

EGE ÜNİVERSİTESİ FEN BİLİMLER ENSTİTÜSÜ
(DOKTORA TEZİ)

EGE BÖLGESİNDEKİ BAZI GÖLLERDE YAŞAYAN
AMFİBİ TÜRLERİNE AİT POPULASYONLARIN GÖZLENMESİ,
POPULASYON BÜYÜKLÜKLERİNİN HESAPLANMASI VE
HABİTAT ÖZELLİKLERİNİN BELİRLENMESİ

Eyup BAŞKALE

Biyoloji Anabilim Dalı
Bilim Dalı Kodu: 404.04.00
Sunuş Tarihi:14.07.2009

Tez Danışmanı : Prof. Dr. Uğur KAYA

Bornova - İZMİR

Eyup BAŞKALE tarafından Doktora tezi olarak sunulan “Ege Bölgesi’ndeki Bazı Göllerde Yaşayan Amfibi Türlerine ait Populasyonların Gözlenmesi, Populasyon Büyüklüklerinin Hesaplanması ve Habitat Özelliklerinin Belirlenmesi” 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 14/07/2009 tarihinde yapılan tez savunma sınavında aday oybirliği ile başarılı bulunmuştur.

Jüri Başkanı (Tez Danışmanı)

Prof. Dr. Uğur KAYA



Prof. Dr. İ.Ethem ÇEVİK

Üye



Prof.Dr. Özdemir EGEMEN

Üye



Prof.Dr. Yusuf KUMLUTAŞ

Üye



Doç.Dr. Çetin ILGAZ

Üye



ÖZET

Ege Bölgesi’ndeki Bazı Göllerde Yaşayan Amfibi Türlerine ait Populasyonların Gözlenmesi, Populasyon Büyüklüklerinin Hesaplanması ve Habitat Özelliklerinin Belirlenmesi

BAŞKALE, Eyup

Doktora Tezi, Biyoloji Bölümü

Tez Yöneticisi: Prof. Dr. Uğur KAYA

2009, 171 sayfa

Amfibi populasyonlarının azalması veya yok olması ve buna neden olan faktörlerin saptanması, uluslararası bir ilgi odağı haline gelmektedir. Fakat, amfibi populasyonlarının etkili bir şekilde korunması uzun vadeli gözlem çalışmalarının azlığı, türe özgü ekolojik ve populasyon yapılarında bilgi eksikliği nedeniyle zorlaşmaktadır. Bu nedenle, son zamanlarda amfibilerin işgal ettikleri alan oranlarını, bulma olasılıklarını ve tercih ettikleri habitatların özelliklerini içeren çalışmalarda ciddi bir artış meydana gelmiştir. Fakat ülkemizde amfibi tür zenginliğine ve dağılışına etki eden ekolojik faktörler hakkındaki bilgiler oldukça sınırlıdır.

Bu çalışmada, öncelikle Ege Bölgesi’nde toplam 14 lokaliteye ait 41 habitatta dağılış gösteren amfibi türlerinin tür zenginliği belirlenmiş, türlerin işgal ettikleri alan oranları ve bulma olasılıkları hesaplanmıştır. Aynı zamanda, bölgesel habitat özellikleri ve suyun kimyasal değişkenlerinden, amfibi tür zenginliğine ve türlerin habitattaki varlığına etki eden faktörler “tanımlayıcı ekolojik faktör” olarak saptanmıştır.

Amfibi populasyonların korunmasında bilinmesi gereken bir diğer önemli konuda hedef türe ait populasyon yapısıdır. Bu nedenle, Yakala

Markala-Tekrar Yakala (YM-T) yöntemi, Ege Bölgesi'nde yer alan altı göl/gölet ortamında, üç yıl boyunca uygulanmış ve bu lokalitelerde yaşayan bazı türlere ait yıllık populasyon büyüklükleri hesaplanmıştır. Populasyon büyüklüğü verilerinin yıllık varyasyonlarına bakıldığında, özellikle *Pelophylax bedriagae* türünün populasyon büyüklüğünde azalmalar tespit edilmiştir.

Ayrıca, amfibi türlerinin azalmasına veya yok olmasına neden olacak faktörler araştırılmış ve Ege Bölgesi'nde amfibi populasyonlarını olumsuz bir şekilde etkileyen faktörler yedi başlık altında toplanmıştır. Son olarak, bu bölgede amfibi populasyonlarının nesillerinin korunması ve devamı için koruma çalışmaları başlatılmış ve bazı koruma tedbirleri önerilmiştir.

Anahtar Kelimeler: Amfibi populasyonlarının azalması, Yakala-Markala-Tekrar Yakala yöntemi, populasyon büyüklüğü, hayatta kalma oranı, bulma olasılığı, işgal edilen alan oranı, tanımlayıcı ekolojik faktör.

ABSTRACT

Monitoring of Amphibian Species, Estimation of Population Sizes and Determination of Habitat Characteristics on Some Lakes in Aegean Region.

BAŞKALE, Eyup

Ph.D. in Biology

Supervisor : Prof. Dr. Uğur KAYA

2009, 171 pages

Amphibian decline or loss and determining of their reasons have become international concerns. But, effective conservation of amphibian populations is limited by the less number of long-term monitoring studies, the lack of species-specific ecological, and population structure knowledge. Thus, the studies regarding the proportion of site occupancy, detection probability and habitat preference of amphibians were considerable increased recently. However, the knowledge of ecological factors affecting amphibian species richness and distributions are very limited in our country.

This study primarily concerns with the amphibian species richness, proportion of site occupancy and detection probabilities of 41 sites from 14 amphibian localities. Concurrently, “explanatory ecological factors” were determined from regional landscape and water chemistry variables which are affected amphibian species richness and presence of the target species on habitats.

VIII

Another important subject for amphibian conservation is knowledge of population structure of the target species. For this reason, three years of Capture-Mark-Recapture studies was implemented on six selected lakes/ponds from 14 localities and was estimated the annual population size of some species. Specially, considerable decline was observed in some populations of *Pelophylax bedriagae* considering variation of annual population sizes.

Also, reasons of amphibian decline or loss were further investigated and seven main factors negatively effecting amphibian populations were reported in the studied locations of Aegean Region. Meanwhile, conservation action was started in the region and some conservation measures were proposed in order to protect and continue generations of amphibian populations.

Key Words: Amphibian decline, Capture-Mark-Recapture method, population size, survival rate, detection probability, proportion of site occupancy, explanatory ecological factors.

TEŞEKKÜR

Doktora tezim boyunca her konuda değerli bilgilerini esirgemeyen danışman hocam Prof. Dr. Uğur KAYA'ya ve Tez İzleme Komitesi üyeleri Prof. Dr. İ. Ethem ÇEVİK ve Prof. Dr. Yusuf KUMLUTAŞ'a sonsuz teşekkürlerimi bir borç bilirim.

Ayrıca, arazi çalışmalarım esnasında yardımlarını esirgemeyen Doktora öğrencisi Şamil YILDIRIM ve gönüllü öğrenci arkadaşlarıma; arazi çalışmaları esnasında toplanan su örneklerinin analizinde yardımcı olan Yüksek Lisans öğrencisi Tuğba AKKAYA ve Doktora öğrencisi Elif YILDIRIM'a teşekkürlerimi sunarım.

Son olarak bu günlere gelmemde maddi ve manevi her türlü yardımda bulunan sevgili aileme, iyi günde kötü günde desteğiyle hep yanımda olan eşim Hatice BAŞKALE'ye ve doğduğu günden bu güne hayatımıza bambaşka bir anlam katan kızım Nida BAŞKALE'ye sonsuz şükranlarımı sunar teşekkürü bir borç bilirim.

İÇİNDEKİLER

Sayfa

ÖZET	V
ABSTRACT.....	VII
TEŞEKKÜR.....	IX
ŞEKİLLER DİZİNİ	XVII
ÇİZELGELER DİZİNİ	XXI
 1. GİRİŞ	 1
1.1. Amfibilerin Ekolojik Önemi.....	1
1.2. Populasyon Büyüklüğü Hesaplaması	2
1.2.1. Markalama Teknikleri	3
1.2.2. YM-T Yönteminin Varsayımları.....	5
1.2.3. Populasyon Büyüklüğü Verilerinin Analizi	7
1.2.4. YM-T Yöntemine ait Modeller ve Özellikleri	8
1.3. Amaç.....	12
 2. MATERYAL VE METOT	 13
2.1. Çalışma Alanı	13
2.2. Var/Yok (V/Y) Verilerinin Toplanması	15
2.3. YM-T Yöntemi Verilerinin Toplanması.....	16
2.3.1. Hayvanların Markalanması	16
2.4. Morfometrik Ölçümler	20
2.5. Ekolojik Verilerin Toplanması	20
2.6. İstatistiksel Analizler	22

İÇİNDEKİLER (Devam)

Sayfa

3. BULGULAR.....	25
3.1. Amfibi Türlerinin İşgal Ettikleri Habitat Oranlarının ve Bulma Olasılıklarının Hesaplanması.....	25
3.2. Ekolojik Verilerin Tür Zenginliğine Etkisi	37
3. 3. Türlerin Dağılışına Etki Eden Ekolojik Faktörler	43
3.3.1 <i>T. karelinii</i> ve <i>L. vulgaris</i> Türlerinin Tanımlayıcı Ekolojik Faktörleri.....	43
3.3.2. <i>B. bufo</i> Türünün Tanımlayıcı Ekolojik Faktörleri	45
3.3.3. <i>P. viridis</i> Türünün Tanımlayıcı Ekolojik Faktörleri	47
3.3.4. <i>H. arborea</i> Türünün Tanımlayıcı Ekolojik Faktörleri	49
3.3.5. <i>P. bedriagae</i> Türünün Tanımlayıcı Ekolojik Faktörleri	51
3.3.6. <i>R. macrocnemis</i> Türünün Tanımlayıcı Ekolojik Faktörleri	53
3.4. Populasyon Büyüklüklerinin Hesaplanması	55
3.4.1. Karagöl Amfibi Populasyon Büyüklüklerinin Hesaplanması... 56	
3.4.1.1. Karagöl <i>P. bedriagae</i> Türünün Populasyon Büyüklüğü.....	57
3.4.2. Sülüklü Gölü Amfibi Populasyon Büyüklüklerinin Hesaplanması	60
3.4.2.1. Sülüklü Gölü <i>L. vulgaris</i> Türünün Populasyon Büyüklüğü ..	60
3.4.2.2. Sülüklü Gölü <i>T. karelinii</i> türünün populasyon büyüklüğü	62
3.4.2.3. Sülüklü Gölü <i>P. bedriagae</i> türünün populasyon büyüklüğü .	64
3.4.3. İkizgöller Amfibi Populasyon Büyüklüklerinin Hesaplanması	67
3.4.3.1. İkizgöller <i>P. bedriagae</i> Türünün Populasyon Büyüklüğü	68
3.4.4. Gölcük-Ödemiş Gölü amfibi populasyon büyüklüklerinin hesaplanması.....	71

İÇİNDEKİLER (Devam)

Sayfa

3.4.4.1. Gölcük-Ödemiş Gölü <i>P. bedriagae</i> Türünün Populasyon Büyüklüğü	72
3.4.5. Göztepesi Göleti Amfibi Populasyon Büyüklüklerinin Hesaplanması	74
3.4.5.1. Göztepesi Göleti'nde <i>L. vulgaris</i> Türünün Populasyon Büyüklüğü	75
3.4.5.2. Göztepesi Göleti'nde <i>T. karelinii</i> Türünün Populasyon Büyüklüğü	76
3.4.5.3. Göztepesi Göleti'nde <i>P. bedriagae</i> Türünün Populasyon Büyüklüğü	78
3.4.6. Soğanharımı Göleti Amfibi Populasyon Büyüklüğünün Hesaplanması	80
3.4.6.1. Soğanharımı Göleti <i>L. vulgaris</i> türünün populasyon büyüklüğü	81
3.4.6.2. Soğanharımı Göleti <i>T. karelinii</i> Türünün Populasyon Büyüklüğü	82
3.4.6.3. Soğanharımı Göleti <i>P. bedriagae</i> Türünün Populasyon Büyüklüğü	83
3.5. Morfolojik Verilerin Değerlendirilmesi	83
3.5.1. <i>L. vulgaris</i> Türüne ait Morfolojik Veriler	83
3.5.2. <i>T. karelinii</i> Türüne ait Morfolojik Veriler	86
3.5.3. <i>P. bedriagae</i> Türüne ait Morfolojik Veriler	88
3.6. İzmir İli ve Çevresindeki Lokalitelerde Amfibi Türlerinin Nesillerini Tehdit Eden Faktörler	93

İÇİNDEKİLER (Devam)

Sayfa

4.TARTIŞMA	101
4.1. Türlerin İşgal Ettikleri Habitat Oranları ve Bulma Olasılıkları.....	101
4.2. Habitatların Ekolojik Özelliklerinin Amfibiler Üzerindeki Etkileri.....	105
4.2.1. Ekolojik Verilerin Kendi Aralarındaki Etkileşimleri.....	106
4.2.2. Habitatların Ekolojik Özelliklerinin Tür Zenginliğine Etkisi.	108
4.2.3. Ekolojik Özelliklerin Türlerin Habitattaki Varlığına Etkisi ...	111
4.2.3.1. <i>L. vulgaris</i> ve <i>T. karelinii</i> Türlerinin Habitattaki Varlığını Etkileyen Ekolojik Faktörler.....	112
4.2.3.2. <i>B. bufo</i> Türünün Habitattaki Varlığını Etkileyen Ekolojik Faktörler.....	114
4.2.3.3. <i>P. viridis</i> Türünün Habitattaki Varlığını Etkileyen Ekolojik Faktörler.....	115
4.2.3.4. <i>H. arborea</i> Türünün Habitattaki Varlığını Etkileyen Ekolojik Faktörler.....	116
4.2.3.5. <i>P. bedriagae</i> Türünün Habitattaki Varlığını Etkileyen Ekolojik Faktörler	118
4.2.3.6. <i>R. macrocnemis</i> Türünün Habitattaki Varlığını Etkileyen Ekolojik Faktörler	119
4.3. Amfibilerin Populasyon Büyüklüğü	120
4.3.1. <i>L. vulgaris</i> Türünün Populasyon Büyüklüğü.....	123
4.3.2. <i>T. karelinii</i> Türünün Populasyon Büyüklüğü	125
4.3.3. <i>P. bedriagae</i> Türünün Populasyon Büyüklüğü	127
4.4. Morfolojik Veriler	134

İÇİNDEKİLER (Devam)**Sayfa**

4.5. Amfibi Populasyonlarındaki Azalmalar ve Nedenleri.....	138
4.5.1. Koruma Çalışmaları ve Öneriler	141
5. KAYNAKLAR	145
6. ÖZGEÇMİŞ	171

ŞEKİLLER DİZİNİ

Sekil

Sayfa

Şekil 2.1: Çalışma yapılan lokalitelerin Landsat uydu haritası üzerinde gösterimi.....	14
Şekil 2.2: <i>P. bedriagae</i> türüne ait aynı hayvanın farklı arazi dönemlerinde fotoğraflanması..	18
Şekil 2.3: <i>T. karelinii</i> türüne ait aynı hayvanın farklı arazi dönemlerinde fotoğraflanması..	19
Şekil 2.4: <i>L. vulgaris</i> türüne ait aynı hayvanın farklı arazi dönemlerinde fotoğraflanması..	19
Şekil 3.1: İzmir ili ve çevresi 2006-2008 yılları arasındaki aylık toplam yağış miktarları.....	29
Şekil 3.2: İzmir ili ve çevresinde 2006-2008 yılları arasındaki aylık ortalama nem oranları..	29
Şekil 3.3.: İzmir ili ve çevresinde 2006-2008 yılları arasındaki aylık ortalama sıcaklıklar..	30
Şekil 3.4: <i>L. vulgaris</i> ve <i>T. karelinii</i> türlerinin bulma olasılığı ile sıcaklık ilişkisi.....	31
Şekil 3.5.: <i>L. vulgaris</i> ve <i>T. karelinii</i> türlerinin bulma olasılığının aylara göre dağılımı..	31
Şekil 3.6: <i>P. viridis</i> türünün bulma olasılığı ile sıcaklık ilişkisi.....	32
Şekil 3.7: <i>P. viridis</i> türünün bulma olasılığının aylara göre dağılımı.....	32
Şekil 3.8: <i>B. bufo</i> türünün bulma olasılığı ile sıcaklık ilişkisi.....	33
Şekil 3.9: <i>B. bufo</i> türünün bulma olasılığının aylara göre dağılımı.....	33
Şekil 3.10: <i>H. arborea</i> türünün bulma olasılığı ile sıcaklık ilişkisi.....	34
Şekil 3.11: <i>H. arborea</i> türünün bulma olasılığının aylara göre dağılımı...	34
Şekil 3.12: <i>P. bedriagae</i> türünün bulma olasılığı ile sıcaklık ilişkisi.....	35

ŞEKİLLER DİZİNİ (devam)

Şekil**Sayfa**

Şekil 3.13: <i>P. bedriagae</i> türünün bulma olasılığının aylara göre dağılımı.	35
Şekil 3.14: <i>R. macrocnemis</i> türünün bulma olasılığı ile sıcaklık ilişkisi. ..	36
Şekil 3.15: <i>R. macrocnemis</i> türünün bulma olasılığının aylara göre dağılımı.	36
Şekil 3.16: <i>L. vulgaris</i> türüne ait bireylerin vücut boylarının lokalitelere göre dağılışı.	85
Şekil 3.17: <i>L. vulgaris</i> türüne ait bireylerin vücut ağırlıklarının lokalitelere göre dağılışı.	85
Şekil 3.18: <i>T. karelinii</i> türüne ait bireylerin vücut boylarının lokalitelere göre dağılışı.	87
Şekil 3.19: <i>T. karelinii</i> türüne ait bireylerin vücut ağırlıklarının lokalitelere göre dağılışı.	87
Şekil 3.20: <i>P. bedriagae</i> türüne ait bireylerin vücut boylarının lokalitelere göre dağılışı.	91
Şekil 3.21: <i>P. bedriagae</i> türüne ait erkek bireylerin yükseklikle ağırlıkları arasındaki ilişki.	92
Şekil 3.22: Soğanharımı Göleti'nde habitat tahribi (A) Habitat tahrip edilemeden önce, Nisan 2008; (B) Habitatın Tahrip edildikten sonraki hali, Haziran 2008.	94
Şekil 3.23: Karagöl ve Sülüklü Gölleri'nde gözlenen kerevit (<i>Astacus leptodactylus</i>) türü.	95
Şekil 3.24: Sülüklü Gölü'nün yakın çevresinde yapılan tarımsal aktiviteler.	96
Şekil 3.25: Sulak alana göç esnasında meydana gelen kazalarda amfibi ölümleri; (A) <i>B. bufo</i> , (B) <i>H. arborea</i>	98

ŞEKİLLER DİZİNİ (devam)**Şekil****Sayfa**

Şekil 3.26: Suların beklenen zamandan önce çekilmesi sonucu telef olması mutlak görünen <i>P. viridis</i> yumurtaları (A) ve bu yumurtaların yakından görünümü (B).....	99
---	----

ÇİZELGELER DİZİNİ

<u>Çizelge</u>	<u>Sayfa</u>
Çizelge 2.1: Araştırmaların gerçekleştirildiği lokaliteler ve koordinatları.	13
Çizelge 3.1: Çalışma alanı içerisinde tespit edilen amfibi türleri ve lokalitelerdeki dağılışı.	25
Çizelge 3.2: Amfibi türlerinin işgal ettiği alan oranının ve bulma olasılıklarının hesaplanmasında kullanılan model seçimi sonuçları.	26
Çizelge 3.3: Arazi çalışmaları esnasında amfibi türlerine ait bulma olasılıkları (p), işgal ettikleri alanların ham oranı (naive ψ) ve işgal ettikleri alanların oranı (ψ).	27
Çizelge 3.4: İşgal edilen alan oranı (ψ) ve bulma olasılığı (p) değerlerine göre her bir habitatta yapılması gerekli olan optimum örneklem sayısı (MacKenzie and Royle, 2007'den).	28
Çizelge 3.5: Suyun kimyasal değişkenleri için tanımlayıcı istatistikler. ...	37
Çizelge 3.6: Çalışma yapılan lokalitelerin su kalitesinin SKKY ve Klee (1991)'e göre sınıflandırılması.	38
Çizelge 3.7: Bölgesel habitat değişkenleri arasındaki Pearson korelasyon analizi sonuçları.	39
Çizelge 3.8: Suyun kimyasal değişkenleri arasındaki Pearson korelasyon analizi sonuçları.	41
Çizelge 3.9: Amfibi tür zenginliğine etkileyen Bölgesel Habitat Değişkenleri (BHD) ve Suyun Kimyasal Değişkenleri (SKD) için çok yönlü regresyon analiz sonuçları.	43

ÇİZELGELER DİZİNİ (Devam)

<u>Çizelge</u>	<u>Sayfa</u>
Çizelge 3.10: <i>T. karelinii</i> ve <i>L. vulgaris</i> türlerinin bulunduğu ve bulunmadığı habitatlarda elde edilen ekolojik verilerin tanımlayıcı istatistik ve tek yönlü varyans analiz sonuçları: A) Kategorik veriler, B) Sürekli veriler.	44
Çizelge 3.11: <i>T. karelinii</i> ve <i>L. vulgaris</i> türleri için lojistik regresyon sonuçları.	45
Çizelge 3.12: <i>B. bufo</i> türünün bulunduğu ve bulunmadığı habitatlarda elde edilen ekolojik verilerin tanımlayıcı istatistik ve tek yönlü varyans analiz sonuçları: A) Kategorik veriler, B) Sürekli veriler.	46
Çizelge 3.13: <i>B. bufo</i> türü için lojistik regresyon sonuçları.	47
Çizelge 3.14: <i>P. viridis</i> türünün bulunduğu ve bulunmadığı habitatlarda elde edilen ekolojik verilerin tanımlayıcı istatistik ve tek yönlü varyans analiz sonuçları: A) Kategorik veriler, B) Sürekli veriler.	48
Çizelge 3.15: <i>P. viridis</i> türü için lojistik regresyon sonuçları.	49
Çizelge 3.16: <i>H. arborea</i> türünün bulunduğu ve bulunmadığı habitatlarda elde edilen ekolojik verilerin tanımlayıcı istatistik ve tek yönlü varyans analiz sonuçları: A) Kategorik veriler, B) Sürekli veriler.	50
Çizelge 3.17: <i>H. arborea</i> türü için lojistik regresyon sonuçları.	51
Çizelge 3.18: <i>P. bedriagae</i> türünün bulunduğu ve bulunmadığı habitatlarda elde edilen ekolojik verilerin tanımlayıcı istatistik ve tek yönlü varyans analiz sonuçları: A) Kategorik veriler, B) Sürekli veriler.	52

ÇİZELGELER DİZİNİ (Devam)

<u>Çizelge</u>	<u>Sayfa</u>
Çizelge 3.19: <i>P. bedriagae</i> türü için lojistik regresyon sonuçları.	53
Çizelge 3.20: <i>R. macrocnemis</i> türünün bulunduğu ve bulunmadığı habitatlarda elde edilen ekolojik verilerin tanımlayıcı istatistik ve tek yönlü varyans analiz sonuçları: A) Kategorik veriler, B) Sürekli veriler	54
Çizelge 3.21: <i>R. macrocnemis</i> türü için lojistik regresyon sonuçları.	55
Çizelge 3.22: Karagöl’de 2006-2008 yıllarında uygulanan YM-T yöntemine göre <i>P. bedriagae</i> türüne ait örneklem zamanları ve bu zamanlarda yakalanan ve/veya tekrar yakalanan birey sayıları.	58
Çizelge 3.23: Karagöl <i>P. bedriagae</i> popülasyonuna ait popülasyon büyüklüklerine ilişkili parametreler.	59
Çizelge 3.24: Sülüklü Gölü, 2007-2008 yıllarında uygulanan YM-T yöntemine göre <i>L. vulgaris</i> türüne ait örneklem zamanları ve bu zamanlarda yakalanan ve/veya tekrar yakalanan birey sayıları. ..	61
Çizelge 3.25: Lincoln-Petersen yöntemine göre Sülüklü Gölü <i>L. vulgaris</i> popülasyonunun büyüklüğü ve yakalanma olasılığı.....	62
Çizelge 3.26: Sülüklü Gölü’nde 2007-2008 yıllarında uygulanan YM-T yöntemine göre <i>T. karelinii</i> türüne ait örneklem zamanları ve bu zamanlarda yakalanan ve/veya tekrar yakalanan birey sayıları. ..	63
Çizelge 3.27: Lincoln-Petersen yöntemine göre Sülüklü Gölü <i>T. karelinii</i> popülasyonunun büyüklüğü ve yakalanma olasılığı.....	64
Çizelge 3.28: Sülüklü Gölü’nde 2006-2008 yıllarında uygulanan YM-T yöntemine göre <i>P. bedriagae</i> türüne ait örneklem zamanları ve bu zamanlarda yakalanan ve/veya tekrar yakalanan birey sayıları. ..	65

ÇİZELGELER DİZİNİ (devam)

<u>Çizelge</u>	<u>Sayfa</u>
Çizelge 3.29: Sülüklü Gölü <i>P. bedriagae</i> populasyonuna ait populasyon büyüklükleri ve ilişkili parametreler.	67
Çizelge 3.30: İkizgöller’de 2006-2008 yıllarında uygulanan YM-T yöntemine göre <i>P. bedriagae</i> türüne ait örneklem zamanları ve bu zamanlarda yakalanan ve/veya tekrar yakalanan birey sayıları. ...	70
Çizelge 3.31: İkizgöller <i>P. bedriagae</i> populasyonuna ait populasyon büyüklükleri ve ilişkili parametreler.	71
Çizelge 3.32: Gölcük Gölü’nde 2007-2008 yıllarında uygulanan YM-T yöntemine göre <i>P. bedriagae</i> türüne ait örneklem zamanları ve bu zamanlarda yakalanan ve/veya tekrar yakalanan birey sayıları. ...	73
Çizelge 3.33: Gölcük <i>P. bedriagae</i> populasyonuna ait populasyon büyüklükleri ve ilişkili parametreler.	74
Çizelge 3.34: Göztepesi Göleti’nde <i>L. vulgaris</i> türüne ait örneklem zamanları ve bu zamanlarda yakalanan ve/veya tekrar yakalanan birey sayıları.....	75
Çizelge 3.35: Göztepesi Göleti <i>L. vulgaris</i> populasyonuna ait populasyon büyüklükleri ve ilişkili parametreler.	76
Çizelge 3.36: Göztepesi Göleti’nde <i>T. karelinii</i> türüne ait örneklem zamanları ve bu zamanlarda yakalanan ve tekrar yakalanan birey sayıları.....	77
Çizelge 3.37: Göztepesi Göleti <i>T. karelinii</i> populasyonuna ait populasyon büyüklükleri ve ilişkili parametreler.	78
Çizelge 3.38: Göztepesi Göleti’nde <i>P. bedriagae</i> türüne ait örneklem zamanları ve bu zamanlarda yakalanan ve/veya tekrar yakalanan birey sayıları.....	79

ÇİZELGELER DİZİNİ (devam)

<u>Çizelge</u>	<u>Sayfa</u>
Çizelge 3.39: Göztepesi Göleti <i>P. bedriagae</i> popülasyonuna ait popülasyon büyüklükleri ve ilişkili parametreler.	80
Çizelge 3.40: YM-T çalışması yapılan habitatlarda <i>L. vulgaris</i> türünün boy ve ağırlıklarına ait tanımlayıcı istatistikî değerler.	84
Çizelge 3.41: YM-T çalışması yapılan habitatlarda <i>T. karelinii</i> türünün boy ve ağırlıklarına ait tanımlayıcı istatistikî değerler.	86
Çizelge 3.42: YM-T çalışması yapılan habitatlarda <i>P. bedriagae</i> türünün boy ve ağırlıklarına ait tanımlayıcı istatistikî değerler.	89

1. GİRİŞ

Dünyada oldukça geniş dağılım gösteren Amphibia sınıfı, ülkemizde 2 takım, 7 familya ve 22 tür ile temsil edilmektedir (Baran ve Atatür, 1998; Başoğlu vd., 1994). Ülkemizde Amphibia sınıfı üzerine yapılan araştırmalar, genellikle bu gruba ait türlerin sistematikleri üzerinde yoğunlaşmaktadır. Türlerin yaşadığı ekolojik çevrelerinin özellikleri ise sistematik veya faunistik çalışmalar içerisinde kısaca bahsedilmektedir (Kumlutaş vd., 2000, 2004).

1.1. Amfibilerin Ekolojik Önemi

Amfibiler, hem karada hem de suda hayat sürebilmeleri ve yüksek geçirgenlikte bir deri yapısına sahip olmaları nedeniyle yaşadıkları habitatta meydana gelebilecek değişimlere karşı oldukça hassastırlar (Alford and Richards, 1999; Baringa, 1990; Blaustein, 1994; Blaustein and Wake, 1990, 1995; Phillips, 1990). Bu nedenle, habitatta meydana gelebilecek olumsuz insan kaynaklı faktörler, ani iklim değişimleri veya suyun kimyasal yapısındaki değişimler amfibiler tarafından kolaylıkla algılanır ve türe özgü korunma davranışları gösterirler. Olumsuz çevre koşulları altında dış göçler veya kitlesel ölümlerde gözlenebilir (La Marca et. al., 2005).

Amfibiler ayrıca, tatlı su ve terrestrial habitatlarda ekosistemdeki enerji akışı ve besin döngüsü bakımından fonksiyonel önem taşımaktadır (Beebee, 1996; Gehlbach and Kennedy, 1978; Werner and McCune, 1979). Çünkü amfibiler, larval dönemde primer tüketici (Alford, 1999; Seale, 1980), ergin dönemde ise bazı vertebrat ve invertebratlar ile beslendiğinden iyi bir predatör canlı özelliği göstermektedir (Blaustein and Wake, 1990;

Blaustein et al., 1994a; Duellman and Trueb, 1994; Murphy and Hall, 1981). Bu özelliklerinden dolayı sivrisineklerle ve zararlı böceklerle mücadelede en fazla kullanılan canlılardır. Diğer yandan hem larval dönemde hem de ergin dönemde çoğu karnivor canlı için av niteliği teşkil etmektedir. Sahip oldukları av-avcı niteliklerinden dolayı ekosistemdeki besin zincirinin tamamlanmasını ve çoğu canlı popülasyonların dengede tutulmasını sağlarlar.

Amfibiler çoğu sulak ekosistem için hayati bir önem taşımasından dolayı, amfibi popülasyonlarının azalması veya yok olması, lokal ve küresel ölçüde ekosistemlerin korunması ve devamlılığı açısından zarar verici olabilir. Bir türün korunması için öncelikle hedef türün işgal ettiği alanları ve bu alanlardaki habitat karakteristiklerinin mutlaka iyi bir şekilde bilinmesi gerekir. Bu nedenle son zamanlarda amfibilerin işgal ettikleri alan oranlarını, bulma olasılıklarını ve tercih ettikleri habitatların özelliklerini içeren çalışmalarda ciddi bir artış meydana gelmiştir (Bailey et. al., 2004; Bishop, 2005; Burne and Griffin, 2005; Egea-Serrano et al., 2006; Gagne and Fahrig, 2007; Germano, 2006; Green, 2003; Schmidt and Pellet, 2005; Smith et. al., 2006). Ancak, bu tip özelleşmiş çalışmalar ülkemizde henüz çok az sayıdadır (Sayım et al., 2009).

1.2. Popülasyon Büyüklüğü Hesaplaması

Son yıllarda amfibi popülasyonlarının azalması veya yok olması ve buna bağlı negatif faktörlerin incelenmesi açısından amfibilerin popülasyon sayısı ve büyüklüğünde meydana gelen dalgalanmaların araştırılması ihtiyacı doğmuştur (Alford and Richards, 1999; Gardner, 2001; Lettink and Armstrong, 2003; Measey et al., 2003; Pellet et al., 2007a; Schmidt et. al., 2007). Hayvanların popülasyon büyüklüğünün matematiksel olarak

hesaplanması Yakala-Markala-Tekrar Yakala, YM-T, (Capture-Mark-Recapture) yöntemine dayanır (Bailey, 1951; Begon, 1979; Donnelly and Guyer, 1994). Bu yöntemde, tüm populasyonu temsil eden birinci örnekleme yapılır, yakalanan tüm hayvanlar markalanır ve kaydedilir. Daha sonra markalanmış hayvanlar yakalandıkları ortama geri bırakılır ve populasyonda rasgele dağılmalar meydana gelir. Aynı işlemler belirli aralıklarla iki veya daha fazla arazi çalışmasıyla tekrar edilir. Elde edilen veriler uygun matematiksel formüllerle analiz edilerek yorumlanır. Görüldüğü üzere populasyon büyüklüğü hesaplamalarında üç temel işlem vardır. Bunlar, hayvanların yakalanması, markalanması ve son olarak uygun matematiksel formüllerle veya veri analiz paket programları ile analiz edilmesidir.

1.2.1. Markalama Teknikleri

Kurbağa ve semenderleri markalamak için çeşitli yöntemler kullanılmaktadır. Kullanılan markalama tipi markalanan türe olduğu kadar markalanacak hayvanların boyutlarına da bağlıdır. Ancak, markalama yöntemi tekrar yakalama olasılığını (recapture probability) ve hayatta kalma oranını (survival rate) etkilememelidir. Markalar geçici, sürekli, tarih veya bireye özel olabilir. Uzun süreli çalışmalarda genellikle sürekli markalar daha çok tercih edilir. Geçici markalar ise davranış çalışmalarında, belirli zamana ait (günlük-haftalık vs.) bilgilerin toplanmasında kullanılır. Tarihe özel markalar ise bireye özel markalardan daha fazla kullanılır. Çünkü tekrar yakalanan tarih markalı hayvanlardan veri toplanması daha kolaydır. Eğer yapılacak çalışmada populasyon büyüklüğü hesaplanması ile birlikte habitat kullanımı şekilleri veya büyüme oranları hakkında detaylı bilgi alınacaksa bireye özel markalar kullanılmalıdır. Amfibiler üzerinde yapılan markalama çeşitleri 5 ana başlık altında kısaca özetlenmiştir.

Desen haritalama; Bazı amfibilerin renk-desenleri parmak izine analogtur, dolayısıyla bireyler arasında varyasyon göstermektedir. Bireylerin üzerinde yer alan renk-desenler fotoğraf makinesi veya taslak çizimlerle kodlanır ve daha sonra laboratuvar ortamında karşılaştırılarak farklı örneklem zamanlarında yakalanmış aynı bireyler saptanır. Diğer yöntemlere göre daha ucuz bir yöntem olup kalabalık popülasyonlarda fazla zaman harcanmasına neden olur. Ancak birey üzerinde negatif etkisi en az olan yöntemdir.

Etiketleme; Bu markalama yönteminin kullanım kolaylıkları, fiyatları ve potansiyel negatif etkileri kullanılan araca göre varyasyon gösterir. Etiketleme metotları orta ve büyük boyutlara sahip hayvanlar için en iyi sonuç verir. Bunlar içinde en çok kullanılan araçlar, metal çene markası, numaralı alüminyum kuş bantları, bel bantları (mukavva veya alüminyum etiketli ve renkli boncuklu), diz ve parmak bantlarıdır. Bunun yanı sıra akrilik polimerler, flüoresan pigmentler ve vital boyalar, çeşitli araçlar yardımıyla deri altına verilmek suretiyle markalanır.

Pasif bütünleşmiş radyo alıcısı (Passive Integrated Transponder = PIT); Bu markalama aracı, bir cam içinde elektromanyetik kondansatör, ayar düğmesi ve mikroçip içermektedir. Bu yöntem önceden kodlanan radyo frekansını tanımlama işlemidir. Küçük boyutu ve numarik kodlama sisteminin yanı sıra taşınabilir bir tarayıcı ile okunabilir. Pasif bütünleşmiş radyo alıcısı 34 milyona kadar kod içermekte olup, çok fazla birey içeren popülasyonlarda kolaylıkla uygulanabilmektedir. Ancak, diğer markalama yöntemlerinden biraz pahalıdır.

Parmak Kesme; Anur ve semenderleri markalamak için en çok kullanılan ucuz yöntemlerden biridir. Bu yöntemde iyi kesen bir makas ve kesilen parmağı temizlemek için alkol gereklidir. Ayrıca, kesilen parmakta oluşacak olası enfeksiyonları önlemek için antibiyotik veya antifungal kremlere gereksinim olabilir. Parmak kesme yönteminde çeşitli araştırmacılar tarafından geliştirilen (Hero, 1989; Martof, 1953; Twity, 1966) çeşitli numerik veya alfa numerik kodlama sistemleri vardır. Ancak, birden fazla parmak kesilmesi söz konusu olduğundan ve kesilen parmakta enfeksiyon gözlenebildiğinden son zamanlarda çok tavsiye edilmemektedir. Ayrıca, kesilen parmakların rejenerasyonla tamir edilmesi sonucu veri toplama işlemlerinde hata yapılabilir.

Damgalama; Amfibileri markalamak için 4 farklı tip damga (Tattoo, ısı, gümüş nitrat ve soğuk damga) kullanılmaktadır. Bu yöntemde parmak kesme yöntemi gibi yaralanmalara veya enfeksiyonlara neden olduğu için son zamanlarda çok fazla kullanılmamaktadır.

1.2.2. YM-T Yönteminin Varsayımları

Hayvanların yakalanması, markalanması ve toplanan verilerin analizleri dikkate alındığında uzun vadeli çalışmalar başlamadan önce laboratuvar ve arazi çalışmalarında yapılacak tüm işlemlerin test edilmesi gerekmektedir. Örneğin, bazı markalama (parmak kesmek ve PIT) metotları, popülasyondaki bireylerin hayatta kalma oranına, büyümesine ve/veya davranışına etki edebilmektedir. Böylece YM-T yönteminin varsayımlarından biri veya birkaçı ihlal edilmiş olur. Ancak, YM-T yöntemi uygulanırken, varsayımlarının ihlal edilmemesi gerekir. Bu nedenle YM-T yönteminin uygulanmasına geçilmeden önce tüm

varsayımlar dikkatle test edilmesi gerekmektedir. Bu varsayımlar maddeler halinde özetlenerek aşağıda verilmiştir.

- Öncelikle tüm markalar sonraki arazi çalışmalarında gözlenebilecek bir şekilde sürekli olmalı, ikinci ve daha sonraki tekrar yakalamalarda doğru bir şekilde kaydedilmelidir. Kaybolan markalar analiz dışı bırakılmalıdır.
- Hayvanların bir veya daha fazla sayıda yakalanması ve markalanması, bireylerin tekrar yakalanma olasılığına etki etmemelidir. Yani, hayvanların yakalanması esnasında doğal yakalanabilirlik olasılığının etkilenmemesi ve popülasyondaki markalanmış hayvanların tekrar yakalanma olasılıklarının hiç yakalanmamış hayvanlarla aynı olması gerekmektedir.
- Hayvanların bir veya daha fazla yakalanması ve markalanması bireylerin dış göç veya ölüm olasılığına etki etmemesi gerekir. Tüm bireyler ister markalanmış, isterse de markalanmamış olsun eşit ölme veya dış göç yapma şansına sahip olmalıdır.
- Bireyler, markalanmış olsun veya olmasın eşit yakalanma olasılığına sahiptir. Bu varsayım popülasyonun, hayvanların yaşı, cinsiyeti ve fiziksel durumları gözletilmeksizin rasgele örneklendiğini göstermektedir. Belirli bir örnekleme zamanında bireylerin yakalanma olasılığı eşit olmayabilir. Fakat bireyler rasgele bir yakalanma olasılığında hesaplanabilir. Diğer bir deyişle, belirlenen örnekleme zamanında doğal farklılıkların olmadığı varsayılabilir. Bunu, popülasyondaki farklı sosyal sınıflardan gelen bireylerin belirli oranlarda örneklenmesi takip eder. Böyle heterojen popülasyonların analizi hem birey veya birey sınıflarında hem de popülasyonun tamamında uygun olmayan sonuçlar üretir. Sonuç olarak bu varsayım

farklı cinsiyetler, yaş sınıfları gibi parametrelerin birbirinden ayrı hesaplanmasına olanak sağlar.

1.2.3. Populasyon Büyüklüğü Verilerinin Analizi

Populasyonun yapısına ve yapılan arazi çalışması sayısına göre uygulanacak matematiksel formüller değişmektedir. Ancak son yıllarda populasyon büyüklüğü ve buna ait parametrelerin hesaplanmasında bilgisayar paket programlarının yaygınlaşması, araştırmacılara büyük kolaylık sağlamıştır.

Populasyon büyüklüğünü matematiksel formüllerle hesaplamak için populasyonun durumu ve toplanan veriye göre çeşitli yöntemler vardır. Bu yöntemlerden ilk tanımlananı Petersen (1896) yöntemidir. Bu yöntem kapalı populasyonlarda (iç-dış göç, doğum veya ölümün olmaması gerekir) kullanılır ve iki kez arazi çalışması gerektirir. Petersen yöntemi, Lincoln indeksi ve Lincoln-Petersen indeksi olarak ta bilinmektedir. Bu formül sade bir matematiğe sahiptir ve daha karmaşık tahmin yöntemleri için bir temel oluşturur.

Üç kez yakalama yöntemi önemli demografik bilgilerin de hesaplanmasını sağlar ve üç kez arazi çalışmasını gerektirir. Ayrıca hedef populasyonu açık populasyon olarak kabul eder. Yani hedef populasyonda arazi çalışmaları arasında geçen süre içinde iç-dış göç, doğum ve ölümler meydana gelmektedir. Bu yöntem; ikinci gündeki populasyon büyüklüğünü, birinci gündeki hayatta kalma oranını, kazançı, değişken kazançı ve değişken hayatta kalma oranını belirler. Böyle çalışmalarda, arazi çalışma dönemi “gün” olarak alınsa da araştırmacı bunu hafta, ay veya diğer zaman dilimleri olarak planlayabilir.

Arazi çalışmalarının üç defadan fazla olduğu durumlarda Fisher-Ford veya Jolly-Seber yöntemi önerilmektedir. Fisher-Ford ve Jolly-Seber

yöntemleri daha detaylı bilgileri sağlayan modellerdir (Donnelly and Guyer, 1994). Bunlardan Fisher-Ford yöntemi örnekleme yoğunluğu düşük, hayatta kalma oranları düşük veya sabit ve populasyon küçük olduğunda kullanılabilir en iyi yöntemdir. Hem Fisher-Ford hem de Jolly-Seber yöntemleri yaşa bağımsız (genç, ergin birey farkı olmaksızın) hayatta kalma varsayımını kabul eder. Manly-Parr yöntemi en kapsamlı yöntemdir (Donnelly and Guyer, 1994). Fakat bu yöntemde populasyonun büyük, örnekleme sayısının beşten fazla olması gerekir.

1.2.4. YM-T Yöntemine ait Modeller ve Özellikleri

YM-T yönteminin özellikle 2. ve 3. varsayımları incelendiğinde, yakalama tekniğindeki değişiklikler, bireylerin tekrar yakalanma olasılığına gösterdikleri davranışsal tepki, belirlenen örnekleme periyodundaki iklim koşulları veya örnekleme periyotları arasında geçen süreye bağımlı olarak bireylerin yakalanma veya tekrar yakalanma olasılıkları değişkenlik gösterebilir. Ayrıca 4. varsayımda işlendiği üzere bireylerin yaşı, cinsiyeti, popülasyondaki sosyal sınıfı gibi doğal özelliklerinden dolayı, yakalanma olasılıkları bireyden bireye farklılık gösterebilmektedir. Tekrar yakalanma olasılıklardaki meydana gelebilecek varyasyonlar temelde 3 kaynaktan oluşmakta ve bunlar zaman, 't', davranış, 'b' ve heterojenlik, 'h' ile temsil edilmektedir. Bu üç faktörün varlığına ve yokluğuna göre M_0 , M_t , M_h , M_b , M_{tb} , M_{th} , M_{bh} ve M_{tbh} şeklinde gösterilen, toplam sekiz değişik kapalı populasyon modeli oluşmaktadır. Bu modeller bir bütün olarak ilk kez Pollock (1974) tarafından tanımlanmış ve Otis et al., (1978) nın CAPTURE bilgisayar programı ile birlikte hazırladığı bir kılavuzda ayrıntılı bir şekilde ele alınmıştır. Ayrıca bu modeller Köse ve İkiz (2004) tarafından derleme bir çalışma olarak yayınlanmıştır. Bu modeller kısaca aşağıda özetlenmiştir.

M_0 Modeli: Bu modelin geçerli olduğu popülasyonda, tüm bireyler, her bir örnekleme evresinde eşit yakalanma olasılığına sahiptir. Bu model doğal popülasyonlarda çok az rastlanmakta ve diğer modellere bir temel oluşturmaktadır. Ayrıca bu model, doğal popülasyonlarda uygun modellerin seçilmesinde yararlı olacak “null” modeli temsil etmesi bakımından önemlidir.

M_t Modeli: Bu model, farklı örnekleme dönemlerinde meydana gelebilecek çevre şartlarının değişmesi, yakalama tekniklerindeki değişiklik gibi etkenlerden dolayı yakalanma olasılığının zamana bağlı değişkenlik göstermesi şeklinde açıklanır. Bu modelde bireysel davranışlar ve heterojenlik sıfır olarak kabul edilir.

M_b Modeli: Bu modelin geçerli olduğu bir popülasyonda, temel olarak yakalama olasılıklarının, ilk yakalanmaya karşı oluşan davranışsal tepki sonucunda değiştiği varsayılmaktadır. Davranışsal tepki, yakalanma tekniğinde kullanılan materyale karşı oluşan memnuniyet veya kaçınma davranışı şeklinde gerçekleşir. Birinci örnekleme döneminde popülasyondaki tüm bireyler için tek bir yakalama olasılığı vardır ve bu olasılık birey yakalanıncaya kadar değişmez. Birey bir kez yakalandıktan sonra, bunun hangi örnekleme döneminde gerçekleştiğine bakılmaksızın, çalışma sonuna kadar hiç değişmeyecek olan bir tekrar yakalama olasılığı söz konusudur.

M_h Modeli: Bu model altındaki bir popülasyonda, her bir bireyin diğer bireylerden bağımsız olarak kendine ait bir yakalanma olasılığı olduğu varsayılmaktadır. Her bir bireye ait farklı yakalanma olasılığının olması popülasyonun heterojen olmasından kaynaklanır ve popülasyonun

heterojenliği de popülasyonu oluşturan bireylerin yaşı, cinsiyeti veya sosyal dominantlıkları gibi faktörlerin farklı oranlarda olmasından kaynaklanır. Diğer yandan bu modelde örnekleme dönemleri arasında zamana bağlı bir değişim ve yakalanmaya karşı davranışsal bir tepkinin olmadığı kabul edilir.

M_{bh} Modeli: Bu modelde, yakalama olasılıkları hem bireyden bireye değişmekte hem de yakalamaya karşı davranışsal bir tepkinin olduğu varsayılmaktadır. Diğer bir deyişle bu model M_h ve M_b modellerinin bir bileşkesidir ve en önemli özelliği ilk yakalanmaya karşı oluşan davranışsal tepkinin bireyden bireye değişebileceğini kabul ediyor olmasıdır.

M_{th} Modeli: Bu modelde, popülasyonun heterojenlik bileşenine bağlı olarak, popülasyonda bulunan her bir bireyin kendine ait bir yakalanma olasılığı olduğu ve farklı örnekleme dönemlerinde zamana bağlı değişkenlerin yakalanma olasılığında varyasyona sebep olduğu kabul edilmektedir. Ancak, belirli bir örnekleme döneminde zamana bağlı yakalanma olasılığı popülasyondaki tüm bireyler için aynı olacaktır.

M_{tb} Modeli: Bu model ise bireylerin yakalama olasılıklarında, hem zamana bağlı olarak farklılık olduğunu, hem de yakalanmaya karşı davranışsal tepkinin varlığını kabul eder. Yani, modelin zaman bileşenine göre, belirli bir örnekleme evresine kadar hiç yakalanmamış tüm bireyler için bu evredeki yakalanma olasılığının eşit olduğunu, davranış bileşenine göre ise tepkilerin zaman bileşeninden dolayı bireyin yakalandığı döneme göre değiştiği varsayılmaktadır.

M_{tbh} Modeli: Bu modele göre, zaman faktöründen kaynaklanan örnekleme dönemleri arası farklılık, ilk yakalamaya karşı oluşan davranışsal tepki ve populasyonun yapısından kaynaklanan heterojenlik yakalama olasılıkları üzerinde varyasyon oluşturmaktadır. Ancak bu modeli oluşturacak populasyonun davranışsal tepki ve zamana bağlı faktörlerin işlev görebilmesi açısından en az üç örnekleme dönemine ihtiyacı vardır. Çünkü tekrar yakalama olasılıklarındaki zamana bağlı varyasyonlar üç ve daha fazla örnekleme döneminde değişkenlik göstermektedir.

Bir populasyonun büyüklüğünün hesaplanması esnasında yukarıda anlatılan sekiz modelden hangisine ait olduğu program CAPTURE ile test edilebilmektedir. Ancak araştırıcı hedef türün biyolojisi ve habitat özelliklerini de katarak özel modellemeler yapmak isterse diğer programlardan da yararlanabilir.

1.3. Amaç

Bu çalışma ile;

- Çalışma yapılan göl, gölet, dere ve havuzlarda dağılış gösteren Amphibia sınıfına ait populasyonların tür zenginliğinin saptanması,
- Çalışma alanında dağılış gösteren amfibi türlerinin işgal ettikleri alan oranlarının ve bulma olasılıklarının hesaplanması,
- Amfibi tür zenginliğine etki eden tanımlayıcı ekolojik faktörlerin saptanması,
- Çalışma alanında dağılış gösteren her bir türün habitat seçimini etkileyen tanımlayıcı ekolojik faktörlerin tespit edilmesi,
- Saptanan bazı türlere ait populasyon büyüklüklerinin hesaplanması,
- Hesaplanan populasyon büyüklüklerinde meydana gelen dalgalanmaların sebeplerinin tespiti,
- Populasyonların geleceğini tehdit edebilecek olası çevresel faktörlerin ortaya çıkarılması ve
- Bu faktörlere karşı gerekli koruma stratejilerinin geliştirilmesi amaçlanmıştır.

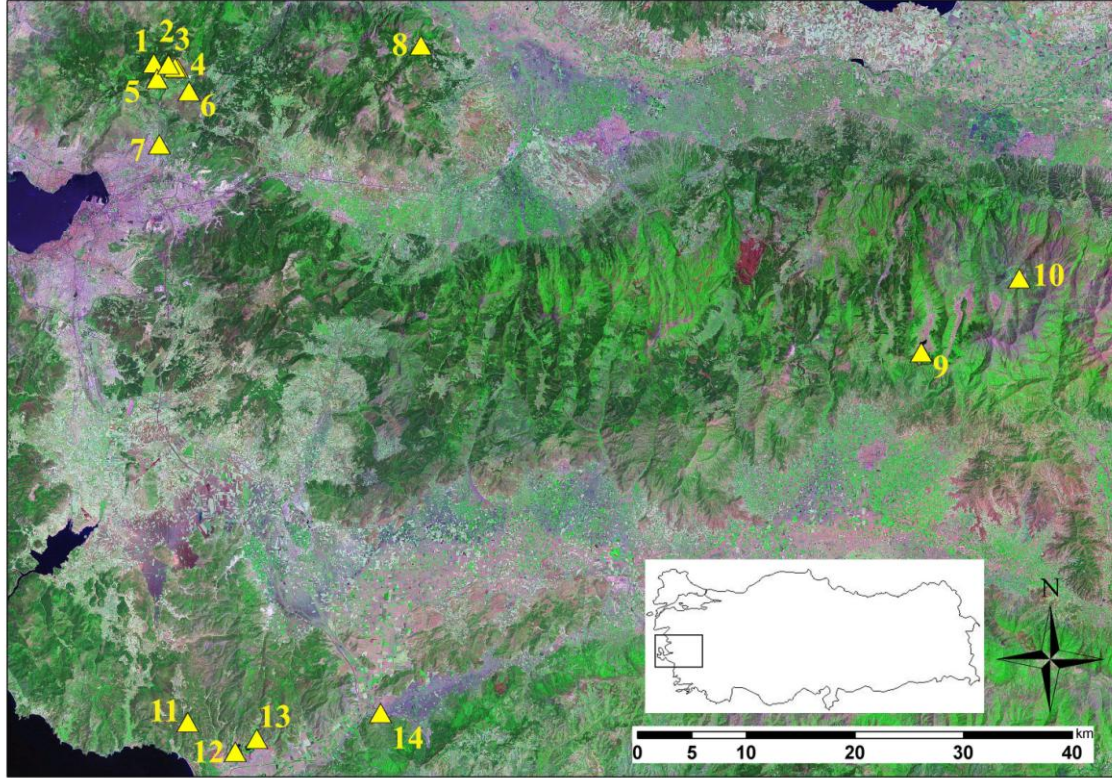
2. MATERYAL VE METOT

2.1. Çalışma Alanı

Bu çalışma İzmir ili ve çevresini kapsayan toplam 14 lokaliteye ait 41 amfibi habitatında 2006-2008 üreme dönemlerini kapsayacak şekilde toplam 152 günlük arazi çalışması ile gerçekleştirilmiştir. Her bir habitata en az 9 defa (maksimum 14) arazi çalışması düzenlenmiş, ancak bu arazi çalışmalarından bazıları uygun olmayan arazi koşulları nedeniyle değerlendirilmeye katılmamıştır. Araştırma dönemi boyunca çalışma yapılan lokaliteler İzmir ve Manisa illerinde yer almaktadır. Bu lokalitelerin koordinatları ve deniz seviyesinden yükseklikleri Çizelge 2.1’de verilmiş olup, bu koordinatlar Landsat uydu haritasında işaretlenmiştir (Şekil 2.1).

Çizelge 2.1: Araştırmaların gerçekleştirildiği lokaliteler ve koordinatları.

Lokaliteler	Enlem	Boylam	Yükseklik
Sülüklü Gölü	27°30.003’	38°34.318’	614
Karagöl	27°13.082’	38°33.492’	816
İkizgöller	27°13.426’	38°31.640’	642
Gölcük Gölü	28°01.887’	38°19.381’	1079
Barutçu Gölü	27°19.375’	37°59.528’	1
Gebekirse Gölü	27°18.032’	37°59.373’	1
Belevi Gölü	27°27.468’	38°01.171’	3
Klaros	27°11.564’	38°00.256’	7
Bozdağ	28°06.811’	38°19.926’	1522
Kocaçay	27°13.450’	38°29.302’	160
Soğanharımı Göleti	27°15.391’	38°31.066’	525
Sarnıç Göleti	27°14.713’	38°31.954’	680
Göztepesi Göleti	27°15.484’	38°31.685’	629
Göldağ Göleti	27°15.679’	38°30.667’	440



Şekil 2.1: Çalışma yapılan lokalitelerin Landsat uydu haritası üzerinde gösterimi. 1) Karagöl, 2) Sarnıç Göleti, 3) Göztepesi Göleti, 4) Soğanharımı Göleti, 5) İkizgöller, 6) Göladağ Göleti, 7) Kocaçay, 8) Sülüklü Gölü, 9) Gölcük Gölü, 10) Bozdağ, 11) Klaros, 12) Gebekirse Gölü, 13) Barutçu Gölü, 14) Belevi Gölü.

2.2. Var/Yok (V/Y) Verilerinin Toplanması

Var/Yok verilerinin (Presence/Absence data) toplanmasında ‘‘Görsel Temasla Araştırma Tekniği, GTAT (Visual Encounter Survey, VES)’’ ve Çağrı Yöntemi (Call Survey) kullanılmıştır (Crump and Scott, 1994; Zimmerman, 1994). GTAT, araştırmacıların arazide belirlenen bir zamanda sistematik olarak hayvanları gözlemlemesine dayanmaktadır ve akarsu, çay, göl, gölet ve geçici gölcüklerdeki kurbağalar gibi bir topluluk oluşturan hedef türler için envanter hazırlama ve gözleme çalışmaları için uygun bir yöntemdir. GTAT, bir bölgenin zengin türlerini belirlenmesi, tür listesinin oluşturulması ve bir habitatteki türlerin nispi bolluğunun tahmin edilmesi için kullanılır. Bununla birlikte bir lokalitede GTAT ile YM-T yöntemi birlikte kullanılırsa, yoğunluk daha mantıklı bir şekilde hesaplanabilir. Bu yöntemle çalışmanın gerçekleştiği habitatlarda yaşayan türlerin belirlenmesi, çevresel faktörlerin kaydedilmesi ve arazi çalışması esnasındaki türlerin ortamdaki varlığı veya yokluğu kaydedilmiştir.

Gece yapılan arazi çalışmalarında V/Y verilerinin toplanması için Çağrı Yöntemi kullanılmıştır. Bu yöntem, kurbağa çağrılarının gözlenmesi türlerin habitatlardaki varlığı, populasyon büyüklüğü ve üreme aktiviteleri hakkında bilgiler verir. Bazı durumlarda bireylerle görsel temasın kurulması olanaksız olabilir. Böyle durumlarda kurbağaların çağrı tipi, çağrı yapan bireyin türünü belirleyebildiği gibi, çağrı sayısının farklı lokalitelerde karşılaştırılması ile populasyon büyüklüklerinin nispi tahmini ve üreme aktiviteleri hakkında bilgi verir (Sargent, 2000). Bu çalışmada Çağrı Yöntemi, değişik dönemlerde hedef lokalitelerde yapılan arazi çalışmaları esnasında türlerin V/Y verilerini toplamak için ve nispi bolluğun tahmin edilebilmesi için kullanılmıştır. Çağrı Yöntemi ile nispi

bolluğun tahmin edilmesi, reklam çağrısı yapan türlerde “çağrı indeksi değerleri”nin belirlenmesine bağlıdır. Bu değerler, Kuzey Amerika Amfibi Gözlem Programı (North American Amphibian Monitoring Program, NAAMP)’na göre belirlenmiştir ve 4 kategoriden oluşmaktadır (Sargent, 2000). Bu kategoriler

0=Hiçbir kurbağa sesi duyulmamaktadır,

1=Çağrılar arasında zaman aralığı vardır ve çağrı yapan birey sayısı saptanabilmektedir,

2=Çağrı yapan bireyler ayırt edilebilir fakat bazen çağrılar üst üste çakışmaktadır,

3=Çağrılar koro halinde, sabit, devamlı ve üst üste çakışmaktadır, şeklinde açıklanmıştır.

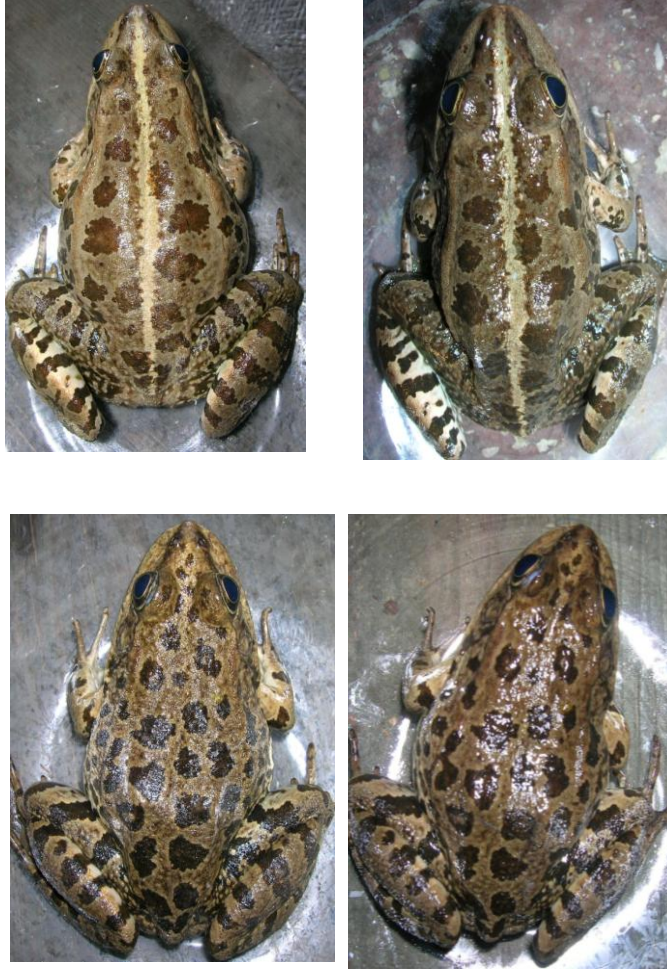
2.3. YM-T Yöntemi Verilerinin Toplanması

YM-T yönteminde hayvanlar 25 cm çapında bir kepçe yardımı ile veya elle yakalanmıştır. Yakalanan hayvanlar markalama ve morfometrik işlemlerin tamamlanmasına kadar 25x40x20cm ebatlarında plastik taşıma kaplarında saklanmıştır.

2.3.1. Hayvanların Markalanması

Hayvanların markalama işleminde bireysel markalama yöntemi benimsenmiş ve bireylere minimum zarar veren dijital fotoğraf makinesi ile markalama tekniği kullanılmıştır. Bireyler ait fotoğrafların çekiminde Nikon Coolpix 4600 dijital fotoğraf makinesi kullanılmıştır. Fotoğrafı çekilen tüm bireylere bir fotoğraf kodu verilmiş ve bu koda ilişkili olarak bireyin cinsiyeti, yakalanma tarihi, ağırlığı ve boy uzunluğuna ait bilgiler kaydedilmiştir. *Pelophylax bedriagae* Camerano 1882 türünün dorsal tarafındaki desenler, *Lissotriton vulgaris* (Linnaeus, 1758) ve *Triturus*

karelinii (Strauch, 1870) türlerinde ise ventral kısımda bulunan siyah lekeler türlerin bireysel olarak markalaması için uygun olduğu saptanmış ve bireysel tanıma işlemleri bu bölgelerden gerçekleştirilmiştir (Şekil 2.2, 2.3 ve 2.4). Fotoğraf çekimi yapılırken, *P. bedriagae* türüne ait bireylerin fotoğraf çekimi için özel hazırlanmış cam fanuslara aktarılmış ve bireylerin dorsal kısımlarının tamamını kapsayacak şekilde fotoğraflanması sağlanmıştır. *L. vulgaris* ve *T. karelinii* türlerinde ise bireyler elde tutulmak suretiyle ventral taraflarının fotoğraflanması sağlanmıştır. Ayrıca tüm bireyler yaklaşık 15 cm sabit mesafeden fotoğraflanmıştır. Arazi çalışmaları esnasında fotoğrafları çekilen bireylere ait görüntüler bilgisayar ortamına transfer edilmiş ve yapılan arazi tarihine ve türüne göre farklı klasörlerde sınıflandırılmıştır. Daha sonra hedef lokalitedeki farklı arazi dönemlerine ait fotoğraflar Microsoft Office Picture Manager programı yardımıyla görsel olarak karşılaştırılmış ve farklı klasörlerdeki aynı bireye ait fotoğraf kodları kaydedilmiştir.



Şekil 2.2: *P. bedriagae* türüne ait aynı hayvanın farklı arazi dönemlerinde fotoğraflanması. Aynı satırda yer alan iki fotoğraf aynı bireye ait fotoğraflardır. Üstteki ve alttaki fotoğraflar ise farklı bireylere aittir.



Şekil 2.3: *T. karelinii* türüne ait aynı hayvanın farklı arazi dönemlerinde fotoğraflanması. Aynı satırda yer alan iki fotoğraf aynı bireye ait fotoğraflardır. Üstteki ve alttaki fotoğraflar ise farklı bireylere aittir.



Şekil 2.4: *L. vulgaris* türüne ait aynı hayvanın farklı arazi dönemlerinde fotoğraflanması. Aynı satırda yer alan iki fotoğraf aynı bireye ait fotoğraflardır. Üstteki ve alttaki fotoğraflar ise farklı bireylere aittir.

2.4. Morfometrik Ölçümler

YM-T yöntemi ile yakalanan, markalanan ve birey kodu verilen bireylerin total boy uzunluğu (burun ucu ile kloak arasında kalan mesafe) 0,02 mm hassasiyetindeki bir kaliper ile ölçülmüştür. Bireylerin ağırlıkları ise 0,1 gr hassasiyetinde arazi koşullarına uyumlu Kern 440-45 marka hassas terazi ile tartılmıştır. Markalama ve morfometrik ölçümleri tamamlanan bireyler doğal ortamına bırakılmıştır.

2.5. Ekolojik Verilerin Toplanması

V/Y ve YM-T yöntemlerinin yapıldığı tüm göl, gölet dere ve geçici su birikintilerinde çeşitli ekolojik veriler toplanmıştır. Ekolojik verilerin toplanmasında topografik yapı, vejetasyon yapısı, yükseklik ve su kaynaklarının farklı olmasından dolayı toplam 14 lokaliteye ait 41 farklı habitat incelenmiştir.

İzmir ili ve çevre ilçelerdeki 2006-2008 yıllarına ait günlük toplam yağış miktarı, günlük ortalama nispi nem oranı ve günlük ortalama sıcaklık verileri Güzelyalı Meteoroloji İstasyonu'ndan elde edilmiştir. Ayrıca, yapılan arazi çalışmaları esnasında su ve hava sıcaklıklarında dijital termometre ile kaydedilmiştir. Hava ve su sıcaklıkları arasında istatistiksel açıdan pozitif bir ilişki olduğundan (Pearson korelasyonu: $r^2=0,595$; $p<0,01$) sıcaklıkla ilgili analizlerde sadece su sıcaklığı değerlendirilmiştir. Bu habitatlardan toplanan diğer ekolojik veriler, Bain (1999), Krebs (1989) ve McDiarmid (1994)'te verilen değişkenlere ve çalışma yapılan lokalitelerdeki arazi koşullarına göre düzenlenmiştir. Buna göre toplanan bölgesel habitat değişken verileri şu şekildedir;

- Predatör balık varlığı: var (1), yok (0)
- Doğal olarak lokalitede bulunmayan ancak sonradan ortama bırakılan balık ve benzeri canlı varlığı (yabancı tür): var (1), yok (0)
- Habitat tipi: göl (1), gölet (2), geçici su birikintisi (3), dere (4)
- Su tabanı tipi: mil (1), çamur (2), kumlu toprak (3)
- Su sürekliliği: kalıcı (1), geçici (2)
- Habitatın denize olan yüksekliği (m)
- Habitattaki suyun maksimum derinliği: 1m'den az (1), 1-2 m arası (2), 2 m'den fazla (3)
- Habitatın 30 m²'lik çevresinde orman varlığı: var (1), yok (0)
- Habitatın 30 m²'lik çevresinde çimen varlığı: var (1), yok (0)
- Habitatın 30 m²'lik çevresinde kamış varlığı: var (1), yok (0)
- Habitatın 30 m²'lik çevresinde çalı formu varlığı: var (1), yok (0)
- Habitatın 30 m²'lik çevresinde tarımsal faaliyet varlığı: var (1), yok (0)
- Su altı vejetasyon varlığı: var (1), yok (0)
- Su yüzeyine çıkan emergent vejetasyon varlığı: var (1), yok (0)
- Su yüzeyini kaplayan vejetasyonun toplam yüzeye oranı: % 0-% 25 (1), % 26-% 50 (2), % 51-% 75 (3), % 76-% 100 (4)

Suyun kimyasal değişkenleri için gerekli olan su örnekleri, kurbağa popülasyonlarının bulunduğu habitatlarda, 50 cm kıyıya olan uzaklıkta, 10 cm derinlikten 1 litrelik polietilen kaplara konularak alınmıştır. Suyun kimyasal değişkenlerinin ölçümleri, arazi çalışmasını takip eden gün içerisinde yapılmıştır. Böylece bazı kimyasal değerlerinin zamanla gerçek değerlerinden sapmaları minimuma indirilmiştir. Suyun kimyasal değişkenlerinden serbest amonyak (NH₃), nitrat (NO₃), nitrit (NO₂), mangan (Mn), renk, demir (Fe) değerleri HACHDR_2800

Spektrofotometre ile uygun reaktifler kullanılarak; kalsiyum (Ca), toplam sertlik, magnezyum (Mg), organik madde tayini Jencons Digirate titrasyon cihazı ile; çözülmüş oksijen miktarı, pH, elektriksel iletkenlik ve tuzluluk Hach Portable pH/Conductivity/Dissolved Oxygen Meter kullanılarak ölçülmüştür. Çalışma alanlarından toplanan suyun kimyasal değişkenlerinin sınıflandırmaları T.C. Çevre ve Orman Bakanlığı 2872 sayılı Çevre Kanunu'na ek olarak hazırlanan Su Kirliliği Kontrolü Yönetmeliği'ne (SKKY) ve Klee (1991)'e göre yapılmıştır

2.6. İstatistiksel Analizler

Her bir türün işgal ettikleri alanların oranını hesaplamak için MacKenzie et al. (2002) tarafından geliştirilen program PRESENCE ver. 2.0 kullanılmıştır. Bu program, bir sezon için, popülasyonun kapalı olduğunu ve çalışma yapılan alanlarda kolonizasyonun yada popülasyonun yok olma durumunun söz konusu olmadığı varsayarken, birden fazla sezon için popülasyonları açık popülasyon olarak varsayarak mevsimsel işgal durumunu, lokal kolonizasyonu, popülasyonun yok olmasını ve popülasyonun ortaya çıkmasını hesaplamaktadır.

Bu çalışmada elde edilen V/Y verileri ile amfibi türlerinin işgal ettikleri alanların ham oranları (naive proportion of site occupied), işgal ettikleri alanların oranları (Proportion of sites occupied) ve bulma olasılıkları (detection probability) hesaplanmıştır. Türlerin işgal ettikleri alan oranı ve bulma olasılıkları hesaplanırken MacKenzie et al. (2002) tarafından tasarlanan modeller kullanılmıştır. Türlerin türlerinin işgal ettikleri alanların ham oranları ve türlerinin işgal ettikleri alan oranları için model oluştururken çok sayıda parametre içermesinden dolayı, bölgesel habitat değişkenlerinin etkisinin sabit (=1) olduğu varsayılmıştır. Bölgesel habitat değişkenlerinin amfibi tür zenginliği çoklu regresyon (multiple

regression) ile türlerin hedef lokalitede var olup olmadığına dair etkisi (tanımlayıcı ekolojik faktör) ise lojistik regresyon (logistic regression) analizleriyle değerlendirilmiştir.

Çalışma alanında dağılışı gösteren türlerin bulma olasılıklarını (p) hesaplamak için iki model tasarlanmıştır. Birinci modelde arazi çalışmaları esnasında çevresel faktörlerin, bulma olasılıklarına etki etmediği varsayılmıştır. İkinci modelde ise çevresel faktörlerin hedef türü bulma olasılığını etkilediği varsayılmıştır. Bu modellerden hangisinin hedef populasyonlar için daha uygun olduğunu saptamak için “Akaike’s Information Criterion (AIC)” kullanılmıştır. AIC bir sayılar sistemidir ve elde edilen verilerden modeller oluşturulmasında kullanılır. En düşük AIC değerine sahip model en iyi model olarak seçilir ve en uygun hipotezi yansıtır.

Amfibi tür zenginliğinin ekolojik faktörlerle ilişkisini araştırmak için ilk önce Pearson korelasyonu kullanılmıştır. Bu sayede hem faktörler arasındaki korelasyonlar hesaplanmış hem de “ileri regresyon” (advanced regression) analizlerindeki bağımsız değişkenler arasındaki yüksek korelasyon katsayılarının (multicollinearity) oluşturduğu problemler çözülmüştür. Korelasyon analizlerinde 0,6 ve daha yüksek korelasyon katsayısına sahip ekolojik faktör çiftleri, yüksek korelasyonlu çiftler olarak nitelendirilmiştir. Böylece, çoklu regresyon analizlerindeki tanımlayıcı faktörler arasındaki yüksek korelasyon katsayılı bağımsız değişkenden kaçınıldığı kadar, tanımlayıcı faktör sayısı da azaltılmıştır.

Amfibi tür zenginliğine etki eden ekolojik değişkenlerin saptanmasında çoklu regresyon analizi ile Stepwise (adım adım regresyon) metodu uygulanmıştır. Her bir türün habitattaki varlığına veya yokluğuna etki eden faktörleri bulabilmek için ise öncelikle tek yönlü varyans analizi (one-way anova) kullanılmıştır. Daha sonra her bir tür için en önemli

tanımlayıcı ekolojik faktörü yada faktörleri bulabilmek için hedef türlerin habitatlardaki varlığı veya yokluğu baz alınarak lojistik regresyon analizi kullanılmıştır.

Toplanan morfolojik veriler ise Pearson korelasyonu, tek yönlü varyans analizi ve linear regresyon analizleri ile değerlendirilmiştir. Pearson korelasyonu, tek yönlü varyans, çoklu regresyon ve lojistik regresyon analizlerinde Statgraphics Plus 5.0 istatistiksel veri analiz paket programı kullanılmış, elde edilen sonuçlar SPSS Ver. 15.0 Evaluation version ile test edilmiştir.

Populasyon büyüklüğü hesaplamalarında yıl içerisinde iki arazi çalışması ihtiva eden türlerin yıllık populasyon büyüklüğü Lincoln-Petersen yöntemine göre hesaplanmıştır. Yıl içerisinde en az üç ve daha fazla arazi çalışması ihtiva eden populasyonların büyüklüğünü hesaplamak için program CAPTURE kullanılmıştır. Bu program kapalı populasyonlardaki tekrar yakalanma oranlarının varyasyonu ile ilgili olarak, null hipotezide dahil olmak üzere toplam 8 farklı modelden uygun model seçimini de içermektedir. Uygun model seçimi ise simule edilmiş veri setlerinin sayısı, χ^2 testlerinin kombinasyonu ve regresyon yaklaşımına dayalı olarak program CAPTURE’de verilen prosedüre göre yapılmıştır. Yıl içi yakalanma olasılıkları yine program CAPTURE ile hesaplanmıştır. Yıllık hayatta kalma oranları ve yıllık yakalanma olasılıkları ise en az üç yıllık veri setleri için program MARK ile hesaplanmıştır.

3. BULGULAR

Yapılan arazi çalışmaları sonucunda 4 familyaya ait olmak üzere toplam 7 amfibi türünün (*P. bedriagae*, *Hyla arborea* (Linnaeus, 1758), *Pseudepidalea viridis* (Laurenti, 1768), *Bufo bufo* (Linnaeus, 1758), *Rana macrocnemis* Boulenger, 1885, *L. vulgaris* ve *T. karelinii*) çalışma alanında yaşadığı tespit edilmiştir. Türlerin lokalitelerdeki dağılışı Çizelge 3.1’de verilmiştir.

Çizelge 3.1: Çalışma alanı içerisinde tespit edilen amfibi türleri ve lokalitelerdeki dağılışı.

Lokale	<i>P. bedriagae</i>	<i>H. arborea</i>	<i>P. viridis</i>	<i>B. bufo</i>	<i>R. macrocnemis</i>	<i>L. vulgaris</i>	<i>T. karelinii</i>
Karagöl	+	+	+	+		+	+
Sülüklü Gölü	+		+	+		+	+
İkizgöller	+	+	+	+		+	+
Gölcük Gölü	+	+	+	+		+	+
Belevi Gölü	+	+	+	+			
Gebekirse Gölü	+	+	+	+			
Barutçu Gölü	+	+	+	+			
Soğanharımı Göleti	+					+	+
Göldağ Göleti	+					+	+
Göztepesi Göleti	+		+	+		+	+
Sarnıç Göleti	+					+	+
Bozdağ				+	+		
Kocaçay	+	+	+				
Klaros	+	+	+			+	+

3.1. Amfibi Türlerinin İşgal Ettikleri Habitat Oranlarının ve Bulma Olasılıklarının Hesaplanması

Arazi çalışmaları sonucunda elde edilen V/Y verilerine göre amfibi türlerinin işgal ettiği alan oranının ve bulma olasılıklarının hesaplanmasında, çevresel faktörlerinin değişken olduğu model en düşük

ΔAIC değerinden dolayı tüm türler için en uygun model olarak bulunmuştur (Çizelge 3.2). Değişken çevre modeline göre türlerin işgal ettikleri alan oranları ve bulma olasılıkları Çizelge 3.3’de verilmiştir. *P. viridis*, *B. bufo*, *R. macrocnemis*, *L. vulgaris* ve *T. karelinii* türlerinde işgal ettikleri alan oranları, türlerin işgal ettikleri alanların ham oranları değerlerinden çok az yüksektir (Çizelge 3.3). Ancak, bu iki parametre arasındaki varyasyonlar hedef türe ait işgal edilen alan oranının (ψ) standart hatası (S.H.) dahilindedir.

Çizelge 3.2: Amfibi türlerinin işgal ettiği alan oranının ve bulma olasılıklarının hesaplanmasında kullanılan model seçimi sonuçları.

Model	AIC	ΔAIC	$-2\log(\text{likelihood})$
<i>P. bedriagae</i>			
$\Psi(.)p(\text{değişken})$	122,78	0,00	122,78
$\Psi(.)p(.)$	157,01	34,23	153,01
<i>H. arborea</i>			
$\Psi(.)p(\text{değişken})$	184,79	0,00	164,79
$\Psi(.)p(.)$	229,25	44,46	225,25
<i>P. viridis</i>			
$\Psi(.)p(\text{değişken})$	134,51	0,00	114,51
$\Psi(.)p(.)$	237,03	102,52	233,03
<i>B. bufo</i>			
$\Psi(.)p(\text{değişken})$	194,60	0,00	174,60
$\Psi(.)p(.)$	244,52	49,92	240,52
<i>R. macrocnemis</i>			
$\Psi(.)p(\text{değişken})$	52,89	0,00	32,89
$\Psi(.)p(.)$	62,53	9,64	58,53
<i>L. vulgaris</i> ve <i>T. Karelini</i>			
$\Psi(.)p(\text{değişken})$	105,45	0,00	85,45
$\Psi(.)p(.)$	182,16	76,71	178,16

Ψ =işgal edilen alan oranı; p =bulma olasılığı

Çizelge 3.3: Arazi çalışmaları esnasında amfibi türlerine ait bulma olasılıkları (p), işgal ettikleri alanların ham oranı (naive ψ) ve işgal ettikleri alanların oranı (ψ).

		<i>P. bedriagae</i>	<i>H. arborea</i>	<i>P. viridis</i>	<i>B. bufo</i>	<i>R. macrocnemis</i>	<i>L. vulgaris</i> ve <i>T. karelinii</i>
2006	1. Arazi p değeri	0,842±0,084	0,286±0,171	0,771±0,141	0,845±0,101	0±0	0,857±0,132
	2. Arazi p değeri	1±0	0,571±0,187	0,330±0,156	0,111±0,105	0,665±0,273	1±0
	3. Arazi p değeri	1±0	0,400±0,126	0,113±0,075	0±0	1±0	0±0
2007	4. Arazi p değeri	0,615±0,095	0,889±0,105	0,601±0,137	0,892±0,102	0±0	1±0
	5. Arazi p değeri	1±0	0,647±0,116	0,136±0,074	0,0468±0,046	0,663±0,274	0,615±0,135
	6. Arazi p değeri	1±0	0,3531±0,116	0,140±0,075	0±0	1±0	0±0
2008	7. Arazi p değeri	0,892±0,0510	1±0	0,818±0,093	0,889±0,0733	0±0	1±0
	8. Arazi p değeri	1±0	0,294±0,111	0,136±0,074	0,0941±0,063	0,663±0,274	0,846±0,100
	9. Arazi p değeri	1±0	0±0	0±0	0±0	1±0	0±0
	naive ψ	0,9024	0,4146	0,5122	0,5122	0,0732	0,3171
	ψ	0,9024±0,046	0,4146±0,0769	0,5214±0,0796	0,5366±0,0829	0,0735±0,0409	0,3171±0,0726

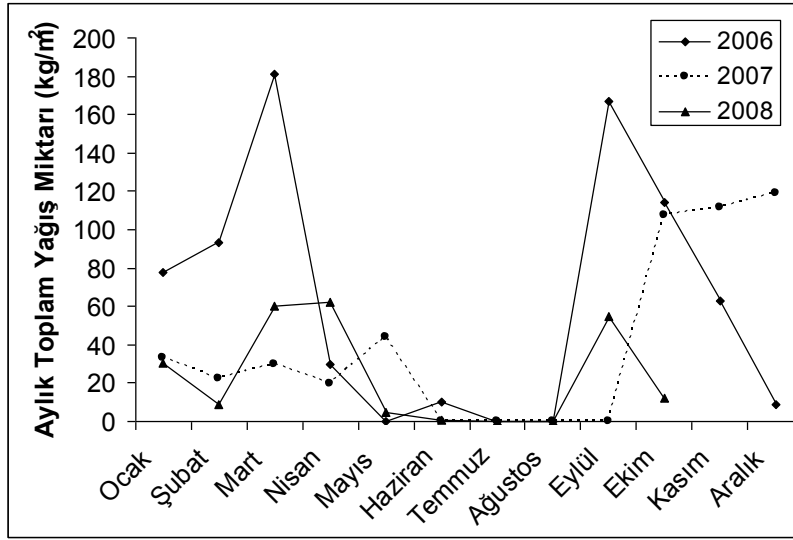
İşgal edilen alan oranı (ψ) ve bulma olasılığına (p) göre her bir habitat yapılması gerekli olan optimum örneklem sayıları Çizelge 3.4’de verilmiştir. Buna göre, *P. bedriagae* *H. arborea*, *R. macrocnemis*, *L. vulgaris* ve *T. karelinii* türlerinin bulma olasılığı değerleri 1’e ulaştığı için yıl içinde örneklem sayısının arttırılmasına gerek yoktur. Ancak, *P. viridis* ve *B. bufo* türlerinin bulma olasılığı değerleri maksimum 0,8 civarında olduğu için yıl içerisinde en az 2 örneklem çalışmasına daha ihtiyaç vardır.

Çizelge 3.4: İşgal edilen alan oranı (ψ) ve bulma olasılığı (p) değerlerine göre her bir habitatta yapılması gerekli olan optimum örneklem sayısı (MacKenzie and Royle, 2007’den).

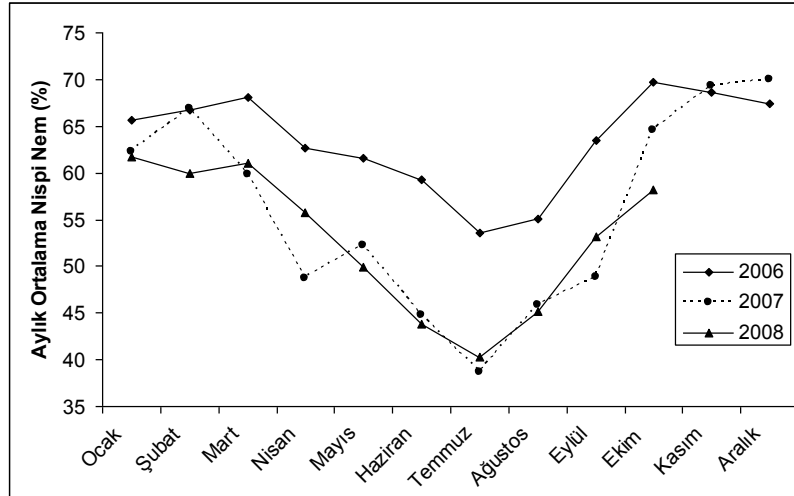
p	ψ								
	0,1	0,2	0,3	0,4	0,5	0,6	0,7	0,8	0,9
0,1	14	15	16	17	18	20	23	26	34
0,2	7	7	8	8	9	10	11	13	16
0,3	5	5	5	5	6	6	7	8	10
0,4	3	4	4	4	4	5	5	6	7
0,5	3	3	3	3	3	3	4	4	5
0,6	2	2	2	2	3	3	3	3	4
0,7	2	2	2	2	2	2	2	3	3
0,8	2	2	2	2	2	2	2	2	2
0,9	2	2	2	2	2	2	2	2	2

Çizelge verileri, uygulamada minimum 3 örneklem çalışmasının yapılmasını gerektirmekte ve standart çalışma planı kullanılarak ve eşit sayıda örneklem yapıldığını varsaymaktadır.

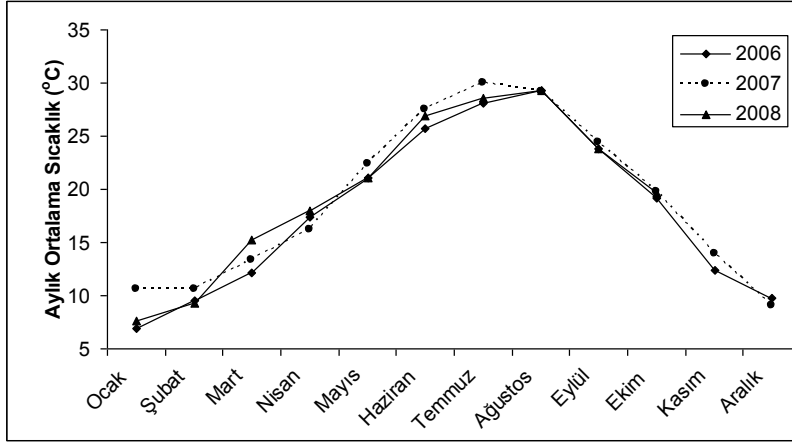
2006-2008 yıllarına ait aylık toplam yağış miktarı, aylık ortalama nispi nem oranları ve aylık ortalama sıcaklıkları Şekil 3.1, 3.2 ve 3.3’te gösterilmiştir. Buna göre, yıl içerisinde en kurak zaman, Haziran-Ağustos ayları arasında gözlenmektedir. Üç üreme dönemi boyunca en yağışlı yıl 2006 ve en kurak yıl ise 2007 olarak belirlenmiştir.



Şekil 3.1: İzmir ili ve çevresi 2006-2008 yılları arasındaki aylık toplam yağış miktarları.



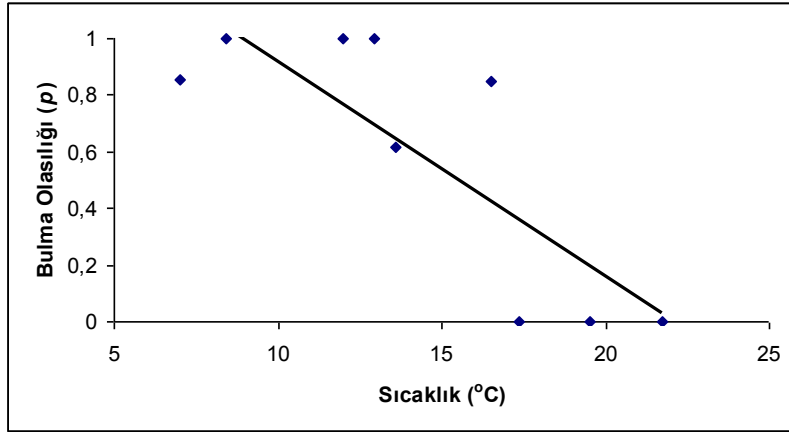
Şekil 3.2: İzmir ili ve çevresinde 2006-2008 yılları arasındaki aylık ortalama nem oranları.



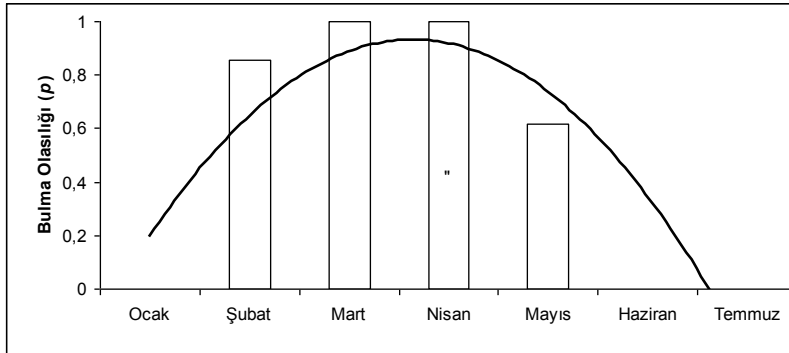
Şekil 3.3: İzmir ili ve çevresinde 2006-2008 yılları arasındaki aylık ortalama sıcaklıklar.

Elde edilen meteorolojik veriler ile türlerin bulma olasılıkları karşılaştırılmıştır. Ancak, yağış miktarı ve nispi nem oranları ile türlerin bulma olasılıkları arasında istatistiksel açıdan önemli bir korelasyon saptanamamıştır ($p < 0,05$). Bu nedenle, türlerin bulma olasılıklarında meydana gelen varyasyonların istatistiksel açıdan değerlendirilmesi, arazi çalışması esnasında her bir habitata özgü toplanan su sıcaklığı verileri ile yapılmıştır. Buna göre, elde edilen sonuçlar aşağıda verilmiştir.

Arazi çalışmaları esnasındaki su sıcaklıklarının *L. vulgaris* ve *T. karelinii* türlerinin bulma olasılıklarına önemli bir şekilde negatif etki ettiği saptanmıştır ($r = -0,619$; $F = 178,44$; $p < 0,01$) (Şekil 3.4). En yüksek bulma olasılıkları Şubat-Nisan ayları arasındadır ve ortalama $8-13^{\circ}\text{C}$ arasındaki su sıcaklıklarında gerçekleşmiştir (Şekil 3.5). Şubat ayı içerisinde bu iki türün ergin bireylerine rastlanırken, Mart-Nisan aylarında yumurta larva ve ergin bireylerine rastlamak mümkündür. Ancak, Nisan ayı sonları ve Mayıs ayında genellikle yumurta ve larvaları gözlemlemek mümkündür.

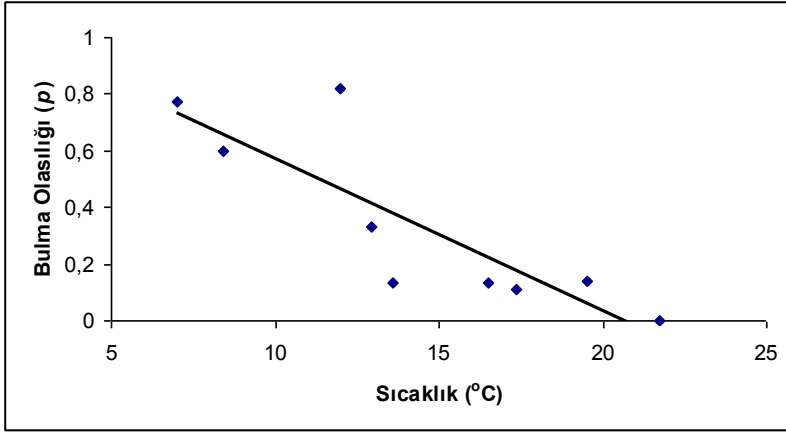


Şekil 3.4: *L. vulgaris* ve *T. karelinii* türlerinin bulma olasılığı ile sıcaklık ilişkisi.

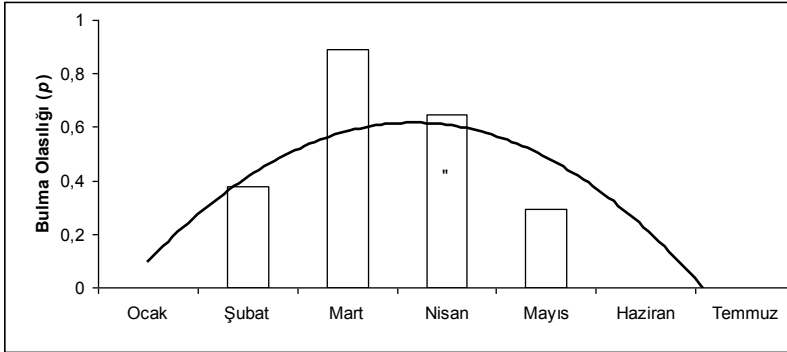


Şekil 3.5: *L. vulgaris* ve *T. karelinii* türlerinin bulma olasılığının aylara göre dağılımı.

P. viridis türünün bulma olasılıkları, arazi çalışmaları esnasındaki su sıcaklıkları ile önemli derecede negatif ilişki göstermiştir ($r=-0,618$; $F=177,34$; $p<0,01$) (Şekil 3.6). En yüksek bulma olasılıkları Şubat ve Mart aylarında, ortalama 8-12°C arasındaki su sıcaklıklarında gerçekleşmiştir (Şekil 3.7). Şubat ayı başlangıcından-Nisan ayı ortalarına kadar *P. viridis* türünün hem larva ve hemde ergin bireylerine rastlanmıştır. Nisan ayı sonları ve daha sonraki aylarda her ne kadar üreme olmasa da su içinde ergin bireylere rastlamak mümkündür.

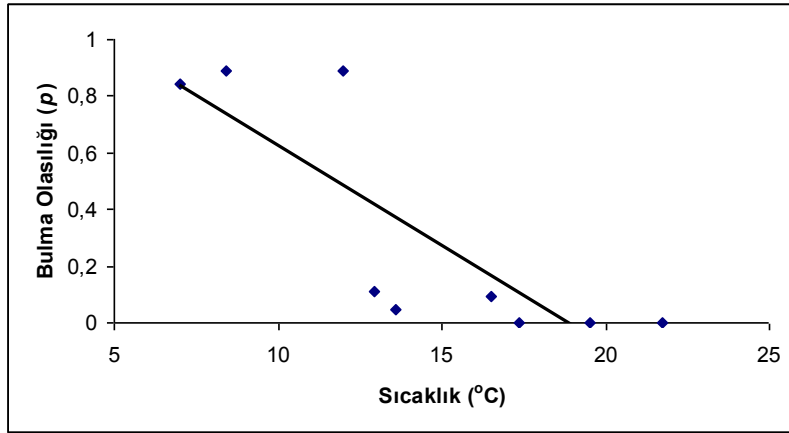


Şekil 3.6: *P. viridis* türünün bulma olasılığı ile sıcaklık ilişkisi.

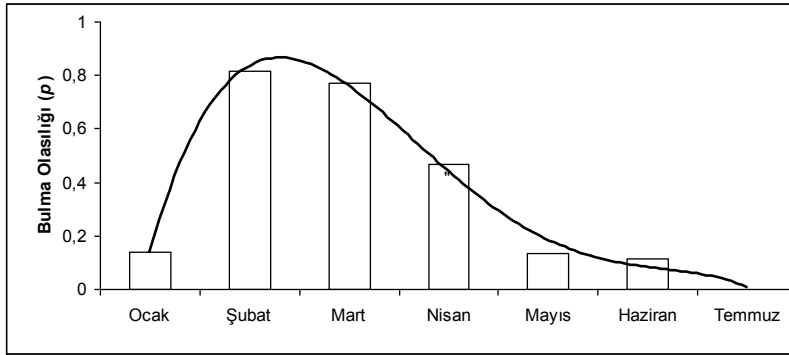


Şekil 3.7: *P. viridis* türünün bulma olasılığının aylara göre dağılımı.

B. bufo türünün bulma olasılıklarının arazi çalışmaları esnasındaki su sıcaklıkları önemli derecede negatif ilişki gösterdiği saptanmıştır ($r=-0,608$; $F=168,78$; $p<0,01$) (Şekil 3.8). En yüksek bulma olasılıkları Şubat ve Mart aylarında ortalama 7-13°C arasında gerçekleşmiştir (Şekil 3.9). Şubat ayı başlangıcından-Mart ayı sonlarına kadar *B. bufo* türünün hem larva ve hemde ergin bireylerine rastlanmıştır. Nisan-Mayıs ayı sonlarına doğru genellikle larva ve metamorfozunu tamamlamış genç bireylere rastlanırken, zaman zaman ergin bireylere de rastlamak mümkündür.

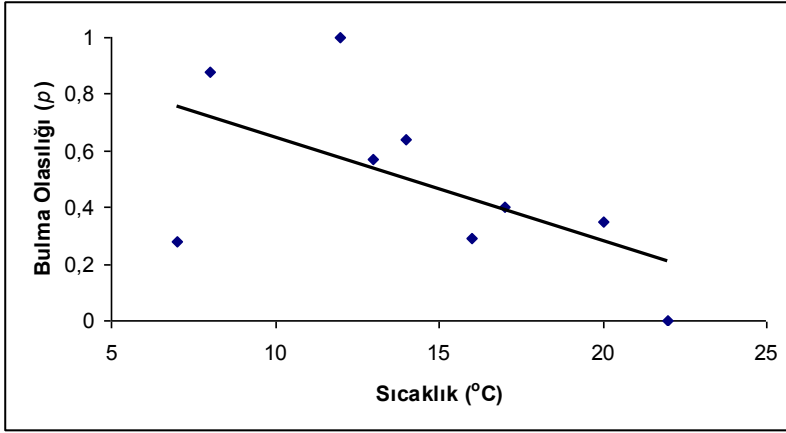


Şekil 3.8: *B. bufo* türünün bulma olasılığı ile sıcaklık ilişkisi.

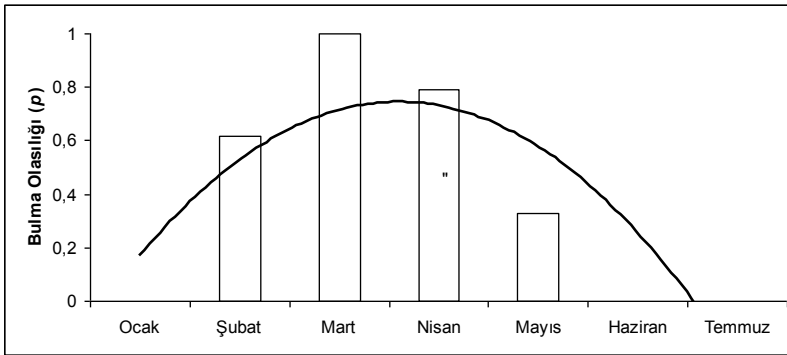


Şekil 3.9: *B. bufo* türünün bulma olasılığının aylara göre dağılımı.

H. arborea türünün bulma olasılıkları ile arazi çalışmaları esnasındaki su sıcaklıkları arasında önemli derecede negatif bir ilişki bulunmuştur. ($r=-0,528$; $F=110,2$; $p<0,01$) (Şekil 3.10). En yüksek bulma olasılıkları Mart-Nisan aylarında, ortalama 9-13°C arasındaki su sıcaklıklarında gerçekleşmiştir (Şekil 3.11). Şubat ayında sadece ergin bireylere rastlanırken, Mart sonu ve Nisan aylarında larva ve ergin bireylere rastlanmıştır. Nisan sonu ve Mayıs aylarında ise çoğunlukla larvalar ve metamorfozunu tamamlamış genç bireyler gözlenmiştir.



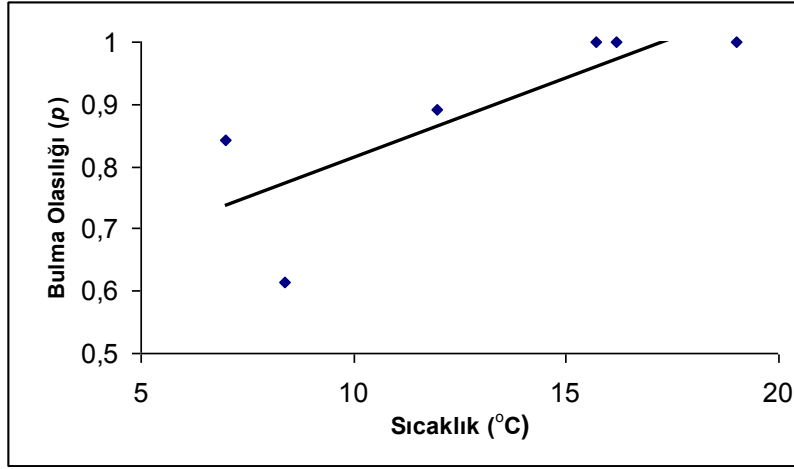
Şekil 3.10: *H. arborea* türünün bulma olasılığı ile sıcaklık ilişkisi.



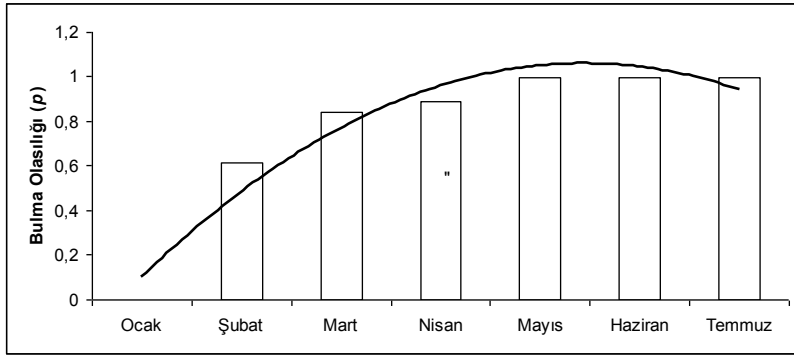
Şekil 3.11: *H. arborea* türünün bulma olasılığının aylara göre dağılımı.

P. bedriagae türünün bulma olasılıkları ile arazi çalışmaları esnasındaki su sıcaklıkları arasında istatistiksel açıdan önemli derecede pozitif bir ilişki saptanmıştır ($r=0,544$; $F=120,4$; $p<0,01$) (Şekil 3.12). Bu türün en yüksek bulma olasılıkları 16°C ve daha yüksek sıcaklıklarda gerçekleşmiştir. *P. bedriagae* türünün bulma olasılıklarının aylara göre dağılışı Şekil 3.13’de gösterilmiştir. Buna göre habitatlarda Şubat ayından itibaren *P. bedriagae* türüne ait bireyleri görmek mümkündür. Ancak ilk aylarda (Şubat-Mart) çoğunlukla metamorfozunu tamamlamış genç

bireylere rastlanmıştır. Mart sonu ve takip eden aylarda ve ortamda su bulunduğu sürece bu türün larva, ergin ve genç bireylerini gözlemlemek mümkündür.



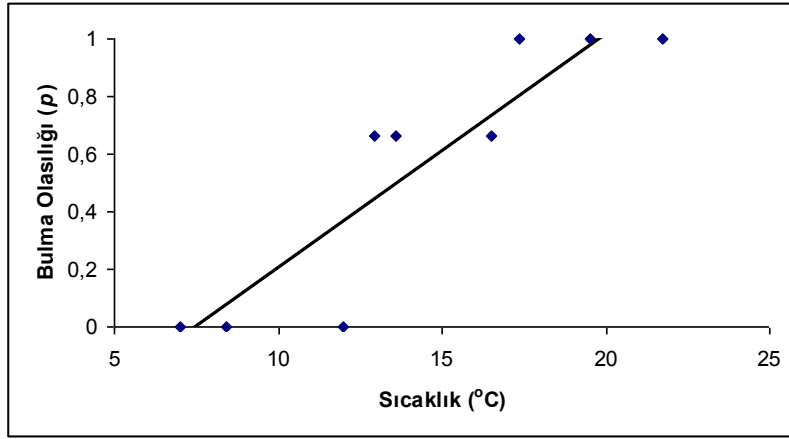
Şekil 3.12: *P. bedriagae* türünün bulma olasılığı ile sıcaklık ilişkisi.



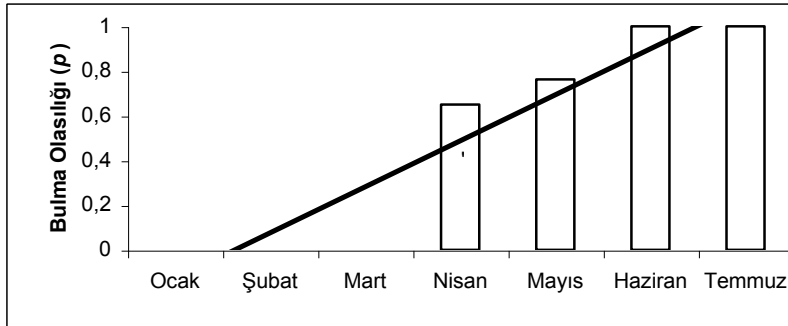
Şekil 3.13: *P. bedriagae* türünün bulma olasılığının aylara göre dağılımı.

R. macrocnemis türünün bulma olasılıkları ile arazi çalışmaları esnasındaki su sıcaklıkları arasında önemli derecede pozitif bir ilişki bulunmuştur. ($r=0,676$; $F=241,78$; $p<0,01$) (Şekil 3.14). En yüksek bulma olasılıkları Haziran ve takip eden aylarda ve ortalama 17°C ve daha yüksek

sıcaklıklarda gerçekleşmiştir. Ancak Nisan ayı sonlarından itibaren habitatlarında gözlenmiştir (Şekil 3.15). Nisan ayı sonları ve Mayıs ayında genellikle metamorfozunu tamamlamış genç bireylere rastlanırken Mayıs ayı sonları ve takip eden aylarda larva, genç ve ergin bireylere rastlamak mümkündür.



Şekil 3.14: *R. macrocnemis* türünün bulma olasılığı ile sıcaklık ilişkisi.



Şekil 3.15: *R. macrocnemis* türünün bulma olasılığının aylara göre dağılımı.

3.2. Ekolojik Verilerin Tür Zenginliğine Etkisi

Araştırma yapılan bölgelerdeki su yapısı genel olarak hafif alkali ve düşük iyonik içeriğe sahiptir. Suyun kimyasal yapısındaki bazı değişkenlerin tanımlayıcı istatistikleri Çizelge 3.5'te verilmiştir. Arazi çalışmaları esnasında hava sıcaklığı ortalama 17°C (Min.=0; Maks.=28°C) olup, çalışma yapılan su kenarlarının çevreleri genellikle *Pinus brutia* and *Quercus* sp. ile baskın ormanlarla kaplıdır.

Çizelge 3.5: Suyun kimyasal değişkenleri için tanımlayıcı istatistikler.(N=Örneklem sayısı, S.H.=Standart hata, S.S.=Standart sapma)

	N	Min.	Maks.	Ort.	S.H.	S.S..
Çözünmüş Oksijen (%)	41	4,6	10,9	6,54	0,211	1,351
Bulanıklık	41	1,5	22,8	5,98	0,740	4,624
Renk(mg L⁻¹ Pt)	41	19	288	76,15	8,420	53,920
pH	41	7,0	9,6	7,85	0,099	0,632
Demir (mg L⁻¹)	41	0,01	4,40	0,48	0,137	0,878
Manganez(mg L⁻¹)	41	0,001	0,73	0,24	0,039	0,250
Nitrit (mg L⁻¹)	41	0,001	0,26	0,02	0,007	0,042
Nitrat(mg L⁻¹)	41	0	5	0,59	0,170	1,080
Amonyum(mg L⁻¹)	41	0	0,55	0,11	0,021	0,136
Organik Madde	41	0,1	9,6	2,94	0,450	2,740
Kalsiyum (mg L⁻¹)	41	5,5	246,0	33,76	5,830	37,333
Magnezyum(mg L⁻¹)	41	4,08	63,66	15,67	1,858	11,896
Klor (mg L⁻¹)	41	9,0	282,0	34,33	9,053	56,536
Toplam Sertlik (°dH)	41	4,6	69,3	15,96	1,940	12,424
İletkenlik (µScm⁻¹)	41	34	947	356,73	42,9	253,820
Tuzluluk (‰)	41	0,1	3,9	0,52	0,149	0,952

Araştırma yapılan habitatlar arasında, suyun kimyasal değişkenlerine ait değerlerin oldukça farklı olabileceği gözlenmiştir (Çizelge 3.5). Örneğin çözünmüş oksijen değeri, durgun ve herhangi bir kaynağı olmayan su birikintisi şeklindeki habitatlarda düşük, kaynağı kar suyu olan ve dere şeklinde akan sularda (Bozdağ habitatları gibi) yüksek olduğu gözlenmiştir. Diğer yandan tuzluluk oranlarına bakıldığında denizden uzak olan habitatlarda düşük değere sahip iken denize yakın olan Klaros, Gebekirse

gibi habitatlarda yüksek değerlerde çıkmakta ve acı su özelliği kazanmaktadır. Bu nedenle her bir lokalitenin su kalitesinin SKKY ve Klee (1991)'ye göre sınıflandırılması ayrı ayrı değerlendirilmiş ve elde edilen sonuçlar Çizelge 3.6'da verilmiştir. Elde edilen sonuçlar, Sülüklü ve Belevi Gölleri hariç olmak üzere diğer sulak alanların iyi ekolojik statüde su kalitesine sahip olduğu tespit edilmiştir.

Çizelge 3.6: Çalışma yapılan lokalitelerin su kalitesinin SKKY ve Klee (1991)'e göre sınıflandırılması.

Lokalite	SKKY		KLEE		Sertlik
Karagöl	II	Az kirlenmiş su	I-II	Az kirlenmiş su	Yumuşak
Sülüklü	III	Kirli su	I-II	Az kirlenmiş su	Yumuşak
İkizgöller	II	Az kirlenmiş su	I-II	Az kirlenmiş su	Yumuşak
Gölcük	II	Az kirlenmiş su	I	Çok az kirlenmiş su	Çok yumuşak
Belevi	III	Kirli su	II-III	Kritik kirlenmiş su	Oldukça sert
Gebekirse	II	Az kirlenmiş su	I-II	Az kirlenmiş su	Oldukça sert
Barutçu	II	Az kirlenmiş su	I-II	Az kirlenmiş su	Orta sert
Klaros	II	Az kirlenmiş su	I-II	Az kirlenmiş su	Sert
Soğanharımı	III	Kirli su	I-II	Az kirlenmiş su	Çok yumuşak
Göztepesi	II	Az kirlenmiş su	I-II	Az kirlenmiş su	Yumuşak
Sarnıç Göleti	II	Az kirlenmiş su	II	Orta dereceli kirlenmiş su	Yumuşak
Göldag Göleti	III	Kirli su	I-II	Az kirlenmiş su	Yumuşak
Bozdağ	II	Az kirlenmiş su	I	Çok az kirlenmiş su	Çok yumuşak
KocaÇay	II	Az kirlenmiş su	II	Orta dereceli kirlenmiş su	Orta sert

Bölgesel habitat değişkenleri ve suyun kimyasal değişkenleri ayrı ayrı Pearson korelasyonu analizine tabi tutulmuştur. Yüksek korelasyon katsayısı ve istatistiksel açıdan önemli olan değişkenler Çizelge 3.7 ve 3.8'de verilmiştir.

Çizelge 3.7: Bölgesel habitat değişkenleri arasındaki Pearson korelasyon analizi sonuçları. Herbir hücre korelasyon katsayısını (k.k.) ve istatistiksel önemini (p) içermektedir. Her bir değişken için örneklem büyüklüğü=41.

	Tür çeşit	Tarım	Balık	Yabancı tür	Habitat tipi	Su tabanı tipi	Su sürekliliği
Tarım	0,27						
	0,087						
Balık	-0,06	0,37					
	0,726	0,019*					
Yabancı tür	-0,13	0,26	0,90				
	0,423	0,101	0,000**				
Habitat tipi	-0,28	-0,13	-0,51	-0,46			
	0,071	0,429	0,001**	0,002**			
Su tabanı tipi	-0,05	0,21	-0,20	-0,20	0,18		
	0,747	0,194	0,221	0,221	0,267		
Su sürekliliği	-0,02	-0,61	-0,42	-0,42	0,25	-0,25	
	0,882	0,000**	0,006**	0,006**	0,117	0,109	
Maksimum derinlik	0,19	0,34	0,70	0,64	-0,65	-0,21	-0,40
	0,242	0,030*	0,000**	0,000**	0,000*	0,183	0,010**
Orman	0,34	0,19	0,34	0,22	0,09	-0,45	0,03
	0,029*	0,234	0,031*	0,164	0,568	0,003**	0,868
Çimen	0,63	0,29	-0,08	-0,18	-0,34	0,06	-0,05
	0,000**	0,065	0,617	0,259	0,028*	0,720	0,775
Kamış	0,29	0,44	0,33	0,33	-0,41	0,04	-0,28
	0,062	0,004**	0,037*	0,037*	0,008**	0,780	0,076
Çalı formu	0,31	-0,05	0,04	0,04	0,15	0,18	0,02
	0,046*	0,755	0,796	0,796	0,349	0,254	0,900
Sualtı vejetasyon	0,64	0,31	0,09	-0,02	-0,21	0,08	0,16
	0,000**	0,051	0,582	0,925	0,182	0,629	0,323
Emergent vejetasyon	0,56	0,08	-0,06	-0,17	0,05	0,05	0,27
	0,000**	0,601	0,689	0,300	0,750	0,757	0,086
Vejet. oranı	0,54	-0,03	-0,18	-0,29	-0,03	0,06	0,47
	0,000**	0,834	0,257	0,063	0,867	0,708	0,002**
Yükseklik	-0,47	-0,34	-0,15	-0,17	0,26	0,36	0,02
	0,002**	0,033*	0,344	0,301	0,102	0,022*	0,882

Çizelge 3.7'nin devamı

	Maksimum derinlik	Orman	Çimen	Kamuş	Çalı	Sualtı vejetasyonu	Emergent vejetasyon	Vejetasyon oranı
Orman	0,24							
	0,129							
Çimen	0,08	-0,01						
	0,639	0,931						
Kamuş	0,24	0,08	0,17					
	0,127	0,629	0,287					
Çalı	0,10	0,27	-0,17	0,10				
	0,535	0,088	0,290	0,548				
Sualtı vejetasyonu	-0,02	0,28	0,54	0,47	0,11			
	0,918	0,081	0,000**	0,002**	0,508			
Emergent vejetasyon	-0,01	0,25	0,57	-0,02	0,09	0,64		
	0,927	0,119	0,000**	0,889	0,588	0,000**		
Vejetasyon oranı	-0,28	0,07	0,57	0,17	-0,04	0,77	0,73	
	0,078	0,662	0,000**	0,286	0,812	0,000**	0,000**	
Yükseklik	-0,18	-0,14	-0,14	-0,41	0,32	-0,39	0,06	-0,18
	0,268	0,390	0,393	0,008**	0,043*	0,013*	0,730	0,262

** Korelasyon 0,01 seviyesinde önemlidir.

* Korelasyon 0,05 seviyesinde önemlidir.

Çizelge 3.8: Suyun kimyasal değişkenleri arasındaki Pearson korelasyon analizi sonuçları. Herbir hücre korelasyon katsayısını (k.k.) ve istatistiksel önemini (p) içermektedir. Örneklem büyüklüğü Çizelge 3.5’te verilmiştir.

	Tür çeşitliliği	Çözülmüş Oksijen	Bulanıklık	Renk	pH	Demir	Mangan	Nitrit
Çözülmüş Oksijen	-0,19							
	0,227							
Bulanık.	0,16	-0,42						
	0,317	0,008**						
Renk	0,11	-0,37	0,61					
	0,482	0,017*	0,000**					
pH	0,27	0,17	-0,18	-0,13				
	0,082	0,283	0,276	0,411				
Demir	-0,35	-0,21	0,06	0,06	-0,19			
	0,026*	0,177	0,729	0,718	0,227			
Mangan	-0,12	0,00	0,05	0,05	0,10	0,61		
	0,457	0,987	0,767	0,769	0,554	0,000**		
Nitrit	-0,29	0,27	0,07	-0,05	-0,12	-0,12	-0,20	
	0,062	0,089	0,672	0,766	0,473	0,451	0,210	
Nitrat	0,08	0,31	0,07	0,17	-0,03	-0,11	-0,25	-0,33
	0,631	0,048*	0,673	0,285	0,873	0,483	0,123	0,038*
Amonyak	0,19	-0,22	0,48	0,19	-0,06	-0,11	-0,10	-0,06
	0,235	0,164	0,002**	0,226	0,720	0,504	0,524	0,696
Organik madde	0,02	-0,57	0,40	0,58	-0,43	0,28	0,00	-0,19
	0,922	0,000**	0,017*	0,000**	0,008**	0,098	0,988	0,261
Kalsiyum	0,22	-0,05	0,27	0,05	0,15	-0,10	-0,06	0,06
	0,157	0,735	0,091	0,759	0,335	0,526	0,699	0,712
Magnezyum	0,25	0,15	0,24	0,07	0,17	-0,12	-0,29	0,12
	0,119	0,344	0,145	0,677	0,284	0,463	0,063	0,438
Klor	0,10	0,01	0,09	0,15	-0,08	-0,11	-0,23	-0,02
	0,525	0,947	0,611	0,358	0,635	0,512	0,156	0,884
Toplam sertlik	0,11	-0,03	-0,05	-0,17	0,29	-0,24	-0,46	0,01
	0,487	0,872	0,762	0,299	0,065	0,129	0,002**	0,929
İletkenlik	0,04	-0,09	0,13	-0,07	0,09	-0,28	-0,56	0,27
	0,805	0,601	0,480	0,684	0,620	0,101	0,000**	0,113
Tuzluluk	0,11	-0,02	-0,21	-0,23	0,09	-0,20	-0,33	-0,09
	0,480	0,890	0,203	0,142	0,570	0,209	0,033*	0,595

Çizelge 3.8'in devamı

	Nitrat	Amonyum	Organik madde	Kalsiyum	Magnezyum	Klor	Toplam sertlik	İletkenlik
Amonyum	-0,04							
	0,787							
Organik madde	0,02	0,23						
	0,888	0,162						
Kalsiyum	0,08	0,20	0,21					
	0,634	0,210	0,204					
Magnezyum	0,39	0,02	-0,05	0,34				
	0,012*	0,918	0,768	0,030*				
Klor	0,03	-0,06	0,33	0,44	-0,04			
	0,837	0,734	0,047*	0,006**	0,793			
Toplam sertlik	0,03	0,07	-0,01	0,65	0,62	0,67		
	0,845	0,679	0,969	0,000**	0,000**	0,000**		
İletkenlik	0,18	0,27	0,11	0,67	0,24	0,48	0,84	
	0,308	0,118	0,547	0,000**	0,161	0,004**	0,000**	
Tuzluluk	-0,16	0,00	-0,13	0,14	-0,07	0,37	0,42	0,55
	0,329	0,990	0,455	0,392	0,661	0,019*	0,007**	0,001**

** Korelasyon 0,01 seviyesinde önemlidir.

* Korelasyon 0,05 seviyesinde önemlidir.

Çok yönlü regresyon analizleri amfibi tür zenginliği ile bağımsız değişkenler arasında çok yönlü doğrusal bir regresyon modelinin uygunluğunu göstermiştir. r^2 istatistikleri ise oluşan modelde, amfibi tür zenginliği ile bölgesel habitat değişkenleri ($F=24,92$; $p<0,01$) arasında % 67,5'lik bir ilişki açıklanırken, suyun kimyasal değişkenleri ($F=5,97$; $p<0,05$) ile arasında % 17,1'lik bir ilişkinin açıklandığı saptanmıştır (Çizelge 3.9).

Çizelge 3.9: Amfibi tür zenginliğine etkileyen Bölgesel Habitat Değişkenleri (BHD) ve Suyun Kimyasal Değişkenleri (SKD) için çok yönlü regresyon analiz sonuçları.

		Stand. edilmemiş katsayı		Stand. katsayı	t	Önem
		B	S.H.	Beta		
BHD	Constant	2,12	0,220		9,64	0,000
	Çimen	1,47	0,211	0,67	6,98	0,000
	Çalı formu	1,14	0,221	0,52	5,17	0,000
	Yükseklik	0,00	0,000	-0,32	-3,16	0,003
SKD	Constant	3,29	0,209		15,77	0,000
	Demir	-0,45	0,184	-0,41	-2,44	0,021

Çizelgede sadece istatistiksel açıdan önemli olan değişkenler ($p < 0,05$) yer almaktadır

3. 3. Türlerin Dağılışına Etki Eden Ekolojik Faktörler

Türlerin dağılışına etki eden ekolojik faktörlerin ve tanımlayıcı ekolojik faktörlerin bulunması için çalışma alanında dağılış gösteren Anur türleri ayrı ayrı değerlendirilirken, Uredela takımına ait *T. karelinii* ve *L. vulgaris* türleri, çalışma yapılan habitatlarda simpatrik olarak bulunması nedeniyle iki türün değerlendirilmesi aynı analizlerle gerçekleştirilmiştir.

3.3.1 *T. karelinii* ve *L. vulgaris* Türlerinin Tanımlayıcı Ekolojik Faktörleri

T. karelinii ve *L. vulgaris* türleri çalışma yapılan toplam 41 habitatın % 31’inde yaşadığı tespit edilmiştir (Çizelge 3.3). *T. karelinii* ve *L. vulgaris* türlerinin bulunduğu ve bulunmadığı habitatlarda elde edilen ekolojik verilerin tanımlayıcı istatistik ve tek yönlü varyans analiz sonuçları Çizelge 3.10’da verilmiştir. Buna göre bu iki türün habitatteki varlığını ortamdaki balık ve yabancı tür varlığı, çimen su altı vejetasyon, emergent vejetasyon, vejetasyon oranı, su sürekliliği ve renk etkilemektedir.

Çizelge 3.10: *T. karelinii* ve *L. vulgaris* türlerinin bulunduğu ve bulunmadığı habitatlarda elde edilen ekolojik verilerin tanımlayıcı istatistik ve tek yönlü varyans analiz sonuçları: A) Kategorik veriler, B) Sürekli veriler.

(A)	Var=N	Yok=N	F	Önem		Var=N	Yok=N	F	Önem
Balık	13	28	4,77	0,035*	Çimen	13	28	12,22	0,001**
Y.Tür.	13	28	9,24	0,004**	Kamış	13	28	1,48	0,231
Habitat tipi	13	28	1,42	0,241	Çalı formu	13	28	0,00	0,987
Su tab. tipi	13	28	0,06	0,803	Sualtı vejet.	13	28	14,27	0,001**
Su sürekl.	13	28	7,36	0,01*	E. vejet.	13	28	74,20	0,000**
Maks. derin	13	28	2,43	0,127	Vejet. oranı	13	28	40,59	0,000**
Orman	13	28	0,81	0,373	Tarım	13	28	0,15	0,700

(B)	Var					Yok						
	N	Ort.	Min.	Maks.	S.E.	N	Min.	Maks.	Ort.	S.E.	F	Önem
Yükseklik	13	552,23	3	1079	78,884	28	1	1538	513,19	99,925	0,06	0,802
Oksijen	13	5,99	4,6	7,1	0,227	28	4,6	10,9	6,80	0,280	3,45	0,071
Bulanklık	13	6,18	2,3	9,6	0,645	28	1,5	22,8	5,89	1,072	0,03	0,855
Renk	13	109,54	25	288	19,280	28	19	152	60,64	7,003	8,71	0,005**
pH	13	7,96	7,3	9,6	0,183	28	7	9,6	7,80	0,118	0,56	0,461
Fe	13	0,32	0,08	0,75	0,065	28	0,01	4,4	0,55	0,198	0,61	0,44
Mn	13	0,23	0,001	0,71	0,064	28	0,022	0,725	0,24	0,049	0,01	0,933
Nitrit	13	0,01	0,001	0,024	0,002	28	0,001	0,264	0,02	0,009	0,88	0,353
Nitrat	13	0,63	0	4	0,323	28	0	5	0,57	0,201	0,03	0,867
Amonyum	13	0,11	0	0,55	0,039	28	0	0,55	0,12	0,026	0,05	0,819
Org. Mad.	12	3,78	0,2	9,6	0,833	28	0,1	9,6	2,54	0,526	1,71	0,2
Ca	13	27,64	5,5	49,5	3,647	28	7	66,8	28,69	3,151	0,04	0,843
Mg	13	18,35	4,08	63,66	5,181	28	4,08	30,47	14,42	1,329	0,97	0,331
Cl	13	38,63	9	248,1	19,209	28	9,8	282	32,42	10,158	0,10	0,756
Sertlik	13	13,82	5,2	43,1	3,078	28	4,6	69,3	16,96	2,469	0,56	0,458
İletkenlik	13	276,33	138	705	44,065	28	34	947	398,68	59,910	1,88	0,18
Tuzluluk	13	0,43	0	3,9	0,293	28	0	3,2	0,57	0,173	0,18	0,677

* =p<0,05 ** =p<0,01

Bu iki türün tanımlayıcı ekolojik faktörlerini bulmak için lojistik regresyon analizi gerçekleştirilmiş ve lojistik regresyon analiz sonuçlarına göre, bölgesel habitat değişkenleri % 85,09 oranında, suyun kimyasal değişkenleri ise % 26,14 oranında uygun bir regresyon modeli oluşturmuştur. Suyun kimyasal değişkenleri (F=12,97; p<0,01) ve bölgesel

habitat değişkenleri ($F=43,58$; $p<0,01$) için oluşturulan lojistik regresyon modellerinin istatistiksel açıdan önemli olduğu saptanmıştır. *T. karelinii* ve *L. vulgaris* türlerinin habitatteki varlığını etkileyen tanımlayıcı ekolojik faktörler Çizelge 3.11’de verilmiştir.

Çizelge 3.11: *T. karelinii* ve *L. vulgaris* türleri için lojistik regresyon sonuçları.

	Parametre	Estimate	S.H.	Odds Ratio	χ^2	Önem
SKD	Constant	-2,4	0,98			
	Renk	0,04	0,016	1,05	12,94	0,0003
BHD	Constant	-18,81	1971,63			
	Balık	-19,36	2070,99	3,90E-09	10,92	0,001
	Emergent Vegetasyon	37,48	2859,43	1,90E+18	38,77	0,000

3.3.2. *B. bufo* Türünün Tanımlayıcı Ekolojik Faktörleri

B. bufo türünün varlığı, toplam 41 habitatın % 51’inde tespit edilmiştir (Çizelge 3.3). *B. bufo* türünün bulunduğu ve bulunmadığı habitatlarda elde edilen ekolojik verilerin tanımlayıcı istatistik ve tek yönlü varyans analiz sonuçları Çizelge 3.12’de verilmiştir. *B. bufo* türünün bulunduğu ve bulunmadığı habitatlardaki habitat tipi, su sürekliliği, balık bulunması ve renk değişkenleri istatistiksel açıdan önemlidir.

Çizelge 3.12: *B. bufo* türünün bulunduğu ve bulunmadığı habitatlarda elde edilen ekolojik verilerin tanımlayıcı istatistik ve tek yönlü varyans analiz sonuçları: A) Kategorik veriler, B) Sürekli veriler.

(A)	Var=N	Yok=N	F	Önem		Var=N	Yok=N	F	Önem
Balık	21	20	6,61	0,014*	Çimen	21	20	0,21	0,647
Y. tür	21	20	3,33	0,076	Kamış	21	20	0,71	0,406
Habitat tipi	21	20	7,27	0,010*	Çalı formu	21	20	3,00	0,091
Su tab. tipi	21	20	1,29	0,263	Su altı vejet.	21	20	0,19	0,667
Su sürekl.	21	20	8,62	0,006**	E. vejet.	21	20	0,19	0,663
Maks. derinlik	21	20	2,61	0,114	Vejet. oranı	21	20	0,02	0,877
Orman	21	20	0,01	0,931	Tarım	21	20	0,57	0,453

(B)	Var					Yok						
	N	Min.	Maks.	Ort.	S.E.	N	Min.	Maks.	Ort.	S.E.	F	Önem
Yükseklik	21	1	1538	619,43	117,772	20	2	1079	422,47	72,168	1,93	0,173
Oksijen	21	4,6	9,2	6,68	0,259	20	4,6	10,88	6,40	0,341	0,41	0,524
Bulamıklık	21	1,8	22,8	6,18	1,176	20	1,5	17	5,75	0,866	0,08	0,776
Renk	21	19	135	59,48	8,401	20	25	288	93,65	14,019	4,47	0,041*
pH	21	6,96	9,57	7,82	0,148	20	7,15	9,15	7,88	0,133	0,12	0,736
Fe	21	0,02	0,76	0,32	0,055	20	0,01	4,4	0,64	0,274	1,32	0,257
Mn	21	0,001	0,68	0,27	0,058	20	0,01	0,725	0,20	0,052	0,82	0,371
Nitrit	21	0,002	0,018	0,01	0,001	20	0,001	0,264	0,03	0,013	2,45	0,126
Nitrat	21	0	4,4	0,37	0,205	20	0	5,26	0,83	0,267	1,90	0,176
Amonyum	21	0	0,55	0,15	0,039	20	0	0,22	0,08	0,012	2,89	0,097
Org. Mad.	21	0,1	7,5	2,28	0,539	20	0,76	9,6	3,72	0,720	2,63	0,114
Ca	21	5,51	66,8	27,45	3,431	20	8,44	64	29,31	3,484	0,14	0,707
Mg	21	6,58	39,63	13,34	1,724	20	4,08	63,66	18,11	3,317	1,67	0,204
Cl	21	9,8	282	31,12	13,037	20	9	248,1	38,08	12,733	0,14	0,707
Sertlik	21	4,6	33,02	13,55	1,872	20	5,18	69,33	18,50	3,422	1,66	0,206
İletkenlik	21	34,1	776	302,79	60,974	20	148	947	407,68	59,494	1,52	0,227
Tuzluluk	21	0,001	3,1	0,50	0,191	20	0,01	3,9	0,55	0,234	0,03	0,853

* =p<0,05 ** =p<0,01

Lojistik regresyon analiz sonuçları, bölgesel habitat değişkenleri için % 22,13 oranında, suyun kimyasal değişkenleri için ise % 9,82 oranında regresyon modellerine uygunluk göstermiştir. Suyun kimyasal değişkenleri (F=4,63; p<0,05) ve bölgesel habitat değişkenleri (F=12,57; p<0,01) için oluşturulan lojistik regresyon modelleri istatistiksel açıdan önemli olduğu saptanmıştır. Lojistik regresyon sonuçlarına göre *B. bufo* türünün varlığını

pozitif ve negatif bir şekilde etkileyen tanımlayıcı ekolojik faktörler Çizelge 3.13'te verilmiştir.

Çizelge 3.13: *B. bufo* türü için lojistik regresyon sonuçları.

	Parametre	Estimate	S.E.	Odds Ratio	χ^2	Önem
SKD	Constant	1,29	0,766			
	Renk	-0,02	0,009	0,98	4,63	0,0314
BHD	Constant	4,35	1,517			
	Habitat Tipi	-0,72	0,362	0,49	5,38	0,0364
	Su sürekliliği	-2,31	1,134	0,1	5,82	0,0159

3.3.3. *P. viridis* Türünün Tanımlayıcı Ekolojik Faktörleri

P. viridis türünün varlığı, çalışma yapılan habitatların % 51'inde tespit edilmiştir (Çizelge 3.3). *P. viridis* türünün bulunduğu ve bulunmadığı habitatlarda elde edilen ekolojik verilerin tanımlayıcı istatistik ve tek yönlü varyans analiz sonuçları Çizelge 3.14'de verilmiştir. Çalı formu, yükseklik, mangan, toplam sertlik ve iletkenlik değişkenleri ile türün habitatteki varlığı arasında istatistiksel açıdan önemli bir fark bulunmuştur.

Çizelge 3.14: *P. viridis* türünün bulunduğu ve bulunmadığı habitatlarda elde edilen ekolojik verilerin tanımlayıcı istatistik ve tek yönlü varyans analiz sonuçları: A) Kategorik veriler, B) Sürekli veriler.

(A)	Var=N	Yok=N	F	Önem		Var=N	Yok=N	F	Önem
Balık	21	20	1,31	0,259	Çimen	21	20	0,21	0,647
Y. tür	21	20	0,25	0,617	Kamış	21	20	0,71	0,406
Habitat tipi	21	20	2,78	0,104	Çalı formu	21	20	5,70	0,022*
Su tab. tipi	21	20	3,70	0,062	Sualtı vejet.	21	20	0,04	0,842
Su sürekl.	21	20	0,20	0,655	E. vejet.	21	20	3,02	0,090
Maks. derin	21	20	4,00	0,053	Vejet. oranı	21	20	0,72	0,403
Orman	21	20	2,41	0,129	Tarım	21	20	0,57	0,453

(B)	Var					Yok						
	N	Min.	Maks.	Ort.	S.E.	N	Min.	Maks.	Ort.	S.E.	F	Önem
Yükseklik	21	1	1079	315,50	77,738	20	1	1538	736,25	101,656	10,81	0,002**
Oksijen	21	4,6	10,88	6,67	0,290	20	4,6	9,2	6,41	0,312	0,38	0,539
Bulanklık	21	1,5	19	5,82	1,030	20	1,8	22,8	6,15	1,093	0,05	0,826
Renk	21	19	152	66,05	7,963	20	20	288	86,75	14,980	1,53	0,223
pH	21	7,15	9,57	8,01	0,141	20	6,96	9,57	7,68	0,131	3,01	0,091
Fe	21	0,01	3,9	0,38	0,182	20	0,06	4,4	0,58	0,209	0,53	0,471
Mn	21	0,001	0,7	0,16	0,048	20	0,01	0,725	0,32	0,058	4,77	0,035*
Nitrit	21	0,001	0,0561	0,01	0,004	20	0,001	0,264	0,02	0,013	0,14	0,711
Nitrat	21	0	5,26	0,82	0,316	20	0	1,32	0,34	0,081	2,07	0,158
Amonyum	21	0	0,55	0,10	0,026	20	0	0,55	0,13	0,035	0,49	0,488
Org. Mad.	21	0,2	6,6	2,35	0,434	20	0,1	9,6	3,44	0,740	1,49	0,231
Ca	21	6,98	66,8	32,13	3,821	20	5,51	62,4	24,39	2,736	2,67	0,111
Mg	21	6,58	63,66	19,01	2,944	20	4,08	44,47	12,16	2,013	3,62	0,064
Cl	21	9	282	50,16	17,843	20	9,9	64,8	19,29	2,945	3,06	0,088
T. Sertlik	21	4,6	69,33	21,48	3,205	20	4,8	22,9	10,17	1,200	10,52	0,002**
İletkenlik	21	121	947	459,23	66,950	20	34,1	756	270,42	48,519	5,43	0,026*
Tuzluluk	21	0,001	3,9	0,75	0,242	20	0,01	3,2	0,29	0,159	2,47	0,124

* =p<0,05 **=p<0,01

Lojistik regresyon analiz sonuçlarına göre, bölgesel habitat değişkenleri % 27,31 (F=15,15; p<0,01) oranında, suyun kimyasal değişkenleri ise % 23 (F=13,07; p<0,05) oranında lojistik regresyon modellerine uygunluk göstermekte ve istatistiksel açıdan önemli olduğu saptanmıştır. Lojistik regresyon sonuçlarına göre *P. viridis* türünün varlığı ile bölgesel habitat değişkenleri ve suyun kimyasal değişkenleri arasındaki

pozitif ve negatif korelasyon gösteren tanımlayıcı ekolojik faktörler Çizelge 3.15’te verilmiştir.

Çizelge 3.15: *P. viridis* türü için lojistik regresyon sonuçları.

	Parameter	Estimate	S.H.	Odds Ratio	χ^2	Önem
SKD	Constant	-2,18	0,822			
	T. Sertlik	0,16	0,058	1,17	13,07	0,0003
BHD	Constant	0,93	0,653			
	Çalılık	1,92	0,923	6,809	5,26	0,0218
	Yükseklik	-0,003	0,0012	0,996	14,24	0,0002

3.3.4. *H. arborea* Türünün Tanımlayıcı Ekolojik Faktörleri

H. arborea türünün varlığı, çalışma yapılan habitatların % 41’inde tespit edilmiştir (Çizelge 3.3). *H. arborea* türünün bulunduğu ve bulunmadığı habitatlarda elde edilen ekolojik verilerin tanımlayıcı istatistik ve tek yönlü varyans analiz sonuçları Çizelge 3.16’da verilmiştir. Tek yönlü varyans analiz sonuçlarına göre *H. arborea* türünün varlığı ile habitat tipi, çimen, kamış, su altı vejetasyon, tarımsal aktivite, yükseklik, kalsiyum ve iletkenlik değişkenleri arasında istatistiksel açıdan önemli bir fark saptanmıştır.

Çizelge 3.16: *H. arborea* türünün bulunduğu ve bulunmadığı habitatlarda elde edilen ekolojik verilerin tanımlayıcı istatistik ve tek yönlü varyans analiz sonuçları: A) Kategorik veriler, B) Sürekli veriler.

(A)	Var=N	Yok=N	F	Önem		Var=N	Yok=N	F	Önem
Balık	17	24	0,76	0,387	Çimen	17	24	6,08	0,018*
Y.Balık.	17	24	0,76	0,387	Kamış	17	24	36,83	0,000**
Habitat tipi	17	24	4,55	0,039*	Çalı formu	17	24	1,40	0,243
Su tab. tipi	17	24	0,19	0,662	Sualtı vejet.	17	24	9,03	0,005**
Su sürekl.	17	24	1,75	0,194	E. vejet.	17	24	0,36	0,552
Maks. derin	17	24	2,85	0,099	Vejet. oranı	17	24	0,42	0,522
Orman	17	24	0,69	0,410	Tarım	17	24	7,31	0,01*

(B)	Var					Yok						
	N	Min.	Maks.	Ort.	S.E.	N	Min.	Maks.	Ort.	S.E.	F	Önem
Yükseklik	17	1	1079	331,06	107,168	24	1	1538	655,75	87,489	5,51	0,024*
Oksijen	17	4,6	10,88	6,44	0,331	24	4,6	9,4	6,62	0,279	0,18	0,673
Bulanıklık	17	2,2	22,8	7,37	1,496	24	1,5	9,6	4,91	0,561	2,85	0,100
Renk	17	24	152	75,47	9,673	24	19	288	76,63	12,827	0,00	0,947
pH	17	6,96	9,57	7,98	0,153	24	7,13	9,57	7,75	0,128	1,36	0,250
Fe	17	0,01	0,7	0,23	0,051	24	0,02	4,4	0,65	0,227	2,34	0,134
Mn	17	0,039	0,71	0,21	0,056	24	0,001	0,725	0,25	0,054	0,33	0,567
Nitrit	17	0,003	0,0561	0,01	0,004	24	0,001	0,264	0,02	0,011	0,09	0,769
Nitrat	17	0	5,26	0,72	0,314	24	0	4,4	0,50	0,188	0,40	0,532
Amonyum	17	0,013	0,55	0,16	0,038	24	0	0,55	0,08	0,022	3,71	0,062
Org. Mad.	17	0,1	7,5	3,17	0,591	24	0,1	9,6	2,76	0,663	0,20	0,658
Ca	17	11,92	66,8	34,89	3,812	24	5,51	64	23,73	2,824	5,78	0,021*
Mg	17	8,03	63,66	19,58	3,186	24	4,08	44,47	12,90	2,109	3,32	0,076
Cl	17	9	65,3	27,70	5,094	24	9,8	282	38,94	15,013	0,37	0,548
Sertlik	17	5,8	43,11	18,65	2,224	24	4,6	69,33	14,06	2,892	1,38	0,248
İletkenlik	17	138,1	776	483,48	76,919	24	34,1	947	290,60	46,967	5,10	0,031*
Tuzluluk	17	0,1	3,2	0,67	0,226	24	0,001	3,9	0,42	0,198	0,68	0,414

* =p<0,05 **=p<0,01

Lojistik regresyon analiz sonuçlarına göre, bölgesel habitat değişkenleri % 37,21 (F=20,03; p<0,01) oranında, suyun kimyasal değişkenleri ise % 28,65 (F=11,85; p<0,01) oranında lojistik regresyon modellerine uygunluk göstermekte ve bu modellerin istatistiksel açıdan önemli olduğu belirlenmiştir. Lojistik regresyon sonuçlarına göre *H.*

arborea türünün varlığı ile bölgesel habitat değişkenleri ve suyun kimyasal değişkenleri arasındaki korelasyon gösteren tanımlayıcı ekolojik faktörler Çizelge 3.17’de verilmiştir.

Çizelge 3.17: *H. arborea* türü için lojistik regresyon sonuçları.

	Parameter	Estimate	S.H.	Odds Ratio	χ^2	Önem
SKD	Constant	-3,9	1,551			
	Kalsiyum	0,13	0,057	1,14	11,85	0,0006
BHD	Constant	-1,7	0,544			
	Kamış	3,5	0,937	33	20,03	0,000

3.3.5. *P. bedriagae* Türünün Tanımlayıcı Ekolojik Faktörleri

P. bedriagae türünün varlığı, çalışma yapılan habitatların % 90’ında tespit edilmiştir (Çizelge 3.3). *P. bedriagae* türünün bulunduğu ve bulunmadığı habitatlarda elde edilen ekolojik verilerin tanımlayıcı istatistik ve tek yönlü varyans analiz sonuçları Çizelge 3.18’de verilmiştir. Tek yönlü varyans analiz sonuçlarına göre *P. bedriagae* türünün varlığı ile su tabanı tipi, orman, yükseklik, çözünmüş oksijen ve iletkenlik değişkenleri istatistiksel bakımdan önemlidir.

Çizelge 3.18: *P. bedriagae* türünün bulunduğu ve bulunmadığı habitatlarda elde edilen ekolojik verilerin tanımlayıcı istatistik ve tek yönlü varyans analiz sonuçları: A) Kategorik veriler, B) Sürekli veriler.

(A)	Var=N	Yok=N	F	Önem		Var=N	Yok=N	F	Önem
Balık	37	4	2,90	0,097	Çimen	37	4	0,98	0,329
Y.Balık.	37	4	2,90	0,097	Kamış	37	4	2,59	0,115
Habitat tipi	37	4	1,31	0,260	Çalı formu	37	4	0,79	0,380
Su tab. tipi	37	4	24,01	0,000**	Sualtı vejet.	37	4	2,88	0,098
Su sürekl.	37	4	0,02	0,881	E. vejet.	37	4	0,48	0,494
Maks. derin	37	4	3,47	0,070	Vejet. Or.	37	4	0,32	0,576
Orman	37	4	19,66	0,000**	Tarım	37	4	3,40	0,73

(B)	Var					Yok						
	N	Min.	Maks.	Ort.	S.E.	N	Min.	Maks.	Ort.	S.E.	F	Önem
Yükseklik	37	1	1079	439,89	61,427	4	642	1538	1299,75	219,412	18,97	0,000**
Oksijen	37	4,6	10,88	6,32	0,197	4	7,1	9,2	8,58	0,496	13,04	0,001**
Bulanıklık	37	1,5	22,8	6,32	0,803	4	1,8	5,1	3,05	0,747	1,83	0,184
Renk	37	19	288	79,73	8,939	4	20	104	43,00	20,359	1,70	0,199
pH	37	6,96	9,57	7,88	0,106	4	7,13	8,12	7,55	0,219	0,99	0,327
Fe	37	0,01	4,4	0,47	0,152	4	0,29	0,7	0,54	0,089	0,02	0,889
Mn	37	0,001	0,725	0,21	0,039	4	0,01	0,61	0,45	0,146	3,39	0,073
Nitrit	37	0,001	0,264	0,02	0,007	4	0,003	0,024	0,01	0,005	0,12	0,727
Nitrat	37	0	5,26	0,64	0,185	4	0,01	0,4	0,11	0,097	0,87	0,357
Amonyum	37	0	0,55	0,12	0,023	4	0,009	0,015	0,01	0,001	2,54	0,119
Org. Mad.	37	0,1	9,6	3,23	0,480	4	0,1	1,75	0,56	0,397	3,63	0,065
Ca	37	5,51	66,8	28,66	2,676	4	23,36	28,6	25,50	1,107	0,15	0,703
Mg	37	4,08	63,66	15,40	1,879	4	8,3	44,47	18,09	8,803	0,18	0,674
Cl	37	9	282	36,67	10,017	4	9,9	25,2	13,83	3,792	0,58	0,451
Sertlik	37	4,6	69,33	17,00	2,077	4	4,8	10,3	6,38	1,312	2,76	0,105
İletkenlik	37	121	947	390,34	44,596	4	34,1	257	96,30	53,724	5,36	0,027*
Salinite	37	0,001	3,9	0,58	0,162	4	0,01	0,01	0,01	0,000	1,30	0,261

* = $p < 0,05$ **= $p < 0,01$

Lojistik regresyon analiz sonuçlarına göre, bölgesel habitat değişkenleri % 65,53 ($F=17,04$; $p < 0,01$) oranında, suyun kimyasal değişkenleri ise % 64,32 ($F=15,84$; $p < 0,01$) oranında lojistik regresyon modellerine uygunluk göstermekte ve bu iki modelin istatistiksel açıdan önemli olduğu saptanmıştır. Lojistik regresyon sonuçlarına göre *P.*

bedriagae türünün varlığı ile pozitif ve negatif korelasyon gösteren tanımlayıcı ekolojik faktörler Çizelge 3.19’da verilmiştir.

Çizelge 3.19: *P. bedriagae* türü için lojistik regresyon sonuçları.

	Parametre	Estimate	S.H.	Odds Ratio	χ^2	Önem
SKD	Constant	8,65	4,764			
	Çözünmüş Oksijen	-1,32	0,66	0,27	4,97	0,0258
	İletkenlik	0,01	0,009	1,01	8,35	0,0038
BHD	Constant	43,12	2497,31			
	Su tabanı tipi	-19,83	1248,65	2,45E-09	17,044	0,000

3.3.6. *R. macrocnemis* Türünün Tanımlayıcı Ekolojik Faktörleri

R. macrocnemis türünün varlığı, çalışma yapılan habitatların % 7’inde tespit edilmiştir (Çizelge 3.3). *R. macrocnemis* türünün bulunduğu ve bulunmadığı habitatlarda elde edilen ekolojik verilerin tanımlayıcı istatistik ve tek yönlü varyans analiz sonuçları Çizelge 3.20’de verilmiştir. Tek yönlü varyans analiz sonuçları, istatistiksel açıdan *R. macrocnemis* türünün varlığını su tabanı tipi, orman, su altı vejetasyonu, yükseklik, çözünmüş oksijen, mangan ve iletkenlik değişkenleri önemli derecede etkilediğini göstermektedir.

Çizelge 3.20: *R. macrocnemis* türünün bulunduğu ve bulunmadığı habitatlarda elde edilen ekolojik verilerin tanımlayıcı istatistik ve tek yönlü varyans analiz sonuçları: A) Kategorik veriler, B) Sürekli veriler

(A)	Var=N	Yok=N	F	Önem		Var=N	Yok=N	F	Önem
Balık	3	38	2,08	0,158	Çimen	3	38	3,17	0,083
Y.Balık.	3	38	2,08	0,158	Kamış	3	38	1,86	0,180
Habitat tipi	3	38	1,99	0,166	Çalı formu	3	38	2,85	0,099
Su tab. tipi	3	38	37,01	0,000**	Sualtı vejet.	3	38	6,18	0,017*
Su sürekl.	3	38	0,89	0,352	E. vejet.	3	38	2,31	0,137
Maks. derin	3	38	2,48	0,124	Vejet. oranı	3	38	3,49	0,069
Orman	3	38	12,64	0,001**	Tarım	3	38	1,50	0,227

(B)	Var					Yok						
	N	Min.	Maks.	Ort.	S.E.	N	Min.	Maks.	Ort.	S.E.	F	Önem
Yükseklik	3	1497	1538	1519	11,930	38	1	1079	445,35	59,992	25,35	0,000**
Oksijen	3	8,9	9,2	9,07	0,088	38	4,6	10,88	6,34	0,193	15,33	0,000**
Bulanıklık	3	1,8	3,2	2,37	0,426	38	1,5	22,8	6,28	0,781	2,04	0,161
Renk	3	20	25	22,67	1,453	38	19	288	80,37	8,724	3,37	0,074
pH	3	7,13	7,65	7,36	0,153	38	6,96	9,57	7,89	0,104	1,98	0,168
Fe	3	0,53	0,7	0,62	0,049	38	0,01	4,4	0,46	0,148	0,08	0,777
Mn	3	0,58	0,61	0,59	0,009	38	0,001	0,725	0,21	0,038	7,78	0,008**
Nitrit	3	0,003	0,004	0,00	0,000	38	0,001	0,264	0,02	0,007	0,27	0,605
Nitrat	3	0,01	0,02	0,01	0,003	38	0	5,26	0,64	0,180	0,92	0,344
Amonyum	3	0,009	0,015	0,01	0,002	38	0	0,55	0,12	0,022	1,80	0,188
Org. Mad.	3	0,1	0,2	0,17	0,033	38	0,1	9,6	3,19	0,467	3,59	0,066
Ca	3	23,36	25,2	24,47	0,563	38	5,51	66,8	28,66	2,605	0,20	0,657
Mg	3	8,3	10,36	9,30	0,596	38	4,08	63,66	16,17	1,983	0,93	0,342
Cl	3	9,9	10,2	10,03	0,088	38	9	282	36,36	9,740	0,59	0,446
Sertlik	3	4,8	5,3	5,07	0,145	38	4,6	69,33	16,82	2,029	2,59	0,116
iletkenlik	3	34,1	53,8	42,73	5,816	38	121	947	386,17	43,380	5,72	0,023*
Salinite	3	0,01	0,01	0,01	0,000	38	0,001	3,9	0,56	0,159	0,94	0,338

* =p<0,05 **=p<0,01

Lojistik regresyon analiz sonuçlarına göre, bölgesel habitat değişkenleri % 100 (F=21,46; p<0,01) oranında, suyun kimyasal değişkenleri ise % 48,01 (F=10,16; p<0,01) oranında lojistik regresyon modellerine uygunluk göstermekte ve istatistiksel açıdan önemli olduğu saptanmıştır. Lojistik regresyon sonuçlarına göre *R. macrocnemis* türünün

varlığı ile pozitif veya negatif ilişki gösteren tanımlayıcı ekolojik faktörler Çizelge 3.21’de verilmiştir.

Çizelge 3.21: *R. macrocnemis* türü için lojistik regresyon sonuçları.

	Değişken	Estimate	S.H.	Odds Ratio	χ^2	Önem
SKD	Constant	-12,85	4,764			
	Çözünmüş Oksijen	1,4	0,582	4,061	10,16	0,0014
BHD	Constant	-149,28	1,99E+06			
	Su tabanı tipi	59,54	899455	7,17E+25	21,46	0,000

3.4. Populasyon Büyüklüklerinin Hesaplanması

YM-T yöntemi, çevresi uzun olan, yoğun bitki örtüsüne sahip ve kapalı populasyon olmayan Belevi, Barutçu, Gebekirse, Bozdağ ve Kocaçay lokalitelerinde, gece çalışmanın yasak olduğu Klaros’ta, özellikle gece ulaşımı zor olan Sarnıç ve Göldağ Göletleri’nde gerçekleştirilememiştir. YM-T yöntemi için yeterli veri toplanabilen Karagöl, Sülüklü, İkizgöller, Gölcük, Göztepesi ve Soğanharımı göl/göletlerinde ise populasyon büyüklüğü hesaplamaları için yeterli veri elde edilebilen bazı amfibi türlerinin populasyon büyüklükleri ile populasyon büyüklüğün standart hatası, güven aralığı ve yıl içi yakalanma olasılığı hesaplanmıştır. Yıllık yakalanma olasılığı ve hayatta kalma olasılığı ise üç üreme dönemi boyunca YM-T yöntemi uygulanan populasyonlar için hesaplanmıştır.

3.4.1. Karagöl Amfibi Populasyon Büyüklüklerinin Hesaplanması

Karagöl ve yakın çevresinde yapılan çalışmalar sonucunda bu lokalitede toplam 6 amfibi türünün yaşadığı tespit edilmiştir. Ancak 3 yıllık (toplam 12 arazi çalışması) veri toplama işlemi esnasında göl habitatında sadece 3 tür (*B. bufo*, *P. viridis* ve *P. bedriagae*) gözlenmiştir. Diğer türlere gölü besleyen derelerde ve yakın çevredeki geçici su birikintilerinde rastlanmıştır.

Yapılan tüm çalışmalar esnasında *B. bufo* türüne ait 4'ü 2006 yılı, 2'si 2007 yılı ve 3'ü 2008 yılı olmak üzere toplam 9 (6 dişi, 3 erkek) birey yakalanmıştır. Ayrıca, bu türün çağrı indeksi değeri "1" olarak belirlenmiştir.

P. viridis türünde ise 2007 yılında göl kenarında 1 örnek, yol kenarı ve yakın çevresinde 4 örnek, 2008 yılında yol kenarı ve yakın çevresinde 6 örnek olmak üzere toplam 11 birey yakalanmıştır. Bunların 7'si erkek, 4'ü dişi bireydir. Çağrı indeksi değeri ise "1" olarak saptanmıştır.

H. arborea türüne ait toplam 16 örnek (2007 yılı için 3 erkek; 2008 yılı için 8 erkek, 5 dişi), gölü besleyen derelerde yakalanmıştır. Ayrıca, reklam çağrılarının sayım yöntemiyle maksimum 16 erkek bireyin yaşadığı ve çağrı indeksi değerinin "1" olduğu tespit edilmiştir.

L. vulgaris ve *T. karelinii* türleri 2006 ve 2007 yıllarında tespit edilememiştir. 2008 yılında ise gölün yakın çevresindeki 2 adet geçici su birikintisinde toplam 41 birey yakalanmıştır. İkinci arazi çalışmasında su birikintilerinin kuruması nedeniyle her iki tür için sadece 1 arazi çalışması gerçekleştirilebilmiştir. *L. vulgaris* türü için toplam 24 birey (15 erkek, 9 dişi) ve *T. karelinii* türü için toplam 17 birey (9 erkek, 8 dişi) yakalanmıştır.

3.4.1.1. Karagöl *P. bedriagae* Türünün Populasyon Büyüklüğü

P. bedriagae türünün populasyon büyüklüğünün hesaplanması için toplam 9 arazi çalışmasında yeterli veri seviyesine ulaşılmıştır. Üç üreme dönemi boyunca yapılan YM-T yöntemi çalışmaları sonucunda elde edilen *P. bedriagae* populasyonuna ait yakalanan ve tekrar yakalanan birey sayıları ve örneklem tarihleri Çizelge 3.22’de verilmiştir. Buna göre 114’ü dişi, 76’sı erkek olmak üzere toplam 190 birey yakalanmıştır ve populasyonun 1,5:1 oranında dişi eğilimli bir populasyon olduğu saptanmıştır.

P. bedriagae türünün Karagöl popülasyonunun büyüklüğü hesaplandığında erkek birey sayılarının dişilerden daha yüksek olduğu saptanmıştır (Çizelge 3.23). 2006 ve 2007 yıllarındaki popülasyon büyüklükleri küçük bir dalgalanma gösterse bile popülasyonun dengede olduğu göze çarpmaktadır. Ancak, 2008 yılında hem erkek hem de dişi bireylerin popülasyon büyüklüklerinde ani bir düşüş belirlenmiştir.

Yıllık yakalanma olasılıkları dişi bireyler için $0,352 \pm 0,1831$ (% 95'lik güven aralığı=0,101-0,724), erkek bireyler için $0,067 \pm 0,0947$ (% 95'lik güven aralığı=0,004-0,582) olarak hesaplanmıştır. Yıl içi yakalanma olasılıkları ve yıllık yakalanma olasılıkları birbirine yakın değerlerde olup yıllar arasında varyasyon göstermektedir (Çizelge 3.23). Ancak, 2008 üreme dönemi yıl içi yakalanma olasılıklarının diğer yıllardan belirgin bir şekilde yüksek olduğu direkt olarak göze çarpmaktadır. Diğer yandan, dişi bireylerde hem yıl içi hem de yıllık yakalanma olasılıkları erkek bireylere nazaran daha yüksek değere sahiptir. Dolayısıyla *P. bedriagae* türünün Karagöl popülasyonunda, dişi bireyler erkek bireylere nazaran daha kolay yakalanabilmektedir.

Çizelge 3.23: Karagöl *P. bedriagae* popülasyonuna ait popülasyon büyüklüklerine ilişkili parametreler.

Yıl	2006		2007		2008	
Cinsiyet	Erkek	Dişi	Erkek	Dişi	Erkek	Dişi
Model	M_0 modeli	M_t modeli	M_0 modeli	M_0 modeli	M_0 modeli	M_0 modeli
Popülasyon büyüklüğü	210	120	282	121	43	33
Std. Hata	192,79	37,78	262,46	108,43	19,16	3,95
%95'lik güven aralığı	60-1018	75-236	77-1379	38-579	25-112	29-46
Yıl içi yakalanma olasılığı	0,0413	0,1234	0,0354	0,0549	0,1613	0,4281

Yıllık hayatta kalma olasılıkların dişi bireyler için $0,524 \pm 0,1979$ (% 95'lik güven aralığı=0,189-0,839) erkek bireyler için $0,828 \pm 0,8678$ (% 95'lik güven aralığı=0,309E-4-0,999) olarak hesaplanmıştır.

3.4.2. Sülüklü Gölü Amfibi Populasyon Büyüklüklerinin Hesaplanması

Sülüklü Gölü ve yakın çevresinde yapılan çalışmalar sonucunda bu lokalitede toplam 5 amfibi türünün yaşadığı tespit edilmiştir. Yapılan tüm arazi çalışmaları esnasında *B. bufo* türüne ait 1'i 2006 yılı, 2'si 2007 yılı ve 3'üde 2008 yılı olmak üzere toplam 6 (4 dişi, 2 erkek) birey yakalanmıştır ve çağrı indeksi değeri "1" olarak belirlenmiştir.

P. viridis türünde ise 2007 yılında göl kenarında 1 örnek, 2008 yılında yol kenarı ve yakın çevresinde 2 örnek, olmak üzere toplam 3 birey (2 dişi, 1 erkek) yakalanmıştır. Çağrı indeksi değeri ise "1" olarak saptanmıştır.

3.4.2.1. Sülüklü Gölü *L. vulgaris* Türünün Populasyon Büyüklüğü

L. vulgaris türü için ise 2006 yılında (03.05.2006) sadece 1 dişi birey yakalanmıştır. 2007 ve 2008 yıllarında YM-T yöntemi için 2'şer arazi çalışmasında uygun veri seti toplanabilmiştir. Bu tür için yapılan örneklem zamanları yakalanan erkek dişi birey sayıları ve tekrar yakalanma sayıları Çizelge 3.24'de verilmiştir. Buna göre 184'ü dişi, 224'ü erkek olmak üzere toplam 408 birey yakalanmıştır ve populasyonun 1:1,2 oranında erkek eğilimli bir populasyon olduğu saptanmıştır.

Çizelge 3.24: Sülüklü Gölü, 2007-2008 yıllarında uygulanan YM-T yöntemine göre *L. vulgaris* türüne ait örneklem zamanları ve bu zamanlarda yakalanan ve/veya tekrar yakalanan birey sayıları.

	Dişi Bireyler				Erkek Bireyler			
	21.02.2007	08.03.2007	12.03.2008	02.04.2008	21.02.2007	08.03.2007	12.03.2008	02.04.2008
n	35	45	40	44	60	42	58	64
21.02.2007		10	5	3		13	6	3
08.03.2007			4	6			6	4
12.03.2008				18				15

L. vulgaris türünün Sülüklü populasyonunun büyüklüğü hesaplandığında erkek birey sayısının dişi birey sayılarından daha yüksek olduğu saptanmıştır (Çizelge 3.25). 2007 ve 2008 yıllarındaki populasyon büyüklükleri küçük bir dalgalanma gösterse bile bu dalgalanmaların hem % 95'lik güven aralığı içinde hem de populasyon büyüklüğünün standart hataların dahilinde olduğu göze çarpmaktadır.

Yıl içi yakalanma olasılıklarına bakıldığında, hem 2007-2008 sezonu hem de erkek ve dişi bireyler arasında birbirine yakın yakalanma olasılıklarının olduğu saptanmıştır (Çizelge 3.25). Bu değer, 2008 yılı üreme dönemi dişi bireylerde erkek bireylere nazaran biraz daha yüksektir.

Çizelge 3.25: Lincoln-Petersen yöntemine göre Sülüklü Gölü *L. vulgaris* populasyonunun büyüklüğü ve yakalanma olasılığı.

	2007		2008	
Cinsiyet	Erkek	Dişi	Erkek	Dişi
Populasyon büyüklüğü	197	157	244	144
Std. Hata	40,03	36,49	47,01	29,15
% 95'lik güven aralığı	143-306	110-261	179-370	106-226
Yıl içi yakalanma olasılığı	0,26	0,26	0,25	0,29

3.4.2.2. Sülüklü Gölü *T. karelinii* türünün populasyon büyüklüğü

T. karelinii türü için ise 2006 yılında (03.05.2006) sadece 1 arazi çalışmasında toplam 8 (3 dişi, 5 erkek) birey yakalanmıştır. Dolayısıyla 2006 yılına ait populasyon büyüklüğü hesaplanamamıştır. Ayrıca, *L. vulgaris* türünde olduğu gibi, 2007 ve 2008 yıllarına ait populasyon büyüklüklerinin hesaplaması için, 2'şer arazi çalışmasında uygun veri seti toplanabilmiştir. Bu tür için yapılan örneklem zamanları yakalanan erkek dişi birey sayıları ve tekrar yakalanma sayıları Çizelge 3.26'da verilmiştir. Buna göre 172'si dişi, 184'ü erkek olmak üzere toplam 356 birey yakalanmıştır ve populasyonun hafif bir şekilde (1:1,07 oranında) erkek eğilimli bir populasyon olduğu saptanmıştır.

Çizelge 3.26: Sülüklü Gölü’nde 2007-2008 yıllarında uygulanan YM-T yöntemine göre *T. karelinii* türüne ait örneklem zamanları ve bu zamanlarda yakalanan ve/veya tekrar yakalanan birey sayıları.

	Dişi Bireyler				Erkek Bireyler			
	21.02.2007	08.03.2007	12.03.2008	02.04.2008	21.02.2007	08.03.2007	12.03.2008	02.04.2008
n	32	40	54	46	35	42	49	58
21.02.2007		7	3	1		9	3	2
08.03.2007			8	3			6	4
12.03.2008				10				12

T. karelinii türünün popülasyonunun büyüklüğü hesaplandığında *L. vulgaris* türünün aksine, popülasyondaki dişi birey sayısının erkek birey sayılarından daha yüksek olduğu saptanmıştır (Çizelge 3.27). 2007 ve 2008 yıllarındaki popülasyon büyüklüklerindeki dalgalanmalar ise *L. vulgaris* türünde olduğu gibi % 95’lik güven aralığı ve popülasyon büyüklüğünün standart hataları dahilinde olduğu belirlenmiştir.

Yıl içi yakalanma olasılıklarına bakıldığında, hem 2007-2008 sezonu hem de erkek ve dişi bireyler arasında birbirine yakın yakalanma olasılığının olduğu saptanmıştır (Çizelge 3.27). Bu değer 2007 ve 2008 yılı üreme döneminde erkek bireylerde dişi bireylere nazaran biraz daha yüksektir.

Çizelge 3.27: Lincoln-Petersen yöntemine göre Sülüklü Gölü *T. karelinii* populasyonunun büyüklüğü ve yakalanma olasılığı.

	2007		2008	
Cinsiyet	Erkek	Dişi	Erkek	Dişi
Populasyon büyüklüğü	161	180	235	245
Std. Hata	40,33	53,92	51,82	61,21
%95'lik güven aralığı	110-277	114-340	164-377	164-417
Yıl içi yakalanma olasılığı	0,24	0,20	0,23	0,20

3.4.2.3. Sülüklü Gölü *P. bedriagae* türünün populasyon büyüklüğü

P. bedriagae türünün populasyon büyüklüğünün hesaplanması için yapılan toplam 14 arazi çalışmasının 9'unda yeterli veri seviyesine ulaşılmıştır. Üç üreme dönemi boyunca yapılan YM-T yöntemi çalışmaları sonucunda elde edilen *P. bedriagae* populasyonuna ait yakalanan ve tekrar yakalanan birey sayıları Çizelge 3.28'te verilmiştir. Buna göre 493'ü dişi, 448'i erkek olmak üzere toplam 941 birey yakalanmıştır ve populasyonun 1,1:1 oranında dişi eğilimli bir populasyon olduğu saptanmıştır.

P. bedriagae türünün Sülüklü Gölü populasyon büyüklüğü hesaplandığında, 2006 ve 2007 üreme yıllarında dişi birey sayısının erkek birey sayılarından daha yüksek olduğu saptanmıştır (Çizelge 3.29). Ancak 2008 yılında erkek-dişi oranı dengeye ulaşmıştır. 2006 ve 2008 yıllarında bu türün populasyon büyüklüğü hemen hemen yaklaşık değerler olsa da 2007 yılında iki yıla nazaran yüksek değerlere ulaşmıştır. Diğer yandan, 2008 yılında hem erkek hem de dişi bireylerin populasyon büyüklüklerinde 2007 yılına göre ani bir düşüş belirlenmiştir.

Yıllık yakalanma olasılıkları hesaplandığında dişi bireyler için bu değer $0,046 \pm 0,0426$ (% 95'lik güven aralığı= 0,007-0,244), erkek bireyler için ise $0,067 \pm 0,0593$ (% 95'lik güven aralığı=0,011-0,315) olarak belirlenmiştir. Yıl içi yakalanma olasılıklarında ise yıllık yakalanma olasılıklarında yakın değerlerde olup yıllar arasında varyasyon göstermektedir (Çizelge 3.29). Ayrıca, hem yıl içi hem de yıllık yakalanma olasılıkları erkek bireylerin dişi bireylere nazaran daha yüksek değere sahip oldukları görülmektedir. Dolayısıyla Sülüklü Gölü *P. bedriagae* populasyonunun erkek bireyleri dişi bireylerine göre daha kolay yakalanabilmektedir.

Yıllık hayatta kalma olasılıkları dişi bireyler için $0,509 \pm 0,3757$ (% 95'lik güven aralığı=0,052-0,952) erkek bireyler için $0,508 \pm 0,3613$ (% 95'lik güven aralığı= 0,057-0,946) olarak hesaplanmıştır.

Çizelge 3.29: Sülüklü Gölü *P. bedriagae* popülasyonuna ait popülasyon büyüklükleri ve ilişkili parametreler.

Yıl	2006		2007		2008	
Cinsiyet	Erkek	Dişi	Erkek	Dişi	Erkek	Dişi
Model	M ₀ modeli	M _t modeli	M _t modeli	M ₀ modeli	M ₀ modeli	M ₀ modeli
Popülasyon büyüklüğü	523	833	881	1692	414	413
Std. Hata	139,38	205,63	249,58	530,69	94,42	151,69
%95'lik güven aralığı	330- 899	538- 1372	535- 1556	961- 3137	280- 663	233- 861
Yıl içi yakalanma olasılığı	0,09	0,07	0,06	0,04	0,11	0,07

3.4.3. İkizgöller Amfibi Popülasyon Büyüklüklerinin Hesaplanması

İkizgöller ve yakın çevresinde yapılan çalışmalar sonucunda bu lokalitede toplam 6 amfibi türünün yaşadığı tespit edilmiştir. Üç yıllık (toplam 12 arazi çalışması) veri toplama işlemi esnasında bu gölde, *P. viridis* türüne ait 2 dişi, 5 erkek birey (çağrı indeksi değeri=1), *L. vulgaris* türüne ait 2 dişi, 2 erkek birey, *T. karelinii* türüne ait sadece 1 erkek birey yakalanmıştır. Elde edilen bu veriler bu türlerin İkizgöller'de yaşadığını, ancak popülasyonlarının zayıf olduğunu göstermektedir. Ancak, *B. bufo* türüne ait 3 dişi, 2 erkek birey yakalanmasına rağmen, 2007 ve 2008 yılı arazi çalışmaları esnasında, Nisan ve Mayıs aylarında gölün çevresinde *B. bufo* türüne ait çok sayıda metamorfozunu tamamlamış genç bireyin olması, türün bu lokalitede daha fazla bireyle temsil edildiğini göstermektedir. Ancak çağrı indeksi değeri "1" olarak saptanmıştır.

H. arborea türü ise bu lokalitenin sazlık kısmında bulunmaktadır. Sazlık kısmın içine girilememesi ve sazlık alanın kenarında sadece küçük bir bölgesinin örneklenebilmesi nedeniyle bu tür için populasyon büyüklüğü hesaplanamamıştır. Reklam çağrılarının çakışması her ne kadar çağrı sayılarının hesaplanmasında zorluk yaratsa da, reklam çağrısı sayım yöntemi sayesinde bu lokaliteyi, üreme amacı ile minimum 32 erkek bireyin kullandığı belirlenmiş ve çağrı indeksi değerinin “2” olduğu saptanmıştır.

3.4.3.1. İkizgöller *P. bedriagae* Türünün Populasyon Büyüklüğü

İkizgöller’de yaşayan *P. bedriagae* türünün populasyon büyüklüğünün hesaplanması için toplam 8 arazi çalışmasında yeterli veri seviyesine ulaşılmıştır. Üç üreme dönemi boyunca yapılan YM-T yöntemi çalışmaları sonucunda elde edilen *P. bedriagae* populasyonuna ait birey sayıları Çizelge 3.30’da verilmiştir. Buna göre 179’u dişi, 386’i erkek olmak üzere toplam 565 birey yakalanmıştır ve populasyonun 2,16:1 oranında erkek eğilimli bir populasyon olduğu saptanmıştır.

P. bedriagae türünün İkizgöller populasyonunun büyüklüğü hesaplandığında, 2006 yılı dişi bireylere ait populasyon büyüklükleri I. arazi çalışmasında yakalanan bireylerin II. arazi çalışmasında tekrar yakalanamaması nedeniyle hesaplanamamıştır (Çizelge 3.31). Ancak, erkek dişi farkı gözetmeksizin populasyon büyüklüğü hesaplandığı takdirde, bu lokalitede toplam $3537 \pm 3446,14$ bireyin yaşadığı hesaplanmıştır. Fakat, 2006 yılında sadece 1 hayvan tekrar yakalandığı için bu rakam biraz yüksektir. 2007 yılında *P. bedriagae* türünün populasyon büyüklüğüne bakıldığında erkek bireyler için memnun edici sonuçlar çıkmasına rağmen dişi bireylerin arazi çalışmalarında az sayıda yakalanmasından dolayı dişi populasyon büyüklüğü erkek bireylere nazaran oldukça düşük çıkmıştır.

2006 ve 2007 yıllarının aksine, 2008 yılı populasyon büyüklüklerinde dişilerin erkek bireylere nazaran daha yüksek sayıda olduğu saptanmıştır.

Çizelge 3.30: İkizgöller’de 2006-2008 yıllarında uygulanan YM-T yöntemine göre *P. bedriagae* türüne ait örneklem zamanları ve bu zamanlarda yakalanan ve/veya tekrar yakalanan birey sayıları.

	Dişi Bireyler								Erkek Bireyler							
	18.05.2006	03.07.2006	25.04.2007	18.05.2007	20.06.2007	09.06.2008	18.06.2008	10.07.2008	18.05.2006	03.07.2006	25.04.2007	18.05.2007	20.06.2007	09.06.2008	18.06.2008	10.07.2008
N	10	26	3	25	36	28	16	35	69	15	67	47	57	48	47	36
18.05.2006		0	1	0	0	0	0	2		1	2	3	2	0	1	0
03.07.2006			0	1	0	0	0	1			1	1	0	0	1	0
25.04.2007				0	0	0	0	0				3	4	0	2	1
18.05.2007					5	0	0	0					13	1	3	3
20.06.2007						0	0	0						4	2	3
09.06.2008							3	2							12	5
18.06.2008								2								7

Yıllık hayatta kalma olasılıkları dişi bireyler için $1 \pm 0.625E-07$ (% 95'lik güven aralığı=0,99-1,00) erkek bireyler için $0,219 \pm 0,1190$ (% 95'lik güven aralığı=0,067-0,523) olarak hesaplanmıştır.

Yıllık yakalanma olasılıkları dişi bireyler için $0,039 \pm 0,0169$ (% 95'lik güven aralığı= 0,0162-0,0897), erkek bireyler için $0,453 \pm 0,2671$ (% 95'lik güven aralığı=0.091-0.873) olarak hesaplanmıştır. Yıl içi yakalanma olasılıkları, yıllık yakalanma olasılıklarına göre daha yüksektir ve yıllar arasında küçük varyasyonlar göstermektedir (Çizelge 3.31).

Çizelge 3.31: İkizgöller *P. bedriagae* popülasyonuna ait popülasyon büyüklükleri ve ilişkili parametreler.

Yıl	2006		2007		2008	
Cinsiyet	Erkek	Dişi	Erkek	Dişi	Erkek	Dişi
Model	Lincoln-Petersen		M ₀ modeli	M _t modeli	M ₀ modeli	M ₀ modeli
Popülasyon büyüklüğü	1718	-	420	66	187	283
Std. Hata	1654,19	-	73,33	22,56	24,57	93,03
%95'lik güven aralığı	399- 8558	-	310- 604	41-139	151- 249	165- 553
Yıl içi yakalanma olasılığı	0,02	-	0,14	0,17	0,23	0,09

3.4.4. Gölcük-Ödemiş Gölü amfibi popülasyon büyüklüklerinin hesaplanması

Gölcük Gölü ve yakın çevresinde yapılan çalışmalar sonucunda bu lokalitede toplam 6 amfibi türünün yaşadığı tespit edilmiştir. Üç yıllık (toplam 12 arazi çalışması) veri toplama işlemleri esnasında bu gölde, *P. viridis* türüne ait 2007 yılında 12 dişi, 16 erkek birey yakalanmıştır. Çağrı indeksi değeri ise “2” dir.

B. bufo türüne ait 2007 yılında 3 dişi, 2 erkek birey, 2008 yılında 8 dişi 10 erkek olmak üzere toplam 11 dişi, 13 erkek birey yakalanmıştır. Fakat 2008 yılı devam eden arazi çalışmaları esnasında *B. bufo* türüne ait çok sayıda yumurta kümesi ve metamorfozunu geçirmiş genç bireye rastlanmıştır. Çağrı indeksi değeri ise “2” dir.

L. vulgaris ve *T. karelinii* türleri göl içinde rastlanmamış, ancak bu iki tür gölün yakın çevresindeki su kanalı ve bu kanalların oluşturduğu su birikintilerinde saptanmıştır. Su kanallarının uzun olması ve bazı kısımlarının yoğun bitki örtüsü ile kaplı olmasından dolayı *L. vulgaris* ve *T. karelinii* türlerine ait populasyon büyüklüğü hesaplanamamıştır.

H. arborea türü yapılan Şubat sonundan ve Nisan ortalarına kadar yapılan arazi çalışmalarının hepsinde tespit edilmiştir. Ancak, türün bu lokalitenin sazlık kısmında ve yoğun bitki örtüsü ile kaplı su kanallarında bulunması nedeniyle populasyon büyüklüğü hesaplanamamıştır. Fakat reklam çağrılarının sayım yöntemine göre, erkek bireylerin çıkardığı sesler, sayılamayacak derecede ve kısmen sürekli olarak üst üste çakışmasından dolayı populasyonun oldukça yoğun olduğu belirlenmiştir (Çağrı indeksi değeri =3).

3.4.4.1. Gölcük-Ödemiş Gölü *P. bedriagae* Türünün Populasyon Büyüklüğü

Çevresi yaklaşık olarak 4,5 km olan Gölcük Gölü’nde YM-T çalışmaları, gölün güney, güneydoğu ve güneybatı taraflarının tamamen sazlıklarla kaplı olması, kuzey ve kuzeybatı tarafının (şehir merkezine yakın olan kısım) taş duvarlarla çevrili olması nedeniyle gölün kuzey doğusunun 1,25 km’lik bir kısmında gerçekleştirilmiştir. Dolayısıyla bu gölde elde edilen hesaplama sonuçlarından daha fazla birey yaşadığı tahmin edilmektedir. *P. bedriagae* türünün Gölcük populasyon büyüklüğünün

hesaplanması için toplam 12 arazi çalışmasının 5'inde yeterli veri seviyesine ulaşılmıştır. 2006 yılında sadece 1 arazi çalışması (16.05.2006) yapılmış 64 erkek ve 20 dişi olmak üzere toplam 84 birey yakalanmıştır. Takip eden iki üreme dönemi boyunca yapılan YM-T yöntemi çalışmaları sonucunda elde edilen *P. bedriagae* popülasyonuna ait veriler Çizelge 3.32'de verilmiştir. 2006 yılında yapılan tek arazi çalışması da dahil olmak üzere 382'si dişi, 443'ü erkek olmak üzere toplam 825 birey yakalanmıştır ve popülasyonun 1,16:1 oranında erkek eğilimli bir popülasyon olduğu saptanmıştır.

Çizelge 3.32: Gölcük Gölü'nde 2007-2008 yıllarında uygulanan YM-T yöntemine göre *P. bedriagae* türüne ait örneklem zamanları ve bu zamanlarda yakalanan ve/veya tekrar yakalanan birey sayıları.

	Dişi Bireyler					Erkek Bireyler				
	23.05.2007	13.06.2007	04.06.2008	16.06.2008	17.07.2008	23.05.2007	13.06.2007	04.06.2008	16.06.2008	17.07.2008
n	56	65	71	82	96	68	71	93	89	83
23.05.2007		7	4	3	2		6	3	0	2
13.06.2007			6	3	1			4	1	2
21.05.2008				9	7				11	12
16.06.2008					11					6

P. bedriagae türünün Gölcük popülasyonunun büyüklüğü hesaplandığında, 2007 ve 2008 yıllarında erkek ve dişi birey sayılarının yaklaşık olarak dengede olduğu görülmüştür (Çizelge 3.33). Ancak, gölün büyük bir kısmının sazlık alanla kaplı olması ve bu yerlere ulaşamaması

nedeniyle bu türün elde edilen sonuçlardan çok daha yüksek sayıda bireyin yaşadığı tahmin edilmektedir. Yıl içi yakalanma olasılıkları küçük varyasyonlar göstermektedir. Ayrıca, erkek ve dişi bireyler, hemen hemen eşit olasılıkta yakalanma olasılığına sahiptir (Çizelge 3.33).

Çizelge 3.33: Gölcük *P. bedriagae* popülasyonuna ait popülasyon büyüklükleri ve ilişkili parametreler.

Yıl	2007		2008	
Cinsiyet	Erkek	Dişi	Erkek	Dişi
Model	Lincoln-Petersen		M ₀ modeli	M ₀ modeli
Popülasyon büyüklüğü	794	514	801	827
Std. Hata	294,13	170,35	129,25	146,28
%95'lik güven aralığı	421-1653	295-1004	600-1115	602-1188
Yıl içi yakalanma olasılığı	0,09	0,12	0,11	0,10

3.4.5. Göztepesi Göleti Amfibi Popülasyon Büyüklüklerinin Hesaplanması

Göztepesi Göleti ve yakın çevresinde yapılan çalışmalar sonucunda bu lokalitede toplam 5 amfibi türünün yaşadığı tespit edilmiştir. Bu lokalite, 2006 yılının sonlarına doğru tespit edildiği için sadece 2 yıl YM-T yöntemi uygulanabilmiştir. İki yıllık (toplam 9 arazi çalışması) veri toplama işlemi esnasında bu gölette, *B. bufo* türüne ait 1 dişi, 2 erkek birey; *P. viridis* türüne ait 2 dişi, 3 erkek birey yakalanmıştır. Bu göletteki her iki tür içinde çağrı indeksi değeri “1” olarak belirlenmiştir.

3.4.5.1. Göztepesi Göleti’nde *L. vulgaris* Türünün Populasyon Büyüklüğü

Göztepesi Göleti’nde yaşayan *L. vulgaris* türünün populasyon büyüklüğünün hesaplanması için toplam 9 arazi çalışmasının 5’inde yeterli veri seviyesine ulaşılmıştır. İki üreme dönemi boyunca yapılan YM-T yöntemi çalışmaları sonucunda elde edilen *L. vulgaris* populasyonuna ait yakalanan ve tekrar yakalanan birey sayıları Çizelge 3.34’de verilmiştir. Buna göre 53’ü dişi, 56’sı erkek olmak üzere toplam 109 birey yakalanmıştır ve populasyonun yaklaşık 1:1 oranında dengede bir populasyon olduğu saptanmıştır.

Çizelge 3.34: Göztepesi Göleti’nde *L. vulgaris* türüne ait örneklem zamanları ve bu zamanlarda yakalanan ve/veya tekrar yakalanan birey sayıları.

	Dişi Bireyler					Erkek Bireyler				
	11.05.2007	13.05.2007	03.04.2008	17.04.2008	13.05.2008	11.05.2007	13.05.2007	03.04.2008	17.04.2008	13.05.2008
n	12	9	13	11	8	9	8	11	16	12
11.05.2007		4	1	2	0		3	1	2	0
13.05.2007			0	1	0			0	2	1
03.04.2008				5	3				5	4
17.04.2008					3					6

L. vulgaris türünün Göztepesi Göleti populasyon büyüklüğü hesaplandığında erkek ve dişi birey sayılarının hemen hemen eşit olduğu saptanmıştır (Çizelge 3.35). 2007 yılı erkek ve dişi birey sayıları 2008 yılından az olsa bile bu farklılık, % 95’lik güven aralığı içindedir. Yıl içi yakalanma olasılıklarına bakıldığında, erkek ve dişi bireyler arasında birbirine yakın yakalanma olasılığının olduğu saptanmıştır (Çizelge 3.35).

Çizelge 3.35: Göztepesi Göleti *L. vulgaris* popülasyonuna ait popülasyon büyüklükleri ve ilişkili parametreler.

Yıl	2007		2008	
Cinsiyet	Erkek	Dişi	Erkek	Dişi
Model	Lincoln-Petersen		M ₀ modeli	M ₀ modeli
Popülasyon büyüklüğü	22	25	33	31
Std. Hata	7,28	7,18	4,58	5,31
%95'lik güven aralığı	16-50	19-52	29-48	26-49
Yıl içi yakalanma olasılığı	0,39	0,41	0,40	0,36

3.4.5.2. Göztepesi Göleti'nde *T. karelinii* Türünün Popülasyon Büyüklüğü

Göztepesi Göleti'nde yaşayan *T. karelinii* türünün popülasyon büyüklüğünün hesaplanması için gerekli arazi çalışmaları *L. vulgaris* türü ile birlikte gerçekleştirilmiştir. İki yıllık YM-T yöntemi çalışmaları sonucunda elde edilen *T. karelinii* popülasyonuna ait yakalanan ve tekrar yakalanan birey sayıları Çizelge 3.36'da verilmiştir. Buna göre 58'i dişi, 76'sı erkek olmak üzere toplam 134 birey yakalanmıştır ve popülasyonun yaklaşık 1,3:1 oranında erkek eğilimli bir popülasyon olduğu saptanmıştır.

Çizelge 3.36: Göztepesi Göleti’nde *T. karelinii* türüne ait örneklem zamanları ve bu zamanlarda yakalanan ve tekrar yakalanan birey sayıları.

	Dişi Bireyler					Erkek Bireyler				
	11.05.2007	13.05.2007	11.04.2008	21.04.2008	13.05.2008	11.05.2007	13.05.2007	11.04.2008	21.04.2008	13.05.2008
n	9	13	11	12	13	11	16	13	19	17
11.05.2007		3	0	0	0		3	1	1	0
13.05.2007			2	1	0			2	2	0
11.04.2008				4	2				4	3
21.04.2008					4					5

T. karelinii türünün Göztepesi Göleti populasyonunun büyüklüğü hesaplandığında erkek birey sayısının dişi birey sayılarından daha yüksek olduğu saptanmıştır (Çizelge 3.37). 2007 ve 2008 yıllarındaki populasyon büyüklükleri arasındaki varyasyonlar, populasyon büyüklüğünün standart hataları dahilinde ve % 95’lik güven aralığı içindedir.

Yıl içi yakalanma olasılıklarına bakıldığında, erkek ve dişi bireyler arasında birbirine yakın yakalanma olasılığının olduğu saptanmıştır (Çizelge 3.37).

Çizelge 3.37: Göztepesi Göleti *T. karelinii* popülasyonuna ait popülasyon büyüklükleri ve ilişkili parametreler.

Yıl	2007		2008	
Cinsiyet	Erkek	Dişi	Erkek	Dişi
Model	Lincoln-Petersen		M ₀ modeli	M ₀ modeli
Popülasyon büyüklüğü	57	37	65	42
Std. Hata	24,19	14,52	13,13	8,76
%95'lik güven aralığı	34-143	24-91	49-104	33-70
Yıl içi yakalanma olasılığı	0,24	0,30	0,25	0,29

3.4.5.3. Göztepesi Göleti'nde *P. bedriagae* Türünün Popülasyon Büyüklüğü

Göztepesi Göleti'nde yaşayan *P. bedriagae* türünün popülasyon büyüklüğünün hesaplanması için toplam 9 arazi çalışmasının 5'inde yeterli veri seviyesine ulaşılmıştır. İki üreme dönemi boyunca yapılan YM-T yöntemi çalışmaları sonucunda elde edilen *P. bedriagae* popülasyonuna ait yakalanan ve tekrar yakalanan birey sayıları Çizelge 3.38'de verilmiştir. Buna göre 89'u dişi, 121'i erkek olmak üzere toplam 210 birey yakalanmıştır ve popülasyonun 1:1,36 oranında erkek eğilimli bir popülasyon olduğu saptanmıştır.

Çizelge 3.38: Göztepesi Göleti’nde *P. bedriagae* türüne ait örneklem zamanları ve bu zamanlarda yakalanan ve/veya tekrar yakalanan birey sayıları.

	Dişi Bireyler					Erkek Bireyler				
	11.05.2007	13.05.2007	13.05.2008	30.05.2008	26.06.2008	11.05.2007	13.05.2007	13.05.2008	30.05.2008	26.06.2008
n	20	21	15	20	13	25	30	29	23	14
11.05.2007		9	4	6	2		13	6	2	2
13.05.2007			3	2	3			5	5	2
13.05.2008				4	2				8	4
30.05.2008					2					2

P. bedriagae türünün Göztepesi Göleti popülasyonunun büyüklüğü hesaplandığında erkek birey sayısının dişi birey sayılarından daha yüksek olduğu saptanmıştır (Çizelge 3.39). 2007 ve 2008 yıllarındaki popülasyon büyüklükleri küçük bir dalgalanma gösterse bile, bu dalgalanmaların hem % 95’lik güven aralığı içinde, hem de popülasyon büyüklüğünün standart hataları dahilinde olduğu göze çarpmaktadır.

Yıl içi yakalanma olasılıklarına bakıldığında, erkek ve dişi bireyler arasında birbirine yakın yakalanma olasılığının olduğu saptanmıştır (Çizelge 3.39). Ancak, 2007 yılı yıl içi yakalanma olasılıkları 2008 yılından daha yüksektir.

Çizelge 3.39: Göztepesi Göleti *P. bedriagae* popülasyonuna ait popülasyon büyüklükleri ve ilişkili parametreler.

Yıl	2007		2008	
Cinsiyet	Erkek	Dişi	Erkek	Dişi
Model	Lincoln-Petersen		M ₀ modeli	M ₀ modeli
Popülasyon büyüklüğü	57	45	50	47
Std. Hata	7,95	7,98	2,81	7,24
%95'lik güven aralığı	48-81	37-71	48-61	40-70
Yıl içi yakalanma olasılığı	0,49	0,45	0,33	0,34

3.4.6. Soğanharımı Göleti Amfibi Popülasyon Büyüklüğünün Hesaplanması

Soğanharımı Göleti'ne ilk arazi 2006 yılı sonunda yapılmıştır ve YM-T çalışmalarına devam eden yıllarda başlanmıştır. Bu göletin yakın çevresinde 2007 ve 2008 yıllarında toplam 2 dişi *B. bufo* türü ve 4'ü dişi olmak üzere 9, *P. viridis* türü yakalanmıştır ve bu iki türün çağrı indeksi değeri "1" olarak saptanmıştır. Ancak, 2007 yılı üreme sezonunun kurak geçmesinden dolayı göletteki su derinliğinin Şubat-Mart aylarında maksimum 10 cm'yi geçmemesi ve takip eden aylarda göletin kuruması nedeniyle YM-T çalışması 2007 yılı üreme sezonunda da gerçekleştirilememiştir. 2008 üreme sezonun Haziran ayı başında göletin bulunduğu lokalitenin tamamı, greyderler ile arazi düzenleme çalışmalarından dolayı tamamen tahrip edilmiştir. Bu nedenle 2008 üreme sezonunda Soğanharımı Göleti'nde *P. bedriagae* türü için iki, *L. vulgaris* ve *T. karelinii* türleri için üçer arazi çalışması gerçekleştirilebilmiştir.

3.4.6.1. Soğanharımı Göleti *L. vulgaris* türünün populasyon büyüklüğü

Soğanharımı ve Göztepesi Göletleri'nin birbirine yakın olması nedeniyle bu iki lokalitenin 2008 yılı arazi çalışmaları aynı günler içerisinde gerçekleştirilmiştir. Arazi çalışmaları esnasında toplam 122 dişi, 128 erkek birey yakalanmış ve populasyonun yaklaşık 1:1 oranında dengede olduğu bulunmuştur. İlk arazi 11.04.2008, tarihinde yapılmış toplam 32 dişi birey yakalanmış, markalanmış ve salıverilmiştir. İkinci arazi, 21.04.2008 tarihinde yapılmış, toplam 48 dişi birey yakalanmıştır. Bunların 5'i ilk arazi çalışmasında markalanmış olduğu tespit edilmiştir. Üçüncü arazi çalışması ise 13.05.2008 tarihinde yapılmış, toplam 42 dişi birey yakalanmış, bunların 3'ü birinci arazi çalışmasında, 7'si ikinci arazi çalışmasında ve 1'ininde hem birinci hemde ikinci arazi çalışmasında markalandığı tespit edilmiştir.

Soğanharımı Göleti dişi bireylerin populasyon büyüklüğü hesaplandığında, M_0 modelinin en uygun model olduğu tespit edilmiş ve populasyon büyüklüğü $292 \pm 59,52$ olarak hesaplanmıştır. % 95'lik güven aralığı minimum 208, maksimum 449, yıl içi yakalanma olasılığı ise 0,14 olarak bulunmuştur.

Soğanharımı Göleti'nde, birinci arazi çalışmasında toplam 44, ikinci arazi çalışmasında toplam 46 erkek birey yakalanmıştır. İkinci arazi çalışmasında yakalanan erkek bireylerden 8 tanesi ilk arazi çalışmasında markalandığı tespit edilmiştir. Üçüncü arazi çalışmasında ise 38 erkek birey yakalanmış, bu bireylerden 4 tanesi ikinci arazi çalışması markalı, 2'si birinci arazi çalışması markalı, 1'i ise hem ikinci hem de birinci arazi çalışmasında markalandığı tespit edilmiştir. *L. vulgaris* türünün erkek bireylerinin populasyon büyüklüğü için en uygun modelin M_0 modeli olduğu tespit edilmiş ve populasyon büyüklüğünün $345 \pm 74,40$ olduğu

hesaplanmıştır. % 95'lik güven aralığı minimum 239, maksimum 541 olarak bulunmuştur. Yıl içi yakalanma olasılığı ise 0,12'dir.

3.4.6.2. Soğanharımı Göleti *T. karelinii* Türünün Populasyon Büyüklüğü

Arazi çalışmaları esnasında birinci arazide 22, ikinci arazide 33, üçüncü arazide 28 olmak üzere toplam 83 dişi, birinci arazide 26, ikinci arazide 29, üçüncü arazide 23 olmak üzere toplam 78 erkek birey yakalanmış ve populasyonun yaklaşık 1:1 oranında dengede olduğu bulunmuştur.

İkinci arazi çalışması esnasında yakalanan *T. karelinii* türüne ait dişi bireylerin 5'inin birinci arazi çalışmasında markalandığı saptanmıştır. Üçüncü arazi çalışmasında yakalanan dişi bireylerin ise 6'sının ikinci arazi çalışmasında, 4'ünün birinci arazi çalışmasında, 2'sinde hem birinci hem de ikinci arazi çalışmasında yakalandığı ve markalandığı tespit edilmiştir. Dişi bireylerin populasyon büyüklüğü hesaplandığında en uygun modelin M_0 modeli olduğu ve populasyonun $109 \pm 16,78$ dişi bireyden oluştuğu hesaplanmıştır. Populasyon büyüklüğünün % 95'lik güven aralığında minimum 87, maksimum 155 bireyi kapsadığı ve yıl içi yakalanma olasılıklarının da 0,25 olduğu hesaplanmıştır.

İkinci arazi çalışması esnasında yakalanan *T. karelinii* türüne ait erkek bireylerin 4'ünün birinci arazi çalışması markalı olduğu saptanmıştır. Üçüncü arazi çalışmasında yakalanan erkek bireylerin 3'ünün ikinci arazi, 2'sinin birinci arazi çalışmasında markalandığı, 1'ininde hem birinci hem de ikinci arazi çalışmasında yakalandığı ve markalandığı tespit edilmiştir. Erkek bireyler için yine en uygun modelin M_0 modeli olduğu saptanmıştır. Populasyon büyüklüğü $172 \pm 41,32$; % 95'lik güven aralığı, minimum 117, maksimum 287 ve yıl içi yakalanma olasılıkları ise 0,15 olarak hesaplanmıştır.

3.4.6.3. Soğanharımı Göleti *P. bedriagae* Türünün Populasyon Büyüklüğü

Birinci arazi çalışması 13.05.2008 tarihinde yapılmış olup 12 dişi ve 25 erkek birey yakalanmıştır. İkinci arazi çalışması 30.05.2008 tarihinde yapılmıştır. İkinci arazi çalışmasında yakalanan toplam 16 dişi bireyden 9 tanesi birinci arazi çalışmasında yakalanıp markalanmıştır. İkinci arazi çalışmasında yakalanan toplam 28 erkek bireyden 21 tanesi birinci arazi çalışmasında yakalanıp markalanmıştır. Habitat tahrip edildiği için başka arazi çalışması yapılamamıştır. Ayrıca yakalanan toplam erkek ve dişi birey sayılarından bu populasyonun 1:1,89 oranında erkek eğilimli bir populasyon olduğu bulunmuştur.

Lincoln-Petersen yöntemine göre dişi bireylerin populasyon büyüklüğü $21 \pm 2,18$; % 95’li güven aralığı, minimum 20, maksimum 30 ve yıl içi yakalanma olasılıkları ise 0,68 olarak hesaplanmıştır. Erkek bireylerin populasyon büyüklüğü ise $33 \pm 1,32$; % 95’li güven aralığı, minimum 33, maksimum 40 ve yıl içi yakalanma olasılıkları ise 0,81 olarak hesaplanmıştır.

3.5. Morfolojik Verilerin Değerlendirilmesi

Morfolojik ölçümlerin toplanması YM-T yönteminin uygulandığı lokalitelerde, populasyon büyüklüğü hesaplanan *L. vulgaris*, *T. karelinii* ve *P. bedriagae* türleri için gerçekleştirilmiştir.

3.5.1. *L. vulgaris* Türüne ait Morfolojik Veriler

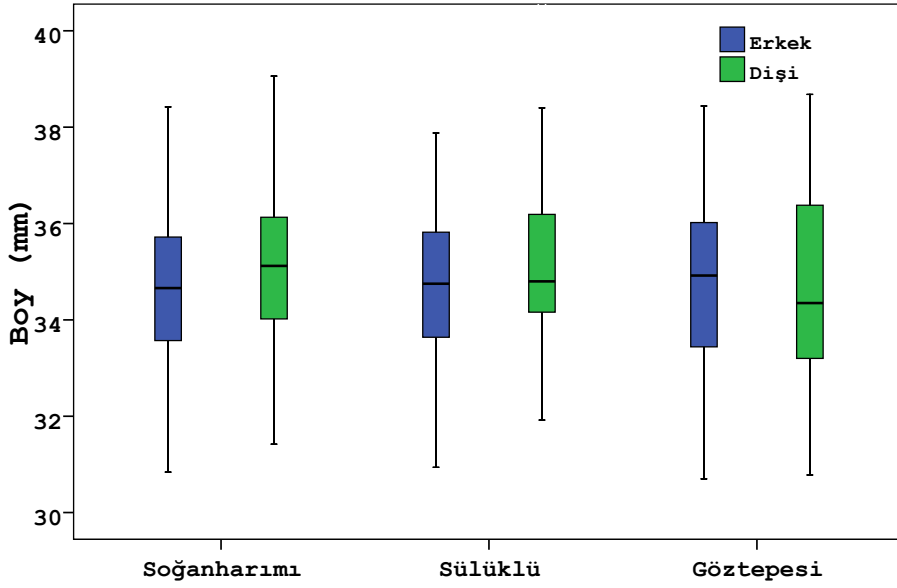
L. vulgaris türü için YM-T yönteminin uygulandığı Soğanharımı, Sülüklü ve Göztepesi lokalitelerindeki, erkek ve dişi bireylere ait

tanımlayıcı istatistikler Çizelge 3.40’da verilmiştir. Elde edilen morfolojik bilgiler ışığında, bu türün bireylerinin boyları ile ağırlıkları arasında pozitif bir ilişki saptanmıştır (Pearson korelasyonu: $n=539$ $r^2=0,437$; $p<0,01$). Buna göre boyu uzun olan bireyin ağırlığı doğru orantılı olarak artmaktadır. Buna ek olarak, *L. vulgaris* türünün dişi ve erkek bireyleri arasında boy uzunluğu arasındaki farkın istatistiksel açıdan önemli olduğu saptanmıştır (tek yönlü varyans analizi: $F= 7,12$; $sd=1$; $p<0,01$). Buna göre dişi bireyler, erkek bireylerden daha uzundur (Çizelge 3.40, Şekil 3.16). Ancak, erkek ve dişi bireylerin ağırlıkları bakımından istatistiksel açıdan önemli bir fark bulunamamıştır ($p>0,05$).

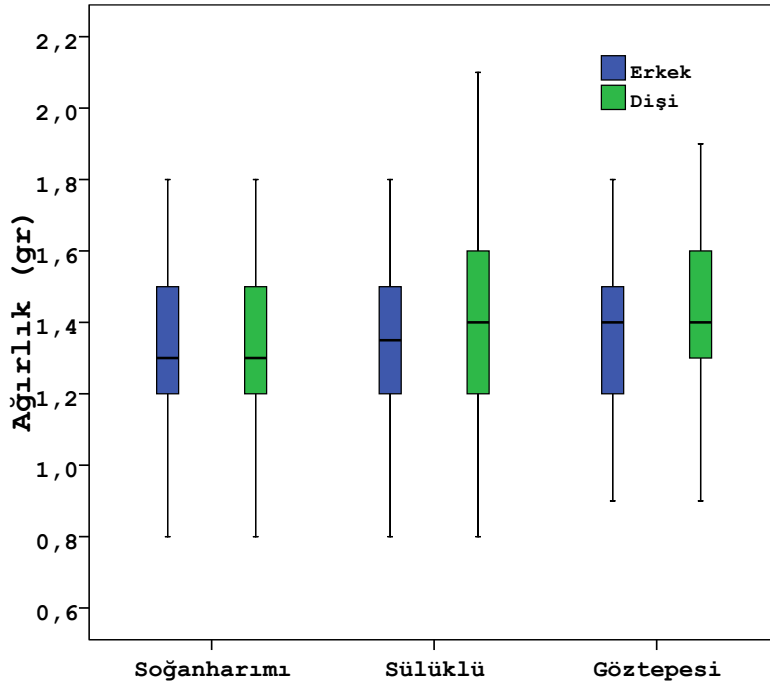
Çizelge 3.40: YM-T çalışması yapılan habitatlarda *L. vulgaris* türünün boy ve ağırlıklarına ait tanımlayıcı istatistiki değerler.

		N	Min.	Maks.	Ort.	Std. Sapma	Std. Hata
Soğanha.	Erkek Boy (mm)	115	29,86	38,42	34,57	1,764	0,164
	Erkek Ağ. (gr)	115	0,7	1,8	1,31	0,243	0,023
	Dişi Boy (mm)	126	30,02	42	35,04	2,079	0,185
	Dişi Ağ. (gr)	126	0,8	2,1	1,33	0,261	0,023
Sütlüklü	Erkek Boy (mm)	138	29,9	37,88	34,61	1,662	0,141
	Erkek Ağ. (gr)	138	0,6	1,8	1,32	0,239	0,020
	Dişi Boy (mm)	94	31,92	41,34	35,19	1,934	0,199
	Dişi Ağ. (gr)	94	0,8	2,1	1,37	0,271	0,028
Göztepe.	Erkek Boy (mm)	32	30,7	38,44	34,64	2,002	0,354
	Erkek Ağ. (gr)	32	0,7	1,8	1,34	0,255	0,045
	Dişi Boy (mm)	34	30,78	38,68	34,58	2,197	0,377
	Dişi Ağ. (gr)	34	0,7	1,9	1,36	0,302	0,052
Toplam	Erkek Boy (mm)	285	29,86	38,44	34,60	1,738	0,103
	Erkek Ağ. (gr)	285	0,6	1,8	1,32	0,242	0,014
	Dişi Boy (mm)	254	30,02	42	35,03	2,043	0,128
	Dişi Ağ. (gr)	254	0,7	2,1	1,35	0,270	0,017

L. vulgaris türünün erkek ve dişi bireylerine ait boy ve ağırlıklarının lokalitelere göre dağılımı Şekil 3.16 ve 3.17’de verilmiştir. Ancak, erkek ve dişi bireylere ait boy ve ağırlıklar ile yükseklik (Lokalite bazında) arasında istatistiksel bakımdan önemli bir fark bulunamamıştır ($p>0,05$).



Şekil 3.16: *L. vulgaris* türüne ait bireylerin vücut boylarının lokalitelere göre dağılışı. Lokaliteler, denize olan yüksekliği en düşükten en yükseğe doğru sıralanmıştır.



Şekil 3.17: *L. vulgaris* türüne ait bireylerin vücut ağırlıklarının lokalitelere göre dağılışı. Lokaliteler, denize olan yüksekliği en düşükten en yükseğe doğru sıralanmıştır.

3.5.2. *T. karelinii* Türüne ait Morfolojik Veriler

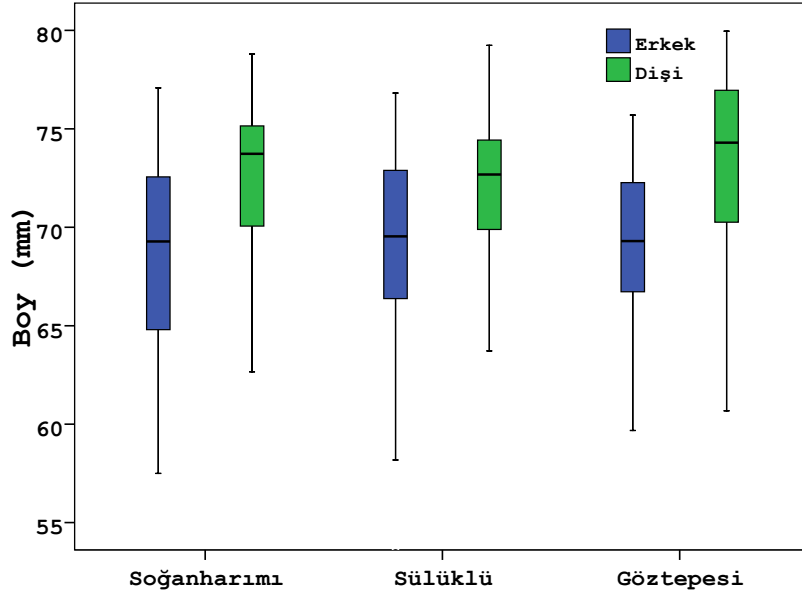
T. karelinii türünün erkek ve dişi bireylere ait tanımlayıcı istatistikler Çizelge 3.41’de verilmiştir. Tüm bireylerin boy ve ağırlıkları arasında istatistiksel bakımdan önemli bir pozitif ilişki saptanmıştır (Pearson korelasyonu: $n=393$ $r^2=0,853$; $p<0,01$). Diğer yandan, *T. karelinii* türünün boy uzunlukları (Tek yönlü varyans analizi: $F= 49,68$; $sd=1$; $p<0,01$) ve ağırlıkları (tek yönü varyans analizi: $F= 142,94$; $sd=1$; $p<0,01$) yönünden, dişi ve erkek bireyler arasında istatistiksel bakımdan önemli fark olduğu saptanmıştır. Buna göre dişi bireyler, erkek bireylerden daha uzun ve ağırdır (Çizelge 3.41, Şekil 3.18 ve Şekil 3.19).

Çizelge 3.41: YM-T çalışması yapılan habitatlarda *T. karelinii* türünün boy ve ağırlıklarına ait tanımlayıcı istatistiki değerler.

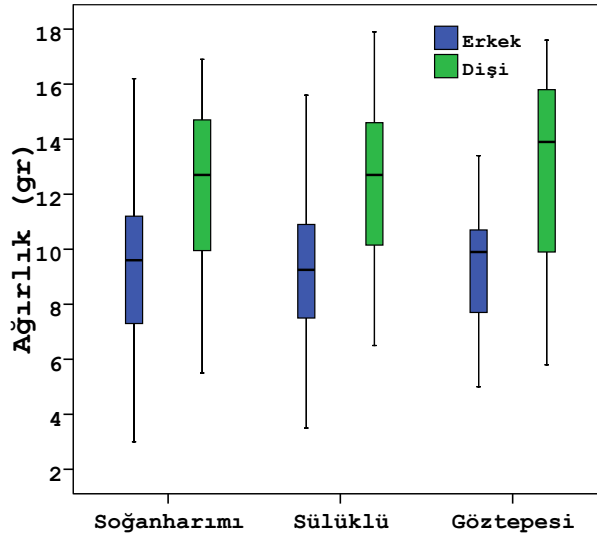
		N	Min.	Maks.	Ort.	Std. Sapma	Std. Hata
Soğanha.	Erkek Boy (mm)	69	51,5	77,08	68,14	5,733	0,690
	Erkek Ağ. (gr)	69	3	16,2	9,26	2,620	0,315
	Dişi Boy (mm)	68	57,38	78,8	72,14	4,764	0,578
	Dişi Ağ. (gr)	68	5,5	16,9	12,28	2,955	0,358
Sülükli	Erkek Boy (mm)	84	51,5	76,82	68,86	5,326	0,581
	Erkek Ağ. (gr)	84	3,5	15,6	9,22	2,364	0,258
	Dişi Boy (mm)	75	55,78	79,24	71,90	4,429	0,511
	Dişi Ağ. (gr)	75	6,5	17,9	12,48	2,531	0,292
Göztepe.	Erkek Boy (mm)	55	50,34	75,7	68,94	4,749	0,640
	Erkek Ağ. (gr)	55	5	13,4	9,54	2,055	0,277
	Dişi Boy (mm)	42	56,98	79,96	72,91	4,975	0,768
	Dişi Ağ. (gr)	42	5,8	17,6	12,94	3,472	0,536
Toplam	Erkek Boy (mm)	208	50,34	77,08	68,64	5,308	0,368
	Erkek Ağ. (gr)	208	3	16,2	9,32	2,370	0,164
	Dişi Boy (mm)	185	55,78	79,96	72,22	4,671	0,343
	Dişi Ağ. (gr)	185	5,5	17,9	12,51	2,916	0,214

T. karelinii türünün erkek ve dişi bireylerine ait boy ve ağırlıklarının lokalitelere göre dağılımı Şekil 3.18 ve 3.19’da verilmiştir. *L. vulgaris* türüne benzer bir şekilde, yükseklik ile bu türün erkek ve dişi bireylerinin

boyları ve ağırlıkları (Lokalite bazında) arasında istatistiksel bakımdan önemli bir fark bulunamamıştır ($p>0,05$).



Şekil 3.18: *T. karelinii* türüne ait bireylerin vücut boylarının lokalitelere göre dağılışı. Lokaliteler, denize olan yüksekliği en düşükten en yükseğe doğru sıralanmıştır.



Şekil 3.19: *T. karelinii* türüne ait bireylerin vücut ağırlıklarının lokalitelere göre dağılışı. Lokaliteler, denize olan yüksekliği en düşükten en yükseğe doğru sıralanmıştır.

3.5.3. *P. bedriagae* Türüne ait Morfolojik Veriler

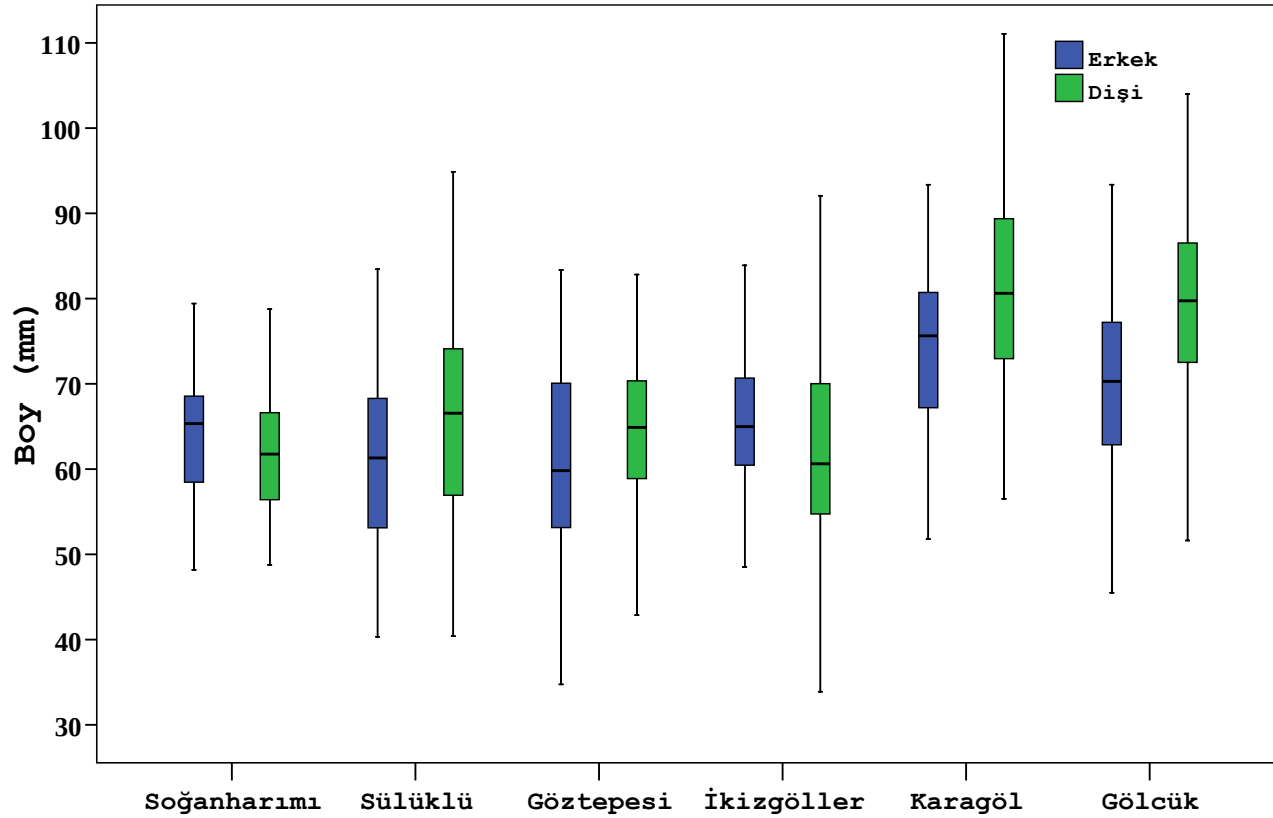
YM-T yönteminin uygulandığı 6 lokalitedeki *P. bedriagae* türünün erkek ve dişi bireylerine ait tanımlayıcı istatistikler Çizelge 3.42’de verilmiştir. Bireylerin boyları ile ağırlıkları arasında istatistiksel bakımdan önemli bir pozitif ilişki saptanmıştır (Pearson korelasyonu: $n=1116$ $r^2=0,891$; $p<0,01$). Ayrıca, *P. bedriagae* türünün dişi ve erkek bireyleri arasında boy uzunlukları (Tek yönlü varyans analizi: $F= 44,44$; $sd=1$; $p<0,01$) ve ağırlıkları (tek yönü varyans analizi: $F= 50,93$; $sd=1$; $p<0,01$) bakımından istatistiksel açıdan önemli bir fark bulunmuştur. Buna göre dişi bireyler erkek bireylerden daha uzun ve daha ağırdır (Çizelge 3.42, Şekil 3.20 ve 3.21).

Çizelge 3.42: YM-T çalışması yapılan habitatlarda *P. bedriagae* türünün boy ve ağırlıklarına ait tanımlayıcı istatistiki değerler.

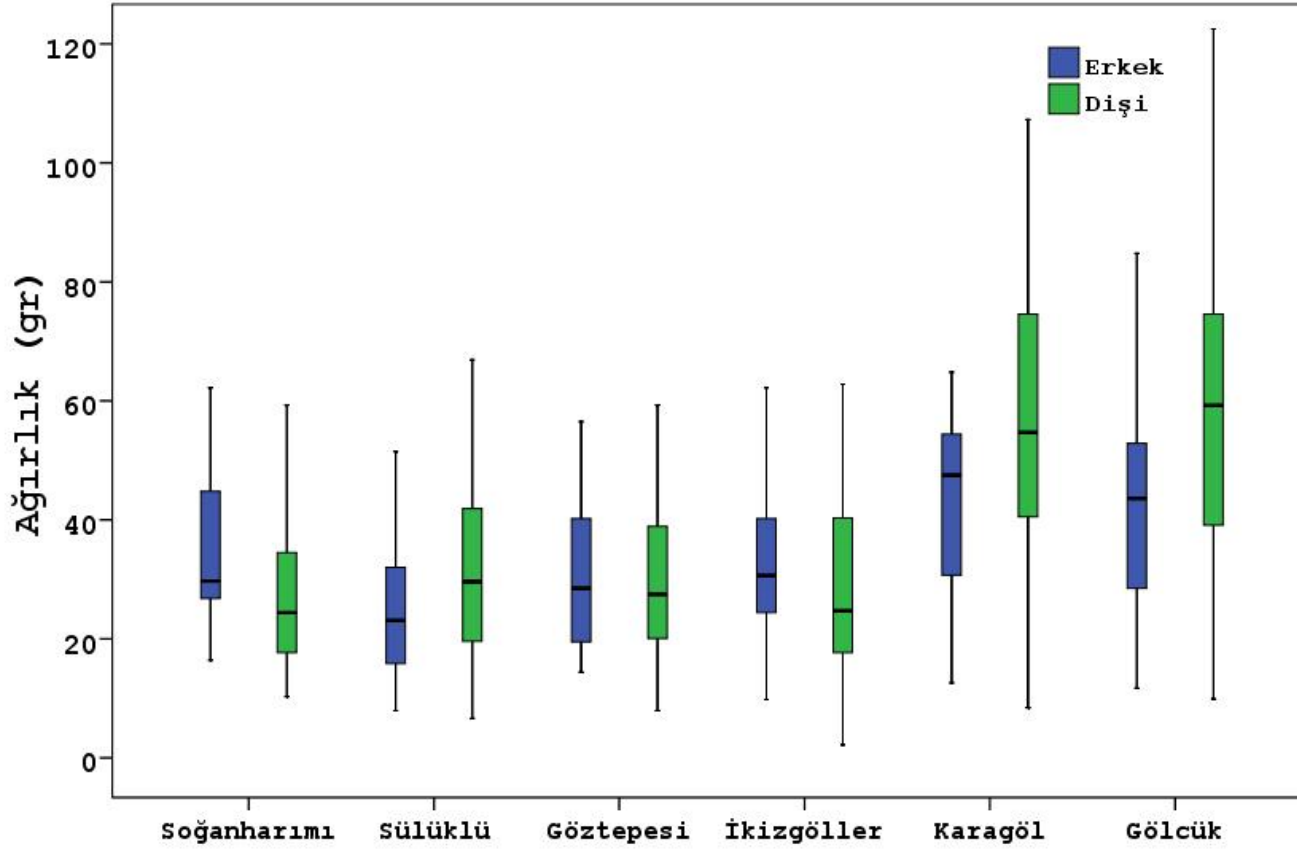
		N	Min	Maks.	Ort.	Std. Sapma	Std. Hata
Soğanha.	Erkek Boy (mm)	28	34,74	83,9	62,86	11,673	2,206
	Erkek Ağ. (gr)	28	16,4	62,2	34,61	12,649	2,390
	Dişi Boy (mm)	25	48,78	90,4	62,42	9,447	1,889
	Dişi Ağ. (gr)	25	10,3	65,4	30,30	17,395	3,479
Sütlüklü	Erkek Boy (mm)	132	40,34	83,44	60,43	9,720	0,846
	Erkek Ağ. (gr)	132	7,9	75,9	24,55	11,604	1,010
	Dişi Boy (mm)	125	40,4	94,89	66,31	12,476	1,116
	Dişi Ağ. (gr)	125	6,6	94,1	32,71	17,398	1,556
Göztepe.	Erkek Boy (mm)	62	34,74	83,35	60,25	11,746	1,492
	Erkek Ağ. (gr)	62	14,4	56,5	31,09	12,306	1,563
	Dişi Boy (mm)	43	42,86	82,82	63,97	8,976	1,369
	Dişi Ağ. (gr)	43	7,9	74,6	30,51	13,630	2,078
İkizgöl.	Erkek Boy (mm)	154	34,74	90	65,38	7,674	0,618
	Erkek Ağ. (gr)	154	9,8	62,2	32,57	10,731	0,865
	Dişi Boy (mm)	101	33,89	92,08	61,73	10,775	1,072
	Dişi Ağ. (gr)	101	2,2	91,7	30,16	18,082	1,799
Karagöl	Erkek Boy (mm)	62	45,5	93,36	73,68	9,927	1,261
	Erkek Ağ. (gr)	62	12,6	93,5	43,64	15,717	1,996
	Dişi Boy (mm)	101	40,58	111,06	80,68	11,349	1,129
	Dişi Ağ. (gr)	102	8,4	172,9	59,79	27,320	2,705
Gölcük	Erkek Boy (mm)	164	45,5	93,37	70,52	9,966	0,778
	Erkek Ağ. (gr)	164	11,7	102,8	41,98	16,967	1,325
	Dişi Boy (mm)	118	41,66	104,01	79,07	11,291	1,039
	Dişi Ağ. (gr)	118	9,9	122,5	58,37	23,288	2,144
Toplam	Erkek Boy (mm)	602	34,74	93,37	65,90	10,727	0,437
	Erkek Ağ. (gr)	602	7,9	102,8	34,46	15,238	0,621
	Dişi Boy (mm)	513	33,89	111,06	70,79	13,746	0,607
	Dişi Ağ. (gr)	514	2,2	172,9	43,17	25,028	1,104

Tüm bireylere ait boy ($F=72,14$; $sd=5$; $p<0,01$) ve ağırlık ($F=68,55$; $sd=5$; $p<0,01$) ölçümleri ile yükseklik parametresi Tek yönlü varyans analizi ile karşılaştırılmış ve istatistiksel açıdan önemli bir fark bulunmuştur. Yükseklikle ortaya çıkan boy ve ağırlık ölçüm farklılıklarını test etmek için basit lineer regresyon analizi uygulanmıştır. Yükseklik ile erkek bireylerin boyu ($n=421$; $r^2=0,67$; $p<0,05$) ve ağırlığı ($n=421$; $r^2=0,81$; $p<0,01$) arasında pozitif bir korelasyon bulunmaktadır. Aynı şekilde dişi

bireylerde de yükseklik-boy ($n=327$; $r^2=0,75$; $p<0,01$) ve yükseklik-ağırlık ($n=327$; $r^2=0,89$; $p<0,01$) arasında da oldukça kuvvetli pozitif bir korelasyon bulunmaktadır. Yükseklikle ilişkili olarak morfolojik veri toplanan lokalitelerde erkek ve dişi bireylerin boy ve ağırlık dağılımları Şekil 3.20 ve Şekil 3.21’de verilmiştir. Buna göre en küçük vücut ölçümleri 500-650 m yüksekliklerde dağılış gösteren Göztepesi, Soğanharımı, İkizgöller ve Sülüklü’de gözlenirken yüksekliği 800 m’den fazla olan Gölçük ve Karagöl gibi habitatlarda vücut ölçümleri daha büyük değerlere sahiptir. Diğer bir deyişle, yükseklik arttıkça *P. bedriagae* türüne ait bireylerin boy ve ağırlıklarında bir artış gözlenmektedir.



Şekil 3.20: *P. bedriagae* türüne ait bireylerin vücut boylarının lokalitelere göre dağılışı. Lokaliteler, denize olan yüksekliği en düşükten en yükseğe doğru sıralanmıştır.



Şekil 3.21: *P. bedriagae* türüne ait erkek bireylerin yükseklikle ağırlıkları arasındaki ilişki. Lokaliteler, denize olan yüksekliği en düşükten en yükseğe doğru sıralanmıştır.

3.6. İzmir İli ve Çevresindeki Lokalitelerde Amfibi Türlerinin Nesillerini Tehdit Eden Faktörler

İzmir ili ve çevresindeki lokalitelerde amfibi türlerinin ve nesillerini tehdit eden toplam 7 temel faktör tespit edilmiştir. Amfibi türlerinin nesillerini tehdit eden bu faktörler genellikle insan kaynaklı faktörler olarak göze çarpmaktadır.

En fazla tespit edilen faktörlerden birincisi amfibi habitatlarının tahrip edilmesi veya modifikasyona uğratılmasıdır. Amfibi habitatlarının tahrip edilmesi veya modifikasyonu Karagöl, Kocaçay, Soğanharımı Göleti ve kısmen Klaros'ta gözlenmiştir. Karagöl'de göl çevresinin hemen hemen yarısının taş duvarla örülmesi ve bir bölümünü kaplayan kamışlıkların rekreasyonel amaçlı kullanıma açılması için birkaç senede bir kesilmesi bu lokalitenin en temel sorunudur. Kocaçay ve Soğanharımı Göleti'nde ise bu iki lokalitenin rekreasyonel amaçlı kullanıma açılması için 2008 amfibi üreme döneminde ağır iş makineleriyle alan düzenlenmesi yapılmıştır (Şekil 3.22). Özellikle Kocaçay'ın her iki kenarı taş duvarlarla örülmüştür. Alan düzenlenmesi esnasında yok edilen hayvanların yanı sıra, örülen taş duvarlar, normal zamanlarında terrestrial olan ve üreme döneminde suya gelen *P. viridis* ve *H. arborea* gibi türlerin habitata ulaşmasını zorlaştıracaktır. Klaros'ta ise Haziran ayından itibaren lokalitenin suyu pancar motorları vasıtasıyla çekilip kazı çalışmaları yapılmaktadır. Dolayısıyla lokalitenin su altı vejetasyonu tahrip edilmektedir. Gölcük'te yerleşim biriminin olduğu bölge taş duvarla örülmüştür.



(A)



(B)

Şekil 3.22: Soğanharımı Göleti’nde habitat tahribi (A) Habitat tahrip edilemeden önce, Nisan 2008; (B) Habitatın Tahrip edildikten sonraki hali, Haziran 2008.

Amfibi türlerinin nesillerini tehdit eden ikinci faktör ise doğal olarak habitatta bulunmayan, ancak, habitata çeşitli nedenlerden dolayı sonradan eklenen yabancı türlerdir. Bu faktörün etkileri Karagöl, İkizgöller, Sülüklü ve Gölcük'te gözlenmiştir. Yabancı tür olarak, Karagöl'de kerevit (*Astacus leptodactylus*) (Şekil 3.23) ve yayın balığı (*Siluris glanis*), Sülüklü Gölü'nde kerevit, İkizgöller ve Gölcük'te yayın balığı sonradan habitatlara eklenen türlerdir. Her iki türde predatör canlı olup, kerevit semenderlerin larva ve erginlerini, anurların ise genellikle larvalarını besin olarak tüketmektedir. Yayın balığı oldukça saldırgan bir tür olup, bulunduğu lokalitede amfibilerin nesillerini tehlikeye sokmaktadır.



Şekil 3.23: Karagöl ve Sülüklü Gölleri'nde gözlenen kerevit (*Astacus leptodactylus*) türü.

Üçüncü faktör ise habitatların yakın çevrelerinde yapılan tarımsal faaliyetlerden kaynaklanan tarım ilacı faktörüdür. Tarım ilaçları amfibi habitatlarına hava ve su yoluyla dolaylı bir şekilde bulaşabileceği gibi kullanılan tarım ilaçlarının şişelerinin ağzı açık bir şekilde habitata atıldığı

gözlemlenmiştir. Diğer yandan tarımsal faaliyetler için gölden pancar motorları ile su alımı özellikle yaz aylarında göl veya göletin su seviyesini düşürmekte ve devamlılığını tehlikeye sokmaktadır. Yakın çevresinde tarım yapılan habitatlar ise, Sülüklü (kiraz ve şeftali), İkizgöller (buğdaygiller), Gölcük (genellikle patates), Barutçu (genellikle pamuk), Gebekirse (genellikle pamuk ve diğer sebzeler), Klaros (meyve ve sebzelikler)'dur (Şekil 3.24). Karagöl'de ise son iki yıl içerisinde organik tarım yapılmakta olup, herhangi bir tarımsal ilacın kullanılmadığı belirtilmiştir.



Şekil 3.24: Sülüklü Gölü'nün yakın çevresinde yapılan tarımsal aktiviteler.

Amfibi habitatlarının aşırı kullanımı, türlerin nesilleri etkileyen dördüncü faktördür. İnsanlar tarafından habitat kullanımı genellikle mesire alanı veya kamp alanı olarak gerçekleşmektedir. Mesire veya kamp alanı olarak kullanılan habitatlarda bölgesel ve zamansal olarak değişen kullanım oranının yanı sıra çöplerin habitata bırakılması ve kamp ateşi yakılması suretiyle de habitata zarar verilmektedir. Aynı zamanda, özellikle insan

yoğunluğunun hafta sonu arttığı lokalitelerde amfibi türlerine ait bireylerin (özellikle *P. bedriagae* türü için) çocuklar tarafından öldürülmeye çalışıldığı tespit edilmiştir. Habitatlarının aşırı kullanımı başlığı altındaki diğer bir faktörde, büyük ve küçükbaş hayvanların amfibi habitatlarında otlatılmasıdır. Yoğun bir şekilde hayvan otlağı olarak kullanılan lokalitelerde, türlerin saklanma ve beslenme habitatları tahrip edilmektedir. Karagöl, İkizgöller, Sülüklü, Gölcük ve Kocaçay habitatları insan kullanımının yoğun olduğu habitatlar olarak belirlenirken İkizgöller, Sülüklü, Soğanharımı, Göztepesi, Göldağ, Sarnıç, Belevi ve Gebekirse habitatlarında hayvan otlatılması gerçekleşmektedir.

Amfibi türlerinin çeşitli nedenlerden dolayı toplanması veya toplatılması beşinci önemli faktördür. *P. bedriagae* türünün yurtdışında besin olarak kullanımından kaynaklanan toplatılma, özellikle semender türlerinin akvaryum canlısı olarak toplatılması ve amfibi türlerine ait fazla sayıda bireyin araştırma ve öğrenci laboratuvarlarında deney hayvanı olarak kullanılması amfibi türlerinin nesillerini tehlikeye sokan nedenlerdir.

Amfibi türlerinin karşılaştığı bir diğer önemli sorunda üreme dönemlerinde üreme alanlarına yapılan göçler esnasında yollarda meydana gelen ölümlerdir (Şekil 3.25). Üremek amaçlı sulak alana göç eden amfibi türleri özellikle yağışlı havalarda veya hemen sonrasında ve yoğun araç trafiği nedeniyle yollarda telef olmaktadır. Bu faktöre Belevi, Gebekirse, Barutçu, Klaros, Kocaçay ve Gölcük lokalitelerinde rastlanılmıştır.



(A)



(B)

Şekil 3.25: Sulak alana göç esnasında meydana gelen kazalarda amfibi ölümleri; (A) *B. bufo*, (B) *H. arborea*.

Diğer bir faktör ise iklim değişimleridir. Özellikle üreme dönemlerinin kurak geçmesi amfibi habitatlarındaki su miktarının hızla

azalmasına veya tamamen kurumasına neden olmaktadır. Örneğin Sarnıç ve Soğanharımı Göletleri 2007 üreme döneminde tamamen kurumuştur. Kocaçay'da ise bazı bölgeler üreme döneminin sonlarına doğru hızlı bir şekilde kurumuş dolayısıyla çok fazla sayıda larva ve yumurta ölmüştür (Şekil 3.26).



(A)



(B)

Şekil 3.26: Suların beklenen zamandan önce çekilmesi sonucu telef olması mutlak görülen *P. viridis* yumurtaları (A) ve bu yumurtaların yakından görünümü (B).

4.TARTIŞMA

Daha önceki yıllarda yapılan çalışmalarda Ege Bölgesi'nde 8 amfibi türünün yaşadığı tespit edilmiştir (Baran ve Atatür, 1998; Çaydam, 1974; Kumlutaş vd., 2000, 2004; Başoğlu vd., 1994). Bizim çalışmamızda ise arazi çalışmaları esnasında 5'i anur, 2'si urodel olmak üzere toplam 7 tür tespit edilmiştir. Literatürde geçen ancak, tespit edilemeyen tek tür, toprak kurbağası (*Pelobates syriacus* Boettger, 1889)'dır. Bu tür genellikle toprak altında yaşaması, kısa bir üreme periyoduna sahip olması veya bu bölge için nadir tür olması gibi nedenlerden dolayı çalışma alanı içerisinde yer alan habitatlarda tespit edilememiştir.

4.1. Türlerin İşgal Ettikleri Habitat Oranları ve Bulma Olasılıkları

Program PRESENCE ile türlerin işgal ettikleri alan hesaplamaları henüz amfibiler için kullanılan çok yeni bir yöntemdir. Bu program, hedef türü bulma olasılığının bir'den (<1) küçük olduğu ya da türlerin habitatteki varlığının hatalı bir şekilde tespit edildiği durumlarda işgal edilen alan oranlarını hesaplamaktadır (MacKenzie et al., 2002; MacKenzie et al., 2003). Program PRESENCE, amfibiler üzerinde ilk kez 2005 yılında denenmiştir. Son birkaç sene içerisinde farklı amfibi türlerinin işgal ettikleri alan oranları ve bulma olasılıkları bu program ile analiz edilmiştir (Muths et al., 2005; Pellet and Schmidt, 2005; Pellet et al., 2007b; Schmidt and Pellet, 2005; Smith et al., 2006).

İşgal edilen alan oranı ve işgal edilen alanların ham oranı değerleri hedef bir türün çalışma yapılan alanlarda bulma olasılığı değeri ile ilgilidir. Her bir tür için bulma olasılıkları hesaplanırken, tüm türler için çevresel faktörlerin değişken olduğu model, en uygun model olarak saptanmıştır.

Ancak, *R. macrocnemis* türü hariç tüm türlerde analizler memnun edici sonuçlar vermiştir. *R. macrocnemis* türünde ise çalışma alanındaki işgal ettiği alan oranının düşük olması (3 habitat) elde edilen sonuçların güvenilirliğini düşürmektedir. Yine de *R. macrocnemis* türüne ait sonuçlar bilgilendirme amaçlı olarak verilmiştir.

Çalışma alanında türlerin işgal edilen alan oranı ve işgal edilen alanların ham oranı değerleri türden türe varyasyon göstermektedir. Türler arasındaki işgal edilen alan oranı ve işgal edilen alanların ham oranı değerlerinin varyasyonu, çalışma alanındaki türlerin populasyon sayısı hakkında bilgiler vermektedir. Buna göre *P. bedriagae* türü çalışma yapılan toplam 41 habitatın % 90'ında (38 habitat) bulunmasından dolayı çalışma yapılan bölge için yaygın bir tür olduğu saptanmıştır. *H. arborea*, *P. viridis* ve *B. bufo* türleri ise çalışma alanlarının yaklaşık olarak % 50'sinde tespit edilmiştir. *L. vulgaris*, *T. karelinii* ve *R. macrocnemis* türleri ise çalışma alanlarının % 30 veya daha azında bulunmasından dolayı, bu bölge için nadir türler olarak adlandırılabilir. Günümüze kadar araştırma konusunu oluşturan türlerden sadece *H. arborea* için benzer bir çalışma Batı İsviçre'de yürütülmüştür (Pellet and Schmitz, 2005). Söz konusu çalışmada 27 habitat incelenmiş ve işgal edilen alanların ham oranı 0,667, ortalama işgal edilen alan oranı ise $0,726 \pm 0,099$ olarak hesaplanmıştır.

Türlerin kendi içerisindeki işgal edilen alan oranı ve işgal edilen alanların ham oranı değerlerine bakıldığında, bu iki değer *P. bedriagae*, *H. arborea*, *T. karelinii* ve *L. vulgaris* türlerinde aynı iken, *R. macrocnemis*, *P. viridis* ve *B. bufo* türlerinde küçük varyasyonlar gösterdiği saptanmıştır (Çizelge 3.3). Bu varyasyonlar, örneklem zamanındaki değişken çevre koşullarından kaynaklanmaktadır. Örneğin herhangi bir arazi çalışması esnasında olumsuz hava koşulları (su sıcaklığının düşük veya yüksek olması, havanın rüzgarlı veya yağışlı olması gibi) çalışma yapılan türün

hedef lokalitede bulunmasına rağmen tespit edilmesini engellemektedir. Bu sorunun çözülmesi için çalışma yapılan lokalitelerde örneklem sayısının artırılması veya örneklem zamanlarını hedef türü bulma olasılığının yüksek olduğu çevresel koşullara göre ayarlamak gerekir. Ancak birden fazla türün aynı örneklem dönemlerinde gözlemlendiği ve/veya önceden belirlenen zaman dilimlerinde (haftalık ve aylık periyotlar gibi) gözlemlenmesinin yapıldığı çalışmalarda bu tip problemler kaçınılmazdır. Çalışmalarımız süresince, örneklem sayısının optimal değerlerde olabilmesi için, arazi araştırmalarımız 3 yıl boyunca belirli periyotlarda gerçekleştirilmiştir.

Hedef bir türün işgal ettiği alan oranı ve bulma olasılığı değerleri hedef bir türün habitatta tespit edilebilmesi için gerekli minimum örneklem sayısını da vermektedir. Bu değerler göz önüne alındığında, MacKenzie and Royle (2007) tarafından tasarlanan çizelgeye göre her bir tür için yapılması gerekli örneklem sayısının *P. bedriagae*, *H. arborea*, *R. macrocnemis*, *L. vulgaris* ve *T. karelinii* türleri için yeterli olduğu saptanmıştır. Fakat, *P. viridis* ve *B. bufo* türleri için yıl içinde en az 2 örneklem çalışmasına gereksinim vardır. Dolayısıyla bu iki türün işgal ettiği alan oranlarını ve bulma olasılıklarını % 95’lik güven aralığında tespit edebilmek için yıl içerisinde minimum 5 örneklem çalışmasına gereksinim vardır. Benzer bir çalışma Pellet et al., (2007b) tarafından, kuş, kelebek ve amfibilerden oluşan toplam 10 tür üzerinde gerçekleştirilmiştir. Söz konusu çalışmada amfibi türleri için gerekli örneklem sayıları 3-6 arasında değişmektedir. Pellet and Schmidt (2005) tarafından yapılan başka bir çalışmada, bir türün habitattaki varlığının % 95’lik bir güven aralığında ispat edilebilmesi için *H. arborea* türünde ortalama 13°C’de minimum 3 örneklem, *Bufo calamita* türünde ise minimum 6 örneklem çalışmasının yapılmasının gerekli olduğu belirtilmiştir.

Amfibiler aktif periyotları boyunca ortama ait sıcaklık değerleri ile yüksek korelasyon göstermektedir (Duelman and Trueb, 1994). Diğer taraftan, amfibilerin üreme aktivitelerinin, genellikle sıcaklık ve yağış miktarı gibi iklimatik faktörlere bağlı olduğu belirtilmiştir (Blankenhorn, 1972; Collins and Wilbur, 1979; Cree, 1989; Fukuyama and Kusano, 1992). Program PRESENCE ile uygun habitat modellerinin belirlenmesinin yanı sıra, türleri bulma olasılığı ve hangi faktörlerin bulma olasılığını etkilediği saptanabilir. Araştırmalarımızda bulma olasılığı değerleri ile örneklem zamanındaki su sıcaklığı *P. bedriagae* ve *R. macrocnemis* türleri için istatistiksel açıdan önemli pozitif bir ilişki gösterdiği, diğer türler için ise negatif ilişki gösterdiği saptanmıştır. *P. bedriagae* ve *R. macrocnemis* türleri üreme dönemi başlangıcında habitata gelen ve Ekim-Kasım aylarına kadar ortamda kalan türlerdir. Diğer türler ise üreme ve larval dönem haricinde sucul ortamda bulunmayan terrestrial amfibilerdir. Yapılan bu çalışmada en yüksek bulma olasılığı, *P. bedriagae* için 16°C ve üzeri; *H. arborea* türü için 9-13°C; *P. viridis* türü için ortalama 8-12°C; *B. bufo* türü için 7-13°C; *L. vulgaris* ve *T. karelinii* türleri için ise 8-13°C arasındaki su sıcaklıklarında; *R. macrocnemis* türü için, 17°C ve daha yüksek sıcaklıklarında gerçekleşmiştir.

Bunlara ek olarak, program PRESENCE ile elde edilen bulma olasılığı değerleri ve bu değerlerin elde edildiği arazi çalışmalarının tarihleri göz önüne alındığında, ileride yapılacak çalışmalar için, türlerin gözlemlenmesinde en uygun zaman dilimini belirlemek mümkündür. Örneğin, *Hyla femoralis*, *Rana grylio*, *R. sphenoccephala* ve *R. virgatipes* türleri için en uygun örneklem zamanlarının ilkbahar ve yaz ayları olduğu belirtilmiştir (Smith et al., 2006). Yaptığımız araştırmalar amfibilerin üreme dönemlerini kapsamaktadır. Dolayısıyla Ocak-Temmuz ayları arasında sınırlandırılmıştır.. Bu nedenle, başta *R. macrocnemis* ve *P. bedriagae*

olmak üzere araştırma konusunu oluşturan türlerin Ağustos-Aralık aylarına ait aktiviteleri hakkında bilgileri içermemektedir. *P. bedriagae* türüne ait bireyler Şubat ayı sonlarından itibaren işgal ettikleri habitatlarda gözlenebilmektedirler. En yüksek bulma olasılığı ise Mayıs-Temmuz ayları arasındaki zaman dilimindedir. *H. arborea* türü Şubat-Mayıs ayları arasında işgal ettiği habitatlarda görülebilir. Bu tür için en yüksek bulma olasılığı ise Mart ayındadır. *P. viridis* türü Ocak-Haziran aylarında, *B. bufo* türü ise Ocak-Mayıs aylarında habitatta gözlenebilir. Bu iki tür için en yüksek bulma olasılığı ise Şubat-Mart aylarındadır. *R. macrocnemis* türü Nisan ayı sonlarından itibaren gözlemlenebilir ve en yüksek bulma olasılığı ise Haziran-Temmuz aylarındadır. *L. vulgaris* ve *T. karelinii* türleri ise ortamda Şubat-Mayıs aylarında gözlenebilir. Bu iki türün en yüksek bulma olasılığı ise Mart-Nisan ayları olarak belirlenmiştir.

4.2. Habitatların Ekolojik Özelliklerinin Amfibiler Üzerindeki Etkileri

Amfibi türlerinin sucul habitatlarda meydana gelen değişimlere karşı oldukça hassas olmaları nedeniyle su rengi, bulanıklık, pH, su sürekliliği, yabancı (özellikle predatör olanlar) canlı varlığı, çevredeki bitki örtüsü ve yoğunluğu gibi değişkenler üreme alanı seçimini doğrudan veya dolaylı olarak etkileyebilir (Evans et al., 1996; Gascon, 1991; Spieler and Linsenmair, 1997; Welsh and Ollivier, 1998; Werner and Glennemeier, 1999). Hatta, sucul habitatlardaki kirletici maddelerin artışı bazı türlerin azalmasına ya da yok olmasına neden olabilir (Carey and Bryant, 1995). Amfibilerin korunabilmesi için öncelikle üreme habitatları ve yakın çevrelerinin korunması gerekmektedir (Dodd and Cade, 1998; Semlitsch et al., 1996; Semlitsch, 1998). Fakat koruma çalışmalarına başlamadan önce,

üreme veya kışlama habitatlarında amfibi tür zenginliğinin ortaya konulması ve türlerin habitatteki varlığına etki eden ekolojik değişkenlerin bilinmesi gerekmektedir. Bu nedenle son zamanlarda ekolojik değişkenler ile amfibi tür zenginliği ve türlerin üreme alanı seçimi arasındaki ilişkileri araştıran çalışmalarda dikkate değer bir artış gerçekleşmiştir (Eigenbrod et al., 2008; Ensabella et al., 2003; Gagne and Fahrig, 2007; Hecnar and M'Cloaskey 1996, 1998; Lips et al., 2001; Loman and Lardner, 2006; Manenti et. al., 2009; Pavignano et al., 1990; Pellet et al., 2004; Skei et al., 2006; Vos and Stumpel, 1996; Welsh and Olliver, 1998; Werner et al., 2007).

Ekoloji ve koruma biyolojisi çalışan bilim insanları için tür zenginliğini, türlerin dağılışını, populasyon sayılarını ve büyüklüklerini, ekolojik adaptasyonlarını, doğal seleksiyonlarını, genetik yapılarını ve evrimlerini anlamak büyük önem taşımaktadır (Scott et al., 2002). Bu konularda elde edilen bilgiler birçok biyolojik problemlerin çözülmesinde kullanılmaktadır (Bailey, 1951). Amfibilerin yaşam döngülerinin ve çevre ile olan ilişkilerinin daha iyi anlaşılabilmesi için iyi tasarlanmış uzun vadeli gözlem çalışmalarına ihtiyaç vardır.

4.2.1. Ekolojik Verilerin Kendi Aralarındaki Etkileşimleri

T.C. Çevre Bakanlığı 2872 sayılı Çevre Kanunu'na ek olarak hazırlanan Su Kirliliği Kontrolü Yönetmeliği (SKKY) ve Klee (1991)'ye göre Sülüklü ve Belevi Gölleri hariç araştırma konumuzu oluşturan diğer 12 lokalite, az kirlenmiş su niteliğindedir. Dolayısıyla bu sular, ileri ve uygun bir arıtma ile içme suyu temini, rekreasyonel amaçlar, ve sulama suyu olarak kullanılabilen sulardır. Belevi ve Sülüklü Gölleri SKKY'ne göre Sınıf III'e dahil olan sulardır. Yani, bu sular uygun bir arıtmadan sonra, kaliteli su

kullanımını gerektirmeyen endüstriyel aktiviteler için kullanılır. Klee (1991)'ye göre ise Sülüklü Gölü Sınıf I-II, Belevi Gölü Sınıf II-III'e dahildir. Bu iki gölün su kalitesinin düşük çıkması, yakın çevresinde yoğun tarımsal aktivitelerin gerçekleştirilmesi ve özellikle Belevi Gölü'nün yakın çevresinde karayolu ve otoban bulunmasından kaynaklanmaktadır. Bozdağ lokalitesindeki sular ise çalışma alanı içerisindeki en kaliteli sulardır. Çünkü bu sular bahar ve yaz aylarında karların erimesi sonucu oluşmaktadır.

Korelasyon analizi sonuçlarına göre, toplanan ekolojik veriler arasında pozitif veya negatif ilişkilerin olduğu belirlenmiştir. Bölgesel habitat değişkenlerine bakıldığında habitat tipi değiştiğinde (örneğin göl) derinlikte değişmekte, artan derinlikle birlikte habitatteki su varlığı da devamlı olmaktadır. Aynı zamanda, bu tip lokalitelerde yabancı tür ve balıkların varlığı pozitif ilişki göstermektedir. Diğer yandan, su derinliği yüksek ve devamlı su bulunan habitatların yakınlarında çoğunlukla tarımsal aktiviteler gerçekleştirilmektedir. Ayrıca, habitatta suyun devamlı olarak bulunması durumunda vejetasyon oranı artmakta ve dolayısıyla su altı vejetasyonu ve emergent vejetasyon yapısı doğru orantılı olarak gelişmektedir. Fakat, yükseklik ile habitatta kamış bulunması negatif korelasyon göstermekte, yüksekliğe çıktıkça sulak alandaki kamış varlığı sonlanmaktadır.

Suyun kimyasal değişkenleri arasındaki korelasyon sonuçlarına bakıldığında, sudaki çözünmüş oksijen miktarı organik madde, bulanıklık ve renk değişkenleri ile negatif korelasyon göstermektedir. Başka bir deyişle, sudaki çözünmüş oksijen miktarının artması, organik madde miktarının, bulanıklık ve renk değerlerinin azalmasına neden olmaktadır. Diğer yandan, organik madde miktarı renk ve bulanıklık değerleri ile pozitif ilişki göstermektedir. Diğer bir negatif ilişki varyasyonu ise nitrit, nitrat ve amonyum çiftleri arasındadır. Bu üç değişken nitrojen bileşikleri olarak

adlandırılmakta ve ortamda birinin artışı, diğer değişkenlerin azalmasına neden olmaktadır. Önemli pozitif ilişki varyasyonu ise magnezyum, kalsiyum, toplam sertlik, tuzluluk ve iletkenlik değişkenleri arasında gözlenmektedir. Sudaki magnezyum ve kalsiyum miktarının artışı ile toplam sertlik artmakta, sert sulara ise iletkenlik değişkeninin değeri yüksek çıkmaktadır. Benzer şekilde, iletkenlik ve tuzluluk değişkenleri güçlü bir şekilde pozitif ilişki göstermekte, yani tuzluluk değeri yüksek olan suların iletkenlik değerleri de yüksek olmaktadır. Ayrıca, demir-mangan, mangan-toplam sertlik, mangan-iletkenlik, mangan-tuzluluk, klor-toplam sertlik, klor- iletkenlik, klor- tuzluluk arasında ilişkiler saptanmıştır.

4.2.2. Habitatların Ekolojik Özelliklerinin Tür Zenginliğine Etkisi

Yapılan bu çalışmada, amfibi tür zenginliğini etkileyen tanımlayıcı ekolojik faktörler araştırıldığında, korelasyon analiz sonuçları, suyun kimyasal değişkenlerinden demir konsantrasyonu ile amfibi tür zenginliği arasında negatif bir ilişki olduğu saptanmıştır. Çok yönlü regresyon analiz sonuçları, korelasyon analiz sonuçları ile uyum göstermiş ve bu çalışmada elde edilen çok yönlü regresyon analiz sonuçlarına göre, yüksek konsantrasyondaki demir miktarı, çalışma yapılan habitatlarda amfibi tür çeşitliğini etkileyen tanımlayıcı ekolojik faktör olarak belirlenmiştir.

Daha önceki yıllarda suyun kimyasal değişkenleri ile yapılan çalışmalar, elde edilen sonuçlara benzer niteliktedir. Hecnar and M'Cloaskey (1996) suyun kimyasal değişkenlerinin amfibi tür zenginliği üzerinde küçük bir rol oynadığını ve bu değişkenlerin bazı türlerin habitatındaki varlığı veya yokluğu arasında bir ayırım yapılmasında yardımcı olabileceğini ileri sürmüştür. Diğer bir çalışmada, 203 amfibi habitatı incelenmiş ve amfibilerin bulunup bulunmadığı habitatlardaki tanımlayıcı

ekolojik faktörlerin seçiminde, suyun kimyasal değişkenlerinin habitat tipi ve habitatın çevresel özelliklerine göre daha az önemli olduğu saptanmıştır (Beebee, 1985). *Rana esculenta* ve *R. lessonae* larvalarının dağılışı ve hayatta kalma oranlarının araştırıldığı başka bir çalışmada ise yeni inşa edilmiş yapay habitatlarda sıcaklık ve suyun kimyasal özelliklerinin, predatör canlılara göre etkisinin daha fazla olduğu belirlenmiştir (Thurnheer and Reyer, 2001). Yapılan bu çalışmada ise suyun kimyasal değişkenlerini içeren 14 bağımsız değişken arasından sadece demir konsantrasyonunun amfibi tür zenginliğini etkilemesi; doğal koşullar altında (suyun kimyasal yapısına çevresel müdahalenin yapılmadığı ve herhangi bir atık/toksik maddenin karıştırılmadığı) kimyasal değişkenlerin amfibi tür zenginliği üzerine küçük bir etkisinin olduğu sonucunu ortaya koymaktadır.

Suyun kimyasal değişkenlerine ek olarak, amfibi tür zenginliği ile habitatın yakın çevresinde orman varlığı, çimen varlığı, çalı formu varlığı, vejetasyon oranı, sualtı vejetasyonu ve emergent vejetasyon varlığı değişkenleri pozitif korelasyon göstermektedir. Yükseklik ile amfibi tür zenginliği arasında negatif bir ilişki saptanmıştır. Çok yönlü regresyon analiz sonuçları korelasyon gösteren bu değişkenlerden çimen, çalı formu ve yüksekliğin amfibi tür zenginliğini etkileyen tanımlayıcı ekolojik faktörler olduğunu göstermektedir. Çok yönlü regresyon ve Pearson korelasyon analiz sonuçları, türlerin vertikal dağılışlarının Baran ve Atatür (1998) ve Başoğlu vd. (1994)'de belirtilen limitler dahilinde olsa bile, yüksekliğe çıktıkça amfibi tür zenginliğinde azalma olduğunu göstermektedir. Örneğin bir habitatta mevcut en fazla tür sayısı (5 tür) maksimum 800 m yüksekliğe kadar olan habitatlarda (İkizgöller, Klaros, Sülüklü) tespit edilmiştir. Halbuki, yüksekliği yaklaşık 1500 m olan Bozdağ habitatlarında ise sadece 2 tür (*R. macrocnemis* ve *B. bufo*) yaşamaktadır.

Habitatın yakın çevresindeki çimen, sadece üremek için sulak alana gelen ve üreme dönemi dışında sulak alanın yakın çevresinde ikamet eden türler için iyi bir beslenme ve predatör canlılardan korunma alanıdır. Ayrıca çimen üreme alanı ile kışlama alanları arasında iyi bir koridor görevi yapmaktadır. Bunun yanında, habitatın çevresinde çimen varlığı ile habitatlardaki su sürekliliği, çalı formu varlığı, vejetasyon oranı, sualtı vejetasyonu ve emergent vejetasyon varlığı arasında pozitif korelasyon saptanmıştır. Dolayısıyla elde edilen sonuçlar habitattaki vejetasyon yapısı ile ilgili olup, bol vejetasyonlu ortamlarda amfibi tür zenginliğinin arttığı gözlenmektedir. Örneğin Sülüklü, Klaros ve İkizgöller gibi bol vejetasyon yapısına sahip lokalitelerde tür sayısı diğer lokalitelerden daha fazladır.

Werner et al. (2007) 37 tatlı su habitatında, amfibi topluluklarının yoğun orman bitki örtüsü, küçük ve kısa hidroperiod'lu alanlarda yuvalandığını ve bu faktörlerin amfibi tür zenginliğine etki ettiğini belirtmiştir. Hecnar and M'Cloaskey (1998) dört farklı bölgede amfibi tür zenginliğine etki eden faktörleri araştırmış ve bu faktörlerin bölgeler arasında farklılık gösterdiğini saptamıştır. Yine aynı çalışma, lokal ve bölgesel olarak başta ağaçlık alan ve emergent vejetasyonun varlığı olmak üzere değişkenlerin bir kombinasyonunun, amfibi tür zenginliğini etkilediğini saptamıştır. Hollanda'da 71 habitatta gerçekleştirilen bir çalışmada ise ağaçlık alana olan uzaklık, habitatın yaşı ve habitatın büyüklüğünün amfibi tür zenginliği ile pozitif ilişki gösterdiği belirtilmiştir (Laan and Verboom, 1990). Ayrıca, Washington'daki 19 sulak alanı kapsayan bir araştırmada ise suyun akış hızı, ortalama dalgalanma seviyesi yüksekliği ve kentleşmenin amfibi tür zenginliği üzerine negatif etkisinin olduğu bulunmuştur (Richter and Azous, 1995).

Predatör balık varlığının amfibi tür zenginliğine güçlü bir negatif etkisi olduğu bildirilse de (Werner et al., 2007) bu çalışmada yabancı

tür/balık varlığı ile tür zenginliği arasındaki korelasyon katsayıları negatif olmasına rağmen, istatistiksel açıdan önemli bulunmamıştır ($p>0,05$).

4.2.3. Ekolojik Özelliklerin Türlerin Habitattaki Varlığına Etkisi

Ekolojik değişkenlerin amfibi türleri üzerine olan etkisinin, türler arasında varyasyon gösterdiği gözlenmektedir. Bu nedenle simpatrik olarak dağılış gösteren *L. vulgaris* ve *T. karelinii* türleri hariç her bir türün değerlendirilmesi tek tek yapılmıştır. Bu çalışmada her ne kadar pH, amonyum, nitrit, nitrat ve tuzluluk gibi değişkenlerin amfibi türleri üzerine etkisi istatistiksel bakımdan önemli çıkmasada, mevcut literatürler ışığında, bu değişkenlerin amfibi populasyonlarına etkisi tescil edilmiştir. Örneğin, daha önceki yıllarda yapılan çalışmalarda pH'nın amfibi populasyonları ile negatif bir ilişki gösterdiği belirtilmiştir (Blaustein et al., 2003; Horne and Dunson, 1995). Ancak, su örneği toplanan habitatlarda en az 2 amfibi türünün yaşadığı ve pH değerlerinin yakın aralıklarda olması nedeniyle (ort=7,8; min= 7,0; maks=9,6) çalışma yapılan türlerin hiç birinde pH değişkeni istatistiksel açıdan önemli çıkmamıştır.

Ayrıca, tarım ve endüstride kullanılan çoğu kimyasal ürünün sucul ekosistemlere zarar verdiği bilinmektedir. Örneğin, tarımsal alanlardaki su yüzeyinde nitrat konsantrasyonunun artması, bu sulara yaşayan veya herhangi bir nedenle bu suyu kullanan balık, amfibi, reptil ve hatta insanlarda zararlı etkiler görülmesine neden olmaktadır. Sudaki nitrojen kirliliği, sucul ekosistemlerde primer üreticilerin ve mikrobiyal kommunitelerin artmasına neden olabilir (Carpenter et al., 1998; Fenn et al., 2003). Özellikle amfibiler üzerinde toksik bir etki gösteren nitrat ve diğer nitrojen bileşikleri yüksek konsantrasyonlara ulaştığında amfibi türlerinin azalmasına neden olmaktadır (Marco et al., 1999). Nitrat

konsantrasyonu ve diğer bileşiklerinin negatif etkisi türden türe (Hecnar, 1995) ve hatta aynı türün farklı populasyonlarında bile değişkenlik gösterebilir (Johansson et al., 2000).

İstatistiksel bakımdan önemli çıkmayan bir diğer değişken ise tuzluluktur. Sulak alanlardaki tuz konsantrasyonunun artması, tatlı su biyoçeşitliliği üzerine büyük bir problem oluşturmaktadır. Smith et al., (2007), tatlı su ekosisteminde en fazla amfibi türünün % 6'lık deniz suyu konsantrasyonunda bulunduğunu ve konsantrasyonun artışıyla birlikte tür sayısının hızlı bir şekilde düştüğünü belirtmiştir. Diğer yandan, yüksek tuz konsantrasyonları, *Buergeria japonica* türünün yumurtalarındaki yavru çıkış başarısını negatif bir şekilde etkilemiştir (Haramura, 2007). *P. viridis* larvalarının ise % 15'lik deniz suyu konsantrasyonuna kadar hayatta kaldığı belirtilmiştir (Duellman and Trueb, 1994).

4.2.3.1. *L. vulgaris* ve *T. karelinii* Türlerinin Habitattaki Varlığını Etkileyen Ekolojik Faktörler

Karasal olan *L. vulgaris* ve *T. karelinii* türleri üreme zamanlarında durgun veya az akan suları tercih etmektedir. Tek yönlü varyans analizi sonuçları; balık, yabancı tür, suyun sürekli olması, çimen, su altı vejetasyon, emergent vejetasyon, vejetasyon oranı ve renk değişkenlerinin bu iki türün habitattaki varlığı veya yokluğu bakımından önemli olduğunu saptamıştır. Lojistik regresyon sonuçları ise tek yönlü varyans analizi sonuçları ile uyum göstermiş ve istatistiksel açıdan önemli olan bu değişkenlerden balık, emergent vejetasyon ve su rengi değişkenlerini tanımlayıcı ekolojik faktör olarak saptamıştır.

Elde edilen bu sonuçlar, her iki türün üreme habitat seçimini dikkatli bir şekilde yaptığını göstermektedir. Tanımlayıcı ekolojik faktör olarak saptanan su rengi değişkeni her ne kadar amfibilerin yaşam döngülerinde

doğrudan etkileyici bir faktör olmasa da bu iki tür daha az renk değerine sahip habitatları tercih etmektedirler. Dolayısıyla bu iki tür bulanık suları tercih etmemektedirler. Son zamanlarda tatlı su ekosistemlerinde yabancı tür ve/veya predatör balık varlığının küresel bir sorun haline dönüştüğü gözlenmektedir. Bu nedenle, birçok çalışmada, amfibi habitatında yabancı tür ve predator balık varlığının predasyon, rekabet ve yerli türlerin azalması üzerindeki rolleri ortaya koyulmuştur (Gillespie, 2001; Goodsell and Kats, 1999; Kats and Ferrer, 2003; Lawler et al., 1999; Manchester and Bullock, 2000; Moore et al., 2004). Diğer tanımlayıcı ekolojik faktörün emergent vejetasyon olması ve bu faktörün çimen, sualtı vejetasyon ve vejetasyon oranı ile pozitif korelasyon göstermesi bu iki türün bol bitki örtüsüne sahip habitatları üreme alanı olarak seçtiğinin göstergesidir. Bol bitki örtüsü *L. vulgaris* ve *T. karelinii* türleri için iyi bir üreme ve beslenme alanı olduğu kadar predatör canlılardan saklanmak için de iyi bir barınaktır (Giacoma, 1988). Benzer şekilde Pavignano et al. (1990), kuzeybatı İtalya'da gerçekleştirdiği *L. vulgaris* ve *T. cristatus* türlerini de kapsayan bir çalışmada, bu iki türün bol bitki örtüsüne sahip habitatlarda bulunduğunu belirtmiştir. Ayrıca bu çalışmada, suyun kimyasal değişkeni olarak sadece pH ve toplam sertlik değişkenlerinin etkisi araştırılmış ve bu iki parametrenin *L. vulgaris* türünün habitatteki varlığını etkilemediğini saptamıştır. *L. vulgaris* türünü kapsayan diğer bir çalışmada, Skei et al. (2006) tarafından Norveç'te gerçekleştirilmiştir. Bu çalışmada *L. vulgaris* türünün habitatteki varlığını, pH, yükseklik ve iyon konsantrasyonunun (konvex ilişki) etkilediği saptanırken, balık varlığı, bitki örtüsü ve ormana olan uzaklığın türün habitatteki varlığı üzerine herhangi bir etkisi olmadığı sonucuna ulaşılmıştır.

Hem biyocoğrafik yapının benzer olması hem de elde edilen sonuçlar, Ege Bölgesi'nde yaşayan *L. vulgaris* ve *T. karelinii* türlerinin habitat seçimlerinin İtalya popülasyonuna daha yakın olduğunu göstermektedir.

4.2.3.2. *B. bufo* Türünün Habitattaki Varlığını Etkileyen Ekolojik Faktörler

Karasal olan *B. bufo*, sadece üremek amacıyla sucul ortamlara gelmektedir. Tek yönlü varyans analiz sonuçlarına göre balık varlığı, habitat tipi, renk ve su sürekliliği değişkenlerinin *B. bufo* türünün üreme habitatlarındaki varlığını etkileyen istatistiksel bakımdan önemli değişkenlerdir. Lojistik regresyon sonuçları ise bu değişkenlerden habitat tipi, renk ve su sürekliliği değişkenlerinin tanımlayıcı ekolojik faktör olduğunu belirlemiştir.

B. bufo türü, çalışma yapılan *L. vulgaris* ve *T. karelinii* türleri gibi üreme alanı olarak daha az renk katsayısına sahip suları tercih etmektedir. Bu türün üreme alanı seçiminde dikkat ettiği bir diğer nokta ise habitat tipi ve habitattaki su sürekliliğidir. Her iki değişken de bu türün habitattaki varlığı üzerine negatif bir etkiye sahiptir. Bu türün üremesi genellikle gölet, havuz ve bazen de sığ sularda gerçekleşmektedir (Başoğlu vd., 1994). Ancak, çalışma yapılan habitatlarda bu türe, genellikle yıl boyunca veya en azından üreme dönemi sonuna kadar devamlı su bulunduran, göl ve gölet tipi üreme habitatlarının çok derin olmayan kıyı bölgelerinde rastlanmıştır.

Hartel et al. (2008) yaptığı bir çalışmada *B. bufo* türüne ait ergin birey sayısı ile çevresel faktörlerden orman bitki örtüsünün oranı, yakın çevrede yol bulunması, yeşil (çimen/otlak) alanın bulunması ve predatör balık varlığının ilişkili olduğu sonucuna ulaşmıştır. Aynı çalışmada ortaya çıkarılan bir başka sonuç ise *B. bufo* türünün sulak alan seçiminde sucul

vejetasyon varlığı, sığ suların varlığı ve predatör balık varlığı gibi değişkenlerin önemli belirleyici faktörler olduğudur. Diğer taraftan *B. Bufo* ile ilgili diğer çalışmalarda, türün *P. viridis*'e göre daha derin sularda yaşadığı (Ildos and Ancona, 1994), daha düşük sıcaklıklara toleranslı olduğu (Babik and Rafinski, 2001) ve predatör balık bulunan sonradan yapılmış sucul ortamlarda bile yaşadığı saptanmıştır (Griffiths, 1997).

4.2.3.3. *P. viridis* Türünün Habitattaki Varlığını Etkileyen Ekolojik Faktörler

B. bufo gibi karasal olan *P. viridis* türü de sadece üremek amacıyla sucul ortamlara gelmektedir. Tek yönlü varyans analiz sonuçları *P. viridis* türünün üreme habitatlarındaki varlığını; habitatta çalı formunun bulunması, yükseklik, mangan, toplam sertlik ve iletkenlik değişkenlerinin istatistiksel bakımdan önemli derecede etkilediğini göstermiştir. Lojistik regresyon sonuçları ise bu değişkenlerden çalı formu varlığı, yükseklik ve toplam sertlik değişkenlerinin tanımlayıcı ekolojik faktör olduğunu göstermektedir.

Çok geniş bir dağılış alanına sahip *P. viridis* türünün vertikal dağılışı Asya'da 4572 m, Ermenistan'da 3210 m, büyük Kafkaslar'da 2550 m, Türkiye'de ise 2700 m yüksekliğe kadar olabilmektedir (Baran ve Atatür, 1998; Başoğlu vd., 1994; Tarkhnishvili and Gokhelasvili, 1999). Çalışma alanında ise bulunduğu en yüksek nokta Gölcük'tür (yaklaşık 1100 m). Diğer anur türlerine nazaran daha kurak iklimlere dayanıklı olan bu tür üreme alanı olarak, geçici havuzları, büyük göl ve göletlerin sığ kısımlarını, kaynak sularını, yavaş akan nehirlerin sığ kenarlarını ve hatta tuzluluk seviyesi yüksek suları bile tercih etmektedir (Baran ve Atatür, 1998; Başoğlu vd., 1994; Tarkhnishvili and Gokhelasvili, 1999). Geniş üreme

alanı seçiminden dolayı bu türde suyun kimyasal değişkenlerinden sadece toplam sertlik tanımlayıcı ekolojik faktör olarak bulunmuştur. Ancak, tanımlayıcı istatistik sonuçlarına bakıldığında bu türün yüksek iletkenlik ve toplam sertlik değerine sahip suları üreme alanı olarak seçtikleri saptanmıştır. Üreme alanı olarak seçilen habitatta, çalı formunun olması da çok önemli bir faktördür. Çünkü dişi bireyler yumurtlama esnasında, yumurta kordonunu genellikle su bitkileri veya suda bulunan kopmuş ağaç dalları üzerine sarmaktadırlar (Baran ve Atatür, 1998; Başoğlu vd., 1994).

Ensbella et al. (2003) tarafından Roma (İtalya) yakınlarında gerçekleştirilen ve türün üreme alanı seçimine etki eden faktörleri ortaya koyan bir çalışmada, *P. viridis* türünün ürettiği ve üremediği sucul habitatlar arasında, habitatların maksimum derinliği, şehir merkezine olan uzaklığı, nitrat ve klorid konsantrasyonları ile ortamda balık ve *B. bufo* bulunması arasında istatistiksel açıdan önemli derecede fark olduğu ortaya konulmuş ve lojistik regresyon analizi ile klorid, ortamdaki balık ve *B. bufo* varlığının, *P. viridis* türünün habitattaki varlığını negatif yönde etkilediği sonucuna ulaşılmıştır.

4.2.3.4. *H. arborea* Türünün Habitattaki Varlığını Etkileyen Ekolojik Faktörler

Tırmanıcı olan *H. arborea* türü, genellikle ağaçlarda veya ağaçsı bitkilerde yaşamaktadır. Bazen küçük boylu bitkilerin üzerlerinde de görülür. Bu tür, sucul ortamlara ise sadece üremek amacıyla gelmektedir. Tek yönlü varyans analizi sonuçları *H. arborea* türünün üreme habitatlarındaki varlığını; habitat tipinin, habitatta çimen, kamış, sualtı vejetasyon varlıklarının, yükseklik, kalsiyum ve iletkenlik miktarlarının etkilediğini ortaya koymuştur. Lojistik regresyon sonuçları ise bu

değişkenlerden kamış varlığı ve kalsiyum miktarının tanımlayıcı ekolojik faktör olduğunu belirlemiştir.

Elde edilen bu sonuçlar, *H. arborea* türünün habitat seçimini dikkatli bir şekilde yaptığını göstermektedir. Bu tür genellikle, kalsiyum ve iletkenlik değişkenlerinin yüksek olduğu habitatları üreme alanı olarak seçmektedir. Bu türün vertikal dağılışına bakıldığında ülkemizde 1500 m, büyük Kafkasların kuzey yamaçlarında 1300 m, güney yamaçlarında 1850 m, Azerbaycan'da ise 2100-2200 m yüksekliklere kadar ulaştığı tespit edilmiştir (Başoğlu vd., 1994; Tarkhnishvili and Gokhelasvili, 1999). Çalışma alanında ise deniz seviyesinden (Klaros, Gebekirse, Barutçu ve Belevi) yaklaşık 1100 m yükseklikte olan Gölcük'e kadar dağılış göstermektedir. Habitat tipi, çimen varlığı, kamış varlığı ve sualtı vejetasyon varlığı bu türün üreme alanı seçimini önemli bir şekilde etkilemektedir ve bu değişkenler kendi aralarında pozitif korelasyon göstermektedir. Öyle ki, bu türe ait örneklerle çoğunlukla göl ve gölet tipi habitatların bol vejetasyonlu kısımlarında rastlanmıştır. Özellikle habitatlarda kamış varlığı, bu türün hem predatör canlılardan korumasında hem de yumurta bırakma açısından ideal bir alan teşkil etmektedir.

Pavignano et al. (1990) sulak alanın yaşının, insan müdahalesinin derecesinin ve terrestrial habitatın bu türün varlığını negatif, sucul vejetasyonun ise pozitif bir şekilde etkilediğini belirtmiştir. Pellet et al. (2004) ise çağrı yapan birey varlığını kentleşme ve iletkenlik değişkenlerinin negatif, üreme alanının güneş ışığına maruz kalma derecesi ve yola olan uzaklığın pozitif olarak etkilediğini belirtmiştir. Ayrıca bu türün habitat izolasyon parametreleri incelendiğinde, 750 m içerisindeki sucul ortam yoğunluğu ile 1000 m içerisindeki çalılık ve yüksek bitki yoğunluğunun sucul ortam seçimini etkilediği belirtilmiştir (Vos and Stumpel, 1996).

4.2.3.5. *P. bedriagae* Türünün Habitattaki Varlığını Etkileyen Ekolojik Faktörler

P. bedriagae, genel olarak sucul ortamdan ayrılmayan bir türdür. Yavaş akan sularda gözlenebildiği gibi bitki örtüsüne sahip göl, gölcük ve havuzlarda da çok sık görülür. Geniş dağılışa sahip olan bu tür aynı zamanda, fırsatçı bir tür olarak da bilinmektedir. Yapılan bu çalışmada su tabanı tipi, çevrede orman bulunması, yükseklik, oksijen ve iletkenlik değişkenlerinin *P. bedriagae* türünün sucul ortamdaki varlığını istatistiksel bakımdan önemli derecede etkilediği bulunmuştur. Lojistik regresyon analizi ise su tabanı tipi, oksijen ve iletkenlik değişkenlerinin tanımlayıcı ekolojik faktör olduklarını saptamıştır.

P. bedriagae türünün ekolojisini konu alan bir çalışma henüz mevcut değildir. Sınırlı sayıdaki mevcut ekolojik bilgiler ise, sistematik ve faunistik çalışmalar içerisinde yer almaktadır. Buna göre bu tür, 2250 m yüksekliğe kadar dağılış göstermekte ve bol bitkili göl, gölet ve yavaş akan dereleri habitat olarak seçmektedir (Baran, 1969; Baran ve Atatür, 1998; Kumlutaş vd., 2000; Başoğlu vd., 1994).

Sucul ortamlarda ekolojik dengenin devamı için çözünmüş gaz seviyeleri (oksijen, korbondioksit, nitrojen ve hidrojen sülfid) önemlidir (Cassidy, 2006). Ancak, tek başına çözünmüş oksijen konsantrasyonu bu türün habitattaki varlığını doğrudan tehdit etmemektedir. Türün bir diğer adının bataklık kurbağası olması, düşük oksijen seviyelerinde de yaşayabildiğinin göstergesidir. Nitekim elde edilen sonuçlar, bu türün yaşadığı habitatlardaki oksijen seviyesinin yaşamadığı habitatlara göre daha düşük olduğunu ortaya koymuştur. Ayrıca, bu türün genellikle, iletkenlik

değerinin yüksek olduğu (maksimum 947), mil ve çamur yapısında su tabanına sahip habitatları seçtiği saptanmıştır.

4.2.3.6. *R. macrocnemis* Türünün Habitattaki Varlığını Etkileyen Ekolojik Faktörler

Çalışma alanı içerisinde *R. macrocnemis* türü sadece Bozdağ lokalitesine ait 3 habitatta gözlenmiştir. Dolayısıyla elde edilen sonuçlar *R. macrocnemis* türünün Bozdağ populasyonunun ekolojisini yansıtmaktadır. Buna göre *R. macrocnemis* türünün varlığını, su tabanı tipi, orman varlığı, su altı vejetasyon, yükseklik, oksijen, mangan ve iletkenlik değişkenleri istatistiksel bakımdan önemli derecede etkilemektedir. Lojistik regresyon analiz sonuçları ise bu değişkenlerden su tabanı tipi ve oksijen konsantrasyonunu tanımlayıcı ekolojik faktör olarak belirlemiştir. Elde edilen bu sonuçlar *R. macrocnemis* türünün Bozdağ populasyonunun dağlık step özelliği taşıyan ve uzun süre kar altında kalan bölgeleri tercih ettiği, dolayısıyla yaşadığı habitatlardaki su yapısının kar suyu niteliğinde olduğu, mangan ve iletkenlik değerlerinin ise düşük olduğu ve devamlı akmasından dolayı oksijen konsantrasyonunun yüksek olduğu sonucuna varılmıştır. Ayrıca, bu türün bulunduğu habitatlar dere tipi habitatlar olup dere yatağı kumul ve taşlık tip su tabanı yapısına sahiptir.

R. macrocnemis türü Anadolu dağ kurbağalarından biri olup Türkiye’de 1100-2250 m yükseklikler arasında yaşadığı tespit edilmiştir (Baran, 1969). Bu türün vertikal dağılışının Balkanlar’da 2500 m, Kafkas Doğa Koruma Alanları’nda 2400 m, büyük Kafkas’ların güney yamaçlarında (Mamisoni Geçidi) 2600 m, Javakheti Platosu’nda 2700 m ve Ermenistan’da 3000 m’ye kadar ulaştığı rapor edilmiştir (Tarkhnishvili and Gokhelashvili, 1999). Genel olarak yaşadığı habitatlar ise çıplak araziler

ile ağaçlık alanlarda akan dere kenarlarını kapsamaktadır (Başoğlu vd., 1994). Ayrıca, suya yakın ıslak zeminli çayırliklarda da gözlenmektedir. Diğer yandan bu tür, yüksekliği az olan dağ yamaçları gibi alanlarda genellikle ağaçlı alanları seçerken, yüksek lokalitelerde ise subalpine çayırliklarını, dağlık stepleri ve uzun süre kar altında kalan bölgeleri tercih etmektedir (Tarkhnishvili and Gokhelaşvili, 1999).

Sonuç olarak ekolojik verilerden elde ettiğimiz tüm bilgiler; tek bir değişkenden ziyade, bir veya birden fazla değişkenin birlikte oluşturduğu kombinasyonların amfibi tür zenginliğine ve habitatteki bir türün varlığını açıklayan tanımlayıcı ekolojik faktörlerin pozitif veya negatif yöndeki etkisinin tespiti şeklindedir. Ayrıca elde ettiğimiz bu sonuçlar, sulak alan ekolojisinde amfibilerin iyi bir indikatör canlı olduğunu göstermekte ve amfibi kómmuniteleri üzerindeki uzun vadeli çalışmaların gerçekleştirilmesi ile sulak alan ekolojisinde meydana gelebilecek değişimleri ve bu değişimler sonucu oluşacak olası sorunlar hakkında değerli bilgiler sağlayacaktır.

4.3. Amfibilerin Populasyon Büyüklüğü

Amfibi populasyonlarının azalması yada yok olması konusu ilk kez 1989 yılında Birinci Dünya Herpetoloji Kongresi'nde ortaya konulmuş ve son 20 yıl içerisinde bu fenomen, küresel bir problem haline gelmiştir. (Alford and Richards, 1999; Barinaga, 1990; Beebee and Griffiths, 2005; Blaustein and Wake, 1990; Gardner, 2001; Houlahan et al., 2000; La Marca et al., 2005; Ron et al., 2003; Stuart et al., 2004; Wake, 1991; Wyman, 1990). Dünyadaki amfibi biyoçeşitliliğindeki azalmalar son zamanlarda iyi bir şekilde rapor edilmesine rağmen, bazı türlerin populasyon durumları

hakkında hala yeterli bilgiler mevcut değildir. Halbuki hedef bir türe ait populasyon dinamiğinin ve demografik parametrelerinin anlaşılması koruma biyolojisinin temelini oluşturmaktadır (Marsh and Trenham, 2001). Bu tip bilgileri elde etmek için ise YM-T yöntemi biyologlar ve ekologlar tarafından kullanılan iyi bir araçtır (Donnelly and Guyer, 1994; Lebreton et al, 1992). Bu yöntemle elde edilen veriler, hedef bir türün ekolojisi hakkında yararlı bilgiler verebileceği gibi populasyondaki bireylerin yakalanma olasılığı, hayata kalma oranları ve populasyon büyüklüğü gibi demografik parametrelerin de hesaplanmasını sağlar.

Ülkemizde, populasyon büyüklüğü ile ilgili çalışmalar oldukça az sayıda olup, giderek artmaktadır (Ayaz et al., 2007; Baran vd., 2001; Kaya et al., 2005; Kaya and Erişmiş, 2001; Mermer et al., 2008). Ülkemizde yapılan amfibilerin populasyon büyüklüğü ile ilgili ilk çalışma *Rana holtzi* türü üzerine gerçekleştirilmiştir (Baran vd., 2001). Bu çalışmada, türün tip lokalitesi olan Karagöl'de göl kenarının her m²'sinde yaklaşık olarak 7-11 ergin bireyin bulunduğu ve bu değerlerden hareketle gölde yaklaşık 30 bin kurbağadan oluşan bir populasyonun bulunduğu belirtilmiştir. Yine aynı kaynağa göre, göle aşılana aynalı sazan (*Cyprinus carpio*) populasyonu gölün biyolojik dengesini bozmuş ve bunun sonucu olarak *R. holtzi* populasyonunun daha önceki yıllara göre % 60-70 oranında azaldığı ileri sürülmüştür. 1999-2000 yıllarında ise kurbağa-balık populasyonu arasında bir dengenin oluştuğu açıklanmıştır. Bu çalışmayı takiben, Akören Gölü'nde, *R. ridibunda* türünün populasyon büyüklüğü üzerine başka bir çalışma yapılmış ve populasyon büyüklüğü ikinci günde 3016, üçüncü günde 3532 olarak bulunmuştur (Kaya and Erişmiş, 2001). Kaya et al. (2005) yaptıkları üç günlük çalışmada, Karagöl'deki *R. holtzi* türünün populasyon büyüklüğünü ortalama 1059 (populasyon büyüklüğü birinci, ikinci ve üçüncü günlerde sırası ile 725, 1019 ve 1432'dir) olarak

hesaplanmışlardır. Bu konudaki diğer çalışmada Ayaz et al. (2007), Yayla Gölü (Buldan, Denizli)'ndeki *R. ridibunda* türünün populasyon büyüklüğünü üç günlük bir arazi çalışması yaparak hesaplamış ve bu göldeki ortalama populasyon büyüklüğünü 14733 birey olarak hesaplamıştır. Populasyon büyüklüğünün hesaplanması üzerine en son yapılan çalışma ise Mermer et al. (2008) tarafından *T. karelinii* ve *Triturus vittatus* türleri üzerine gerçekleştirilmiştir. İki günlük arazi çalışmasını kapsayan bu çalışmada, *T. karelinii*'nin populasyon büyüklüğü Kirazlıyayla'da $275 \pm 60,9$, Sarıalan'da $424 \pm 85,6$; *T. vittatus*'un populasyon büyüklüğü ise Kirazlıyayla'da $392 \pm 85,6$ ve Sarıalan'da $158 \pm 37,9$ olarak hesaplanmıştır. Ülkemizde amfibilerin populasyon büyüklüğü ile ilgili başka bir çalışma henüz bulunmamaktadır.

Üç yıl süren çalışmalarımız süresince YM-T yöntemi, lokalitelerin yüz ölçümünün büyük olması, populasyonun açık olması, lokalite çevresinin yoğun bitki örtüsü ile çevrili olması, gece çalışmaya elverişli olmaması ve ulaşımın zor olması gibi nedenlerden dolayı toplam 14 lokalitenin 6'sında uygulanabilmiştir. Populasyon büyüklüğü hesaplamaları bakımından bölgede yaygın ve suyu terk etmeyen bir tür olması nedeniyle *P. bedriagae* en kolay çalışılabilen tür olmuştur. *T. karelinii* ve *L. vulgaris* türlerinin populasyon büyüklüğü ise Soğanharımı ve Göztepesi Göletleri 2008 yılı üreme dönemi hariç, yaklaşık 2 ay süren üreme dönemleri ve arazi çalışmalarının aylık periyotlarla tekrarlanması nedeniyle iki arazi çalışması sonucu elde edilen verilerle hesaplanabilmiştir. *H. arborea* türünün biyotoplarının kamış gibi yoğun bitki örtülü alanlar olması nedeniyle, ortamda olmasına rağmen bireylere ulaşılamamış ve dolayısıyla populasyon büyüklükleri hesaplanamamıştır. Ancak çağrı indeksi değerleri bu türün nispi bolluğu üzerine bilgiler vermektedir. Örneğin, Sargent (2000) çağrı indeksi değerlerinin (0, 1, 2, 3) sırasıyla 0, 1-5, 5-12 ve 12'den fazla erkek

bireye karşılık geldiğini açıklamıştır. Crouch and Paton (2002) ise bu değerlerin sırasıyla 0, 1-10, 11-35 ve 35’den fazla erkek bireyi temsil ettiğini iddia etmiştir. *H. arborea* türünü çağrı indeksi değeri Karagöl’de “1”, İkizgöller’de “2” ve Gölcük’te “3” olarak saptanmıştır. Buna göre nispi bolluğu en fazla olan lokalite Gölcük’tür. Ayrıca, Barutçu, Gebekirse ve Belevi Gölleri’nde YM-T yöntemi uygulanmasa da bu göllerde *H. arborea* türünün çağrı indeksi değerinin “3” olduğu belirlenmiştir. *B. bufo* ve *P. viridis* türlerinde ise YM-T yönteminin uygulandığı lokalitelerde az sayıda bireyin bulunması nedeniyle populasyon büyüklükleri hesaplanmamıştır. Ayrıca, bu iki türün çağrı indeksi değeri arazi çalışmaları süresince genellikle “1” olarak saptanmıştır. Çalışma alanı içerisinde sadece Bozdağ lokalitesinde bulunan *R. macrocnemis* türünün populasyon büyüklüğü ise populasyonun açık olması (dere habitatı) nedeniyle hesaplanmamıştır.

4.3.1. *L. vulgaris* Türünün Populasyon Büyüklüğü

L. vulgaris türü çalışma yapılan altı lokalitenin hepsinde olmasına rağmen populasyon büyüklüğü Sülüklü, Soğanharımı ve Göztepesi Göletleri’nde hesaplanmıştır. Gölcük, Karagöl ve İkizgöller lokalitelerinde ise populasyonun açık olması, az sayıda bireyin olması ve yıl içerisinde sadece bir arazi çalışmasının gerçekleştirilebilmesi gibi nedenlerden dolayı populasyon büyüklüğü hesaplanamamıştır.

Sülüklü Gölü’nde YM-T yöntemi *L. vulgaris* türü için 2007 ve 2008 yıllarında uygulanmıştır. 2007 yılı üreme döneminde *L. vulgaris* türünün populasyon büyüklüğü 354 olarak hesaplanmıştır. 2008 yılı üreme döneminde ise 388 birey olarak hesaplanmıştır (Çizelge 3.25). Genel olarak bakıldığında birey sayısının arttığı gözlenmesine rağmen dişi birey sayısında küçük bir azalma gözlenmektedir.

Göztepesi Göleti'nde de YM-T yöntemi *L. vulgaris* türü için 2007 ve 2008 yıllarında uygulanmıştır. 2007 yılı üreme döneminde *L. vulgaris* türünün populasyon büyüklüğü 47 birey olarak hesaplanmıştır. 2008 yılı populasyon büyüklüğü ise 64 birey olarak hesaplanmıştır. 2008 yılı üreme dönemi populasyon büyüklüğü hesaplamalarında M_0 modelinin en uygun model olduğu saptanmıştır. Bu model, tüm bireylerin, her bir örnekleme evresinde eşit yakalanma olasılığına sahip olduğunu göstermektedir. Yani, yakalama ve markalama işlemleri esnasında bireylerin davranış değişikliğine ve yaralanmasına neden olacak hiçbir işlem yapılmamıştır.

Soğanharımı Göleti'nde ise *L. vulgaris* türü için YM-T yöntemi sadece 2008 yılı üreme döneminde uygulanmıştır ve populasyon büyüklüğü hesaplamalarında M_0 modelinin en uygun model olduğu belirlenmiştir. 2008 yılı üreme döneminde *L. vulgaris* türünün populasyon büyüklüğü 637 birey olarak hesaplanmıştır. Soğanharımı Göleti 2008 yılı üreme dönemi populasyon büyüklüğü hesaplamalarında da M_0 modelinin en uygun model olduğu saptanmıştır. Ancak, bu bireylerin hepsi, habitatın büyük iş makineleri ile tahrip edilmesi sonucu yok olmuştur.

L. vulgaris türünün erkek ve dişi bireylerinin yıl içi yakalanma olasılıkları karşılaştırıldığında değerlerin hemen hemen yakın olduğu, fakat genellikle dişi bireylerin biraz daha kolay yakalanabilir olduğu belirlenmiştir. Ancak erkek ve dişi bireylerinin yıl içi yakalanma olasılıkları arasındaki fark % 3'lük dilim içerisinde olduğundan çok önemli değildir. *L. vulgaris* türünün yıl içi yakalanma olasılıklarına erkek-dişi fark etmeksizin ortalama değerlerine bakıldığında, yıllar arasında küçük bir varyasyonun olduğu görülmektedir (Soğanharımı 2008 = 0,12; Göztepesi 2007=0,40; Göztepesi 2008=0,38; Sülüklü 2007=0,26; Sülüklü 2008=0,27). Fakat lokaliteler arasında bu varyasyon dikkate değer bir biçimde dalgalanma göstermektedir. En düşük yakalanma olasılığı Soğanharımı Göleti olurken

en yüksek yakalanma olasılığı Göztepesi Göletinde saptanmıştır. Göztepesi Göleti'nde yakalanma olasılığının yüksek olması ise bu lokalitenin en küçük yüzölçümüne sahip lokalite olması ve tekrar yakalanan birey sayısının yüksek olmasından kaynaklanmıştır ve populasyonun yaklaşık olarak % 40'nın yakalandığı anlamına gelmektedir.

Lokalitelerdeki erkek-dişi oranı, yakalanan birey sayısına göre yapıldığında Soğanharımı için 1:1 (dişi:erkek), Göztepesi için 1:1 ve Sülüklü için 1:1,2 olarak bulunmuştur. Populasyon büyüklükleri hesaplandıktan sonra erkek-dişi oranı ise Soğanharımı 2008 için 0,85:1(dişi:erkek); Göztepesi 2007 için 0,88:1, Göztepesi 2008 için 0,94:1; Sülüklü 2007 için 0,80:1, Sülüklü 2008 için 0,59:1 olarak hesaplanmıştır. Yakalanan birey sayısına göre erkek-dişi oranı hemen hemen dengede iken hesaplanmış populasyon büyüklüğüne göre populasyonların erkek-dişi oranları yıllara göre varyasyon gösterse bile erkek eğilimli oldukları göze çarpmaktadır.

4.3.2. *T. karelinii* Türünün Populasyon Büyüklüğü

T. karelinii türü *L. vulgaris* ile çalışma yapılan lokalitelerde simpatrik olarak dağılış gösterdiğinden çalışma alanları ve örneklem zamanları birbirinin aynıdır. Dolayısıyla bu türün populasyon büyüklükleri de Sülüklü, Soğanharımı ve Göztepesi Göletleri'nde hesaplanmıştır.

Sülüklü Gölü 2007 yılı üreme dönemi *T. karelinii* türünün populasyon büyüklüğü 341 birey olarak hesaplanmıştır. 2008 yılı üreme döneminde ise 480 birey olarak hesaplanmıştır.

Göztepesi Göleti'nde *T. karelinii* türünün 2007 yılı üreme dönemindeki populasyon büyüklüğü 94 birey olarak hesaplanmıştır. 2008 yılı üreme dönemi populasyon büyüklüğü hesaplamalarında M_0 modelinin

en uygun model olduğu saptanmış ve populasyon büyüklüğü ise 107 birey olarak hesaplanmıştır.

Soğanharımı Göleti'nde ise *T. karelinii* türü için YM-T yöntemi *L. vulgaris* türünde olduğu gibi sadece 2008 yılı üreme döneminde uygulanmıştır. Bu populasyonun büyüklüğünün hesaplamasında M_0 modelinin en uygun model olarak saptanması, tüm bireylerin, her bir örnekleme evresinde eşit yakalanma olasılığına sahip olduğunu göstermektedir. 2008 yılı üreme döneminde *T. karelinii* türünün populasyon büyüklüğü toplam 281 birey olarak hesaplanmıştır. Ancak, bu bireylerin hepsi *L. vulgaris* türünde olduğu gibi habitatın büyük iş makineleri ile tahrip edilmesi sonucu yok olmuştur.

T. karelinii türünün erkek ve dişi bireylerinin yıl içi yakalanma olasılıkları karşılaştırıldığında değerlerin hemen hemen yakın olduğu fakat Sülüklü Gölü'nde erkek bireylerin yakalanma olasılığının dişilere göre daha yüksek olduğu, Soğanharımı ve Göztepesi Göletleri'nde ise dişi bireylerin biraz daha kolay yakalanabilir olduğu belirlenmiştir. Ancak erkek ve dişi bireylerinin yıl içi yakalanma olasılıkları arasındaki fark *L. vulgaris* türüne göre daha fazladır. Örneğin Soğanharımı Göleti'nde erkek bireylerin yakalanma olasılığı 0,15 iken dişi bireylerin yakalanma olasılığı 0,25'dir. *T. karelinii* türünün yıl içi ortalama yakalanma olasılıklarına erkek-dişi fark etmeksizin bakıldığında, yıllar arasında yakalanma olasılıklarının birbirine yakın olduğu görülmektedir (Soğanharımı 2008 = 0,20; Göztepesi 2007=0,27; Göztepesi 2008=0,27; Sülüklü 2007=0,22; Sülüklü 2008=0,22). Ayrıca, yakalanma olasılıklarının *L. vulgaris* türüne göre daha yüksek olduğu belirlenmiştir. Aynı zamanda, *L. vulgaris* türünde olduğu gibi lokaliteler arasında yakalanma olasılığı varyasyonları dikkate değer bir biçimde dalgalanma göstermekte ve *L. vulgaris* türüne benzer bir şekilde en

düşük yakalanma olasılığı Soğanharımı Göleti olurken en yüksek yakalanma olasılığı Göztepesi Göleti'nde saptanmıştır.

Lokalitelerdeki erkek dişi oranı yakalanan birey sayısına göre yapıldığında Soğanharımı Göleti için 1:1(dişi:erkek), Göztepesi Göleti için 1:1,3 ve Sülüklü Gölü için 1:1,07 olarak bulunmuştur. Populasyon büyüklükleri hesaplandıktan sonra erkek-dişi oranı ise Soğanharımı Göleti 2008 yılı için 1,58:1(dişi:erkek); Göztepesi Göleti 2007 yılı için 0,65:1, Göztepesi Göleti 2008 yılı için 0,65:1; Sülüklü Gölü 2007 yılı için 1,12:1, Sülüklü Gölü 2008 yılı için 1,04:1 olarak hesaplanmıştır. Yakalanan birey sayısına göre erkek-dişi oranı Soğanharımı Göleti'nde dengededir. Göztepe Göleti ve Sülüklü Gölü'nde erkek eğilimli bir populasyon çıkmasına rağmen hesaplanmış populasyon büyüklüğüne göre populasyonların erkek-dişi oranları yıllara göre varyasyon gösterse bile Göztepesi Göleti populasyonunun erkek eğilimli olduğu, Sülüklü Gölü ve Soğanharımı Göleti populasyonlarının ise dişi eğilimli oldukları belirlenmiştir.

4.3.3. *P. bedriagae* Türünün Populasyon Büyüklüğü

P. bedriagae türünün çalışma yapılan altı lokalitenin hepsinde populasyon büyüklükleri hesaplanmıştır. YM-T yöntemi Karagöl, İkizgöller ve Sülüklü Gölleri'nde 2006, 2007 ve 2008 yıllarında uygulanmıştır. Gölcük Gölü'nde 2006 yılında çalışma yapılmasına rağmen sadece 1 arazi çalışmasına ait veri olmasından dolayı, 2007 ve 2008 yıllarına ait populasyon büyüklükleri hesaplanmıştır. 2006 yılı sonlarına doğru keşfedilen Göztepesi Göleti'nde 2007 ve 2008 yıllarında, Soğanharımı Göleti'nde ise sadece 2008 yılında populasyon büyüklüğü hesaplanmıştır.

Karagöl'de 2006 yılı *P. bedriagae* türüne ait populasyon büyüklüğü 330 bireydir. 2007 yılı populasyon büyüklüğü 403 bireyden oluşurken,

2008 yılında bu değer 76 bireye düşmüştür. 2006 ve 2007 yıllarındaki populasyon büyüklükleri küçük bir dalgalanma gösterse bile bu dalgalanma populasyon büyüklüğünün standart hatası ve % 95’lik güven aralığı dahilindedir. Ancak, 2008 yılında hem erkek hem de dişi bireylerin populasyon büyüklüklerinde ani bir azalma meydana gelmiştir. Bu azalmanın nedeni olarak; habitatın insanlar tarafından yoğun bir şekilde kullanılması, habitatın bazı bölgelerinin rekreasyon çalışmaları nedeniyle modifikasyona uğratılması, iklimsel değişimler nedeniyle gölde su seviyesinin düşmesi ve en önemlisi olarak da, ekonomik olarak değerli olan yayın balığı ve kerevit gibi predatör canlıların göl ortamına sonradan eklenmesi olduğu düşünülmektedir.

Sülüklü Gölü 2006 yılı üreme döneminde *P. bedriagae* türünün populasyon büyüklüğü 1356 birey olarak hesaplanmıştır. 2007 yılı populasyon büyüklüğü 2573 bireydir. 2008 yılı populasyon büyüklüğü ise 827 bireydir. Genel olarak bakıldığında 2007 yılında birey sayısının 2006 yılına nazaran % 95’lik güven aralığı dahilinde arttığı gözlenmektedir. Ancak, 2008 yılında hesaplanan populasyon büyüklüğünde ani bir düşüş meydana gelmiştir. Sülüklü Gölü populasyon büyüklüğünde meydana gelen bu düşüşün nedenleri ise; habitatın insanlar tarafından yoğun bir şekilde kullanılması, habitatın yakın çevresinde büyük ve küçükbaş hayvan otlatılması, iklimsel değişimler nedeniyle gölde su seviyesinin düşmesi ve en önemlisi olarak da ekonomik olarak değerli olan kerevit gibi predatör canlıların göl ortamına sonradan eklenmesi ve gölün yakın çevresinde tarımsal faaliyetlerin gerçekleştirilmesidir.

İkizgöller’de 2006 yılı üreme döneminde *P. bedriagae* türünün populasyon büyüklüğü hesaplamalarında 3537 bireyin yaşadığı tespit edilmiştir. Ancak, arazi çalışmaları esnasındaki gözlemlerden ve yakalanan birey sayılarından yola çıkarak 2006 yılında 3537’den daha az bireyin bu

lokalitede yaşadığı tahmin edilmektedir. 2007 yılı *P. bedriagae* türünün populasyon büyüklüğü 486 birey olarak hesaplanmıştır. 2008 yılı populasyon büyüklüğü ise 470 bireydir. Genel olarak bakıldığında üç üreme dönemi boyunca kademeli olarak populasyondaki birey sayısında azalma gözlenmektedir. Bunun nedeni ise özellikle göl ortamına sonradan eklenen yayın balığı, habitatın yakın çevresinde küçükbaş hayvan otlatılması ve gölün yakın çevresinde yapılan tarımsal faaliyet kaynaklı ilaçlama çalışmalarıdır.

Gölcük Gölü'nde 2007 yılı *P. bedriagae* türünün populasyon büyüklüğü 1308 birey, 2008 yılı populasyon büyüklüğü de 1628 bireydir. Genel olarak bakıldığında iki üreme dönemi boyunca populasyondaki birey sayısında bir artış gözlenmektedir. Diğer yandan gölün çevresinin yaklaşık 1250 m'lik kısmının örneklenmesi bu lokalitedeki birey sayısının verilen rakamlardan daha fazla olduğunu göstermektedir. Gölün taş duvarlarla çevrili kuzey ve kuzeybatı tarafında birey sayısının oldukça az olduğu gözlenmiştir. Bu azalma habitatın modifikasyona uğratılması faktörünün şimdiden etkisini gösterdiğinin bir belirtisidir. Fakat, gölün büyük bir kısmını kapsayan ve sazlık alanla kaplı olan güney, güneydoğu ve güneybatı kısımlarında populasyonun örneklenen kısımdan en az 3-4 kat fazla olduğu tahmin edilmektedir. Ayrıca, bu göl ve yakın çevresindeki bazı faktörlerin bu göldeki amfibi populasyonunu sonraki yıllarda olumsuz bir şekilde etkileyeceği düşünülmektedir. Bu faktörler; habitatın insanlar tarafından yoğun bir şekilde kullanılması, iklimsel değişimler nedeniyle gölde su seviyesinin düşmesi, ekonomik olarak değerli olan yayın balığı gibi predatör canlıların göl ortamına sonradan eklenmesi, göl çevresinde büyük ve küçükbaş hayvanların otlatılması ve tarımsal faaliyetlerdir.

Göztepesi Göleti'nde 2007 yılı üreme döneminde *P. bedriagae* türünün populasyon büyüklüğü 102 birey, 2008 yılı populasyon büyüklüğü

ise 97 birey olarak hesaplanmıştır. İnsan faaliyetlerinden izole olan bu lokalitede, amfibi popülasyonunu sonraki yıllarda etkileyebilecek faktörler arasında küçükbaş hayvanların otlatılması ve iklimsel değişimler nedeniyle gölde su seviyesinin düşmesi sayılabilir.

Soğanharımı Göleti'nde ise 2008 yılı üreme döneminde *P. bedriagae* türünün popülasyon büyüklüğü 54 olarak hesaplanmıştır. Ancak, bu bireylerin hepsi habitatın büyük iş makineleri ile tahrip edilmesi sonucu yok olmuştur.

Çalışma yapılan altı lokalitede *P. bedriagae* türünün popülasyon büyüklüklerinin hesaplanmasında, genellikle M_0 modeli en uygun model olarak saptanmıştır. M_0 modeli, YM-T yöntemi kapsamında erkek ve dişi bireylerin her bir örnekleme evresinde eşit yakalanma olasılığına sahip olduğunu göstermektedir. Yakalama ve markalama işlemleri esnasında bireylerin davranış değişikliğine ve yaralanmasına neden olacak hiçbir müdahale yapılmamıştır. Ancak Karagöl 2006 yılı dişi birey, Sülüklü 2006 yılı dişi birey ve 2007 yılı erkek birey, İkizgöller 2007 yılı dişi bireylerinin popülasyon büyüklüğünün hesaplanmasında M_t modeli en uygun model olarak belirlenmiştir. Bu model örnekleme dönemlerinde meydana gelebilecek çevre şartlarının değişmesinden dolayı yakalanma olasılığının zamana bağlı değişkenlik göstermesi şeklinde açıklanır. Özellikle İkizgöller dişi 2007 yılı yakalanma verilerine bakıldığında ilk arazi çalışmasında 67 erkek birey yakalanırken dişi bireylerde sadece 3 bireyin yakalanması zamana bağlı değişkenliğin bir göstergesidir. Dolayısıyla elde edilen yakalanma ve tekrar yakalanma verileri popülasyon hesaplamalarını etkilemiştir. Sonuç olarak İkizgöller 2007 yılı popülasyon büyüklüğünde dişi birey sayısı erkek birey sayısına göre oldukça az çıkmıştır.

P. bedriagae türünün erkek ve dişi bireylerinin yıl içi yakalanma olasılıkları lokaliteler arasında farklılık göstermektedir. Karagöl'de üç

üreme dönemi boyunca dişi bireylerin yıl içi yakalanma olasılıkları daha yüksek çıkarken Sülüklü Gölü'nde erkek bireylerin yıl içi yakalanma olasılıkları daha yüksek çıkmıştır. İkizgöller ve Gölcük'te 2007 yılı, yıl içi yakalanma olasılıkları dişi bireylerin daha yüksek çıkarken 2008 yılında erkek bireylerin daha yüksek çıkmıştır. Göztepesi'nde İkizgöller ve Gölcük lokalitelerinin tam tersi sonuçlar elde edilmiştir. Soğanharımı Göleti'nde ise 2008 yılında erkek bireylerin yıl içi yakalanma olasılıklarının daha yüksek olduğu saptanmıştır. *P. bedriagae* türünün yıl içi yakalanma olasılıklarına erkek-dişi fark etmeksizin ortalama değerlerine bakıldığında, yıllar arasındaki varyasyonların bu türde de gerçekleştiği görülmektedir (Karagöl 2006=0,08; Karagöl 2007=0,05; Karagöl 2006=0,30; İkizgöller 2007=0,16; İkizgöller 2008=0,16; Sülüklü 2006=0,08; Sülüklü 2007=0,05; Sülüklü 2008=0,09; Gölcük 2007 ve 2008=0,11; Göztepesi 2007=0,47; Göztepesi 2008=0,34; Soğanharımı 2008 = 0,75). Özellikle Karagöl lokalitesinde 2008 yılı yıl içi yakalanma olasılığındaki ani artış, bu lokalitede bireylerin azaldığını göstermektedir. Lokaliteler arasındaki yıl içi yakalanma olasılıklarındaki varyasyon ise daha yüksektir. En yüksek yakalanma olasılığı Soğanharımı Göleti olurken en düşük yakalanma olasılığı Sülüklü Gölü'nde saptanmıştır. Soğanharımı Göleti'nde yakalanma olasılığının yüksek olması tekrar yakalanan birey sayısının yüksek olmasından kaynaklanmıştır ve populasyonun yaklaşık olarak % 75'inin yakalandığı anlamına gelmektedir.

P. bedriagae türünün yıllık yakalanma olasılığı, üç yıllık veri elde edilen Karagöl, Sülüklü ve İkizgöller lokalitelerinde hesaplanmıştır. Elde edilen sonuçlar ışığında Sülüklü ve İkizgöller'de erkek bireylerin, Karagöl'de ise dişi bireylerin daha kolay yakalandığı saptanmıştır. Diğer yandan, Karagöl'deki dişi ve erkek bireylerin yıllık yakalanma olasılığında dramatik bir biçimde fark vardır. Bu farklılık dişi bireylerin, erkek bireylere

nazaran daha fazla yakalanmasından kaynaklanmaktadır. Bu gölde erkek bireyler göl içersine devrilmiş ağaç dalları arasında saklanmaktadırlar. Ağaç dallarının bulunduğu alanların derin olması nedeniyle (minimum 2 m) erkek bireylere erişmekte zorluk çekilmiştir.

P. bedriagae türüne ait bireylerin hayatta kalma oranları yine üç yıllık veri elde edilen Karagöl, Sülüklü ve İkizgöller lokalitelerinde hesaplanmıştır. Ancak İkizgöller’de elde edilen sonuçlar memnun edici düzeyde değildir. Bu lokalitede üç yıllık bir çalışmada dişi bireylerin hayatta kalma oranının 1 (= % 100) olarak hesaplanması hemen hemen imkansızdır. Yani 2006 yılındaki yakalanan ergin dişi bireylerin hepsinin 2007 ve 2008 yıllarında canlı olarak kalması biyolojik olarak pek mümkün değildir. Karagöl ve Sülüklü Gölleri’nde ise başarılı sonuçlar elde edilmiştir. Karagöl’de hayatta kalma oranı dişi bireyler için 0,524; erkek bireyler için 0,828 olarak hesaplanmıştır. Dolayısıyla Karagöl’de yaşayan dişi bireylerin % 52’sinden fazlası bir sonraki yıla canlı olarak devam edebilirken erkek bireylerin % 82’sinden fazlası bir sonraki yıla canlı olarak devam edebilmektedir. Sülüklü Gölü için ise dişi bireylerin hayatta kalma oranı (Erkek=0,509; Dişi=0,508) Karagöl’e göre düşük, fakat erkek-dişi arasındaki varyasyon birbirine yakındır. Erkek ve dişi bireylerin hayatta kalma oranlarındaki varyasyonlar, cinsiyetler arasında hassasiyet farkının olduğunu göstermektedir. Aynı çevre koşulları altında bir türe ait erkek ve dişi bireyler, bu faktörlere farklı reaksiyon göstermektedirler. Aynı zamanda, hayatta kalma oranlarının lokaliteler arasında farklılık göstermesi de olağandır. Çünkü farklı lokalitelerdeki çevre koşulları ve hayvanların maruz kaldıkları olumsuz faktörler değişkenlik göstermektedir. Yani, içinde predatör canlı barındıran, habitatı tahrip edilmekte olan ve aşırı insan faaliyetlerine maruz kalan lokalitelerde hayatta kalma oranları, doğal kalmış lokalitelere göre daha düşüktür.

Lokalitelerdeki erkek-dişi oranı, yakalanan birey sayısına göre yapıldığında Karagöl için 1,5:1 (dişi:erkek); Sülüklü için 1,1:1; İkizgöller için 1:2,16; Gölcük için 1:1,16; Göztepesi için 1:1,36 ve Soğanharımı için 1:1,89 olarak bulunmuştur. Populasyon büyüklükleri hesaplandıktan sonra erkek-dişi oranı ise Karagöl 2006 için 0,57:1; Karagöl 2007 için 0,43:1; Karagöl 2008 için 0,77:1; Sülüklü 2006 için 1,59:1; Sülüklü 2007 için 1,92:1; Sülüklü 2008 için 1:1; İkizgöller 2007 için 0,16:1; İkizgöller 2008 için 1,51:1; Gölcük 2007 için 0,65:1; Gölcük 2008 için 1,03:1; Göztepesi 2007 için 0,79:1; Göztepesi 2008 için 0,94:1 ve Soğanharımı 2008 için 0,64:1 olarak hesaplanmıştır. Yakalanan birey sayısına göre erkek-dişi oranı ile hesaplanmış populasyon büyüklüğüne göre populasyonların erkek-dişi oranları arasında ciddi bir fark vardır. Örneğin, Karagöl'de yakalanan birey sayısına göre erkek-dişi oranı dişi eğilimli bir populasyon iken, hesaplanmış populasyon büyüklüğüne göre erkek eğilimli bir populasyon oldukları göze çarpmaktadır. Diğer yandan hesaplanmış populasyon büyüklüğüne göre erkek-dişi oranları yıllar arasında varyasyon göstermektedir. Dolayısıyla bir populasyon, üç yıl boyunca erkek veya dişi eğilimli olabilirken (örneğin Karagöl 2006-2008= hep erkek eğilimli), aynı populasyonun erkek-dişi oranı, farklı yıllarında dengeye ulaşabilmekte (örneğin Sülüklü 2006 ve 2007=dişi eğilimli, 2008 yılı ise dengede) ve hatta farklı yıllarda eğilimlerin zıt yönde değiştiği (örneğin Gölcük 2007=erkek eğilimli, 2008=hafif bir şekilde dişi eğilimli) belirlenmiştir. Bu olay amfibi populasyonlarının dinamik bir yapı gösterdiğinin ve farklı yıllarda çevresel faktörlere karşı farklı cinsiyetlerin değişken hassasiyet gösterdiğinin başka bir kanıtıdır.

Sonuç olarak aynı türe ait erkek ve dişi bireylerin birbirini takip eden yıllardaki populasyon büyüklükleri, yakalanma olasılıkları, hayatta kalma oranları ve populasyonun erkek-dişi oranı gibi demografik veriler,

populasyonun yapısı hakkında bilgiler verdiği gibi, amfibi populasyonlarındaki azalmalarda, sulak alanın su kalitesi ve ekosistem biyoçeşitliliği gibi ekolojik yapılarında meydana gelebilecek stresleri yansıtmaktadır (Vitt et al., 1990). Böylece, sulak alan ekosistemlerinde meydana gelebilecek değişimler, amfibi populasyonlarının uzun vadeli gözlem çalışmaları ile eş zamanlı olarak gözlenebilmektedir. Buda amfibilerin, sulak alan ekosistemlerinde meydana gelebilecek sorunların belirlenmesinde ve birçok biyolojik problemin çözülmesinde iyi bir indikatör canlı olduğunun göstergesidir (Lannoo, 2000; Licht and Grant, 1997; Power et al., 1989).

4.4. Morfolojik Veriler

Genellikle semenderlerin dişi bireyleri erkek bireylerden hafif bir şekilde daha büyük ebatlara sahiptir (Duelman and Trueb, 1994). Ancak birkaç semender türünde erkek bireyler dişi bireylerden daha büyük ebatlara sahiptir (Shine, 1979). Genellikle dişilerdeki daha büyük vücut ebatları yumurta taşıma kapasitesi ile ilgilidir. Çünkü dişilerin vücut büyüklüğü ile yumurta kümesinin büyüklüğü arasında pozitif korelasyon vardır (Duelman and Trueb, 1994). Erkek bireylerdeki vücut boyutlarının büyük olması ise erkek bireyler arasındaki rekabet için bir avantajdır (Shine, 1979).

Yapılan bu çalışmada *L. vulgaris* türünün erkek bireylerinin boyu (burun ucundan kloaka kadar) ortalama 34,60 mm (min:29,86-maks:38,44 mm), ağırlığı ortalama 1,32 gr (min:0,6-maks:1,8 gr) olarak saptanmıştır. Dişi bireylerin boyu ise ortalama 35,03 mm (min:30,02-maks:42,00 mm), ağırlığı ortalama 1,35 gr (min:0,7-maks:2,7 gr) olarak belirlenmiştir. Canlı örneklerle çalışıldığı için kuyruk uzunlukları ölçülememiştir. Ancak,

Tarkhnishvili and Gokhelasvili (1999) kuyruk uzunluklarının erkek bireylerin boyları ile hemen hemen aynı olduğunu, dişi bireylerde ise hafif bir şekilde kısa olduğunu belirtmiştir. Başoğlu vd. (1994) bu türün boy uzunluğunun 7-8 cm olduğunu ve erkeklerde toplam vücut uzunluğunun 11 cm'ye kadar olabileceğini belirtilmiştir. Yine aynı kaynakta türün kısa boylu formu olan *L. vulgaris schmidtlerorum* alttürünün İzmir ili ve yakın çevresinde yaşadığı ve bu formun erkek ve dişilerinde ortalama boyun 6 cm kadar olduğu belirtilmiştir. Olgun et al., (1999) ise Efes, Ayvacık, Lapseki, Karacabey, Gemlik ve Bolayır populasyonlarını sistematik bakımdan incelenmiş, çalışma alanımıza en yakın populasyon olan Efes'te toplam boy uzunluğunu erkek bireylerde 54,6-65,9 mm, dişilerde 56,1-66,8 mm olarak, burun ucundan kloaka kadar olan vücut boyunu ise erkeklerde 27,7-33,4 mm, dişilerde 29,2-34,4 mm olarak vermiştir. Yine aynı çalışmada, Efes populasyonu ile Ayvacık Lapseki ve Gemlik populasyonları arasında toplam vücut uzunluğu ve burun ucundan kloaka kadar olan vücut boyu bakımından fark olduğunu göstermiştir. Raxworthy (1988) ise *L. vulgaris schmidtlerorum* alttürünün boyunun erkeklerde 21-34 mm ve dişilerde 23-35 mm olduğunu saptamıştır. Kafkaslar'da dağılışı gösteren populasyonlarda vücut boylarının erkeklerde 36-44 mm, dişilerde 37-45 mm olduğu rapor edilmiştir (Tarkhnishvili and Gokhelasvili, 1999). Görüldüğü üzere dişi bireylerin burun ucundan kloaka kadar olan vücut uzunlukları erkeklerden daha fazladır. Ortalama vücut ağırlıklarına göre dişilerin erkek bireylerden hafif bir şekilde ağır oldukları saptanmıştır. Fakat erkek ve dişi bireylerin ağırlıkları arasındaki bu fark, istatistiksel açıdan önemli değildir.

T. karelinii türünde ise erkek bireylerin boyu (burun ucundan kloaka kadar) ortalama 68,64 mm (min:50,34-maks: 77,08 mm), ağırlığı ortalama 9,32 gr (min:3-maks:16,2 gr) olarak saptanmıştır. Dişi bireylerin boyu ise

ortalama 72,22 mm (min:55,78-maks: 79,96 mm), ağırlığı ortalama 12,51 gr (min:5,5-maks:17,9 gr) olarak belirlenmiştir. Canlı örneklerle çalışıldığı için bu türün de kuyruk uzunlukları ölçülememiştir. Başoğlu vd. (1994) bu türün boyunun erkeklerde 12-14 cm, dişilerde 14-16 cm'ye kadar olabileceğini belirtmiştir. Olgun et al. (2001) yaptığı çalışmada, erkek bireylerin boyunu Bozdağ'da 69,5-89,0 mm, Büyükçekmece'de 61,1-74,0 mm, Koyulhisar'da 65,1-76,3 mm olarak bulurken, dişi bireylerin boyunu Bozdağ'da 70,4-79,5 mm, Büyükçekmece'de 67,4-81,0 mm ve Koyulhisar'da 69,8-82,0 mm olarak saptamıştır. *T. karelinii* türünün Uludağ Milli Parkı populasyonlarına bakıldığında erkek bireylerin ortalama boyu Kirazlı yayla'da 72,65 mm, Sarıalan'da 74,61 mm iken dişi bireylerin ortalama boyu Kirazlı yayla'da 81,77 mm, Sarıalan'da 79,36 mm olarak verilmiştir (Mermer et al., 2008). *T. karelinii* türünün Kafkas populasyonlarında ise erkek bireylerin boyu 65-72 mm arasında, dişi bireylerin boyu 64-80 mm arasında değişkenlik göstermekte olduğu belirtilmiştir (Tarknishvili and Gokhelashvili, 1999). Yapılan bu çalışmada ve literatür bilgisi ışığında *T. karelinii* türünün dişi bireylerinin vücut uzunlukları ve ağırlıkları erkeklerden daha fazladır.

T. karelinii ve *L. vulgaris* türlerinin vücut boyları ve ağırlıkları ile lokaliteler arasında istatistiksel bakımdan önemli bir fark saptanmamıştır. Bunun nedeni, çalışma yapılan lokalitelerin birbirine yakın mesafede (maksimum 50 km) dağılışı göstermeleri ve denize olan yükseklik değerlerinin (525m, 614m ve 629m) birbirine yakın olmasından kaynaklanmaktadır.

Semender türlerine benzer bir şekilde, anur türlerinin % 90'ında dişi bireyler erkek bireylerden daha büyük ebatlara sahiptir (Shine, 1979). Ancak bazı türlerde erkek bireylerin vücut ebatları dişilere nazaran hemen

hemen eşit veya hafif bir şekilde biraz daha büyüktür. (Duelman and Trueb, 1994).

P. bedriagae türünde erkek bireylerin boyu ortalama 65,90 mm (min:34,74-maks:93,37 mm), ağırlığı ortalama 34,46 gr (min:7,9-maks:102,8 gr) olarak saptanmıştır. Dişi bireylerin boyu ise ortalama 70,79 mm (min:33,89-maks: 111,06 mm), ağırlığı ortalama 43,17gr (min:2,2-maks:172,9 gr) olarak belirlenmiştir. Görüldüğü üzere dişiler erkek bireylerden daha uzun ve daha ağırdır. Bu tür yakın zamana kadar *R. ridibunda* türü olarak adlandırılmakta iken IUCN (2009) Red List’de verilen dağılım haritasına göre, çalışma yapılan bu bölgede *P. bedriagae* türünün yaşadığı varsayılmıştır. *P. bedriagae*, *P. ridibundus* ve *R. levantina* türlerinin taksonomik açıdan incelendiği bir çalışmada *P. bedriagae* türünün vücut boyunun 44-123 mm arasında olduğu saptanmıştır (Sinsch and Schneider, 1999). Ancak, vücut uzunluklarının Beyşehir Gölü’nün yüksek kısımlarında, diğer populasyonlardan yaklaşık olarak 30 mm daha fazla olduğu tespit edilmiştir.

P. bedriagae türünün vücut boyları ve ağırlıkları ile lokaliteler arasında istatistiksel bakımdan önemli bir fark saptanmıştır. Bu fark, linear regresyon analizi ile test edilmiş ve yükseklikle bireylerin boyu ve ağırlıkları arasında pozitif bir korelasyon saptanmıştır. Ancak, 525-642 m yüksekliklerde dağılışı gösteren Soğanharımı, Sülüklü, Göztepesi ve İkizgöller lokalitelerinde türün ebatlarında fazla bir değişim gözlenmemiştir. Ancak, yüksekliği 800 m’den fazla olan Karagöl ve Gölcük Gölleri’nde bireylere ait boy ve ağırlıkların dikkate değer bir biçimde arttığı saptanmıştır. Yükseklik ve genişlik gibi coğrafik gradyenlerde ergin bireylerin boyutlarında meydana gelen bu intraspesifik varyasyonlar iyi bir şekilde belirlenmesine rağmen sabit bir hipotez üretilmemiştir. Örneğin, *Rana septentrionalis* türünün kuzey

populasyonlarının güney populasyonlarına göre daha geç olgunlaştığı ve daha büyük vücut ebatlarına sahip olduğu belirtilirken, *Rana catesbeiana*'da artan genişlikle birlikte vücut ebatlarının azaldığı rapor edilmiştir (Bruneau and Magnin, 1980; Leclair and Laurin, 1996). Diğer yandan, *Rana temporaria* ve *Rana sylvatica* türlerinde ergin bireylerin vücut uzunluklarının yükseklikle birlikte arttığı belirlenmiştir (Berven, 1982; Ryser, 1988). *B. bufo* türünün populasyonlarında ise vücut uzunlukları büyük varyasyonlar göstermekte, yükseklik veya genişlikle ilgili net bir korelasyon saptanmamıştır (Hemelaar, 1988).

4.5. Amfibi Populasyonlarındaki Azalmalar ve Nedenleri

Son yıllarda amfibiler üzerine yapılan çalışmalar populasyonların azalması, yok olması ve buna neden olan faktörlerin belirlenmesi üzerine yoğunlaşmaktadır (Alford and Richards, 1999; Barinaga, 1990; Blaustain and Wake, 1990; Drost and Fellers, 1996; Gardner, 2001; Lips, 1998; Wyman, 1990; Wake, 1991; Vial and Saylor, 1993; Young et al., 2001). Öyle ki, yapılan bu çalışmalarda dünyanın birçok bölgesinde amfibi populasyonundaki azalmalar dikkat çekici bir noktaya gelmiştir. Örneğin, Kosta Rika'nın bir bölgesinde 1980'li yılların sonlarından yakın zamana kadar amfibi faunasının % 40'ı ortadan kaybolmuştur (Pounds, et al., 1997). Diğer yandan Ekvator, Venezüella, Meksika, Brezilya ve Avustralya gibi birçok bölgede çeşitli amfibi populasyonlarında azalmalar rapor edilmiştir (Berger et al., 1998; Bustamante et al., 2005; Eterovick, et al., 2005; La Marca and Reinthaler, 1991; Lips et al., 2005; Lips and Mulcahy, 2004). IUCN tarafından hazırlanan Kırmızı Liste'de (Red List) toplam 6260 amfibi türünden % 6'sının türün yok olduğu, bir türün artık doğal yaşamda olmadığı, % 30'unun neslinin tükenmekte olduğu belirtilirken %

35'inin yetersiz veriler nedeniyle değerlendirilemediği açıklanmıştır (IUCN, 2009).

Memeli, kuş, amfibi ve balıklarda popülasyonların azalması veya yok olmasının ana nedenleri; yaşama habitatlarının yok edilmesi veya tahrip edilmesi, aşırı kullanım ve doğal ortamda bulunmayan predatör canlıların çeşitli nedenlerden dolayı habitata getirilmesi olarak ifade edilmiştir (Burgman and Lindenmayer 1998; Meffe and Carroll, 1997; Soulé, 1986). Bunlar arasından habitatların tahrip edilmesi veya modifikasyona uğratılması en fazla rapor edilen amfibi popülasyonlarının azalma nedeni olarak gösterilmiştir (Alford and Richards, 1999; Blaustein, 1994; Blaustein et al., 1994a; Blaustein and Wake 1995; Pechmann and Wake 1997; Pechmann and Wilbur 1994; Vial and Saylor 1993). Amfibi popülasyonlarına zarar veren diğer antropojenik faktörler ise habitatın insanlar tarafından aşırı kullanımı (Oza, 1990), balık predasyonları (Bradford et al., 1993; Drost and Fellers, 1996; Fisher and Shaffer, 1996; Gillespie and Hero, 1999; Gillespie, 2001; Hecnar and M'Closkey 1996; Kats and Ferrer, 2003; Webb and Joss, 1997), yollarda göçler esnasında meydana gelen ölümler (Fahrig et al., 1995; Hels and Buchwald, 2001), hava kirliliği (Beebee et al., 1990; Letnic and Fox, 1997), akarsu sedimentasyonu (Corn and Bury, 1989; Gillespie, 2002), ve toksik maddelerin uygulanmasıdır (Davidson et al., 2001; Wilson and McCranie 1994).

Amfibi popülasyonlarının azalmasına etki eden nedensel faktörlerin tespit edilmesi oldukça güçtür. Uzun vadeli popülasyon verilerinin, iklimik verilerin veya deneysel araştırmaların olmaması nedensel faktörlerin saptanmasında üstü kapalı ifadelerin kullanılmasına veya sadece derleme çalışmaları ile sonuçlanmasına neden olmaktadır (Carey et al., 1999; Crump et al., 1992; Drost and Fellers 1996; La Marca and Reinhaller, 1991; Lips, 1998; Pechmann ve Wake 1997; Santiago et al., 2003; Stallard,

2001; Woolbright, 1997). Amfibilerin azalmasında rol oynayan potansiyel nedensel faktörler ise ozon tabakasının delinmesinden kaynaklanan ultraviyole (UV-B) ışınlarının artması (Anzalone et al., 1998; Blaustein et al., 1994b; Blaustein et al., 1996, Blaustein et al., 1997; Davidson et al., 2001; Hays et al., 1996; Middleton et al., 2001), asidifikasyon (Bradford et al., 1994; Vertucci and Corn, 1996), hastalıklar (Alford and Richards, 1997; Berger et al., 1998; Blaustein et al., 1994c; Carey et al., 1999; Laurance et al., 1996), iklimatik değişimler (Alexander and Eischeid, 2001; Carey and Alexander, 2003; Crump et al., 1992; Davidson et al., 2001; Drost and Fellers, 1996; Heyer et al., 1988; Laurance, 1996; Osborne, 1989; Pechmann et al., 1991; Pounds and Crump, 1994; Stallard, 2001) ve bu faktörlerin bazıları arasındaki etkileşim veya kombinasyonlardır (Alexander and Eischeid, 2001; Carey, 1993; Hatch and Blaustein, 2000; Kiesecker and Blaustein, 1995; Long et al., 1995; Pounds and Crump, 1994; Santiago et al., 2003).

Bu çalışmada, amfibi populasyonlarını tehdit eden 7 temel sorun tespit edilmiştir. Bunların içerisinde en önemlisi, amfibi yaşam habitatlarının tahrip edilmesi veya modifikasyona uğratılmasıdır. Özellikle rekreasyonel çalışmalar sonucu, doğal ortamları bozmadan insan kullanımına açılması sürecinde, ağırlıklı olarak görsel güzellik hedeflenirken, o bölgede yaşayan canlıların durumları göz ardı edilmektedir. Bu faktörün üzerine, habitatların aşırı kullanımı, ekonomik değeri olan predatör canlıların sulak alan ekosistemine sonradan dahil edilmesi, yakın çevrede tarımsal aktivitelerin yürütülmesi ve habitatın yakın çevresinde otoyol bulunması gibi faktörler de eklenince, amfibi populasyonları ciddi bir risk altına girmektedir. Ayrıca, son iki üreme döneminin (2007 ve 2008 yılları) kurak geçmesi sonucu göllerde su seviyesi düşmüş ve bazı geçici su birikintileri ve göletler üreme

dönemlerinin ortasına doğru kurumuştur. Bu sorunların giderilebilmesi için lokal ve bölgesel olarak acil tedbirlerin alınması gerekmektedir.

4.5.1. Koruma Çalışmaları ve Öneriler

Bu çalışmanın sonuçları, kuzeybatı Ege Bölgesi'nde yaşayan amfibi türlerinin zenginliği ve habitat gereksinimlerini detaylı olarak aydınlattığı kadar, amfibi populasyonlarındaki azalmalar ve bu azalmalara neden olan faktörler hakkında da yararlı bilgiler ortaya koymaktadır. Türlerin dağılışı, bolluğu ve ekolojik gereksinimleri hakkında elde edilen bilgiler koruma tedbirlerinin oluşturulmasında ve uygulanmakta olan tedbirlerin yeterliliğinin sınanmasında da kullanılabilir. Bir türün korunması sadece bireylerin (ergin, genç, larval veya embriyonik evrelerin) korunması anlamına gelmemektedir. Aynı zamanda türün yaşam ve üreme alanlarının da korunması gerekmektedir. Her ne kadar bölgede ikamet eden insanlarla, amfibilerin önemi, nesillerini tehdit eden faktörler ve üreme habitatlarında yapılması gereken koruma çalışmaları hakkında kısa zamanlı bilgilendirme ve eğitim çalışmaları gerçekleştirilse de gündelik ziyaretçilerin hepsine ulaşmak olası değildir. Bu nedenle, amfibi populasyonlarının nesillerini devam ettirebilmesi için gerekli olan belli başlı koruma stratejileri geliştirilmiştir. Bu koruma stratejileri aşağıda maddeler halinde verilmiştir.

- Öncelikle ülke genelinde “Doğa Koruma Alanları”nın artırılması ve kapsamlarının genişletilmesi gerekmektedir.
- Hedef bir lokalite, koruma alanı dışında kalsa bile o bölgedeki doğal hayatı korumak için kapsamlı kanunların çıkartılması gereklidir.
- Mevcut ve çıkartılacak yeni kanunların uygulanması için gerekli önlemlerin alınması sağlanmalıdır.
- Özellikle ülkemizde endemik olan veya nesli tükenmekte olan türlerin yaşam habitatlarının ve amfibi tür zenginliği fazla olan lokalitelerin

“Amfibi Koruma Alanı” olarak ilan edilmesi ve bu bölgelerde türe özgü koruma stratejilerinin geliştirilmesi gerekmektedir.

- İnsanlar tarafından yoğun bir şekilde kullanılan mesire veya kamp alanı gibi habitatlarda bilgilendirme ve eğitim çalışmaları başlatılmalıdır. Ayrıca, çeşitli kurum ve derneklerce desteklenen Doğal Hayatı Koruma Yaz Okulları yaygınlaştırılarak daha fazla insana hitap edecek seviyeye getirilmelidir.
- İnsanlar tarafından yoğun bir şekilde kullanılan mesire veya kamp alanı olarak kullanılan veya büyük ve küçükbaş hayvanların sık bir şekilde otlatıldığı habitatlarda, habitata kullanım sınırlamaları getirilmeli, gerekirse amfibi üreme dönemlerinde bu tip habitatların kullanıma açılması yasaklanmalıdır.
- Habitatların modifikasyona uğratılması veya tahrip edilmesi engellenmelidir. Habitat üzerinde mutlak bir çalışmaya ihtiyaç duyulursa, en azından bu tip çalışmalar biyologlardan oluşan bir komisyonun gözetimi altında ve üreme dönemleri dışında yapılmalıdır.
- En fazla ergin birey ölümleri, normal zamanlarda terrestrial olan ve üreme döneminde sulak ekosistemlere göç eden türlerde rastlanmaktadır. Göç esnasında ergin bireyler yoğun trafik nedeniyle yollarda telef olmaktadır. Bu nedenle sulak ekosistem çevresindeki ana arterlerin çevresinde hayvanların yola çıkmasını engelleyecek bariyerlerin yapılması ve sulak alana göç eden bireylerin güvenli alanlardan sulak alana geçmesini sağlayacak kanal ve benzeri yapıların organize edilmesi sağlanmalıdır.
- Sulak alan ekosistemlerine doğal ortamda mevcut olmayan predatör canlıların eklenmesi engellenmelidir. Biyolojik mücadele amacıyla bile ortama eklenen türlerin zaman içerisinde ekosisteme zararlı oldukları ve daha sonra bu türleri ortamdaki uzaklaştırmak için yeniden mücadele

etmek zorunda kalınışı çok sayıda araştırma ile ortaya konmuştur. Bu nedenle sonradan predatör canlı eklenen habitatlardan bu canlıların bir an önce arındırılması sağlanmalıdır.

- Sulak alan çevresindeki tarımsal aktiviteler sonucu birçok kimyasal kirletici su yapısına karışmaktadır. Bu nedenle zararlı bitki ve böceklerle mücadelede, Tarım Bakanlığı tarafından onaylanmış herbisid ve pestisidlerin kullanılması ve bunlara ait atık maddelerin su yapısından izole bir ortama bırakılması sağlanmalıdır.
- Amfibi türlerinin çeşitli nedenlerden dolayı (besin olarak tüketilme amaçlı, evde besleme amaçlı vs.) doğal ortamlarından toplanması veya toplatılması kesinlikle yasaklanmalıdır. Bilimsel amaçlı çalışmalar mutlaka etik kurallar ve izinler çerçevesinde olmalıdır.
- Amfibi populasyonları üzerinde uzun vadeli gözlem çalışmaları yaygın hale getirilmelidir. Bu tip çalışmalarda bilim adamları, Çevre Bakanlığı, Koruma dernekleri, gönüllüler ve yerel halk desteklenmeli ve kendi aralarında bilimsel işbirliği sağlanmalıdır.

5. KAYNAKLAR

- Alexander, M.A. and Eischeid, J.K.**, 2001, Climate variability in regions of amphibian declines, *Conservation Biology*, 15: 930-942.
- Alford, R.A.**, 1999, Tadpole Ecology: resource use, competition and predation. In: McDiarmid R.W. and Altig R., (Eds.), *Biology of Anuran Larvae. University of Chicago Press*, Chicago, pp. 240-278.
- Alford, R.A. and Richards, S.J.**, 1997, Lack of evidence for epidemic disease as an agent in the catastrophic decline of Australian rain forest frogs, *Conservation Biology*, 11: 1026-1029.
- Alford, R.A. and Richards, S.J.**, 1999, Global amphibian declines: a problem in applied Ecology, *Annual Reviews of Ecology and Systematics*, 30: 133–165.
- Anzalone, C.R., Kats, L.B. and Gordon, M.S.**, 1998, Effects of solar UV-B radiation on embryonic development in *Hyla cadaverina*, *Hyla regilla*, and *Taricha torosa*, *Conservation Biology*, 12: 646-653.
- Ayaz, D., Tok, C.V., Mermer, A., Tosunoğlu, M., Afsar, M. and Çiçek, K.**, 2007, Population size of the marsh frog (*Rana ridibunda* Pallas, 1771) in Lake Yayla (Denizli, Turkey), *Turkish Journal of Zoology*, 31: 255-260.
- Babik, W. and Rafinski, J.**, 2001, Amphibian breeding site characteristics in the western Carpathians, Poland, *Herpetological Journal*, 11: 41-51.
- Bailey, L.L., Simons, T.R. and Pollock, K.H.**, 2004, Estimating detection probability parameters for plethodon salamanders using the robust capture–recapture design, *Journal of Wildlife Management*, 68(1):1–13.

KAYNAKLAR (devam)

- Bailey, N.T.J.**, 1951, On estimating the size of mobile populations from recapture data, *Biometrika*, 38: 293-306.
- Bain, M.B.**, 1999, Substrate. In Bain, M. B. & N. J. Stevenson, (eds), Aquatic habitat assessment: Common methods, *American Fisheries Society*, Maryland, 95–105.
- Baran, İ.**, 1969, Anadolu dağ kurbağaları üzerinde sistematik araştırma, *Ege Üniv.Fen Fak. İlmi Raporlar Serisi*, No:80.
- Baran, İ. and Atatür, M.K.**, 1998, Turkish Herpetofauna (Amphibians and Reptiles), *T.C. Çevre Bakanlığı Yay.*, Ankara.
- Baran, İ., Balık, S., Kumlutaş, Y., Tok, C.V., Olgun, K., Durmuş, H., Türkozan, O., Ilgaz, Ç., ve İret, F.**, 2001, *Rana holtzi* (Toros Kurbağası)'nin Biyolojik ve Ekolojik Yönden Araştırılması ve Koruma Stratejisinin Saptanması, *IV. Ulusal Ekoloji ve Çevre Kongresi*, Bodrum. 213-218.
- Barinaga, M.**, 1990, Where have all the froggies gone? *Science*, 247: 1033–1034.
- Başoğlu, M., Özeti, N. ve Yılmaz, İ.**, 1994, Türkiye Amphibileri. *Ege Üniv. Fen Fak. Kitaplar Ser.* No: 151, İzmir.
- Beebee, T.J.C.**, 1985, Discriminant analysis of amphibian habitat determinants in south-east England, *Amphibia-Reptilia*, 6: 35-43.
- Beebee, T.J.C.**, 1996, Ecology and Conservation of Amphibians, *Chapman & Hall*, London, 228p.

KAYNAKLAR (devam)

- Beebee, T.J.C., Flower, R.J., Stevenson, A.C., Patrick, S.T., Appleby, P.G., Fletcher, C., Marsh, C., Natkanski, J., Rippey, B. and Battarbee, R.W.**, 1990, Decline of the natterjack toad *Bufo calamita* in Britain: palaeoecological, documentary and experimental evidence for breeding site acidification, *Biological Conservation*, 53: 1-20.
- Beebee, T.J.C. and Griffiths, R.A.**, 2005, The amphibian decline crisis: A watershed for conservation biology? *Biological Conservation*, 25: 271-285.
- Begon, M.**, 1979, Investigating Animal Abundance: capture-recapture for biologist, *London: Edward Arnold*, 97 p.
- Berger, L., Speare, R., Daszak, P., Earl Green, D., Cunningham, A.A., Goggin, C.L., Slocombe, R., Ragan, M.A., Hyatt, A.D., McDonald, K.R., Hines, H.B., Lips, K.R., Marantelli, G. and Parkes, H.**, 1998, Chytridiomycosis causes amphibian mortality associated with population declines in the rainforests of Australia and Central America, *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 95: 9031-9036.
- Berven, K.A.**, 1982 The genetic basis of altitudinal variation in the wood frog *Rana sylvatica*. I. An experimental analysis of life-history traits, *Evolution*, 36: 962-983.
- Bishop, D.C.**, 2005, Ecology And Distribution Of The Florida Bog Frog And Flatwoods Salamander On Eglin Air Force Base, Ph.D. Thesis, *Virginia Polytechnic Institute and State University*, . 175p.

KAYNAKLAR (devam)

- Blankenhorn, H.J.**, 1972, Meteorological variables affecting onset and duration of calling in *Hyla arborea* L. and *Bufo calamita calamita* Laur, *Oecologia*, 9(3):223-234.
- Blaustein, A.R.**, 1994, Amphibians in a bad light, *Natural History*, 103: 32-39.
- Blaustein, A.R. and Wake, D.B.**, 1990, Declining amphibian populations: a global phenomenon, *Trends in Ecology and Evolution*, 5: 203-204.
- Blaustein, A.R., Wake, D.B. and Sousa, W.P.**, 1994a, Amphibian declines: Judging stability, persistence, and susceptibility of populations to local and global extinctions, *Conservation Biology*, 8: 60-71.
- Blaustein, A.R., Hoffman, P.D., Hokit, D.G., Kiesecker, J.M., Walls, S.D. and Hays, J.B.**, 1994b, UV repair and resistance to solar UV-B in amphibian eggs: a link to population declines? *Proceedings of the National Academy of Science, USA*, 91: 1791-1795.
- Blaustein, A.R., Hokit, D.G. and O'Hara, R.K.**, 1994c, Pathogenic fungus contributes to amphibian losses in the Pacific northwest, *Biological Conservation*, 67: 251-254.
- Blaustein, A.R. and Wake, D.B.**, 1995, The puzzle of declining Amphibian Populations, *Scientific American*, 272: 52-57.
- Blaustein, A.R., Hoffman, P.D., Kiesecker, J.M. and Hays, J.B.**, 1996, DNA repair activity and resistance to solar UV-B radiation in eggs of the red-legged frog, *Conservation Biology*, 10: 1398-1402.

KAYNAKLAR (devam)

- Blaustein, A.R., Kiesecker, J.M., Chivers, D.P. and Anthony, R.G.,** 1997, Ambient UV-B radiation causes deformities in amphibian embryos, *Proceeding of the National Academy of Sciences, USA*, 94: 13735-13737.
- Blaustein, A.R., Romansic, J.M., Kiesecker, J.M. and Hatch, A.C.,** 2003, Ultraviolet radiation, toxic chemicals and amphibian population declines, *Diversity and Distributions*, 9:123-140.
- Bradford, D.F., Tabatabai, F. and Graber, D.M.,** 1993, Isolation of remaining populations of the native frog, *Rana mucosa*, by introduced fishes in Sequoia and Kings Canyon National Parks, California, *Conservation Biology*, 7: 882-888.
- Bradford, D.F., Gordon, M.S., Johnson, D.F., Andrews, R.D. and Jennings W.B.,** 1994, Acid deposition as an unlikely cause for amphibian population declines in the Sierra Nevada, California, *Biological Conservation*, 69: 155-161.
- Bruneau, M. and Magnin, E.,** 1980, Croissance, nutrition et reproduction des ouaouarons *Rana catesbeiana* Shaw (Amphibia: Anura) des Laurentides au nord de Montréal, *Canadian Journal of Zoology*, 58: 175-183.
- Burgman, M.A. and Lindenmayer, D.B.,** 1998, Conservation Biology for the Australian Environment, *Surrey Beatty and Sons, Chipping Norton*, New South Wales.
- Burne, M.R. and Griffin, C.R.,** 2005, Habitat associations of pool-breeding amphibians in eastern Massachusetts, USA, *Wetlands Ecology and Management*, 13:247-259.

KAYNAKLAR (devam)

- Bustamante, M., Ron, S. and Coloma, L.,** 2005, Cambios en la diversidad en siete comunidades de anuros en los Andes de Ecuador, *Biotropica*, 37: 180–189.
- Carey, C.,** 1993, Hypothesis concerning the causes of the disappearance of boreal toads from the mountains of Colorado, *Conservation Biology*, 7: 355-362.
- Carey, C. and Bryant, C.J.,** 1995, Possible interrelations among environmental toxicants, amphibian development, and decline of amphibian populations, *Environmental Health Perspectives*, 103: 13–17.
- Carey, C., Cohen, N. and Rollins-Smith, L.,** 1999, Amphibian declines: an immunological perspective, *Developmental and Comparative Immunology*, 23: 459-472.
- Carey, C. and Alexander, M. A.,** 2003, Climate change and amphibian declines: is there a link? *Diversity Distributions*, 9(2): 111-121.
- Carpenter, S.R., Caraco, N.F., Correll, D.L., Howarth, R.W., Sharpley, A.N., and Smith, V.H.,** 1998, Nonpoint pollution of surface waters with phosphorus and nitrogen, *Ecological Applications*, 8:559–568.
- Cassidy, B.S.,** 2006, One Frog, Two Fish, Red Leg, Few Fish: Stress in the Aquatic Animal's Ecosystem, *Animal Lab News Jan/Feb online Viacon Publishing, Inc.*
- Collins, J.P. and Wilbur H.M.,** 1979, Breeding habits and habitats of the amphibians of the Edwin S. George Reserve, Michigan, with notes on the local distribution of fishes, *Occasional Papers of the Museum of Zoology of the University of Michigan*, 686:1-34.

KAYNAKLAR (devam)

- Corn, P.S. and Bury, R.B.**, 1989, Logging in west Oregon: responses of headwater habitats and stream amphibians, *Forest Ecology and Management*, 29: 39-57.
- Cree, A.**, 1989, Relationship between environmental conditions and nocturnal activity of the terrestrial frog, *Leiopelma archeyi*, *Journal of Herpetology*, 23:61–68.
- Crouch III, W.B. and Paton, P.W.C.**, 2002, Assessing the use of call surveys to monitor breeding anurans in Rhode Island, *Journal of Herpetology*, 36:185–192.
- Crump, M.L., Hensley, F.R. and Clark, K.L.**, 1992, Apparent decline of the golden toad: Underground or extinct? *Copeia*, 1992: 413-420.
- Crump, M.L. and Scott Jr, N.J.**, 1994, Visual Encounter Survey, In: Heyer, W.R., Donnelly, M.A., McDiarmid, R.W., Hayek, L.C., Foster, M.S., (Eds), *Measuring and Monitoring Biological Diversity: Standard methods for Amphibians*, *Smithsonian Institution Press*, Washington D.C., pp. 84-92.
- Çaydam, Ö.**, 1974, İzmir'de bulunan anura türlerinden *Bufo bufo*, *Bufo viridis* (Bufonidae), *Rana ridibunda* (Ranidae), *Pelobates syriacus* (Pelobatidae) ve *Hyla arborea* (Hylidae)'nin üreme biyolojisi üzerinde araştırmalar, *Ege Üniversitesi Fen Fakültesi İlmi Raporlar Serisi*, 198:1–22.
- Davidson, C., Shaffer, H.B. and Jennings, M.R.**, 2001, Declines of the California red-legged frog: climate, uv-b, habitat, and pesticides hypotheses, *Ecological Applications*, 11: 464-479.

KAYNAKLAR (devam)

- Dodd, C. K., Jr. and Cade B. S.**, 1998, Movement patterns and the conservation of amphibians breeding in small, temporary wetlands, *Conservation Biology*, 12:331-339.
- Donnelly, M.A. and Guyer, C.**, 1994, Mark-recapture. In: Heyer, W.R., Donnelly, M.A., McDiarmid, R.W., Hayek, L.C., Foster, M.S., (Eds), *Measuring and Monitoring Biological Diversity: Standard methods for Amphibians*, *Smithsonian Institution Press*, Washington D.C., pp. 183–200.
- Drost, C.A. and Fellers, G.M.**, 1996, Collapse of a regional frog fauna in the Yosemite area of the California Sierra Nevada, USA, *Conservation Biology* 10: 414-425.
- Duellman, W.E. and Trueb, L.**, 1994, *Biology of Amphibians*, *The John Hopkins Press Ltd*, London.
- Egea-Serrano, A., Oliva-Paterna, F. J. and Torralva, M.**, 2005, Breeding habitat selection of *Salamandra salamandra* (Linnaeus, 1758) in the most arid zone of its European distribution range: application to conservation management, *Hydrobiologia*, 560: 363-371.
- Eigenbrod, F., Hecnar, S.J. and Fahrig, L.**, 2008, Accessible habitat: an improved measure of the effects of habitat loss and roads on wildlife populations, *Landscape Ecology*, 23:159–168
- Ensabella, F., Loriga, S., Formichetti, P., Isotti R. and Sorace, A.**, 2003, Breeding site selection of *Bufo viridis* in the city of Rome (Italy), *Amphibia-Reptilia*, 24: 396–400.

KAYNAKLAR (devam)

- Eterovick, P.C., Carnaval, A.C.O.Q., Borges-Nojosa, D.M., Silvano, D.L., Segalla, M.V. and Sazima I.**, 2005, Amphibian declines in Brazil: An overview, *Biotropica*, 37:166–179.
- Evans, M., Yaber, C. and Hero, J. M.**, 1996, Factors influencing choice of breeding site by *Bufo marinus* in its natural habitat, *Copeia*, 1996:904–912.
- Fahrig, L., Pedlar, J.H., Pope, S.E., Taylor, P.D. and Wegner, J.F.**, 1995, Effect of road traffic on amphibian density, *Biological Conservation*, 73: 177-182.
- Fenn, M.E., Baron, J.S., Allen, E.B., Rueth, H.M., Nydick, K.R., Geiser, L., Bowman, W.D., Sickman, J.O., Meixner, T., Johnson, D.W. and Neitlich, P.** (2003): Ecological effects of nitrogen deposition in the western United States, *BioScience*, 53: 404-420.
- Fisher, R.N. and Shaffer, H.B.**, 1996, The decline of amphibians in California's Great Central Valley, *Conservation Biology*, 10: 1387-1397.
- Fukuyama, K. and Kusano, T.**, 1992, Factors affecting breeding activity in a stream-breeding frog, *Buergeria buergeri*, *J Journal of Herpetology*, 26:88-91.
- Gagné S.A. and Fahrig, L.**, 2007, Effect of landscape context on anuran communities in breeding ponds in the National Capital Region, Canada, *Landscape Ecology*, 22: 205–215.
- Gardner, T.**, 2001, Declining amphibian populations: a global phenomenon in Conservation Biology, *Animal Biodiversity and Conservation*, 24(2): 25–44.

KAYNAKLAR (devam)

- Gascon, C.**, 1991, Population- and community-level analyses of species occurrences of central amazonian rainforest tadpoles, *Ecology*, 72: 1731–1746.
- Gehlbach, F.R. and Kennedy, S.E.**, 1978, Population ecology of a highly productive aquatic salamander (*Siren intermedia*). *The Southwestern Naturalist*, 23(3): 423-430.
- Germano, D.J.**, 2006, Habitat characteristics of sites with yellow-blotched salamanders (*Ensatina eschscholtzii croceator*), *Herpetological Conservation and Biology*, 1(2): 121-128.
- Giacoma, C.**, 1988, The Ecology and distribution of newts in Italy, *Ann. Ist. Mus. Zool. Univ. Napoli*, 26: 49-84.
- Gillespie, G.R.**, 2001, The role of introduced trout in the decline of the spotted tree frog (*Litoria spenceri*) in south-eastern Australia, *Biological Conservation*, 100: 187-198.
- Gillespie, G.R.**, 2002 Impacts of sediment loads, tadpole density, and food type on the growth and development of tadpoles of the spotted tree frog *Litoria spenceri*: an in-stream experiment *Biological Conservation*, 106: 141-150.
- Gillespie, G. and Hero, J.M.**, 1999, Potential impacts of introduced fish and fish translocations on Australian amphibians. In: Campbell A., (Ed.), *Declines and Disappearances in Australian Frogs. Biodiversity Group, Environment Australia*, Canberra, 131-144.
- Goodsell, J.A. and Kats L.B.**, 1999, Effect of Introduced Mosquitofish on Pacific Treefrogs and the Role of Alternative Prey, *Conservation Biology*, 13(4): 921–924.

KAYNAKLAR (devam)

- Green, D.M.**, 2003, The Ecology of extinction: population fluctuation and decline in amphibians, *Biological Conservation*, 111(3): 331-343.
- Griffiths, R.A.**, 1997, Temporary ponds as amphibians habitats, *Aquatic Conservation-Marine and Freshwater Ecosystems*, 7: 119-126.
- Haramura, T.**, 2007, Salinity Tolerance of Eggs of *Buergeria japonica* (Amphibia, Anura) Inhabiting Coastal Areas, *Zoological Science*, 24: 820–823.
- Hartel, T., Nemes, S., Demeter, L. and Öllerer, K.**, 2008, Pond and landscape characteristics—which is more important for common toads (*Bufo bufo*)? A case study from central Romania, *Applied Herpetology*, 5: 1-12.
- Hatch, A.C. and Blaustein, A.R.**, 2000, Combined effects of UV-B, nitrate, and low pH reduce the survival and activity level of larval cascades frogs (*Rana cascadae*), *Archives Of Environmental Contamination and Toxicology*, 39: 494-499.
- Hays, J.B., Blaustein, A.R., Kiesecker, J.M., Hoffman, P.D., Pandelova, I., Coyle, D. and Richardson, T.**, 1996, Developmental responses of amphibians to solar and artificial UVB sources: a comparative study, *Photochemical Photobiology*, 64: 449-455.
- Hecnar, S.J.**, 1995, Acute and chronic toxicity of ammonium nitrate fertilizer to amphibians from southern Ontario, *Environmental Toxicology and Chemistry*, 14: 2131-2137.
- Hecnar, S.J. and M'Closkey, R.T.**, 1996, Regional dynamics and the status of amphibians, *Ecology*, 77: 2091–2097.

KAYNAKLAR (devam)

- Hecnar, S.J. and M'Closkey, R.T.**, 1998, Species richness patterns of amphibians in southwestern Ontario ponds, *Journal of Biogeography*, 25: 763–772.
- Hels, T. and Buchwald, E.**, 2001, The effect of road kills on amphibian populations, *Biological Conservation*, 99: 331-340.
- Hemelaar, A.**, 1988, Age, growth and other population characteristics of *Bufo bufo bufo* from different latitudes and altitudes, *Journal of Herpetology* 22: 369–388.
- Hero, J.M.**, 1989, A simple code for toe clipping anurans, *Herpetological Review*, 20: 66-67.
- Heyer, W.R., Rand, A.S., da Cruz, C.A.G. and Peixoto, O.L.**, 1988, Decimations, extinctions, and colonisations of frog populations in southeast Brazil and their evolutionary implications, *Biotropica*, 20: 230-235.
- Horne, M.T. and Dunson, W.A.**, 1995, Effects of low pH, metals and water hardness on larval amphibians, *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 29:500–505.
- Houlahan, J.E., Findlay, C.S., Schidt, B.R., Meyer, A.H. and Kuzmin, S.L.**, 2000, Quantitative evidence for global amphibian population declines, *Nature*, 404: 752–755.
- Ildos, A.S. and Ancona, N.**, 1994, Analysis of amphibian habitat preferences in a farmland area (Pop lain, northern Italy), *Amphibia-Reptilia*, 15:307-316.
- IUCN**, 2009, The IUCN Red list of threatened species. On line, URL: www.iucnredlist.org.

KAYNAKLAR (devam)

- Johansson, M., Räsänen, K. and Merilä, J.,** 2000, Comparison of nitrate tolerance between different populations of the common frog, *Rana temporaria*, *Aquatic Toxicology*, 54: 1-14.
- Kats, L.B. and Ferrer, R.P.,** 2003, Alien predators and amphibian declines: review of two decades of science and the transition to conservation, *Diversity and Distributions*, 9: 99–110.
- Kaya, U. and Erişmiş, U.C.,** 2001, Marsh frogs, *Rana ridibunda* in Lake Akören -26 August National Park (Afyon): A preliminary study of population size and a taxonomical evaluation, *Turkish Journal of Zoology*, 25: 31-34.
- Kaya, U., Çevik, İ.E. and Erişmiş, U.C.,** 2005, Population status of the Taurus frog *Rana holtzi* Werner (1898), in its terra typica: Is there a decline? *Turkish Journal of Zoology*, 29: 317-319.
- Kiesecker, J.M. and Blaustein, A.R.,** 1995, Synergism between UV-B radiation and pathogen magnifies amphibian embryo mortality in nature, *Proceedings of the National Academy of Sciences, U.S.A.*, 92: 11049-11052.
- Klee, O.,** 1991. Angewandte Hydrobiologie.- G. Theieme Verlag, 2. neubearbeitete und erweiterte Auflage, Stuttgart-New York, 272 p.
- Köse, T. ve İkiz, F.,** 2004, Yakala-Tekrar Yakala Yöntemine İlişkin Kapalı Populasyon Modelleri, *Ege Üniversitesi Ziraat Fakültesi Dergisi*, 41(2): 185-195.
- Krebs, C.J.,** 1989, Ecological methodology, *Harper Collins Publishers Inc.*, New York.

KAYNAKLAR (devam)

- Kumlutaş, Y., Durmuş, S.H. ve Ilgaz, Ç.**, 2000, Yamanlar Dağı ve Karagöl Civarındaki Kurbağa ve Sürüngenlerin Taksonomisi ve Ekolojisi, *Ekoloji Çevre Dergisi*, 10(37): 12-16.
- Kumlutaş, Y., Özdemir, A., Ilgaz, Ç. and Tosunoğlu, M.**, 2004, On the Amphibian and Reptile Species of Bozdağ (Ödemiş), *Turkish Journal of Zoology*, 28: 317-319.
- La Marca, E. and Reinhaller, H. P.**, 1991, Population changes in *Atelopus* species of the Cordillera de Merida, Venezuela, *Herpetological Review*, 22(4): 125-128.
- La Marca, E. Lips, K.R., Lötters, S., Puschendorf, R., Ibáñez, R., et al.**, 2005, Catastrophic population declines and extinctions in Neotropical harlequin frogs (Bufonidae: *Atelopus*), *Biotropica*, 37: 190–201.
- Lann, R. and Verboom, B.**, 1990, Effects of pool size and isolation on amphibian communities, *Biological Conservation*, 54:251–202.
- Lannoo, M.J.**, 2000, Conclusions drawn from the malformity and diseases section, Midwest Declining Amphibians Conference, 1998, *Journal of the Iowa Academy of Science*, 107:212–216.
- Laurance, W.F.**, 1996, Catastrophic declines of Australian rainforest frogs: is unusual weather responsible? *Biological Conservation*, 77: 203-212.
- Laurance, W.F., McDonald, K.R. and Speare, R.**, 1996, Epidemic disease and the catastrophic decline of Australian rain forest frogs, *Conservation Biology*, 10: 406-413.

KAYNAKLAR (devam)

- Lawler, S. P., Dritz, D., Strange, T. and Holyoak, M.,** 1999, Effects of introduced mosquitofish and bullfrogs on the threatened California red-legged frog, *Conservation Biology*, 13:613–622.
- Lebreton, J. D., Burnham, K. P., Clobert, J. and Anderson. D. R.,** 1992, Modeling survival and testing biological hypotheses using marked animals: A unified approach with case studies, *Ecological Monographs*, 62: 1-118.
- Leclair, R. and Laurin, G.,** 1996, Growth and body size in populations of mink frogs *Rana septentrionalis* from two latitudes, *Ecography*, 19: 296–304.
- Letnic, M. and Fox, B.J.,** 1997, The impact of industrial fluoride fallout on faunal succession following sand-mining of dry sclerophyll forest at Tomago, NSW, II. Myobatrachid frog recolonisation, *Biological Conservation*, 82: 137-146.
- Lettink, M. and Armstrong, D.P.,** 2003, An introduction to using mark-recapture analysis for monitoring threatened species. Pp. 5–32 in: Department of Conservation 2003: Using mark-recapture analysis for monitoring threatened species: introduction and case study, *Department of Conservation Technical Series*, 28: 63 p.
- Licht, L.E. and Grant. K.P.,** 1997, The effects of ultraviolet radiation on the biology of amphibians, *American Zoologist*, 37:137–145.
- Lips, K.R.,** 1998, Decline of a tropical montane amphibian fauna, *Conservation Biology*, 12: 106-117.
- Lips, K.R. and Mulcahy, D.G.,** 2004, Amphibian Population Declines in Montane Southern Mexico: Resurvey of historical Localities, *Biological Conservation*. 119:555-564.

KAYNAKLAR (devam)

- Lips, K.R., Reaser, J.K., Young, B.E. and Ibáñez, R.**, 2001, Amphibian monitoring in Latin America: a protocol manual, *Herpetological Circulars*, 30:1–116.
- Lips, K.R., Burrowes, P.A., Mendelson, J.R. and Parra-Olea, G.**, 2005, Amphibian population declines in Latin America: A Synthesis, *Biotropica*, 37(2): 222-226.
- Loman, J. and Lardner, B.**, 2006, Does pond quality limit frogs *Rana arvalis* and *Rana temporaria* in agricultural landscapes? A field experiment, *Journal of Applied Ecology*, 43(4):690–700.
- Long, L.E., Saylor, L.S. and Soulé, M.E.**, 1995, A pH/UV-B synergism in amphibians, *Conservation Biology*, 9: 1301-1303.
- MacKenzie, D.I. and Royle, J.A.**, 2007, Designing occupancy studies: general advice and allocating survey effort, *Journal of Applied Ecology*, 42: 1105-1114.
- MacKenzie, D.I., Nichols, J.D., Lachman, G.B., Droege, S., Royle, J.A. and Langtimm, C.A.**, 2002, Estimating occupancy rates when detection probabilities are less than one, *Ecology*, 83: 2248–2255.
- MacKenzie, D. I., Nichols, J.D., Hines, J.E., Knutson, M.G. and Franklin, A.B.**, 2003, Estimating site occupancy, colonization, and extinction when a species is detected imperfectly, *Ecology*, 84:2200–2207.
- Manchester, S.J. and Bullock, J.M.**, 2000, The impacts of non-native species on UK biodiversity and the effectiveness of control, *Journal of Applied Ecology*, 37: 845–864.

KAYNAKLAR (devam)

- Manenti, R., Ficetola, G.F. and De Bernardi, F.**, 2009, Water, stream morphology and landscape: complex habitat determinants for the fire salamander *Salamandra salamandra*, *Amphibia-Reptilia*, 30 (1): 7-15.
- Marco, A., Quilchano, C. and Blaustein, A.R.**, 1999, Sensitivity to nitrate and nitrite in pond-breeding amphibians from the Pacific Northwest, USA, *Environmental Toxicology and Chemistry* 18: 2836-2839.
- Marsh, D. M. and Trenham, P.C.**, 2001, Metapopulation dynamics and amphibian conservation, *Conservation Biology*, 15:40-49.
- Martof, B.S.**, 1953, Territoriality in the green frog, *Rana calamitians*, *Ecology*, 34: 165-174.
- McDiarmid, R.W.**, 1994, Data standarts, In: Heyer, W.R., Donnelly, M.A., McDiarmid, R.W., Hayek, L.C., Foster, M.S., (Eds), Measuring and Monitoring Biological Diversity: Standard methods for Amphibians, *Smithsonian Institution Press*, Washington D.C., pp. 57-60.
- Measey, G.J., Gower, D.J., Oommen, O.V. and Wilkinson, M.**, 2003, A mark-recapture study of the caecilian amphibian *Gegeneophis ramaswamii* (Amphibia: Gymnophiona: Caecilidae) in southern India, *The Zoological Society of London*, 261: 129-133.
- Meffe, G.K. and Carroll, C.R.**, 1997, Principles of Conservation Biology. 2nd edn, *Sinauer Associates*, Sunderland, Massachusetts.
- Mermer, A., Ayaz, D. and Çiçek, K.**, 2008, Abundance of Syntopic Newts, *Triturus karelinii* (Strauch, 1870) and *Triturus vittatus* (Gray, 1835), in Uludağ National Park (Bursa, Turkey), *Turkish Journal of Zoology*, 32: 59-64.

KAYNAKLAR (devam)

- Middleton, E.M., Herman, J.R., Celarier, E.A., Wilkinson, J.W., Carey, C. and Rusin, R.J.**, 2001, Evaluating ultraviolet radiation exposure with satellite data at sites of amphibian declines in central and south America, *Conservation Biology*, 15: 914-929.
- Moore, R.D., Griffiths, R.A. and Roman, A.**, 2004, Distribution of the Mallorcan midwife toad (*Alytes muletensis*) in relation to landscape topography and introduced predators, *Biological Conservation*, 116:327-332.
- Murphy, M.L. and Hall, J.D.**, 1981, Varied effects of clear-cut logging on predators and their habitat in small streams of the Cascade Mountains, Oregon, *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science*, 38: 137-145.
- Muths, E., Jung, R.E., Bailey, L.L., Adams, M.J., Corn, P.S., Dodd, Jr., C.K., Fellers, G.M., Sadinski, W.J., Schwalbe, C.R., Walls, S.C., Fisher, R.N., Gallant, A.L., Battaglin, W.A. and Green, D.E.**, 2005, Amphibian Research and Monitoring Initiative (ARMI): a successful start to a national program in the United States, *Applied Herpetology*, 2:355–372.
- Olgun, K., Baran İ. ve Tok, C.V.**, 1999, The Taxonomic Status of *Triturus vulgaris* (Linnaeus, 1758) Populations in Western Anatolia, Turkey. *Turkish Journal of Zoology* 23: 133-140.
- Olgun, K., Baran, İ. and Tok, C.V.**, 2001, Comparative morphology of *Triturus karelinii* populations from western and central Turkey (Amphibia: Urodela), *Zoology in the Middle East*, 22: 46-57.

KAYNAKLAR (devam)

- Osborne W.S.**, 1989, Distribution, relative abundance and conservation status of Corroboree frogs, *Pseudophryne corroboree* Moore (Anura: Myobatrachidae), *Australian Wildlife Research*, 16: 537-547.
- Otis, D.L., Burnham, K.P., White, G.C. and Anderson, D.R.**, 1978, Statistical inference for capture data on closed animal populations, *Wildlife Monographs*, Number 62.
- Oza, G.M.**, 1990, Ecological effects of the frog's legs trade, *Environmentalist*, 10: 39-41.
- Pavignano, I., Giacomini, C. and Castellano, S.**, 1990, A multivariate analysis of amphibian habitat determinants in north western Italy, *Amphibia-Reptilia*, 11:311–324.
- Pechmann, J.H.K. and Wake D.B.**, 1997, Declines and disappearances of amphibian populations. In: Meffe G.K. and Carroll C.R., (Eds.), *Principles of Conservation Biology. 2nd edn. Sinauer Associates*, Sunderland, Massachusetts, 135-137.
- Pechmann J.H.K., Scott D.E., Semlitsch R.D., Caldwell J.P., Vitt L.J. and Gibbons, J.W.**, 1991, Declining amphibian populations: the problem of separating human impacts from natural fluctuations, *Science*, 253: 892-895.
- Pechmann, J.H.K. and Wilbur, H.M.**, 1994, Putting declining amphibian populations in perspective: natural fluctuations and human impacts, *Herpetologica*, 50: 65-84.
- Pellet, J., Hoehn S. and Perrin, N.**, 2004, Multiscale determinants of tree frog (*Hyla arborea* L.) calling ponds in western Switzerland, *Biodiversity and Conservation*, 13: 2227–2235.

KAYNAKLAR (devam)

- Pellet, J. and Schmidt, B.R.**, 2005, Monitoring distributions using call surveys: estimating site occupancy, detection probabilities and inferring absence, *Biological Conservation*, 123: 27-35.
- Pellet, J., Helfer, V. and Yannic, G.**, 2007a, Estimating population size in the European tree frog (*Hyla arborea*) using individual recognition and chorus counts, *Amphibia-Reptilia*, 28: 287-294.
- Pellet, J., Fleishman, E., Dopkin, D.S., Gander, A. and Murphy, D.D.**, 2007b, An emprical evaluation of the area and isolation paradigm of metapopulation Dynamics, *Biological Conservation*, 136:483-495.
- Petersen, C.G.J.**, 1896, The yearly immigration of young plaice into the Limfjord from the German Sea, *Report of the Danish Biological Station*, 1895 6:1-77.
- Phillips, K.**, 1990, Frogs in trouble, *International Wildlife*, 20:4-11.
- Pollock, K. H.**, 1974,. A tag-recapture model allowing for unequal survival and catchability, *Biometrics*, 30: 384 (No. 2188).
- Pounds, J.A. and Crump, M.L.**, 1994, Amphibian declines and climate disturbance: the case of the golden toad and the harlequin frog, *Conservation Biology*, 8: 72-85.
- Pounds, J.A., Fodgen, M.P.L., Savage, J.M. and Gorman, G.C.**, 1997, Test of null models for amphibian declines on a tropical mountain, *Conservation Biology*, 11:1307–1322.
- Power, T., Clark, K.L. Harfenist, A. and Peakall, D.B.**, 1989, A review and evalution of the amphibian toxicological literature. Technical Report No. 61, *Canadian Wildlife Service, Headquarters*, Ottawa, ON, Canada.

KAYNAKLAR (devam)

- Raxworthy, C.J.**, 1988, A description and study of a new dwarf subspecies of smooth newt, *Triturus vulgaris*, from western Anatolia, Turkey, *Journal of Zoology* (Lond.), 215: 753-763.
- Richter, K.O. and Azous, A.L.**, 1995, Amphibian occurrence and wetland characteristics in the Puget Sound basin, *Wetlands*, 5:305–312.
- Ron, S.R., Duellman, W.E., Coloma, L.A. and Bustamante, M.R.**, 2003, Population Decline of the Jambato Toad *Atelopus ignescens* (Anura: Bufonidae) in the Andes of Ecuador, *Journal of Herpetology*, 37(1): 116-126.
- Ryser, J.**, 1988, Determination of growth and maturation in the common frog, *Rana temporaria*, by skeletochronology, *Journal of Zoology*, (Lond.) 216: 673-685.
- Santiago, R.R., Duellman, W.E., Coloma, L.A. and Bustamante, M.R.**, 2003, Population decline of the jambato toad *Atelopus ignescens* (Anura: Bufonidae) in the Andes of Ecuador, *Journal of Herpetology*, 37: 116-126.
- Sargent, L.**, 2000, Frog and toad population monitoring in Michigan, *Journal of the Iowa Academy of Science*, 107:195–199.
- Sayım, F., Başkale, E., Tarkhnishvili, D. and Kaya, U.**, 2009, Some water chemistry parameters of breeding habitats of the Caucasian salamander, *Mertensiella caucasica* in the Western Lesser Caucasus, *Comptes Rendus Biologies*, 332: 464-469.
- Schmidt, B.R. and Pellet, J.**, 2005, Relative importance of population processes and habitat characteristics in determining site occupancy of two anurans, *Journal of Wildlife Management*, 69: 884–893.

KAYNAKLAR (devam)

- Schmidt, B.R., Schaub, M. and Steinfartz, S.**, 2007, Apparent survival of the salamander *Salamandra salamandra* is low because of high migratory activity, *Frontiers in Zoology*, 19(4):1-7.
- Scott, J.M., Heglund, P.J., Samson, F., Haufler, J., Morrison, M., Raphael, M. and Wall, B.** (Eds.), 2002, Predicting Species Occurrences: Issues of Accuracy and Scale. *Island Press*, Covello, California, USA.
- Seale, D.B.**, 1980, Influence of amphibian larvae on primary production, nutrient flux, and competition in a pond ecosystem, *Ecology*, 61: 1531-1550.
- Semlitsch, R.D.**, 1998, Biological determination of terrestrial buffer zones for pond-breeding salamanders, *Conservation Biology*, 12:1113-1119.
- Semlitsch, R.D., Scott, D.E., Pechmann, J.H.K. and Gibbons J. W.**, 1996, Structure and dynamics of an amphibian community. Pp. 217-250 in M. L. Cody and J. A. Smallwood (Eds.), Long-term studies of vertebrate communities. *Academic Press*, San Diego.
- Shine, R.**, 1979, Sexual selection and sexual dimorphism in the amphibia, *Copeia*, 1979: 297-306.
- Sinsch, U. and Schneider, H.**, 1999, Taxonomic reassessment of Middle Eastern water frogs: Morphological variation among populations considered as *Rana ridibunda*, *R. bedriagae* or *R. levantina*, *Journal of Zoological Systematics and Evolutionary Research*, 37: 67-73.

KAYNAKLAR (devam)

- Skei, J.K., Dolmen, D.L., Rønning, L. and Ringsby, T.R.**, 2006, Habitat use during the aquatic phase of the newts *Triturus vulgaris* (L.) and *T. cristatus* (Laurenti) in central Norway: proposition for a conservation and monitoring area, *Amphibia-Reptilia*, 27: 309–327.
- Smith, L.L., Barichivich, W.J., Staiger, J.S., Smith, K.G and Dodd Jr. C.K.**, 2006, Detection Probabilities and Site Occupancy Estimates for Amphibians at Okefenokee National Wildlife Refuge, *The American Midland Naturalist*, 155(1):149-161.
- Smith, M.J., Schreiber, E.S.G., Scroggie, M.P. Kohout, M., Ough, K., Potts, J., Lennie, R., Turnbull, D., Jin, C. and Clancy, T.**, 2007, Associations between anuran tadpoles and salinity in a landscape mosaic of wetlands impacted by secondary salinisation, *Freshwater Biology*, 52: 75–84.
- Soulé, M.E.**, (ed.) 1986, Conservation Biology: Science of Scarcity and Diversity. *Sinauer Associates*, Sunderland, Massachusetts.
- Spieler, M. and Linsenmair, K.E.**, 1997, Choice of optimal oviposition sites by *Hoplobatrachus occipitalis* (Anura: Ranidae) in an unpredictable and patchy environment, *Oecologia*, 109:184–199.
- Stallard, R.F.**, 2001, Possible environmental factors underlying amphibian decline in eastern Puerto Rico: Analysis of U.S. government data archives, *Conservation Biology*, 15: 943- 953.
- Stuart, S., Chanson, J.S., Cox, N.A., Young, B.E., Rodrigues, A.S.L., Fishman, D.L. and Waller, R.W.**, 2004, Status and trends of amphibian declines and extinctions worldwide, *Science*, 306: 1783-1786.

KAYNAKLAR (devam)

- Su Kirliliği Kontrolü Yönetmeliği**, 1988, *T.C. Çevre ve Orman Bakanlığı* 51s.
- Tarkhnishvili, D.N. and Gokhelashvili, R.K.**, 1999, The Amphibians of the Caucasus, *Advances in Amphibian Research in the Former Soviet Union*, Vol. 4.
- Thurnheer, S. and Reyer, H.-U.**, 2001, Spatial distribution and survival rate of waterfrog tadpoles in relation to biotic and abiotic factors. a field experiment, *Amphibia-Reptilia*, 22: 21-32.
- Twitty, V.C.**, 1966, Of Scientists Salamanders, *Freeman*, San Francisco, California.
- Vertucci, F.A. and Corn, P.S.**, 1996, Evaluation of episodic acidification and amphibian declines in the Rocky Mountains, *Ecological Applications*, 6: 449-457.
- Vial, J.L. and Saylor, L.**, 1993, The Status of Amphibian Populations: Compilation and Analysis, *IUCN/SSC Declining Amphibian Populations Taskforce, Work Doc. No. 1*.
- Vitt, L.J., Caldwell, J.P., Wilbur H.M. and Smith, D.C.**, 1990, Amphibians as harbingers of decay, *Bioscience* 40: 418.
- Vos, C.C. and Stumpel, A.H.P.**, 1996, Comparison of habitat-isolation parameters in relation to fragmented distribution patterns in the tree frog (*Hyla arborea*), *Landscape Ecology*, 11:203–214.
- Wake, D.B.**, 1991, Declining Amphibian Populations, *Science*, 253:860.
- Webb, C.E. and Joss, J.**, 1997, Does predation by fish *Gambusia holbrooki* (Atheriniformes: Poeciliidae) contribute to declining frog populations? *Australian Zoologist*, 30: 316-324.

KAYNAKLAR (devam)

- Welsh, H.H. and Ollivier, L.M.**, 1998, Stream amphibians as indicators of ecosystem stress: a case study from California's redwoods, *Ecological Applications*, 8(4):1118-1132.
- Werner, J.K., and McCune, M.B.**, 1979, Seasonal Changes in Anuran Populations in a Northern Michigan Pond, *Journal of Herpetology*, 13:101-104.
- Werner, E.E. and Glennemeier, K.S.**, 1999, Influence of forest canopy cover on the breeding pond distributions of several amphibian species, *Copeia*, 1999:1–12.
- Werner, E.E., Skelly, D.K., Relyea, R.A. and Yurewicz, K. L.**, 2007, Amphibian species richness across environmental gradients, *Oikos*, 116(10):1697-1712.
- Wilson, L.D. and McCranie, J.R.**, 1994, Rotenone hazards to amphibians and reptiles, *Herpetological Review*, 25: 150-153.
- Woolbright, L.L.**, 1997, Local extinctions of anuran amphibians in the Luquillo experimental forest of northeastern Puerto Rico, *Journal of Herpetology*, 31: 572-576.
- Wyman, R.L.**, 1990, What's happening to the amphibians? *Conservation Biology*, 4: 350–352.
- Young, B.E., Lips, K.R., Reaser, J.K., Ibáñez, R., Salas, A.W., Cedeño, J. R., Coloma, L.A. Ron, S., La Marca, E., Meyer, J.R., Muñoz, A., Bolaños, F., Chaves, G., and Romo, D.**, 2001, Population Declines and Priorities for Amphibian Conservation in Latin America, *Conservation Biology*, 15(5): 1213-1223.

KAYNAKLAR (devam)

Zimmerman, B.L. 1994, Audio Strip Transects. In: Heyer, W.R., Donnelly, M.A., McDiarmid, R.W., Hayek, L.C., Foster, M.S., (Eds), *Measuring and Monitoring Biological Diversity: Standard methods for Amphibians*, *Smithsonian Institution Press*, Washington D.C., pp. 92-97.

6. ÖZGEÇMİŞ

Araştırmacı, 1977 yılında Isparta-Yalvaç'ta doğdu. İlk, Orta ve Lise öğrenimini tamamladıktan sonra 1995 yılında Dokuz Eylül Üniversitesi, Buca Eğitim Fakültesi, Biyoloji Bölümü'nü kazandı. 1999 yılında bu fakülteden mezun olduktan sonra Afyon-Emirdağ'a bağlı Yukarı Kurudere İlköğretim Okulu'nda 1 yıl süre ile sınıf öğretmenliği yaptı. 2000 yılında Pamukkale Üniversitesi, Fen Edebiyat Fakültesi, Biyoloji Bölümü'nde Araştırma Görevliliğini kazandı. 2000-2003 yılları arasında Yüksek Lisans Tezini tamamladı. Aynı yıl içersinde doktorasını yapmak üzere Ege Üniversitesi, Fen Fakültesi, Biyoloji Bölümü'ne görevlendirildi. Araştırmacının, yurtiçi ve yurtdışı bilimsel makalelerinin yanısıra ulusal ve uluslararası sempozyumlarda sözlü ve poster sunumları mevcuttur. İyi derecede İngilizce bilmektedir. Evli ve bir çocuk babasıdır.