

***PINUS BRUTIA* ORMAN EKOSİSTEMLERİNDE KÜÇÜK
MEMELİ KOMÜNİTESİ ÜZERİNE YANGININ UZUN DÖNEM
ETKİSİ VE YANGIN SONRASI KOMÜNİTE YAPISININ
DEĞİŞİMİ ÜZERİNE ÇALIŞMALAR**

**STUDIES ON LONG-TERM EFFECTS OF FIRE ON SMALL
MAMMAL COMMUNITY AND CHANGES OF COMMUNITY
STRUCTURE AFTER FIRE IN *PINUS BRUTIA* FOREST
ECOSYSTEMS**

BURÇİN YENİSEY KAYNAŞ

Hacettepe Üniversitesi

Lisansüstü Eğitim – Öğretim ve Sınav Yönetmeliğinin

BİYOLOJİ Anabilim Dalı İçin Öngördüğü

DOKTORA TEZİ

olarak hazırlanmıştır.

2008

Fen Bilimleri Enstitüsü Müdürlüğü'ne,

Bu çalışma jürimiz tarafından **BİYOLOJİ ANABİLİM DALI** 'nda **DOKTORA TEZİ** olarak kabul edilmiştir.

Başkan :.....
Prof. Dr. Ayşe BOŞGELMEZ

Üye (Danışman) :.....
Prof. Dr. Behzat GÜRKAN

Üye :.....
Prof. Dr. Ercüment ÇOLAK

Üye :.....
Prof. Dr. Selim S. ÇAĞLAR

Üye :.....
Doç. Dr. S. Bülent ALTEN

ONAY

Bu tez/...../..... tarihinde Enstitü Yönetim Kurulunca kabul edilmiştir.

Prof. Dr. Erdem YAZGAN
Fen Bilimleri Enstitüsü Müdürü

Dedem Hüseyin Yıldız'ın anısına...

PINUS BRUTIA ORMAN EKOSİSTEMLERİNDE KÜÇÜK MEMELİ KOMÜNİTESİ ÜZERİNE YANGININ UZUN DÖNEM ETKİSİ VE YANGIN SONRASI KOMÜNİTE YAPISININ DEĞİŞİMİ ÜZERİNE ÇALIŞMALAR

Burçin Yenisey Kaynaş

ÖZ

Bu çalışmada, Marmaris ve çevresinde farklı tarihlerde yanan *Pinus brutia* Ten., 1811 (kızılcım) orman ekosistemlerinde süksesyonel gradiyente bağı olarak küçük memeli komünite yapısı değişimleri ve bu değişimlere neden olan ana faktörler araştırılmıştır. Bu amaçla, bir süksesyonel gradiyent oluşturmak için farklı tarihlerde yangına maruz kalan yedi alan (3, 6, 8, 9, 10, 16 ve 26 yıl önce yanmış) ve uzun süredir yanmamış bir alan (en az 50 yıldır) seçilmiştir. Süksesyonel evreleri temsil etmek üzere üç, uzun süredir yanmamış evreyi temsil etmek üzere iki tekrar alanında (en az 50 ve en az 80 yıldır yanmamış), aralarında 10 m mesafe bulunan 5 x 5'lik 25 adet Sherman tipi canlı yakalama tuzağı bulunduran grid kullanılarak küçük memeli komünitesi örneklemeleri gerçekleştirilmiştir. Ayrıca, küçük memeli komünitelerini etkileyen habitat özelliklerini belirlemek amacıyla, her tekrar alanındaki grid içinde bulunan 9 tuzak noktasının merkezinde ve çevresindeki 9 noktada bulunan bitki türü, bitkinin o noktadaki boyu, bitkinin maksimum boyu ve toprak üstü tabakasının niteliği kaydedilmiştir.

Bu çalışmada yakalanan türler, *Apodemus mystacinus* (Danford and Alston, 1877), *Apodemus flavicollis* (Melchior, 1834), *Mus macedonicus* Petrov & Ružić, 1982, *Crocidura suaveolens* (Pallas, 1811), *Rattus rattus* (Linnaeus, 1758) ve *Dryomys nitedula* (Pallas, 1779)'dır. Türlerin birey sayılarının süksesyonel gradiyente bağı olarak bir değişim gösterdiği tespit edilmiştir. En yaşlı tekrar alan haricinde, tüm süksesyonel evrelerde *A. mystacinus* baskındır. Erken süksesyonel evrelerde, *A. mystacinus* ve *M. macedonicus* bir arada bulunmaktadır. Süksesyonel gradiyent boyunca ilerledikçe *M. macedonicus* birey sayısı azalmakta, *A. flavicollis* birey sayısı artmaktadır. *C. suaveolens* en erken süksesyonel evrenin dışındaki tüm evrelerde yakalanmıştır. *D. nitedula* türünün sadece bir evreyi tercih ettiği bulunmuştur.

Habitat özelliklerini tespit etmek için yapılan ölçümlerde mikrohabitat değişkenleri, temel vejetasyon özellikleri, bitki fonksiyonel grupları ve toprak üstü tabakasının özellikleri olmak üzere üç gruba ayrılmıştır. Mikrohabitat değişkenleri ile küçük memeli türlerine ait birey sayıları arasında ilişki bulunmuş ve bu üç mikrohabitat değişken grubunun da küçük memeli komünite yapısındaki değişimi açıklamada önemli olduğu saptanmıştır. Sonuç olarak, yangın sonrası küçük memeli komünite yapısındaki değişimin habitat yapısındaki değişime bağlı olarak gerçekleştiği tespit edilmiştir.

Anahtar Kelimeler: Mikrohabitat, habitat tercihi, süksesyon, küçük memeli komünitesi.

Danışman: Prof. Dr. Behzat GÜRKAN, Hacettepe Üniversitesi, Biyoloji Bölümü, Ekoloji Anabilim Dalı.

STUDIES ON LONG-TERM EFFECTS OF FIRE ON SMALL MAMMAL COMMUNITY AND CHANGES OF COMMUNITY STRUCTURE AFTER FIRE IN *PINUS BRUTIA* FOREST ECOSYSTEMS

Burçin Yenisey Kaynaş

ABSTRACT

In the present study, changes of small mammal community structure along successional gradient, and main factors that cause these changes were studied in areas burned in different years in *Pinus brutia* Ten., 1811 (Turkish red pine) forest ecosystems in Marmaris region. Seven areas burned in different years (3, 6, 8, 9, 10, 16 and 26 years ago) and an area remained unburned for long-term were chosen to constitute a successional gradient. Three replication sites in each successional stage burned in different years and two of those (unburned for 50 and 80 years) in the area unburned for long-term were selected. In each replication sites, small mammal community was sampled with using a 5 x 5 grid which constitutes 25 Sherman live traps set with 10 m intervals. Furthermore, to determine habitat features which affect small mammal community, plant species, plant height, maximum plant height and surface features were recorded at 9 points at the center and around of the nine trap points in each grid.

The species captured in this study were *Apodemus mystacinus* (Danford and Alston, 1877), *Apodemus flavicollis* (Melchior, 1834), *Mus macedonicus* Petrov & Ružić, 1982, *Crocidura suaveolens* (Pallas, 1811), *Rattus rattus* (Linnaeus, 1758) and *Dryomys nitedula* (Pallas, 1779). It was determined that abundances of species changed in relation to successional gradient. *A. mystacinus* was the dominant species in each successional stages except the oldest replication site. In early successional stages, *A. mystacinus* and *M. macedonicus* coexisted. Abundance of *M. macedonicus* decreased and abundance of *A. flavicollis* increased with successional age. *C. suaveolens* was captured in all successional stages except the earliest one. It was found that *D. nitedula* preferred only one successional stage.

The microhabitat variables were grouped into three parts: main vegetation features, plant functional groups and surface features. Correlation were found between the microhabitat variables and the abundances of small mammal species and it was determined that all of the groups of microhabitat variables are of importance to explain the changes structure of small mammal community. In conclusion, it was found that the changes of structure of the small mammal community after fire are depending on the changes of habitat structure.

Keywords: Microhabitat, habitat selection, succession, small mammal community.

Advisor: Prof. Dr. Behzat GÜRKAN, Hacettepe University, Department of Biology, Ecology Section.

TEŞEKKÜR

Bu tez çalışmasının gerçekleşmesi için olumlu tavrı ve destekleyici tutumu ile en uygun koşulları oluşturan tez danışmanım Prof. Dr. Behzat Gürkan'a,

tezin tüm aşamalarında yapıcı görüş ve eleştirileri ile katkıda bulunan Prof. Dr. Ayşe Boşgelmez ve Doç. Dr. S. Bülent Alten'e, tezin son halini almasında katkılarını esirgemeyen Prof. Dr. Ercüment Çolak ve Prof. Dr. Selim S. Çağlar'a,

özellikle arazi çalışmaları, bitki tür teşhisleri ve tezin erken versiyonundaki değerlendirmeleri ile çalışmanın her aşamasında desteğini gördüğüm çalışma arkadaşım Çağatay Tavşanoğlu'na,

arazi çalışmaları sırasında ve tezin metin kısmındaki düzeltmelerde yardımını esirgemeyen çalışma arkadaşım Anıl Soyumert'e, yine arazi çalışmaları sırasında büyük özveriyle yardımcı olan arkadaşlarım başta Filiz Yeni, Yasin İlemin, Okan Ürker ve Hüseyin Yılmaz olmak üzere Oksal Macar ve Aydanur Yılmaz'a, istatistiksel analiz ve değerlendirmelerde yardımını esirgemeyen İsmail K. Sağlam'a,

sorumlulukları altındaki bölgelerde bu çalışmanın yapılmasına olanak tanıdıkları ve gerektiğinde lojistik destek sağladıkları için Marmaris Milli Parklar Mühendisliğine, Çetibeli Orman İşletme Müdürlüğü'ne ve Aksaz Deniz Üs Komutanlığına,

son olarak bu tez çalışmasının her aşamasında büyük desteklerini gördüğüm sevgili aileme, arazi çalışmalarından tezin yazım aşamasında kadar her zaman yanımda olan ve desteğini esirgemeyen eşim Sinan Kaynaş'a teşekkür ederim.

Bu tez çalışması, Hacettepe Üniversitesi Bilimsel Araştırmalar Birimi tarafından 02.02.601.004 ve 08.T04.604.002 no'lu projelerle desteklenmiştir.

İÇİNDEKİLER DİZİNİ

	<u>sayfa</u>
ÖZ	i
ABSTRACT	iii
TEŞEKKÜR	v
İÇİNDEKİLER DİZİNİ	vi
ŞEKİLLER DİZİNİ	viii
ÇİZELGELER DİZİNİ	xi
SİMGELER VE KISALTMALAR DİZİNİ	xii
1. GİRİŞ	1
2. GENEL BİLGİLER	4
2.1. Akdeniz İklim Tipi ve Ekosistemleri	4
2.1.1. Akdeniz İklimi	4
2.1.2. Akdeniz ekosistemleri ve yangın	5
2.1.3. Akdeniz ekosistemlerinde süksesyon ve süksesyon modelleri	6
2.2. Türkiye’de Orman Yangınları	8
2.3. Küçük memeliler	9
3. YÖNTEM	12
3.1. Çalışma Bölgesi	12
3.1.1. Çalışma bölgesinin seçimi	12
3.1.2. Çalışma bölgesinin genel özellikleri	13
3.2. Örneklem Tasarımı	13
3.2.1. Küçük memeli komünitesi örneklemeleri	18
3.2.1.1. Küçük memeli örneklemelerinde karşılaşılan aksaklıklar	23
3.2.2. Mikrohabitat değişkenleri	23
3.3. Verilerin değerlendirilmesi	26
3.3.1. Küçük memeli komünitesi	26
3.3.2. Mikrohabitat değişkenlerinin değerlendirilmesi	29
4. SONUÇLAR	33
4.1. Mikrohabitat analizi	33
4.1.1. Temel vejetasyon özellikleri	33
4.1.2. Bitki fonksiyonel grupları	41
4.1.3. Topraküstü tabakasının özellikleri	51
4.1.4. Mikrohabitat özellikleri açısından süksesyonal evreler arasındaki benzerlik	55
4.2. Küçük memeli komünitesi	56
4.2.1. Küçük memeli komünite parametreleri	56
4.2.1.1. Tür zenginliği	56
4.2.1.2. Tür çeşitliliği	57
4.2.1.3. Benzerlik	58
4.2.2. Türlerin süksesyonal gradiyentteki değişimi	59
4.2.2.1. <i>Apodemus mystacinus</i>	60
4.2.2.2. <i>Mus macedonicus</i>	63
4.2.2.3. <i>Apodemus flavicollis</i>	64
4.2.2.4. <i>Crocidura suaveolens</i>	65
4.2.2.5. <i>Rattus rattus</i> ve <i>Dryomys nitedula</i>	66
4.2.3. Süksesyonal evrelerdeki küçük memeli komünite yapısı	67

4.2.3.1.	3 yıl önce yangın geçiren süksesyonel evre	67
4.2.3.2.	6 yıl önce yangın geçiren süksesyonel evre	68
4.2.3.3.	9 yıl önce yangın geçiren süksesyonel evre	70
4.2.3.4.	10 yıl önce yangın geçiren süksesyonel evre	71
4.2.3.5.	16 yıl önce yangın geçiren süksesyonel evre	73
4.2.3.6.	26 yıl önce yangın geçiren süksesyonel evre	74
4.2.3.7.	Uzun süredir yanmamış evre (olgun <i>P. brutia</i> ormanı)	75
4.2.4.	Habitat değişiminin küçük memeli komünitesi üzerine etkisi	76
4.2.4.1.	Bitki türlerinin örtüşleri ile küçük memeli türleri arasındaki ilişki.....	76
4.2.4.2.	Küçük memeli türlerinin mikrohabitat değişkenleri ile ilişkileri.....	77
5.	TARTIŞMA	81
5.1.	Mikrohabitat yapısı	81
5.2.	Küçük memeli komünitesi.....	83
5.2.1.	Küçük memeli süksesyonu.....	84
5.2.2.	Süksesyonel evreler.....	95
5.2.3.	Mevsimsel dalgalanma.....	100
5.2.4.	Küçük memeli süksesyonu için geliştirilen mekanizmalar	100
KAYNAKLAR	103

ŞEKİLLER DİZİNİ

	<u>sayfa</u>
Şekil 3.1. Marmaris'in ombrotermik iklim diyagramı.....	15
Şekil 3.2. 3, 6, 8, 9, 10 yıl önce yanmış ve uzun süredir yanmamış <i>P. brutia</i> ormanlarının genel görünümü	16
Şekil 3.3. Çalışma alanı olarak seçilen farklı tarihlerde yanan orman alanları	17
Şekil 3.4. Küçük memeli örneklemeleri için kullanılan 5x5'lik 25 tuzak istasyonu bulunduran grid ve bu grid içinde mikrohabitat değişkenleri için ölçüm yapılan tuzak noktaları.....	20
Şekil 3.5. Tekrar alanındaki flamalar ve Sherman tipi tuzak, markalama ve ölçüm çalışmaları.	21
Şekil 3.6. 8 yıl önce yanan alanın 2. tekrar alanında kurulan foto-tuzakla tespit edilen <i>M. meles</i> bireyi	24
Şekil 3.7. Predatörler tarafından zarar görmüş tuzak	24
Şekil 3.8. En iyi temsil alanını belirlemek amacıyla 6 yıl önce yanan süksesyonel evrenin 3. tekrar alanındaki tuzak noktalarında tespit edilen bitki tür sayılarının tuzak nokta sayısına bağlı değişimi	25
Şekil 4.1. Tür zenginliği, tabakalılık, toplam örtüş ve vejetasyon yüksekliği değerlerinin süksesyonel gradiyente bağlı olarak değişimleri ve bu değişkenlerin süksesyonel evrelerdeki değerleri	39
Şekil 4.2. Süksesyonel evrelere ait tekrar alanlarının tür zenginliği, tabakalılık, toplam örtüş ve vejetasyon yüksekliği değerleri	40
Şekil 4.3. Toplam sürgün ve tohum örtüşü ile tür zenginliği değerlerinin süksesyonel gradiyente bağlı olarak değişimleri ve bu değişkenlerin süksesyonel evrelerdeki değerleri	42
Şekil 4.4. Süksesyonel evrelere ait tekrar alanlarının toplam sürgün ve toplam tohum stratejileri örtüş ve tür zenginliği değerleri.....	43
Şekil 4.5. Tepe tohum bankasına sahip zorunlu tohum stratejisinin örtüş değerlerinin süksesyonel gradiyente bağlı olarak değişimleri ve bu değişkenin süksesyonel evrelerdeki değerleri	43
Şekil 4.6. Zorunlu sürgün ve toprak tohum bankasına sahip zorunlu tohum stratejilerinin örtüş ve tür zenginliği değerlerinin süksesyonel	

gradiyente bağlı olarak değişimleri ve bu değişkenin süksesyonel evrelerdeki değerleri.....	44
Şekil 4.7. Süksesyonel evrelere ait tekrar alanlarının zorunlu sürgün toprak tohum ve tepe tohum bankasına sahip zorunlu tohum stratejileri örtüş ve tür zenginliği değerleri.....	45
Şekil 4.8. Süksesyonel evrelerdeki ve bu evrelere ait tekrar alanlarında tespit edilen fakültatif sürgün ile tohum bankasına sahip olmayan zorunlu tohum örtüşü ve tür zenginliği değerleri.....	46
Şekil 4.9. Ağaç ve tırmanıcı örtüşlerinin süksesyonel gradiyente bağlı olarak değişimi ve tekrar alanlarındaki değerleri	47
Şekil 4.10. Süksesyonel evrelere ait tekrar alanlarındaki ağaç ve tırmanıcı örtüş tür zenginliği değerleri	48
Şekil 4.11. Çalı ve kısa çalı örtüş ile tür zenginliği değerlerinin süksesyonel gradiyente bağlı olarak değişimi ve süksesyonel evrelerdeki değerleri.....	49
Şekil 4.12. Süksesyonel evrelere ait tekrar alanlarının çalı ve kısa çalı örtüş ile tür zenginliği değerleri.....	50
Şekil 4.13. Yaprak, dal ve ibre örtüşlerinin süksesyonel gradiyent boyunca değişimi ve süksesyonel evrelerdeki değerleri	52
Şekil 4.14. Süksesyonel evrelere ait tekrar alanlarının yaprak, dal ve ibre örtüş değerleri	53
Şekil 4.15. Süksesyonel gradiyent boyunca toprak, taş ve kaya örtüşlerinin değişimi ve süksesyonel evrelere ait örtüş değerleri.....	54
Şekil 4.16. Tekrar alanlarına ait toprak, taş ve kaya örtüşü değerleri	55
Şekil 4.17. Mahalanobis uzaklığı ile süksesyonel evreler arasındaki benzerliği gösteren dendogram.....	56
Şekil 4.18. Süksesyonel evrelerde ve bu süksesyonel evrelere ait tekrar alanlarında tespit edilen küçük memeliler komünitesi tür zenginliği değerleri	57
Şekil 4.19. Süksesyonel evrelerdeki tekrar alanlarına ait Shannon çeşitlilik indeksi değerleri	58
Şekil 4.20. Süksesyonel evrelere ait tekrar alanları arasındaki benzerliği gösteren dendogram	59

Şekil 4.21. Süksesyonel gradiyent boyunca <i>A. mystacinus</i> , <i>M. macedonicus</i> , <i>A. flavicollis</i> ve <i>C. suaveolens</i> türlerine ait birey sayılarının değişimi.....	60
Şekil 4.22. <i>A. mystacinus</i> türüne ait birey sayısı, yerli birey sayısı ve tekrar yakalanma oranlarının süksesyonel gradiyente bağlı değişimi.....	61
Şekil 4.23. 3 ve 10 yıl önce yangın geçirmiş evrelerde örnekleme süresi boyunca yakalanmış 3 dişi bireyin vücut ağırlıklarındaki değişim.....	62
Şekil 4.24. <i>M. macedonicus</i> 'ün birey sayısı, yerli birey sayısı ve tekrar yakalanma oranlarının süksesyonel gradiyente bağlı değişimi.....	64
Şekil 4.25. <i>A. flavicollis</i> birey sayısı ve tekrar yakalanma oranlarının süksesyonel gradiyente bağlı olarak değişimi	65
Şekil 4.26. <i>C. suaveolens</i> birey sayısı ve tekrar yakalanma oranlarının süksesyonel gradiyent boyunca değişimi	66
Şekil 4.27. <i>R. rattus</i> ve <i>D. nitedula</i> türlerinin birey sayılarının süksesyonel gradiyent boyunca değişimi.....	67
Şekil 4.28. 3 yıl önce yangın geçirmiş süksesyonel evre ve tekrar alanlarında tespit edilen küçük memeli türlerinin birey sayılarının örnekleme dönemi boyunca değişimi	68
Şekil 4.29. 6 yıl önce yangın geçirmiş süksesyonel evre ve tekrar alanlarında tespit edilen küçük memeli türlerinin birey sayılarının örnekleme dönemi boyunca değişimi	70
Şekil 4.30. 9 yıl önce yangın geçirmiş süksesyonel evre ve tekrar alanlarında tespit edilen küçük memeli türlerinin birey sayılarının örnekleme dönemi boyunca değişimi	71
Şekil 4.31. 10 yıl önce yangın geçirmiş süksesyonel evre ve tekrar alanlarında tespit edilen küçük memeli türlerinin birey sayılarının örnekleme dönemi boyunca değişimi	72
Şekil 4.32. 16 yıl önce yangın geçirmiş süksesyonel evre ve tekrar alanlarında tespit edilen küçük memeli türlerinin birey sayılarının örnekleme dönemi boyunca değişimi	74
Şekil 4.33. 26 yıl önce yangın geçirmiş süksesyonel evre ve tekrar alanlarında tespit edilen küçük memeli türlerinin birey sayılarının örnekleme dönemi boyunca değişimi	75
Şekil 4.34. Uzun süredir yanmamış evreyi temsil eden tekrar alanlarında tespit edilen küçük memeli türlerinin birey sayılarının örnekleme dönemi boyunca değişimi.....	76

ÇİZELGELER DİZİNİ

sayfa

Çizelge 2.1. Batı Akdeniz ülkelerindeki toplam ormanlık alan büyüklüğü ve 1997-2006 yılları arasında toplam yanan alan miktarı ve yangın sayısı	8
Çizelge 3.1. Ön arazi çalışmaları yapılan yangın alanları.....	12
Çizelge 3.2. Süksesyonel evrelere ait tekrar alanlarının konumsal özellikleri	15
Çizelge 3.3. Küçük memeli kayıt formu örneği.....	22
Çizelge 3.4. Rejenerasyon stratejilerine göre gruplandırılan bitki fonksiyonel gruplarının hayat öyküsü özellikleri.....	32
Çizelge 4.1. Süksesyonel evrelerde tespit edilen bitki türlerine ait ortalama örtüş değerlerinin ve bitki türlerinin ait olduğu bitki fonksiyonel grupları	35
Çizelge 4.2. Süksesyonel verilere ait tekrar alanlarında tespit edilen bitki türlerinin örtüş değerleri.....	37
Çizelge 4.3. Tabakalılık ve örtüş değişkenleri açısından süksesyonel evreler arasında Tukey HSD çoklu karşılaştırma testi ile elde edilen p değerleri	40
Çizelge 4.4. Bitki fonksiyonel grupları ile Temel bileşenler analizi kullanılarak elde edilmiş bileşenler arasındaki korelasyon katsayısı değerleri	50
Çizelge 4.5. 1. bileşen ve 2. bileşen açısından süksesyonel evreler arasında Tukey HSD testi ile tespit edilen p değerleri.....	51
Çizelge 4.6. Spearman sıra korelasyon katsayısı ile aralarında anlamlı ilişki bulunan ($p < ,05$) küçük memeli ve bitki türleri	79
Çizelge 4.7. Spearman sıra korelasyon katsayısı ile aralarında anlamlı ilişki bulunan ($p < ,05$) küçük memeli türleri ve mikrohabitat değişkenleri	80

SİMGELER VE KISALTMALAR DİZİNİ

ha	Hektar
mm	Milimetre
°	Derece
'	Dakika
K	Kuzey
D	Doğu
°C	Santigrat derece
Zs	Zorunlu sürgün stratejisi
Fs	Fakültatif sürgün stratejisi
Zt1	Zorunlu tohum stratejisi (tepe tohum bankası)
Zt2	Zorunlu tohum stratejisi (toprak tohum bankası)
Zt3	Zorunlu tohum stratejisi (tohum bankası yok)
n	Örneklem büyüklüğü
ort	Ortalama
sd	Standart sapma
TYO	Tekrar yakalanma oranları
MANOVA	Çok değişkenli tek yönlü varyans analizi

1. GİRİŞ

Yangın, Akdeniz ormanlarını şekillendiren eski ve yaygın bir ekolojik güçtür (Prodon et al, 1987). Yenilenmesi yaklaşık 20 yıllık bir sürede tamamlanan habitatların, çok kısa bir zaman aralığı içinde büyük oranda değişmesine açar (Haim et al., 1997). Akdeniz ekosistemleri evrimsel süreçte yangınla birlikte gelişmiş ve adaptif özellikler geliştirmişlerdir (Arianoutsou, 2002). Akdeniz iklim tipine sahip bölgelerdeki bitki ve hayvan komüniteleri, yangın gibi zarar verici bir müdahale sonrasında olağanüstü bir yenilenme kapasitesine sahiptir. Bir stres dönemi ya da müdahale sonrasında önceki yapının tekrar meydana gelme süreci “esneklik” (resilience) olarak adlandırılır (Dell et al, 1986). Esneklik bu süreçte ekosistem özelliklerinin yenilenmesi ya da değişiminin derecesi, biçimi ve hızını kapsar (Westman, 1986; Malanson, 1987). Birçok araştırmacı tarafından, Akdeniz havzasında yangın sonrasında bitki tür kompozisyonun çok hızlı bir şekilde yangından önceki haline dönmesi olarak adlandırılan otosüksesyon (Trabaud, 1994; Vallejo, 1999; Tavşanoğlu, 2002) esnekliğin iki ekstrem tipinden birini oluşturur. Buna göre müdahaleden önceki bitki türlerinin tümü müdahaleden sonraki tüm zamanlarda bulunmasına rağmen, bitki türlerinin hayat döngüsü evreleri ve nispi bollukları büyük değişiklik gösterir (Grubb and Hopkins, 1986). Tür kompozisyonun dışında ortaya çıkan bu farklılıklar vejetasyonun yapısal bileşenlerinde değişiklikler meydana gelmesine neden olur.

En geniş yayılışını Akdeniz havzasının doğusunda ve özellikle Anadolu’da gerçekleştiren kızılçam (*P. brutia*) ormanları Türkiye’nin Akdeniz, Ege ve Marmara bölgelerinin özellikle kıyıya bakan yamaçlarında geniş ve saf ormanlar oluşturmuştur (Neyişçi, 1987). Çam ormanları, 10 m ve üzerindeki yükseklikte çam ağaçlarının oluşturduğu bir taç tabakası ve 5 m ve altındaki yükseklikte bulunan çalı ve birkaç ağaç türü ile temsil edilen taç altı tabakasından oluşur (Haim and Izhaki, 2000).

Küçük memeliler beslenme ve örtüş için vejetasyona bağlı olmaları (Fox, 1982), predatörlerin besin kaynaklarını oluşturmaları (Torre and Díaz, 2004), ekosistemin üç temel tabakasında bulunabilmeleri (Prodon et al., 1987), ve mikrohabitat değişimlerine hassas olmaları (Dueser and Shugart, 1978) bakımından birçok farklı ekosistemde ekolojik indikatör olarak kullanılırlar (Prodon et al., 1987; Gagné et al., 1999). Bu nedenle ekolojik mekanizmaların doğal ekosistemlerde işleyişi (Crowell

and Pimm, 1976; Morris, 1987; Morris, 1988; Morris et al., 2000), farklı yönetim uygulamalarının (Happold and Happold, 1987; Sullivan and Boateng, 1996) ve yangın gibi doğal müdahale tiplerinin etkisi (Sgardelis and Margaris, 1992; Izhaki et al., 1993; Haim and Izhaki, 1994; Haim et al., 1996a; Haim et al., 1997; Monimeau et al., 2002) ile ilgili çalışmalarda sıklıkla kullanılan bir gruptur. Yangının küçük memeliler üzerine etkisi doğrudan ve dolaylı olmak üzere iki grupta incelenebilir. Yangının doğrudan etkisi, yaralanma, yüksek sıcaklık ve toksik gazlar nedeniyle meydana gelen mortalite (Sutherland and Dickman, 1999), içe göç ya da dışa göç gibi şekillerde ortaya çıkar. Bu etkiler, hayvanların hareketliliğine ve yangının büyüklüğüne, hızı ile şiddetine bağlıdır (Kimmins, 1987; Quinn, 1994; Whelan, 1995; DeBano et al., 1998; Smith, 2000). Yangının dolaylı etkisi yangın sonrası değişen habitat yapısına bağlıdır. Yangın sonrası, ortadan kalkan yoğun vejetasyon ve döküntü tabakasına ihtiyaç duyan türler ortadan kaybolur, buna karşın açık habitatları tercih eden istilacı türler alana yerleşir. Yangından sonra türlerin habitat gereksinimleri süksesyonel gradient boyunca değişen habitatların özellikleriyle örtüştüğünde bu türler alana girer ve bollukları artar, habitat özellikleri türün habitat tercihiyle uyuşmadığında ise alandan çıkar (Fox, 1982). Buna küçük memeli süksesyonu denir.

Akdeniz çam ormanları Palearktik kökenli *A. mystacinus*, *A. flavicollis*, *R. rattus* (Haim et al., 1996a) ve *C. suaveolens* (Haim et al., 1997) küçük memeli türlerinin habitatını oluşturmaktadır. *Apodemus* türleri, orman ya da yoğun vejetasyona bağlı iklimsel koşullara iyi uyum sağlamışlardır (Abramsky, 1981; Haim et al., 1996b). Akdeniz ekosistemlerinde daha çok yangın sonrası erken süksesyonel evrelerde bulunan *M. macedonicus* türü ise orman kenarlarını tercih etmektedir (Haim and Izhaki, 1994).

Birçok ekosistemde yangın sonrası küçük memeli süksesyonu ile ilgili çalışmalar yapılmış ve değişen habitat yapısına bağlı olarak küçük memeli komünitesindeki değişimin belirli bir sıra izlediği ortaya konmuştur. Bu çalışmalar arasında Doğu Akdeniz'de özellikle de İsrail'de yapılan çalışmalar önemli yer tutmaktadır. Ancak Doğu Akdeniz'e uzun bir kıyı şeridi ile bağlı olan Türkiye'de bu konuyla ilgili eksiklikler vardır.

Bu çalışmanın amacı, Doğu Akdeniz'deki en önemli vejetasyon tiplerinden biri olan *P. brutia* ormanlarında yangın sonrası küçük memeli değişimini ortaya koymak, küçük memeli değişiminde rol oynayan mekanizmaların ve etkenlerin neler olduğunu tespit etmektir.

2. GENEL BİLGİLER

2.1.Akdeniz İklim Tipi ve Ekosistemleri

Dünya üzerindeki Akdeniz iklim tipine sahip olan bölgeler 30°- 40° kuzey ve güney paralelleri arasında ve orta yüksekliklerde bulunmakta ve Akdeniz havzası, Kaliforniya, Şili'nin orta kısımları, Güney Afrika'nın Kap bölgesi ve güneybatı-güney Avustralya bölgelerini içermektedir (Vilà and Sardans, 1999).

Akdeniz havzası batıdan doğuya 3800 km ve kuzeyden güneye 100 km uzanan, Kuzey yarımküre'de 30° ve 45° enlem dereceleri arasında yer alır (Blondel and Aronson, 1999). Akdeniz bölgesi bazı tipik karakteristik özelliklere sahiptir. Bunlar; (i) girintili-çukurlu kıyı kısımlarına ve oldukça yüksek, nispeten genç dağ dizilerine sahip olmasına bağlı olarak meydana gelen yüksek coğrafik ve topoğrafik değişkenlik ile bu değişkenliğin yağış ve eğim değişkenleriyle ilişkili iç içe geçmiş ve karmaşık mikroklimalar içermesi (Blondel and Aronson, 1999; Scarascia-Mugnozza et al., 2000).; (ii) iklimin kuru ve sıcak yaz ile serin ve nemli kış döneminden oluşması ve bununla birlikte yangınların yayılmasına neden olan sık görülen kuru ve güçlü rüzgarlar ile yıldan yıla büyük oranda değişen yağış miktarı; (iii) doğal vejetasyon tiplerinin ve alan kullanım tiplerinin zengin değişkenliği sonucu, bitki ve hayvan tür çeşitliliğinin yüksek olması; (iv) alanlar, ormanlar ve ağaçlar üzerine uzun süredir devam eden yönetim uygulamalarıdır (Scarascia-Mugnozza et al., 2000).

2.1.1. Akdeniz İklimi

Akdeniz iklimi, fotoperiyodizmi günlük ve mevsimlik olan, yağışları, soğuk veya nispeten soğuk olan mevsimlere toplanmış, kurak mevsimi yaz olan ve bu yaz kuraklığı maksimum bir yaz sıcaklığı ile uyuşan tropikal dışı iklimdir. Bu iklimin en göze çarpan özelliği az çok belirgin fakat daima mevcut olan bir kurak devrenin bulunması ve bu devrede yüksek sıcaklıkla birlikte görülen çok az miktardaki yağıştır. Bu kurak devre ekolojik açıdan çok önemli bir etmendir (Akman, 1999). Canlı organizmalar için sıcak ve kurak yaz mevsimi, düşük kış sıcaklıklarından daha sınırlayıcı bir çevresel faktördür (Blondel and Aronson, 1999).

Akdeniz iklim tipine ait bir başka önemli özellik önceden tahmin edilebilirliğinin oldukça düşük olmasıdır. Yıllan yıla, bir yılın farklı mevsimleri arasında, hatta tek bir gün içinde dahi sıcaklık ekstremeleri, nem, rüzgâr ve diğer iklimsel faktörler önemli ölçüde değişim gösterebilmektedir (Blondel and Aronson, 1999).

2.1.2. Akdeniz ekosistemleri ve yangın

Yangın, Akdeniz havzasındaki ekosistemlerinin çoğunun şekillenmesinde önemli rol oynayan eski, evrensel ve ekolojik bir güçtür (Trabaud, 1987; Trabaud, 1994).

Yaklaşık 400.000 yıl önce Mindel buzul dönemi sırasında ya da sonunda insanoğlu için devrim niteliğinde bir aşama olan yangının kullanılmasına başlanmıştır. Bilinen en eski yangın alanı Akdeniz havzası içinde bulunmaktadır (Terra Amata, Nice, Fransa). İnsanların yangını bilerek ya da kaza ile kullanmalarının çevrelerindeki vejetasyon üzerine etkileri olmuştur. İnsanların yangının doğal vejetasyonu yönetmek için bir teknik olarak kullanmasına başlanılmasına yol açacak, yararlı görülen etkilerini (vejetasyonun temizlenmesi, av için uygun otlak alanların açılması, kullanılan bitkiler için yer açılması) fark etmeleri uzun sürmemiştir. İnsan ile yangının uzun birlikteliği ve hayvan yetiştiriciliği için alanların açılması, Akdeniz ekosistemlerini şu anda hayal edilmesi zor olan orijinal halinden çok farklı bir duruma getirmiştir (Prodon et al., 1987).

Yangının meydana gelişi, büyüklüğü, düzeni ve sıklığı olarak tanımlanan yangın rejimi, karasal komünitelerin şekillenmesini düzenleyen ve üretimi etkileyen büyük bir güçtür (McCarthy et. al., 1999; Smith, 2000). Yangın rejimindeki büyük değişimler, alanların düzeninin, işleyişinin ve işlevsel bağlantıların değişmesine neden olur (Smith, 2000). Yangın sıklığı, iklim değişikliğinin bir sonucu olarak yükselmekte gibi görünmektedir ve bunun bir sonucu olarak orman komünitelerinin azalıp çalı komünitelerinin artmasıyla birlikte bitki ve hayvan komünitelerinde değişim meydana gelecektir (Piñol et al., 1998).

Akdeniz ekosistemlerinde bulunan birçok bitki türü yangın sonrası yenilenmelerini sağlayan uyumsal özellikler geliştirmişlerdir. Bitki türlerinin yangına olan cevapları bitkilerin hayat döngülerine, mevcut yangın rejimine ve yangın sonrası yerel çevre koşullarına bağlıdır (Trabaud, 1987). Akdeniz ekosistemlerine uyum sağlayan

bitkilerin yangına karşı geliştirdikleri iki tip yenilenme stratejisi vardır (Keeley, 1977). Bunlardan biri sürgün stratejisidir. Sürgünle yenilenen bitkilerin bazı kısımları (genellikle toprakaltı kısımları) yangın sırasında canlılığını korur ve yangından sonra canlılığını koruyan bu kısımlardan hızlı bir şekilde yenilenme gerçekleşir (Pausas, 1999). Bu tip bitkiler kalın koruyucu bir kabuğa, rizomlara ve dormant halinde tomurcuklara sahiptir (Pausas, 1999; Vilà and Sardans, 1999). Diğer strateji ise yerleşme'dir. Yerleşme tipi stratejinin en önemli olanı çimlenmedir. Bazı türlerin tohumları dormant halde bulunur ve yangınla birlikte çimlenme uyarılır. Yangınla teşvik edilen yerleşme stratejisine sahip türlerin yangından hemen sonra sayıları artar ancak daha sonra rekabet yeteneklerinin az olması nedeniyle azalır (Pausas, 1999). Çimlenmenin dışında yangın ile teşvik edilen özelliklerin başında çiçeklenme, tohum bırakma ve tohum dispersali gelmektedir. Yangın sonrasında daha fazla yer ve ışık nedeniyle sayıları artan türler, yangınla teşvik edilen tür olarak kabul edilmezler. Deneysel bir çalışma olmaksızın bu türlerin sayılarının artmasına neden olan koşulların ne olduğunu söylemek imkânsızdır (Pausas, 1999; Trabaud, 1987).

Akdeniz vejetasyonu, çevrenin olumsuz etkilerinin (yaz kuraklığı ve yangınlar) oluşturduğu zorlu ekolojik koşullara iyi bir şekilde adapte olmuştur. Bitkiler, bu koşullarda gelişme ve üreme için hayatta kalma yeteneklerini arttırmışlardır. Çevresel strese karşı cevap mekanizmaları morfolojik, fenolojik ve fizyolojik adaptasyonları içermektedir. Bununla ilgili morfolojik karakteristik özellikler, özellikle herdem yeşil kurakçıl türlerde görülen küçük yaprak büyüklüğü, derin kök sistemi, kalın kabuk yapısı ve yüksek sürgün yeteneğidir. Fenolojik adaptasyonlar, ise yaprağın erken ve hızlı bir şekilde gelişimidir. Fizyolojik adaptasyonlar, doku dehidrasyonunda tolerans, fotosentezin erken baharda başlaması, belirli çevre koşullarına bağlı olarak fotosentezde esneklik (herdem yeşil türlerde kış fotosentezi) ve uzun yaz stresinden sonra yenilenme özelliğidir (Scarascia-Mugnozza et al., 2000).

2.1.3. Akdeniz ekosistemlerinde süksesyon ve süksesyon modelleri

Süksesyon, tahrip edici bir etken sonrasında ekolojik komünitelerde gözlenen değişimler olarak tanımlanır (Connel and Slatyer, 1977). Süksesyon süreci boyunca birbiri arkasına gelen komünitelere seral evre, süksesyon sürecinin sonunda meydana gelen kararlı ve dengeli komüniteye ise klimaks adı verilir. Bir süksesyon

sürecinde birbirini izleyen seral evrelerin tür bileşiminin farklı olması beklenir (Odum and Barret, 2005). Ancak Akdeniz ekosistemlerinde yangın sonrasında ortaya çıkan vejetasyon gelişimi birçok çalışma tarafından bir sekonder süksesyondan çok Egler (1954)'in "ilk floristik kompozisyon" (Wilson et al., 1992) ve Connel ve Slatyer (1977)'in "engelleme" modelleriyle açıklanan otosüksesyon olarak tanımlanmaktadır. Akdeniz ekosistemlerinde yangın sonrasında, bireylerin bağıl bollukları ya da frekansları değişse de yangın öncesinde alanda bulunan tüm türler tekrar alana yerleşir. Böylece gerçek bir süksesyon ya da floristik bir yer değiştirme ya da sekonder süksesyonun karakteristik bir özelliği olan aynı alanda farklı komünitelerin yerdeğiştirmesi yerine yangın öncesi komünitenin yenilenmesi söz konusudur (Trabaud, 1994).

Connell and Slatyer (1977) yıkıcı bir olaydan sonra abiyotik çevrede herhangi önemli bir değişikliğin olmaması durumunda süksesyonal değişimin üç mekanizmayla açıklanabileceğini belirtmişlerdir.

Birinci mekanizmaya göre, daha önceki komünitenin yok olmasına neden olmuş bir olaydan sonra alana daha önceki komünite türlerinden farklı olan erken süksesyonal türler yerleşmektedir. Bu türler çevre koşullarını değiştirerek, daha sonra alana gelecek türlerin alana yerleşmesini, gelişmesini ve üremesini kolaylaştırmaktadır. Bu mekanizma "kolaylaştırma modeli" olarak adlandırılır.

İkinci ve üçüncü mekanizmalara göre ise herhangi yıkıcı bir müdahaleden sonra alana yerleşen türler, daha önceki komünite türlerinden alanda hayatta kalma yeteneği gösterebilen türlerdir. İkinci mekanizmaya göre alana ilk yerleşen türler daha sonra gelecek olan türlerin alana yerleşmesini kolaylaştırıcı ya da zorlaştırıcı bir etkide bulunmamaktadır. Daha sonra alana yerleşen türler ilk yerleşen türlere göre daha yavaş gelişme ve daha yüksek hayatta kalma yeteneğine sahip olduklarından, erken seral evrelerde alana yerleşen türlerin yerini alırlar. Bu mekanizma "tolerans modeli" olarak adlandırılır.

Üçüncü mekanizmaya göre alana ilk yerleşen türler geç seral evrelerde alana gelecek türlerin alana yerleşmesini önler. Geç süksesyonal türlerin alana yerleşmesi ancak erken seral evredeki türlerin herhangi bir nedenle (yerel müdahaleler sonucu

ortaya çıkan ekstrem fiziksel koşullar, parazitler, patojenler gibi doğal düşmanlar) ortadan kalkmasına bağlıdır. Bu mekanizma ise “engelleme modeli” olarak adlandırılır.

2.2. Türkiye’de Orman Yangınları

1997-2006 yılları arası yangın istatistiklerine bakıldığında, sahip olduğu ormanlık alan büyüklüğü açısından Akdeniz ülkeleri arasında ikinci sırada yer almasına rağmen Türkiye’de yanan alan miktarının Batı Akdeniz ülkelerine oranla daha az olduğu görülmektedir. Yine aynı yıllar arasında meydana gelen yangın sayısına bakıldığında Türkiye, Yunanistan’dan sonra en düşük yangın sayısına sahiptir (Çizelge 2.1.).

Çizelge 2.1. Batı Akdeniz ülkelerindeki toplam ormanlık alan büyüklüğü ve 1997-2006 yılları arasında toplam yanan alan miktarı ve yangın sayısı (Veriler Anonymous, 2007’den alınmıştır).

Ülkeler	Yanan alan (ha)	Yangın sayısı	Ülke ormanlık alanı (ha)
Türkiye	83247	19497	21,2 milyon
Fransa	232933	39798	14,5 milyon
Yunanistan	354286	18734	6,5 milyon
İtalya	795368	83775	13,5 milyon
İspanya	1291028	221501	26 milyon
Portekiz	1711891	279868	3,5 milyon

Türkiye’de 1937 yılından bu yana 2007 yılı sonu itibariyle kaydı tutulan toplam yangın sayısı 82.861 adet olup, yıl başına düşen genel ortalama sayı 1167 adettir. Başlangıçta 600 gibi düşük sayılarda görülen orman yangınlarının 1945 ve 1946 yıllarında 1169 ve 1023 adetlik seviyelere tırmandığı görülmekte ve bu tırmanışa 4785 Sayılı Yasanın (ormanların devletleştirilmesi) çıkarılmasına gösterilen tepkinin etken olduğu tahmin edilmektedir. Daha sonraki yıllarda inişli çıkışlı seyir gösteren yangınların 1956-1973 döneminde 1000 adedin altında kaldığı, 1981, 1982 ve 1983 yıllarında da bu seviyenin altında kalmasına karşılık 1984’den itibaren bir daha inmemek üzere yükseldiği görülmektedir. 1997-2007 yılları arasını kapsayan son 10 yıllık dönemde toplam 21007 adet orman yangını meydana gelmiş ve dönem ortalaması 2101 adet/yıl olmuştur (Anonymous, 2007).

1937 yılından 2007 yılı sonuna kadar olan dönemde 1.583.047 hektar sahanın yandığı, buna göre yılda genel ortalama yanan saha miktarının 22296 hektar, birim

yangın başına düşen saha miktarının 19,1 hektar olduğu anlaşılmaktadır. Başlangıçta 12-13 bin hektar olan yıllık kayıplar 1940'dan itibaren 30-40 binli sayılara tırmanmış, 1945 ve 1946 yıllarında 4785 sayılı Yasaya gösterilen tepkiler sebebiyle 165 bin ve 125 bin hektarlara çıkmış, daha sonra düşme eğilimine girmiştir. Yıllık orman kaybı 1952 yılında 62 bin hektar seviyesine çıktı ise de bu seviyede kalıcı olmamış tekrar gerilemiştir. 1998-2007 yılları arasını kapsayan son 10 yıllık dönemde ise toplam 88370 hektar saha yanmış, yıllık ortalama kayıp miktarı 8837 hektar, yangın başına isabet eden saha ise 4,2 hektar olmuştur. Bu dönem zarfında en yüksek kayıp; 26353 hektar ile 2000 yılında, en düşük kayıp ise 2821 hektar ile 2005 yılında verilmiştir (Anonymous, 2007).

Yukarıdaki verilerden de anlaşılacağı gibi ülkemizde yangın istatistiklerinin tutulmaya başlandığı 1937 yılından itibaren meydana gelen yangın sayısının zamana bağlı olarak artış göstermesine rağmen, yanan alan büyüklüğünde azalma görülmektedir. Bu değişim Pausas ve Vallejo (1999)'nun İspanya için bildirdikleri genel eğilimle uygunluk göstermektedir.

2.3. Küçük memeliler

Birçok açıdan farklı özelliklere sahip olan bireylerden oluşan memeliler sınıfı çalışma ve ifade kolaylığı sağlamak amacıyla bulunduğu zoocoğrafik bölge (Nearktik, Palearktik vb.), hayat formu (sucul, karasal ya da fosil) ya da vücut büyüklüğü (küçük, orta ve büyük) gibi özelliklerle taksonomik olmayan alt gruplara ayrılabilir (Cole et al., 1996). Bu alt gruplardan biri olan küçük memeliler farklı kaynaklar tarafından farklı şekillerde tanımlanmıştır. Barnett and Dutton (1995) küçük memelileri, genellikle erginleri 1 kg'dan hafif olan karasal memeliler olarak tanımlar. Zoolojik bir grup olmayan küçük memeliler (yarasalar hariç) karasal memelilerin %63,2 ve tüm memeli türlerinin % 47,45'ini oluşturmaktadır. Bazı kaynaklar tarafından yarasalar da küçük memeliler grubuna dâhil edilmektedir. Kurtonur vd. (1996), Insectivora (böcekçiller), Chiroptera (yarasalar) ve Rodentia (kemiriciler) takımlarından oluşan küçük memelilerin Türkiye'deki memeli türlerinin yaklaşık %73'ünü içerdiğini bildirmiştir.

Küçük memeliler küçük vücut büyüklüklerine bağlı olarak bazı biyolojik ve ekolojik özellikleri paylaşırlar. Küçük vücut büyüklüğüne bağlı olarak bazı avantajlara ve

dezavantajlara sahiptir. Küçük memelilere özgü avantajlar predatörlerden saklanma kolaylığı sayesinde kaçma davranışı için daha az enerji harcama, geniş bir aralığa sahip potansiyel mikrohabitatlar ve besin kaynakları ile çevresel değişimlere hızlı cevap geliştirmede önemli olan yüksek populasyon artış hızıdır. Dezavantajları ise homoitermi için yapılan yüksek harcama, kısa ömür uzunluğuna neden olan yüksek metabolik hız, birim başına yüksek günlük besin tüketimi, hareket için yüksek harcama ve sosyal davranışın evrimi üzerindeki kısa ömür uzunluğunun kısıtlayıcı etkisidir (Fleming, 1979).

Küçük memeliler farklı alansal ölçeklerde çalışılan konular için model olarak kullanılan ideal bir taksonomik gruptur. Bunu sebebi küçük memelilerin nispeten küçük dolanma alanına sahip, kısa ömürlü ve atasal alanlardan disperse olma eğiliminde olmalarından kaynaklanmaktadır. Bazı küçük memeli populasyonları populasyon yapısı (yaş sınıflarının oranları, eşey oranı gibi), üreme aktivitesi, hayatta kalma, dolanma alanı büyüklüğü gibi özelliklerin belirlenmesi için kolaylıkla izlenebilir. Bu özellik kolonizasyon, ortadan kalkma, dispersal ve yerleşme konularında yeni yaklaşımların ortaya konmasını sağlar (Barret and Peles, 1999).

Doğal koşullarda küçük memeliler kullanılarak yapılan ekolojik çalışmalarda temelde üç tip yöntem uygulanmaktadır. Bunlardan birincisi deneysel çalışmalardır. Deneysel çalışmaların önemli bir bölümünü rekabetle ilgili deneyler oluşturmaktadır. Bu deneylerde, genellikle yapılan örneklemelerde türlerden biri habitattan çıkarılıp diğer türün birey sayısındaki değişim izlenmektedir (örn: Fox and Gullick, 1989; Higgs and Fox, 1993). Bundan başka küçük memelilerin tohum dispersali üzerine etkisi (örn: Jensen and Nielsen, 1986), beslenme davranışı (örn: Yunger et al., 2002) üzerine deneysel çalışmalar da yapılmaktadır. Küçük memelilerle yapılan ikinci tip çalışmalar radyo vericisi takılarak türlerin dolanma alanı, yuvalanma davranışı, zaman bütçesi gibi özelliklerin araştırılmasına yöneliktir (örn: Wolton, 1983; Wolton, 1985; Corp et al., 1997; Tew et al., 2000). Küçük memelilerle ilgili çalışmalarda en sık kullanılan yöntem sayıma dayalı yöntemdir. Sayıma dayalı yöntemler doğrudan olan tuzakla yakalama ile doğrudan olmayan iz, yuva ve kusuk sayımı gibi yöntemleri kapsamaktadır (Flowerdew et al., 2004). Sayım yöntemi ile bir türe ait populasyonun dağılımı ve populasyon düzenlenmesinden (örn: Montgomery and Dowie, 1993),

komünite üzerindeki doğal (örn: Simons, 1991; Henriques et al., 2000) ve kontrollü (örn: Fitzgerald et al., 2001; Monimeau et al., 2002) yangınların, farklı uygulamaların (örn: ağaç kesme- Lunney et al.,1987; ağaçlandırma- Happold and Happold, 1987; herbisit-Sullivan and Boateng, 1996), yüksekliğin (örn: Brooks et al., 1998), bakımın (örn: Blaustein et al, 1996), abiyotik faktörlerin (örn: Masters, 1993; Dickman et al., 1999) ve farklı vejetasyon tiplerinin (örn: Decher and Bahian, 1999) komünite yapısına etkisine kadar geniş bir aralığa sahiptir. Bu çalışmalara ek olarak, küçük memeli türleri arasındaki rekabet, bir arada bulunma ve habitat seçimi (Rosenzweig, 1981; Rosenzweig, 1991) mekanizmaları, küçük memelilerle ilgili çalışmalarda önemli yer tutmaktadır (örn: Abramsky, 1981; Hallet, 1982). Fretwell and Lucas (1970) tarafından geliştirilen “ideal serbest dağılım” kuramı üzerine kurulan yoğunluğa bağlı habitat seçimi, türlerin bolluk ve dağılım verileri kullanılarak populasyon düzenlenmesi ve komünite yapısının incelenmesine imkân tanımaktadır (Morris, 1987; Morris, 1988).

Southwood (1977) habitat ve çevrenin küçük memeliler üzerindeki etkisinin 3 grupta toplanabileceğini bildirmiştir. İlk özellik habitat kararlılığının sürekliliği ya da türlerin bulunmasına elverişli olan zaman uzunluğudur. Erken süksesyonel evreler düşük kararlılık sürekliliğine sahipken, geç süksesyonel evrelerde bu oranın artması ekolojik süksesyonun bu açıdan önemli hale gelmesine neden olmaktadır. Erken süksesyonel türler, geç süksesyonel türlerden farklı demografik stratejilere sahiptir.

İkinci habitat özelliği zamansal değişkenliktir. Zamansal değişkenlik, kaynakların ve yaşam koşullarının mevsimsel olarak değişimini ifade eder. Habitatın mevsimsel olarak değişimi demografik stratejilerin evrimi üzerinde önemli etkiye sahiptir.

Üçüncü habitat özelliği alansal heterojenlik ya da habitat parçalılığının derecesidir. Besin, korunaklı alan, potansiyel eşlerin dağılımındaki alansal varyasyon, bir türün hayat öyküsü stratejisi üzerinde özelliklerde diyet, tercih edilen habitat ve eşleşme sistemi üzerinde önemli etkiye sahiptir. Alansal heterojenlik, yerel populasyon yoğunluğunu etkileyerek rekabet, hastalıklar ve predasyon gibi yoğunluğa bağlı faktörlerin şiddetini etkiler.

3. YÖNTEM

3.1. Çalışma Bölgesi

3.1.1. Çalışma bölgesinin seçimi

Arazi çalışmaları öncesi Mayıs 2004 tarihinde 2004 yılı Orman Yangınları ile Mücadele Faaliyetleri Değerlendirme Raporu'ndan alınan bilgiler ve Orman İşletme Şeflikleri ile yapılan görüşmeler sonucunda Marmaris ve çevresinde 13, Dalaman'da 1 ve Serik Akbaş köyünde 5 olmak üzere toplam 20 yangın alanında ön arazi çalışmaları yapılmıştır (Çizelge 3.1.). Marmaris'ten başlayarak Antalya'ya kadar uzanan yangın alanları oldukça büyük bir alanda yayılmaktadır. Küçük memeli komüniteleri ile yapılan ekolojik çalışmalarda gece aktif olan tuzakların kontrolleri sabahın erken saatlerinde ve oldukça kısa zamanda (havanın aydınlanması ile güneş doğduktan yaklaşık 1-2 saat sonrası arası) yapılması gerektiğinden çalışma yapılacak alanların mümkün olduğunca birbirine yakın bulunması gerekmektedir. Yapılan incelemeler sonucunda Marmaris ve çevresi, farklı yıllarda yanan çok sayıda ve büyük yangın alanlarına sahip olması nedeniyle çalışma bölgesi olarak seçilmiştir (Çizelge 3.1.).

Çizelge 3.1. Ön arazi çalışmaları yapılan yangın alanları (Koyu yazılanlar çalışma alanı seçilmiş alanlardır).

Yangın tarihi	Bölge	Lokalite	Yanan alan (ha)
1974	Marmaris-Hisarönü	36° 49' K, 28° 8' D	>100
1979	Marmaris-Çetibeli	36° 49' K, 28° 19' D	13.260
1980	Serik-Akbaş köyü	37° 2' K, 31° 7' D	-
1986	Marmaris-Hisarönü	36° 48' K, 28° 5' D	300
1989	Marmaris-Çetibeli	36° 58' K, 28° 19' D	926
1990	Dalaman	36° 50' K, 28° 49' D	1295
1990	Serik-Akbaş köyü	-	-
1991	Marmaris-Hisarönü	-	500
1991	Serik-Akbaş köyü	-	325
1994	Serik-Akbaş köyü	-	775
1995	Marmaris-Aktaş	36° 51' K, 28° 17' D	205
1996	Marmaris-Çetibeli	36° 55' K, 28° 15' D	7090
1997	Marmaris-Çetibeli	36° 55' K, 28° 8' D	>100
1997	Marmaris-Hisarönü	-	1385
1999	Marmaris-Aktaş	36° 50' K, 28° 18' D	109
2001	Marmaris-Hisarönü	36° 47' K, 28° 4' D	>100
2002	Marmaris-Çetibeli	36° 59' K, 28° 20' D	1775
2003	Marmaris-Hisarönü	-	>100
2003	Serik-Akbaş köyü	37° 3' K, 31° 8' D	175

3.1.2. Çalışma bölgesinin genel özellikleri

Bu çalışma yukarıda belirtildiği gibi güneybatı Anadolu'da Muğla iline bağlı Marmaris ilçesi ve çevresinde yaklaşık 250 km²'lik bir alanda 2004-2006 yılları arasında yürütülmüştür. Çalışma bölgesinin baskın vejetasyon tipi *P. brutia* ormanıdır. Çalışma bölgesinde 70'li yılların başından itibaren meydana gelen 10 adet 300 ha'ın üzerindeki büyük (Anonymous, 2007) ve çok sayıda küçük yangınlar oldukça parçalı bir yapının ortaya çıkmasına neden olmuştur. Bu nedenle, yangın sonrasında yenilenme derecelerine göre farklı süksesyonel evrelerdeki yanmış ve yanmamış alanlardan oluşmaktadır. Temel vejetasyon tipini olgun *P. brutia* ormanları, herdem yeşil çalılardan oluşan makilikler ve bodur çalılardan oluşan frigana tipi vejetasyon oluşturmaktadır. Marmaris ve çevresi aynı zamanda yoğun insan baskısı altındadır. Yerleşim birimleri, turistik tesisler ve tarım alanları parçalı bir habitat oluşmasına katkı sağlamaktadır. Bunun dışında çalışma bölgesi içinde özellikle tatlı su kaynakları civarında genelde küçük topluluklar halinde bulunan sığla (*Liquidambar orientalis* Mill.) ormanları, yangın sonrasında alanların bir kısmına ekilen ökaliptus ormanları yer almaktadır.

Devlet Meteoroloji İşleri Genel Müdürlüğü'nün Marmaris meteoroloji istasyonuna (36° 51' K, 28° 16' D, 19 m) ait uzun dönemli verilerine göre (1975-2006), bölgede yıllık ortalama sıcaklık 18,7°C ve yıllık toplam yağış 1211,7 mm'dir. Marmaris'in ombrotermik iklim diyagramına göre (Şekil 3.1.), çalışma bölgesi kurak yaz mevsimi ve yağışlı kış mevsimi içeren tipik bir Akdeniz İklim tipine sahiptir. Kurak dönem mayıs-eylül ayları arasında toplam 5 ay sürmektedir. En yağışlı aylar aralık (ort. 296,8 mm) ve ocaktır (240,7 mm). Aylık ortalama sıcaklık en yüksek değerini temmuz ayında (28,3 °C), en düşük değerini ise ocak ayında (10,6 °C) almaktadır. Alanda kar yağışı görülmemektedir ve donlu gün yoktur. Yıllık ortalama nisbi nem % 65'tir. Ortalama nisbi nem en yüksek değerini aralık ayında (% 74), en düşük değerini ise temmuz ayında (% 55) almaktadır.

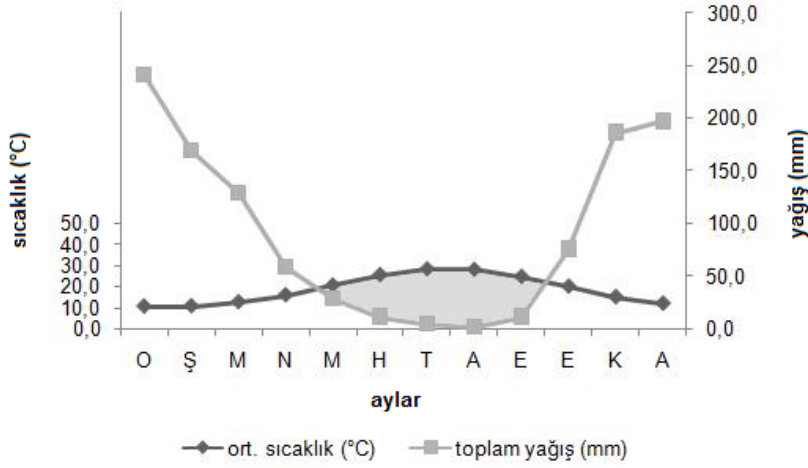
3.2. Örneklem Tasarımı

Süksesyon çalışmalarında diakronize (dinamik) ve senkronize (statik) olmak üzere iki tip yaklaşım vardır (Austin, 1977; Trabaud, 2000). Diakronize tipi yaklaşımda, tek bir alanın süksesyonel zaman serisi boyunca ya da seral evrelerin bir bölümünün

çalışılarak izlenmesi söz konusudur (örn; Fox, 1982). Senkronize tipi yaklaşım ise farklı seral evrelerdeki alanların karşılaştırılmasıyla gerçekleştirilir (örn; Haim et al., 1996a; Churchfield, 1997).

Herhangi bir yıkıcı müdahaleden sonra bir alandaki süksesyonun izlenmesi bazen bir bilim adamının ömrünün yetmeyeceği kadar uzun olabilir. Bu nedenle diakronize yaklaşımı seçen araştırmacılar ancak süksesyonun belirli seral evrelerini izleme imkânı bulabilmişlerdir. Bunun yanında senkronize yaklaşım aynı anda farklı seral evrelerin karşılaştırılmasıyla, süksesyonun bir bütün halinde incelenmesine olanak tanımaktadır.

Bu çalışmada senkronize tipi yaklaşım kullanılmıştır. Yangın sonrası süksesyonal bir gradient oluşturmak amacıyla, çalışma bölgesi içinde farklı zamanlarda yangına maruz kalmış 7 süksesyonal evre (3, 6, 8, 9, 10, 16 ve 26 yıl önce) ve uzun süredir yanmamış bir olgun *P. brutia* ormanı seçilmiştir (Çizelge 3.2. ve Şekil 3.2.). Seçilmiş olan süksesyonal evreler aynı jeolojik anakaya tipi (ofiyolitik kayalar) üzerinde ve 20-250 m arasındaki yüksekliklerde bulunmaktadır. Süksesyonal evrelerin yangına maruz kalmadan önceki baskın vejetasyon tipi *P. brutia* ormanıdır. Süksesyonal evrelerin birbirine göre konumları Şekil 3.3.'te gösterilmiştir. Süksesyonal evreleri temsilen 3 tekrar alanında, olgun *P. brutia* ormanını temsilen ise 2 tekrar alanında (en az 50 ve 80 yıldır yanmamış) örneklemeler gerçekleştirilmiştir. Tekrar alanları, süksesyonal evrelerin kapsadığı alan içinden tesadüfî olarak seçilmiştir.



Şekil 3.1. Marmaris'in ombrotermik iklim diyagramı. Koyu taralı bölge kurak dönemi göstermektedir.

Çizelge 3.2. Süksesyonel evrelere ait tekrar alanlarının konumsal özellikleri.

Süksesyonel evreler	Tekrar alanları	Konum	Bakı
3	1	36° 59' 24" K, 28° 20' 05" D	kuzey-kuzeydoğu
	2	36° 59' 30" K, 28° 20' 05" D	güney-güneybatı
	3	36° 59' 33" K, 28° 19' 23" D	kuzey-kuzeydoğu ve güneybatı-batı
6	1	36° 50' 17" K, 28° 18' 02" D	batı-güneybatı
	2	36° 50' 08" K, 28° 18' 08" D	güneybatı
	3	36° 49' 53" K, 28° 18' 30" D	güneydoğu
8	1	36° 54' 28" K, 28° 08' 17" D	kuzey-kuzeybatı
	2	36° 54' 29" K, 28° 08' 25" D	kuzey-kuzeydoğu
	3	36° 54' 36" K, 28° 08' 36" D	kuzey-kuzeydoğu
9	1	36° 53' 41" K, 28° 11' 51" D	-
	2	36° 55' 40" K, 28° 12' 17" D	güney-güneybatı
	3	36° 55' 32" K, 28° 12' 52" D	güneybatı
10	1	36° 50' 58" K, 28° 18' 11" D	kuzeydoğu-doğu
	2	36° 50' 46" K, 28° 18' 24" D	güneybatı
	3	36° 50' 41" K, 28° 18' 31" D	güneybatı-güney
16	1	36° 58' 52" K, 28° 18' 53" D	kuzeydoğu
	2	36° 58' 56" K, 28° 18' 46" D	kuzey-kuzeydoğu
	3	36° 59' 09" K, 28° 18' 29" D	kuzey
26	1	36° 49' 52" K, 28° 20' 02" D	kuzey-kuzeydoğu
	2	36° 49' 33" K, 28° 19' 31" D	kuzeybatı
	3	36° 49' 20" K, 28° 19' 03" D	batı-kuzeybatı
yanmamış	1	36° 50' 57" K, 28° 17' 47" D	kuzeybatı
	2	36° 54' 26" K, 28° 10' 48" D	kuzey

a)



b)



c)



d)



e)



f)



Şekil 3.2. a) 3, b) 6, c) 8, d) 9, e) 10 ve f) uzun süredir yanmamış *P. brutia* ormanlarının genel görünümü.



Şekil 3.3 Çalışma alanı olarak seçilen farklı tarihlerde yanan orman alanları.

3.2.1. Küçük memeli komünitesi örneklemeleleri

Bu çalışmada küçük memeli örneklemeleleri için grid yöntemi kullanılmıştır. Küçük memeli örneklemelelerinde kullanılan temel iki tip tuzak yerleştirme düzeni vardır. Bunlar grid ve çizgi yöntemleridir (Barnett and Dutton, 1995). Çizgi yönteminde tuzaklar bir hat boyunca belirli aralıklarla, grid yönteminde ise tuzaklar kare, dikdörtgen ya da daire biçiminde, aralarında belirli aralıklar bırakılarak yerleştirilmektedir. Çizgi yöntemi belirli bir zamanda yüksek sayılardaki habitatları kaplaması ve uzun ya da birbirine yakın habitatlar arasındaki hareketi araştırmak için kullanışlıdır (Barnett and Dutton, 1995). Aynı zamanda tuzakların kurulması ve hayvanlara uygulanan işlemler bakımından alan başına daha az harcama gerektirir. Ancak geniş kenar etkisi nedeniyle mutlak bolluk hesaplamaları ya da yakalanan birey sayısının grid yöntemine göre çok daha az olmasından dolayı, populasyon yapısı ile ilgili çalışmalar için nispeten zayıf bir yöntemdir (Flowerdew et al., 2004). Buna karşılık grid yöntemi dağılım, birey sayısı, yoğunluk, eşey ve yaş yapısı ve populasyon yapısı ile ilgili çalışmalarda kullanılan, çizgi ve doğrudan olmayan yöntemlere (iz ve yuva sayımı gibi) göre (Flowerdew et al., 2004) çok daha etkin bir yöntemdir. Bu çalışmada, her tekrar alanında 5 x 5'lik 25 adet tuzak noktası içeren kare grid kullanılmıştır. Tuzak noktaları arasındaki mesafe 10 m'dir (Şekil 3.4.). Çalışma alanlarının belirlendiği Mayıs 2004 tarihi ile ilk örneklemelelerin yapıldığı Kasım 2004 tarihleri arasında tekrar alanlarında grid oluşturulmasına yönelik arazi çalışmaları yapılmıştır. Bunun için seçilen tekrar alanlarında tuzak noktaları arasındaki mesafeler ölçülerek işaretlenmiştir (Şekil 3.5.).

Küçük memeli komünitesi örneklemelelerinde Sherman tipi katlanabilir canlı yakalama tuzağı kullanılmıştır (Şekil 3.5). Canlı yakalama tuzakları, habitat tipleri arasındaki farkın belirlenmesinde ve müdahale sonrası populasyon değişimlerinin incelenmesinde kullanılan en iyi metottur (Ritchie and Sullivan, 1989; Flowerdew et al., 2004). Bireylerin ölü olarak yakalanmasını sağlayan kapanların daha fazla sayıda birey yakalanmasını sağlamaları, daha hafif olmaları, basit mekanizmaları kolay çalışılmasına imkân vermeleri, yerel olarak temin edilebilmeleri ve daha ucuz olmalarına rağmen (Barnett and Dutton, 1995) uzun dönem çalışmalarda populasyon değişimlerine neden oldukları için (Anonymous, 1998) ekolojik çalışmalar

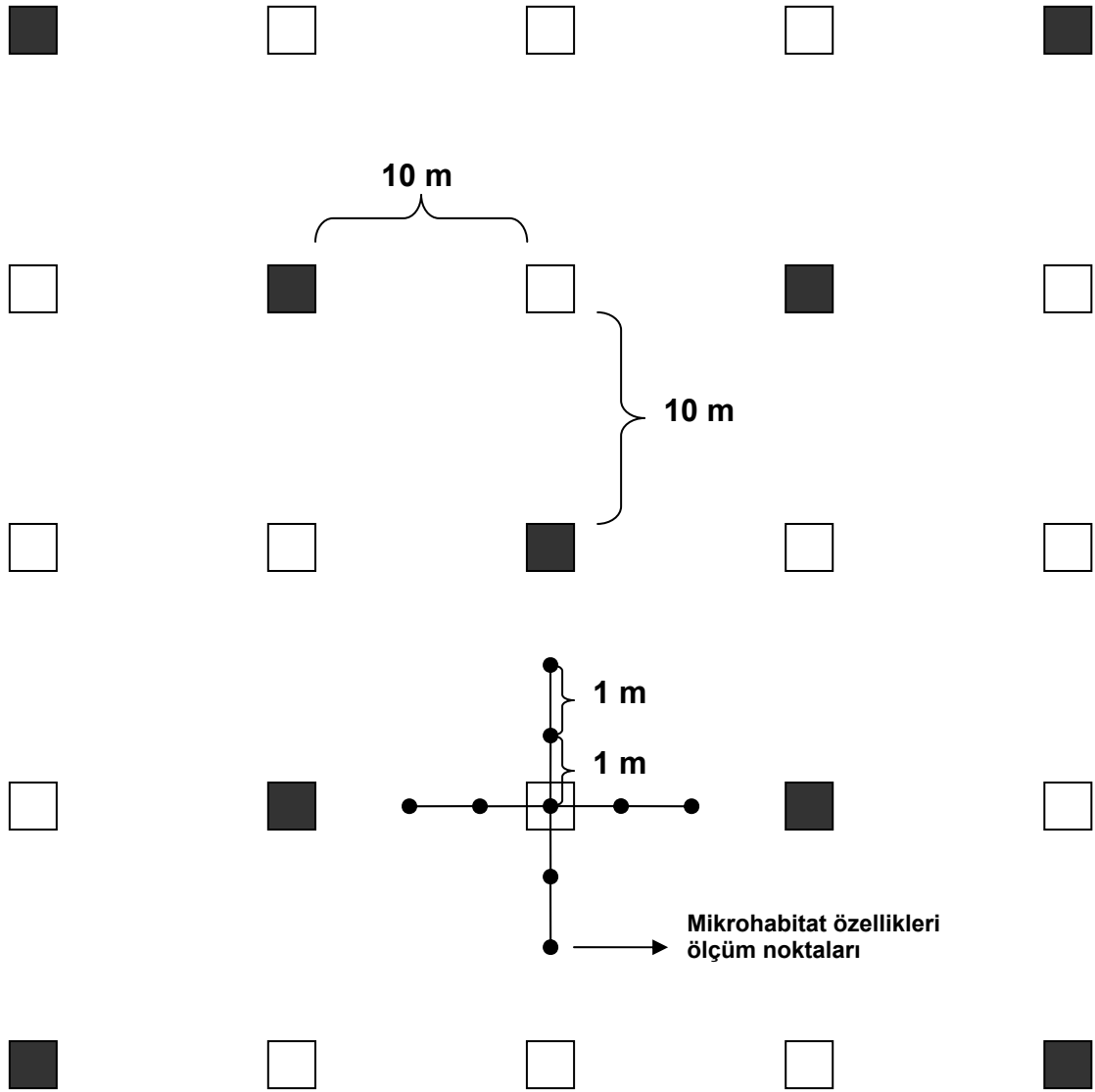
için uygun değildir. Sherman tipi canlı yakalama tuzakları dikdörtgenler prizması şeklinde, 23,5 x 9 x 7,5 cm boyutlarındadır. Kenar kısımlarında hava delikleri bulunmaktadır. Küçük memeli çalışmalarında en sık kullanılan tuzak tiplerinden biridir (örn; Foster and Gaines, 1991; Blaustein et al., 1996; Haim et al., 1996a).

Tuzaklar her örnekleme döneminde ve her tekrar alanında 3 gün bekletilmiştir. Fıstık ezmesi ve ekmele yemlenmiş olan tuzaklar gün batarken kurulmuş, gün doğmadan önce kontrol edilmeye başlanmıştır. Yakalanan *A. mystacinus*, *A. flavicollis*, *R. rattus* ve *D. nitedula* türlerine ait bireyler kulak markası (National Band & Tag Company, 1005-1), *M. macedonicus* ve *C. suaveolens* siyah, mavi ve kırmızı renk saç boylarıyla işaretlenmiştir. Bireyler yakalandıktan sonra tam boy, kuyruk, art ayak ve kulak kepçesi uzunlukları ile ağırlıkları (Pesola marka tartı, 100 gr) ölçülmüştür (Şekil 3.5.). Ayrıca bireylerin testis büyüklüğü, gebelik ve emziklilik dönemi gibi eşeyssel aktivitelere dair belirtiler kaydedilmiştir. Arazi çalışmaları sırasında tutulan kayıt formu Çizelge 3.3.'te gösterilmiştir.

Küçük memeli örneklemleri Kasım 2004-Ağustos 2006 tarihleri arasında üç ayda bir mevsimlik dönemlerle gerçekleştirilmiştir. Örnekleme dönemlerinden mayısta yapılması gereken örneklemler haziran ayında gerçekleştirilmiştir.

Tuzak sayısı ve her bir tekrar alanında örneklemlerin uygulandığı gün sayısının çarpımı anlamına gelen (Jones et al., 1996) tuzak-gece sayısı bir örnekleme dönemi için 1500, tüm arazi çalışmaları süresince 12.000'dir. Jones et al. (1996) minimum tuzak-gece sayısının bir habitattaki hazırlık çalışması için 500 olması gerektiğini ifade etmiştir.

Arazi çalışmaları boyunca küçük memeli bireyleri üzerinde yapılan işlemler Hacettepe Üniversitesi, Deney Hayvanları Etik Kurulu'nun 11.11.2004 tarihli ve 2004/65-1 sayılı izni ile gerçekleştirilmiştir.



Şekil 3.4. Küçük memeli örneklemeleri için kullanılan 5 x 5'lik 25 tuzak istasyonu bulunduran grid ve bu grid içinde mikrohabitat değişkenleri için ölçüm yapılan tuzak noktaları (içi dolu kareler).

a)



b)



c)



d)



e)



f)



Şekil 3.5. Tekrar alanındaki a) flama ve Sherman tipi tuzak, b) flamalar, c) kulak markasıyla markalanan bir birey, d) Kulak markasıyla markalanmış bir birey, e) kalıcı saç boyasıyla markalanan bir birey, f) ağırlığı ölçülen bir birey.

Çizelge 3.3. Küçük memeli kayıt formu örneği.

Örneklem arası no	Örneklem içi no	Tarih	Gün	Tuzak	Tür	Birey no	Marka	Eşey	Ağırlık	Boy	Kuyruk	Ard ayak	Kulak Kep.	Anal açıklık	Açıklama
1104a/4	e11	5.11.05	1	D2	A. mystacinus	66	Sağ 395	♀	48,0	21,7	9,9	2,6	1,9	0,6	Kuyruk ucu kopuk

Örneklem arası no: Bireylerin örneklem dönemleri arasında tekrar yakalanma sayılarını göstermektedir. 1104a/4'deki 1104 bireyin ilk defa 2004 Kasımında yakalandığını, a bireysel kaydı, 4 ise yakalanma sayısını göstermektedir.

Örneklem içi no: bireyin örneklem süresince 3 gün boyunca yakalanma sayısını göstermektedir. e11'deki e örnekleme dönemini (örn: Ağustos 2005), 1 bireysel numarayı, en sağdaki 1 ise yakalanma sayısını göstermektedir.

Tuzak no: Bireyin yakalandığı tuzağı ifade etmektedir.

A1 A2 A3 A4 A5
B1 B2 B3 B4 B5
C1 C2 C3 C4 C5
D1 D2 D3 D4 D5
E1 E2 E3 E4 E5

Birey no: Örneklemeler boyunca yakalanan bireye marka numarasının haricinde birey numarası verilmektedir. Bu hem boyayla markalanan bireylerin ayırt edilmesinde hem de markanın düşmesi durumunda kolaylık sağlamaktadır.

Ağırlık, boy, kuyruk, art ayak, kulak kepçesi ve anal açıklık uzunlukları gibi bireysel özellikler bireylerin yaşa ve eşeye bağlı farklılıkları hakkında fikir vermekte ve örnekleme dönemleri arasında tekrar yakalanan ancak markaları düşen bireylerin belirlenmesinde kullanılmaktadır.

3.2.1.1. Küçük memeli örneklemelerinde karşılaşılan aksaklıklar

Süksesyonel evrelerden 8 yıl önce yangına maruz kalmış evrenin 3 tekrar alanının ikisinde, Ağustos ve Kasım 2005 dönemlerinde yoğun porsuk faaliyeti nedeniyle örnekleme yapılamamıştır. Bu iki çalışma istasyonuna kurulan tuzakların tümünün yemleri yenmiş, bazıları ezilmiş, tuzaklardan birinin içinde yakalanan bir *A. mystacinus* bireyi yenmiş olarak bulunmuştur. Bu iki örnekleme döneminde de kurulan tuzaklar bu nedenle çalıştırılmamıştır. Alanlarda kurulan foto-tuzak'larla bu faaliyetin *Meles meles* (porsuk) tarafından gerçekleştirildiği, bu iki alanın bu tür tarafından aktif olarak kullanıldığı tespit edilmiştir (Şekil 3.6. ve 3.7.). Bu nedenle 8 yıl önce yangına maruz kalan çalışma istasyonları örnekleme planından çıkarılmıştır.

3.2.2. Mikrohabitat değişkenleri

Yangın sonrası küçük memeli komünitelerinin değişimine neden olan habitat değişiminin tespit edilebilmesi için, her örnekleme istasyonunda mikrohabitat değişkenlerine ait ölçümler yapılmıştır. Dueser and Shugart Jr., (1978) ölçülecek habitat değişkenlerinin belirlenmesinde dört kriterin önemli olduğunu belirtmişlerdir. Bu kriterler ölçülecek her değişkenin, küçük memelilerin yerel bolluğunu ve dağılımını etkilediği varsayılan ya da bilinen çevresel yapının değerlendirilmesini sağlaması, ölçümünün çabuk ve kesin yapılabilmesi, örnekleme dönemi içindeki değişkenliğin örnekleme dönemleri arasındakine göre daha az olması ve bireyin yakalandığı çevreyi tanımlayabilmesidir.

Bir populasyon veya komünite çalışmasında bir örneklem büyüklüğünün ne kadar olması gerektiği, ekolojide önemli bir sorundur. Bu sorunun çözümü için örneklem yapılan kuadrat sayısı grafiğin yatay eksenine, tür sayısı ise dikey eksen üzerine işaretlenir. Örnek alanının artışına uygun olarak, bulunan tür sayısında da bir artış olacaktır. Grafikte eğrinin dış bükey olmaya başladığı nokta en düşük temsil alanını işaret eder. Bu noktadan inilecek bir dikmenin karşısına rastlayan alan, sayılması gerekli en küçük temsil alanıdır (Şişli, 1996). Tekrar alanlarındaki mikrohabitat özellikleri için en küçük temsil alanını belirlemek amacıyla 6 yıl önce yangın geçirmiş süksesyonel evredeki tekrar alanlarından birinde (3. tekrar alanı) bulunan tuzak

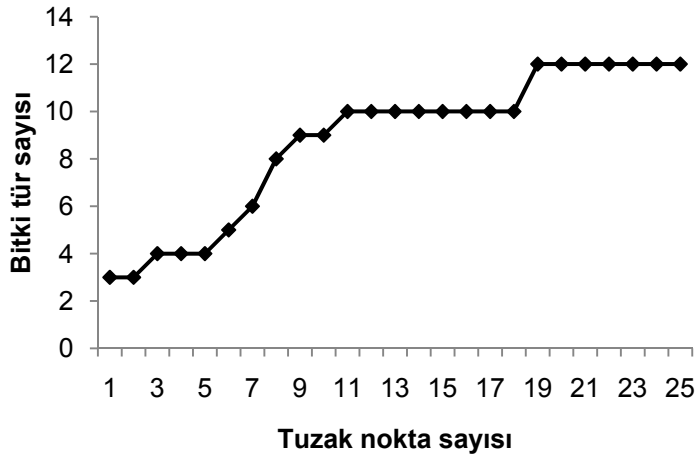


Şekil 3.6. 8 yıl önce yanan alanın 2. tekrar alanında kurulan foto-tuzak'la tespit edilen M. meles bireyi.



Şekil 3.7 Predatörler tarafından zarar görmüş bir tuzak.

noktalarının tümünde ölçümler gerçekleştirilmiştir (Şekil 3.8.). Tuzak noktası sayısına karşılık bitki tür sayısının yer aldığı grafiğe bakıldığında tür sayısındaki üssel artışın 9 tuzak noktasına karşılık gelen noktada durduğu göze çarpmaktadır. Bu nedenle habitat analizini gerçekleştirmek için en küçük örneklem büyüklüğü 9 olarak belirlenmiştir (Şekil 3.8.). Dokuz tuzak noktası, merkezi gridin ortasındaki tuzak noktasına gelecek şekilde, X düzeninde seçilmiştir (Şekil 3.4.).



Şekil 3.8. En iyi temsil alanını belirlemek amacıyla 6 yıl önce yanan süksesyonel evrenin 3. tekrar alanındaki tuzak noktalarında tespit edilen bitki tür sayılarının tuzak nokta sayısına bağlı değişimi.

Örnekleme nokta örneklem yöntemiyle gerçekleştirilmiştir (Sutherland, 1996). Bir tuzak noktasında, daha önceden flamalarla işaretlenen tuzak noktası merkez alınmak koşuluyla aralarında 1 m bulunan 9 noktada bulunan bitki türleri, o noktadaki bitkinin boyu, bitkinin maksimum boyu ve yüzey materyali kaydedilmiştir. Dolayısıyla her tuzak istasyonu için 9, toplam 25 tuzaklık bir tekrar alanı için ise 81 noktadan veri kaydedilmiştir (Şekil 3.4.).

Habitat analizi örneklemeleri Mayıs-Kasım 2004 tarihleri arasında tekrar alanlarının belirlenmesi, tuzak noktalarının tespit edilmesi ve flamalarla işaretlenmesi tamamlandıktan sonra başlamıştır ve Ekim 2006 tarihinde bitirilmiştir. Örneklemeler sırasında teşhis edilemeyen bitkilerden örnek alınıp etiketlendikten sonra teşhis edilmek üzere Hacettepe Üniversitesi Biyoloji Bölümü Botanik Anabilim Dalı'ndaki

herbaryuma (HUB) getirilmiştir. Bu bitkilerin teşhisleri Davis (1965-1985) ana kaynak olarak kullanılarak gerçekleştirilmiştir.

3.3. Verilerin Değerlendirilmesi

3.3.1. Küçük memeli komünitesi

Küçük memeli komünitesi ile ilgili örnekleme çalışmalarından elde edilen sonuçlar dört bölüm halinde düzenlenmiştir. Bunlar küçük memeli komünite parametreleri, türlerin birey sayılarının süksesyonel gradientdeki değişimleri, süksesyonel evrelerdeki küçük memeli komünite yapısı ve habitat değişiminin küçük memeli komünitesi üzerine etkisidir.

Küçük memeli komünitesine ait özelliklerin ortaya çıkarılmasına yönelik olarak tür zenginliği, tür çeşitliliği ve benzerlik parametreleri kullanılmıştır.

Tür zenginliği, tür çeşitliliğinin en eski ve en basit ifadesidir, komünitede bulunan tür sayısı anlamına gelmektedir. Tür zenginliğinin ifadesi olarak yakalanan tür sayısı böcekler, tropikal bitkiler, balıklar ve amfibiler gibi birçok komünitede kullanılması oldukça zor iken memeli komüniteleri için sıklıkla kullanılmaktadır (Krebs, 1999). Bu çalışmada tür zenginliği ifadesi olarak tüm örneklemeler boyunca yakalanan tür sayısı kullanılmıştır. Tekrar alanlarında tespit edilen tür zenginliği değerlerinin ortalamaları alınarak süksesyonel evrelerin tür zenginliği değerleri hesaplanmıştır. Tür zenginliği değerleri kesikli olması nedeni ile yangın sonrası süksesyonel gradient ile arasındaki ilişki parametrik olmayan Spearman sıra korelasyon katsayısı ile test edilmiştir.

Heterojenlik indeksi olarak da adlandırılan tür çeşitliliği, biyolojik organizasyonun komünite düzeyine özgü bir parametredir ve komünite yapısının bir ifadesidir (Brower et al., 1990). Tür çeşitliliği, tür sayısı ile komünitede bulunan türlerin bağlı bolluklarının bir arada değerlendirilmesine imkân veren bir parametredir. Tür sayısından ayrı olarak komünitedeki türlerin bolluklarının birbirine yakınlığı tür çeşitliliği değerini yükseltir. Tekrar alanlarındaki tür çeşitliliği değerleri Shannon çeşitlilik indeksi kullanılarak hesaplanmıştır (Denklem 3.1.) (Krebs, 1999).

$$H' = - \sum p_i \log_2 p_i \quad (\text{Denklem 3.1.})$$

Burada, H' , Shannon çeşitlilik indeksini, p_i i türüne ait birey sayısının, toplam birey sayısına oranını belirtmektedir.

Süksesyonal evrelerin tekrar alanları arasındaki benzerlik Morisita benzerlik indeksi (Denklem 3.2., 3.3. ve 3.4.) ile hesaplanmıştır. Morisita benzerlik indeksi birey sayısı içeren verilerde kullanılan, çok küçük örneklemeler dışında örneklem büyüklüğünden bağımsız bir indeks hesaplamasıdır (Krebs, 1999).

$$C_\lambda = \frac{2 \sum X_{ij} X_{ik}}{(\lambda_1 + \lambda_2) N_j N_k} \quad (\text{Denklem 3.2.})$$

$$\lambda_1 = \frac{\sum [X_{ij}(X_{ij}-1)]}{N_j(N_j-1)} \quad (\text{Denklem 3.3.})$$

$$\lambda_2 = \frac{\sum [X_{ik}(X_{ik}-1)]}{N_k(N_k-1)} \quad (\text{Denklem 3.4.})$$

Burada, C_λ Morisita j ve k örneklemeleri arasındaki benzerlik katsayısına, X_{ij} ve X_{ik} j ve k örneklemelerindeki i türüne ait birey sayısına, N_j j örneklemindeki toplam birey sayısına, N_k ise k örneklemindeki toplam birey sayısına karşılık gelmektedir. Morisita benzerlik indeksi değerleri 0'dan 1'e doğru yaklaştıkça iki örneklem arasındaki benzerlik artmaktadır.

Türlerin süksesyonal gradientteki değişimlerinin ortaya konulması için tekrar alanlarında yakalanan birey sayısı değerlerinin ortalaması alınmış ve her süksesyonal evre için ortalama bir değer elde edilmiştir. Birey sayısı ile yangın sonrası süksesyonal zaman arasındaki ilişkinin tespit edilmesinde, örneklem büyüklüğünün büyük olmaması nedeni ile ($n=20$) parametrik olmayan Spearman sıra korelasyon katsayısı kullanılmıştır. Türlerle ait birey sayısı açısından süksesyonal evreler arasındaki fark yine küçük örneklem büyüklüğü nedeni ile parametrik olmayan Kruskal-Wallis varyans analizi ile karşılaştırılmıştır. Fark bulunması durumunda ise ikili karşılaştırmalar için parametrik olmayan Mann-Whitney U testi kullanılmıştır. Ayrıca süksesyonal evrelere ait tekrar alanlarında tespit edilen birey sayısı değişimleri de belirtilmiştir. Örneklem büyüklüğünün yüksek olmaması nedeniyle mutlak populasyon büyüklüğü değerlerini hesaplamak için bir yöntem kullanılmamıştır. Çoklu örnekleme yapılması ve açık populasyonlar olması

bakımından, mutlak populasyon büyüklüğü elde edilmesine yönelik yöntemler arasında bu çalışmaya en uygun olanı Jolly-Seber yöntemidir (Seber, 2002). Ancak Southwood and Henderson (2000) küçük örneklem büyüklüklerinde bu yöntemin güvenilir olmadığını belirtmişlerdir. Yakalanan birey sayısı ise sade, güçlü ve anlamlı bir ölçümdür (Higgs and Fox, 1993).

Birey sayısının dışında, her tekrar alanı için yerli birey sayısı ve tekrar yakalanma oranları hesaplanmıştır. Yerli bireyler bir tekrar alanında, en az iki örnekleme döneminde yakalanan bireylerdir (Fox and Gullick, 1989). Yerli birey sayısı bir türün alandaki kolonizasyonunun değerlendirilmesi açısından önemli bir parametredir. Toplam birey sayısına benzer olarak yerli birey sayısı ile süksesyonel zaman arasındaki ilişki Spearman sıra korelasyon katsayısı ile, süksesyonel evreler arasındaki fark Kruskal-Wallis varyans analizi ile test edilmiştir. Tekrar yakalanma oranları (TYO) Denklem 3.5. kullanılarak hesaplanmıştır.

$$TYO = \frac{(a-b)}{a} \quad (\text{Denklem 3.5.})$$

Bu denklemde a yakalanma sayısını, b ise birey sayısını ifade etmektedir.

Süksesyonel evrelerdeki küçük memeli tür kompozisyonu, örnekleme dönemlerinde yakalanan türlere ait birey sayıları kullanılarak hesaplanmıştır. Farklı örnekleme dönemlerinde yakalanan birey sayıları kullanılarak türlere ait birey sayılarının mevsimsel değişimi ortaya konulmuştur.

Süksesyonel gradiente bağlı habitat değişiminin küçük memeli komünitesi üzerine etkisinin tespit edilmesi için 3.3.2. no'lu "Mikrohabitat değişkenlerinin belirlenmesi" bölümünde açıklanan mikrohabitat değişkenleri ile küçük memeli türlerinin birey sayıları arasındaki ilişki Spearman sıra korelasyon katsayısı kullanılarak test edilmiştir. Bu testte kullanılan mikrohabitat değişkenleri bitki türlerinin toplam örtüş değerleri, toplam bitki tür zenginliği, toplam bitki örtüşü, tabakalılık, maksimum vejetasyon yüksekliği, bitki fonksiyonel gruplarına ait örtüş ve tür zenginliği değerleri ve toprak üstü elemanlarının örtüş değerleridir.

3.3.2. Mikrohabitat değişkenlerinin değerlendirilmesi

Küçük memeli türleri açısından da büyük önem taşıyan habitat özellikleri, mikrohabitat değişkenleri kullanılarak değerlendirilmiştir. Yapılan arazi çalışmaları sonucunda toplanan veriler üç bölümde düzenlenmiştir. Bunlar temel vejetasyon özellikleri, bitki fonksiyonel grupları ve toprak üstü tabakası özellikleridir.

Temel vejetasyon özellikleri, süksesyonel evrelerde tespit edilen bitki türleri ve bu bitki türlerine ait örtüş değerleri, toplam bitki tür zenginliği, toplam bitki örtüşü, tabakalılık ve maksimum vejetasyon yüksekliği değişkenlerini kapsamaktadır.

Süksesyonel evrelere ait tekrar alanlarında bulunan bitki türlerinin örtüş değerleri, tekrar alanında o bitkiye ait toplam birey sayısının toplam ölçüm noktası sayısına bölünmesi (81) ile bulunmuştur.

Toplam tür zenginliği için, tespit edilen bitki tür sayısı kullanılmıştır. Toplam bitki tür zenginliği için her bir tekrar alanında ölçüm yapılan 9 tuzak noktasının her biri için bir değer elde edilmiştir. Bu değer her bir tuzak noktasında ölçüm yapılan 9 noktada tespit edilen bitki tür sayısının ortalamasıdır (süksesyonel evre için $n=27$, tekrar alanı için $n=9$). Toplam bitki tür zenginliği değerlerinin süksesyonel zamana bağlı bir değişim gösterip göstermediğini saptamak için Kendall's tau korelasyon katsayısı kullanılmıştır. Kendall's tau parametrik olmayan bir istatistiksel yöntemdir. Parametrik olmayan bir test kullanılmasının nedeni toplam bitki tür zenginliği verisinin kesikli olmasıdır.

Toplam bitki örtüşü bitkilerin kuşbakışı olarak kapladığı alanın bir ifadesidir. Bir tuzak noktasındaki boş nokta sayısının 9'dan (bir tuzak istasyonunda ölçüm yapılan nokta sayısı) çıkartılması ve ortaya çıkan sayının 9'a bölünmesi ile bulunmuştur. Bu değer bir tuzak istasyonunun ne kadarının bitkilerle kaplı olduğunu göstermektedir. Her tuzak istasyonu için bir değer elde edilmiş, bu değerlerin ortalaması tekrar alanının toplam bitki örtüş değerine karşılık gelmektedir (süksesyonel evre için $n=27$, tekrar alanı için $n=9$).

Tabakalılık bir tuzak noktasında bulunan toplam bitki birey sayısının 9'a (bir tuzak noktasında ölçüm yapılan nokta sayısı) bölünmesi ile bulunmuştur. Bir tuzak

noktasında ne kadar çok sayıda bitki varsa üst üste çakışma o kadar fazla olacağından tabakalılık da fazla olacaktır (Tavşanoğlu, 2008a).

Arazi çalışmalarında, vejetasyon boyu için iki farklı ölçüm alınmıştır. Bunlar ölçüm yapılan noktadaki bitkinin boyu ve ölçüm yapılan noktada bulunan bitkinin maksimum boyudur. Bu iki tip verinin süksesyonel zaman boyunca değişimi oldukça yüksek bir ilişki gösterdiğinden istatistiksel analizlerde sadece maksimum vejetasyon yüksekliği değerlendirmeye alınmıştır. Bir tuzak noktasında ölçüm yapılan 9 noktadaki maksimum vejetasyon yüksekliği değerinin ortalaması alınarak her tuzak noktası için bir değer elde edilmiştir. Uzun süre yanmamış *P. brutia* ormanındaki *P. brutia* türüne ait ağaçların maksimum vejetasyon yüksekliği ölçülememiş, bunun için Yeşil'in (1992) I. bonitet ve 1.3 sıklık derecesi için hasılat tablosunda belirttiği ağaç boyu değerleri kullanılmıştır (Boydak ve ark., 2006).

Süksesyonel evreler arasında toplam bitki örtüşü, tabakalılık ve maksimum vejetasyon yüksekliği değişkenleri açısından fark olup olmadığı Nested MANOVA (çok değişkenli tek yönlü varyans analizi) ile karşılaştırılmıştır. Burada süksesyonel evreler ve tekrar alanları bağımsız değişkenleridir. Dolayısıyla farklı süksesyonel evrelerin aynı tekrar alanları arasında bir bağlantı bulunmadığı için tekrar alanları nested olarak belirlenmiştir.

Tekrar alanlarındaki tuzak noktalarında tespit edilen bitki türleri rejenerasyon stratejisi ve büyüme şekillerine göre gruplandırılmıştır. Rejenerasyon stratejisine göre bitkiler, sürgünle ve tohumla yenilenen olmak üzere iki gruba ayrılmıştır. Sürgünle yenilenenler zorunlu sürgün (zs), fakültatif sürgün (fs); tohumla yenilenenler tepe tohum bankasına sahip olanlar (zt1), toprak tohum bankasına sahip olanlar (zt2) ve tohum bankasına sahip olmayanlar (zt3) olmak üzere üç grupta toplanmıştır. Rejenerasyon stratejisine göre ayrılan fonksiyonel grupların özellikleri Çizelge 3.4.'te belirtilmiştir. Büyüme şekline göre ise ağaç, çalı, kısa çalı, tırmanıcı ve otsu olarak ayrılmıştır (Tavşanoğlu, 2008a). Bitki fonksiyonel gruplarına ait örtüş değerleri ile süksesyonel zaman arasındaki ilişki regresyon analizi ile test edilmiştir. Tür zenginliği ile süksesyonel zaman arasındaki ilişkiyi tespit etmek için ise verilerin kesikli olmasından dolayı parametrik olmayan Kendall's tau korelasyon katsayısı

kullanılmıştır. Bitki fonksiyonel grupları açısından sükseyonal evreler arasındaki farkı tespit etmek için öncelikle Temel Bileşenler Analizi (Principal Component Analysis) uygulanarak değişken sayısı azaltılmış, daha sonra sükseyonal evreler nested MANOVA kullanılarak karşılaştırılmıştır. Sükseyonal evreler arasındaki ikili karşılaştırmalar ise Tukey HSD çoklu karşılaştırma testi ile yapılmıştır.

Toprak üstü tabakasının yapısının sükseyonal gradiente bağlı değişiminin tespit edilmesinde inorganik elemanlardan toprak, taş ve kaya örtüşü ile organik elemanlardan yaprak, dal ve ibre örtüşü değişkenleri kullanılmıştır. Sükseyonal gradiente bağlı olarak bu değişkenlerin değişim gösterip göstermediği basit doğrusal regresyon analizi ile test edilmiştir.

Tüm mikrohabitat değişkenleri (temel vejetasyon özellikleri, bitki fonksiyonel grupları ve topraküstü bileşenleri) kullanılarak sükseyonal evreler arasındaki benzerlik Mahalanobis uzaklığı kullanılarak hesaplanmıştır. Mahalanobis uzaklığı ile tekrar alanları arasındaki benzerlik, tüm mikrohabitat değişkenleri kullanılarak ölçülmüştür. Mahalanobis uzaklığı, gruplar arasındaki uzaklığı hesaplamada değişkenler arasındaki kovaryansları kullanmaktadır (Anonymous, 2006).

Çizelge 3.4. Rejenerasyon stratejisine göre gruplandırılan bitki fonksiyonel gruplarının hayat öyküsü özellikleri (Pausas, 1999).

Hayat öyküsü özellikleri	sürgün		tohum	
	zorunlu	fakültatif	tohum bankası var	tohum bankası yok
Sürgün verme yeteneği	var (yüksek)	var (orta)	yok	yok
Ömür uzunluğu	uzun	uzun/orta	kısa	kısa
Büyüme hızı	düşük	orta	yüksek	yüksek/orta
Kök sistemi	uzun	orta	orta/kısa	kısa
Kök/sürgün biyomas oranı	yüksek	yüksek/orta	düşük	düşük
Dispersal birimi tipi	büyük, etli yada palamut	küçük, hafif	küçük, hafif, sert, dayanıklı	küçük, hafif, dayanıksız
Dispersal birimi sayısı	az	orta	çok	çok
Dispersal vektörü	hayvanlar	değişken	rüzgar	rüzgar
Tohum bankası	yok	değişken	var (toprak ya da tepe)	değişken
Tohum hayatta kalma uzunluğu	kısa	kısa/değişken	uzun	kısa
Çimlenme	düşük	orta	yüksek	yüksek
Yaprak hacmi/alanı oranı	yüksek	değişken	düşük	düşük
Gölge toleransı	yüksek	düşük	düşük	düşük
Kuraklık toleransı	düşük	yüksek	yüksek	değişken
Müdahaleye duyarlılık	düşük	orta	yüksek	yüksek
İklim değişikliğine duyarlılık	yüksek	orta	düşük	düşük
Yangına bağlı mortalite	düşük	düşük/orta	yüksek	yüksek

4. SONUÇLAR

4.1. Mikrohabitat Analizi

Bu çalışmada, 7 süksesyonel evreye ait 20 tekrar alanında mikrohabitat ölçümleri gerçekleştirilmiştir. Tekrar alanlarının mikrohabitat değerlendirmeleri temel vejetasyon özellikleri, bitki fonksiyonel grupları ve toprak üstü tabakasının özellikleri şeklinde üç grupta toplanmıştır.

4.1.1. Temel vejetasyon özellikleri

Örnekleme çalışmaları sonucunda tüm süksesyonel evrelerde toplam 45 bitki taksonu tespit edilmiştir. Bunlardan 39'u tür düzeyinde, 5'i cins, 1'i ise familya düzeyindedir. Tüm çalışma istasyonlarında bulunan yaygın türler *Cistus salviifolius* L., *Phillyrea latifolia* L. ve *P. brutia*'dır. Yaygın olarak bulunan diğer türler *Arbutus andrachne* L., *Cistus creticus* L., *Cytisopsis dorycniifolia* Jaub & Spach ssp. *reeseana* (Guyot) Hub.-Mor., *Erica manipuliflora* Salisb., *Genista acanthoclada* DC., *Quercus infectoria* Olivier ssp. *boissieri* (Reuter) O. Schwarz ve *Smilax aspera* L.'dir. Süksesyonel evrelerde ve süksesyonel evrelere ait tekrar alanlarında tespit edilen bitki türlerinin örtüş değerleri Çizelge 4.1. ve 4.2.'de gösterilmiştir.

Süksesyonel evrelerdeki tür zenginliği değerleri, süksesyonel gradiyente bağlı olarak artış göstermektedir (Kendall's tau= ,252; p< ,0001; n=180). Tür zenginliği değerlerinin özellikle geç süksesyonel evrelerde (uzun süredir yanmamış ve 26 yıl önce yanmış alan) ve 10 yıl önce yangın geçirmiş alanda yüksek olduğu görülmektedir (Şekil 4.1.).

Tabakalılık, örtüş ve maksimum vejetasyon yüksekliğini kapsayan temel vejetasyon özellikleri Nested MANOVA (Çok değişkenli tek yönlü varyans analizi) ile karşılaştırılmış ve süksesyonel evreler arasında fark olduğu tespit edilmiştir (F= 27,92; p< ,0001).

Temel vejetasyon özelliklerinden birisi olan tabakalılık, süksesyonel zamana bağlı olarak artış göstermektedir (Şekil 4.1.). Ancak yine Şekil 4.1.'deki süksesyonel evrelere ait ortalama tabakalılık değerlerine ve Şekil 4.2.'deki tekrar alanlarına ait değerlere bakıldığında uzun süredir yanmamış *P. brutia* ormanının tabakalılık

değerinin diğerlerine göre oldukça yüksek olduğu görülmektedir. 3 yıl önce yangın geçirmiş evre ise diğer süksesyonel evrelerden düşük bir değere sahiptir. Yapılan istatistiksel testler sonucunda süksesyonel evreler arasında anlamlı fark olduğu ($F=27,73$; $p < ,0001$) ve bu farkın 3 yıl önce yangın geçiren evre ve uzun süredir yanmamış *P. brutia* ormanı ile diğer evreler arasındaki farklılıktan kaynaklandığı belirlenmiştir (Çizelge 4.3.).

Süksesyonel evrelere ait toplam örtüş değerleri birbirlerine oldukça yakın olmasına rağmen (Şekil 4.1.) aralarında istatistiksel açıdan anlamlı fark tespit edilmiştir ($F=4,78$; $p= ,0002$). Tekrar alanlarında tespit edilen ortalama değerler büyük oranda varyasyon göstermektedir (Şekil 4.2.). Uzun süredir yanmamış *P. brutia* ormanı en yüksek örtüş değerine sahiptir ve bu alan diğer alanlardan (10 yıl önce yangın geçiren alan hariç) istatistiksel açıdan farklıdır (Çizelge 4.3.). Süksesyonel yaş ile örtüş değerleri arasında yapılan regresyon analizinde örtüş değerlerinin süksesyonel gradiyente bağlı olarak anlamlı olarak arttığı bulunmuştur (Şekil 4.1.).

Maksimum vejetasyon yüksekliği süksesyonel gradiyente bağlı olarak anlamlı biçimde artış göstermektedir (Şekil 4.1.). Özellikle uzun süredir yanmamış *P. brutia* ormanındaki yüksek değerler çok belirgindir. Ayrıca süksesyonel gradiyente bağlı olarak ölçümler arasındaki varyasyonun da arttığı görülmektedir (Şekil 4.2.). Bu değişken açısından süksesyonel evreler arasındaki fark diğer temel vejetasyon özelliklerine benzer olarak anlamlıdır ($F= 157,9$; $p < ,0001$). Yapılan Tukey çoklu karşılaştırma testi sonucunda uzun süredir yanmamış evrenin diğer tüm evrelerden farklı olduğu bulunmuştur (tümü için $p < ,0001$). 26 yıl önce yangın geçiren evre ise sadece 3 yıl önce yangın geçiren evreden farklı bulunmuştur ($p= ,014$).

Çizelge 4.1. Süksesyonel evrelerde tespit edilen bitki türlerine ait ortalama örtüş değerleri ve bitki türlerinin ait olduğu bitki fonksiyonel grupları. Rejenerasyon stratejileri (RS; zs: zorunlu sürgün, fs: fakültatif sürgün, zt1: zorunlu tohum-tepe tohum bankası, zt2: zorunlu tohum-toprak tohum bankası, zt3: zorunlu tohum-tohum bankası yok) ve büyüme şekilleri (BŞ; ağ: ağaç, ça: çalı, kça: kısa çalı, ot: otsu) (Rejenerasyon stratejisi ve büyüme şekli gruplandırmaları Tavşanoğlu (2008)'e göre yapılmıştır).

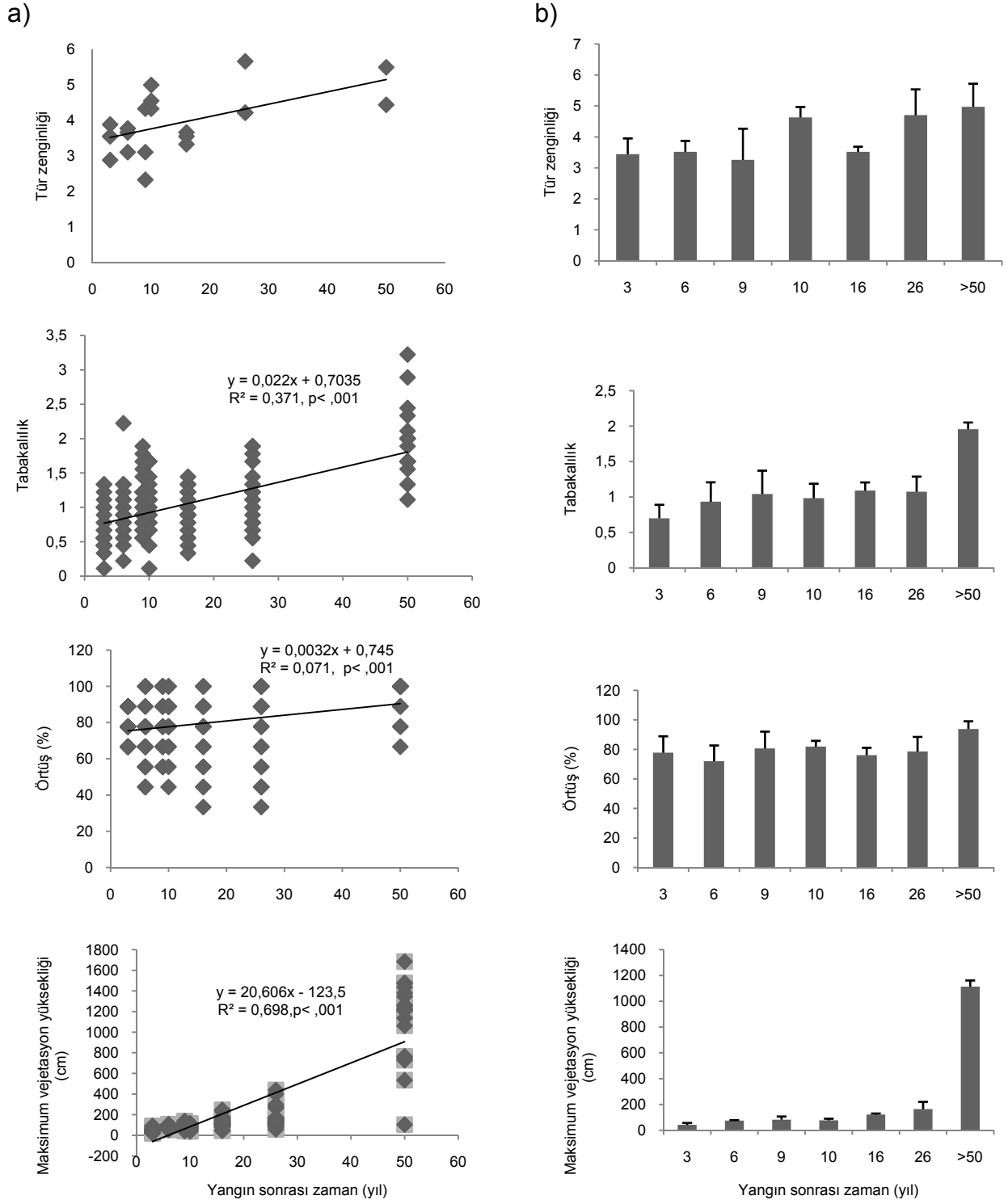
Türler	Yangın sonrası zaman (yıl)							RS	BŞ
	3	6	9	10	16	26	>50		
<i>Arbutus andrachne</i>	1,2	1,2	1,2	1,6	1,6	8,2	3,7	zs	ça
<i>Arenaria sp.</i>				0,8				zt3?	kça
<i>Asparagus aphyllus ssp. orientalis</i>				0,4	0,4	0,4	2,5	zs	kça
<i>Asphodelus aestivus</i>				0,4				zs	ot
<i>Bellevalia sp.</i>	0,8							zs	ot
<i>Calamagrostis epigejos</i>					0,4	1,6		zs?	ot
<i>Callicotome villosa</i>		2,9		4,1	1,6	3,3		fs	ot
<i>Centaurea sp. I</i>	0,8							zt3	ot
<i>Centaurea sp. II</i>				0,8				zt3	ot
<i>Centaureum punchellum</i>				0,4				zt3	ot
<i>Cercis siliquastrum</i>			3,3					?	ağ
<i>Cistus creticus</i>	1,2	11,1	14,4	4,9	2,0		0,6	zt2	kça
<i>Cistus salviifolius</i>	24,9	39,9	25,9	45,3	15,2	17,7	1,8	zt2	kça
<i>Cytinus hypocistis ssp. kermesinus</i>				0,4				zs	ot
<i>Cytisopsis dorycniifolia ssp. reeseana</i>	10,7	1,6	3,7	4,1	7,4	2,0		zt2	kça
<i>Erica manipuliflora</i>	2,0		14,8	0,4	23,0	16,0	13,6	fs	ça
<i>Genista acanthoclada</i>	6,2	12,3	9,0	2,9	2,5	2,0		fs	kça
<i>Helichrysum orientale</i>					0,4	0,8		zs	kça
<i>Iberis spruneri</i>				0,4				zt3	ot
<i>Inula viscosa</i>		0,4						fs	ot
<i>Juncus sp.</i>				0,4		0,4		zs	ot
<i>Laurus nobilis</i>							0,6	zt3	ça
<i>Lavandula stoechas ssp. stoechas</i>	0,4		0,4		2,5	0,4		fs	kça
<i>Liquidambar orientalis</i>						0,4		zt3	ağ
<i>Myrtus communis ssp. communis</i>		2,0	6,6			3,7	28,4	zs	ça

Çizelge 4.1. (devamı).

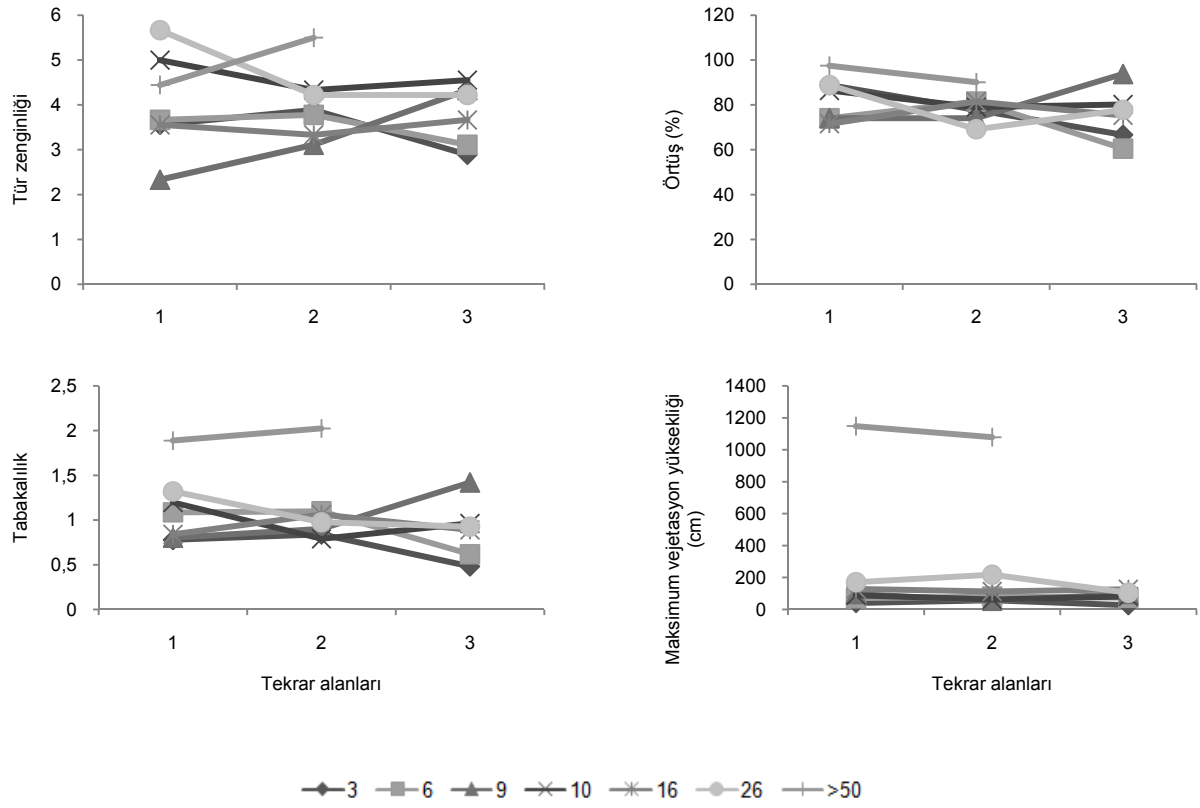
Türler	Yangın sonrası zaman							RS	BŞ
	3	6	9	10	16	26	>50		
<i>Olea europea</i>				0,4		3,3		zs	ça
<i>Phillyrea latifolia</i>	6,2	7,4	0,8	11,1	4,1	17,7	19,1	zs	ça
<i>Phlomis bourgaei</i>	0,4					0,4		zt3	kça
<i>Phlomis lycia</i>						0,4		zt3	kça
<i>Pinus brutia</i>	0,8	2,0	16,9	8,6	25,9	10,3	73,5	zt1	ağ
<i>Pistacia lentiscus</i>		0,8	5,7			2,0		zs	ça
<i>Pistacia terebinthus ssp. palaestina</i>	0,8			0,8		1,6	5,5	zs	ça
<i>Poaceae</i>	5,3		2,5	2,0	2,0	1,2	1,2	zs	ot
<i>Ptilestemon chamaepeuce</i>		0,4		0,4		7,8	0,6	zs	kça
<i>Quercus coccifera</i>		1,2		0,4		0,4		zs	ça
<i>Quercus infectoria ssp. boissieri</i>	2,5	9,4		7,4	0,4	1,2	5,5	zs	ça
<i>Ruscus aculeatus var. angustifolius</i>					0,4	0,8	0,6	zs	kça
<i>Sarcopoterium spinosum</i>	0,4		0,4	1,2	4,9	0,8		fs	kça
<i>Smilax aspera</i>	2,5	0,8	0,8	2,9		4,1	38,3	zs	tır
<i>Spartium junceum</i>						0,4		fs	ça
<i>Styrax officinalis</i>					0,4		1,2	zs	ça
<i>Tamus communis ssp. cretica</i>				0,8				zs?	ot
<i>Teucrium divaricatum ssp. divaricatum</i>				0,4				zt3?	kça
<i>Teucrium polium</i>	1,2							zt3?	ot
<i>Trigonella monspeliaca</i>	0,4			0,8				zt3	ot

Çizelge 4.2. Süksesyonel evrelere ait tekrar alanlarında tespit edilen bitki türlerinin örtüş değerleri

Türler	Tekrar alanları																			
	3-1	3-2	3-3	6-1	6-2	6-3	9-1	9-2	9-3	10-1	10-2	10-3	16-1	16-2	16-3	26-1	26-2	26-3	>50	>80
<i>Arbutus andrachne</i>	3,7					3,7	2,5		1,2	2,5	1,2	1,2	4,9			6,2	12,4	6,2	1,2	6,2
<i>Arenaria</i> sp.											2,5									
<i>Asparagus aphyllus</i> ssp. <i>orientalis</i>										1,2				1,2			1,2			4,9
<i>Asphodelus aestivus</i>											1,2									
<i>Bellevalia</i> sp.	2,5																			
<i>Calamagrostis epigejos</i>													1,2				4,9			
<i>Callicotome villosa</i>				3,7	3,7	1,2				12,3			4,9			7,4		2,5		
<i>Centaurea</i> sp. I	1,2		1,2																	
<i>Centaurea</i> sp. II										1,2	1,2									
<i>Centaureum punchellum</i>											1,2									
<i>Cercis siliquastrum</i>								9,8												
<i>Cistus creticus</i>			3,7		11,1	22,2		7,4	35,9	4,9	9,9		2,5		3,7					1,2
<i>Cistus salviifolius</i>	27,2	44,4	32,1	48,2	49,4	22,2	14,8	39,5	23,5	51,9	42,0	42,0	28,4		17,3	27,2	3,7	22,2	2,5	1,2
<i>Cytinus hypocistis</i> ssp. <i>kermesinus</i>											1,2									
<i>Cytisopsis dorycnifolia</i> ssp. <i>reeseana</i>	30,9		1,2		4,9		11,1			1,2		11,1	1,2	21,0		6,2				
<i>Erica manipuliflora</i>	1,2	3,7	1,1				40,7	3,7			1,2		59,3	9,9	27,2	6,2	14,8	13,6	13,6	
<i>Genista acanthoclada</i>		14,8	3,7	30,9	4,9	1,2		27,2			3,7	4,9	7,4					6,2		
<i>Helichrysum orientale</i>															1,2			2,5		
<i>Iberis spruneri</i>											1,2									
<i>Inula viskosa</i>						1,2														
<i>Juncus</i> sp.										1,2									1,2	
<i>Laurus nobilis</i>																				1,2
<i>Lavandula stoechas</i> ssp. <i>stoechas</i>		1,2						1,2							7,4	1,2				
<i>Liquidambar orientalis</i>																				1,2
<i>Myrtus communis</i> ssp. <i>communis</i>					6,2				19,8							2,5	8,6			56,8
<i>Olea europea</i>											1,2					6,2	3,7			
<i>Phillyrea latifolia</i>	2,5	11,1	4,9	11,1	3,7	7,4		2,4		13,6	9,9	9,9	3,7	4,9	3,7	6,2	33,3	13,6	19,8	18,5
<i>Phlomis bourgaei</i>			1,2																	
<i>Phlomis lycia</i>																				1,2
<i>Pinus brutia</i>	1,2	1,2			6,2		11,1	7,4	32,1	9,9		16,0	24,7	19,8	33,3	21,0	6,2	3,7	85,2	61,7



Şekil 4.1. Tür zenginliği, tabakalılık, toplam örtüş ve vejetasyon yüksekliği değerlerinin süksesyonel gradiyente bağlı olarak değişimleri (a) ve bu değişkenlerin süksesyonel evrelerdeki değerleri (ort ± sd) (b).



Şekil 4.2. Süksesyonel evrelere ait tekrar alanlarının tür zenginliği, tabakalılık, toplam örtüş ve vejetasyon yüksekliği değerleri (ort).

Çizelge 4.3. Tabakalılık (açık bölge) ve örtüş değişkenleri (koyu bölge) açısından süksesyonel evreler arasında Tukey HSD çoklu karşılaştırma testi ile tespit edilen p değerleri (anlamlı değerler koyu yazılmıştır).

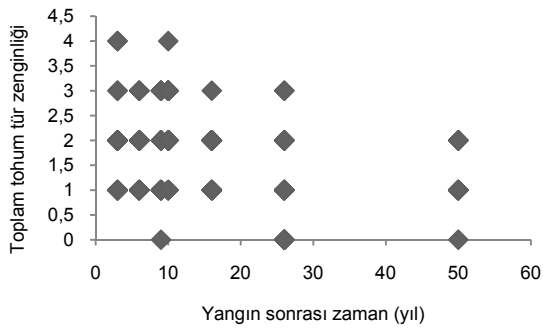
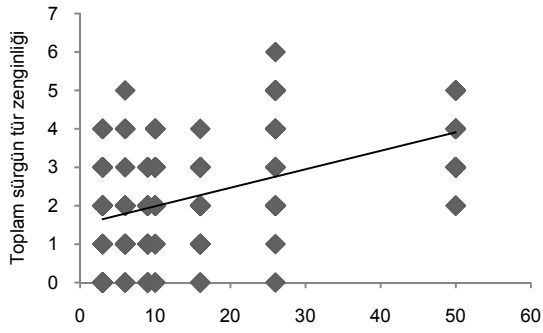
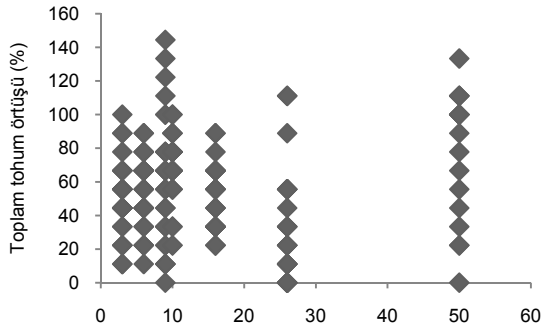
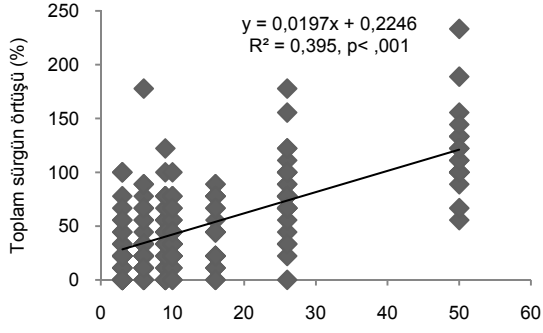
p	3	6	9	10	16	26	>50
3		0,752	1,000	0,939	1,000	1,000	0,004
6	0,141		0,278	0,141	0,939	0,616	<0,001
9	0,004	0,908		1,000	0,906	0,998	0,038
10	0,033	0,998	0,996		0,752	0,980	0,085
16	0,157	1,000	0,891	1,000		1,000	<0,001
26	<0,001	0,732	1,000	1,000	0,704		0,008
>50	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	

4.1.2. Bitki Fonksiyonel Grupları

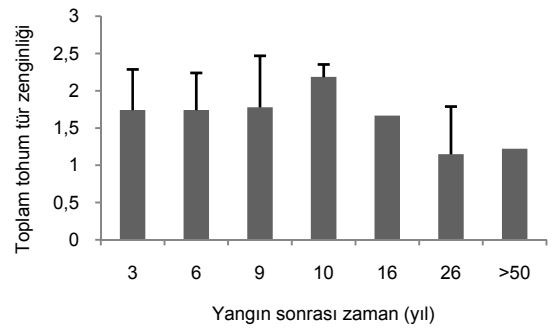
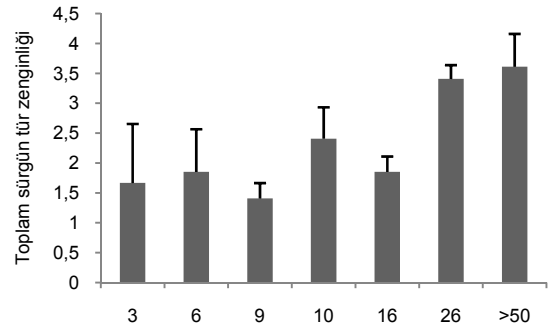
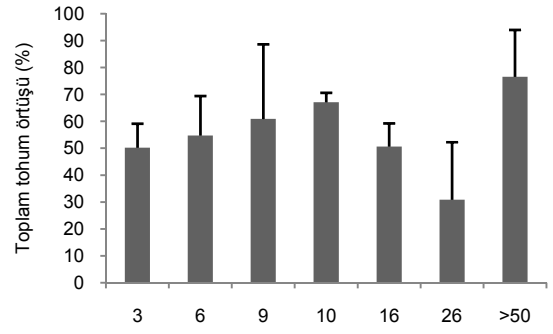
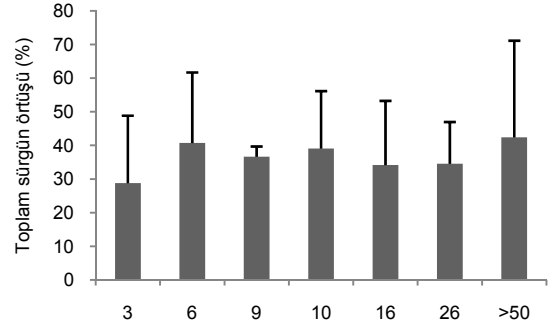
Tuzak noktalarında tespit edilen bitki türlerinin örtüşleri ve tür zenginlikleri, rejenerasyon stratejisi ve büyüme şekline göre gruplandırılmıştır. Rejenerasyon stratejisine göre bitkiler sürgünle ve tohumla yenilenen olmak üzere iki gruba ayrılmıştır. Sürgünle yenilenenler zorunlu sürgün (zs), fakültatif sürgün (fs) olmak üzere; tohumla yenilenenler tepe tohum bankasına sahip olanlar (zt1), toprak tohum bankasına sahip olanlar (zt2) ve tohum bankasına sahip olmayanlar (zt3) olmak üzere üç grupta toplanmıştır. Büyüme şekline göre ise ağaç, çalı, kısa çalı, tırmanıcı ve otsu olarak ayrılmıştır (Çizelge 4.1.).

Rejenerasyon stratejisi tiplerinden toplam sürgün (Şekil 4.3. ve 4.4.), sadece *P. brutia* bireylerini içeren tepe tohum bankasına sahip olan zorunlu tohum (Şekil 4.5.), ve zorunlu sürgün örtüşü (Şekil 4.6. ve 4.7.) süksesyonel gradiyente bağlı olarak artmaktadır. Toprak tohum bankasına sahip olan zorunlu tohum örtüşü ise süksesyonel zamanla azalmaktadır (Şekil 4.6 ve 4.7.). Yine aynı fonksiyonel grupların tür zenginliği değerlerinin kesikli veri olmasından dolayı regresyon analizi yapılamamış, süksesyonel yaşla aralarındaki ilişki parametrik olmayan korelasyon katsayıları hesaplanarak test edilmiştir. Süksesyonel yaş toplam sürgün (Kendall's tau= ,343; $p < ,001$) ve zorunlu sürgün (Kendall's tau= ,316; $p < ,001$) tür zenginliği ile pozitif ilişkili, toplam tohum (Kendall's tau= -,169; $p = ,006$) ve toprak tohum bankasına sahip olan zorunlu tohum tür zenginliği (Kendall's tau= -,429; $p < ,001$) değerleri negatif ilişkilidir (Şekil 4.6.). Tepe tohum bankası sadece *P. brutia*'dan oluştuğu için tür zenginliği ile süksesyonel gradiyent arasındaki ilişki test edilmemiştir. Fakültatif sürgün ve tohum bankasına sahip olmayan zorunlu tohum örtüşü ve tür zenginliği değerlerinde süksesyonel gradiyente bağlı bir değişim tespit edilmemiştir (Şekil 4.8.).

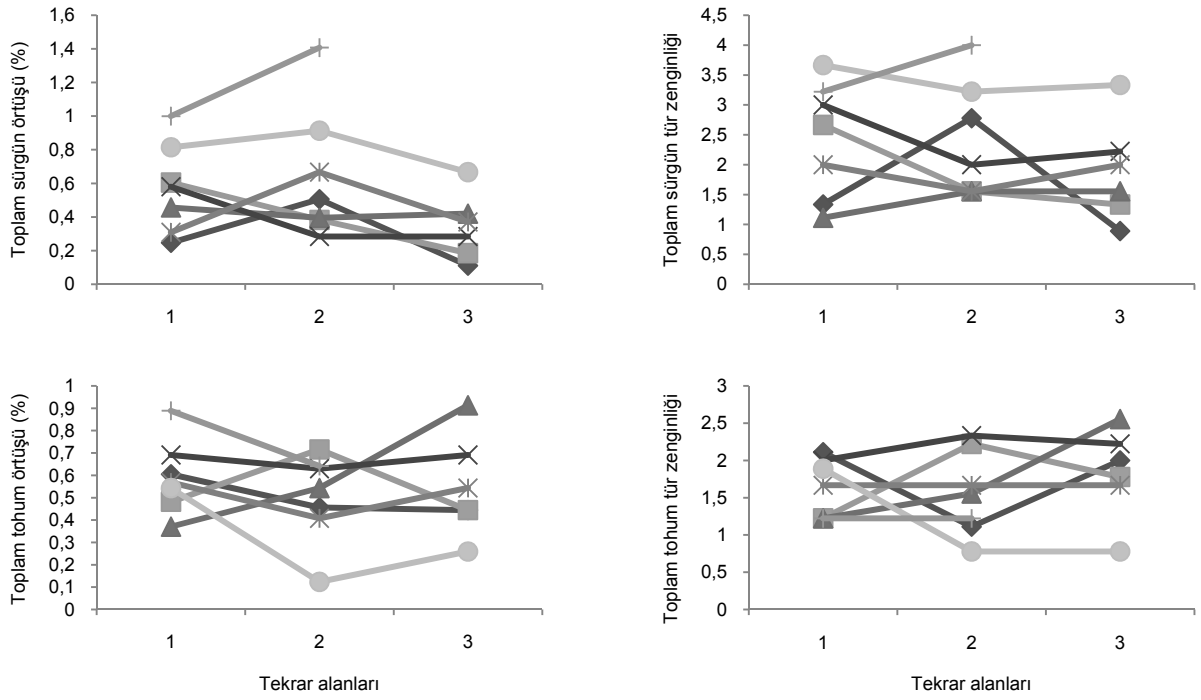
a)



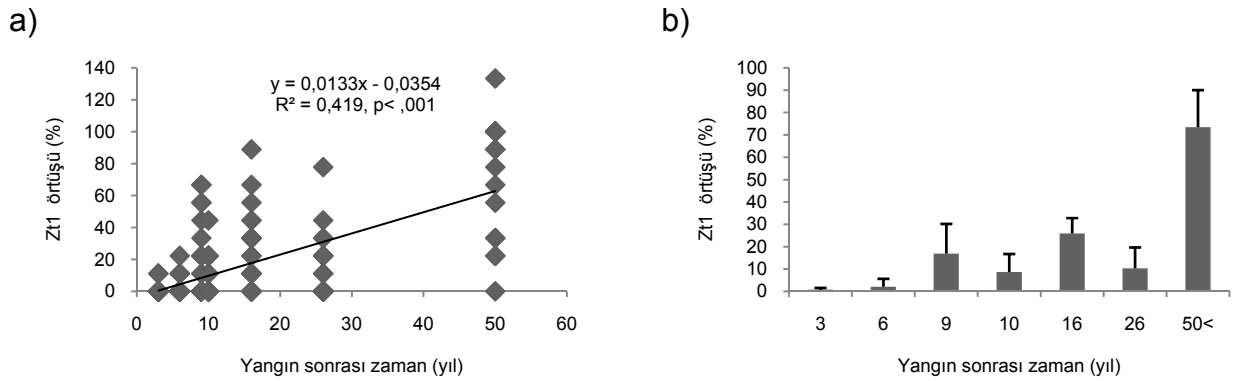
b)



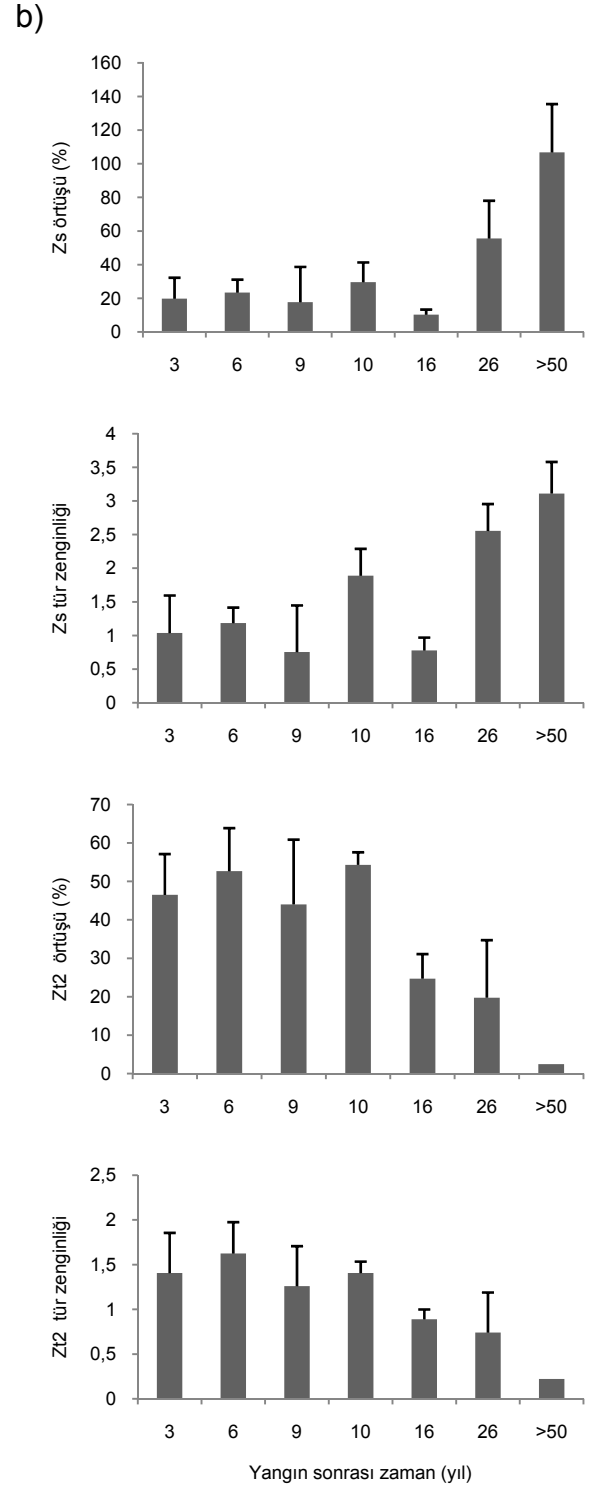
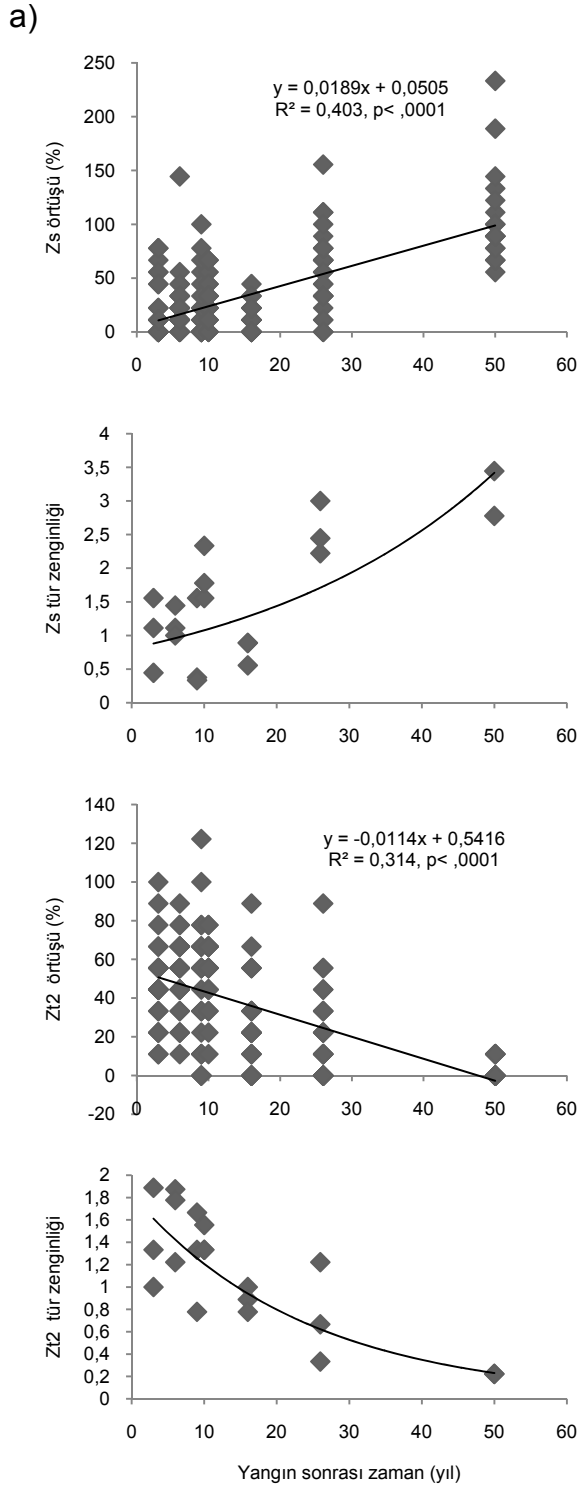
Şekil 4.3. Toplam sürgün ve tohum örtüşü ile tür zenginliği değerlerinin süksesyonel gradiyente bağlı olarak değişimleri (a) ve bu değişkenlerin süksesyonel evrelerdeki değerleri (ort ± sd) (b).



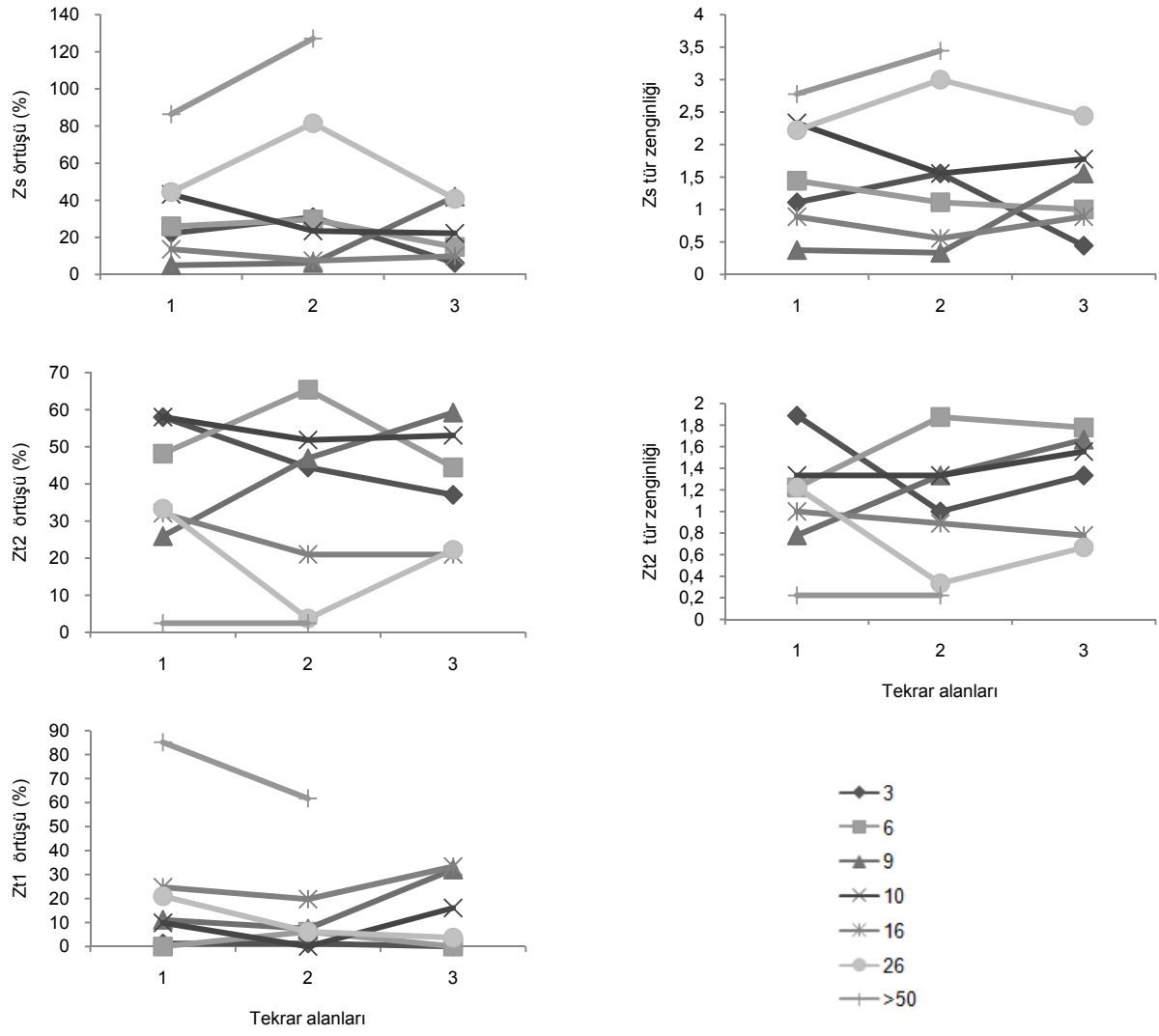
Şekil 4.4. Süksesyonel evrelere ait tekrar alanlarının toplam sürgün ve toplam tohum örtüş ve tür zenginliği değerleri (ort).



Şekil 4.5. Tepe tohum bankasına sahip zorunlu tohum (zt1) örtüş değerlerinin süksesyonel gradiyente bağlı olarak değişimleri (a) ve bu değişkenin süksesyonel evrelerdeki değerleri (ort \pm sd) (b).

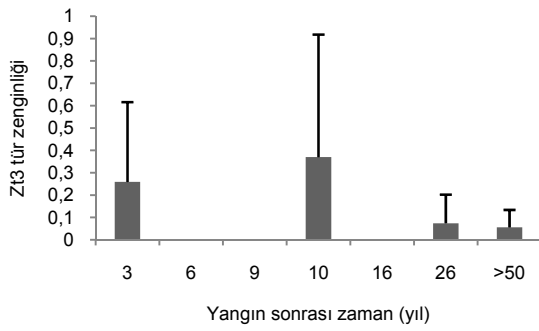
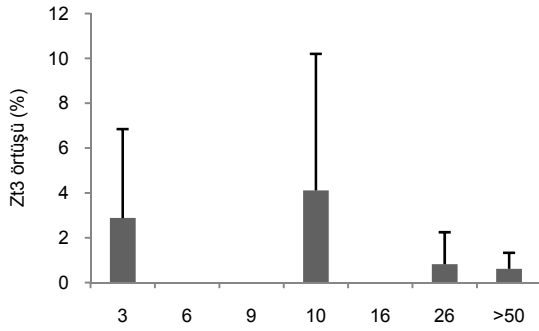
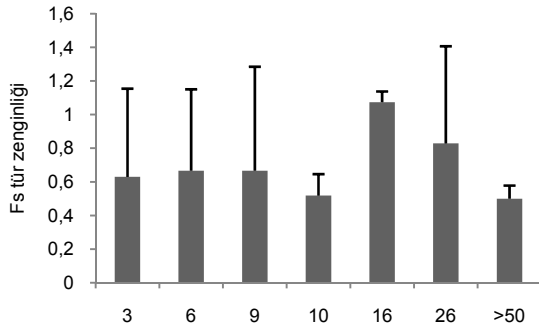
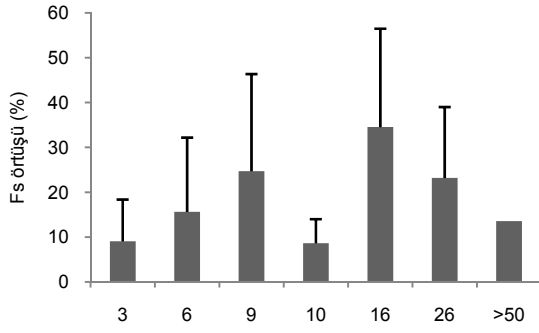


Şekil 4.6. Zorunlu sürgün (zs) ve toprak tohum bankasına sahip zorunlu tohum (zt2) örtüş ve tür zenginliği değerlerinin süksesyonal gradiyente bağlı olarak değişimleri (a) ve bu değişkenin süksesyonal evrelerdeki değerleri (ort ± sd) (b).

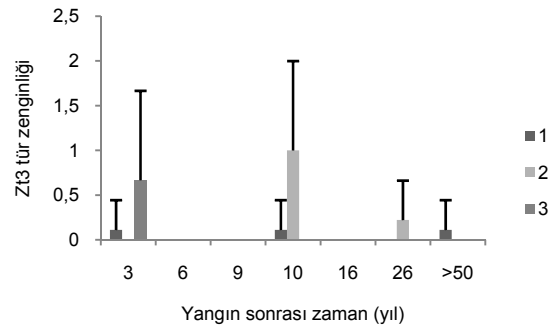
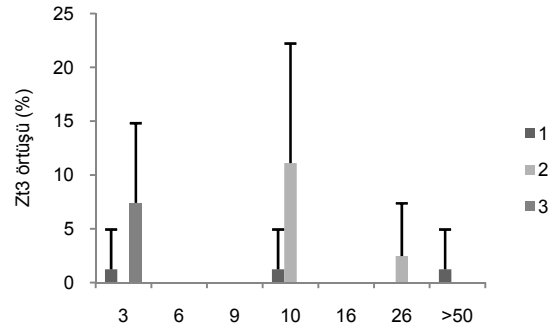
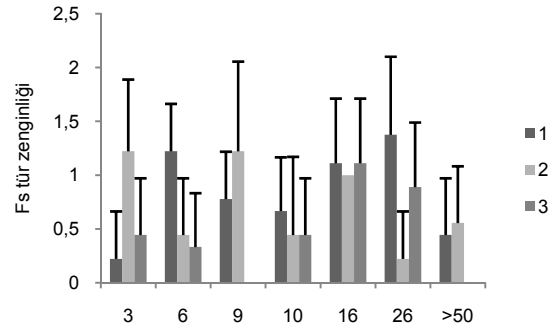
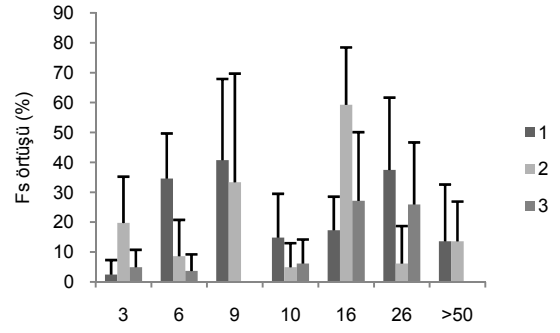


Şekil 4.7. Süksesyonel evrelere ait tekrar alanlarının zorunlu sürgün (zs), toprak tohum (zt2) ve tepe tohum bankasına sahip zorunlu tohum (zt1) örtüş ve tür zenginliği değerleri.

a)

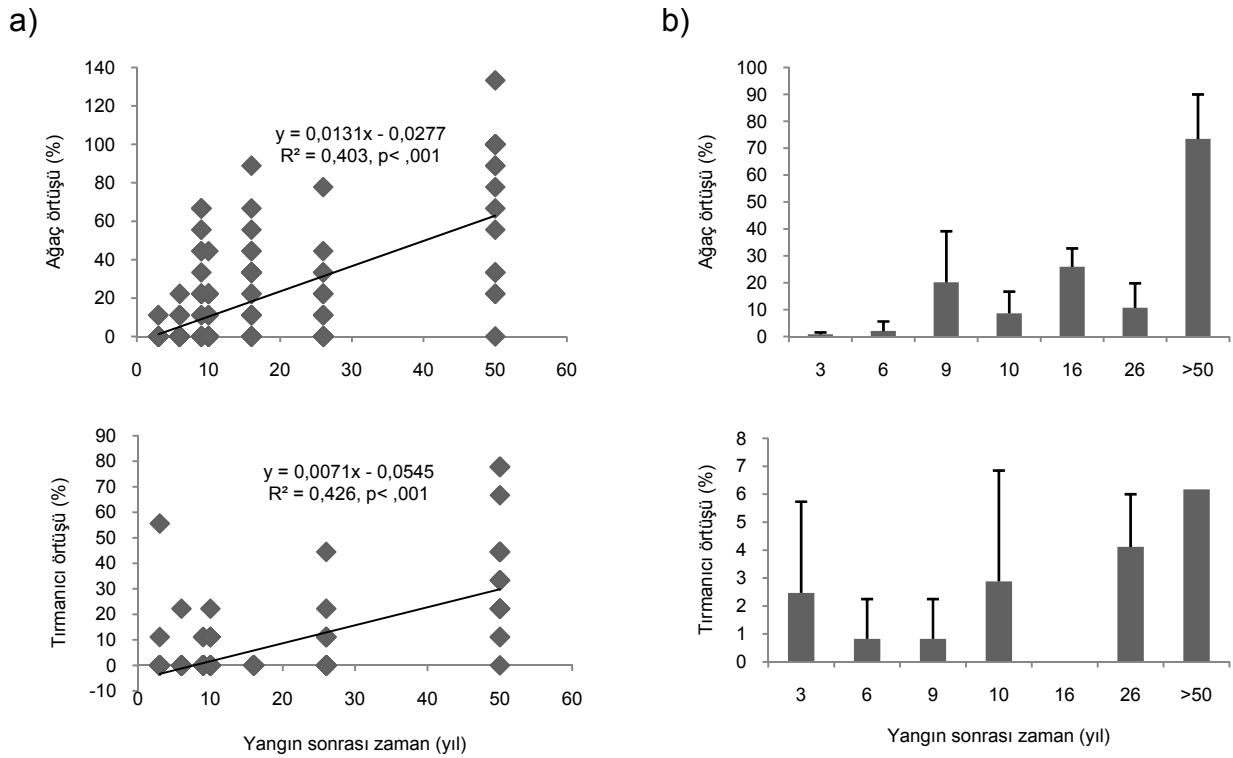


b)

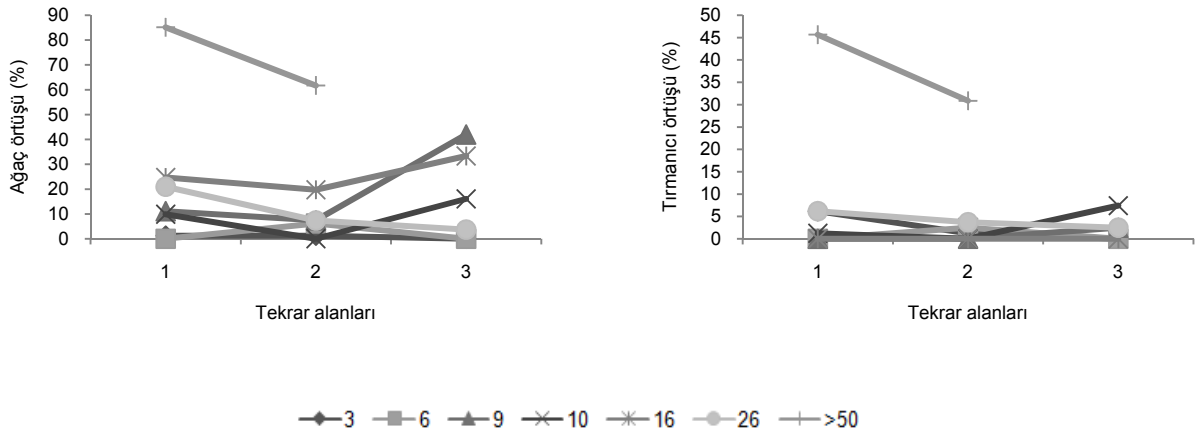


Şekil 4.8. Süksesyonel evrelerde ve bu evrelere ait tekrar alanlarında tespit edilen fakültatif sürgün (fs) ile tohum bankasına sahip olmayan zorunlu tohum (zt3) örtüşü ve tür zenginliği değerleri (ort ± sd).

Büyüme şekline göre bitkiler gruplandırıldığında ağaç, çalı ve tırmanıcı örtüşlerinin süksesyonel gradiyente bağlı olarak arttığı, kısa çalı örtüşünün ise azaldığı tespit edilmiştir (Şekil 4.9., 4.10., 4.11. ve 4.12). Otsu örtüşünün ise süksesyonel zamanla değişimi anlamlı bulunmamıştır. Yine benzer şekilde tür zenginliği değerlerine regresyon analizi yapılmamış, süksesyonel gradiyentle olan ilişki korelasyon katsayısı testi ile hesaplanmıştır. Çalı tür zenginliği süksesyonel gradiyentle pozitif ilişkili (Kendall's tau= ,325; p< ,001), kısa çalı tür zenginliği (Kendall's tau= -,305; p< ,001) ise negatif ilişkili bulunmuştur (Şekil 4.11.). Ağaç grubu *P. brutia* ve 26 yıl önce yangın geçiren çalışma alanlarından birinde oldukça az miktarda bulunan *Liquidambar orientalis* (Çizelge 4.1.ve 4.2.) türlerinden, tırmanıcı grubu ise sadece *Smilax aspera* türünden oluştuğu için tür zenginliği ile süksesyonel gradiyent arasındaki ilişki test edilmemiştir.

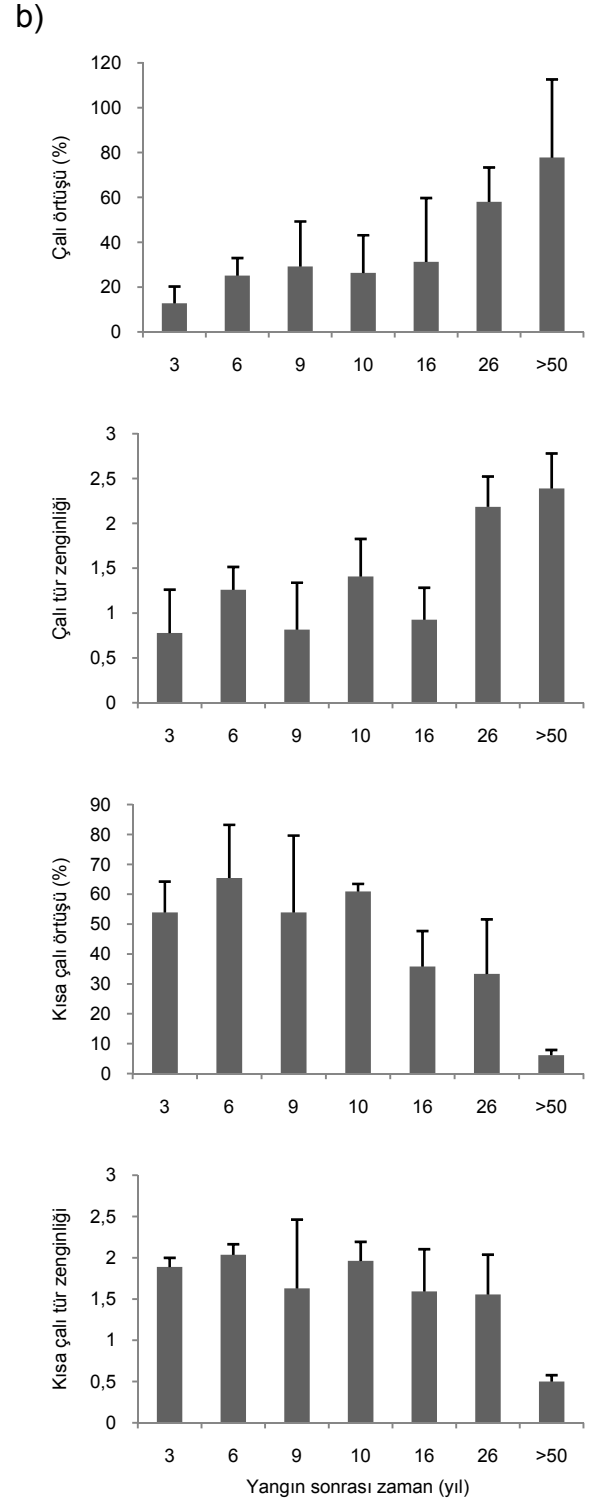
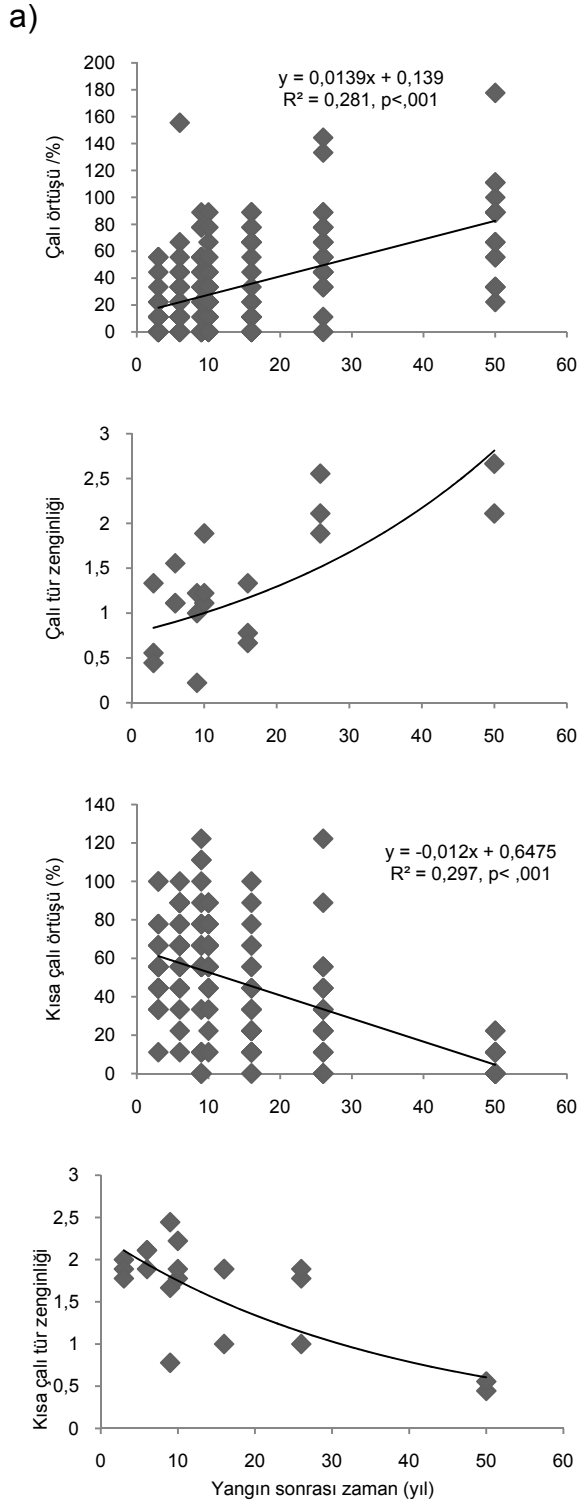


Şekil 4.9. Ağaç ve tırmanıcı örtüşlerinin süksesyonel gradiyente bağlı olarak değişimi (a) ve tekrar alanlarındaki değerleri (ort ± sd) (b).

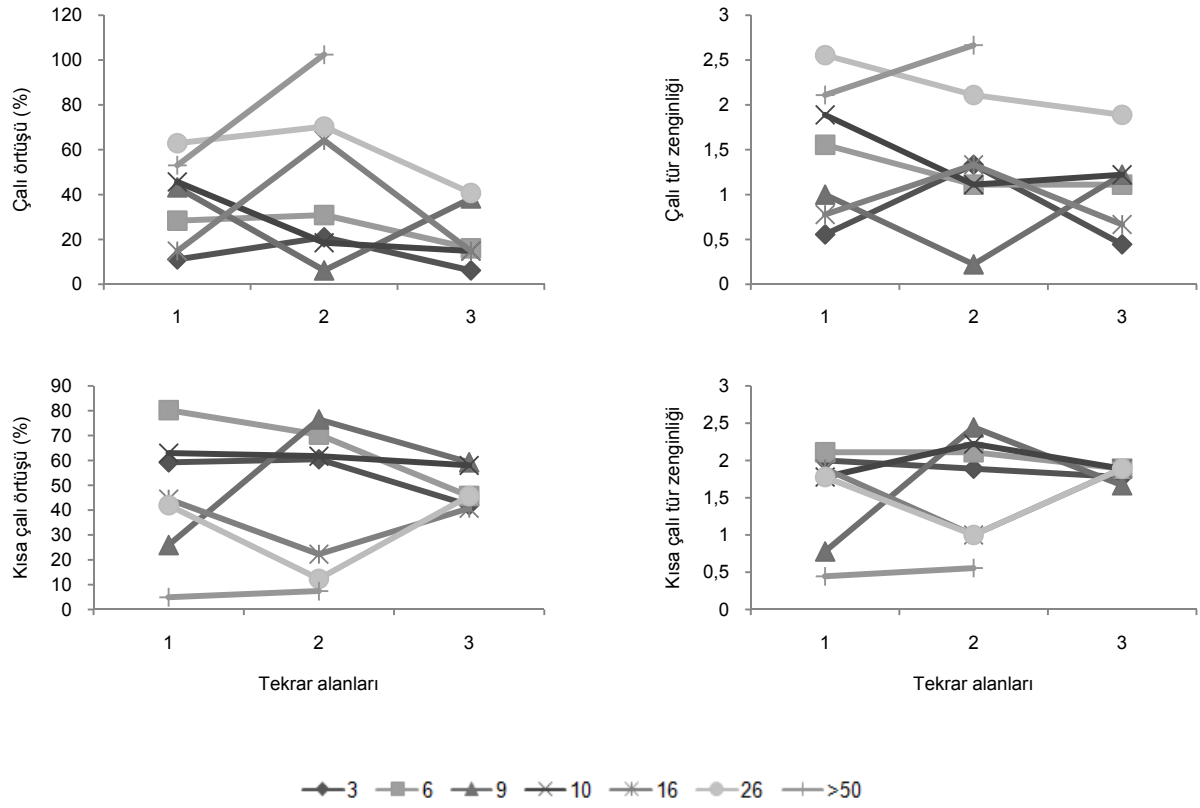


Şekil 4.10. Süksesyonel evrelere ait tekrar alanlarındaki ağaç ve tırmanıcı örtüş ve tür zenginliği değerleri.

Süksesyonel evreler arasında bitki fonksiyonel gruplarına ait örtüş ve tür zenginliği açısından bir fark olup olmadığını test etmek için, verinin tümü Temel Bileşenler Analizi kullanılarak gruplandırılmış ve test sonucunda sırasıyla toplam varyansın %33,07 ve % 4,03'ünü açıklayan 1. (eigenvalue= 8,929) ve 2. (eigenvalue= 4,029) bileşenler Nested MANOVA ile karşılaştırılmıştır. 1. ve 2. bileşenler ile bitki fonksiyonel grupları arasındaki ilişki Çizelge 4.4.'de gösterilmiştir. 1. bileşen toplam sürgün, zorunlu sürgün, tepe tohum bankasına sahip zorunlu tohum, ağaç, çalı ve tırmanıcı örtüşleri ve tür zenginliği değerleri ile negatif ilişkili, toprak tohum bankasına sahip zorunlu tohum ve kısa çalı örtüşleri ve tür zenginliği değerleri ile pozitif ilişkilidir. 2. bileşen ise toplam tohum, toprak tohum bankasına sahip zorunlu tohum ve kısa çalı ile negatif ilişkilidir. 1. ve 2. bileşen açısından süksesyonel evreler arasında anlamlı bir fark olduğu tespit edilmiştir ($F=21,928$; $p< ,001$). Hangi süksesyonel evreler arasında fark olduğunu tespit etmek için Tukey HSD çoklu karşılaştırma testi yapılmıştır. Buna göre 1. bileşen açısından özellikle erken süksesyonel evrelerle geç süksesyonel evreler arasında bir fark olduğu tespit edilmiştir. 2. bileşen ise daha çok 10 yıl önce yangın geçiren evre ile diğer süksesyonel evreler arasındaki farkı açıklamıştır (Çizelge 4.5.).



Şekil 4.11. Çalı ve kısa çalı örtüş ile tür zenginliği değerlerinin süksesyonel gradiyente bağlı olarak değişimi (a) ve süksesyonel evrelerdeki değerleri (ort ± sd) (b).



Şekil 4.12. Süksesyonel evrelere ait tekrar alanlarının çalı ve kısa çalı örtüşü ile tür zenginliği değerleri (ort).

Çizelge 4.4. Bitki fonksiyonel grupları ile Temel Bileşenler Analizi kullanılarak elde edilmiş bileşenler arasındaki korelasyon katsayısı değerleri.

fonksiyonel gruplar	1. bileşen		2. bileşen	
	örtüş	tür zenginliği	örtüş	tür zenginliği
sürgün	-0,857	-0,767	0,177	-0,031
zs	-0,849	-0,785	-0,018	-0,131
fs	-0,100	-0,017	0,369	0,207
tohum	-0,061	0,224	-0,792	-0,866
zt1	-0,644	-0,521	-0,221	-0,278
zt2	0,553	0,513	-0,598	-0,590
zt3	0,176	0,176	-0,354	-0,354
ağaç	-0,649	-0,509	-0,251	-0,314
çalı	-0,791	-0,762	0,172	0,026
kça	0,555	0,450	-0,502	-0,476
tir	-0,660	-0,716	-0,037	-0,138

Çizelge 4.5. 1. bileşen (açık bölge) ve 2. bileşen (koyu bölge) açısından süksesyonel evreler arasında Tukey HSD çoklu karşılaştırma testi ile tespit edilen p değerleri (anlamlı değerler koyu yazılmıştır).

	3	6	9	10	16	26	>50
3		1,000	1,000	0,024	0,786	0,208	1,000
6	0,904		1,000	0,036	0,708	0,156	1,000
9	0,282	0,942		0,016	0,847	0,264	1,000
10	0,053	0,580	0,992		<0,001	<0,001	0,097
16	0,006	0,198	0,828	0,995		0,965	0,788
26	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	0,004		0,257
>50	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	

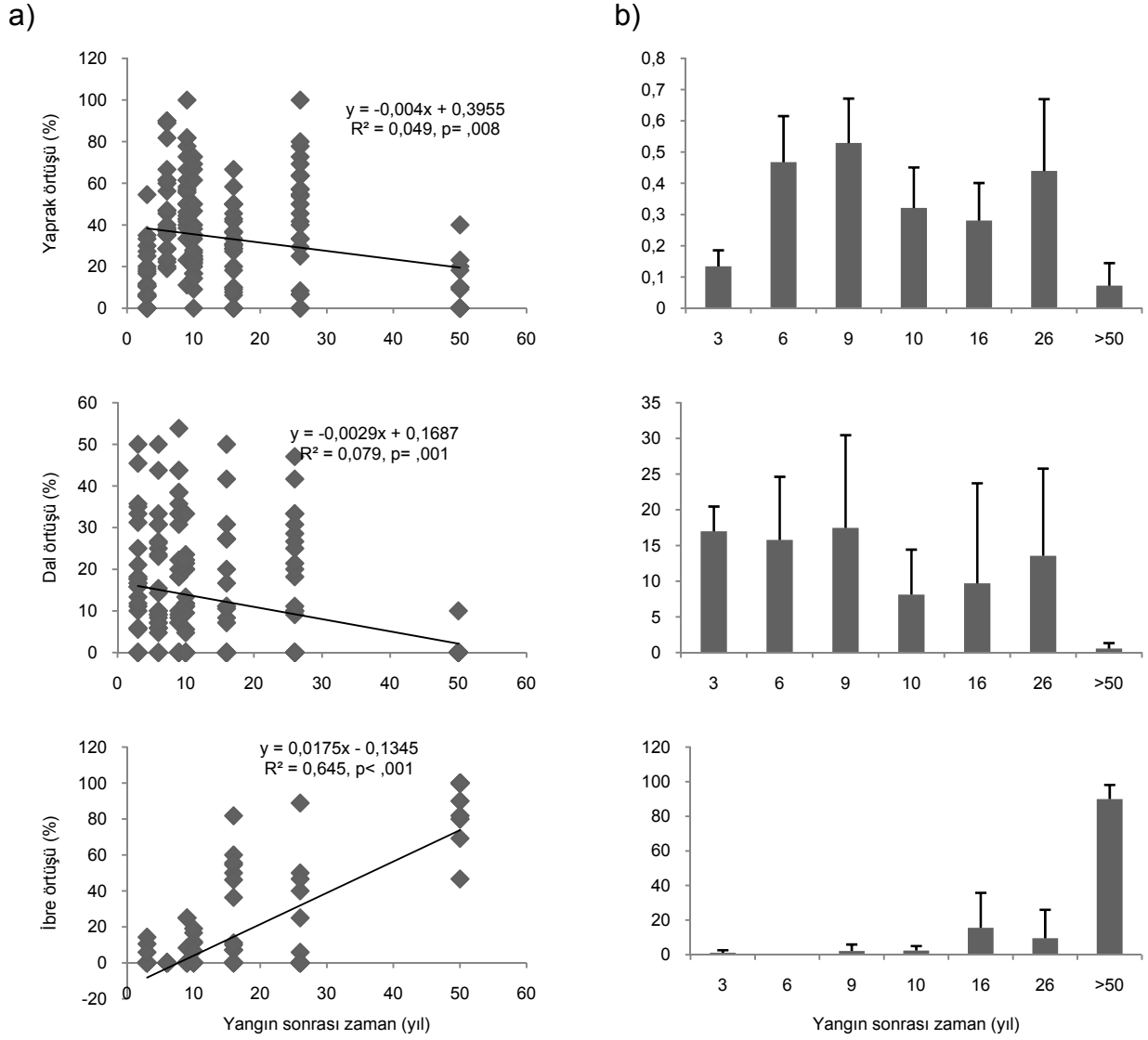
4.1.3. Topraküstü Tabakasının Özellikleri

Toprak üstü tabakasının özellikleri, organik elemanlardan yaprak (ibre hariç), dal ve ibre örtüşü, inorganik elemanlardan toprak, taş ve kaya örtüşü kullanılarak değerlendirilmiştir.

Organik elemanlardan yaprak örtüşü için süksesyonel gradiyente bağlı olarak anlamlı bir azalma bulunsa da belirgin bir eğilim saptanmamıştır. 3 yıl önce yanmış evredeki düşük olan değerler, 6 ve 9 yıl önce yanmış evrelerde artış göstermektedir. 10 yıl önce yanan süksesyonel evreden geç süksesyonel evrelere doğru bir azalış olmakla birlikte 26 yıl önce yangın geçirmiş evrede artış meydana gelmiştir (Şekil 4.13.).

Dal örtüşününün süksesyonel gradiyente bağlı olarak azalması yaprak örtüşüne benzer şekilde anlamlı olsa da belirgin bir eğilim bulunmamıştır. 3, 6 ve 9 yıl önce yangın geçiren alanlarda yüksek olan dal örtüş değerleri, 10 yıl önce yangın geçiren evrede azalmış ve daha sonraki evrelerde tekrar artmaya başlamıştır. Uzun süredir yanmamış evrede ise en düşüktür (Şekil 4.13.). Tekrar alanları arasındaki varyasyon yüksektir (Şekil 4.14.).

İbre örtüşü süksesyonel gradiyente bağlı olarak anlamlı bir biçimde artmaktadır. 10 yıl önce yangın geçiren evreye kadar ibre örtüş değerleri düşük seyretmiş, bu evreden sonra daha belirgin bir artış olmuş, uzun süredir yanmayan olgun *P. brutia* ormanında ise en yüksek değere ulaşmıştır (Şekil 4.13.). Tekrar alanları arasındaki varyasyon düşüktür (Şekil 4.14.).

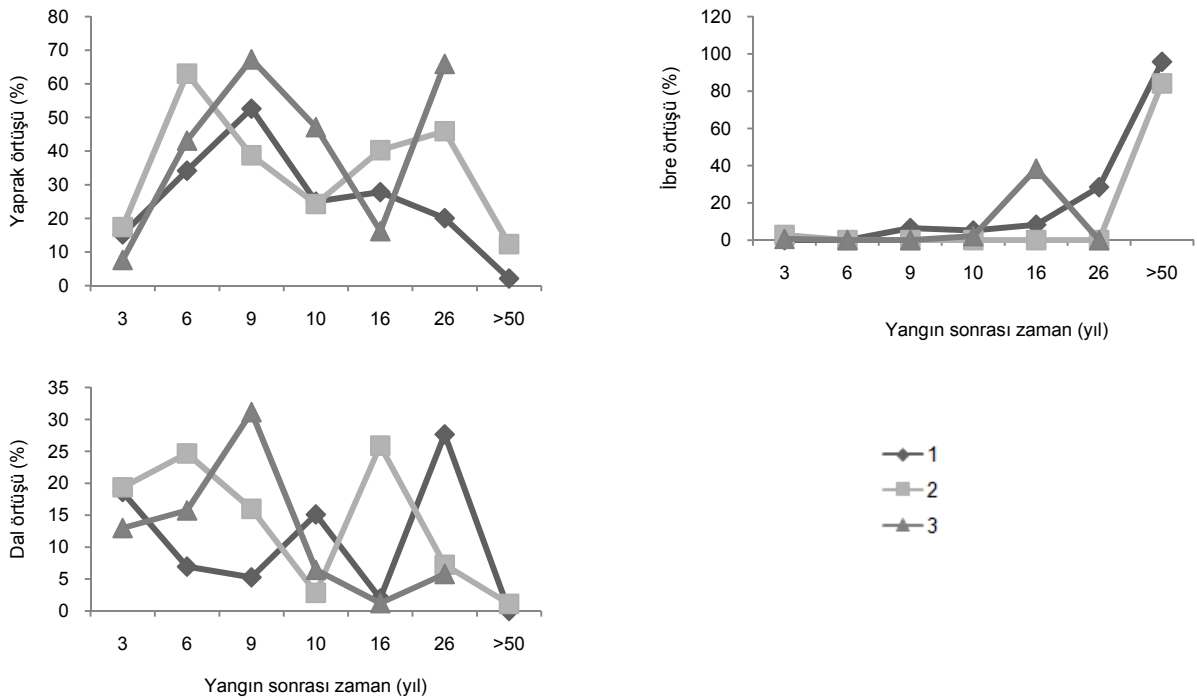


Şekil 4.13. Yaprak, dal ve ibre örtüşlerinin süksesyonel gradiyent boyunca değişimi (a) ve süksesyonel evrelerdeki değerleri (ort ± sd) (b).

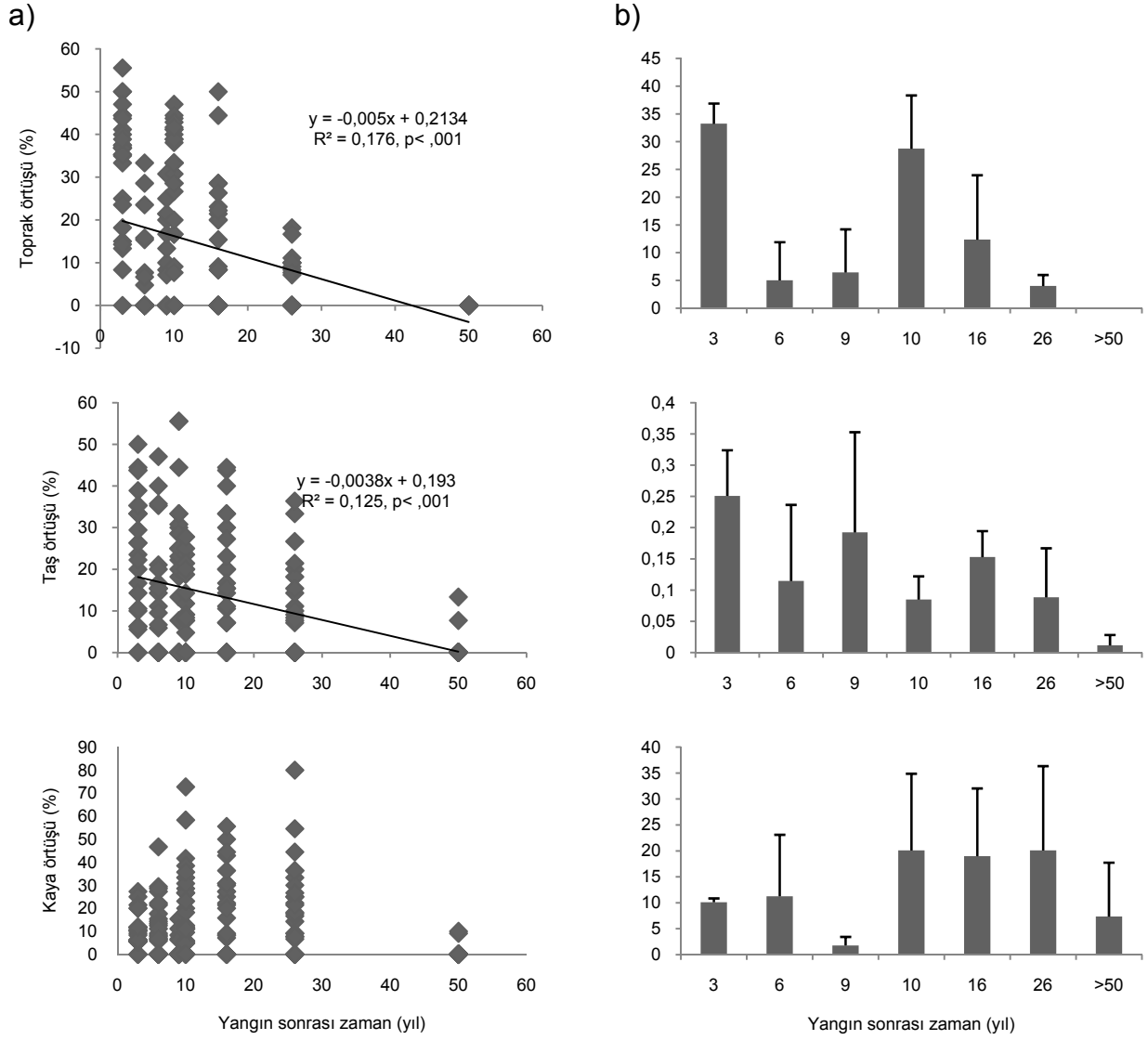
İnorganik elemanlardan toprak örtüşünün süksesyonel gradiyente bağlı olarak azalışı anlamlıdır. Süksesyonel evrelerin toprak örtüşü değerlerine bakıldığında, 3 ve 10 yıl önce yangın geçiren evrelerdeki toprak örtüşünün diğer evrelerden yüksek olduğu görülmektedir. Tekrar alanları arasındaki varyasyon yüksek değildir (Şekil 4.15. ve 4.16.).

Taş örtüşü toprak örtüşüne benzer olarak süksesyonel gradiyente bağlı olarak anlamlı bir biçimde azalmaktadır. Süksesyonel evreler arasındaki farklılıklar fazla değildir (Şekil 4.15).

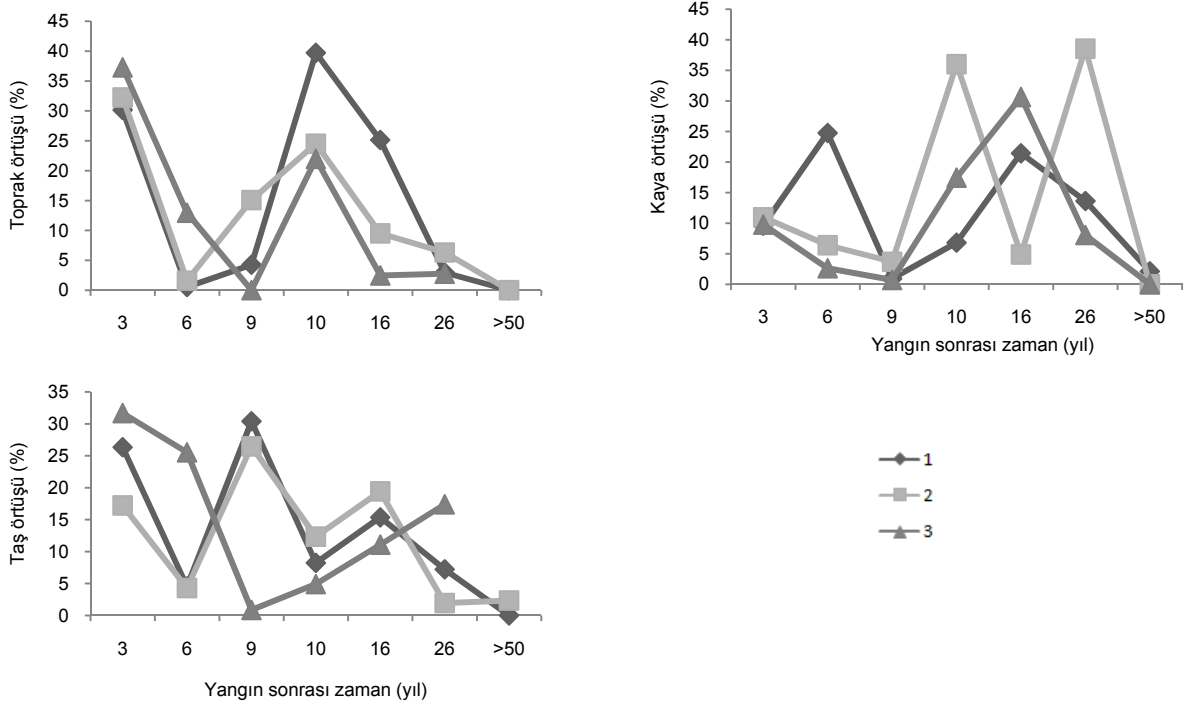
Kaya örtüşü süksesyonel gradiyente bağlı olarak değişim göstermemektedir. 10, 16 ve 26 yıl önce yangın geçiren evreler nispeten birbirine yakın ve diğer evrelerden daha yüksek değerlere sahiptir (Şekil 4.15.). Tekrar alanları arasındaki varyasyon yüksektir (Şekil 4.16.).



Şekil 4.14. Süksesyonel evrelere ait tekrar alanlarının yaprak, dal ve ibre örtüş değerleri.



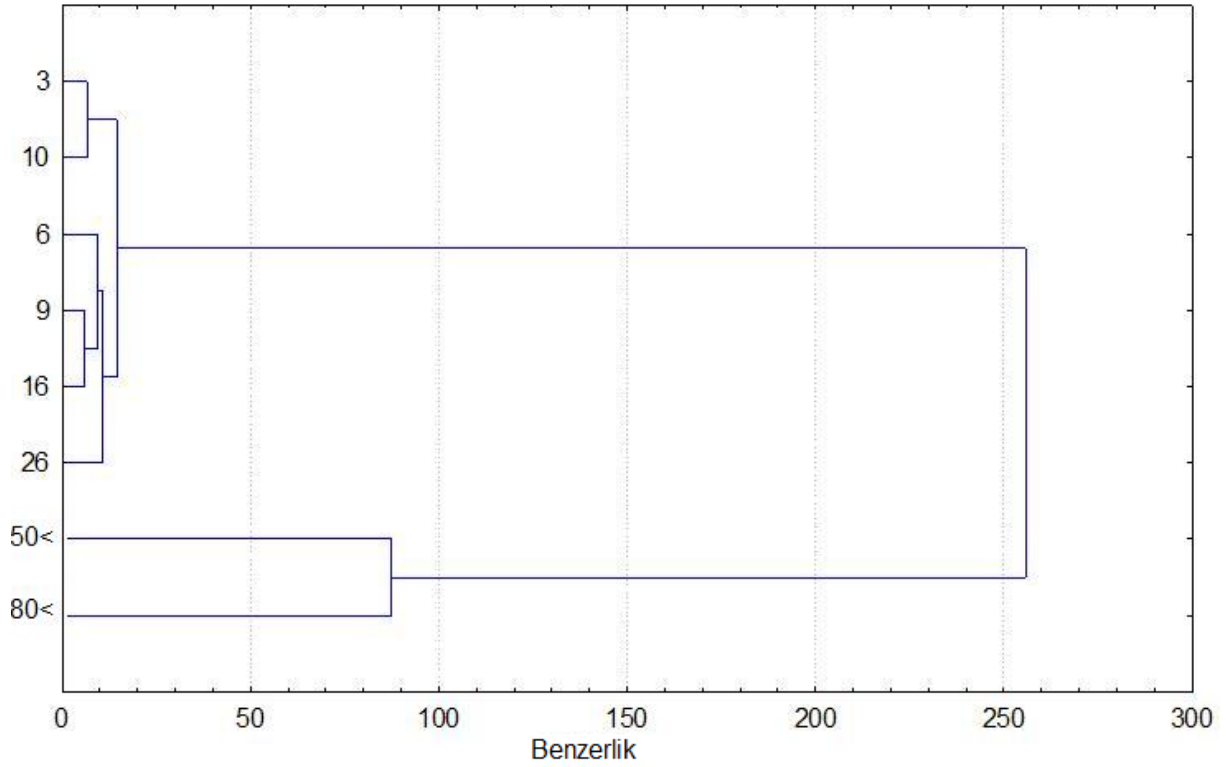
Şekil 4.15. Süksesyonel gradient boyunca toprak, taş ve kaya örtüşlerinin değişimi (a) ve süksesyonel evrelere ait örtüş değerleri (ort ± sd) (b).



Şekil 4.16. Tekrar alanlarına ait toprak, taş ve kaya örtüşü değerleri (ort).

4.1.4. Mikrohabitat özellikleri açısından süksesyonel evreler arasındaki benzerlik

Tüm mikrohabitat değişkenleri (temel vejetasyon özellikleri, bitki fonksiyonel grupları ve topraküstü tabakasının özellikleri) kullanılarak süksesyonel evreler arasındaki benzerlik Mahalanobis uzaklığı kullanılarak hesaplanmıştır. Uzun süredir yanmamış süksesyonel evrenin dışındaki tüm süksesyonel evreler arasındaki benzerlik değerleri yüksektir. On yıl önce yanan evrenin dışındaki tüm evrelerin yakın oldukları evrelerle daha benzer oldukları tespit edilmiştir. On yıl önce yanan evre ise 3 yıl önce yanan evreye daha benzer bulunmuştur. Uzun süredir yanmamış evre ise diğer evrelerden oldukça farklıdır. Uzun süredir yanmamış evreyi oluşturan en az 50 yıl ve en az 80 yıl önce yanan tekrar alanları arasındaki benzerlik değerleri de oldukça düşüktür (Şekil 4.17.).



Şekil 4.17. Mahalanobis uzaklığı ile süksesyonel evreler arasındaki benzerliği gösteren dendrogram.

4.2. Küçük Memeli Komünitesi

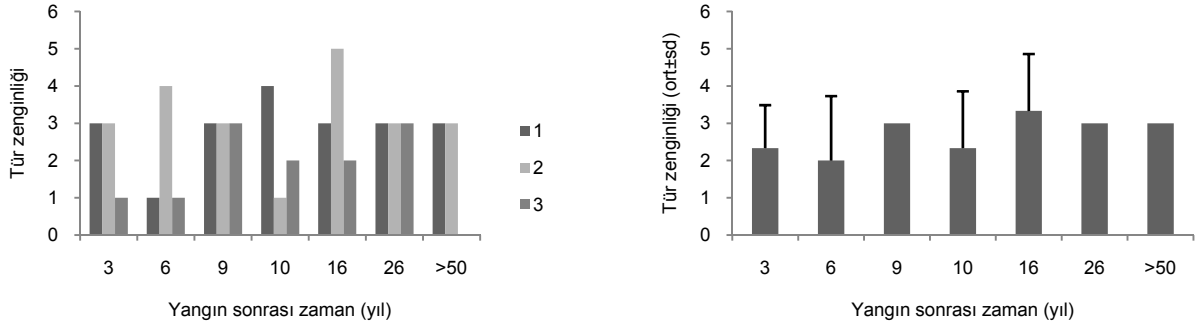
Arazi çalışmaları süresince tüm alanlarda, 6 türe bağlı toplam 675 birey yakalanmıştır. Yakalanan türler *A. mystacinus*, *A. flavicollis*, *M. macedonicus*, *C. suaveolens*, *R. rattus* ve *D. nitedula*'dır. *A. mystacinus* toplam 511 bireyle en az 80 yıldır yanmayan tekrar alanı dışındaki tüm alanlarda diğer türlerden oldukça fazla birey sayısına sahiptir. *A. flavicollis* en az 80 yıldır yanmayan tekrar alanında baskındır, diğer alanlarda ise *A. mystacinus*'a göre oldukça düşük sayılarda yakalanmıştır. Tüm alanlarda *A. flavicollis* 44, *M. macedonicus* 58, *C. suaveolens* 52, *R. rattus* 5 ve *D. nitedula* 5 bireyle temsil edilmektedir.

4.2.1. Küçük memeli komünite parametreleri

4.2.1.1. Tür zenginliği

Tekrar alanları yönünden değerlendirildiğinde en yüksek tür zenginliği 5 türle 16-2 tekrar alanında bulunmuştur. 6-2 ve 10-1 tekrar alanları, ise 4 türle tür zenginliği

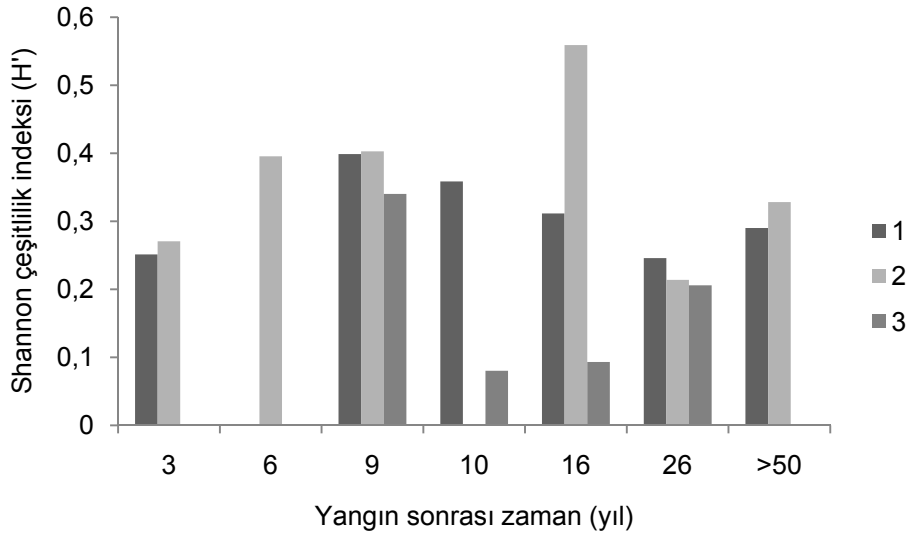
açısından diğer alanlardan yüksek değerlere sahiptir. Tekrar alanlarına genel olarak bakıldığında alanların büyük bir kısmı (11 tekrar alanı) 3 küçük memeli türüyle temsil edilmektedir. 3-3, 6-1, 6-3 ve 10-2 tekrar alanlarında sadece tek bir tür (*A. mystacinus*) tespit edilmiştir (Şekil 4.18.). Süksesyonel evreler açısından değerlendirildiğinde süksesyonel süreç ile tür zenginliği arasında bir ilişki tespit edilmemiştir (Spearman sıra korelasyon katsayısı= ,251; $p > ,05$). Tür zenginliği değerlerinin geç süksesyonel evrelerde daha yüksek olmakla birlikte, oldukça birbirine yakın olduğu görülmektedir. En yüksek değer 16 yıl önce yangın geçiren, en düşük değer ise 6 yıl önce yangın geçiren evrelerde tespit edilmiştir (Şekil 4.18.). Tür zenginliği değerleri açısından süksesyonel evreler arasında anlamlı fark tespit edilmemiştir (Kruskal-Wallis varyans analizi, $p > ,05$).



Şekil 4.18. Süksesyonel evrelerde ve bu süksesyonel evrelere ait tekrar alanlarında tespit edilen küçük memeliler komünitesi tür zenginliği değerleri.

4.2.1.2. Tür çeşitliliği

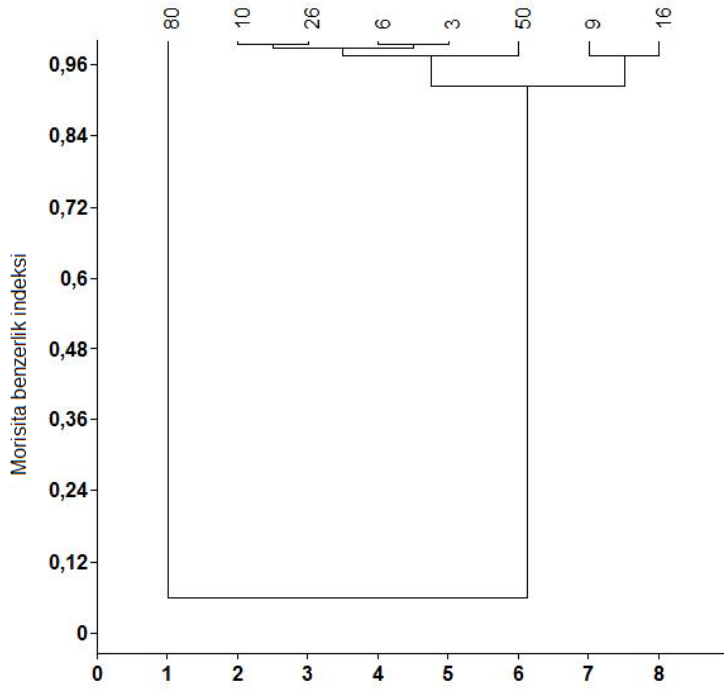
Tür çeşitliliği değerleri süksesyonel evrelerden çok tekrar alanları arasında varyasyon göstermektedir. 16-2 tekrar alanı en yüksek çeşitlilik değerine sahiptir. 3-3, 6-1, 6-3 ve 10-2 alanlarında tek tür bulunduğu için çeşitlilik değeri 0'dır. Tekrar alanları arasındaki varyasyonun en az olduğu ve diğer evrelere göre en yüksek tür çeşitliliğine sahip olan evre 9 yıl önce yanan evredir. 26 yıl önce yanan ile uzun süredir yangın geçirmemiş evrelerin tekrar alanlarındaki varyasyon az ancak tür çeşitliliği değerleri 9 yıl önce yanan evreye göre düşüktür (Şekil 4.19.).



Şekil 4.19. Süksesyonel evrelere ait tekrar alanlarına ait Shannon çeşitlilik indeksi değerleri.

4.2.1.3. Benzerlik

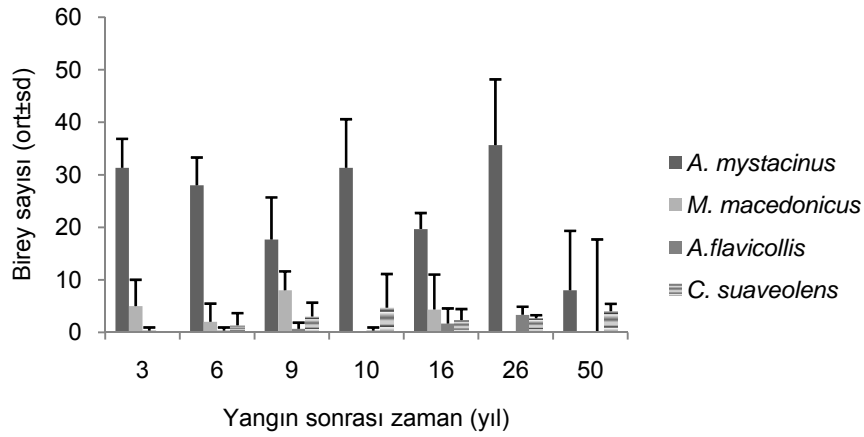
Süksesyonel evreler arasındaki benzerlik, Morisita benzerlik indeksi ile karşılaştırılmıştır. Benzerlik katsayıları hesaplanırken tür kompozisyonları birbirinden oldukça farklı olduğu için uzun süredir yanmamış evredeki iki tekrar alanı (50 ve 80 yıldır yanmamış) birbirinden ayrılarak hesaplanmıştır. En az 80 yıldır yanmamış tekrar alanı dışındaki tüm tekrar alanları arasındaki benzerlik % 90'ın üzerindedir. Bu tekrar alanı ile diğer tekrar alanlarının arasındaki benzerlik % 10'un altındadır (Şekil 4.20.).



Şekil 4.20. Süksesyonel evrelerin tekrar alanları arasındaki benzerliği gösteren dendrogram.

4.2.2. Türlerin süksesyonel gradiyentteki değişimi

Türlerin süksesyonel gradiyentteki değişimini özetleyecek olursak, *A. mystacinus* türü en az 80 yıldır yanmamış alanın dışındaki tüm tekrar alanlarında baskındır. Bu türe ait birey sayısı değerleri erken evrelerle, 10 ve 26 yıl önce yanan evrelerde yüksektir. *M. macedonicus* süksesyonel gradiyente erken evrelerle birlikte 9 ve 16 yıl önce yanan evrelerde yakalanmıştır. *A. flavicollis* tüm süksesyonel evrelerde yakalanmış olmasına rağmen, erken süksesyona evrelerde birey sayısı oldukça düşüktür. Birey sayısı özellikle 16 yıl önce yanan evreden itibaren artış göstermiştir. *C. suaveolens* 3 yıl önce yanan evrenin dışındaki bütün evrelerde farklı yoğunluklarda yakalanmıştır. *D. nitedula* ise sadece 16 yıl önce yanan evrede tespit edilmiştir. *R. rattus* 3 ve 10 yıl önce yanan evrelerle, uzun süredir yanmamış evrede yakalanmıştır. Uzun süredir yanmamış *P. brutia* ormanında bu türe ait birey sayısı diğer evrelere göre daha yüksektir. *A. mystacinus*, *M. macedonicus*, *A. flavicollis* ve *C. suaveolens* türlerinin birey sayılarının süksesyonel gradiyente bağlı değişimleri Şekil 4.21.'de gösterilmiştir.

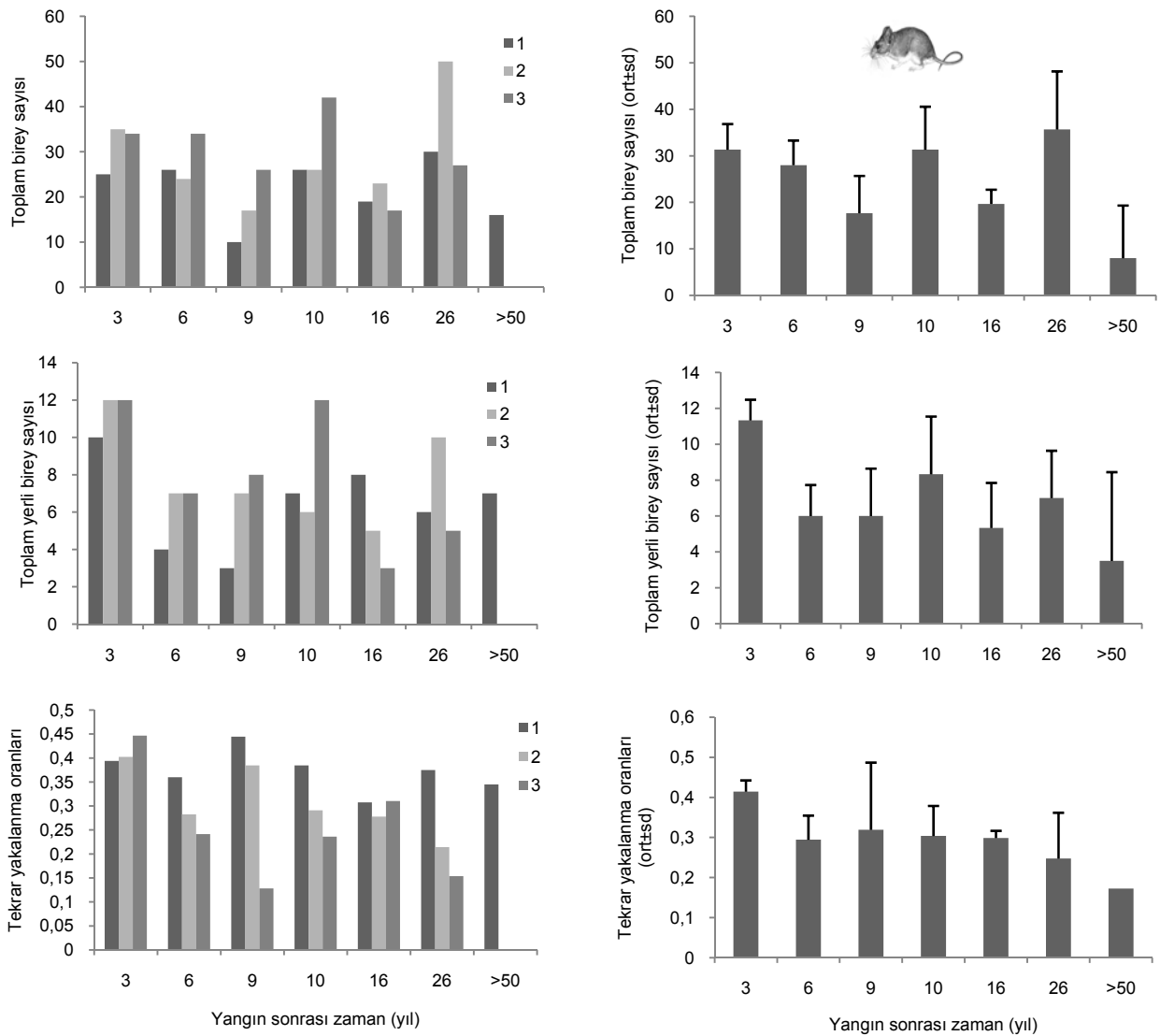


Şekil 4.21. Süksesyonel gradiyent boyunca *A. mystacinus*, *M. macedonicus*, *A. flavicollis* ve *C. suaveolens* türlerine ait birey sayılarının değişimi.

4.2.2.1. *Apodemus mystacinus* (Danford and Alston, 1877)

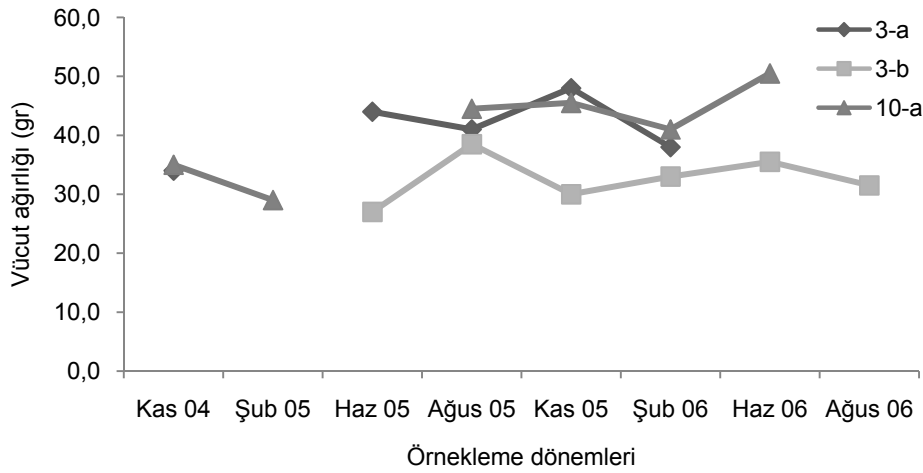
A. mystacinus en az 80 yıldır yanmamış olgun *P. brutia* ormanının dışındaki tüm alanlarda baskındır. Süksesyonel evrelerdeki toplam birey sayısına bakıldığında en yüksek birey sayısı 26 yıl önce yangın geçirmiş süksesyonel evrededir. En düşük birey sayısı ise uzun süredir yanmamış evreye aittir. 3, 6, 10 ve 26 yıl önce yangın geçirmiş süksesyonel evredeki birey sayıları diğer evrelere göre nispeten yüksek ve birbirine yakındır (Şekil 4.22.). Birey sayısında süksesyonel gradiyente bağlı olarak anlamlı bir ilişki tespit edilmese de (Spearman sıra korelasyon katsayısı= -,268; $p > ,05$) süksesyonel evreler arasında istatistiksel açıdan anlamlı fark bulunmuştur (Kruskal-Wallis Varyans Analizi; $p = ,037$). Süksesyonel evreler arasında 16 yıl önce yangın geçirmiş olan evre ile 10 yıl önce yanmış evre arasındaki fark anlamlıdır. (Mann-Whitney U testi, $p = ,046$). Bunun dışında 16 yıl önce yanmış evre ile 6 ve 26 yıl önce yanmış evreler arasında, 9 ve 26 yıl önce yanmış süksesyonel evreler arasında Mann-Whitney U testi ile tespit edilen p değeri 0,05'tir. Bu evreler arasında anlamlı fark tespit edilmese de p değeri sınırdadır. Tekrar alanları açısından değerlendirilecek olursa 10-3 ve 26-2 tekrar alanlarındaki birey sayısı diğer tekrar alanlarına göre oldukça fazladır. Uzun süredir yanmamış evreyi temsil etmek için seçilen tekrar alanlarından biri olan en az 80 yıldır yanmamış tekrar alanında ise hiçbir *A. mystacinus* bireyi yakalanmamıştır. Yerli birey sayısının değişimi, toplam birey sayısının değişimi ile benzerlik göstermektedir. 3 yıl önce yanmış evre en yüksek

yerli birey sayısı değerine sahiptir. Bu süksesyonel evre, örnekleme dönemi boyunca farklı dönemlerde 2 ve 3 defa yakalananların yanı sıra 4,5 ve 6 defa yakalanan bireyleri de içermektedir. 10 ve 26 yıl önce yanan evreler, 3 yıl önce yanan evre kadar olmasa da diğer evrelerden daha yüksek yerli birey sayısı değerlerine sahiptir (Şekil 4.22.). Süksesyonel evreler arasında anlamlı bir fark bulunmamıştır (Kruskal-Wallis varyans Analizi; $p > ,050$). Tekrar yakalanma oranlarına (TYO) bakıldığında ise 3 yıl önce yangın geçiren süksesyonel evrenin diğerlerinden yüksek olduğu görülmektedir. Diğer evrelerin TYO değerleri benzerlik göstermektedir (Şekil 4.22.).



Şekil 4.22. A. *mystacinus* türüne ait birey sayısı, yerli birey sayısı ve tekrar yakalanma oranlarının süksesyonel gradiyente bağlı değişimi.

3 yıl önce yanan evrenin 3. tekrar alanında ilk örnekleme döneminde (Kasım 2004) yakalanan dişi bir birey Haziran, Ağustos, Kasım 2005 ve Şubat 2006 örnekleme dönemlerinde yakalanmış, toplam 15 ay boyunca aktif olduğu tespit edilmiştir. Yine aynı alanda Haziran 2005'te yakalanan bir dişi birey örnekleme süresince her dönemde yakalanmıştır ve toplam 14 ay boyunca aktif olduğu saptanmıştır. Bu bireyin Kasım 2005'te yapılan örnekleme sırasında memelerinin belirgin olduğu gözlemlenmiştir. 10 yıl önce yangın geçiren süksesyonel evrenin 2. tekrar alanında bir dişi birey, ilk örnekleme döneminden son döneme kadar yakalanmıştır. Bu bireyin toplam 21 ay boyunca aktif olduğunu göstermektedir. Şekil 4.23. çalışma süresince yakalanan bu üç bireyin ağırlıklarındaki değişimi göstermektedir.



Şekil 4.23. 3 ve 10 yıl önce yangın geçirmiş evrelerde örnekleme süresi boyunca yakalanan 3 dişi bireyin (3-a,3-b ve 10-a) vücut ağırlıklarındaki değişim.

Bu çalışmada örneklem dönemleri arasındaki sürenin fazla olması nedeniyle sayısal olarak ifade edilemese de, *A. mystacinus* türünün biyo-ekolojik özellikleri üzerine gözlemler yapılmıştır. Bu gözlemler sonucunda, kasım döneminde yakalanan gebe ve laktasyon döneminde olan dişi bireylerin oranının diğer dönemlere göre fazla olduğu belirlenmiştir. Ayrıca 3 yıl önce yanan evrenin 2. tekrar alanında ve 9 yıl önce yanan evrenin 2. tekrar alanında Kasım 2005 örnekleme döneminde tuzağa yakalanan bireylerin, tuzak içinde doğum yaptıkları tespit edilmiştir. 3-2 tekrar alanındaki bireyin 5, 9-2 tekrar alanındaki bireyin ise 4 yavru meydana getirdiği tespit

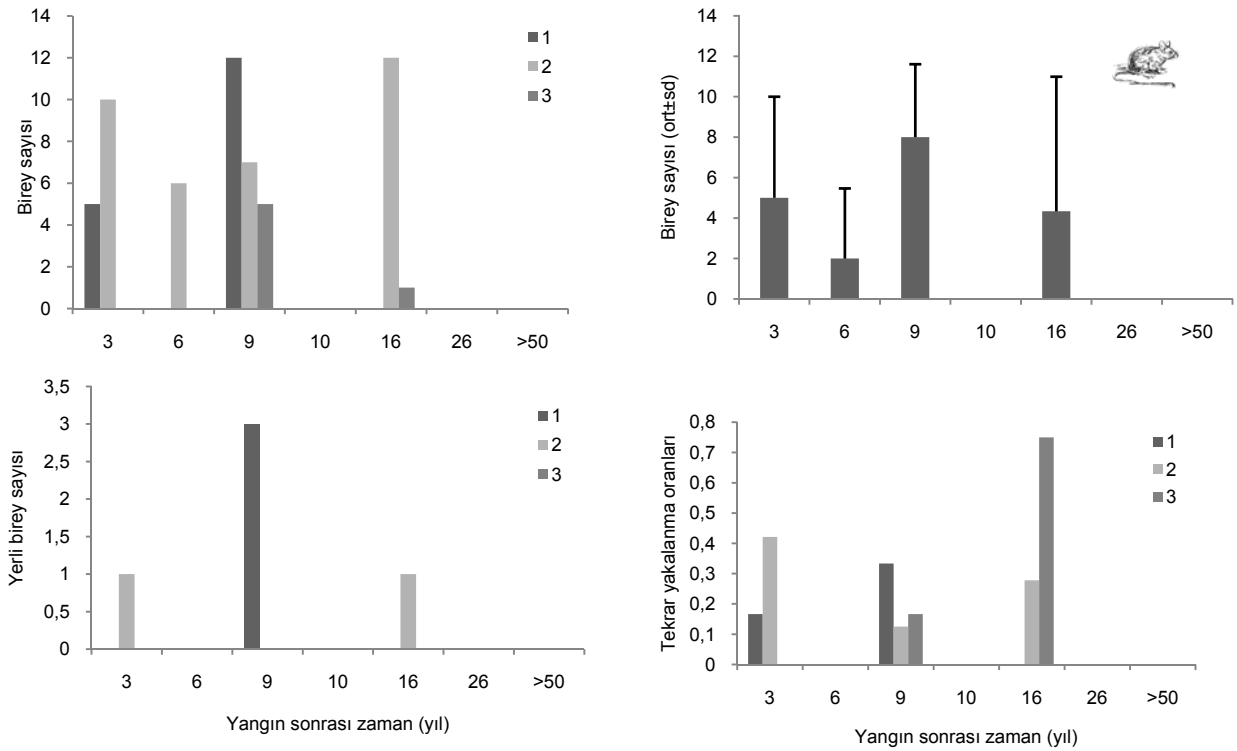
edilmiştir. Kasım ayındaki artışın yanı sıra her örnekleme döneminde gebe ya da laktasyon dönemindeki dişilerle karşılaşmıştır.

A. mystacinus türüyle ilgili bir başka nokta, iki tekrar alanı arasında geçiş tespit edilmesidir. 3 yıl önce yangın geçirmiş evrenin 1. tekrar alanında Kasım 2005 döneminin 1. günü yakalanan erkek bir birey ertesi gün 2. tekrar alanında yakalanmıştır. İki alan arasındaki mesafe yaklaşık 200 m'dir. *A. mystacinus* türü ile ilgili arazide yapılan gözlemlerde bu türün çok kısa zamanda uzun mesafeler kat edebildiğidir. Yakalandığı noktada ölçüm işlemleri yapıldıktan sonra bireyler, arka ayakları ile yaptıkları sıçrama hareketi ile çok kısa zamanda uzaklaşmaktadırlar. Bu gözlem *A. mystacinus*'u diğer türlerden ayıran başka bir özelliktir.

4.2.2.2. *Mus macedonicus* Petrov & Ružić, 1982

M. macedonicus türüne ait bireyler, 3, 6, 9, ve 16 yıl önce yangın geçiren evrelerde yakalanmıştır. Birey sayısının en yüksek olduğu evre, 9 yıl önce yangın geçiren evredir. 10 ve 26 yıl önce yangın geçiren evreler ile en az 50 yıldır yanmayan *P. brutia* ormanında bu türe ait bireylere rastlanılmamıştır (Şekil 4.24.). Süksesyonel gradiyente bağlı olarak anlamlı bir değişim bulunmasa da korelasyon katsayısı nispeten yüksektir (Spearman sıra korelasyon katsayısı= -,392; p= ,087). Birey sayısı yönünden süksesyonel evreler arasında anlamlı fark bulunmamıştır (Kruskal-Wallis varyans Analizi; p> ,05). Tekrar alanlarına bakılacak olursa 9 yıl önce yanan alanın 1. tekrar alanı ile 16 yıl önce yanan alanın 2. tekrar alanında birey sayıları oldukça yüksektir. 9 yıl önce yanan alanın her 3 tekrar alanında da yakalanmıştır.

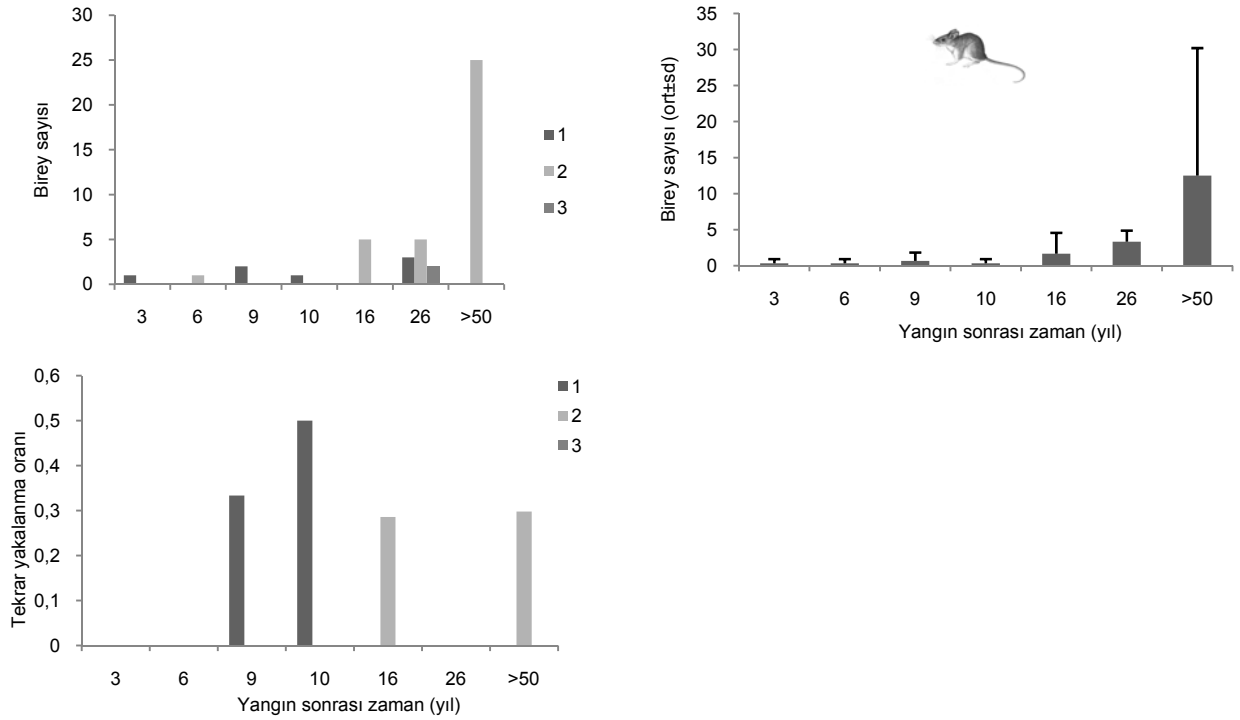
Örnekleme dönemleri arası tekrar yakalanma sayıları oldukça düşük olduğu için süksesyonel evrelerdeki yerli birey sayısı da düşüktür. Sadece 3, 9 ve 16 yıl önce yanan evrelerde yerli bireyler bulunmuştur. 9 yıl önce yanan evredeki 1. tekrar alanında yerli birey sayısı diğer evrelerden oldukça yüksektir. Tekrar yakalanma oranları (TYO) Şekil 4.24.'de belirtilmiştir. En yüksek TYO, hiç yerli birey bulundurmamasına karşın 16 yıl önce yanan evrenin 2. tekrar alanındadır. Yerli bireylerin tespit edildiği 3 yıl önce yanan evrenin 2. tekrar alanı, 9 yıl önce yanan evrenin 1. tekrar alanı ve 16 yıl önce yanan evrenin 2. tekrar alanında TYO değerleri yüksek ve birbirine yakındır.



Şekil 4.24. *M. macedonicus*'ün birey sayısı, yerli birey sayısı ve tekrar yakalanma oranlarının süksesyonel gradiyente bağlı değişimi.

4.2.2.3. *Apodemus flavicollis* (Melchior, 1834)

A. flavicollis bütün süksesyonel evrelerde tespit edilmiştir. Erken süksesyonel evrelerde birey sayısı düşüktür ve süksesyonel gradiyente bağlı olarak artmaktadır (Şekil 4.25.). Bu değişim istatistiksel açıdan anlamlı bulunmasa da aralarındaki korelasyon katsayısı yüksektir (Spearman sıra korelasyon katsayısı= ,443; $p = ,050$). Birey sayısı açısından süksesyonel evreler arasında anlamlı fark bulunmamıştır (Kruskal-Wallis varyans analizi; $p > ,050$). Tekrar alanlarına bakıldığında uzun süredir yanmamış evrenin tekrar alanlarından biri olan en az 80 yıldır yanmamış *P. brutia* orman alanında birey sayısı diğer alanlara göre oldukça yüksektir. Buna paralel olarak alanlar arasında sadece 80 yıldır yanmamış tekrar alanında yerli bireyler bulunmuş ve birey sayısı 8 olarak tespit edilmiştir. Diğer tekrar alanlarında yerli birey saptanmamıştır. TYO değerleri 10 yıl önce yanan evrenin 1. tekrar alanında yüksektir. 9 yıl önce yanan evrenin 1. tekrar alanı, 16 yıl önce yanan evrenin 2. tekrar alanı ve en az 80 yıldır yanmamış tekrar alanında daha düşük ve birbirine yakındır (Şekil 4.25.).



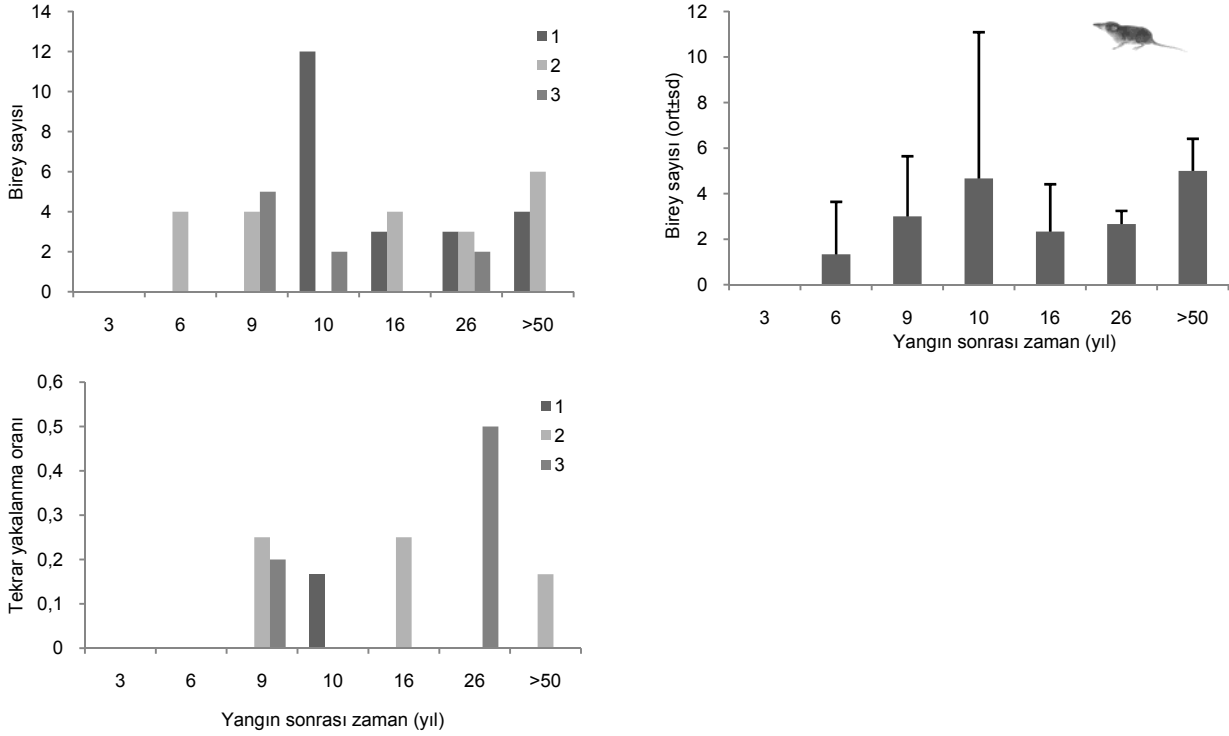
Şekil 4.25. *A. flavicollis* birey sayısı ve tekrar yakalanma oranlarının süksesyonel gradiyente bağlı olarak değişimi.

4.2.2.4. *Crocidura suaveolens* (Pallas, 1811)

C. suaveolens 3 yıl önce yanan evrenin dışındaki bütün süksesyonel evrelerde tespit edilmiştir. Birey sayısı süksesyonel gradiyente bağlı olarak artış göstermektedir (Spearman sıra korelasyon katsayısı= ,494; $p=$,027). 10 yıl önce yanan evre ve uzun süredir yanmamış evrede birey sayısı diğer evrelere göre yüksektir. Tekrar alanlarına bakıldığında 10 yıl önce yanan evrenin 1. tekrar alanındaki birey sayısının, diğer tekrar alanlarından çok daha yüksek olduğu görülmektedir. 10 yıl önce yanan evrenin süksesyonel evreler arasında yüksek birey sayısına sahip olması, bu tekrar alanındaki yüksek yoğunluktan kaynaklanmaktadır. Diğer tekrar alanlarındaki birey sayıları birbirine yakındır (Şekil 4.26).

TYO, en yüksek 26 yıl önce yanan alanın 1. tekrar alanındadır. Diğer tekrar alanlarının TYO değerleri birbirine yakındır. 10 yıl önce yanan evrenin 1. tekrar alanındaki birey sayısı yüksek olmasına rağmen bu yükseklik TYO değerine yansımamıştır (Şekil 4.26.).

Yerli birey sayısına bakılacak olursa 26 yıl önce yanan evrenin 2. tekrar alanında yakalanan 1 bireyin dışında yerli bireye rastlanılamamıştır (Şekil 4.26).



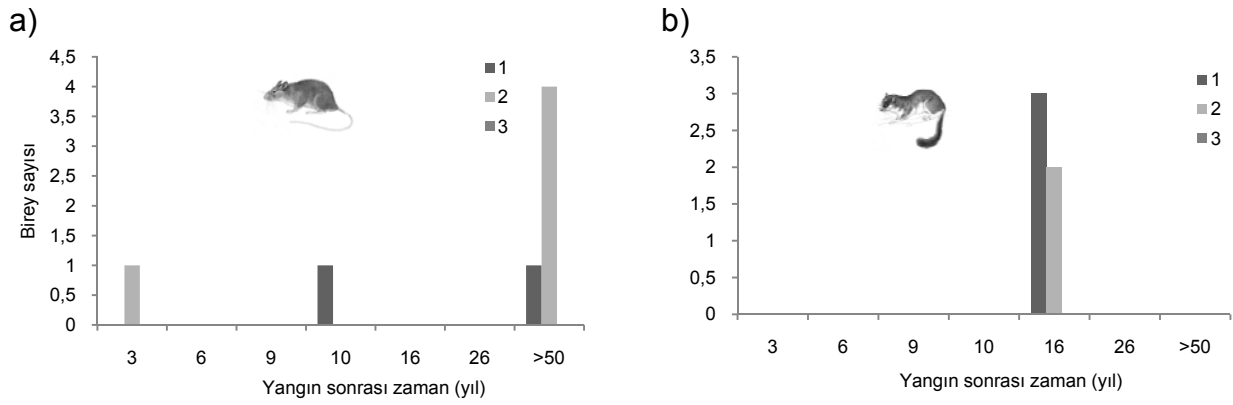
Şekil 4.26. *C. suaveolens* birey sayısı ve tekrar yakalanma oranlarının süksesyonel gradiyent boyunca değişimi.

4.2.2.5. *Rattus rattus* (Linnaeus, 1758) ve *Dryomys nitedula* (Pallas, 1779)

R. rattus ve *D. nitedula* çalışma süresince az sayıda yakalanan türlerdir. *R. rattus* 3 ve 10 yıl önce yanan evre ile uzun süredir yanmamış evrede yakalanmıştır. Birey sayısında, süksesyonel gradiyente bağlı olarak anlamlı bir değişim tespit edilmemiştir (Spearman sıra korelasyon katsayısı= ,246; $p > ,05$). Tekrar alanları açısından bakıldığında en yüksek birey sayısı uzun süredir yanmamış evrenin en az 80 yıldır yangın geçirmeyen tekrar alanındadır. Uzun süredir yanmamış evrenin her iki tekrar alanında da yakalanmıştır. 3 yıl önce yanan evrenin ikinci tekrar alanında, 10 yıl önce yanan evrenin 1. tekrar alanında ve uzun süredir yanmamış evreyi temsil eden

alanlardan biri olan en az 50 yıldır yanmayan tekrar alanında aynı sayılarda yakalanmıştır (Şekil 4.27.).

D. nitedula sadece 26 yıl önce yanan süksesyonel evrede tespit edilmiştir. Bu süksesyonel evrenin 1. ve 2. alanlarında yakalanmıştır. Birey sayısında, süksesyonel gradiyente bağlı olarak anlamlı bir değişim tespit edilmemiştir (Spearman sıra korelasyon katsayısı= ,204; $p > ,05$). Birey sayısı 1. tekrar alanında 2. tekrar alanına göre daha fazladır. Ağustos 2005 örnekleme döneminin ilk gününde 1. tekrar alanında yakalanan bir erkek birey aynı örnekleme döneminin ikinci gününde 2. tekrar alanında yakalanmıştır. Bu iki tekrar alanı arasındaki mesafe yaklaşık 200 m'dir.



4.2.3. Süksesyonel Evrelerdeki Küçük Memeli Komünite Yapısı

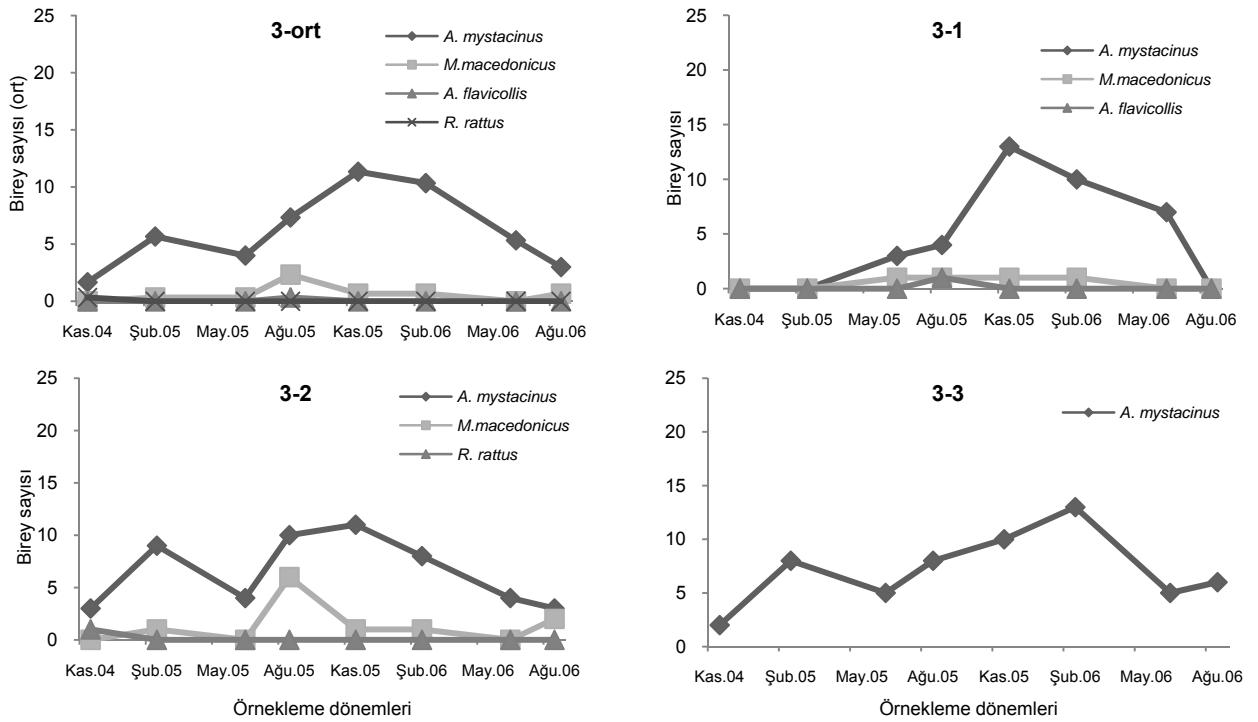
4.2.3.1. 3 yıl önce yangın geçiren süksesyonel evre

Üç yıl önce yangın geçirmiş evrede toplam 4 küçük memeli türü yakalanmıştır. Bu türler *A. mystacinus*, *M. macedonicus*, *A. flavicollis* ve *R. rattus*'tur. Tüm örnekleme dönemi boyunca *A. mystacinus* birey sayısı diğer türlerden fazla bulunmuştur. *M. macedonicus* birey sayısı, örnekleme dönemi boyunca düşük ve birbirine yakın değerlerde seyretmiştir. *A. flavicollis* ve *R. rattus* sadece tek bir örnekleme döneminde ve düşük sayılarda yakalanmıştır. *A. mystacinus* birey sayısı iki yağışlı (Şubat 2005 ve Şubat 2006) dönemde de artış göstermiştir. Diğer türlerin birey sayıları düşük olduğundan mevsimsel değişkenlik görülmemektedir (Şekil 4.28).

1. tekrar alanında *A. mystacinus*, *M. macedonicus* ve *A. flavicollis* yakalanmıştır. İlk yakalama Şubat 2006 döneminden sonra gerçekleşmiştir. *A. mystacinus* birey sayısı diğer türlerden oldukça fazladır. Bu türe ait birey sayısı en yüksek değerine ikinci yağışlı dönemde (Şubat 2006) ulaşmıştır. *M. macedonicus*, Haziran 2005 – Şubat 2006 arası dönemde ve düşük sayılarda yakalanmıştır. *A. flavicollis* türünden sadece Ağustos 2005 döneminde 1 birey yakalanmıştır.

2. tekrar alanında, *A. mystacinus*, *M. macedonicus* ve *R. rattus* türleri yakalanmıştır. *A. mystacinus* birey sayısı diğer türlerden oldukça yüksektir ve yağışlı dönemlerde (Şubat ve Kasım 2005) artış göstermiştir. *M. macedonicus* örnekleme dönemi boyunca düşük yoğunluklarda yakalanmıştır. Ağustos 2005 döneminde birey sayısı artış göstermiştir. *R. rattus* türünden sadece ilk örnekleme döneminde (Kasım 2004) 1 birey yakalanmıştır.

3. tekrar alanında sadece *A. mystacinus* türü yakalanmıştır. Birey sayısı örnekleme dönemi boyunca yağışlı dönemlerde (Şubat 2005 ve Şubat 2006) artış göstermiştir.



Şekil 4.28. 3 yıl önce yangın geçirmiş süksesyonel evre ve tekrar alanlarında tespit edilen küçük memeli türlerinin birey sayılarının örnekleme dönemi boyunca değişimi.

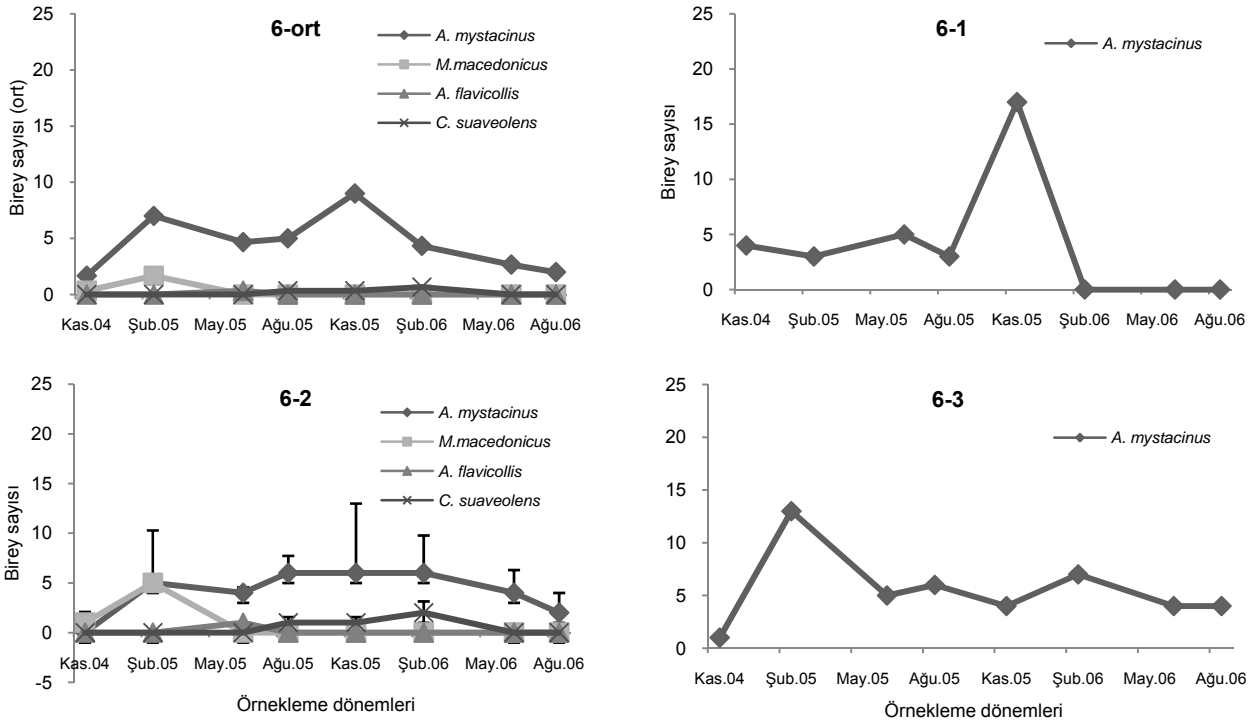
4.2.3.2. 6 yıl önce yangın geçiren süksesyonel evre

Altı yıl önce yangın geçirmiş süksesyonel evrede toplam 4 tür tespit edilmiştir. Bu türler *A. mystacinus*, *M. macedonicus*, *A. flavicollis* ve *C. suaveolens*'tir. Süksesyonel evrede bulunan türlerin genel değişimine bakılacak olursa *A. mystacinus*'un diğer türler üzerinde baskın olduğu ve birey sayısının özellikle yağışlı dönemlerde (Şubat ve Kasım 2005) artış gösterdiği görülmektedir. Diğer türler ise çok düşük yoğunluklarda yakalanmıştır ve mevsimsel değişkenlik göstermemektedir (Şekil 4.29.).

1. tekrar alanında sadece *A. mystacinus* türüne ait bireyler yakalanmıştır. Örnekleme döneminin başlangıcından Ağustos 2005 dönemine kadar birey sayısı dengede devam etmiş, Kasım 2005 döneminde ise ani bir artış gerçekleşmiştir. Bu dönemden sonra hiçbir birey yakalanmamış, örneklemeler sırasında alandaki tuzakların devrildiği, içindeki yemlerin yendiği gözlemlenmiştir. Ayrıca bu alanda Kasım 2005 döneminde arka sol bacağı kopuk bir *A. mystacinus* bireyi yakalanmıştır.

2. tekrar alanında bu süksesyonel evreyi temsil eden bütün türler yakalanmıştır. Genel olarak *A. mystacinus* birey sayısı diğer türlerden daha yüksektir ve mevsimsel değişkenlik göstermemektedir. *M. macedonicus* ilk iki örnekleme döneminde, *A. flavicollis* bundan sonraki 3. örnekleme döneminde, *C. suaveolens* ise 3. örnekleme döneminden sonraki 3 örnekleme döneminde farklı sayılarda yakalanmıştır.

3. tekrar alanında sadece *A. mystacinus* türüne ait bireyler yakalanmıştır. Birey sayısı 1. yağışlı dönemde (Şubat 2005) artış göstermiş, bundan sonraki diğer örnekleme dönemlerinde dengeli bir şekilde seyretmiştir.



Şekil 4.29. 6 yıl önce yangın geçirmiş süksesyonel evre ve tekrar alanlarında tespit edilen küçük memeli türlerinin birey sayılarının örnekleme dönemi boyunca değişimi.

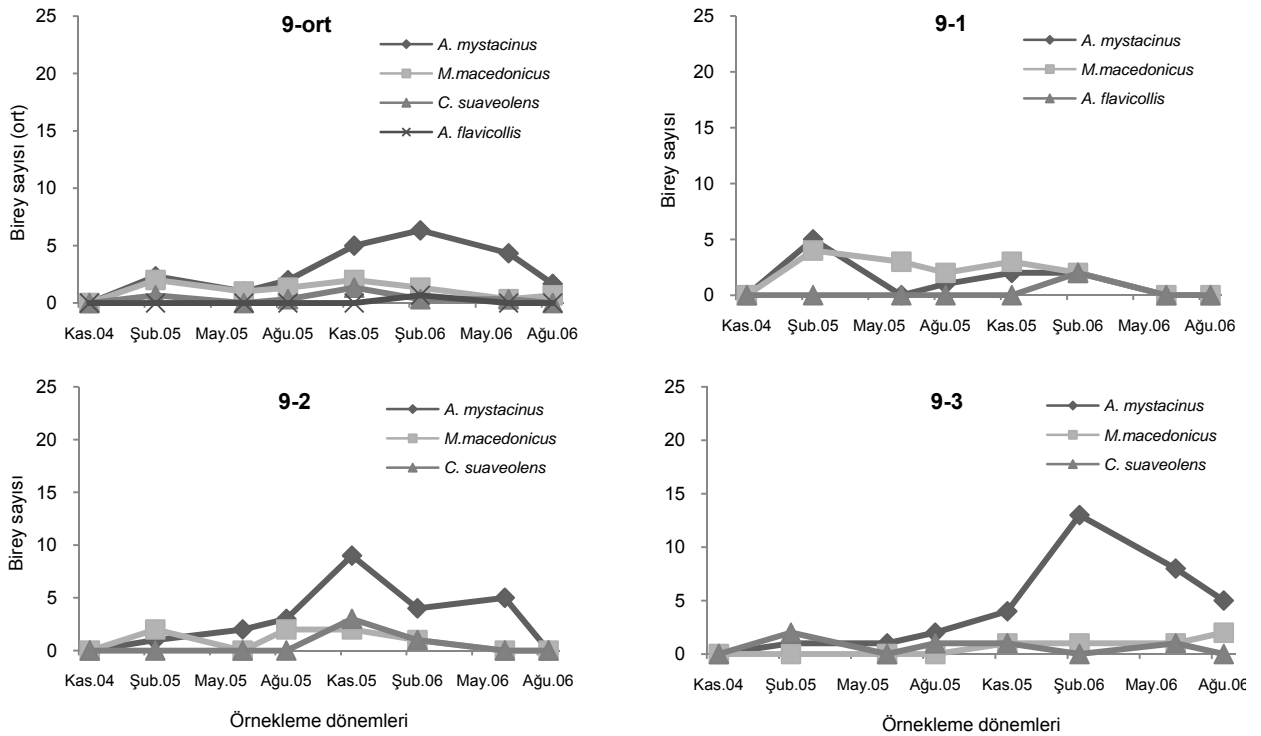
4.2.3.3. 9 yıl önce yangın geçiren süksesyonel evre

Dokuz yıl önce yangın geçirmiş süksesyonel evrede toplam 4 tür tespit edilmiştir. Bu türler *A. mystacinus*, *M. macedonicus*, *A. flavicollis* ve *C. suaveolens*'tir. *A. mystacinus*'un Kasım 2005, Şubat ve Haziran 2006 örnekleme dönemlerinde baskınlığının dışında, örnekleme süresi boyunca türlerin birey sayıları birbirine yakın bulunmuştur. *A. mystacinus* ve *M. macedonicus* birey sayılarında yağışlı dönemde artış meydana gelmiştir (Şekil 4.30.).

1. tekrar alanında *A. mystacinus*, *M. macedonicus* ve *A. flavicollis* türleri tespit edilmiştir. Örnekleme dönemi boyunca *A. mystacinus* ve *M. macedonicus*'un birey sayıları birbirine yakın değerlerdedir. *A. flavicollis* sadece Şubat 2006 döneminde 2 bireyle temsil edilmektedir. Bu tekrar alanında haziran ve ağustos 2006 örnekleme döneminde hiçbir birey yakalanmamıştır. Bu dönemlerde alandaki tuzakların devrildiği, içindeki yemlerin yendiği ve bazılarının ezildiği gözlemlenmiştir.

2. tekrar alanında *A. mystacinus*, *M. macedonicus* ve *C. suaveolens* türleri tespit edilmiştir. Kasım 2005'te *A. mystacinus* birey sayısında artış meydana gelmiş, bunun dışında türlerin birey sayıları birbirine yakın seyretmiştir.

3. tekrar alanında 2. tekrar alanına benzer şekilde *A. mystacinus*, *M. macedonicus* ve *C. suaveolens* türleri tespit edilmiş ve Şubat 2006'da *A. mystacinus* birey sayısındaki artışın dışında birey sayıları benzerlik göstermiştir.



Şekil 4.30. 9 yıl önce yangın geçirmiş süksesyonel evre ve tekrar alanlarında tespit edilen küçük memeli türlerinin birey sayılarının örnekleme dönemi boyunca değişimi.

4.2.3.4. 10 yıl önce yangın geçiren süksesyonel evre

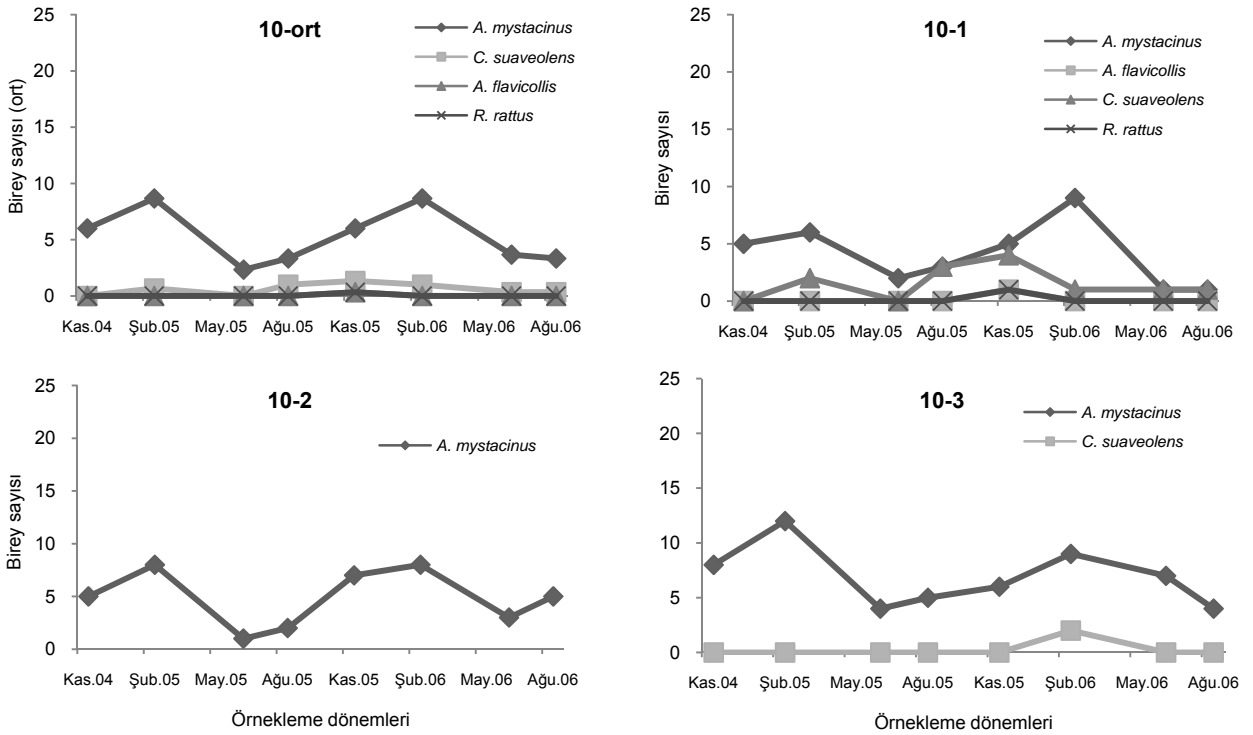
On yıl önce yangın geçirmiş süksesyonel evrede *A. mystacinus*, *A. flavicollis*, *C. suaveolens* ve *R. rattus* türleri tespit edilmiştir. *A. mystacinus* diğer süksesyonel evrelerde olduğu gibi diğer türler üstünde baskın durumdadır ve özellikle yağışlı dönemlerde (Şubat 2005 ve Şubat 2006) birey sayısı artmaktadır (Şekil 4.31.).

1. tekrar alanında bu süksesyonel evrede bulunan türlerin tümü tespit edilmiştir. *A. flavicollis* ve *R. rattus* türlerinden sadece Kasım 2005 döneminde birer birey

yakalanmıştır. *A. mystacinus* ve *C. suaveolens*, örnekleme dönemi boyunca yakalanan türlerdir. *A. mystacinus* birey sayısı tüm örnekleme dönemlerinde *C. suaveolens*'ten fazla olsa da birey sayıları nispeten birbirine yakındır. *A. mystacinus*'un birey sayısı yağışlı dönemlerde artış göstermiştir.

2. tekrar alanında sadece *A. mystacinus* türüne ait bireyler yakalanmıştır. Birey sayıları genel eğilime benzer şekilde yağışlı dönemlerde fazladır.

3. tekrar alanında *A. mystacinus* ve *C. suaveolens* türleri saptanmıştır. *C. suaveolens* türünden sadece Şubat 2006 döneminde 2 birey yakalanmıştır. *A. mystacinus* birey sayısı diğer tekrar alanlarına benzer şekilde yağışlı dönemlerde fazladır.



Şekil 4.31. 10 yıl önce yangın geçirmiş süksesyonel evre ve tekrar alanlarında tespit edilen küçük memeli türlerinin birey sayılarının örnekleme dönemi boyunca değişimi.

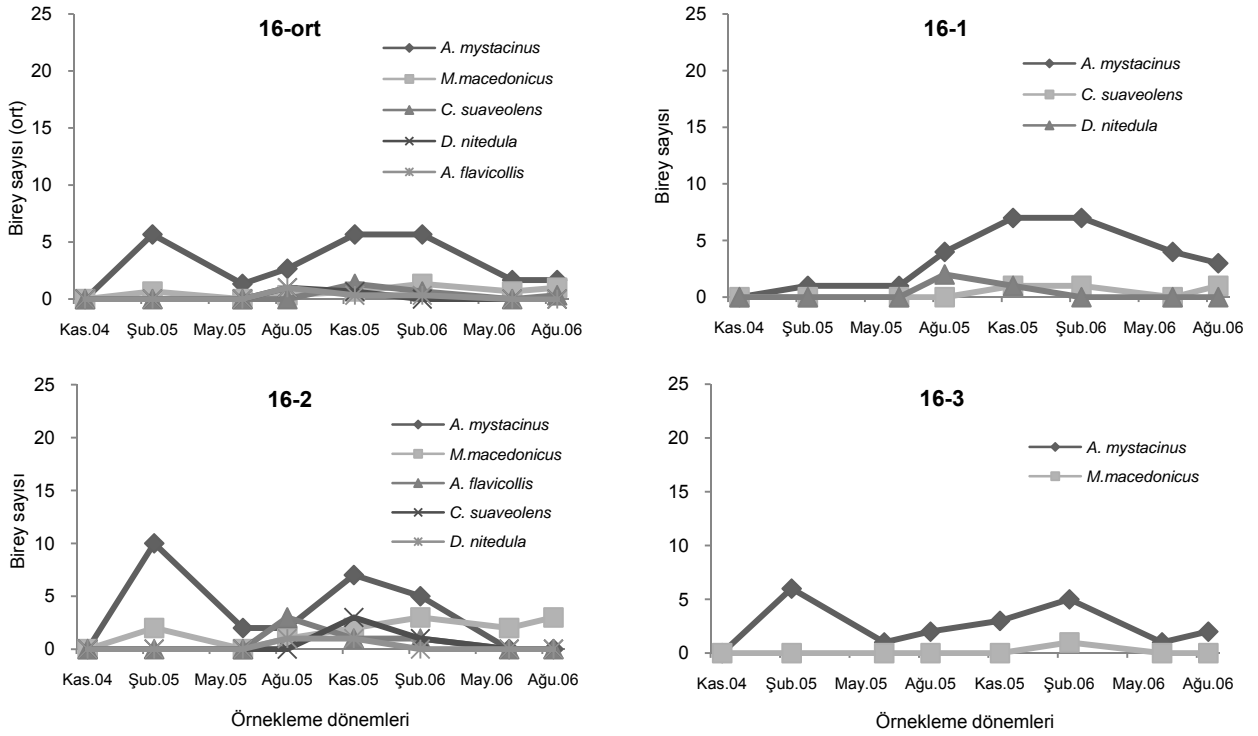
4.2.3.5. 16 yıl önce yangın geçiren süksesyonel evre

Onaltı yıl önce yangın geçiren süksesyonel evre 5 türle tür zenginliğinin en yüksek olduğu evredir. Yakalanan türler *A. mystacinus*, *M. macedonicus*, *A. flavicollis*, *C. suaveolens* ve *D. nitedula*'dır. *A. mystacinus*'un birey sayısı diğer türlerden fazladır. Diğer türlerin birey sayıları örneklem dönemi boyunca birbirine yakın bulunmuştur. *A. mystacinus*'un birey sayısı yağışlı dönemlerde artış göstermiştir (Şekil 4.32.).

1. tekrar alanında *A. mystacinus*, *C. suaveolens* ve *D. nitedula* türleri tespit edilmiştir. *A. mystacinus* Haziran 2005 dönemine kadar oldukça düşük sayılarda yakalanmış, bu dönemden sonra sayıları artmış ve ikinci yağışlı dönemde (Kasım 2005 ve Şubat 2006) en yüksek değere ulaşmıştır. *C. suaveolens* ve *D. nitedula* düşük birey sayılarına sahiptir.

2. tekrar alanı 5 türle tüm tekrar alanları içinde en yüksek tür zenginliğine sahiptir. Bu süksesyonel evrede tespit edilen tüm türleri bulundurmaktadır. Özellikle Kasım 2005 örnekleme döneminde tüm türler alanda yakalanmıştır. *A. mystacinus*'un birey sayısı özellikle kış döneminde diğer türlerden daha yüksektir.

3. tekrar alanında *A. mystacinus* ve *M. macedonicus* türleri tespit edilmiştir. *M. macedonicus* türünden sadece Şubat 2006 döneminde 1 birey yakalanmıştır. *A. mystacinus* birey sayısı genel eğilime benzer olarak yağışlı dönemlerde artış göstermektedir.



Şekil 4.32. 16 yıl önce yangın geçirmiş süksesyonel evre ve tekrar alanlarında tespit edilen küçük memeli türlerinin birey sayılarının örnekleme dönemi boyunca değişimi.

4.2.3.6. 26 yıl önce yangın geçiren süksesyonel evre

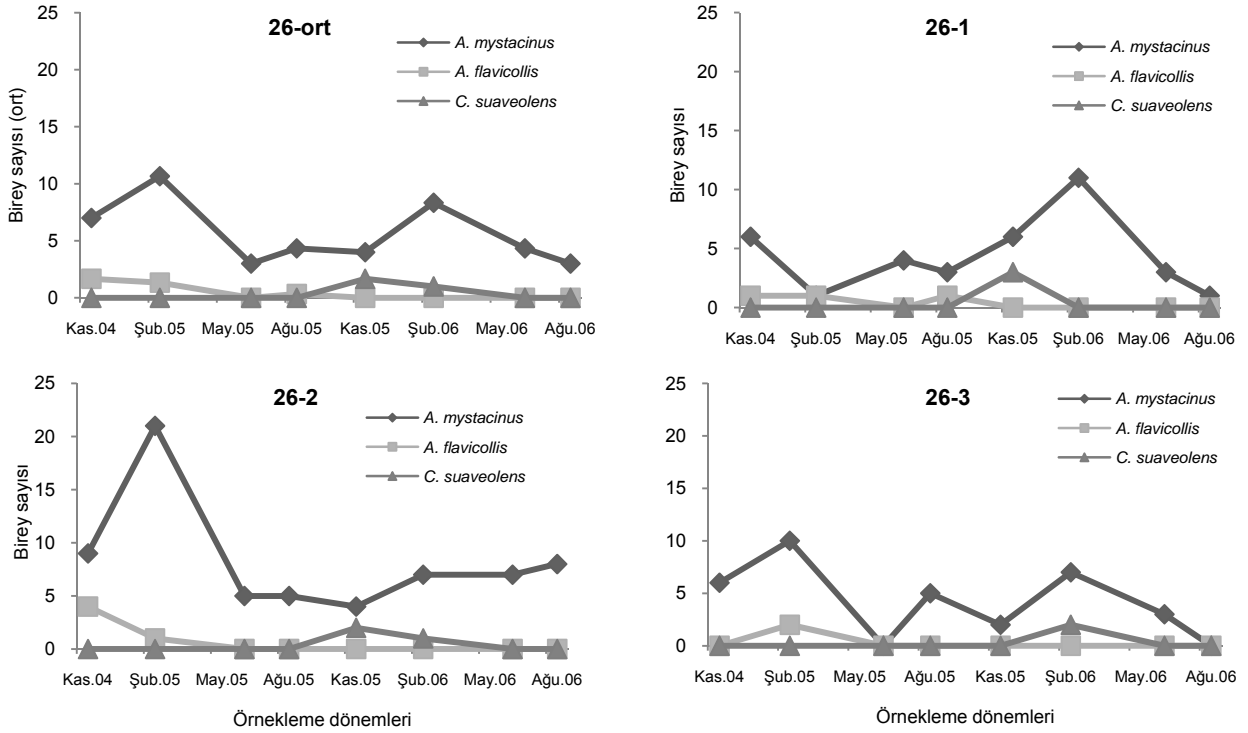
26 yıl önce yanan süksesyonel evrede toplam 3 tür tespit edilmiştir. Bu türler *A. mystacinus*, *A. flavicollis* ve *C. suaveolens*'tir. Bu türlerin tümü 3 tekrar alanında da saptanmıştır. *A. mystacinus*'un birey sayısı her iki türden de fazladır ve yağışlı dönemlerde artış göstermiştir. *A. flavicollis* ve *C. suaveolens* düşük sayılarda yakalanmıştır (Şekil 4.33.).

1. tekrar alanında, *A. mystacinus* birey sayısında Şubat 2006'ya kadar küçük iniş çıkışlar meydana gelmiş, Şubat 2006'da en yüksek değerine ulaşmıştır. *A. flavicollis* 3 örnekleme döneminde düşük sayılarda yakalanmıştır. *C. suaveolens* sadece Kasım 2005 örnekleme döneminde, nispeten yüksek yoğunlukta bulunmuştur.

2. tekrar alanında *A. mystacinus* birey sayısı Şubat 2005'te çok yüksek bir değere ulaşmış daha sonra nispeten dengeli bir şekilde devam etmiştir. Alanda yakalanan diğer türler *A. mystacinus*'a göre oldukça düşük sayılarda kalmıştır. *A. flavicollis*'in 1.

yağışlı (Kasım 2004) dönemde, *C. suaveolens*'in 2. yağışlı dönemde (Kasım 2005) birey sayıları artmıştır.

3. tekrar alanında *A. mystacinus* birey sayısının 3 kez çıkış yaptığı görülmektedir. Bu alanda *A. flavicollis* Şubat 2005'te, *C. suaveolens* şubat 2006'da yakalanmıştır.

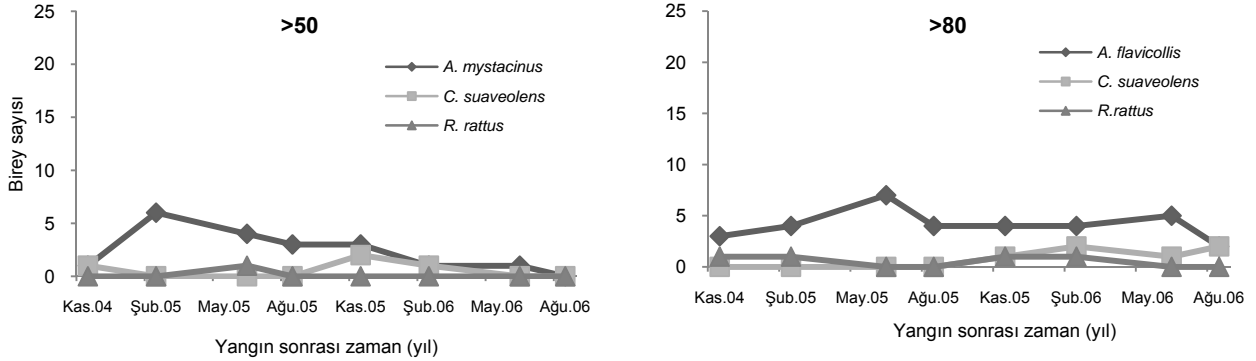


Şekil 4.33. 26 yıl önce yangın geçirmiş süksesyonel evre ve tekrar alanlarında tespit edilen küçük memeli türlerinin birey sayılarının örnekleme dönemi boyunca değişimi.

4.2.3.7. Uzun süredir yanmamış evre (olgun *P. brutia* ormanı)

Uzun süredir yanmamış evrede toplam 4 tür tespit edilmiştir. Bu türler *A. mystacinus*, *A. flavicollis*, *C. suaveolens* ve *R. rattus*'tur. Uzun süredir yanmamış evreyi temsilen en az 50 ve 80 yıldır yanmamış iki tekrar alanında yapılan örneklemelemlerde, en az 50 yıldır yanmamış alandaki baskın türün diğer alanlarda olduğu gibi *A. mystacinus*, en az 80 yıldır yanmamış alanda ise *A. flavicollis* olduğu tespit edilmiştir. Her iki alanda da tespit edilen diğer türler *C. suaveolens* ve *R. rattus*'tur. En az 50 yıldır yanmamış alanda *A. mystacinus* birey sayısı 1. yağışlı dönemde (Şubat 2005), en az 80 yıldır yanmamış alanda *A. flavicollis* birey sayısı Mayıs 2005 döneminde biraz artış

göstermiştir. Ancak bu artışlara rağmen her iki alanda da önemli bir mevsimsel değişkenlik saptanmamıştır (Şekil 4.34.).



Şekil 4.34. Uzun süredir yanmamış evreyi temsil eden tekrar alanlarında tespit edilen küçük memeli türlerinin birey sayılarının örneklemeye dönemi boyunca değişimi.

4.2.4. Habitatın değişimin küçük memeli komünitesi üzerine etkisi

Küçük memeli türlerinin süksesyonel evrelerde tespit edilen birey sayıları ile bitki türlerinin örtüşleri ve mikrohabitat değişkenleri arasındaki ilişki Spearman sıra korelasyon katsayısı kullanılarak değerlendirilmiştir.

4.2.4.1. Bitki türlerinin örtüşleri ile küçük memeli türleri arasındaki ilişki

A. mystacinus türü *Arbutus andrachne*, *Phillyrea latifolia* ve *Ptilestemon chamaepeuce* ile negatif ilişkili bulunmuştur. Bu tür ile hiçbir bitki türü arasında pozitif ilişki bulunmamıştır.

A. flavicollis, *Arbutus andrachne*, *Asparagus aphyllus*, *Erica manipuliflora* ve *Myrtus communis* türleri ile pozitif ilişkili, *Cistus salviifolius* ve *Genista acanthoclada* türleri ile negatif ilişkili bulunmuştur.

C. suaveolens, *Asparagus aphyllus*, *Myrtus communis*, *P. brutia* ve *Pistacia* sp. türleri ile pozitif ilişkili bulunmuştur.

R. rattus, *Phillyrea latifolia*, *Pistacia* sp. ve *Qurecus* sp. türleri ile pozitif ilişkili bulunmuştur .

Çizelge 4.6.'da küçük memeli türlerinin ilişkili olduğu bitki türleri ve aralarındaki korelasyon katsayısı gösterilmektedir.

4.2.4.2. Küçük memeli türlerinin mikrohabitat değişkenleri ile ilişkileri

Değerlendirmeye giren mikrohabitat değişkenleri temel vejetasyon özellikleri (toplam tür zenginliği, tabakalılık, örtüş ve maksimum vejetasyon yüksekliği), bitki fonksiyonel gruplarının örtüş ve tür zenginliği değerleri (yenilenme şekline göre; zorunlu sürgün (zs), fakültatif sürgün (fs), zorunlu tohum-tohum bankası tepede (zt1), zorunlu tohum-tepe tohum bankası toprakta (zt2), zorunlu tohum- tohum bankası yok (zt3), büyüme şekline göre; ağaç, çalı, kısa çalı, tırmanıcı ve otsu) ve topraküstü inorganik (toprak, taş ve kaya) ve organik (yaprak, dal ve ibre) elemanlarının örtüşüdür.

A. mystacinus birey sayısı sadece *P. brutia* bireylerini içeren tepe tohum bankasına sahip zorunlu tohum stratejisinin örtüşü ve yine büyük çoğunluğu *P. brutia* bireylerinden oluşan ağaç örtüşü ile negatif ilişkilidir. Topraküstü inorganik elemanlardan kaya örtüşü ile pozitif ilişkilidir.

M. macedonicus toplam tür zenginliği, zorunlu sürgün örtüşü ve tür zenginliği ile negatif ilişkili bulunmuştur.

A. flavicollis vejetasyon yüksekliği, çalı örtüşü ve tür zenginliği ile pozitif ilişkili, kısa çalı tür zenginliği ile negatif ilişkilidir.

C. suaveolens diğer türlere göre daha fazla değişkenle ilişkili bulunmuştur. Temel vejetasyon özelliklerinin tümü (toplam tür zenginliği, tabakalılık, toplam örtüş ve maksimum vejetasyon yüksekliği), zorunlu sürgün, tepe tohum bankasına sahip zorunlu tohum, ağaç ve çalı örtüşü ile pozitif ilişkili, toprak üstü inorganik elemanlardan taş ve kaya örtüşü ile negatif ilişkili bulunmuştur.

D. nitedula türünün hiçbir mikrohabitat değişkeni ile ilişkisi bulunmamıştır.

R. rattus türü toplam tür zenginliği, tabakalılık, zorunlu sürgün örtüşü ve tür zenginliği, çalı tür zenginliği ve ibre örtüşü ile pozitif ilişkili, yaprak örtüşü ile negatif ilişkili bulunmuştur.

Çizelge 4.7.'da küçük memeli türlerinin ilişkili olduğu mikrohabitat değişkenleri ve aralarındaki korelasyon katsayısı gösterilmektedir.

Küçük memeli türleri ile aralarında anlamlı ilişki tespit edilen bu değişkenlerin dışında bazı değişkenler ile küçük memeli birey sayıları arasındaki ilişki anlamlı bulunmamasına rağmen korelasyon katsayısı nispeten yüksektir. *A. mystacinus*-toprak örtüşü (korelasyon katsayısı= ,399), *C. suaveolens*-çalı tür zenginliği (korelasyon katsayısı= ,443), *R. rattus*-tabakalılık (korelasyon katsayısı= ,441), *R. rattus*-çalı örtüşü (korelasyon katsayısı= ,411) pozitif ilişkili, *M. macedonicus*-çalı tür zenginliği (korelasyon katsayısı= -,401), *A. flavicollis*-kısa çalı örtüşü (korelasyon katsayısı= -,430), *C. suaveolens*-kısa çalı tür zenginliği (korelasyon katsayısı= -,382), *R. rattus*-toprak tohum bankasına sahip zorunlu tohum (korelasyon katsayısı= -,389), *R. rattus*-kısa çalı tür zenginliği (korelasyon katsayısı= -,422) ile negatif ilişkilidir.

Çizelge 4.6. Spearman sıra korelasyon katsayısı ile aralarında anlamlı ilişki bulunan ($p < ,05$) küçük memeli ve bitki türleri.

Bitki türleri	<i>A. mystacinus</i>	<i>A. flavicollis</i>	<i>C. suaveolens</i>	<i>R. rattus</i>
<i>Arbutus andrachne</i>	-,492	,529		
<i>Asparagus aphyllus</i> ssp. <i>orientalis</i>		,675	,560	
<i>Cistus salviifolius</i>		-,452		
<i>Erica manipuliflora</i>		,581		
<i>Genista acanthoclada</i>		-,507		
<i>Myrtus communis</i> ssp. <i>communis</i>		,475	,527	
<i>Phillyrea latifolia</i>	-,632			,567
<i>Pinus brutia</i>			,611	
<i>Pistacia</i> sp.			,428	,470
<i>Ptilestemon chamaepeuce</i>	-,504			
<i>Qurecus</i> sp.				,458

Çizelge 4.7. Spearman sıra korelasyon katsayısı ile aralarında anlamlı ilişki bulunan ($p < ,05$) küçük memeli türleri ve mikrohabitat değişkenleri.

Mikrohabitat değişkenleri	<i>A. mystacinus</i>	<i>M. macedonicus</i>	<i>A. flavicollis</i>	<i>C. suaveolens</i>	<i>R. rattus</i>
Tür zenginliği		-,477		,485	,489
Tabakalılık				,795*	,454
Toplam örtüş				,559	
Vejetasyon yüksekliği			,456	,500	
Sürgün örtüşü			,595	,533	,492
Sürgün tür zenginliği		-,502			,526
Tohum örtüşü				,484	
Tohum tür zenginliği			-,479		
zs örtüşü		-,450		,490	,574
zs tür zenginliği		-,567			,534
zt1 örtüşü	-,552			,611	
Ağaç örtüşü	-,520			,627	
Çalı örtüşü			,734*	,522	
Çalı tür zenginliği			,511		,524
Kısa çalı örtüşü					
Kısa çalı tür zenginliği			-,467		
Toprak örtüşü					
Taş örtüşü				-,514	
Kaya örtüşü	,483			-,475	
Yaprak örtüşü					-,504
Dal örtüşü					
İbre örtüşü					,565

* $p < ,001$

5. TARTIŞMA

5.1. Mikrohabitat Yapısı

Bir türün bulunduğu alan olan habitat, üreme başarısını etkileyen birçok faktöre bağlıdır. Habitat, kaynakların bulunurluluğu, yuva, eşleşme, tür içi ve türler arası rekabet, bolluk, predasyon, parazitizm ve hastalık riski gibi özellikleri belirler (Morris, 1987). MacArthur and Pianka (1966), bireylerin üreme başarısını optimize edebildikleri habitat parçalarını seçtiklerini bildirmiştir.

Habitat yapısı, küçük memelilerin habitat seçimi üzerine etki eden temel faktördür (Monamy and Fox, 2000). Bu çalışmada süksesyonel gradiyent boyunca küçük memeli komünitesindeki değişimi etkileyen habitat özelliklerini belirlemek için farklı mikrohabitat değişkenleri değerlendirilmiştir. Süksesyonel evrelerin mikrohabitat değerlendirmeleri temel vejetasyon özellikleri, bitki fonksiyonel grupları ve toprak üstü tabakasının özellikleri şeklinde üç grupta toplanmıştır.

Temel vejetasyon özellikleri bitki türlerinin örtüşme değerleri, toplam bitki tür zenginliği, tabakalılık, toplam örtüşme ve maksimum vejetasyon yüksekliği değişkenlerini kapsamaktadır. Toplam bitki tür zenginliği süksesyonel gradiyente bağlı olarak artış göstermektedir (Şekil 4.1.). Tavşanoğlu (2008a) 'nın aynı alanlarda bitki komüniteleri ile ilgili yaptığı çalışmada, en küçük örneklem büyüklüğünde bu çalışma sonuçlarına benzer şekilde bitki tür zenginliğinin süksesyonel gradiyent boyunca arttığı belirlenmiştir. Ancak çalışma alanı ölçeğinde toplam bitki tür zenginliği bakımından önemli bir fark olmadığı bildirilmiştir. Ortalama vejetasyon yüksekliği, bitkilerin yapısal karmaşıklığının ve gelişmiş biyomasın bir ifadesidir (Kruess and Tschardt, 2002). Toplam örtüşme, kuadrattaki bitkilerin kuşbakışı olarak kapladığı alan, tabakalılık ise dikey olarak bitkilerin örtüşme derecesini ifade etmektedir. Dolayısıyla bu üç değişkenin birlikte değerlendirilmesi habitatın karmaşıklığı hakkında fikir vermektedir. Süksesyonel gradiyent boyunca bu üç değişken de artış göstermektedir. Habitat karmaşıklığı bu üç değişkenin süksesyonel gradiyent boyunca artışına paralel olarak artmaktadır.

Bitki fonksiyonel grupları, belirli bir işlev için bazı adaptasyon özellikleri paylaşan türlerden oluşur (Pausas, 1999). Süksesyonel evrelerde tespit edilen bitki türlerinin örtüşmeleri ve tür zenginlikleri, rejenerasyon stratejisi ve büyüme şekline göre

gruplandırılmıştır. Rejenerasyon stratejisi açısından toplam sürgün, zorunlu sürgün örtüşü ve tür zenginliği değerleri, *P. brutia* bireylerinden oluşan tepe tohum bankasına sahip tohum stratejisi örtüş değeri, süksesyonel gradiyente bağlı olarak artmaktadır (Şekil 4.3.,4.5. ve 4.6.). Buna karşılık toprak tohum bankasına sahip zorunlu tohum stratejisi örtüşü ve tür zenginliği değerleri ile toplam zorunlu tohum stratejisi tür zenginliği değeri süksesyonel gradiyente bağlı olarak azalmaktadır (Şekil 4.6.). Büyüme şekillerinden ağaç, çalı, tırmanıcı örtüşleri ve çalı tür zenginliği süksesyonel gradiyente bağlı olarak artmakta, kısa çalı örtüş ve tür zenginliği değerleri süksesyonel gradiyente bağlı olarak azalmaktadır (Şekil 4.9. ve 4.11.). Bu bulgular Tavşanoğlu'nun (2008a) aynı alanlarda yaptığı çalışmayla uyumludur.

Toprak üstü tabakası, doğrudan küçük memelilerin aktivitelerinin gerçekleştiği katman olma özelliği ile önem taşımaktadır. Toprak üstü katmanın özellikleri inorganik olarak toprak, taş ve kaya örtüşleri, organik olarak yaprak, dal ve ibre örtüşleri ile değerlendirilmiştir. Toprak örtüşü beklendiği gibi erken süksesyonel evrede yüksek bulunmuştur. Ancak 10 yıl önce yanan süksesyonel evrede de oldukça yüksektir. Taş ve kaya örtüşleri süksesyonel gradiyente bağlı olarak belli bir eğilime sahip değildir (Şekil 4.15.). Organik elemanlardan yaprak örtüşü 6 ve 26 yıl önce yanan süksesyonel evreler arasında yüksektir. 3 yıl önce yanan evrede yangın sonrası geçen zaman az olduğu için toprak üstündeki yaprak birikimi azdır. Uzun süredir yanmamış olgun *P. brutia* ormanında ise *P. brutia* örtüşünün yüksek olmasından dolayı ibre örtüşü artmış, yaprak örtüşü gerilemiştir. Dal örtüşü 3, 6 ve 9 yıl önce yanan alanlarda yüksektir. Yangından sonra tohum çimlenme olasılığını arttırmak için alana serilen dallar, bu alanlardaki dal örtüşünü arttırmıştır. Dal örtüşü 10 yıl önce yanan alanda aniden azalmış ve sonra tekrar artmaya başlamıştır (Şekil 4.13.). Yangın sonrası serilen dalların ayrışma nedeniyle 10. yıla kadar azaldığı, bu evreden sonra alanlardaki dal örtüşünün mevcut vejetasyondan kaynaklandığı, bu nedenle de daha yaşlı evrelere doğru arttığı düşünülmektedir. İbre örtüşü süksesyonel gradiyente bağlı olarak artmaktadır. *P. brutia* örtüşünün süksesyonel gradiyente bağlı olarak artması, ibre örtüşünde de artışa neden olmaktadır. Benzer olarak Trabaud et al. (1985)'un döküntü tabakası ile ilgili yaptığı çalışmada, yanan odunsu bitkiler nedeniyle yangının hemen sonrasında dal ağırlıklı bir döküntü tabakası tespit edilmişken, bu yapı ilerleyen dönemlerde yaprak ağırlıklı bir görünüm

sergilemiştir. amların boyunun ta altı bitki komünitesinin boyunu geçtiği dönemde ise ibre örtüşünün arttığı belirlenmiştir.

Süksesyonal evrelerin bitki tür bileşimine bakıldığında uzun süredir yanmamış *P. brutia* ormanında bulunan türlerin diğer süksesyonal evrelerde de saptandığı (izelge 4.1.), süksesyonal evrelerdeki bitki tür bileşimlerinin önemli ölçüde farklılık göstermediği, yangından sonra yangın öncesinde hâkim olan bitki türlerinin alana yerleştiği görülmektedir. Bu açıdan farklı süksesyonal evrelerdeki değişim gerçek bir süksesyondan çok otosüksesyon (Hanes, 1971) kavramı ile açıklanmaktadır.

5.2. Küçük Memeli Komünitesi

İki yıllık bir süreyi kapsayan arazi çalışmaları sonucunda toplam 6 küçük memeli türü yakalanmıştır. Bu türler *A. mystacinus*, *M. macedonicus*, *A. flavicollis*, *C. suaveolens*, *R. rattus* ve *D. nitedula*'dır. *A. mystacinus* en az 80 yıldır yanmayan olgun *P. brutia* ormanı haricinde tüm alanlarda baskındır. En az 80 yıldır yanmayan orman alanında ise *A. flavicollis* baskınlığı söz konusudur.

Bu çalışmada, Akdeniz ekosistemlerinin dışında kalan ekosistemlerdeki küçük memelilerle ilgili yapılan çalışmalara nazaran yakalanan tür sayısı düşüktür. Ne'eman and Izhaki (1999) Doğu ve Batı Akdeniz çam ormanlarındaki küçük memeli tür çeşitliliğinin düşük olduğunu, bunun sebebinin yangının küçük memeli popülasyonları üzerindeki yıpratıcı etkisi olabileceğini bildirmişlerdir.

Apodemus, *Mus*, *Crocidura* türleri ve *R. rattus* Akdeniz ekosistemlerindeki küçük memeli çalışmalarda sıklıkla yakalanan türlerdir. Haim and Izhaki (1994) Carmel Dağı'ndaki Doğu Akdeniz çam ormanlarındaki kemirici tür kompozisyonun sadece *A. mystacinus*, *A. flavicollis* ve *R. rattus* türlerinden oluştuğunu belirtmiştir. Yine Blaustein et al. (1996) tarafından aynı bölgede yapılan bir çalışmada yakalanan 5 türden 3'ünü yukarıda belirtilen türler oluşturmaktadır. Aynı bölgede Izhaki et al. (1993) tarafından yapılan çalışmada ise yakalanan 5 türden 3'ünü *A. mystacinus*, *A. flavicollis* ve *M. macedonicus* türleri meydana getirmektedir. Haim and Izhaki (2000) uzun olan bir kurak ve sıcak dönem ve kısa olan nemli ve soğuk dönemin neden olduğu mevsimsel asimetri ile karakterize edilen Akdeniz bölgesinin tipik olarak *A. mystacinus*, *A. flavicollis*, *R. rattus*, *C. suaveolens* türlerini bulundurduğunu ifade

etmiştir. Akdeniz ekosistemlerinde *Apodemus* ve *Mus* türleri arasındaki rekabeti konu alan çalışmalar önemli yer tutmaktadır (örn; Abramsky, 1981; Boitani et al., 1985).

5.2.1. Küçük memeli süksesyonu

Yangın öncesindeki yoğun vejetasyon yapısı birçok küçük memeli türünü tür içi ve türler arası agresif karşılaşmalardan koruduğu kadar, korunaklı alan, besin ve yuvalanma imkanları sağlar. Yangın nedeniyle vejetasyon tabakasının ortadan kalkması türe özgü örtüş gereksinimlerine bağlantılı olarak komünite yapısında değişikliklere yol açar (Monamy and Fox, 2000).

Yangın sonrasında bir türün yanan alanlarda tekrar kolonize olması 4 aşamada gerçekleşir. İlk olarak yerli olmayan türlerin yanmamış alanlardan yanmış alanlara dispersali meydana gelir. Dispersalle yanmış alanlara gelen yerli olmayan türler yanmış alanlara yerleşir ve bu bireyler ilk kolonistleri oluştururlar. Üçüncü aşamada kolonistler yanmış alanlarda başarılı bir şekilde üremeye başlarlar. Son aşamada ise dispersalle gelen bireylerin katkısı ve yerli juvenillerin ortaya çıkması ile birey sayıları artar (Fox, 1982).

Birçok farklı ekosistemde yapılan çalışmalarda herhangi bir müdahale sonrasında küçük memeli komünitesinde sıralı bir değişim (süksesyon) meydana geldiği belirtilmektedir (örn: Catling, 1986; Fox, 1982; Haim and Izhaki, 1994; Haim et al., 1996a). Akdeniz havzasının birçok yerinde bu konuyla ilgili araştırmalar yapılmakta ve bu konuyla ilgili tespitler ortaya konulmaktadır. Ancak Doğu Akdeniz'e büyük bir kıyı bölgesine sahip olan Türkiye'de bu konuyla ilgili eksiklikler vardır. Bu çalışmanın amacı küçük memeli süksesyonu ile ilgili mevcut açığı kapatmak için katkıda bulunmaktır. Bunun için ana yayılışı Doğu Akdeniz'le sınırlı olan *P. brutia* ormanlarını (Neyişçi, 1987) temsilen Marmaris çevresindeki *P. brutia* ormanları seçilmiş ve belirli bir süksesyonal gradiyenti temsil eden alanlarda örneklemeler yapılmıştır. Bu çalışma aşağıdaki ana tema üzerine kurulmuştur;

Güneybatı Anadolu *P. brutia* ormanlarında yangın sonrası küçük memeli komünite yapısı, vejetatif süksesyona benzer bir değişim göstermekte midir? Başka bir deyişle, farklı süksesyonal evrelerdeki küçük memeli komünite yapısındaki değişim tesadüf midir, yoksa belirgin bir düzene sahip midir?

Bu çalışmada elde edilen sonuçlara göre bu sorunun cevabı olumludur. Yapılan örneklemelerde ve değerlendirmelerde yangın sonrası tür bileşimi ve türlerin bolluğundaki değişimin tesadüfi olmadığı, yangın sonrası zamanla ilişkili olduğu bulunmuştur. En az 80 yıldır yanmayan *P. brutia* ormanının haricinde *A. mystacinus* türünün tüm süksesyonel evrelerde baskınlığı söz konusudur. Bu tür, 3 yıl önce yanan süksesyonel evrede ise daha iyi kolonize olmuştur (Şekil 4.22.). *M. macedonicus* erken süksesyonel evrelere özgü bir türdür (Cook Jr., 1959; Fox, 1982; Friend, 1993; Izhaki et al, 1993). Bu çalışmada benzer olarak 3 yıl önce yanan evrede *M. macedonicus* birey sayısı yüksektir. Bunun yanı sıra 6, 9 ve 16 yıl önce yanan evrelerde de yüksek yoğunluklarda yakalanmıştır (Şekil 4.24.). *A. flavicollis* tüm süksesyonel evrelerde yakalanmıştır ancak erken süksesyonel evrelerde oldukça düşük olan birey sayısı süksesyonel gradiyente bağlı olarak artmaktadır (Şekil 4.25). *C. suaveolens* ilk olarak 6 yıl önce yanan süksesyonel evrede yakalanmaya başlanmıştır (Şekil 4.26.). Yangın sonrası geçen zaman *C. suaveolens*'in tekrar kolonizasyonunda belirleyici olan temel faktördür (Haim et al., 1997). *C. suaveolens* bu çalışmada, 3 yıl önce yanan evrenin dışındaki bütün evrelerde yakalanmıştır. *D. nitedula* sadece 16 yıl önce yanan süksesyonel evrede yakalanmıştır (Şekil 4.27.). *R. rattus* çam tohumlarına bağlı bir tür olduğu için (Aisner, 1999) geç süksesyonel evrelere özgü bir tür olarak bilinmektedir. Bu çalışmada özellikle en az 80 yıldır yanmayan *P. brutia* ormanında diğer alanlara göre yüksek yoğunlukta yakalanmıştır (Şekil 4.27.).

Yukarıda bu çalışma ile ilgili ortaya konan sonuç, Doğu Akdeniz'de yapılan diğer çalışmalardan bazı farklılıklar içermektedir. Söz konusu çalışmalarda yangın sonrası alanlara ilk giren türün *M. macedonicus* olduğu daha sonra *Gerbillus dasyurus* ve *Meriones tristrami* türlerinin süksesyona katıldığı bildirilmektedir. Bu üç türün bir arada bulunduğu evreye birinci evre denmektedir. Bu türlerin sayısının azalmasıyla birlikte ormanın yerli türlerinden *Apodemus* türlerinin ve *C. suaveolens*'in süksesyona girdiği ifade edilmektedir. Bu da ikinci evre olarak adlandırılmaktadır. *A. flavicollis*'in *A. mystacinus*'tan daha önce süksesyona girdiği ve birey sayısının *A. mystacinus*'a göre daha yüksek olduğu belirtilmektedir (Izhaki et al., 1993; Haim and Izhaki, 1994; Haim et al., 1996a; Haim et al., 1997; Haim and Izhaki, 2000).

Bu çalışmada elde edilen sonuçların yukarıda belirtilen çalışmalardan farklı olan taraflarından biri, *A. mystacinus*'un en yaşlı alan haricindeki tüm süksesyonel evrelerde baskın olması, *A. flavicollis*'in ise sadece bu en yaşlı tekrar alanında yüksek yoğunluklarda yakalanmasıdır (Şekil 4.21.). Doğu Akdeniz'de yapılan diğer çalışmalarda *A. flavicollis*'in *A. mystacinus*'tan daha baskın olmasının nedenlerinden biri olarak, *A. flavicollis*'in genelleşmiş, *A. mystacinus*'un ise özelleşmiş bir tür olduğu, bu nedenle *A. flavicollis*'in müdahale edilmiş habitatlarda daha yüksek yoğunluklarda bulunduğu gösterilmektedir (Izhaki et al., 1993; Haim and Izhaki, 1994; Haim and Izhaki, 2000). Bu çalışmada ise tam tersi bir sonuç bulunmuştur. Habitata özelleşmiş türler daha belirli habitat özelliklerine sahip kısıtlı habitatlarda bulunurlar. Eğer *A. mystacinus* özelleşmiş bir tür ise neden bu kadar yaygın ve yüksek yoğunluklarda bulunmaktadır? Bunun iki nedeni olabilir: Birinci neden Marmaris ve çevresindeki örnekleme yapılan habitatlar *A. mystacinus*'un habitat gereksinimleri ile örtüşen özelleşmiş koşullara sahip oldukları için bu tür yoğun olarak bulunmakta olabilir. Ancak bu çalışmada bulunan sonuçlar bu yorumu desteklememektedir. Bunun birinci sebebi, çalışma alanının özelleşmiş koşulları barındıracak kadar küçük olmamasıdır. Bu çalışma yaklaşık 250 km²'lik bir alanda sürdürülmüştür ve bu alan farklı tarihlerde yanmış birçok habitatı barındırdığı için oldukça parçalı bir yapıya sahiptir. İkinci sebebi ise *A. mystacinus*'un genelleşmiş bir tür olabileceğidir. Gerçekten de bu çalışmada gösterilmiştir ki *A. mystacinus* birey sayısı sadece üç mikrohabitat değişkeni ile ilişkilidir (ağaç ve tepe tohum bankasına sahip zorunlu tohum örtüşü ile negatif, kaya örtüşü ile pozitif ilişkili). Diğer mikrohabitat değişkenlerindeki değişim *A. mystacinus* birey sayısını etkilememektedir (Çizelge 4.7.). Oysa özelleşmiş türlerin genelleşmiş türlere göre daha fazla çevresel değişkenle ilişkili olması beklenir. Habitata özelleşmiş olan türler mozaik tipi parçalı habitatlardan kaçınılmaktadırlar ve habitatlar arası farklılıklar bu türler için dispersal bariyeri şeklinde etki yapmaktadır (Wolff, 1999). Aynı zamanda genelleşmiş türlerin birey sayıları artan kenar etkisi nedeniyle parçalanmış orman habitatlarında artmaktadır (Díaz et al., 1999). Bu nedenle *A. mystacinus*'un genelleşmiş bir tür olmasına yönelik saptamanın geçerliliği bu çalışma sonuçlarına göre daha fazladır.

Buna ek olarak bu çalışma, *A. flavicollis*'in müdahale edilmiş habitatlarda *A. mystacinus*'tan daha baskın olduğu görüşünü desteklememektedir. *A. mystacinus*'un,

büyük oranda *P. brutia* bireylerinden oluşan tepe tohum bankasına sahip olan zorunlu tohum ve ağaç örtüşü ile negatif ilişkili bulunması (Çizelge 4.7.), bu türün olgun orman koşullarını tercih etmediği, süksesyonel gelişim evrelerini tercih ettiğini göstermektedir. Abramsky (1981) bu sonuçlarla doğru orantılı olarak *A. mystacinus*'un 30-200 m aralığında vejetasyon yüksekliğine bağlı habitatları tercih ettiğini belirtmiştir. Vohralik et al. (2002), *A. mystacinus*'un, açıklıkların bol bulunduğu, en azından dağınık bir vejetasyon yapısına sahip maki, ormanlık alanlar, ekili alanlar gibi çeşitli çevrelerdeki kayalık ve taşlık zeminle karakterize edilen alanlarda bulunan bir Doğu Akdeniz türü olduğunu ifade etmiştir. Naveh (1975) nüfus artışına bağlı olarak artan insan baskısının (özellikle yangın sıklığı) orta nemli ormanlar ya da maki kemiricilerine göre garig, step ve kaya kemiricilerinde artışa neden olduğunu belirtmiştir. Kryštufek and Griffiths (1999), di Castri and Vitali-di Castri'nin (1981) Akdeniz'deki yangın sıklığı artışının faunayı toprağa doğru kaçmaya ittiğinden bahseder, bu varsayımın kaya kemiricilerinin avantajlı durumda olacağı şeklinde yorumlanabileceğini ve *A. mystacinus*'un kaya faresi olması nedeniyle kurak çevre ekstremlerinden kurtulduğunu ifade eder. *A. flavicollis* ise bu çalışmada sadece en yaşlı alan olan en az 80 yıldır yanmamış alanda baskındır. Tüm süksesyonel evrelerde yakalanmıştır ancak birey sayısı çok düşüktür. Hoffmeyer (1973) yaptığı çalışmada *A. flavicollis* türünün doğal koşullarda ormanlık alanları tercih ettiğini belirtmiştir.

A. flavicollis'in müdahale edilen habitatlarda daha yaygın bulunmasına yönelik başka bir konu ise su gereksinimidir. Haim et al. (1986), *A. flavicollis*'in *A. mystacinus*'a göre vücut sıcaklığını düzenlemede daha başarılı olduğunu, *A. flavicollis* için çevre sıcaklığındaki alt kritik noktanın 29 °C, *A. mystacinus* için ise 25 °C olduğunu bildirmişlerdir (Haim and Izhaki, 1994). Bununla birlikte *A. flavicollis*'in su gereksiniminin *A. mystacinus*'a göre daha az olduğu için daha kurak koşullarda hayatta kalma olasılığının fazla olduğunu bildirmiştir (Haim and Izhaki, 1994; Haim and Rubal, 1992; Haim et al, 1996a). *A. mystacinus*'un nemli *Quercus calliprinos* habitatlarında, *A. flavicollis*'in ise kurak *Q. ithaburensis* ya da *P. halepensis* habitatlarında bulunduğunu ifade etmişlerdir. Blaustein et al. (1996) bu bulgunun tersi olarak *A. flavicollis*'i nemli *Q. calliprinos* habitatlarında bulmuşlardır. Bu çalışmada elde edilen bulgular yukarıdaki sonuçlarla tamamen ters düşmektedir. *A. flavicollis*

olgun *P. brutia* ormanında baskınken, *A. mystacinus* yangın sonrası kurak ve sıcak olarak tanımlanan yangın sonrası süksesyonel evrelerde yüksek yoğunluklarda yakalanmıştır (Şekil 4.21.).

Doğu Akdeniz'de küçük memeli süksesyonu ile yapılan çalışmalarda tam olarak örtüşmeyen başka bir nokta *M. macedonicus* birey sayısındaki değişimdir. *Mus* türleri yangın sonrası erken süksesyonel evrelerde boş kalan nişleri kullanan (Friend, 1993) fırsatçı türler olarak bilinmektedir (Fox, 1982; Lehmann and Perevolotsky, 1992; Friend, 1993; Churchfield, 1997; Sutherland and Dickman, 1999). Fox (1982) *M. musculus*'un çok iyi bir dispersal ve kısa dönemde kolonize olma yeteneğine sahip olduğu kadar yüksek üreme yetenekleri sayesinde birey sayılarını çok kısa zamanda arttırabileceğini belirtmiştir. *M. macedonicus*, *A. mystacinus*'a benzer şekilde diğer türlerden daha az mikrohabitat değişkeni ile ilişkili bulunmuştur (Çizelge 4.7.). Bu bulgu birçok çalışmada ifade edilen *M. macedonicus*'un genelleşmiş olduğu (Fox and Pople, 1984; Hearing and Fox, 1997) görüşünü destekler. Negatif ilişkili bulunduğu mikrohabitat değişkenleri toplam bitki tür zenginliği, sürgün tür zenginliği, zorunlu sürgün ve tür zenginliği değişkenleridir. Buna karşılık hiçbir mikrohabitat değişkeni ile pozitif ilişkili bulunmamıştır (Çizelge 4.7.). İlişkili bulunduğu mikrohabitat değişkenlerinin geç süksesyonel evrelere doğru artması (Şekil 4.1., 4.3. ve 4.6.), *M. macedonicus*'un erken süksesyonel bir tür olduğu görüşü ile uyumludur. *M. macedonicus* türünün orta nemli alanlardan çok, erken süksesyonel evrelerde daha yüksek birey sayılarına ulaşmasının nedeni yüksek çevre sıcaklıklarında avantajlı olmasını sağlayan düşük metabolik hız, en düşük kritik nokta sıcaklığının yüksek olması ve yüksek termal iletkenliktir (Shabtay et al., 2000). Ayrıca fotoperiyot değişimlerini izleyen sıcak ve soğuk mevsimlerde vücut sıcaklığını etkin bir şekilde düzenleyebilmektedirler. Sıcaklık düzenleme ve metabolik mekanizmalarının mevsimsel aklimatizasyonunu fotoperiyot değişimlerini kullanarak yapmaktadır (Haim et al., 1999). *M. macedonicus* birey sayısı bu çalışmada da yukarıdaki çalışmalara benzer şekilde erken süksesyonel evrelerde yüksektir. Ancak bu çalışmanın Doğu Akdeniz'de yapılan çalışmalardan farklı olan taraflarından biri *M. macedonicus*'un erken süksesyonel evrelerle birlikte 9 ve 16 yıl önce yanan evrelerde yakalanmış olmasıdır (Şekil 4.24.). Avustralya'daki çalışmalarda *M. musculus*'un bazen süksesyonel evrelerde tespit edilmediği, bazen erken evrelerin dışındaki evrelerde

daha bol yakalandığı, bazen ise kendi granivor/omnivor diyetinin dışındaki besin kaynaklarını kullanabileceği ortaya konmuştur (Braithwaite et al., 1978; Fox and McKay, 1981; Fox, 1982). Bunun sebebinin, *M. musculus* populasyonlarının ani artış eğilimine sahip olmaları (Chapman, 1981) ve populasyon büyüklükleri çok fazla arttığında genelde tercih ettikleri habitatların dışındaki habitatlarda da bulunabilmeleri olarak belirtilmiştir (Fox and Gullick, 1989).

Sivriburunlu fareler (Familya: Soricidae) küçük vücut büyüklüğüne sahip ikincil tüketiciler oldukları için yangın sonrası yenilenmede farklı evreler için biyoindikatör olarak kullanılırlar. Bollukları biyotik ve abiyotik değişkenlerle ilişkilidir (Haim et al., 1997). Bu çalışmada *C. suaveolens* birey sayısı, toplam bitki tür zenginliği, tabakalılık, toplam örtüş, vejetasyon yüksekliği, toplam sürgün, toplam tohum, zorunlu tohum, tepe tohum bankasına sahip zorunlu tohum, ağaç ve çalı örtüşleri ile pozitif ilişkili, taş ve kaya örtüşü ile negatif ilişkili bulunmuştur (Çizelge 4.7.). Bu türün bolluğunun ilişkili olduğu değişkenlerden ağaç örtüşünün, vejetasyon yüksekliğinin ve dikey tabakalılığın yüksek olduğu ve döküntü tabakasına sahip karmaşık habitat tiplerini tercih ettiği görülmektedir. Bu nedenle bu türün erken süksesyonel evrelerde bulunması beklenmemektedir. Bu türün birey sayısındaki değişimler habitatların karmaşıklığı ve döküntü tabakasının durumu hakkında fikir vermektedir. Getz (1961) sivriburunlu farelerin, geniş sıcaklık varyasyonlarını içeren habitatlardan kaçındıklarını bildirmiştir. Taç örtüşü ile bağlantılı ağaç yüksekliği, zemin örtüşü gibi habitat özelliklerini ve sıcaklık gibi çevresel parametreleri etkilemektedir (Mengak and Guynn, Jr., 2002). Bu açıdan da daha dengeli koşullara sahip geç süksesyonel evreler sivriburunlu fare populasyonları açısından uygundur. Prodon et al. (1987), *C. suaveolens*'e çok benzer bir tür olan *C. russula*'nın hemen hemen hiç toprak içinde aktivite göstermeyen, yüzeyde hareket eden, besin ve sığınak bulmak için döküntü tabakası içinde ve kaya oyuklarını kullanan bir tür olduğunu, yangın nedeniyle ortadan kalkan döküntü tabakasının yenileninceye kadar *C. russula* populasyonunun süksesyona girmeyeceğini bildirmektedir. Haim and Izhaki (2000) *C. suaveolens* populasyon büyüklüğü değişimlerinin eklembecaklıkların artışına bağlı olduğunu bildirmiştir. Sivriburunlu farelerin diyetleri ile ilgili genel kanı, temel besin kaynaklarını omurgasızların, özellikle de böceklerin oluşturduğudur (McDonald and Barret, 1993).

Ancak Canova and Fasola (1993) *C. suaveolens*'in diğer sivriburunlu farelerden farklı olarak, tohumları ve hayvansal kaynaklı besinleri eşit oranda tercih ettiğini bildirmiştir.

D. nitedula türü sadece 16 yıl önce yanmış süksesyonel evrenin iki tekrar alanında (1. ve 2. tekrar alanları) yakalanmıştır (Şekil 4.27.). *Dryomys* türleri yoğun orman ve çalılıklarda yaşarlar. Yuvalarını çalılıklara ya da alçak ağaç dallarına yaparlar (Nowak, 1991). Kaynaş et al. (2002), bu çalışmadaki süksesyonel evrelerin bazılarında yaptıkları çalışmada *D. nitedula* türünü 20 yıl önce yanan alanda tespit etmişlerdir. *D. nitedula*'nın Kaynaş et al. (2002), tarafından tespit edildiği süksesyonel evrede (26 yıl önce yanan evre) yapılan örneklemelerde *D. nitedula* türü saptanmamıştır. Bu iki çalışmadan *D. nitedula* türünün 16 ve 20 yıl önce yanan süksesyonel evrelerde yakalandığı ortaya çıkmıştır. Hiçbir mikrohabitat değişkeni ile arasında ilişki tespit edilmeyen *D. nitedula* türünün yuva için alçak dallara ihtiyaç duyması nedeniyle 16-20 yıl önce yanan süksesyonel evreyi tercih ettiği düşünülmektedir.

R. rattus bu çalışmada 3 ve 10 yıl önce yanan süksesyonel evrelerle uzun süredir yanmamış *P. brutia* ormanında yakalanmıştır. Uzun süredir yanmamış alandaki birey sayısı diğer evrelere göre fazladır (Şekil 4.27.). Bu tür besin diyetinde çam tohumlarına ihtiyaç duyan (Aisner, 1999) bir geç süksesyonel türüdür (Haim and Izhaki, 2000; Haim and Izhaki, 1994). Bu çalışmada *R. rattus* birey sayısı toplam bitki tür zenginliği, tabakalılık, toplam sürgün stratejisi örtüşü ve tür zenginliği, zorunlu sürgün örtüşü ve tür zenginliği, çalı tür zenginliği ve ibre örtüşü ile pozitif ilişkili, yaprak örtüşü ile negatif ilişkili bulunmuştur (Çizelge 4.7.). İlişkili olduğu mikrohabitat değişkenleri geç süksesyonel tür olduğuna ilişkin bulguları desteklemektedir.

Bir küçük memeli türünün kolonizasyonunun esas göstergesi yerli bireylerdir. Bir bireyin farklı örnekleme dönemlerinde aynı alanda yakalanmış olması gerçek anlamda o alana yerleştiğini gösterir. *A. mystacinus* dışındaki türlere ait yerli birey sayısı oldukça düşüktür. *A. mystacinus* türü en az 80 yıldır yanmayan orman alanı dışındaki tüm evrelerde yüksek yerli birey sayısına sahiptir. *A. mystacinus* türüne ait yerli birey sayısı bakımından süksesyonel evreler karşılaştırılacak olursa 3 yıl önce yanmış alanın daha yüksek bir değere sahip olduğu görülür (Şekil 4.22.). Granot (1984) *Apodemus* türlerinin omnivor olduklarını ancak aynı zamanda diyetlerinin

meşe tohumlarına bağlı olduğunu ifade eder (Izhaki et al., 1993). Yangın sonrası habitatlar içerdikleri büyük orandaki tohum ve fide miktarı ile herbivor ve granivor türleri çekerler (Quinn, 1986; Izhaki et al., 1993). Yangın sonrası alanlardaki tohum miktarının fazla olmasında yangın sonrası alanda yapılan uygulamaların da rolü olabilir. Yangın sonrasında yenilenme olasılığını arttırmak için yanmış kozalaklı dalların alana serilmesi ve tohum serpmeye gibi uygulamalar yangın sonrası alanlardaki tohum miktarını arttırmaktadır. Bu özellik *A. mystacinus*'un yangın sonrası erken evrelerdeki habitatlara kolaylıkla yerleşebilmesinin nedenlerinden biri olabilir.

Predasyon, Akdeniz ekosistemlerinde yangın sonrası küçük memeli komünite yapısının şekillenmesini sağlayan en önemli faktörlerden biridir (Torre and Díaz, 2004). Yangınlar odunsu bitki örtüşünü azaltarak küçük memeliler için predasyon riskini arttırabilirler (Sutherland and Dickman, 1999), ancak aynı zamanda ormanlık alanları azaltarak ya da bölerek predasyon baskısını azaltırlar (Torre and Diaz, 2004). Torre and Diaz (2004) İspanya'da farklı süksesyonel evreleri temsil eden 33 alanda yaptıkları çalışmada geç süksesyonel evrelerin erken süksesyonel evrelere göre daha yüksek predasyon baskısı içerdiği, bu nedenle de geç süksesyonel evrelere doğru küçük memeli birey sayısının azaldığını belirtmişlerdir. Bu durum, erken evrelerde orman alanlarının azalması ve bölünmesi nedeniyle predatörlerin azalması, erken süksesyonel evrelerden başlayıp 6-7. yıllara doğru artan vejetasyon örtüşünün ve buna bağlı olarak ormana özelleşmiş predatör türlerin fazla olması şeklinde yorumlanmıştır. Bu çalışmada geç süksesyonel evrelere doğru predasyon baskısının arttığına yönelik bir bulguya rastlanılmamıştır. 6, 8, 9 ve 26 yıl önce yanmış alanlarda değişik oranlarda yaban hayvanı aktivitesi tespit edilmiştir. Bunların bir kısmı doğrudan predasyondan kaynaklanmaktadır. Örneğin, 8 yıl önce yanan süksesyonel evredeki örnekleme çalışmaları *M. meles* predasyonu nedeniyle iptal edilmiş (Şekil 3.6.), 6 yıl önce yanan süksesyonel evrede ise predatör aktivitesi bazı örneklemeelerde elde edilen sonuçları etkilemiştir. 9 yıl önce yanmış alandaki yaban hayvanı aktivitesinin predatör bir tür nedeni ile değil, *Sus scrofa* (yabana domuzu) türü nedeni ile olduğu düşünülmektedir. Bunun sebebi, bu alanda 6 yıl önce yanan alandan farklı olarak tuzakların ezilmiş ve büyük oranda zarar görmüş olarak bulunmasıdır. *S. scrofa* küçük memeliler üzerinden beslenen bir tür olmaktan çok, meşe tohumları için küçük memeliler ile rekabete girmektedir (Focardi et al., 2000).

Altı yıl önce yanan alandaki predasyon aktivitesinin ise daha hareketli ve kıvrak bir tür tarafından yapıldığı düşünülmektedir. Çünkü tuzaklar zarar görmemiş sadece devrilmiş olarak bulunmuştur. Soyumert et al. (2007), bu çalışmanın yapıldığı bölgede foto-tuzaklarla yaptıkları çalışmada *M. meles* (porsuk), *Vulpes vulpes* (tilki) ve *Martes foina* (kaya sansarı) predatör türlerini tespit etmişlerdir.

Süksesyonun erken evrelerinde vejetasyon örtüsünün ortadan kalkması predasyon baskısının artmasına neden olabilecek bir faktördür (Torre and Díaz, 2004). *A. mystacinus*'un erken süksesyonel evrede daha iyi bir şekilde yerleşmiş olması, diğer türlere göre büyük vücut büyüklüğünün sağladığı predasyondan kaçabilme yeteneğinden kaynaklanmış olabilir. Hareket yeteneği ve predasyondan kurtulma vücut büyüklüğüne bağlı olarak artan özelliklerdir (Fleming, 1979). Hareket yeteneği ile ilgili *A. mystacinus*'u diğer türlerden ayıran başka bir özellik herhangi bir tehlike ile karşılaştığında bipedal (iki ayakla hareket eden) kemiricilere benzer bir hareket şekli ile çok kısa zamanda uzun mesafeler kat edebilmesidir. Bu özellik arka ayaklarının oldukça kuvvetli olmasından kaynaklanmaktadır. Bipedal kemiriciler açık habitatlarda quadripedal (dört ayakla hareket eden) kemiricilere göre daha baskın olarak bulunurlar (Djawdan and Garland Jr., 1988; Simons, 1991; Letnic, 2003). Bunun en önemli nedenlerinden biri predasyondan kaçma yeteneklerinin fazla olmasıdır (Djawdan and Garland Jr., 1988). *A. mystacinus* türünün erken süksesyonel evrelerde daha iyi yerleşmesi ve birey sayısının kayalık örtüşü pozitif ilişkili oluşu, bu özelliğinin getirdiği avantajlar sebebiyle olabilir. *R. rattus*'un, vücut büyüklüğü bakımından *A. msytacinus*'tan daha büyük bir tür olması (Harrison and Bates, 1991) nedeniyle erken evrelerde daha iyi bir şekilde yerleşebileceği düşünülebilir. Ancak *R. rattus* türünün geç süksesyona evrelere özgü mikrohabitat değişkenleri ile pozitif ilişkili olması (Çizelge 4.7.), besin diyeti için çam tohumlarına ihtiyaç duyması (Aisner, 1999) ve quadripedal (dört ayakla) hareket ettiği için *A. msytacinus*'dan daha az atik olması nedeniyle erken evrelere yerleşmesi zordur.

Bu çalışmada tartışılması gereken bir başka konu yangın sonrası süksesyonel gradiyentteki küçük memeli komünitesinin sıralı değişiminin hangi faktörlere bağlı olarak gerçekleştiğidir. Crowell and Pimm (1976), küçük memelilerin habitat kullanımındaki değişimlerin üç faktörle belirlendiğini, bunların dış faktörler, tür içi ve türler arası rekabet olduğunu belirtmiştir. Günümüzde birbiri ile aynı ekolojik nişe

sahip benzer iki türün uzun bir zaman süresince bir arada bulunamayacakları kabul gören bir görüştür (Abramsky, 1984). Benzer iki türün bir arada bulunmaları durumunda rekabette üstün olan tür diğerini çıkarır ya da diğer tür nişini değiştirmek için bazı adaptasyonlar geliştirmek zorunda kalır (Krebs, 1985). Pimm and Rosenzweig (1981) farklı habitatları kullanarak rekabetten kaçınan türlerle ilgili habitat seçimi modelleri ortaya koymuşlardır. İki farklı habitatta iki türün üç farklı şekilde birlikte bulunabileceğini öne sürmüşlerdir (Pimm and Rosenzweig, 1981; Rosenzweig, 1981; Rosenzweig and Abramsky, 1986). Birinci tip habitat tercihinde farklı türler, farklı habitatları kullanırlar. Bu tip bir habitat seçiminin muhtemel sonucu habitata özelleşmedir ve türler arası rekabet 0'dır (Hallet, 1982). İkinci tipte türler aynı habitatı kullanırlar. Bu tip bir habitat seçiminde çatışma şeklindeki rekabet (interference competition) sıklıkla görülür ve türlerin birinin diğeri üzerindeki rekabet etkisi asimetriktir. Baskın olan türler rekabette daha az üstün olan türleri habitattan çıkarırlar. Rekabette üstün olmayan türlerin ortadan kalkması baskın olanlar üzerinde çok az etki yapmasına karşın baskın türlerin ortadan kalkması rekabet ettikleri türlerin kaynak kullanımının genişlemesine neden olur (Morris, 1988). Üçüncü tipte türler aynı temel habitatı paylaşırlar ancak her türün alternatif habitatlar için tercihleri farklıdır.

Apodemus türleri arasındaki rekabet ve habitat seçimi birçok çalışmada tartışılan bir konudur (örn; Hoffmeyer, 1973; Abramsky, 1981; Izhaki et al, 1993; Haim and Izhaki, 1994; Haim and Izhaki, 2000). Abramsky (1981) *Apodemus* türleri ile ilgili yaptığı çalışmada *A. mystacinus* ve *A. sylvaticus* türlerinin farklı habitat tercihine sahip oldukları için farklı habitat tiplerinde bulduklarını ve aynı kaynaklar için rekabet etmediklerini bildirmiştir. Yine benzer olarak Sgardelis and Margalis (1992) yangının kuşlar ve kemiriciler üzerindeki etkisi ile ilgili yaptığı çalışmada *A. sylvaticus* ve *A. mystacinus*'un rekabetten kaçındıklarını ve farklı habitat tercihlerine sahip olduklarını bildirmiştir. Bu çalışmada da mikrohabitat değişkenleri ile küçük memeli türleri arasındaki ilişkiye bakıldığında yukarıdaki çalışmalara benzer şekilde *A. mystacinus* ve *A. flavicollis* türlerinin farklı habitat tercihlerine sahip olduğu görülmektedir. Daha önce de belirtildiği gibi *A. mystacinus* ağaç ve tepe tohum bankasına sahip zorunlu tohum örtüşü ile negatif ilişkili, kaya örtüşü ile pozitif ilişkilidir. *A. flavicollis* ise tohum ve kısa çalı tür zenginliği ile negatif, vejetasyon yüksekliği, sürgün örtüşü, çalı örtüşü

ve tür zenginliği ile pozitif ilişkili bulunmuştur (Çizelge 4.7.). *A. mystacinus*'un kayalılığın dışında çok belirgin bir habitat tercihi olmamakla birlikte olgun *P. brutia* ormanından çok, farklı yaşlardaki süksesyonel evreleri tercih etmektedir. *A. flavicollis*'in ilişkili olduğu mikrohabitat değişkenleri nedeniyle karmaşık habitat yapısına sahip geç süksesyonel evre türü olduğu görülmektedir. Bu nedenle erken süksesyonel evrelerde çok düşük birey sayılarına sahipken, birey sayısı 16 yıl önce yanan evreden sonra artmıştır. 26 yıl önce yanan evrede geç süksesyonel evrelere özgü olarak çalı örtüşü ve tür zenginliği arttığı (Şekil 4.11.) için *A. flavicollis* sayısı daha yüksektir (Şekil 4.25.). Farklı habitat tercihlerine sahip olmalarından dolayı bu iki türün arasında rekabetin oldukça düşük olması gerekmektedir ancak 26 yıl önce yanan evrede iki türün kaynaklar için rekabet etmesi söz konusu olabilir. Churchfield (1997) benzer olarak *A. flavicollis*'in birey sayısının çalılık ve ormanlık habitatlar olan geç süksesyonel evrelerde daha fazla olduğunu belirtmiştir.

Buna karşılık *M. macedonicus*, erken süksesyonel evrelerde yüksek yoğunluklarda yakalanan bir türdür (Şekil 4.24.). Mikrohabitat değişkenleri ile ilişkilerine bakıldığında toplam bitki tür zenginliği, toplam sürgün tür zenginliği, zorunlu sürgün örtüş ve tür zenginliği değişkenleri ile negatif ilişkilidir (Çizelge 4.7.). Bu değişkenlerle olan ilişkilerinden de anlaşılacağı üzere erken evrelerde baskındır. Diğer türlere göre daha az sayıda değişkenle ilişkili olması genelleşmiş bir tür olduğuna dair bir bulgudur. Habitat tercihlerinin çakışması nedeniyle *A. mystacinus* ile rekabet halinde olduğu düşünülmektedir. *A. mystacinus*'un baskın olması nedeniyle iki tür arasındaki rekabet asimetriktir. *M. macedonicus*'un erken evrelerin dışındaki yüksek yoğunluklarda yakalandığı alanlara *A. mystacinus*'un birey sayısının azalmasına bağlı olarak girdiği düşünülmektedir (Şekil 4.21.). Boitani et al., (1985) benzer olarak *A. sylvaticus*'un çatışma tipi rekabet sonucunda *M. musculus* popülasyonunu sınırlandırdığını ve *M. musculus* popülasyon artışının *A. sylvaticus*'un popülasyon büyüklüğünün azalması ile gerçekleştiğini belirtmiştir. İki tür arasındaki bu tip ilişki yukarıda rekabetle ilgili belirtilen tercihlerden ikincisine uymaktadır. *A. mystacinus*'un iki nedenle *M. macedonicus*'a rekabette üstün olduğu düşünülmektedir. Bunlardan birincisi habitat yapısıdır. Genelde süksesyonel evrelerin çoğunun kaya örtüşü fazla bir habitat yapısına sahiptir. *A. mystacinus* türleri kayalık habitatları tercih etmektedir. İkincisi ise vücut büyüklüğünün *M. macedonicus*'tan oldukça fazla olmasıdır. Vücut büyüklüğü,

çatışma yeteneği, farklı büyüklükteki tohumları kullanma etkinliği gibi performansla ilgili birçok özellikle pozitif ilişkilidir (Mikulová and Frynta, 2001). Aynı zamanda küçük memelilerde rekabetin sonucuna katkıda bulunan en önemli faktörlerden biridir (Dickman, 1988), büyük vücut büyüklüğüne sahip türler küçük türler üzerinde rekabetsel üstünlüğe sahiptir (Dickman, 1988; Thompson and Fox, 1993).

A. flavicollis ile *M. macedonicus* türlerinin yukarıda belirtilen mikrohabitat değişkenleri ile olan ilişkilerine bakıldığında, birbirinden oldukça farklı habitat tercihlerine sahip oldukları görülür. Boitani et al. (1985) biyolojisi *A. flavicollis*'e benzer olan (Mikulová and Frynta, 2001) *A. sylvaticus* türü ile *M. musculus* türünün farklı mikrohabitat değişkenleri ile ilişkili olduğunu belirtmiştir. *M. macedonicus* erken, *A. flavicollis* ise geç süksesyonel evrelere özgü türlerdir.

5.2.2. Süksesyonel evreler

Farklı zamanlarda yanmış süksesyonel evrelerin küçük memeli komüniteleri açısından yapısı incelendiğinde bazı farklılıkların olduğu görülmektedir. Kemirici türlerinin çoğu sınırlı dolanma alanları nedeni ile buldukları habitatın kalitesinin belirlenmesinde biyo-indikatör olarak kullanılırlar (Haim and Izhaki, 1994). Bu nedenle küçük memeli komünitesinin yapısına bakılarak süksesyonel evrelerin yapısı hakkında yorum yapılabilmektedir.

Friend (1993) derleme makalesinde erken süksesyonel türlerin genelleşmiş bir diyete, yüksek üreme potansiyeline, erken eşeyssel olgunlaşma zamanına ve hızlı gelişme yeteneğine sahip olduklarını belirtir. Bu çalışmada en erken süksesyonel evre olan 3 yıl önce yanan evrede baskın olan *A. mystacinus* ve bu türle karşılaştırıldığında daha az yoğunluklarda yakalanan *M. macedonicus* bu görüşü desteklemektedir (Şekil 2.28.). Açık ve nispeten önceden tahmin edilemeyen değişken habitatları tercih eden (Boitani et al., 1985), genelleşmiş (Hearing and Fox, 1997) *Mus* türlerinin bu evrede süksesyona girmesi beklenen bir sonuçtur. *A. mystacinus* yüksek üreme potansiyeline sahiptir ve her dönem eşeyssel aktif bireyleri bulundurmaktadır. Küçük memeliler için bir dişi bireyin yılda 3'ten daha fazla yavru meydana getirmesi yüksek üreme potansiyeline sahip olduğunu gösterir (Fleming, 1979). Kasım 2005'de yapılan örneklemelerde tuzakta doğum yapan dişilerden birinin 5, diğerinin 4 yavru meydana getirdiği saptanmıştır. Bu yönden *A.*

mystacinus'un yüksek üreme potansiyeline sahip olduğu söylenebilir. *M. macedonicus*'un ise yüksek üreme potansiyeline sahip olduğu bilinmektedir (Fox, 1982).

Altı yıl önce yanan süksesyonel evreyi temsil eden 3 tekrar alanından ikisinde sadece *A. mystacinus* türü baskınken, birinde 4 küçük memeli türü yakalanmıştır (Şekil 4.29.). Düşük yoğunlukta da olsa erken ve geç süksesyonel türleri bir arada bulunduran bu tekrar alanının birçok farklı türün gereksinimini karşılayacak zengin bir habitat olduğu düşünülmektedir. Özellikle yuva için döküntü tabakasına (Harrison and Bates, 1991) ve beslenmek için zengin bir eklembecaklı komünitesine ihtiyaç duyan (Haim et al., 1997) *C. suaveolens* türünün alanda tespit edilmesi alanın hızlı bir şekilde yenilenme sürecinde iyi bir durumda olduğunu göstermektedir. Mikrohabitat değişkenleri açısından 2. tekrar alanının diğer tekrar alanlarından tek belirleyici farkı organik toprak üstü elemanlardan yaprak ve dal örtüşününün daha yüksek olmasıdır. Yaprak ve dal örtüşününün fazla olması döküntü tabakasının oluştuğuna yönelik bir bulgudur ve bu özellik *C. suaveolens*'in habitat tercihinde oldukça önemlidir.

Dokuz yıl önce yanan süksesyonel evrede toplam 4 küçük memeli türü tespit edilmiştir. Bu evreyi temsil eden tekrar alanları arasındaki varyasyon fazla değildir. Her bir tekrar alanı 3 türle temsil edilmektedir (Şekil 4.30). Hem erken hem de geç süksesyonel türleri içermesi bakımından tam bir orta süksesyonel evreyi temsil etmektedir. *A. mystacinus*'un baskınlığı özellikle ilk iki tekrar alanında fazla değildir, 3. tekrar alanında *A. mystacinus* birey sayısı 2. kış döneminde diğer türlere göre artış göstermektedir. Türlerin birey sayısı değerlerinin birbirine yakın bulunması, kaya örtüşününün üç tekrar alanında da oldukça düşük olması sonucu *A. mystacinus* birey sayısının azalmasına bağlı olarak diğer türlerin birey sayılarının artmasından kaynaklanabilir. Ayrıca yine ilk iki tekrar alanında fakültatif sürgün örtüşü yüksek bulunmuştur (Şekil 4.8.). Buhk et al. (2005), fakültatif sürgün stratejisine sahip bitkilerin varlığının ortam koşullarının elverişliliğine bağlı olabileceğini bildirmiştir. Yaz boyunca süren zorlu ortam koşulları, bitkilerin aynı anda hem depo organları oluşturma yeteneğini azaltacağından, fakültatif sürgün stratejisine sahip bitkilerin başarısını düşüreceği ifade edilmiştir.

On yıl önce yangın geçiren süksesyonel evre diğer evrelerden özellikle mikrohabitat değişkenleri açısından farklılık göstermektedir. Toplam bitki tür zenginliği değeri geç süksesyonel evrelerdekine (26 yıl önce yanmış ve uzun süredir yanmamış) benzer bir biçimde diğer süksesyonel evrelerden yüksektir (Şekil 4.1.). Toplam sürgün stratejisi örtüş değeri de geç süksesyonel evreler kadar olmasa da diğer süksesyonel evrelerden yüksek çıkmıştır (Şekil 4.3.). Toplam tohum stratejisi örtüş değeri ise bu evrede maksimumdur. *P. brutia* bireylerini içeren tepe tohum bankasına sahip zorunlu tohum stratejisi ve ağaç örtüşünün ise düşük olması *P. brutia*'nın bu evrede iyi bir şekilde yerleşemediğini göstermektedir. Zorunlu sürgün tür zenginliği geç süksesyonel evrelerin dışındaki süksesyonel evrelerden yüksek, toprak tohum bankasına sahip zorunlu tohum örtüşü ise maksimumdur (Şekil 4.6.). Zorunlu sürgün stratejisine sahip olan türler gerek yangının varlığından gerekse iklimden en az etkilenen gruptur. Yangın göz ardı edildiğinde Akdeniz havzasındaki bir iklimsel gradiyent boyunca tohum stratejisine sahip bitkilerin daha kurak ve Akdeniz iklimli alanlarda daha yüksek oranda temsil edildiği gösterilmiştir (Lloret et al., 2005). Fakültatif sürgün örtüşü ve tür zenginliği değerleri ise oldukça düşüktür (Şekil 4.8.). Toprak üstü elemanlara bakıldığında organik elemanların düşük örtüşe (Şekil 4.13.), inorganik elemanlardan toprak ve kaya örtüşünün ise yüksek olduğu görülmektedir (Şekil 4.15.). Mikrohabitat değişkenleri açısından süksesyonel evreler arasındaki benzerlik değerlerine göre 10 yıl önce yanan evre erken süksesyonel evreye daha yakın bulunmuştur. Tüm bu bulgular ışığında 10 yıl önce yanan evrenin yangından sonra yenilenmede geride kaldığını, kurak ve sıcak Akdeniz iklim tipi ile yangının etkili olduğu zorlu Akdeniz ekosistem koşullarını barındırdığını söylemek mümkündür. Bu nedenle *A. mystacinus* için oldukça uygun bir habitat özelliği taşımaktadır. Bu alan *A. mystacinus*'un yüksek birey sayılarına ulaştığı 3 evreden biridir (Şekil 4.22.).

Onaltı yıl önce yanan süksesyonel evrenin en önemli özelliği küçük memeliler açısından en yüksek tür zenginliği ve tür çeşitliliği değerlerine sahip olmasıdır (Şekil 4.18. ve 4.19.). Mikrohabitat değişkenleri bakımından toplam sürgün, zorunlu sürgün ve toprak tohum bankasına sahip zorunlu tohum örtüş ve tür zenginliği değerleri düşüktür (Şekil 4.3. ve 4.6.). Buna karşın fakültatif sürgün örtüşü ve özellikle de fakültatif tür zenginliği değerleri yüksektir (Şekil 4.8.). Ağaç örtüşünün 26 yıl önce yanan alandan daha fazla olması nedeniyle yenilenme sürecinin bu evrede daha

ileride olduğu bulunmuştur (Şekil 4.10). Bu evre 9 yıl önce yanan evre ile benzerlik göstermektedir. Her iki alanda da *A. mystacinus* baskınlığı fazla değildir, küçük memeli türlerinin birey sayıları birbirine yakındır (Şekil 4.21.). Bu iki alanın en büyük ortak özelliği fakültatif sürgün stratejisi örtüşününün yüksek olmasıdır (Şekil 4.8.). Fakültatif sürgün stratejisine sahip olan bitkilerin bulunduğu ortamların elverişliliği (Buhk et al., 2005) ile ilgili 9 yıl önce yangın geçirmiş evre için yapılan yorum bu evre için de geçerli olabilir. Onaltı yıl önce yanan süksesyonel evrenin tüm tekrar alanları içinde en yüksek tür zenginliği ve çeşitliliğine sahip olan 2. tekrar alanını diğer tekrar alanlarından ayıran bir başka özellik *Erica manipuliflora* türünün örtüşününün en yüksek oluşudur (Çizelge 4.2.). Carey (1995) fundalıkların Sciurinae altfamilyasından *Glaucomys sabrinus* ve *Tamias townsendii* türlerinin bollukları ile ilişkili olduğunu belirtmiştir. Fundalıkların besin kaynağı ve predasyondan kaçınmaları açısından büyük öneme sahip olduklarını ifade etmiştir. Sarmiento et al., (2006), yaban kedilerinin *Erica* spp. ve *Cistus ladanifer* türlerinden oluşan yoğun çalılıklardan kaçındıklarını belirtmiştir. Küçük memeli tür zenginliği ve çeşitliliğinin yüksek olması *E. manipuliflora* türünün meyvelerinin küçük memeli türleri tarafından kullanılması ve yoğun *E. manipuliflora* örtüşününün predatörleri engellemesi nedeniyle olabilir. Sonuç olarak 16 yıl önce yanmış alan küçük memeli tür zenginliği ve çeşitliliği bakımından orta süksesyonel evrelerin avantajını taşımaktadır. Ormanlık alanlarda toprak üstünde yaşayan faunanın dağılımının ve bolluğunun açıklanmasında rol oynayan en önemli habitat değişkeni habitat kompleksliğidir (Cork and Catling, 1996). Fa et al. (1992), küçük memeli populasyonlarının, habitat karmaşıklığı ve produktivite yönünden farklılıkları yansıttığını belirterek, çeşitlilik açısından daha zengin ve daha yoğun Akdeniz çalılıklarının daha zengin bir küçük memeli komünitesine sahip olduklarını belirtmiştir.

Yirmialtı yıl önce yanan süksesyonel evre 3 tür içermektedir. İçerdiği 3 tekrar alanı da aynı tür kompozisyonuna sahiptir. 2. tekrar alanında Şubat 2005 döneminde *A. mystacinus* türünün ani artışı dışında türlere ait birey sayıları tekrar alanları arasında birbirine yakındır (Şekil 4.33.). Toplam sürgün tür zenginliği değeri daha erken süksesyonel evrelerden yüksek, tohum stratejisi örtüş ve tür zenginliği değerleri düşüktür (Şekil 4.3.). Bu sonuç aynı alanda Tavşanoğlu (2008a) tarafından yapılan çalışmayla uyumluluk göstermektedir. Bu evrede sürgün örtüşü ve tür zenginliği ile

negatif ilişkili olan *M. macedonicus* türü süksesyondan çıkmış, *A. flavicollis* birey sayısı artmıştır. Önceki süksesyonal evrelere göre özellikle tekrar alanları arasındaki komünite yapısı açısından daha dengeli bir yapı sergilemektedir.

Uzun süredir yanmamış evre iki tekrar alanı ile temsil edilmiştir. Bunlardan biri 50 yıl diğeri 80 yıl önce yanmış *P. brutia* ormanlarıdır. Trabaud (2000) çam ormanlarının yangından 25 yıl sonra yenilendiklerini belirtmiştir. Ancak bu çalışmada 50 yıl ve 80 yıl önce yanan alanlar aynı süksesyonal evreyi temsil etseler de bazı temel farklılıklara sahiptir. Mikrohabitat değişkenleri açısından bu alanlar arasındaki benzerlik, süksesyonal evreleri temsil eden alanlar arasındaki benzerlikten oldukça düşüktür. Ayrıca bu iki alan ve diğer süksesyonal evreler arasındaki benzerliğin de düşük olduğu görülmüştür (Şekil 4.20.). Küçük memeli tür kompozisyonu açısından aralarındaki en büyük fark en az 50 yıldır yanmayan alanda *A. mystacinus* türünün, en az 80 yıldır yanmayan alanda ise *A. flavicollis* türünün baskın olmasıdır (Şekil 4.34.). Her iki alanda da yakalanan diğer türler aynıdır (*C. suaveolens* ve *R. rattus*). *A. flavicollis*'in en az 50 yıldır yanmamış orman alanında bulunmamasının nedeni, bu alanın taç altı örtüş değerinin oldukça az olmasından kaynaklanabilir. Olgun orman ekosistemlerinde taç altı tabakasını, *A. flavicollis*'in örtüş ve tür zenginliği değerleri ile pozitif ilişkili olduğu çalılar oluşturmaktadır.

Süksesyonal evrelerle ilgili genel bir şema çizersek, erken süksesyonal evrelerde *A. mystacinus* ve *M. macedonicus* türlerinin bir arada bulunduğu görülmektedir. Erken süksesyonal evrelerin habitat yapısı bu iki türün habitat gereksinimleriyle örtüşmektedir. Süksesyonal gradiyent boyunca ilerledikçe *A. flavicollis*'in sayısı artmakta, buna karşın *M. macedonicus*'un birey sayısı azalmaktadır. Orta süksesyonal evreler bu iki türü, 6. yılda süksesyona giren *C. suaveolens* türünü ve 16 yıl önce yanan evredeki habitat yapısını tercih eden *D. nitedula* türünü barındırması bakımından daha zengindir. Daha geç süksesyonal evrelere doğru tür kompozisyonu daha dengeli bir yapıya doğru gitmektedir. 26 yıl önce yanan evredeki habitat yapısı geç süksesyonal bir tür olan *A. flavicollis* için uygun hale gelmeye başlamıştır. Bu nedenle *A. flavicollis* ve *A. mystacinus* bir arada bulunmaktadır. Uzun süredir yanmamış evreyi temsil eden iki tekrar alanı *Apodemus-Crocidura-Rattus* tür bileşimine sahiptir. Hangi *Apodemus* türünün baskın olacağı habitatın yenilenme yaşına ve yerel özelliklerine bağlıdır.

5.2.3. Mevsimsel dalgalanma

Farklı dönemlerde yapılan küçük memeli örneklemelerinde *A. mystacinus* birey sayısında mevsimsel varyasyon tespit edilmiştir. Birey sayısının özellikle kasım ve şubat örneklemelerinde yüksek olduğu, haziran ve ağustos örneklemelerinde ise düşük olduğu belirlenmiştir. Akdeniz iklim tipine sahip alanlarda, uzun süren yaz mevsimi boyunca toprak yüzeyi şiddetli güneş ışınlarıyla karşı karşıyadır, bu dönemin sonunda bitkiler oldukça kurur (Shabtay et al., 2000). Vander Wall (1993), yağmurları takip eden nemli mevsimlerde toprağa gömülü olan tohumların daha kolay bulunabildiğini belirtmiştir. Uzun yaz kuraklıklarında tohumların su içeriğinin düşmesi (Haim et al., 1999) nedeni ile, küçük memeliler tarafından koku ile bulunmaları için gerekli eşik düzeyinin altına indikleri ve zor fark edildikleri ifade etmiştir. Haim and Izhaki (2000), Doğu Akdeniz'de yaptıkları çalışmada bu çalışmaya benzer olarak en önemli mevsimsel farkın kış ve yaz mevsimleri arasında olduğunu belirtmişlerdir. Main (1986), uzun süren yaz kuraklığında besin kalitesinin azaldığını, suyun az bulunur hale geldiğini, tuz oranının arttığını ve dehidrasyonun meydana gelebileceğini bildirmiştir. Hayvanlarla disperse oldukları için büyük, etli ya da palamut şeklinde meyvelere sahip olan zorunlu sürgün stratejisine sahip bitkilerin çoğunun meyve meydana getirme zamanlarının kış öncesine denk gelmesi (Piotto et al., 2001; Tavşanoğlu, 2008b) *A. mystacinus* birey sayısındaki artışın başka bir nedeni olarak gösterilebilmektedir. Haim and Rubal (1992), *A. mystacinus*'un su gereksiniminin yüksek olması nedeniyle nemli habitatlarda daha yüksek birey sayılarında bulunduğunu bildirmiştir. *A. mystacinus* birey sayılarının kış döneminde yüksek olması, su gereksiniminin fazla olmasından dolayı nemli kış koşullarının bu tür için habitat kalitesini arttırmamasından dolayı olabilir.

5.2.4. Küçük memeli süksesyonu için geliştirilen mekanizmalar

Fox (1982), yangının neden olduğu bazı mekanizmaların küçük memeli komünite yapısını değiştirdiğini ve tür zenginliğini etkilediğini bildirmiştir. Bu mekanizmalar;

- 1) Sık meydana gelen yangınlar komünitede bulunan tüm türlerin eşit bir şekilde bulunabileceği yeni habitatlar yaratır,
- 2) Yangınlar, yangın sonrası zamanın bir fonksiyonu olan mikrohabitatlar dizisi yaratır ve bu mikrohabitatlar farklı memeli türleri tarafından kullanılır,

- 3) Sık yangınlar geçici türlerin bulunduğu, doğal koşullarda habitatta bulunan diğer türler tarafından kullanılmayan habitatlar yaratır, bu türlerin yerini daha sonra ileriki süksesyonel evrelere özgü türler alır,
- 4) Sık yangınlar erken seral evreleri tercih eden “yangına özelleşmiş” türlerin evrimine yol açar,
- 5) Geç süksesyonel türler, süksesyonda bulunan diğer türlerle yer değiştirerek süksesyona girerler,
- 6) Erken süksesyonel türler, geç süksesyonel türlerin tercih ettiği habitat yapısını değiştirmek için bitkinin yangına bağlı süksesyonunu değiştirebilirler.

Bu mekanizmaları bu çalışmada elde edilen sonuçlara göre değerlendirirsek 1. mekanizmanın bu çalışmaya uymadığı görülmektedir. Bunun sebebi erken süksesyonel evredeki habitat yapısı yakalanan bütün türler için uygunluk göstermemektedir. *A. flavicollis*, *R. rattus*, *C. suaveolens* ve *D. nitedula* daha ileriki dönemlerde süksesyona girdiklerinden, sık yangınların oluşturduğu erken süksesyonel habitatlarda bu türlerin bulunması mümkün değildir. 2. mekanizma bu çalışmanın ana amacını açıklamaktadır. Farklı tarihlerde yangın geçirmiş habitatlar süksesyona zaman serisi oluşturmak için seçilmiş ve bu habitatların oluşturduğu gradiyente küçük memeli komünitesi sıralı değişimi gözlenmiştir. *M. macedonicus*'un erken evrelerde bulunması ve daha sonra yerinin *A. flavicollis*'e bırakması en iyi 3. mekanizma ile açıklanmaktadır. Yangın sonrası meydana gelen koşullar bu çalışmada tespit edilen bazı türler (*A. mystacinus* ve *M. macedonicus*) tarafından tercih edilmektedir. Ancak bu türler “yangına özelleşmiş” demek için daha kapsamlı çalışmalara ihtiyaç vardır.

Fox (1982), “Akdeniz ekosistemlerinde süksesyon ve süksesyon modelleri” başlıklı 2.1.3. no'lu bölümde açıklanan Connel and Slatyer (1977)'in süksesyon modellerini habitatın küçük memeliler üzerindeki kolaylaştırma (habitat kolaylaştırma), tolerans (habitat tolerans) ve engelleme (habitat engelleme) olarak yorumlamıştır ve bu mekanizmaların küçük memeli süksesyonunu tam olarak açıklayamadığını, yeni bir modele ihtiyaç olduğunu belirtmiştir. Bu modele “habitat uygunluğu” modeli adını vermiştir. Bu modele göre küçük memeli türleri yerel fiziki koşulları değiştirmemekte,

koşullar dış faktörlerle değişmektedir. Küçük memeli türleri, değişen yerel fiziksel koşullar kendi gereksinimleri ile uygunluk gösterdiğinde süksesyona girmekte, koşullar tür için en uygun aralığın dışına çıktığında süksesyondan çıkmaktadırlar. Bu çalışmada elde edilen bulgular Fox (1982)'un, habitat uygunluğu modeline uymaktadır. Yangın sonrası küçük memeli komünite değişimini belirleyen temel faktör habitat yapısıdır. Türlerin buldukları habitatın en önemli bileşeni olan vejetasyondaki değişimin küçük memeli komünitesini etkileyen temel faktör olduğu birçok çalışmada belirtilmiştir (Huntly and Inouye, 1987; Sgardeils and Margalis, 1992; Churchfield, 1997). Örtüş, tabakalılık ve vejetasyon yüksekliği küçük memeli komünitesini etkileyen vejetasyon yapısındaki değişimi ortaya koyan temel değişkenlerdir. Ancak bununla birlikte belirli bir işlev için bazı adaptasyonel özellikleri paylaşan türlerden oluşan (Pausas, 1999) fonksiyonel grupların süksesyonal evreler arasındaki farklarını saptamak da çok önemlidir. Bu grupların sahip oldukları ortak özellikler, tek başına bitki türlerinin değişiminin küçük memeli komünite yapısı üzerine etkisinden çok daha açıklayıcıdır. Habitat özellikleri ile ilgili bu çalışmada ortaya çıkan bir başka özellik döküntü tabakasının küçük memeli komünite yapısı üzerindeki etkisidir. Küçük memeliler için döküntü tabakasının niteliği ölçülmesi gereken bir karakterdir.

Doğu Akdeniz *P. brutia* ormanlarında yapılan bu çalışmada yangın sonrası küçük memeli komünitelerindeki değişim ortaya konulmuştur. Bu çalışma, Türkiye'de uzun vadede ve doğal koşullarda küçük memeli popülasyonlarının izlendiği, popülasyonlar arasındaki ilişkilerin ortaya konulduğu nadir kapsamlı çalışmalardan biridir. Çalışma kapsamında küçük memeli örneklemelerinin dışında, örnekleme yapılan alanlardaki habitat özelliklerinin kapsamlı bir şekilde incelenmesi sonucu küçük memeli türlerinin habitat tercihleri belirlenmiştir. Habitat özellikleri sadece temel vejetasyon özellikleri açısından değil küçük memeli komüniteleri açısından önem taşıdığı belirlenen bitki fonksiyonel grupları ve toprak üstü tabakası genel özellikleri açısından da değerlendirilmiştir. Sonuç olarak bu çalışma küçük memeli komünitesinin tahrip edici bir etken sonrası değişiminde, popülasyonlar arası ilişkiler ve habitat özelliklerinin komünite yapısı üzerine etkisini bir arada değerlendirmesi nedeniyle oldukça önem taşımaktadır ve bu konuyla ilgili daha sonra yapılacak olan çalışmalara rehber oluşturacak niteliktedir.

KAYNAKLAR

- Abramsky, Z., 1984, Community ecology of small mammals in Israel. *Acta Zoologica Fennica*, 172: 41-44.
- Abramsky, Z., 1981, Habitat relationships and competition in two Mediterranean *Apodemus* spp. *Oikos*, 36: 219-225.
- Aisner, R., 1999, The black rat (*Rattus rattus*) in the pine-tree habitat: population dynamics and feeding behavior. International Workshop on Mediterranean Pines, MEDPINE, February 1999, Beit Oren, Israel, p. 9.
- Akman, Y., 1999. İklim ve Biyoiklim (Biyoiklim Metodları ve Türkiye İklimleri). Kariyer Matbaacılık Ltd. Şti., Ankara.
- Anonymous, 1998. Inventory Methods for Small Mammals: Shrews, Voles, Mice & Rats, Standards for Components of British Columbia's Biodiversity No. 31. Ministry of Environment, Lands and Parks Resources Inventory Branch for the Terrestrial Ecosystems Task Force Resources Inventory Committee. http://srmwww.gov.bc.ca/risc/pubs/tebiodiv/smallmammals/#p126_1889.
- Anonymous, 2004. 2004 yılı orman yangınları ile mücadele faaliyetleri değerlendirme raporu. , Yangın Harekat Merkezi, Orman Koruma ve Yangınla Mücadele Dairesi Başkanlığı, Orman Genel Müdürlüğü, T.C. Çevre ve Orman Bakanlığı, Ankara.
- Anonymous, 2006, Mahalanobis Distance. Data mining in Matlab. <http://matlabdatamining.blogspot.com/2006/11/mahalanobis-distance.html>.
- Anonymous, 2007, 2007 yılı orman yangınları ile mücadele faaliyetleri değerlendirme raporu, Yangın Harekat Merkezi, Orman Koruma ve Yangınla Mücadele Dairesi Başkanlığı, Orman Genel Müdürlüğü, T.C. Çevre ve Orman Bakanlığı, Ankara.
- Arianoutsou, M., 2002. Ecological indicators of post-fire resilience in *Pinus halapensis* forests. Programme & Book of Abstracts International Conference 'Conservation, Regeneration and Restoration of Mediterranean Pines and their Ecosystems MEDPINE 2, 8-13 September 2002, Chania, Crete, p.6.
- Austin, M. P., 1977. Use of ordination and other multivariate descriptive methods to study succession. *Vegetatio*, 35 (3): 165-175.
- Barnett, A. and Dutton, J., 1995, Expedition field techniques small mammals, Expedition Advisory Centre, 2nd edition, Royal Geographical Society, London, 126p.
- Barret, G. W. and Peles, J. D., 1999, Small mammals ecology. A landscape perspective. *Landscape Ecology of Small Mammals*. Barret, G. W., Peles, J. D. (eds.), Springer, New York. pp.1-8.
- Blaustein, L., Kotler, B. P., Nevo, E., 1996. Rodent species diversity and microhabitat use along opposing slopes of lower Nahal Oren, Mount Carmel, Israel. *Israel Journal of Zoology*, 42: 327-333.
- Blondel, J. and Aronson, J., 1999, *Biology and wildlife of the Mediterranean Region*. Oxford University Press, Oxford, 328p.

- Boitani, L., Loy, A., Molinary, P., 1985. Temporal and spatial displacement of two sympatric rodents (*Apodemus sylvaticus* and *Mus musculus*) in a Mediterranean coastal habitat. *Oikos*, 45: 246-252.
- Boydak, M., Dirik, H., Çalıkoğlu, M., 2006, Kızılcamın (*Pinus brutia* Ten.) biyolojisi ve silvikültürü, Ogem-Vak, Lazer Ofset, Ankara, 364s.
- Braithwaite, R. W., Cockburn, A., Lee, A. K., 1978, Resource partitioning by small mammals in lowland heath communities of south-eastern Australia. *Australian Journal of Ecology*, 3 423-445.
- Brooks, R. T., Smith, H. R., Healy, W. M., 1998, Small-mammal abundance at three elevations on a mountain in central Vermont, USA: a sixteen-year record. *Forest Ecology and Management*, 110: 181-193
- Brower, J. E., Zar, J. H., von Ende, C. N., 1990. Field and laboratory methods for general ecology. Wm. C. Brown Publishers, USA, 237p.
- Buhk, C., Sánchez-Gómez, P., Hensen, I., 2005. Plant regeneration mechanisms during early post-fire succession in south-eastern Spain. *Feddes Repertorium*, 116: 392-404.
- Canova, L. and Fasola, M., 1993, Food habits and trophic relationships of small mammals in six habitats of the northern Po plain (Italy). *Mammalia*, 57 (2): 189-199.
- Carey, A. B., 1995, Sciurids in Pacific Northwest managed and old-growth forests. *Ecological Applications*, 5: 648-661.
- Catling, P. C., 1986, *Rattus lutreolus*, colonizer of heathland after fire in the absence of *Pseudomys* species? *Australian Wildlife Research*, 13: 127-139.
- Chapman, A., 1981, Habitat preference and reproduction of feral house mice, *Mus musculus*, during plague and non-plague situations in Western Australia. *Australian Wildlife Research*, 8: 567-580.
- Churchfield, S., 1997. Community structure and habitat use of small mammals in grasslands of different successional age. *Journal of Zoology*, 242, 519-530
- Cole, F. R. and Wilson, D. E., 1996, *Mammalian Diversity and Natural History. Measuring and Monitoring Biological Diversity Standard Methods for Mammals*. Wilson, D. E., Cole, F. R., Nichols, J. D., Rudran, R., Foster, M. S. (eds.), Smithsonian Institution Press, Washington and London, 409p.
- Connell, J. H. and Slatyer, R. O., 1977. Mechanisms of succession in natural community stability and organization. *The American Naturalist*, 111 (982): 1119-1144.
- Cook Jr., S. F., 1959, The effects of fire in a population of small rodents. *Ecology*, 40 (1): 102-108.
- Cork, S. J. and Catling, P. C., 1996, Modelling distributions of arboreal and ground-dwelling mammals in relation to climate, nutrients, plant chemical defences and vegetation structure in the eucalypt forests of southeastern Australia. *Forest Ecology and Management*, 85: 163-175.
- Corp, N, Gorman, M. L., Speakman, J. R., 1997, Ranging behavior and time budgets of male mice *Apodemus sylvaticus* in different habitats and seasons. *Oecologia*, 109: 242-250.

- Crowell, K. L. and Pimm, S. L., 1976, Competition and niche shifts of mice introduced onto small islands. *Oikos*, 27: 251-258.
- Davis P.H. (ed.), 1965-1985. *Flora of Turkey and the East Aegean Islands*, Volumes 1-9. Edinburgh University Press, Edinburgh.
- DeBano, L. F., Neary, D. G., Ffolliot, P. F., 1998, *Fire's effects on ecosystems*. John Wiley & Sons Inc., NY, 333p.
- Decher, J. and Bahian, L. K., 1999, Diversity and structure of terrestrial small mammal communities in different vegetation types on the Accra Plains of Ghana. *Journal of Zoology*, 247: 395-408.
- Dell, B., Hopkins, A. J. M., Lamont, B. B., 1986. Introduction. Resilience in Mediterranean-type Ecosystems. Dell, B., Hopkins, A. J. M., Lamont, B. B. (eds.), Dr. W. Junk Publishers, Dordrecht, Netherlands. pp. 1-4.
- Dickman, C. R., 1988, Body size, prey size, and community structure in insectivorous mammals. *Ecology*, 69: 569-580.
- Dickman C. R., Mahon, P. S., Masters, P., Gibson, D. F., 1999, Long-term dynamics of rodent populations in arid Australia: the influence of rainfall. *Wildlife Research*, 26: 389-403.
- Díaz, M., Santos, T., Tellería, J. L., 1999, Effects of forest fragmentation on the winter body condition and population parameters of an habitat generalist, the wood mouse *Apodemus sylvaticus*: a test of hypothesis. *Acta Oecologica*, 20 (1): 39-49.
- Djawdan, M. and Garland Jr., T., 1988, Maximal running speeds of bipedal and quadrupedal rodents. *Journal of Mammalogy*, 69 (4): 765-772.
- Dueser, R. D. and Shugart Jr., H. H., 1978. Microhabitats in a forest-floor small mammal fauna. *Ecology*, 59 (1): 89-98.
- Fa, J. E., Show, E., Santana, A., 1992, Habitat associations of small mammals in a southern Spanish fir forest. *Mammalia*, 56 (3): 478-481.
- Fitzgerald, C. S., Krausman, P. R., Morrison; M. L., 2001, Short-term impacts of prescribed fire on a rodent community in desert grasslands. *The Southwestern Naturalist*, 46 (3): 332-337.
- Fleming, T. H., 1979, Life-history strategies. *Ecology of small mammals*. Stoddart, D. M. (ed.), Chapman and Hall, London, 1-61.
- Flowerdew, J. R., Shore, R. F., Poulton, S. M. C., Sparks, T. H., 2004. Live trapping to monitor small mammals in Britain. *Mammal Review*, 34 (1): 31-50.
- Focardi, S., Capizzi, D., Monetti, D., 2000, Competition for acorns among wild boar (*Sus scrofa*) and small mammals in a Mediterranean woodland. *Journal of Zoology*, 250: 329-334.
- Foster, J. and Gaines, M. S., 1991. The effects of a successional habitat mosaic on a small mammal community. *Ecology*, 72 (4): 1358-1373.
- Fox, B. J., 1982. Fire and mammalian secondary succession in an Australian Coastal Heath. *Ecology*, 63 (5): 1332-1341.
- Fox, B. J. and Gullick, G., 1989, Interspecific competition between mice: A reciprocal field manipulation experiment. *Australian Journal of Ecology*, 14: 357-366.

- Fox, B. J. and McKay, G. M., 1981, Small-mammal recolonization of open-forest following sandmining. *Australian Journal of Ecology*, 3: 79-106.
- Fox, B. J. and Pople, A. R., 1984, Experimental confirmation of interspecific competition between native and introduced mice. *Australian Journal of Ecology*, 9: 323-334.
- Friend, G. R., 1993. Impact of fire on small vertebrates in Mallee woodlands and heathlands of temperate Australia: A review. *Biological Conservation*, 65: 99-114.
- Gagné, N., Bélanger, L., Huot, J., 1999, Comparative responses of small mammals, vegetation, and food sources to natural regeneration and conifer release treatments in boreal balsam fir stands of Quebec. *Canadian Journal of Forest Research*, 29: 1128-1140.
- Getz, L. L., 1961, The local distribution of shrews. *American Midland Naturalist*, 65: 67-88.
- Grubb, P. J., Hopkins, A. J. M., 1986. Resilience at the level of the plant community. Resilience in Mediterranean-type Ecosystems. Dell, B., Hopkins, A. J. M., Lamont, B. B. (eds.), Dr. W. Junk Publishers, Dordrecht, Netherlands, pp. 21-38.
- Haim, A. and Izhaki, I., 2000, The effect of different treatments on the community composition of small mammals in a post-fire pine forest. *Journal of Mediterranean Ecology*, 1: 249-257.
- Haim, A. and Izhaki, I., 1994, Changes in rodent community during recovery from fire: relevance to conservation. *Biodiversity and Conservation*, 3: 573-585.
- Haim, A. and Rubal, A., 1992, The coexistence of two *Apodemus* species in the Mediterranean woodlands of Israel. MEDECOS VI. Thanos, C. A. (ed.), University of Athens, Athens, pp. 127-132.
- Haim, A., Izhaki, I., Golan, A., 1996a, Rodent species diversity in pine forests recovering from fire. *Israel Journal of Zoology*, 42: 353-359.
- Haim, A., Plaut, I., Zobodat, S., 1996b, Physiological diversity within and among wood mice (*Apodemus*) species in Israel. *Israel Journal of Zoology*, 42: 347-351.
- Haim, A., Rozenfeld, A., Izhaki, I., 1997, Post-fire response of shrews (*Crocidura suaveolens*) on Mount Carmel, Israel. *Mammalia*, 61 (4): 527-536.
- Haim, A., Shabtay, A., Arad, Z., 1999. The thermoregulatory and metabolic responses to photoperiod manipulations of the Macedonian mouse (*Mus macedonicus*), a post-fire invader. *Journal of Thermal Biology*, 24: 279-286.
- Hallet, J. G., 1982, Habitat selection and the community matrix of a desert small-mammal fauna. *Ecology*, 63 (5): 1400-1410.
- Hanes, T. L., 1971, Succession after fire in the chaparral of southern California. *Ecological Monographs*, 41: 27-52.
- Happold, D. C. D. and Happold, M., 1987, Small mammals in pine plantations and natural habitats on Zomba Plateau, Malawi. *Journal of Applied Ecology*, 24: 353-367.

- Harrison, D. L. and Bates, D. J. J., 1991. The Mammals of Arabia. Harrison Zoological Museum Publication, England.
- Hearing, R. and Fox, B. J., 1997, Habitat use by sympatric populations of *Pseudomys novaehollandiae* and *Mus domesticus* in coastal heathland. Australian Journal of Ecology, 22: 69-80.
- Henriques, R. P. B., Bizerril, M. X. A., Palma, A. R. T., 2000. Changes in small mammal populations after fire in a patch of unburned cerrado in central Brazil. Mammalia, 64 (2): 173-185.
- Higgs, P. and Fox, B. J., 1993, Interspecific competition: A mechanism for rodent succession after fire in wet heathland. Australian Journal of Ecology, 18: 193-201.
- Hoffmeyer, I., 1973, Interaction and habitat selection in the mice *Apodemus flavicollis* and *A. sylvaticus*. Oikos, 24: 108-116.
- Huntly, N., Inouye, R. S., 1987, Small mammal populations of an old-field chronosequence successional patterns and associations with vegetation. Journal of Mammalogy, 68 (4): 739-745.
- Izhaki, I., Haim, A., Zohar, O., 1993, Rodent populations recovering from fire in an east Mediterranean woodland. Water Science and Technology, 27 (7-8): 539-545.
- Jensen, T. S, Nielsen, O. F., 1986, Rodents as seed dispersers in a heath-oak wood succession. Oecologia, 70: 214-221.
- Jones, C., McShea, W. J., Conroy, M. J., Kunz, T. H., 1996, Capturing mammals. Measuring and Monitoring Biological Diversity Standard Methods for Mammals. Wilson, D. E., Cole, F. R., Nichols, J. D., Rudran, R., Foster, M. S. (eds.), Smithsonian Institution Press, Washington and London, 409p.
- Kaynaş, B. Y., Tavşanoğlu, Ç., Gürkan, B., 2002, Species diversity of small mammals community in different stages of in postfire succession in Marmaris National Park, Turkey: Proceedings of the IV International Conference on Forest Fire, 18-23 November 2002, Luso, Portugal: Ed. D.X. Viegas,. MillPress, Rotterdam, Netherlands, (CD-ROM).
- Keeley, J. E., 1977, Seed production, seed populations in soil, and seedling production after fire for two congeneric pairs of sprouting and nonsprouting chaparral shrubs. Ecology, 58: 820-829.
- Kimmins, J. P., 1987. Forest Ecology. Prentice-Hall, Inc., USA.
- Krebs, C. J., 1999, Ecological Methodology. Addison-Welsey Educational Publishers Inc., Menlo Park, CA, 620p.
- Krebs, C. J., 1985, Ecology The Experimental Analysis of Distribution and Abundance. Harper-Collins Publishers Inc., Third edition, NY, 800pp.
- Kruess, A. and Tschamntke, T., 2002, Grazing intensity and the diversity of grasshoppers, butterflies, and trap-nesting bees and wasps. Conservation Biology 16: 1570-1580.
- Kryštufek, B. and Griffiths, H. I., 1999, Mediterranean v. Continental small mammal communities and the environmental degradation on the Dinaric Alps. Journal of Biogeography, 26(1): 167-177.

- Kurtonur, C., 1996, Memeliler. Türkiye omurgalılar tür listesi. Kence, A. ve Bilgin, C. (editörler), Türkiye Faunası Veritabanı Projesi (DPT/TBAG-Çev. Sek. 3), Nurol Matbaacılık, Ankara, 183p.
- Lehmann, T. and Perevolotsky, A., 1992. Small mammals in coniferous plantations and native environment in Southern Mt. Carmel, Israel. *Mammalia*, 56 (4): 575-585.
- Letnic, M., 2003, The effects of experimental patch burning and rainfall on small mammals in the Simpson Desert, Queensland. *Wildlife Research*, 30: 547-563.
- Lloret, F., Estevan, H., Vayreda, J., Terradas, J., 2005, Fire regenerative syndromes of forest woody species across fire and climatic gradients. *Oecologia*, 146: 461-468.
- Lunney, D., Cullis, B., Eby, P., 1987, Effects of logging and fire small mammals in Mumbulla state forest, near Bega, New South Wales. *Australian Journal of Wildlife Research*, 14: 163-181.
- MacArthur, R. H. and Pianka, E. R., 1966, On optimal use of a patchy environment. *The American Naturalist*, 100: 603-609.
- MacDonald, D. W. and Barret, P., 1993. *Collins Field Guide Mammals of Britain & Europe*. Harpercollins Publishers, London, 312p.
- Main, A. R., 1986, Resilience at the level of the individual animal. Resilience in Mediterranean-type Ecosystems. Dell, B., Hopkins, A. J. M., Lamont, B. B. (eds.), Dr W. Junk Publishers, Dordrecht. pp. 83-94.
- Malanson, G. P., 1987. Diversity, stability and resilience: Effects of fire regime. The role of fire in Ecological Systems. Trabaud, L. (ed.), SBP Academic Publishing, Netherlands, pp. 49-63.
- Masters, P., 1993, The effects of fire-driven succession and rainfall on small mammals in spinifex grassland at Uluru National Park, northern territory, *Wildlife Research*, 20: 803-813.
- McCarthy, M. A., Gill, A. M., Lindenmayer, D. B., 1999. Fire regimes in mountain ash forest evidence from forest age structure, extinction models and wildlife habitat. *Forest Ecology and Management*, 124: 193-203.
- Mengak, M. T. and Guynn Jr., D. C., 2002, Small mammal microhabitat use on young loblolly pine regeneration areas. *Forest Ecology and Management*, 5869: 1-9.
- Mikulová, P. and Frynta, D., 2001. Test of character displacement in urban populations of *Apodemus sylvaticus*. *Canadian Journal of Zoology*, 79: 794-801.
- Monamy, V., Fox, B. J., 2000, Small mammal succession is determined by vegetation density rather than time elapsed since disturbance. *Austral Ecology*, 25: 580-587.
- Monimeau, L., Mouillot, D., Fons, R., Prodon, R., Marchand, B., 2002, Impact of prescribed burning on the survival rates of the wood mouse (*Apodemus sylvaticus*). *Acta Oecologica*, 23 (2): 51-58.

- Montgomery, W. I. and Dowie, M., 1993, The distribution and population regulation of the wood mouse *Apodemus sylvaticus* on field boundaries of pastoral farmland. *Journal of Applied Ecology*, 30: 783-791.
- Morris, D. W., 1988, Habitat-dependent population regulation and community structure. *Evolutionary Ecology*, 2: 253-269.
- Morris, D. W., 1987, Tests of density-dependent habitat selection in a patchy environment. *Ecological Monographs*, 2: 253-269.
- Morris, D. W., Fox, B. J., Luo, J., Monamy, V., 2000, Habitat-dependent competition and the coexistence of Australian heathland rodents. *Oikos*, 91: 294-306.
- Naveh, Z., 1975, The evolutionary significance of fire in the Mediterranean region. *Vegetatio*, 29: 199-208.
- Ne'eman, G. and Izhaki, I., 1999, Ecology and Management of Mediterranean pine forests- conclusion of the international MEDPINE workshop. *Journal of Mediterranean Ecology*, 1: 133-138.
- Neyişçi, T., 1987, Kızılcım'ın doğal yayılışı. Kızılcım. Öktem, E. (ed.), *Ormancılık Araştırma Enstitüsü yayınları, Muhtelif Yayınlar Serisi: 52, El Kitabı Dizisi: 2, Ankara. s. 17-22.*
- Nowak, R. M., 1991. *Walker's Mammals of the World, Fifth edition, Volume II. The Johns Hopkins University Press, London.*
- Odum, E. P. and Barret, G. W., 2005, *Fundamentals of Ecology, Fifth Edition, Brooks/Cole, Thomson Learning Inc., Ontario, 598p.*
- Pausas, J. G., 1999, Mediterranean vegetation dynamics: modeling problems and functional types. *Plant ecology*, 140: 27-39.
- Pausas, J.G. and Vallejo, R., 1999. The role of fire in European Mediterranean ecosystems. Remote sensing of large wildfires in the European Mediterranean basin. Chuvieco, E. (ed.), Springer, Berlin, pp. 3-16.
- Pimm, S. L. and Rosenzweig, M. L., 1981, Competitors and habitat use. *Oikos*, 37: 1-6.
- Piñol, J., Terradas, J, Lloret, F., 1998, Climate warming, wildfire hazard, and wildfire occurrence on coastaleastern Spain. *Climatic change*, 38: 345-357.
- Piotto, B., Bartolini, G., Bussotti, F., García, A. A. C., Chessa, I., Ciccacese, C., Ciccacese, L., Crosti, R., Cullum, F. J., Di Noi, A., García-Fayos, P., Lambardi, M., Lisci, M., Lucci, S., Melini, S., Reinoso, J. C. M., Murrancia, S., Nieddu, G., Pacini, E., Patumi, G. P. M., García, F. P., Piccini, C., Rossetto, M., Tranne, G., Tylkowski, T., 2001, Facts sheet on the propagation of Mediterranean trees and shrubs from seed. *Seed Propagation of Mediterranean Trees and Shrubs. Piotto, B. and Di Noi, A. (eds.). pp. 11-51.*
- Prodon, R., Fons, R., Athias-Binche, F., 1987, The impact of fire on animal communities in Mediterranean Area. *The Role of Fire in Ecological Systems. Trabaud, L. (ed.), SPB Academic Publishing, The Hague, pp. 121-157.*
- Quinn, R. D., 1994. Animals and herbivory in Mediterranean-type ecosystems. *The Role of Fire in Mediterranean-Type Ecosystems, Moreno, J.M. and Oechel, W.C. (eds.), Springer-Verlag, New York, pp. 1-15.*

- Quinn, R. D., 1986, Mammalian herbivory and resilience in Mediterranean-climate ecosystems. Resilience in Mediterranean-type Ecosystems. Dell, B., Hopkins, A. J. M., Lamont, B. B. (eds.), Dr. W. Junk Publishers, Dordrecht, Netherlands, pp.113-128.
- Ritchie, C. and Sullivan, T. P., 1989. Monitoring methodology for assessing the impact of forest herbicide use on small mammal populations in British Columbia. Can. For. Serv., BC Min. For., Victoria, B. C. FRDA Rep. 081.
- Rosenzweig, M. L., 1991, Habitat selection and population interactions: the search for mechanism. *The American Naturalist*, 137: S5-S28.
- Rosenzweig, M. L., 1981, A theory of habitat selection. *Ecology*, 62: 327-335.
- Rosenzweig, M. L. and Abramsky, Z., 1986, Centrifugal community organization. *Oikos*, 46: 339-345.
- Sarmiento, P., Cruz, J., Tarroso, Fonseca, C., 2006, Space and habitat selection by female European wild cats (*Felis sylvestris sylvestris*). *Wildlife Biology in Practice*, 2 (2): 79-89.
- Scarascia-Mugnozza, G., Oswald, H., Piussi, P., Radoglou, K., 2000, Forests of the Mediterranean region: gaps in knowledge and research needs. *Forest Ecology and Management*, 132: 97-109.
- Seber, G. A. F., 2002, The estimation of animal abundance and related parameters. The Blackburn Press, second edition, New Jersey, 654p.
- Sgardelis, S. P. and Margalis, N. S., 1992, Effects of fire on birds and rodents of a phrygic (east Mediterranean) ecosystem. *Israel Journal of Zoology*, 38: 1-8.
- Shabtay, A., Haim, A., Arad, Z., 2000, Metabolic rate and thermoregulation in the Macedonian mouse *Mus macedonicus*. *Israel Journal of Zoology*, 46: 305-312.
- Simons, L. H., 1991, Rodent dynamics in relation to fire in the Sonoran Desert. *Journal of Mammalogy*, 72 (3): 518-524.
- Smith, J. K. (ed), 2000. *Wildland Fire in Ecosystems, Effects of Fire on Fauna*. United States Department of Agriculture Forest Service General Technical Report RMRS-GTR-42-volume1.
- Southwood, T. R. E., 1977. Habitat, the templet for ecological strategies? *Journal of Animal Ecology*, 46: 337-365.
- Southwood, T. R. E. and Henderson, P. A., 2000. *Ecological Methods*. Blackwell Science Ltd., 575.
- Soyumert, A., Macar, O., Gürkan, B., 2007, The use of camera traps for determining the presence of medium and large sized mammals in Marmaris, Turkey, International Conference on Environment: Survival and Sustainability, 19-24 February 2007, Near East University, Nicosia, Northern Cyprus. p.56.
- Sullivan, T. P. and Boateng, J. O., 1996, Comparison of small-mammal community responses to broadcast burning and herbicide application in cutover forest habitats. *Canadian Journal of Forest Research*, 26: 462-473.
- Sutherland, W. J., 1996. *Ecological Census Techniques*. Cambridge University Press., UK.

- Sutherland, E. F. and Dickman, C. R., 1999. Mechanisms of recovery after fire by rodents in the Australian environment, a review. *Wildlife Research*, 11: 491-499.
- Şişli, M.N., 1996. *Ekoloji*. Yeni Fersa Matbaacılık, Ankara.
- Tavşanoğlu, Ç., 2008a. Marmaris ve çevresi *Pinus brutia* (Kızılcım) ormanlarında yangın sonrası vejetasyon dinamikleri. Doktora tezi, Hacettepe Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü.
- Tavşanoğlu, Ç., 2008b, Sözlü görüşme, Hacettepe Üniversitesi, Fen Fakültesi, Biyoloji Bölümü, Beytepe 06800, Ankara, ctavsan@hacettepe.edu.tr.
- Tavşanoğlu, Ç. 2002. Marmaris Milli Parkı'nda yangın sonrası sekonder bitki süksesyonu üzerine çalışmalar. Bilim Uzmanlığı Tezi, Hacettepe Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü.
- Tew, T. E., Todd, I. A., MacDonald, D. W., 2000, Arable habitat use by wood mice (*Apodemus sylvaticus*). 2. Microhabitat. *Journal of Zoology*, 250: 305-311.
- Thompson, P. and Fox, B. J., 1993, Asymmetric competition in Australian Heathland rodents: a reciprocal removal experiment demonstrating the influence of size-class structure. *Oikos*, 67: 264-278.
- Torre, I. and Díaz, M., 2004, Small mammal abundance in Mediterranean post-fire habitats: a role of predators? *Acta Oecologica*, 25:137-143.
- Trabaud, L., 2000. Post-fire regeneration of *Pinus halepensis* forests in the West Mediterranean. *Ecology, Biogeography and Management of Pinus halepensis and Pinus brutia Forest Ecosystems in the Mediterranean Basin*. Ne'eman, G. and Trabaud, L. (eds.), Backhuys Publishers, Leiden, The Netherlands, pp. 257-268.
- Trabaud, L., 1994. Postfire plant community dynamics in the Mediterranean Basin. *The Role of Fire in Mediterranean-Type Ecosystems*. Moreno, J.M. and Oechel, W.C. (eds.), Springer-Verlag, New York, pp. 1-15.
- Trabaud, L., 1987, Fire and survival traits of plants. *The Role of Fire in Ecological Systems*. Trabaud, L. (ed.), SPB Academic Publishing, The Hague, pp. 65-89.
- Trabaud, L., Grosman, J., Walter, T., 1985, Recovery of burnt *Pinus halepensis* Mill. forests, I. Understorey and litter phytomass development after wildfire. *Forest Ecology and Management*, 12: 269-277.
- Vallejo, V.R., 1999. Post-Fire Restoration in Mediterranean Ecosystems. *Wildfire Management (Proceedings of the Advanced Study Course held in Marathon, Greece, 6-14 October 1997)*. Eftichidis, G., Balabanis, P. and Ghazi, A. (eds), Algosystems SA & European Commission DGXII, Athens, pp. 199-208.
- Vander Wall, S. B., 1993, Seed water content and the vulnerability of buried seeds to foraging rodents. *American Midland Naturalist*, 129: 272-281.
- Vilà, M. and Sardans, J., 1999, Plant competition in mediterranean-type vegetation. *Journal of Vegetation Science*, 10: 281-294.
- Vohralík, V., Frynta, D., Mikulová, P., Benda, P., Nová, P., 2002, Multivariate morphometrics of *Apodemus mystacinus* in the near east and its divergence from European *A. m. epimelas* (Mammalia: Rodentia). *Israel Journal of Zoology*, 48: 135-148.

- Westman, W. E., 1986. Resilience: concepts and measures. Resilience in Mediterranean-type Ecosystems. Dell, B., Hopkins, A. J. M., Lamont, B. B. (eds.), Dr. W. Junk Publishers, Dordrecht, Netherlands, pp.5-19.
- Whelan, R. J., 1995. The Ecology of Fire. Cambridge University Press, UK.
- Wilson, J. B., Gitay, H., Roxburgh, S. H., King, W. M., Tangney, R. S., 1992, Egler's concept of 'initial floristic composition' in succession-ecologists citing it don't agree what it means. *Oikos*, 64(3): 591-593.
- Wolff, J. O., 1999, Behavioral model systems. Landscape Ecology of Small Mammals. Barret, G. W., Peles, J. D. (eds.), Springer, NY, pp. 11-40.
- Wolton, R. J., 1985, The ranging and nesting behavior of Wood mice, *Apodemus sylvaticus* (Rodentia. Muridae), as revealed by radio-tracking. *Journal of Zoology*, 206: 203-224.
- Wolton, R. J., 1983, The activity of free-ranging wood mice *Apodemus sylvaticus*. *Journal of Animal Ecology*, 52: 781-794.
- Yunger, J. A., Meserve, P. L., Gutiérrez, J. R., 2002. Small-mammal foraging behavior: mechanisms for coexistence and implication for population dynamics. *Ecological Monographs* 72 (4): 561-577.

ÖZGEÇMİŞ

Adı Soyadı : Burçin Yenisey KAYNAŞ

Doğum Yeri : Ankara

Doğum Yılı : 1975

Medeni Hali : Evli

Eğitim ve Akademik Durumu:

Lise 1990 - 1992 Ankara Atatürk Lisesi

Lisans 1993-1997 Hacettepe Üniversitesi Biyoloji Bölümü

Yükseklisans 1998-2002 Hacettepe Üniversitesi Biyoloji Bölümü
Ekoloji Anabilim Dalı

Yabancı Dil: İngilizce

İş Tecrübesi:

1998 - 1999 Biyoloji öğretmeni (Seçkinler Özel Eğitim Kurumu)

1999 - 2008 Araştırma Görevlisi (Hacettepe Üniversitesi Biyoloji Bölümü)