıdaki katı madde yükü olabileceği söylenebilir. Özellikle Pb ve Fe olmak üzere ağır metal konsantrasyonları ile organik madde düzeyinin pozitif korelasyona sahip olması sedimentte organik madde artışının ağır metal birikimi üzerindeki etkisine işaret etmektedir. Pb düzeylerinin yüksek olmaması, referans değerlerin altında kalması, kontaminasyon düzeyinin düşük kalması nedeniyle Pb'nin kaynağının besicilik aktivitesi olduğunu söylemek mümkün değildir. Çalışmamız boyunca sedimentte organik karbon konsantrasyonları % 0,19 - 1,84 arasında ölçülmüştür. Yapılan istatistiksel testler sonucunda mevsimsel ve istasyonlar arasındaki farkların önemli olmadığı saptanmıştır ($p>0,05$). Kafes istasyonlarında referans istasyonlarına göre daha yüksek değerler ölçülmüştür. Kafes istasyonlarının yıllık

organik karbon ortalaması % 0,64, referans istasyonlarının ise % 0,55 olarak hesaplanmıştır. Yabanlı (2007) aynı bölgede organik karbon değerlerini % 0.41-18.24 arasında bildirmiştir. Bu çalışmada düşük karbon değerlerinin bulunması araştırma bölgesinde derinliklerin yüksek oluşu ve akıntı sistemlerinin kuvvetli oluşuna bağlanabilir. Nitekim Karakoç vd. (2010) Gerence Körfezi'nde yüzey tabakadan su girişi olduğu ve derin tabakadan deşarj olduğunu, körfez içinde iki tane anti-siklonik döngü sistemi olduğu ve bunlardan çalışma yapılan işletmenin de içinde bulunduğu alanda daha küçük çaplı, ancak daha hızlı bir akıntının olduğunu ifade etmiştir.

Balık yetiştiriciliğinin en önemli etkilerinden biri balıklar tarafından tüketilmeyen yemlerin, balık dışkılarının, kullanılan ilaç ve katkı maddelerinin kafeslerin altında sedimentte birikmesidir. Sedimentteki organik karbon ve ağır metal konsantrasyonları ise sediment kalitesinin belirlenmesinde önemli değişkenlerden biridir. Yem ve katkı maddelerinde kullanılan birçok terapötik madde yüksek oranda suda çözünmekte ve parçalanmakta olduğundan sınırlı çevresel etkiye sahiptir. Bunlardan bazıları yem katkıları olarak kullanılmakta ve deniz tabanında birikim yapmaktadır. Söz gelimi Çinko balık sağlığının korunması amacıyla yem katkılarının içinde bulunmakta, bakır antifouling boyalarda kullanılmaktadır. Yapılan birçok çalışmada ağır metallerin artan (Zn ve Cu) düzeyleri balık çiftliklerinin kafes bölgelerinin çevresinde ve açıklarında tespit edildiği bildirilmektedir (Read and Fernandes, 2003).

Sediment tabakası kirleticiler için bir rezervuardır. Dayanıklılık gösteren inorganik ve organik kirleticiler sedimentte birikebilir ve uzun yıllar birikim sonucu, akuatik organizmalar ve insan sağlığı için toksik etkiye sebep olabilir. Sediment kalitesinin korunması, akuatik yaşam, insan yaşamı ve ekolojik dengenin korunması ile birlikte, ulusal sınırdaki su kütlelerinin biyolojik olarak korunması ve tekrar iyileştirilmesi içinde önemlidir. Sediment kirleticileri direk etkilerle veya sürdürülebilir populasyonların ihtiyacı olan besin zincirlerini etkileyerek rekreasyonel, genel veya ekolojik önemi olan türleri elimine edebilir veya azaltır. Daha ötesinde, bazı sediment kirleticileri, fiziksel, kimyasal ve biyolojik proseslerin bir sonucu olarak besin zinciri boyunca biyoakümüle olabilir veya serbest kalarak sediment üzerindeki su tabakasına geçiş yapabilir (USEPA, 2001). Özellikle insan kaynaklı müdahaleler, kirleticilerin sediment üzerindeki

suya geçişine neden olup, buradan su kolonundaki organizmalara da geçişini sağlar (Long and MacDonald, 1998). Bu durum ekosistemde ciddi etkiler oluşturabildiği gibi su ürünleri yetiştiriciliğini ve yetiştirilen ekonomik türlerin kalitesini de olumsuz etkiler.

Balık yetiştiriciliğinin en yaygın etkisi balık kafeslerinin altındaki sedimentin organik içeriğinin artması gibi bentik zenginleşmedir. Fekal materyal ve yenmemiş balık yemi gibi partiküler organik materyalin birikmesi çiftliğin yakın çevresinde oksijen talebinin artmasına neden olur. Bu durum anearobik metabolizma ve anoksia ile sonuçlanır. Etkinin şiddeti bölgeye özel ve derinlik, hidrografik özellikler ve suyun kalitesi, jeomorfolojisi gibi lokal özelliklerle ilişkilidir. Etkiler genellikle hem zamansal hem de yersel olarak sınırlıdır. Üretim durduğunda yenilenme süresi 3 ile 10 ay arasında gerçekleşir. Yenilenme süreci endüstriyel ve şehir atıklarının etkisine göre 10 kat daha hızlıdır. Sediment zenginleşmesi bentik bölgede sınırlı bir etki yapar. Orkinos besiciliği (zellikle bu balıklarının yağlanması için yakalanıp kafeslere kapatılması) denizel ekosistem üzerinde çeşitli olumsuz etkilere neden olabilir ancak Gerence Körfezi’nde akıntıların kuvvetli oluşu ve derinliğin 60 m’den fazla oluşu bu etkileri minimize edebilmektedir. Özetle Gerence Körfezi’nde yapılan bu çalışmada elde edilen sonuçlar sisteme en büyük etkisi olabileceği düşünülen orkinos iftliğinin oluşturduğu etkinin kıyı bölgesinden gelen etkiden fazla olmadığı sonucunu vermektedir.

Çeşitli organizmaların yaşam alanını oluşturan sediment, sucul ortama çeşitli yollarla gelen kirleticilerin biriktiği ve organizmaların atıkları içinde mevcut olan ağır metallerin depo edildiği yerdir. Deniz ortamındaki kirliliğin anlaşılması için sedimentteki ağır metallerin konsantrasyon düzeyleri önemli bir belirteçtir. Bu nedenle Türkiye’de denizlerdeki ağır metal kirliliği üzerinde yapılan çalışmaların akuakültür kaynaklı sediment kirliliği üzerine de odaklanması gereklidir. Sonuç olarak özellikle yetiştiricilik aktivitelerinin yapıldığı alanlarda sediment tabakasının çevresel tehlike yaratıp yaratmadığının belirlenmesi ve sediment kalitesi için standart veya kalite kriterlerinin oluşturulması, sedimentte bulunan türlerle, maddelerin bu türler üzerindeki toksisitesi ve kirleticilerin konsantrasyonlarının sürekli olarak izlenerek geçmiş dönemlerle karşılaştırma yapılması büyük önem taşımaktadır. Açık deniz ağ

kafeslerde orkinos besicilik faaliyetlerinin sürdürülebilirliğini sağlamak ve gerekli önlemleri alabilmek için izleme çalışmalarının düzenli olarak yapılmasında önemli faydalar vardır.

KAYNAKLAR DİZİNİ

- Abo, K. and Yokohama, H.**, 2007, Assimilative capacity of fish farm environments as determined by the benthic oxygen uptake rate: Studies using a numerical model, Bulletin of Fisheries Research Agency, 19, 79-87 pp.
- Achefors, H. and Enell, M.**, 1994, The release of nutrients and organic matter from aquaculture systems in nordic countries, J.Appl. Ichthyol., 10(4):225-241 pp.
- Adalıoğlu, S., Büyükişık, B. and Yaşar, D.**, 2013, Microplankton growth in response to nutrient enrichments in Gerence Bay, Izmir, Western Turkey. Indian Journal of Marine Sciences. 11/2013; Vol. 42(7) 859-867 pp.
- Adalıoğlu, S., Büyükişık, B., Yaşar, D., Kutlu, B. and Yürür, E.**, 2007, Dissolved Inorganic Matter And Nutrient Enrichment Bioassay In The Gerence Bay, (Turkey), Rapp. Comm. int. Mer Médit., 38 p, 2007
- Ağca, N.**, 1998, Atık suların toprak ekosistemine etkileri, Kayseri 1. Atıksu Sempozyumu Bildiri Kitabı, 5-8 s., Kayseri, 1998.
- Aguado-Gimenez, F. and Garcia-Garcia, B.**, 2005, Changes in some morphometric relationships in Atlantic bluefin tuna (*Thunnus thynnus* *thynnus* Linnaeus, 1758) as a result of fattening process. Aquaculture 249, 303–309 pp.
- Aguado-Gimenez, F., Garcia-Garcia, B., Hernadez-Lorente, M.D. and Cerezo-Valverde, J.**, 2006, Gross metabolic waste output estimates using a nutritional approach in Atlantic bluefin tuna (*Thunnus thynnus*) under intensive fattening conditions in western Mediterranean Sea. Aquacult. Res. 37, 1254–1258 pp.
- Aguardo-Gimenez, F., and Garcia-Garcia, B.**, 2007, Growth, food intake and feed conversation rates in captive Atlantic bluefin tuna (*Thunnus thynnus* Linnaeus, 1758) under fattening conditions, Aquaculture Research, 36, 610-614 pp.

KAYNAKLAR DİZİNİ (devam)

- Akbaş, H.**, 2010, İzmir İlinde Denizde Ağ Kafeslerde Su Ürünleri Yetiştiriciliği Yapan İşletmelerin Coğrafi Bilgi Sistemi (Cbs) Ortamında Aplikasyonu ve Mevcut Durumlarının Cbs Yazılımı Kullanılarak İncelenmesi, Ankara Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü Yüksek Lisans Tezi, Biyoloji Anabilim Dalı, Ankara, 2010 Şubat 2010, 87s.
- Aksu, A. E., Yaşar, D. and Uslu, O.**, 1998, Assessment of marine pollution in İzmir Bay: Heavy metal and organic compound concentrations in surficial sediments workshop on marine research in the İzmir Bay 17-19 Eylül,1997, İzmir Turkish Journal of Engineering and Environmental Sciences Vol.22,387-415 pp.
- Aksu, M.**, 2005, İzmir Körfezi'nin Farklı Bölgelerindeki Bazı Balık Çiftliklerinin Sucul Çevreye Etkilerinin Karşılaştırılması, Doktora Tezi, Ege Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü, Su Ürünleri Temel Bilimler, 80 s.
- Aksu, M., Kaymakçı-Başaran, A. and Egemen, Ö.**, 2010, Long-term monitoring of the impact of a capture-based bluefin tuna aquaculture on water column nutrient levels in the Eastern Aegean Sea, Turkey, Environ Monit Assess, 171:681–688 pp.
- Aksu, M., Kaymakçı-Başaran, A., Egemen, Ö. ve Tüzen A.**, 2014, Açık Deniz Ağ Kafeslerde (Gerence, Ege Denizi) Yapılan Orkinos (*Thunnus Thynnus*, L. 1758) Besiciliğinin Deniz Ortamına Etkilerinin Araştırılması, Ege Üniversitesi Bilimsel Araştırma Proje'si (Proje No: 11-SÜF-025), Yayımlanmamış.
- Aktürk, M.**, 2005, Heavy Metals In Sediments Of the Black Sea, Yüksek Lisans Tezi, Boğaziçi Üniversitesi Çevre Bilimleri Enstitüsü, Çevre Mühendisliği ABD., 121s.

KAYNAKLAR DİZİNİ (devam)

- Aloupi, M., Angelidis, M.O., Gabriel, A., Karantanelli, M., Koulousaris, M., Nikolaou, A., Petsas, A., Tsirtsis, G., Vagi, M. and Vlatsiotou, F.,** 2007, Marine monitoring along the eastern coastal area of The Island Of Lesbos, Greece During 2004, in the framework of medpol III, Global NEST Journal, Vol 9, No 2, 83-97 pp.
- Alp, E. and Yurteri C.,** 1992, Environmental impact assessment for the Aliğa Thermal Power plant (in Turkish), Middle East Technical University, Department of Environmental Engineering Environmental Research Center, Project code: 91-03-11-01-03.
- Altınbulak, B.,** 2005, Türkiye Sularında Orkinos (*Thunnus thynnus* L. 1758) Balığı İşletmeciliğın Mikro ve Makro Ölçekte Değerlendirilmesi, Yüksek Lisans Tezi, E.Ü. Fen Bilimleri Enstitüsü, 104 s.
- Altındağ, A. and Yiğit, S.,** 2005, Assesment of heavy metal concentrations in the food web of lake Beyşehir, Turkey. Chemosphere 60, 552-556 pp.
- Anonim** 2006, Tarımsal Üretim ve Geliştirme Genel Müdürlüğü ‘Doğanın ve Türk Balıkçılığının Hizmetinde’. Aqualife of Turkey Dergisi.
- Aydın, A. ve Sunlu, U.,** 2004, Güney Ege Denizi sedimentlerinde karbon ve yanabilen madde düzeylerinin araştırılması, E.Ü. Su Ürünleri Dergisi, 21(3-4): 229-234 s.
- Bakış, R. ve Bilgin, M.,** 1998, Çöp sızıntı sularından dolayı topraklarda meydana gelen ağır metal kirliliğinin araştırılması, Kayseri 1. Atıksu Sempozyumu Bildiri Kitabı, 167-170 s., Kayseri, 1998.
- Balcı, A., and F. Küçüksezgin.,** 1994, Trace metal concentrations in surfacial sediments from eastern Aegean continental shelf, Chimica Acta Turcica. 22, 1, 97-101 pp.
- Balcı, A., Benli, H. A. and Küçüksezgin, F.,** 1990, Distribution of mercury in Aegean coastal sediments, Rapport et Proce`s Verbaux Commision Internationale Pour l’Exploration Scientifique de la Mer Mediterranee, 32–58 pp.

KAYNAKLAR DİZİNİ (devam)

- Balkıs, N. and Çağatay, M.N.**, 2001, Factors controlling metal distributions in the surface sediments of the Erdek Bay, Sea of Marmara, Turkey. *Environmental International*, 27: 1-13 pp.
- Barbieri, P., Adami, G., Predonzani, S. and Reisenhofer, E.**, 1999, Heavy metals in surface sediments near urban and industrial sewage discharges in the Gulf of Trieste. *Toxicol. Environ. Chem.* 71, 105–114 pp.
- Başaran, F. ve Özden, O.**, 2004, Mavi yüzgeçli orkinos (*Thunnus thynnus* L., 1758) balığı yetiştiriciliğinin kültür koşullarında incelenmesi. *E.Ü Su Ür. Der.* 21(3-4):343-348 s.
- Batkı, H., Küçüksezgin, F. and Uslu, O.**, 1999, Trace metal distribution in different chemical fractions of marine sediments along the eastern Aegean shelf. *Toxicological and Environmental Chemistry*, 70, 243-258 pp.
- Bazes A., Silkina A., Defer D., Bernède-Bauduin C., Quéméner E., Braud J.P. and Bourgougnon N.**, 2006, Active substances from *Ceramium botryocarpum* used as antifouling products in aquaculture. *Aquaculture*. 2006;258:664–674 pp.
- Bebek, M.T.**, 2001, Ulubat Gölü ve Gölü Besleyen Su Kaynaklarında Ağır Metal Kirliliğinin Araştırılması, Gazi Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Yüksek Lisans Tezi, 16-65 s., Haziran, 2001.
- Belias, C.V., Bikas, V.G., Dassenakis, M.J. and Scoullas, M.J.**, 2003, Environmental impacts of coastal aquaculture in eastern Mediterranean bays. The case of Astakos Gulf, Greece. *Environ. Sci. Pollut. Res.* 10, 287–295 pp.
- Berner, R. A.**, 1980, A rate model for organic matter decomposition during bacterial sulfate reduction in marine sediments. In *Biogeochemistry of the marine environment: interface water-sediment*. Colloq. Intl. CNRS 293, 35-44 pp.
- Bethoux, J.P., Courau, P., Nicolas, E. and Ruiz-Pino, D.**, 1990, Trace metal pollution in the Mediterranean Sea. *Oceanol. Acta* 13, 481–488 pp.

KAYNAKLAR DİZİNİ (devam)

- Borja A, Rodriguez JG, Black K, Bodoy A and others**, 2009, Assessing the suitability of a range of benthic indices in the evaluation of environmental impact of fin and shellfish aquaculture located in sites across Europe. *Aquaculture* 293: 231–240 pp.
- Bradford, W. L. and Luoma, S. N.**, 1980, Some perspectives on heavy metal concentrations in shellfish and sediment in San Francisco Bay, California. *Contaminants and Sediments*, 2:501-531 pp.
- Bryan, G.W., Langston, W.J. and Hummerstone, L.G.**, 1980, The use of biological indicators of heavy-metal contamination in estuaries with special reference to an assessment of the biological availability of metals in estuarine sediments from south-west Britain. *J. Mar. Biol. Assn. UK Occasional Publication No. 1*, 1–73 pp.
- Burton, G.A.**, 1992, *Sediment Toxicity Assessment*. Lewis Publishers, Chelsea, MI, 457 p.
- Canlı, M. and Atlı G.**, 2003, The relationships between heavy metal (Cd, Cr, Cu, Fe, Pb, Zn) levels and the size of six Mediterranean fish species. *Environmental Pollution* 121, 129-136 pp.
- Canpolat, Ö. ve Çalta, M.**, 2001, Keban Baraj Gölü’nden yakalanan *Acanthobrama Marmid* (Heckel, 1843) ‘de bazı ağır metal düzeylerinin belirlenmesi, *F.Ü. Fen ve Müh. Bilimleri Dergisi*, Elazığ 13 (2) 263-268 s.
- Carbonell, G., Ramos, C. and Tarazona, J.V.**, 1998, Metals in shrimp culture areas from the Gulf of Fonseca, Central America. I. *Sediments. B. Environ. Contam. Toxicol.* 60, 252–259 pp.
- Cardeilhac, P.T. and Whitaker B.R.**, 1988, Copper treatments: uses and precautions. In *Tropical fish Medicine*. Stoskopf, M.K., ed. *The Veterinary Clinics of North America: Small Animal Practice* 18(2): 435–448 pp.
- Catsiki, V.A., Hatzianestis, I. and Rigas, F.**, 2003, Distribution of metals & organic contaminants in mussels from Thermaikos Gulf. *Global Nest: The Int. J.* Vol 5, No 3, 119-126 pp.

KAYNAKLAR DİZİNİ (devam)

- CCME**, 1995, Protocol for the derivation of Canadian sediment quality guidelines fir the protection of aquatic life, CCME EPC-98 E. Prepared by Environment Canada, Guidelines Division, Technical Secreteriat of the CCME Task Group on water quality guidelines, Ottawa.
- CEC**, 1980, Directive relating to Quality of Water intended for Human Consumption 80/778/EEC, 15 July. Chamberlain, A.C. (1983).
- CEFAS**, 2011, Guidelines for the Conduct of Benthic Studies at Marine Aggregate Extraction Sites (2nd Edition), CEFAS, 2011, 80 p.
- Çepel, N.**, 1997, Biyoçeşitlilik Önemi ve Korunması, Tema Vakfı Yayınları; İstanbul, 1997, 40 s.
- Çetinbaş, A.**, 2003, İzmit Körfezi'nde Avlanan İstavrit (*Trachurus trachurus* L., 1758) Balıklarının Dokularında Cu ve Zn Birikiminin İncelenmesi, Yüksek lisans tezi, Gazi Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü, Ankara 67s.
- Chan, H.M.**, 1989, Temporal and spatial fluctuations in trace metal concentrations in transplanted mussels in Hong Kong. Mar. Pollut. Bull. 20, 82–86 pp.
- Chattopadhyay, B., Chatterjee, A. and Mukhopadhyay, S.K.**, 2002, Bioaccumulation of metals in the East Calcutta wetland ecosystem. Aquati. Ecosyst. Health Manage, 5, 191-203 pp.
- Chou, C.L., Haya, K., Paon, L.A., Burridge, L., and Moffatt, J.D.**, 2002, Aquaculture-related trace metals in sediments and lobsters and relevance to environmental monitoring program ratings (EMP) for near-field effects. Mar. Pollut. Bull. 44 (11): 1259-1269 pp.
- Cicik, B.**, 2003, Bakır-Çinko etkileşiminin Sazan (*Cyprinus Carpio* L.)'nın karaciğer, solungaç ve kas dokularındaki metal birikimi üzerine etkileri, Çevre ve Ekoloji Dergisi, 12 (48) 32-36 s.

KAYNAKLAR DİZİNİ (devam)

- Cobelo–García, A. and Prego, R.**, 2004, Influence of point sources on trace metal contamination and distribution in a semi–enclosed industrial embayment: The Ferrol Ria (NW Spain). *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 60: 695–703 pp.
- Costello, M.J., Grant, A., Davies, I.M., Cecchini, S., Papoutsoglou, S., Quingley, D., and Saroglia, M.**, 2001, The control of chemicals used in aquaculture in Europe, *J.Appl. Ichthyol.* 17, 173–180 pp.
- Dean, R.J., Shimmield, T.M. and Black, K.D.**, 2007, Copper, zinc and cadmium in marine cage fish farm sediments: An extensive survey, *Environmental Pollution* 145 (2007) 84-95 pp.
- DeGregori, I., Pinochet, H., Arancibia, M. and Vidal, A.**, 1996, Grain size effects on trace metals distribution in sediments from two coastal areas of Chile, *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* Vol 57, 163-170 pp.
- Dökmen, F.**, 2000, İhsaniye Yöresi su kaynaklarında ağır metal içeriği ve sulama suyu kullanımına etkileri, 2000 GAP- Çevre Kongresi, I. Cilt, 215-226 s., Harran Üniversitesi Mühendislik Fakültesi ve Ziraat Fakültesi, Şanlıurfa, 2000.
- Edwards, J. W., Edyvane, K. S., Boxalls, V. A., Hamann, M. and Soole, K. L.**, 2001, Metal levels in seston and marine fish flesh near industrial and metropolitan centres in South Australia. *Marine pollution Bulletin*, 42(5) :389-396 pp.
- Egemen, Ö.**, 2006, Çevre ve Su Kirliliği, Ege Üniversitesi Su Ürünleri Fakültesi Yayın No:42, 120s.
- Egemen, O., Sunlu, U. and Kaymakçı, A.**, 1998, Heavy metal concentrations in some molluscs and in surfacial sediments from Izmir Bay/ Turkey, *Rapp. Comm. int. Mer Médit.*, 35, 250-251 pp.

KAYNAKLAR DİZİNİ (devam)

- Esen, E., Kucuksezgin, F. and Uluturhan, E.,** 2008, Assessment of trace metal pollution in surface sediments of Nemrut Bay, Aegean Sea, Environmental Monitoring and Assessment, 160(1–4), 257–266 pp.
- Esslemont, G.,** 2000, Heavy metals in seawater, marine sediments and corals from the Townsville section, Great Barrier Reef Marine Park, Queensland, Marine Chemistry, 71:215-231pp.
- FAO,** 2004, Capture Based Aquaculture The Fattening Of Ells, Groupers, Tunas And Yellowtails, 40 p., FAO, Rome
- Farmaki, E.G., Thomaidis, N.S, Pasias, I.N., Baulard, C., Papaharisis, L. and Efstathiou, C.E.,** 2014, Environmental impact of intensive aquaculture: Investigation on the accumulation of metals and nutrients in marine sediments of Greece, Science of the Total Environment 485–486 (2014) 554–562 pp.
- Fernandes, M., Laurer, P., Cheshire, A. and Angove M.,** 2007b, Preliminary model of nitrogen loads from southern Bluefin tuna aquaculture. Marine Pollution Bulletin. 54: 1321-1332 pp.
- Fernandes, M., Angove, M., Sedawie, T. and Cheshire A.,** 2007a, Dissolved nutrient release from solid wastes of southern bluefin tuna (*Thunnus maccoyii*, Castelnau) aquaculture. Aquaculture Research. 38: 388-397 pp.
- Forstner, U.,** 1979, Metal transfer between solid and aqueous phases. In: Metal Pollution in the Aquatic Environment. (Ed) Forstner, U., Whittman, G.T.W. Springer-Verlag, Berlin. 197-270 pp.
- Förstner, U., Ahlf, W. and Calmano, W.,** 1993, Sediment Quality Objectives and Criteria Development in Germany", Water Science and Technology, 28, 8-9, 307-316 pp.
- Gabryelak, T., Filipiak, A. and Brichon, G.,** 2000, Effects of zinc on lipids of erythrocytes from carp (*Cyprinus carpio* L.) acclimated to different temperatures, Comparative Biochemistry and Physiology Part C, 127, 335-343 pp.

KAYNAKLAR DİZİNİ (devam)

- Gaudette, H.E., Flight, W.R., Toner, L. and Folger, W.,** 1974, An inexpensive titration method for determination of organic carbon in recent sediments, *Journal of Sedimentary Petrology*, 44(1): 249-253 pp.
- GESAMP/UNESCO,** 1994, Anthropogenic influences on sediment discharge to the coastal zone and environmental consequences. Rep. Studies 52, 4–30 pp.
- Gowen, R.J., and Bradbury. N.B.,** 1987, The ecological impact of salmonid farming in coastal waters: A review. *Oceanogr. Bioi. Mar. Ann. Rev.* 25: 563-575. Achefors, H. and Enell, M. 1994. The release of nutrients and organic matter from aquaculture systems in nordic countries, *J.Appl. Ichthyol.*, 10(4):225-241 pp.
- Gray, J.E., Theodorakos, P.M., Bailey, E.A. and Turner, R.R.,** 2000,. Distribution, speciation, and transport of mercury in stream-sediment, stream-water, and fish collected near abandoned mercury mines in southwestern Alaska, USA. *The Science of the Total Environment* 260 (2000) 21-33 pp.
- Grigorakis, K. and Rigos, G.,** 2011, Aquaculture effects on environmental and public welfare – the case of Mediterranean mariculture. *Chemosphere* 855 (2011) 899–919 pp.
- Hakanson, L.,** 1980. Ecological risk index for aquatic pollution control, a sedimentological approach. *Water Research*,14, 975–1001 pp.
- Hakanson, L. and Jansson, M.,** 1983, Principles of lake sedimentology. Berlin: Springer, 213-243 pp.
- Harris, R.R. and Santos, M.C.F.,** 2000, Heavy metal contamination and physiological variability in the Brazilian mangrove crabs, *Ucides cordatus* and *Callinectes danoe* (Crustacea: Decapoda). *Marine Biology* 137, 691–703 pp.
- Hart, B.,** 1982, Uptake of trace metals by sediments and suspended particulates: a review. *Hydrobiologia* Vol 91, 299-313 pp.

KAYNAKLAR DİZİNİ (devam)

- Hernando M.D., De Vettori S., Bueno M.J.M. and Fernández-Alba A.R.,** 2007. Toxicity evaluation with *Vibrio fischeri* test of organic chemicals used in aquaculture. *Chemosphere*. 2007;68:724–730 pp.
- Hilmy, A.M., El-Domiaty, N.A., Daabees, A.Y. and Abdel-Latife, H.A.,** 1987, Toxicity in *Tilapia zilli* and *Clarias lazera* (Pisces) induced by zinc seasonally, *Comp. Biochem. Physiol.*, 86, 263-265 pp.
- Hites, R.A., Foran, J.A., Carpenter, D.O., Hamilton, C., Knuth, B.A., and Schwager, S.J.,** 2004, Global assessment of organic contaminants in farmed salmon. *Science* 303: 226–229 pp.
- Holmer, M.,** 2010, Environmental issues of fish farming in offshore waters: perspectives, concerns and research needs, *Aquaculture Environment Interactions*, Vol. 1: 57–70 pp.
- Holmer, M., Marba, N., Terrados, J., Duarte, C.M, and Fortes, M.D.,** 2002, Impact of milkfish (*Chanos chanos*) aquaculture on carbon and nutrient fluxes in the Bolinao area, Philippines, *Marine Pollution Bulletin*, 44:685-696 pp.
- Iannia, C., Ruggieria, N. and Frachea, R.,** 2003, Distribution and speciation of heavy metals in Apulian coastal sediments, *Toxicological & Environmental Chemistry*, Vol.85, Issue 4-6 pp.
- ICCAT,** 2014a, ICCAT Record of BFT Farming Facilities <http://www.iccat.int/en/ffb.asp>, Updated 30th March 2011, (Erişim tarihi 22.08.2014).
- ICCAT,** 2014b, ICCAT Record of Nominal Catch Information, <http://www.iccat.int/en/accesingdb.htm>, Updated 19th August 2014, (Erişim tarihi 22.08.2014).
- ICES,** 2002, Report of the working group on the assessment of southern shelf demersal stocks, ICES CM 2002/ACFM:05, Copenhagen, Denmark.

KAYNAKLAR DİZİNİ (devam)

- Kalay, M. ve Karataş, S.**, 1999, Kadmiyumun *Tilapia nilotica* (L.)’da kas, beyin ve kemik (omurga kemiği) dokularındaki birikimi, *Türk Zooloji Dergisi* 23 (3), 985-991 s.
- Karadede, H. and Ünlü, E.**, 2000, Concentrations of some heavy metals in water, sediment and fish species from the Atatürk Dam Lake (Euphrates), Turkey. *Chemosphere* 41, 1371-1376 pp.
- Karakaş, D.**, 2003, “Ağır Metallerin Toksik Etkileri”.TÜBİTAK-Marmara Araştırma Merkezi, Eğitim Notları, 2003.
- Karakassis, İ.**, 1998, Aquaculture and coastal marine biodiversity. *Oceanis*, 24. 271-286 pp.
- Karakassis, İ., Tsapoakis, M., Smith, C.J, and Rumohr, H.**, 2002, Fish farming impacts in the mediterranean studied through sediment profiling imagery, *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 227:125-133 pp.
- Karakoç, F.T., İşmen, A., Özdemir, A. ve Akhan, S.**, 2010, Su Ürünleri Yetiştiricilik İşletmelerinin Denizel Ekosisteme Olan Etkilerinin Belirlenmesi Proje Sonuç Raporu (KP-SR-01), TÜBİTAK KAMAG Proje No: 106G094, 164 s.
- Katavic, I., Franicevic, V., and Ticina, V.**, 2002, Bluefin tuna (*Thunnus thynnus* L.) farming on the Croatian coast of Adriatic sea – present stage and future plan, Proocceeding of the first international Symposium, 88-93 pp.
- Kayhan, F.E., Muşlu, M.N., Çolak, S., Koç, N.D. ve Çolak, A.**, 2010, Antalya Körfezi'nde yetiştiriciliği yapılan Mavi Yüzgeçli Orkinosların (*Thunnus thynnus*) karaciğer ve kas dokularında kurşun (Pb) düzeyleri, *Ekoloji* 19, 76, 65-70 pp.
- Kaymakçı-Başaran, A., Aksu, M. and Egemen, Ö.**, 2010, Impact of the fish farms on the water column nutrient concentrations and accumulation of heavy metals in the sediments in the eastern Aegean Sea (Turkey) *Environ Monit Assess* 162:439-451 pp.

KAYNAKLAR DİZİNİ (devam)

- Kocataş, A., Katağan, T., Egemen, Ö., Aksu, M. ve Köksal, Y.**, 2003, Akua-Dem Ildırı (Çeşme) Orkinos Yetiştirme Tesisi, Çed Ön Araştırma Raporu, Ege Üniversitesi Su Ürünleri Fakültesi, 95 s.
- Küçüksezgin, F.**, 2001, Distributions of heavy metals in the surfacial sediments of İzmir Bay (Turkey) Tox.Environ. Chem. Vol.80, 203-207 pp.
- Küçüksezgin, F., Kontas, A., Altay, O., Uluturhan, E. and Darılmaz, E.**, 2006, Assessment of marine pollution in Izmir Bay: nutrient, heavy metal and total hydrocarbon concentrations. Environ. Int. 32, 41–51 pp.
- Li, X., Wai, O. W. H., Li, Y. S., Coles, B. J., Ramsey, M. H. and Thornton, I.**, 2000, Heavy metal distribution in sediment profiles of the Pearl River estuary, South China. Applied Geochemistry, 15:567-581 pp.
- Lijklema, L., Koelmans, A. A. and Portielje, R.**, 1993, Water Quality Impacts of Sediment pollution and the Role of Early Diagnosis", Water Science and Technology., 28, 1-16 pp., 1993.
- Long, E.R. and MacDonald., D.D.**, 1998, Recommended uses of empirically derived, sediment quality guidelines for marine and estuarine ecosystems. Human and Ecological Risk Assessment 4:1019-1039 pp.
- Loring, D.H. and Rantala, R.T.T.**, 1992, Manual for the geochemical analyses of marine sediments and suspended particulate matter. Earth Science Reviews, 32, 235-283 pp.
- Lovatelli, A.**, 2005, Summary Report on the status of BFT aquaculture in the Mediterranean, FAO Fisheries Report No 779.
- Luoma, S.N.**, 1990, Processes Affecting Metal Concentrations In Estuarine And Coastal Marine Sediments. In Heavy Metals in the Marine Environment, R.W. Furness and P.S. Rainbow, eds. CRC Press, Inc. 1990. 256 p.
- Lyod, R.**, 1992, Pollution And Freshwater Fish, Oxford University Press, ISBN: 0-85238-187-5, 175 p.

KAYNAKLAR DİZİNİ (devam)

- MacDonald, D.D., Scottcarr, R., Calder, F.D., Long, E.R. and Ingersoll, C.G.**, 1996, Development and evaluation of sediment quality guidelines for Florida coastal waters. *Ecotoxicology* 5: 253–278 pp.
- MacFarlane, G.R., Pulkownik, A. and Burchett, M.D.**, 2003, Accumulation and distribution of heavy metals in the grey mangrove *Avicennia marina* (Forsk.) Vierh: Biological indication potential, *Environmental Pollution* 123, 139–151 pp.
- Maedor, J.P., Robisch, P.A., Clark, R.C. and Ernest, D.W.**, 1998, Elements in fish and sediment from the Pacific Coast of the, united States: results from the national benthic surveillance project, *Marine Pollution Bulletin*, 37:56-66 pp.
- Mangion M., Borg, J.A., Thompson, R. and Schembri, P.J.**, 2014, Influence of tuna penning activities on soft bottom macrobenthic assemblages, 2014., *Marine Pollution Bulletin* 79 (2014) 164–174 pp.
- Mateu, J., Forteza, M., Colom-Altes, M. and Cerda. V.**, 1996, Atmospheric background levels and transport of heavy metals in the Balearic Islands. *Water, Air and Soil Pollution Vol* 86, 157-172 pp.
- Mendiguchía, C., Moreno, C., Manuel-Vez, M.P. and García-Vargas, M.**, 2006, Preliminary investigation on the enrichment of heavy metals in marine sediments originated from intensive aquaculture effluents, *Aquaculture*, 254 (2006), 317–325 pp.
- Mladineo, I., Segvic, T. and Grubisic, L.**, 2009, Molecular evidence for the lack of transmission of the monogenean *Sparicotyle chrysophrii* (Monogenea, Polyopisthocotylea) and isopod *Ceratothoa oestroides* (Crustacea, Cymothoidae) between wild bogue (*Boops boops*) and cage-reared sea bream (*Sparus aurata*) and sea bass (*Dicentrarchus labrax*). *Aquaculture* 295, 160–167 pp.

KAYNAKLAR DİZİNİ (devam)

- Moraitis, M., Papageorgiou, N., Dimitriou, P.D., Petrou, A. and Karakassis, I.**, 2013, Effects of offshore tuna farming on benthic assemblages in the Eastern Mediterranean. *Aquaculture Environment interactions* 4:41-51 pp.
- Müller, P. J. and Suess, E.**, 1979, Productivity, sedimentation rate, and sedimentary organic matter in the oceans-I. Organic carbon preservation. *Deep-Sea Res.*, 26, 1347–1362 pp.
- Muñoz I., Martínez Bueno M.J., Agüera A. and Fernández-Alba A.R.**, 2010, Environmental and human health risk assessment of organic micro-pollutants occurring in a Spanish marine fish farm. *Environ. Pollut.* 2010;158:1809–1816 pp.
- Mutluay, H. ve Demirak.,** 1996, Su Kimyası, İstanbul, 84 s., Beta Basım Yayım Dağıtım AŞ, 1996.
- Nissenbaum, A. and Swaine, D. J.**, 1976, Organic matter-metal interactions in recent sediments: The role of humic substances. *Geochim. Cosmochim. Acta*, Volume 40, Issue 7, 809-816 pp.
- Okumuş, İ.**, 1997, Deniz kafeslerinde balık yetiştiriciliğinin çevresel etkileri, Türkiye'nin kıyı ve deniz alanları I. Ulusal Konferansı, Türkiye Kıyıları 97 Konferansı Bildiriler Kitabı, Ankara, 491-501 s.
- Otero, X.L., Vidal-Torrado, P., de Anta, R.M.C. and Macias, F.**, 2005, Trace elements in biodeposits and sediments from mussel culture in the Ria de Arousa (Galicia, NW Spain), *Environ. Pollut.* 136,119–134 pp.
- Özdamar, K.**, 1999, SPSS İle Biyoistatistik, Eskişehir, Kaan Kitapevi Yayınları, 454 s.,
- Özkan, E.Y.**, 2012, A new assessment of heavy metal contaminations in an eutrophicated bay (Inner Izmir Bay, Turkey), *Turkish Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 12: 135-147 pp.

KAYNAKLAR DİZİNİ (devam)

- Palta, Z. H.**, 2010, Gerence ve Sığacık Körfezi'nde (Ege Denizi) İki Ağ Kafes İşletmesinde Çevresel Parametrelerin Zooplankton Dinamiğine Etkisi, Yüksek Lisans Tezi, Çanakkale Onsekiz Mart Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Çanakkale, 116 s.
- Papatheodorou, G., Hotos, G., Geraga, M., Avramidou, D. and Vorinakis, T.**, 2002, Heavy metal concentrations in sediments of Klisova Lagoon (Southeast Mesolonghi Mesolonghi-Aetolikon Lagoon Complex), W. Greece, FEB/ Vol: 11, No: 11, 951 – 956 pp.
- Paquette, P.**, 2002, Tuna in the International fish market for seafood, First Int. Symposium Domestication of the bluefin tuna. Cartagena (Spain). 3-8 pp., February.
- Pazı, İ.**, 2011, Assessment of heavy metal contamination in Candarli Gulf sediment, Eastern Aegean Sea. Environ Monit Assess (2011) 174:199–208 pp.
- Pekey, H.**, 2006, The distribution and sources of heavy metals in Izmit Bay surface sediments affected by a polluted stream, Marine Pollution Bulletin, 52, 1197–1208 pp.
- Perçin, F. ve Tanrıkul, T. T.**, 2006, Kafes işletmeciliğinde Orkinos (*Thunnus thynnus* L., 1758) sağlığını olumsuz etkileyen faktörler, Ege Üniversitesi Su Ürünleri Dergisi, Sayı: 23 (3-4); 479-484 s.
- Pouliquen, H., Delépée, R., Larhantec-Verdier, M., Morvan, M. and Le Bris H.**, 2007, Comparative hydrolysis and photolysis of four antibacterial agents (oxytetracycline oxolinic acid, flumequine and florfenicol) in deionised water, freshwater and seawater under abiotic conditions. Aquaculture. 2007; 262:23–28 pp.
- Prange, J.A. and Dennison, W.C.**, 2000, Physiological responses of five seagrass species to trace metals. Mar. Pollut. Bull. 41, 327–336 pp.

KAYNAKLAR DİZİNİ (devam)

- Prego, R., Segarra, M.J.B., Helios-Rybicka, E. and Barciela, M.C.,** 1999, Cadmium, manganese, nickel and lead contents in surface sediments of the lower Ulla River and its estuary (northwest Spain). Bol. Inst. Oceanogr., 15(1-4):495-500 pp.
- Radenac, G., Fichet, D. and Miramand, P.,** 2001, Bioaccumulation and toxicity of four dissolved metals in *Paracentrotus lividus* sea-urchin embryo. Mar. Environ. Res. 51, 151–166 pp.
- Read, P. and Fernandes T.,** 2003, Management of environmental impacts of marine aquaculture in Europe. Aquaculture. 2003;226:139–163 pp.
- Rivaro, P., Grotti, M., Ianni, C. and Magi, E.,** 1998, Heavy metal distribution in the Eolian Basin (South Tyrrhenian Sea). Marine Pollution Bulletin, 36(11) :880-886 pp.
- Romano, E., Dastoli, S., Polettini, A., Pomi, R., Muntoni, A., Villani, B. and Zucca, A.,** 2003, "Analytical characterization and lab-scale treatment of dredged sediments from small italian harbours", http://www.coast-best.eu/site/wp-content/uploads/poster12apr2013_aquaconsoil.pdf (Erişim tarihi : 22.08.2014)
- Rubio, B., Gago, L., Vilas, F., Nombela, M., Garcia-Gil, S., Alejo, I. and Pazos, O.,** 1996, Interpretacion de tendencias historicas de contaminacion por metales pesados en tesigos de sedimentos de la Ria de Pontevedra. Thalassas, 12, 137-152 pp.
- Rubio, B., Nombela, M.A. and Vilas, F.,** 2000, Geochemistry of major and trace elements in sediments of the Ria de Vigo (NW Spain): an assessment of metal pollution. Marine Pollution Bulletin, 40(11) :968-980 pp.
- Russell, M., Robinson, C.D., Walsham, P., Webster, L. and Moffat, C.F.,** 2011, Persistent organic pollutants and trace metals in sediments close to Scottish marine fish farms, Aquaculture, 319 (1-2), 262-271 pp.
- Sager, M.,** 1997, Possible trace metal load from fertilizers. Die Bodenkultur Vol 48 (4), pp 217-223 pp.

KAYNAKLAR DİZİNİ (devam)

- Salomons, W. and Forstner, U.**, 1984, Metals in the hydrocycle, Springer-Verlag, Heidelberg, 349 pp.
- Samsunlu, A.**, 1999, Çevre Mühendisliği Kimyası. Sam-Çevre Teknolojileri Merkezi Yayını, İstanbul, 394 s.
- Sarı, E. and Çağatay, M.N.**, 2001, Distributions of heavy metals in the surface sediments of the Gulf of Saros, NE Aegean sea. Environment International, 26:169-173 pp.
- Schendell, E.K., Nordström, S.E. and Lavkulich, L.M.**, 2004, Floc and sediment properties and their environmental distribution from a marine fish farm, Aquaculture Research, Volume 35, Issue 5, 483–493 pp.
- Schlinder, P.W.**, 1991, The regulation of heavy metal concentrations in natural aquatic systems, In Heavy Metals in the Environment 1. (Ed) Vernet, J-P. Elsevier, Amsterdam, London, New York and Toyko, 95-124 pp.
- Schropp, S.J. and Windrom, H.L.**, 1988, A Guide To The Interpretation Of Metal Concentrations In Estuarine Sediments, In: Schropp, S.J., Windom, H.L. (Eds.), Savannah, Georgia, 53 p.
- Semalar, A.**, 1999, Gediz Deltası Sulak Alanından Alınan Sediment Örneklerinde Bazı Ağır Metal Düzeylerinin Araştırılması, E.Ü Fen Bilimleri Enst. Yüksek Lisans Tezi
- Şenocak, M.**, 1998, Biyoistatistik, İstanbul Üniv., Cerrahpaşa Tıp Fak., Yayınları, Fak., No: 214, 314 s., İstanbul.
- Singer, P. C. and Fal'kovich, L. N.**, 1974, Trace metals and metal-organic interactions in natural waters, Hydrotechnical Construction, Volume 8, Issue 2, 191-192 pp.
- Stevenson F. J. and Cheng C. N.**, 1972, Organic geochemistry of the Argentine Basin sediments: carbon-nitrogen relationships and Quaternary correlations, Geochim Cosmochim. Acta 36, 653-671 pp.

KAYNAKLAR DİZİNİ (devam)

- Storelli M.M., Storelli A. and Marcotrigiano G.O.**, 2001, Heavy Metals in the Aquatic Environment of the Southern Adriatic Sea, Italy Macroalgae, Sediments and Benthic Species. *Environment International*, 26: 505-509 pp.
- Sunlu, U.**, 2002, Comparison of heavy metal levels in native and cultured mussel *Mytilus galloprovincialis* (L., 1758) from the Bay of Izmir (Aegean Sea / Turkey). *C.I.E.S.M. Workshop Series.*, Marseilles, 101-103 pp.
- Sunlu, U., Aydın, A. ve Eğrihancı-Özçetin, N. E.**, 2005, Kuzey Ege Denizi sedimentlerinde karbon ve yanabilen madde miktarlarının araştırılması, *E.Ü. Su Ürünleri Dergisi*. Cilt: 22, No:3-4, 263-268 s.
- Süren, E.**, 2004, Çanakkale Boğazında Toksik Etki Gösteren Bazı Ağır Metallerin ICP-AES ve Elektroanalitik Yöntemlerle Tayini, Yüksek lisans tezi, Onsekiz Mart Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü, Çanakkale, 40s.
- Szefer, P., Glasby, G.P., Stuben, D., Kusak, A., Geldon, J., Berner, Z., Neumann, T. and Warzocha, J.**, 1999, Distribution of selected trace metals and rare earth elements in surficial sediments from the polish sector of the Vistula Lagoon. *Chemosphere* 39, 2785–2798 pp.
- Tam, N.F.Y and Yao, M.W.Y.**, 1998, Normalisation and heavy metal contamination in mangrove sediments. *Sci Total Environ* 1998; 216:33-39 pp.
- Tam, N.F.Y and Wong, W.S.**, 2000, Spatial variation of heavy metals in surface sediments of Hong Kong mangrove swamps. *Environmental Pollution* 110, 195–205 pp.
- Tanner, P.A. and Leong, L.S.**, 2000, Metals in a marine sediment core from near Ma Wan, Hong Kong. *Water, Air and Soil Pollution*, 121:309-325 pp.
- Taş, E., Sunlu, U. ve Özaydın, O.**, 2007, Çandarlı Körfezi (Ege Denizi) sedimentinde karbon, yanabilen madde miktarı ve bazı ağır metal (Cu, Pb, Zn, Fe) düzeylerinin araştırılması, *E.Ü. Su Ürünleri Dergisi*, Cilt 24, Sayı (3-4): 273–277 pp.

KAYNAKLAR DİZİNİ (devam)

- Tok, H.H.**, 1997, Çevre kirliliği, İstanbul, Anadolu Matbaa Ambalaj San. Tic. Ltd. Şti., 266-283 s.
- Topçu, B.B.**, 2012, Avrupa Birliği'ne Uyum Sürecinde Türkiye'de Orkinos (*Thunnus thynnus* L.1758) Yetiştiriciliği Sektörünün Sosyo-Ekonomik Analizi, Ankara Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü Doktora Tezi, Su Ürünleri Dalı, Ankara, Eylül 2012, 170s.
- Toth, D. J. and Lerman, A.**, 1977, Organic matter reactivity and sedimentation rates in the ocean. Amer. J. Sci. 277, 465-485 pp.
- Tsutsumi, H.**, 1995, Impact of fish net pen culture on the benthic environment of a cove in South Japan, Estuaries, 18(1A):108-115 pp.
- Uluturhan, E., Kontas, A. and Can, E.**, 2011, Sediment concentrations of heavy metals in the Homa Lagoon (Eastern Aegean Sea), Assessment of contamination and ecological risks. Marine Pollution Bulletin 62 (2011) 1989–1997 pp.
- Uotila, J.**, 1991, Metal contents and spread of fish farming sludge in southwestern Finland, Marine Aquaculture and Environment, Valtion Painatuskeskos Oy, Helsinki, 120–125 pp.
- Urdaneta, H.**, 1995, Contenido total de Cd, Cu, Cr, Mn, Hg, Ni y Pb en sedimentos superficiales de una estación de piscicultura del municipio Páez, Estado Zulia, Venezuela. Bol. Cent. Investig.Biol. 29 (1), 1–16 pp.
- USEPA**, 2001, Methods for Collection Storage and Manipulation of Sediments for Chemical and Toxicological Analyses: Technical Manual:EPA 823-B-01-002 pp.; US.Environmental Protection Agency, Office of Water, Washington, D.C.
- Uzunoğlu, O.**, 1999, Gediz Nehrinden Alınan Su ve Sediment Örneklerinde Bazı Ağır Metal Konsantrasyonlarının Belirlenmesi, Celal Bayar Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Yüksek Lisans Tezi, Manisa , 61 s.

KAYNAKLAR DİZİNİ (devam)

- Vezzulli, L., Moreno, M., Marin, V., Pezzati, E. and Bartoli, M.,** 2008, Organic waste impact of capture based Atlantic bluefin tuna aquaculture at an exposed site in the Mediterranean Sea. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 78, 279-384 pp.
- Vita, R. and Marin, A.,** 2007, Environmental impact of capture –based bluefin tuna aquaculture on benthic communities in the western Mediterranean. *Aquaculture Research*, 38, 331-339 pp.
- Vita, R., Marin, A., Brinquis-Jiménez, B., Cesar, A., Marín-Guirao, L., and Borredat, M.,** 2004, Aquaculture of Bluefin Tuna in the Mediterranean: evaluation of organic particulate wastes, *Aquaculture Research*, 35, 1384-1387 pp.
- Vizzini, S., and Mazzola, A.,** 2012, Tracking multiple pathways of waste from a northern bluefin tuna farm in a marine-coastal area, *Marine Environmental Research* 77:103-111 pp.
- Vizzini, S., Tramati, C. and Mazzola, A.,** 2010, Comparison of stable isotope composition and inorganic and organic contaminant levels in wild and farmed bluefin tuna, *Thunnus thynnus*, in the Mediterranean Sea. *Chemosphere* 78, 1236–1243 pp.
- Waldichuk, M.,** 1985, Biological availability of metals to marine organisms. *Marine Pollution Bulletin* Vol 16, 7-11 pp.
- Woodward, D.F., Brumbaugh, W.G., Deloney, A.J., Little, E.E. and Smith, C.E.,** 1994, Effects on rainbow trout fry of a metals-contaminated diet of benthic invertebrates from the Clark Fork River, Montana. *Transactions of the American Fisheries Society* 123: 51-62 pp.
- Wright, P. and Mason, C.F.,** 1999, Spatial and seasonal variation in heavy metals in the sediments and biota of the adjacent estuaries, the Orwell and the Stour in eastern England. *The Science of The Total Environment*, 226:139-156 pp.

KAYNAKLAR DİZİNİ (devam)

- Wu, R.S.S.**, 1995, The environmental impact of marine fish culture: Towards a sustainable future, *Marine Pollution Bulletin*, 31:159-166 pp.
- Yabanlı, M.**, 2007, Karaburun Yarımadası Civarındaki Kafes Balığı Yetiştiriciliğinin Su Kalitesi ve Sedimente Olan Etkilerinin Araştırılması, Doktora Tezi, EÜ Fen Bilimleri Enstitüsü, İzmir, 91 s.
- Yaramaz, Ö., Mordoğan, H., Önen, M., Sunlu, U. ve Alpbaz, A.**, 1991, İzmir Körfezi sedimentlerinde bazı ağır metal (Fe,Mn,Ni) ve organik madde (% C) düzeylerinin araştırılması, Eğitiminin 10.Yılında Su Ürünleri Sempozyumu, 12-14 Kasım 1991, İzmir, 406-413 s.
- Yaramaz, Ö., Mordoğan, H., Sunlu, U. and Önen, M. A.**, 1992, Comparative study on some heavy metal concentrations (Zn,Cu,Pb,Cd,Ni,Cr) in the sediments from Homa (İzmir) and Karine (Aydın-Türkiye) Fisheries Lagoons, *Rapp.Comm.int.Mer Médit.* 33- 87 pp.
- Yazkan, M., Özdemir, F. ve Gölükçü, M.**, 2002, Antalya Körfezi'nde avlanan bazı balık türlerinde Cu,Zn, Pb ve Cd içeriği, *Türk J. Vet. Anim. Sci.* 26, 1309-1313 s.
- Yıldırım, Ş.**, 2004, Türkiye'deki orkinos (*Thunnus thynnus* L., 1758) çiftliklerinin bazı saha, sistem ve faaliyet özellikleri üzerine bir çalışma. *E.Ü Su Ür. Der.* 21(3-4):301-305 s.
- Zabetoglou, K., Voutsas, D. and Samara, C.**, 2002, Toxicity and heavy metal contamination of surficial sediments from Bay of Thessaloniki (Northwestern Aegean Sea) Greece. *Chemosphere* 49,17-26 pp.
- Zhang, L., Ye, X., Feng, H., Jing, Y., Ouyang, T., Yu, X., Liang, R. and Chen, W.**, 2007, Heavy metal contamination in western Xiamen Bay sediments and its vicinity, China. *Marine Pollution Bulletin* 2007; 54: 974- 82 pp.

ÖZGEÇMİŞ

1985 yılında İzmir’de doğdu. İlköğretimini 1992-1997 yılları arasında Albay Çolak İbrahim Bey İlkokul’unda, bir yıl ingilizce hazırlığı kapsayan orta ve lise öğretimini 1997-2003 yılları arasında Süleyman Sami Sarı Anadolu Lisesi’nde tamamladı. 2003 yılında Süleyman Demirel Üniversitesi Mühendislik Fakültesi Çevre Mühendisliği Bölümünü kazandı. 2007 yılında Çevre Mühendisi ünvanı ile mezun oldu. Eylül 2008’de Dokuz Eylül Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü Coğrafi Bilgi Sistemleri Bölümü’nde Yüksek Lisansa başladı. Ocak 2010’da "Remote Sensing and Geographical Information System for Environmental Pollution Studies of Urla" projesi ile Yüksek Lisansı tamamladı. Eylül 2010’da Ege Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü Su Ürünleri Temel Bilimler Anabilim Dalı’nda Doktora öğrenimine başladı. Mayıs 2008’den beri İzmir Büyükşehir Belediyesi’nde Çevre Mühendisi olarak çalışmaktadır.