

**BİR KIZILÇAM ORMANINDA YANGIN SONRASI
RESTORASYON UYGULAMALARININ ODUNSU BİTKİ
KOMÜNİTESİ ÜZERİNE ETKİLERİ**

**THE EFFECTS OF POST-FIRE RESTORATION
APPLICATIONS ON THE WOODY PLANT COMMUNITY IN
A TURKISH RED PINE FOREST**

PINAR KÜTKÜT

PROF. DR. ÇAĞATAY TAVŞANOĞLU

Tez Danışmanı

Hacettepe Üniversitesi

Lisansüstü Eğitim-Öğretim ve Sınav Yönetmeliğinin

Biyoloji Anabilim Dalı için Öngördüğü

YÜKSEK LİSANS TEZİ olarak hazırlanmıştır.

2024

ÖZET

BİR KIZILÇAM ORMANINDA YANGIN SONRASI RESTORASYON UYGULAMALARININ ODUNSU BİTKİ KOMÜNİTESİ ÜZERİNE ETKİLERİ

Pınar KÜTKÜT

Yüksek Lisans, Biyoloji Bölümü

Tez Danışmanı: Prof. Dr. Çağatay TAVŞANOĞLU

Haziran 2024, 67 sayfa

Yangın sonrası restorasyon amaçlı olarak toprak stabilizasyonu ve bitki komünitelerinin yeniden oluşturulması için kullanılabilen teraslama uygulamaları ile yapılan fidan dikimi gibi bazı yangın sonrası ormancılık uygulamaları, bitki komünitelerinin çeşitliliğini ve yapısını olumsuz yönde etkileyebilmektedir. Bu tez çalışmasında, Türkiye'nin batısındaki bir kızılçam (*Pinus brutia* Ten.) ormanında teraslamanın yangın sonrası odunsu bitki komünitelerinin yenilenmesi üzerindeki etkisini incelenmiştir. Çalışma kapsamında, incelenen yangın alanında kendi haline bırakılmış ve doğal olarak yenilenen alanlar ile düşük yoğunluklu teraslama uygulamasına maruz kalmış alanlar arasındaki çeşitlilik örüntüleri, komünite tür bileşimi, vejetasyon yapısı ve komünitelerin fonksiyonel karakterleri karşılaştırılmıştır. Arazi çalışmaları, İzmir Karabağlar ilçesinde 2019 yılında gerçekleşen ve 6800 ha kızılçam ormanını etkileyen yangın alanında gerçekleşmiştir. Dört yıl içerisinde yangın alanının bir kısmına teraslama yapılmış, bazı alanlar ise kendi haline bırakılmıştır. Çalışma alanı içerisinde sekiz tanesi teraslanmış ve sekiz tanesi kendi haline bırakılmış olan toplam 16 adet 1 ha büyüklüğünde örnekleme alanı seçilmiştir. Teraslanmış ve kendi haline bırakılmış örnekleme alanları kendi içerisinde dörder adet olmak üzere kuzey ve güney bakı olarak ayrılmıştır. Her bir örnekleme alanı içinde rastgele yerleştirilmiş dörder tane 5×5 m büyüklüğünde kuadrat ise vejetasyon örnekleme için alınmıştır. Örnekleme alanında yer alan dominant bitkilerin gövde

yaprak örnekleri toplanmış ve bitkiler üzerinde ölçümler gerçekleştirilmiştir. Bu çalışma kapsamında veri elde edilen fonksiyonel karakterler şunlardır: gövde özgül yoğunluğu, yaprak yüzey alanı, özgül yaprak alanı, yaprak kalınlığı, yaprak kuru madde içeriği, canlı yakıt nem içeriği, bitki boyu, yaprak kıvrıklığı ve dal mimarisi. Bu ölçümler, yangının bitki fizyolojisi üzerindeki etkilerini ve bitki komünitelerinin yangına uyarlanım mekanizmalarını anlamak için önemli veriler sağlamaktadır. Elde edilen bulgular, teraslama kullanılarak yapılan fidan dikmenin, kuzey yöne bakan alanlarda yangın sonrası odunsu bitki komünite yapısı üzerinde sınırlı bir etkisi olduğu bulunmuştur. Ancak teraslama uygulaması tür zenginliğini ve çeşitliliğini artırmış ve güneye bakan alanlarda tür kompozisyonu ve bitki örtüsü yapısını önemli ölçüde değiştirmiştir. Böylece teraslama, farklı yönlere sahip alanlar (kuzey ve güney) arasındaki bitki komünitesini farklılıklarını azaltmış ve homojen bir bitki komünite yapısının oluşmasına yol açmıştır. Teraslamanın bitki komüniteleri üzerinde genel olarak sınırlı bir etkisi olmasına rağmen, farklı yönlerdeki bitki komünitelerini birbirine yakınlaştırarak yangın sonrası peyzaj heterojenliğini azalttığı sonucuna varılmıştır. Bulgular, kızılçam ormanlarının yangın sonrası yönetimi açısından önemli çıkarımlar taşımakta olup, teraslama uygulamalarının ekosistem restorasyonu süreçlerinde dikkatle değerlendirilmesi gerektiğini göstermektedir.

Anahtar Kelimeler: Yangın sonrası restorasyon; kızılçam; yangın; bitki komünitesini; tür çeşitliliği

ABSTRACT

THE EFFECTS OF POST-FIRE RESTORATION APPLICATIONS ON THE WOODY PLANT COMMUNITY IN A TURKISH RED PINE FOREST

Pınar KÜTKÜT

Master of Science, Department of Biology

Supervisor: Prof. Dr. Çağatay TAVŞANOĞLU

June 2024, 67 pages

Certain post-fire forestry practices, such as terracing applications used for soil stabilization and re-establishing plant communities and seedling planting, can adversely affect the diversity and structure of plant communities. This study examined the effect of terracing on the regeneration of plant communities after a fire in a Turkish red pine (*Pinus brutia* Ten.) forest in western Türkiye. The study compares diversity patterns, community species composition, vegetation structure, and functional traits of communities between areas left to natural regeneration and areas subjected to low-density terracing within the burned area. The field studies were conducted in a burned area of 6800 hectares of red pine forest in the Karabağlar district of İzmir, which was affected by a fire in 2019. Over four years, part of the burned area was terraced, while other parts were left to natural restoration. A total of sixteen 1-hectare sampling plots were selected, with eight terraced and eight left to regenerate naturally. These plots were further divided into north and south aspects, with four plots for each aspect. In each sampling plot, four randomly placed 5×5 m quadrats were used for vegetation sampling. Stem and leaf samples of dominant plants in the sampling area were collected, and measurements were made on these plants. The functional traits data collected in this study included stem specific density, leaf area, specific leaf area, leaf thickness, leaf dry matter content, live fuel moisture content, plant height, leaf curliness, and branch architecture. These measurements provide crucial information for

understanding the effects of fire on plant physiology and the mechanisms of plant community adaptation to fire. The results indicated that terracing had a limited impact on the post-fire plant community structure in north-facing areas. However, terracing increased species richness and diversity and significantly altered species composition and vegetation structure in south-facing areas. Thus, terracing reduced the differences in plant communities between north and south-facing areas, leading to a more homogeneous plant community structure. Although terracing had a generally limited impact on plant communities, it was concluded that it reduced post-fire landscape heterogeneity by bringing plant communities in different directions closer together. The findings have significant implications for the post-fire management of Turkish pine forests and suggest that terracing practices should be carefully considered in ecosystem restoration processes.

Keywords: Post-fire restoration; Turkish red pine; fire; plant community; species diversity

TEŞEKKÜR

Lisans ve yüksek lisansım boyunca her zaman destek olan, bilgi birikimiyle yol gösteren tez danışmanım Prof. Dr. Çağatay Tavşanoğlu'na en içten teşekkürlerimi sunarım. Onun rehberliği, bilgi ve deneyimlerini benimle paylaşması, sürekli desteği olmadan bu çalışma tamamlanamazdı. Kendisinin desteği, akademik ve kişisel gelişimimde büyük rol oynamıştır.

Geçtiğimiz yazlarda maki arazilerinde gerçekleştirdiğim çalışmalar sırasında, bana neredeyse tüm arazi bilgilerimi kazandıran, kadın bir ekolog olarak sahada nasıl başarı gösterilebileceğini ilham verici bir şekilde yaşatan, tez arazimde ve tez sürecimde desteğini ve bilgilerini esirgemeyen, motivasyonum düştüğünde beni yükselten Dr. İrem Tüfekcioğlu'na sonsuz teşekkürlerimi sunarım.

Tez arazimde, verilerin sisteme aktarılmasında ve laboratuvar çalışmalarında bana yardımcı olan Prof. Dr. Çağatay Tavşanoğlu, Dr. İrem Tüfekcioğlu, Gül Akyıldız, Tuğkan Özdöl, Esra Bayşahan, Umut Hasanoğlu, Prof. Dr. Nihan Tavşanoğlu, Uygur Tavşanoğlu, Mehmet Göktuğ Öztürk, Nartjan Özden, Gülseli Kırgıl, Yağmur Toparlık, Bengisu Diri, Esra Hökkü, Pınar Tümerdirim ve Hilal Tatar'a tüm katkıları için minnettarım.

Ayrıca, bu süreçte bana sürekli destek olan ve moral veren aileme, annem Meryem Tatlı, kız kardeşim Damla Akın, eniştem İsmail Akın ve dayım Ali Arslan'a teşekkür etmek istiyorum. Onların sabrı, sevgisi ve anlayışı, bu süreçte bana güç verdi ve motivasyonumu yüksek tuttu.

Tez sürecimde bana destek olan, kendi tezinin dışında benim tezim için de çaba harcayan, tez yazma sürecinde bana kütüphanelerde ders çalışma arkadaşı olan Murat Keçeci'ye teşekkür ederim.

Evde çalıştığım süre boyunca çalışma konforunda yardımcı olan ve desteğini esirgemeyen sevgili ev arkadaşım Ceren Canlı'ya teşekkür ederim.

Birlikte çalıştığım iş arkadaşlarıma, verdikleri motivasyon, destek ve yardımları için teşekkür ederim. Onların dostluğu ve yardımları bu süreci çok daha kolay ve keyifli hale getirdi.

Bu tezin arazi çalışmaları, Doğa Koruma ve Milli Parklar Genel Müdürlüğü'nün 6332956 numaralı izni ile yürütülmüştür. Bu tez çalışması, Hacettepe Üniversitesi ile İzmir Büyükşehir Belediyesi arasında imzalanmış olan "İzmir İlinde Ekolojik Araştırmalar Yürütülmesine Yönelik Kurumlar Arası İşbirliği Protokolü" başlıklı protokol kapsamında yürütülen "İzmir İli Sınırları İçerisinde Yangına Maruz Kalmış Orman ve Makilik Alanların Ekolojik Olarak İncelenmesi ve Ekosistem Onarım Seviyelerinin Tespit Edilmesi" başlıklı proje kapsamında desteklenmiştir. Bu projenin sağladığı kaynaklar ve imkanlar, araştırmamın gerçekleştirilmesinde büyük katkı sağlamıştır.

Tezimin her aşamasında bana destek olan herkese içtenlikle teşekkür ederim.

İÇİNDEKİLER

ÖZET.....	i
ABSTRACT	iii
TEŞEKKÜR.....	v
İÇİNDEKİLER.....	vi
ŞEKİLLER	vii
TABLolar.....	x
SİMGELER VE KISALTMALAR.....	xi
1. GİRİŞ	1
2. GENEL BİLGİLER.....	2
3. MATERİYAL VE YÖNTEM.....	11
3.1. Çalışma Alanı	11
3.2. Örnekleme Alanlarının Belirlenmesi	13
3.3. Arazi Örnekleme.....	16
3.3.1. Odunsu Tür Sayımı ve Örtüş Hesaplaması	17
3.3.2. Yaprak ve Gövde Örnekleme.....	19
3.4. Fonksiyonel karakter ölçümleri.....	22
3.5. Veri Analizi	27
4. BULGULAR.....	28
4.1. Tür zenginliği, Shannon Çeşitliliği ve Evenness İndeksi.....	28
4.2. Odunsu Bitki Komünitesi Tür Bileşimi ve Yapısı	35
4.3. Fonksiyonel Karakterler	40
4.4. Komünite Seviyesinde Fonksiyonel Karakterler.....	47
5. TARTIŞMA	50
6. SONUÇ	57
7. KAYNAKÇA	59

ŞEKİLLER

Şekil 3.1 18.08.2019 tarihli Karabağlar orman yangınından görüntüler (Fotoğraflar Anadolu Ajansı ve BBC News Türkçe haber sitelerinden alınmıştır).....	12
Şekil 3.2 Çalışma alanı haritası.....	13
Şekil 3.3 Yangından sonra kendi haline bırakılan (sol sütun) ve teraslama&fidan dikimi uygulaması yapılan (sağ sütun) örnekleme alanlarından görüntüler.....	14
Şekil 3.4 Örnekleme alanları haritası.....	15
Şekil 3.5 Arazi örneklemesinde kullanılan kuadrat yöntemi.....	16
Şekil 3.6 Odunsu tür sayımı ve örtüş hesaplaması çalışmasından görüntü.....	17
Şekil 3.7 Odunsu tür sayımı ve örtüş hesaplaması çalışmasında kullanılan arazi formu.....	18
Şekil 3.8 Örnekleme alanlarında hakim bitki türlerine ait bireylerden yaprak ve gövde örneklerinin alınması.....	20
Şekil 3.9 Arazi alanından toplanan dikkatlice etiketlenip numaralandırılması ve poşetler içine yerleştirilmiş yaprak ve gövde örnekleri.....	21
Şekil 3.10 Bitki boyu fonksiyonel karakterinin arazide ölçümü.....	21
Şekil 3.11 Araziden toplanan yaprak örneklerinin aynı gün içinde (a) taze ağırlıklarının, (b) alanlarının, (c) kıvrıklarının ve (d) kalınlıklarının ölçülmesi.....	24
Şekil 3.12 Araziden toplanan yaprak örneklerinin aynı gün içinde suya doyurulmuş ağırlıklarının ölçülmesi.....	25
Şekil 3.13 Araziden toplanan gövde örneklerinin (a) 3 ayrı noktadan çaplarının ve (b) uzunluğunun ölçülmesi.....	25
Şekil 3.14 Araziden toplanan (a) yaprak ve (b) gövde örneklerinin laboratuvar ortamında ETÜV’de kurutulması ve hassas terasi yardımıyla kuru ağırlıklarının ölçülmesi.....	27
Şekil 4.1 Yangından sonra yapılan farklı ormancılık uygulamalarına göre (a) tür zenginliği, (b) Shannon çeşitliliği ve (c) Evenness indeksi karşılaştırmaları.....	31
Şekil 4.2 Yangından sonra yapılan farklı ormancılık uygulamalarına göre yapılan Shannon çeşitliliği analizinde rarefaction eğrisi sonuçları.....	32
Şekil 4.3 Hem yangından sonra yapılan farklı ormancılık uygulamaları hem de bakılara göre (a) tür zenginliği, (c) Shannon çeşitliliği ve (e) Evenness indeksi karşılaştırmaları.....	33

Şekil 4.4 Yangından sonra yapılan farklı ormancılık uygulamalarına göre yapılan Shannon çeşitliliği analizinde rarefaction curve sonuçları.....	34
Şekil 4.5 Yangından sonra yapılan farklı ormancılık uygulamalarına göre odunsu türlerin (a) birey sayısı, (b) varlık-yokluk verisi ve (c) Braun&Blanquet örtüş sınıflandırma değerleri üzerinden Metrik Olmayan Çok Boyutlu Ölçekleme (NMDS) analizleri.....	36
Şekil 4.6 Metrik Olmayan Çok Boyutlu Ölçekleme (NMDS) analizlerinde, yangından sonra yapılan farklı ormancılık uygulamalarına göre (a) birey sayısı, (b) varlık-yokluk verisi ve (c) Braun&Blanquet örtüş sınıflandırma değerleri üzerinden Shepard plot sonuçları.	37
Şekil 4.7 Hem yangından sonra yapılan farklı ormancılık uygulamaları hem de bakılara göre odunsu türlerin (a) birey sayısı, (b) varlık-yokluk verisi ve (c) Braun&Blanquet örtüş sınıflandırma değerleri üzerinden Metrik Olmayan Çok Boyutlu Ölçekleme (NMDS) analizleri.	39
Şekil 4.8 Metrik Olmayan Çok Boyutlu Ölçekleme (NMDS) analizlerinde, hem yangından sonra yapılan farklı ormancılık uygulamaları hem de bakılara göre (a) birey sayısı, (b) varlık-yokluk verisi ve (c) Braun&Blanquet örtüş sınıflandırma değerleri üzerinden Shepard plot sonuçları.	40
Şekil 4.9 Bitki boyu karakterinin (a) yangından sonra yapılan farklı ormancılık uygulamalarına, (b) hem yangından sonra yapılan farklı ormancılık uygulamaları hem de farklı bakılara göre karşılaştırma grafikleri.....	42
Şekil 4.10 Canlı yakıt nem içeriği (LFMC) karakterinin (a) yangından sonra yapılan farklı ormancılık uygulamalarına, (b) hem yangından sonra yapılan farklı ormancılık uygulamaları hem de farklı bakılara göre karşılaştırma grafikleri.	43
Şekil 4.11 Gövde özgül yoğunluğu (SSD) karakterinin (a) yangından sonra yapılan farklı ormancılık uygulamalarına, (b) hem yangından sonra yapılan farklı ormancılık uygulamaları hem de farklı bakılara göre karşılaştırma grafikleri.	44
Şekil 4.12 Özgül yaprak alanı (SLA) karakterinin (a) yangından sonra yapılan farklı ormancılık uygulamalarına, (b) hem yangından sonra yapılan farklı ormancılık uygulamaları hem de farklı bakılara göre karşılaştırma grafikleri.	44
Şekil 4.13 Yaprak alanı (LA) karakterinin (a) yangından sonra yapılan farklı ormancılık uygulamalarına, (b) hem yangından sonra yapılan farklı ormancılık uygulamaları hem de farklı bakılara göre karşılaştırma grafikleri.....	45
Şekil 4.14 Yaprak kalınlığı (Lt) karakterinin (a) yangından sonra yapılan farklı ormancılık uygulamalarına, (b) hem yangından sonra yapılan farklı ormancılık uygulamaları hem de farklı bakılara göre karşılaştırma grafikleri.....	46

Şekil 4.15 Yaprak kıvrıklığı (LC) karakterinin (a) yangından sonra yapılan farklı ormancılık uygulamalarına, (b) hem yangından sonra yapılan farklı ormancılık uygulamaları hem de farklı bakılara göre karşılaştırma grafikleri.....	46
Şekil 4.16 Yaprak kuru madde içeriği (LDMC) karakterinin (a) yangından sonra yapılan farklı ormancılık uygulamalarına, (b) hem yangından sonra yapılan farklı ormancılık uygulamaları hem de farklı bakılara göre karşılaştırma grafikleri.	47
Şekil 4.17 (a) Yangından sonra yapılan farklı ormancılık uygulamalarına göre, (b) hem yangından sonra yapılan farklı ormancılık uygulamaları hem de bakılara göre temel bileşenler analizi (PCA).....	48

TABLolar

Tablo 3.1 Örnekleme alanları lokasyonları (Doğal uygulama tipi: Yangından sonra kendi haline bırakılan; Teras uygulama tipi: Yangından sonra teraslama&fidan dikimi uygulaması yapılan).	15
Tablo 3.2 Odunsu türlerin örtüşünün hesaplanmasında kullanılan Braun&Blanquet sınıflandırması.....	18
Tablo 3.3 Çalışmada kullanılan fonksiyonel karakterler, ölçü birimleri, kısa tanımları ve ölçümü/hesaplanması.	22
Tablo 4.1 Çalışmada kaydedilen odunsu tür listesi ile farklı ormancılık uygulamaları tiplerine ve farklı bakılara göre toplam birey sayıları.	29
Tablo 4.2 Farklı ormancılık uygulamalarına göre tür zenginliği, Shannon çeşitliliği ve Evenness indeksi değerlerinin ortalama değerleri ile aradaki farkı gösteren model sonuçları.31	
Tablo 4.3 Farklı ormancılık uygulamaları ve bakılara göre tür zenginliği, Shannon çeşitliliği ve Evenness indeksi değerlerinin ortalama değerleri ile model sonuçları. $p>0.05$ değerler için aynı harfler kullanılmıştır.....	34
Tablo 4.4 Hem yangından sonra yapılan farklı ormancılık uygulamaları hem de bakılara göre (a) birey sayısı, (b) varlık-yokluk verisi ve (c) Braun&Blanquet örtüş sınıflandırma değerleri üzerinden karşılaştırmalı PERMANOVA sonuçları. $P < 0.01$ sonuçları istatistiksel açıdan anlamlı olarak değerlendirilmiştir.	40
Tablo 4.5 Fonksiyonel karakterlerin yangından sonra yapılan farklı ormancılık uygulamaları ve farklı bakılara göre ortalama \pm standart sapma değerleri.	41
Tablo 4.6 Hem yangından sonra yapılan farklı ormancılık uygulamaları hem de bakılara göre gerçekleştirilen temel bileşenler analizi (PCA) sonuçlarının Adonis karşılaştırma sonuçları. 48	
Tablo 4.7 Hem yangından sonra yapılan farklı ormancılık uygulamaları tipleri hem de bakılara göre gerçekleştirilen temel bileşenler analizi (PCA) fonksiyonel karakterlerin birinci (PC1) ve ikinci (PC2) bileşen değerleri.	50

SİMGELER VE KISALTMALAR

Simgeler

°C	:	Santigrat derece
°	:	Derece
%	:	Yüzde
cm	:	Santimetre
cm ³	:	Santimetreküp
g	:	Gram
ha	:	Hektar
m	:	Metre
mg	:	Miligram
mm	:	Milimetre
mm ²	:	Milimetrekare

Kısaltmalar

LA	:	Yaprak alanı
LC	:	Yaprak kıvrıklığı
LDMC	:	Yaprak kuru madde içeriği
LFMC	:	Canlı yakıt nem içeriği
Lt	:	Yaprak kalınlığı
PCA	:	Temel bileşenler analizi
SLA	:	Özgül yaprak alanı

1. GİRİŞ

Türkiye'nin batı ve güney kesimlerinde görülmekte olan Akdeniz iklimi, sıcak ve kurak yazları ile ılıman ve yağışlı kışlarıyla karakterize edilen bir iklim türüdür (Lionello ve ark., 2006). Yaz aylarında sıklıkla görülen yüksek sıcaklıklar ve düşük yağış miktarı, bölgedeki ekosistemler üzerinde belirgin etkiler yaratmaktadır (Akman, 1993). Akdeniz ikliminin hakim bitki komüniteleri genellikle odunlu herdem yeşil kurakçıl çalılardan oluşur ve bu bitkiler, yaprak dökmeme ve su kaybını azaltan karakterlerle yaz kuraklığına uyum sağlamışlardır (Tavşanoğlu ve Gürkan, 2004). Bu uyarlanımlar, Akdeniz Bölgesi'nin ekolojik yapısını belirleyen önemli özelliklerden biridir. Ancak, bu kurakçıl bitki toplulukları, Akdeniz Bölgesi'nde yaz kuraklığının etkisi altında kalarak yangın riskine maruz kalmaktadır. Özellikle Türkiye'nin Akdeniz ve Ege Bölgelerinde yayılış gösteren kızılçam (*Pinus brutia* Ten.) ormanları, yangınların en fazla etkilediği ekosistemler arasında yer almaktadır ve bu ormanlar, yangın sonrası kendilerini hızlıca yenileyebilme yetenekleri ile bilinmektedir (Tavşanoğlu ve Gürkan, 2004; Kavgacı ve Tavşanoğlu, 2010).

Yangınların toprak erozyonu gibi olumsuz etkileri de bulunmaktadır ve böyle durumlarda, yangınlar ekosistemlerin uzun vadeli sağlığı üzerinde önemli bir tehdit oluşturabilmektedir (Keeley ve Zedler, 2009). Bu gibi etkileri en aza indirmek için, yangın sonrası teraslama gibi restorasyon teknikleri, bazı Akdeniz ülkelerinde uygulanan önemli yöntemlerden biridir. Bu uygulamalar arasında, teraslama, dal serme, tohum ve fidan desteği gibi uygulamalar bu gibi alanlarda yapılan çalışmalardan bazılarıdır. Yangın sonrası toprak erozyonunu önlemek ve hedef bitki türlerinin dikimine destek olmak için kullanılan teraslama, aslında eski bir tarımsal tekniktir (Kemer, 2022).

Bu çalışmada, Türkiye'nin batısındaki bir kızılçam ormanında yangın sonrası teraslamanın odunsu bitki komünitelerinin çeşitliliği ve yapısı üzerindeki etkileri araştırılmıştır. Bu kapsamda, yangından sonra teraslanmış ve kendi haline bırakılmış alanlardaki bitki komünitelerinin tür zenginliği, tür çeşitliliği, vejetasyon yapısı, komünite tür bileşimi ve fonksiyonel karakterleri karşılaştırılmıştır. Bu çalışma, yangın sonrası alanlarda ormancılık uygulamalarının bitki çeşitliliğine ve fonksiyonel karakterlere etkisini inceleyen nadir çalışmalardan birisidir. Çalışmanın bulguları, kızılçam ormanlarında yürütülen yangın sonrası restorasyon uygulamalarının geliştirilmesi için bir kaynak oluşturacaktır.

2. GENEL BİLGİLER

Akdeniz bitki örtüsü, sıcak ve kurak yazlar ile ılıman ve yağışlı kışların hakim olduğu bölgelerde bulunur (Kavgacı ve ark., 2017). Bu iklimdeki yaz kuraklığının süresi ve şiddeti ekolojik açıdan çok önemlidir ve bitkiler üzerinde son derece etkilidir (Akman, 1993; Tavşanoğlu ve Gürkan, 2004). Dünyada Akdeniz iklim tiplerinin görülmekte olduğu Akdeniz Tipi Ekosistemler dünya çapında çeşitli alanları kapsar: Akdeniz Havzası, Kaliforniya, orta Şili, Güney Afrika'nın Cape Bölgesi ve güneybatı Avustralya. Türkiye'de kızılçamın (*Pinus brutia* Ten.) hakim olduğu ormanlar yangından en çok etkilenen orman ekosistemini oluşturmaktadır (Kavgacı ve Tavşanoğlu, 2010). Kızılçam, Doğu Akdeniz bölgesi için ekolojik ve ekonomik açıdan önemli bir ağaçtır. Yunanistan'ın kuzeydoğu kıyılarında ve Ege Denizi'ndeki bazı adalarda önemli bir orman türüdür (Panetsos, 1981; Spanos, 2000). Kızılçam, Doğu Akdeniz bölgesindeki yangınlardan etkilenen ekosistemlerde sıklıkla bulunmaktadır (Boydak, 2004) ve yangın sonrası yenilenme için artan fide çıkışı, yerleşim ve hayatta kalma gibi birçok uyarlanım geliştirmiştir (Thanos ve Marcou, 1991).

Biyçeşitlilik sıcak noktaları olarak kabul edilen Akdeniz tipi ekosistemler (Médail ve Quézel, 1997, 1999; Myers ve ark., 2000) dünyadaki bitki türlerinin yaklaşık %20'sini barındırır (Cowling ve ark., 1996; Rundel ve ark., 2016). Akdeniz ekosistemleri, geçiş iklimleri, değişken çevre koşulları, zengin ve benzersiz biyolojik çeşitlilik ile geniş sosyo-ekonomik koşulları nedeniyle küresel değişim araştırmaları için önemli referans alanlarıdır (Doblas-Miranda ve ark., 2015). Akdeniz Havzası da çok sayıda endemik bitkiye ev sahipliği yapar ve yüksek oranda bir endemizme sahiptir (Thompson, 2005). Akdeniz Havzası, aynı zamanda, küresel değişim için de önemli bir sıcak nokta olarak değerlendirilmektedir (Veltza ve ark., 2018).

Akdeniz ekosisteminde bulunan bitkiler yaz kuraklığına uyum sağlamak amacıyla bazı karakterler geliştirmişlerdir (Tavşanoğlu ve Gürkan, 2004). Bu karakterler arasında, su kaybını önlemek amacıyla yaprak yüzeyini küçültme, köklerine derine doğru uzatma, yapraklarının tüylü ve diken şeklinde olması ve kalınlaşmış kutikulaya sahip olma sayılabilir (Tavşanoğlu ve Gürkan, 2004). Ayrıca, bazı türlerde tohumların yangın öncesinde bitki tepe kısmında saklanması (serotinitik) gibi yangına uyarlanım stratejileri de görülmektedir (Pausas ve Vallejo, 1999; Tavşanoğlu ve Gürkan, 2004). Bu uyarlanımlar Akdeniz Havzasında sadece bazı koniferlerde, örneğin Halep çamı ve Kızılçam gibi birkaç türde bulunur (Pausas ve Vallejo, 1999).

Yangın, herhangi bir ekosistemin belirli yangın rejimine kolektif olarak katkıda bulunan, mekansal dağılım, zamansal oluşum ve yoğunlukta çeşitlilik gösteren doğal bir olgudur (Sousa 1984; Sugihara 2006). Yangınlar birçok ekosistemdeki bitki örtüsü dinamiğinin önemli bir ekolojik parçası olarak kabul edilir (Kozłowski ve Ahlgren, 1974; Pyne, 1995; Pausas ve Vallejo, 1999). Akdeniz Havzasında, binlerce yıldır yangınlar manzaraları şekillendirmede en önemli güç olarak varlığını sürdürmektedir (Naveh, 1975). Yangın, kaynak kullanılabilirliğini ve rekabetçi etkileşimleri etkileyerek bitki komünitelerinin şekillenmesinde önemli bir rol oynar (Boerner, 1982; Melgoza ve ark., 1990; Whelan, 1995; Romme ve ark., 2011). Yangınlar genellikle sıcaklıkların yüksek, hava neminin ve yakıt neminin düşük olduğu yaz aylarında yoğunlaşma eğilimindedir (Pausas ve Vallejo, 1999).

Sık yangınların milyonlarca yıldır mevcut olduğu Akdeniz tipi ekosistemler, günümüzde yangınla ilişkili birçok bitki karakterini aynı anda gözleyebildiğimiz nadir ekosistemlerdendir (Keeley ve ark., 2012). Geçmişten günümüze hem insan aktivitesinin (habitat parçalanması, yangın sıklığının artışı, ekonomik amaçlı dikim ve kesimler, vb.) hem de doğal yangın rejimlerinin etkisi altında devamlılığını sağlayabilen Kızılçam'ın farklı iklim, vejetasyon ve topografyaya sahip bölgelerde yayılış gösteriyor oluşu da türün farklı koşullara uyarlanma kapasitesini göstermesi bakımından dikkat çekmektedir (Kazancı, 2021).

Kızılçam ormanlarında yangın sonrası bitki örtüsünün toparlanması, fidelerin ortaya çıkışı ve büyümesi ile doğrudan ilişkilidir ve bu durum genellikle ağaçların yangından sonraki 5-10 yıl içinde yanan arazide hızlı bir şekilde hakimiyet kurmalarına yol açar (Spanos ve ark., 2000; Kavgacı ve ark., 2016). Gerek kızılçam ormanları, gerekse maki çalılıkları incelendiğinde, floristik bileşim içinde önemli yeri olan odunsu türlerin birçoğunun yangınlardan sonra sürgünden gençleşerek alana yeniden yerleştiği görülmektedir (Kavgacı ve Tavşanoğlu, 2010; Tavşanoğlu ve Gürkan, 2014). Örneğin, kermes meşesi (*Quercus coccifera* L.), mazı meşesi (*Quercus infectoria* Olivier), mersin (*Myrtus communis* L.), menengiç (*Pistacia terebinthus* L.) ve keçiboynuzu (*Ceratonia siliqua* L.) gibi türler yangından sonra sürgünden gençleşerek yeniden alana gelebilmektedir (Kavgacı ve Tavşanoğlu, 2010).

Yangının bitki örtüsü üzerindeki etkileri, Akdeniz ekosistemlerinin çeşitliliği ve farklı yangın rejimlerine verilen tepkiler nedeniyle karmaşıktır. Yangın sonrası yenilenme, başlangıçtaki bitki örtüsü ve yerel çevresel faktörlere bağlıdır (Pausas ve Vallejo, 1999). Yangın sonrasında, yangının neden olduğu çimlenme ve filizlenme gibi özelliklerden dolayı ilk yılda bitki tür

çeşitliliğinin yüksek olduğu bilinmektedir (Tavşanoğlu ve ark., 2002; Türkmen ve Düzenli, 2005; Kavgacı ve ark., 2010; Kavgacı ve ark., 2016; Ergan, 2017; Tüfekcioğlu ve ark., 2022).

Yangın, egzotik türlerin istilasını kolaylaştırabilir çünkü bu türler genellikle bozulmuş ortamlarda gelişirler ve yangın sonrası koşullardan faydalanırlar (D'Antonio, 2000). Yangınlar, bir türün çoğu bireyini yok etse de, tür tohumlarından hızla yeniden büyüyebilir (Pyke ve ark., 2010). Tohum kabuğu kalınlığı, embriyo canlılığı ve ölümcül sıcaklıklara göre tohum yoğunluğu gibi faktörler hayatta kalmayı etkiler (Pyke ve ark., 2010). Yangınlar, doğal ve insan kaynaklı tutuşma kaynakları, bitki örtüsü türleri, hava durumu ve topografya arasındaki karmaşık etkileşimlerden kaynaklanmaktadır (Moreira ve ark., 2011; Calviño-Cancela ve ark., 2017). Özellikle doğal alan-kentsel alan arayüzü'nde (WUI), ister kasıtlı ister kazara olsun, insan faaliyetleri orman yangınlarının başlıca nedenidir (Balch ve ark., 2017).

Yangınlar, toprak koşullarını çeşitli şekillerde etkiler (Keeley ve Zedler, 2009). Yangınlar sırasında organik maddeler ve mineraller toprağa salınarak geçici bir verimlilik artışına neden olur (Keeley ve Zedler, 2009). Ancak özellikle dik yamaçlarda, yangın sonrasında toprak erozyona karşı savunmasız hale gelir (Keeley ve Zedler, 2009). Yangının neden olduğu bitki örtüsü ve organik döküntü tabakasının kaybı, artan yüzey akışı, azalan nem seviyeleri ve mikrobiyal yeniden kolonizasyonun engellenmesi yoluyla toprak erozyonunu artırır (Neary ve ark., 1999). Bu durum, besin döngüsünü ve bitkilerin yeniden kolonileşmesini olumsuz yönde etkiler (Neary ve ark., 1999). Yangından sonra, özellikle yüksek eğimli bölgelerde, organik toprak tabakasının korunması önemlidir. Yere yayılmış kalan ölü odun, yangın sonrası orman biyokütlesinin en büyük bölümünü oluşturan önemli bir biyolojik mirastır (Franklin ve ark., 2000). Ayrışması ve bitkiler için abiyotik stresi azaltma yoluyla organik madde kaynakları sağlamada çok önemli bir rol oynar (Castro, 2021). Yangına eğilimli ekosistemlerde, birçok bitki türü, hızla büyüyen ortamlara uyum sağlamak için daha fazla dallanmış bir yapı gösterir (Pérez-Harguindeguy ve ark., 2013). Bu durum, yanabilirlik ile bitki dallanma karakteri arasında pozitif bir ilişki olduğunu göstermektedir.

Bir yangının süresi, ekosistemlere verilen yer altı hasarının boyutunu ve dolayısıyla bu ekosistemlerin iyileşme sürecini etkileyen önemli bir faktördür (Neary ve ark., 1999). Ot gibi ince yakıtlarda hızlı hareket eden yangınlar, birim alan başına yüksek enerji salımı gösterebilir ancak orman tabanına ve toprak organizmalarına daha az ısı aktarırlar (Neary ve ark., 1999). Buna karşın, orta ila ağır yakıtlarda yavaş hareket eden yangınlar, orman ve yer altı sistemleri üzerinde daha ciddi ve karmaşık etkilere neden olabilir (Neary ve ark., 1999). Bu karmaşıklık,

yangın yönetimi stratejilerinde daha incelikli bir yaklaşıma duyulan ihtiyacı vurgulamakta ve yer altı ekosistemlerinin iyileştirilmesi için gereken çabaların tasarlanması ve yürütülmesi açısından önemli zorluklar ortaya çıkarmaktadır (Neary ve ark., 1999).

Geçmişten günümüze kadar yangınların Akdeniz tipi ekosistemlerin bir parçası olması ve Akdeniz bölgesinde yaşayan bitkilerin bu yangın ortamına uyarlanmış şekilde yaşamlarını sürdürmeleri yangından sonra restorasyon çalışmalarını doğrudan etkilemektedir. Bu yüzden yangın sonrası restorasyon uygulamalarının doğal dinamiklere uygun bir şekilde sürdürülmesi önemlidir. Farklı restorasyon uygulamalarının tür çeşitliliği ve zenginliği bakımından değerlerinin ortaya konması, bitki fonksiyonel çeşitliliğinin analiz edilmesi ve iklim değişikliği ve yangına karşı direnç ve direngenliğinin değerlendirilmesi, yangına eğilimli ekosistemlerde uygulanacak restorasyon uygulamalarına yönelik doğru adımların atılması açısından önem arz etmektedir. Yangın sonrası ekosistem restorasyonunun bitki fonksiyonel karakter yapısına olan etkisi, hem çevresel hem de ekonomik açıdan önemli bir araştırma alanıdır. Özellikle Akdeniz bölgesi gibi yangına eğilimli ekosistemlerde gerçekleştirilen bu restorasyon uygulamalarının, bitki çeşitliliği, direnç ve uyarlanım kapasitesi üzerindeki etkileri henüz yeterince anlaşılmamıştır.

Ekolojik restorasyon, Uluslararası Ekolojik Restorasyon Derneği (SER) tarafından 2004 yılında ifade edildiği şekliyle, bozulmaya, hasara veya doğrudan yıkıma uğramış ekosistemlerin iyileştirilmesine yardımcı olmaya yönelik proaktif çaba olarak nitelendirilmektedir (Balensiefer ve ark., 2004). Orman çeşitliliğini eski haline getirmek, yaygın tek türle yapılan yeniden ağaçlandırma uygulamalarından önce, bozulmalara karşı dayanıklılığı artırmak için hayati öneme sahiptir (Cortina ve ark., 2004; Maestre ve Cortina, 2004). Yangın sonrası restorasyon, genellikle istilacı türlerin yayılmasını engellemeyi ve yerel ekosistemlerin hızla yeniden canlanmasını kolaylaştırmayı amaçlayan hızlı bir yönetim stratejisi olarak tanımlanır (Trauernicht ve ark., 2018).

Yangın sonrası restorasyon faaliyetlerinin bitki fonksiyonel karakter yapısına olan etkisine yönelik uluslararası çalışmalara rastlamak mümkündür. Nitekim Vallejo (2011) yangından sonra pasif ve aktif restorasyon uygulamalarını karşılaştırarak pasif restorasyonun aktif restorasyona göre daha az maliyetli olduğunu, bitkinin hayatta kalma ve büyüme oranının daha yüksek olduğunu ve daha boylu ve hızlı büyüyen bir bitki örtüsünün elde edildiğini bildirmektedir (Vallejo ve ark., 2011). Başka bir araştırmaya göre ise, alana dikim yapmak ekosistem restorasyonunu bozabilmektedir (Beghin, 2010). Yine aynı çalışmada, doğal haline

bırakılan alanlarda yenilenme daha fazla bulunmuştur ve çalışma alanında uygulanan ekim ve dikim çalışmaları sonucunda toprak sıkışması gözlemlenmiştir. Doğal alanlarda bitki bolluğu ve çeşitliliği daha fazla elde edilmiştir (Beghin, 2010). Ürker ve ark. (2018)'in ülkemizde gerçekleştirdiği bu konudaki çalışmada, yangın sonrası restorasyon uygulamalarına kızılçam ormanlarındaki bitki komünitesinin tepkisini değerlendirilmiştir. Bu çalışmanın bulguları, dolaylı restorasyon sitelerinin aktif olanlara göre daha yangına dayanıklı bir komüniteye sahip olduğunu göstermektedir (Ürker ve ark., 2018). Bulgular sonucunda, yanmış Akdeniz çam ormanlarını restore ederken dolaylı ve daha az yapay restorasyon tekniklerinin, özellikle tohumlama ve doğal rejenerasyonun, plantasyon yerine tercih edilmesi gerektiği önerilmektedir (Ürker ve ark., 2018). Tavşanoğlu ve Pausas (2022) tarafından yapılan değerlendirmede de, yangın sonrası restorasyon amaçlı olarak doğal alanlara yapılan agresif insan müdahalelerinin kızılçam ekosistemlerinde önemli zarar yol açabileceğine de dikkat çekilmiştir.

Yangın sonrası kül ve tohumların yağmurlarla yıkanıp akmaması, rüzgarla savrulmaması ve erozyon kanallarının oluşmaması için yeşil veya kuru ağaç ve çalı dalları kullanılarak teraslama ve setler yapılmaktadır (Kemer, 2022). Kurulan setler sayesinde su ile beraber akan organik maddeler toprağın beslenmesini sağlayarak bitki kompozisyonunu zenginleştireceklerdir (Kemer, 2022). Yanmış alana uygulanan iyileştirme yöntemleri aktif veya dolaylı restorasyon teknikleri olarak sınıflandırılabilir (Vallejo ve ark., 2011). İlk aktif restorasyon tekniği, kalan bitki örtüsünün sürülerek temizlendiği ve fidan dikiminin yapıldığı çam plantasyonu, ikincisi ise yanan ağaçların kozalak taşıyan dalları ve çalıların kalan kısımlarının toprağa yerleştirilip ek *Pinus brutia* tohumlarının elle serpildiği “tohumlama” yöntemidir (Ürker ve ark., 2018). Yangın sonrasında toprağın üzerinin yaprak, dal gibi organik materyalleri serme acil önemler olarak yarar sağlamaktadır (Kemer, 2022). Dolaylı restorasyon tekniği ise, herhangi bir müdahale yapılmadan alanın kendi haline bırakıldığı “doğal yenilenme”dir (Ürker ve ark., 2018). Belirlenen bazı restorasyon önerilerinin Akdeniz ikliminde yer alan orman ve çalılık ekosistemlerinde, yangından sonra ilk iki ay içerisinde uygulanabilirliği tespit edilmiştir (Tüfekcioğlu ve ark., 2022).

Toprak işleme, iklimlendirme ve teraslama gibi toprak hazırlama teknikleri, bitki büyümesini ve çeşitliliğin restorasyonunu desteklerken aynı zamanda yangın sonrası toprağın hidrolojik tepkilerini de azaltır (de Almeida ve ark., 2018; Meena ve ark., 2020; Nunes ve ark., 2018). Bununla birlikte, yangın sonrası yönetimde bu tekniklerin kullanımı, özellikle maliyetlerin yüksek olabileceği büyük ölçekli orman iyileştirmelerinde, toprak kalitesi ve hidrolojinin iyileştirilmesi açısından sınırlı faydalar sunabilir (Lopes ve ark., 2020). Yeniden ağaçlandırma

çabaları genellikle uzun süreli kuraklık, düşük organik madde içeriğine sahip sığ topraklar ve yüksek erozyon oranları gibi yangın sonrası bitki yenilenmesini engelleyen olumsuz özellikler sergiler (Morán-Ordóñez vd., 2020). Yangın sonrası erozyon riskini azaltmanın en etkili yollarından biri, çıplak toprak yüzeyini kapatarak korumaktır (Boydak ve ark., 2006; Tüfekcioğlu ve ark., 2022). Bu, malçlama veya dallarla kapatma gibi yöntemlerle gerçekleştirilebilir (Boydak ve ark., 2006; Tüfekcioğlu ve ark., 2022). Bu sayede, yağmur damlalarının toprak parçalarını daha küçük parçalara ayırmasını önleyerek toprak akışını durdurarak erozyonu önler (Boydak ve ark., 2006; Tüfekcioğlu ve ark., 2022).

Yangın sonrası bitki örtüsü restorasyonu hayati önem taşımaktadır. Ancak orman yangınlarından sonra koruma altındaki ormanların onarılmasına yönelik yaklaşım, bitki örtüsünün iyileşme oranı ve çeşitliliği de dahil olmak üzere, aktif yeniden ağaçlandırmanın mı yoksa pasif iyileştirmenin mi farklı ortamlar için uygun olduğuna bağlıdır (White ve Long, 2019; Matallana ve ark., 2022). Kendi haline bırakılan alanlar, genellikle eğimli ve kayalıklı topoğrafyaya sahip olup, iş makinelerinin çalışmasının zor olduğu yerlerdir; bu alanlarda yangından sonra hiçbir müdahale yapılmamakta ve yanık materyaller -çok büyük kütleler hariç- alandan çıkarılmamaktadır, bu durum pasif restorasyon olarak adlandırılmaktadır (Ürker, 2009). Aktif restorasyon ise ulaşımın kolay olduğu, iş makinelerinin çalışabileceği ve eğimin az olduğu alanlarda uygulanmakta, üretim amaçlı da kullanılan bu alanlarda, yanan materyaller temizlenip toprak düzleştirilerek sürülmekte ve fideler dikilmektedir; zaman zaman tohum serpilmesi ile takviye edilmektedir, ancak ölü örtünün kaldırılması organik materyal eksikliğine ve zayıf bir vejetasyon yapısına yol açmaktadır (Ürker, 2009).

Teraslama, toprak ve su varlıklarını koruma amacıyla kullanılan en eski yöntemlerden biridir. Ayrıca, nüfus yoğunluğunun fazla olduğu ve tarım alanının az olduğu bölgelerde tarım alanı elde etmek için de yaygın olarak uygulanmaktadır (Dunning, 1995). Bu yöntemde, yangın sonrasında alandaki yanmış ağaçlar kesilir ve çıkarılır, kalan odunsu kalıntılar ortadan kaldırılır (Dunning, 1995). Ancak, son zamanlarda yapılan birkaç araştırma, yanmış ağaçların kesilip kaldırılmasının olumsuz etkilerini ortaya koymuştur (Dunning, 1995). Bu işlemin, toprak erozyonuna, topraktaki besinlerin azalmasına, fide bankasına zarar vererek ve tür zenginliğini ve çeşitliliğini azaltarak bitki komünitesinin yenilenmesini engelleyebileceği gösterilmiştir (Dunning, 1995). Yangın sonrası yaygın olarak başvurulan kesim ve teraslama işlemleri (Castro ve ark., 2011), doğal iyileşme süreçlerini olumsuz etkileyebilir. Yangın sonrası yaygın olarak başvurulan kesim ve teraslama çalışmalarının nedenleri beş temel gerekçede özetlenebilmektedir (Castro ve ark., 2011). Bunlar, yanmış kütüklerden ekonomik getiri

sağlamak, gelecekte çıkabilecek yangın riskini azaltmak, gelecekteki ağaçlandırma çalışmaları için saha koşullarını iyileştirmek, böcek zararlılarının riskini azaltmak ve ağaç düşmesinden kaynaklanan kazaları önlemektir (Castro ve ark., 2011).

Yangın şiddeti, bitki tepkilerini önemli ölçüde etkileyen kritik bir faktördür. Yüksek yangın şiddeti, genellikle sürgün edenleri veya tohum bırakıcıları destekler ve hatta toprak özelliklerini ve mikrobiyal aktiviteyi etkileyebilir (Keeley, 2009; Vallejo ve ark., 2012; Pausas ve ark., 2003; Bárcenas-Moreno ve ark., 2011; Maia ve ark., 2012; González-De Vega ve ark., 2016). Yangını takiben değişen yer altı süreçleri ile yer üstü süreçleri arasındaki spesifik bağlantılar, tüm ekosisteme olumlu geri bildirimler sağlayabilir (Neary ve ark., 1999). Örneğin, bitkilerde mevcut olan toprak besin konsantrasyonundaki azalmalar ve tekrarlayan yanma nedeniyle besin döngüsü süreçlerindeki değişiklikler, toprağa verilen altlık girdilerinin kalitesini etkileyebilir (Blair, 1997; Monleon ve Cromack, 1996; Ojima ve ark., 1994). Yangın şiddetinin etkisi, ekosistemin diğer yönlerinde de farklı etkiler teşvik edebilir; bu etkiler arasında toprak verimliliği üzerinde etkili olan değişkenler de bulunur. Ayrıca, toprak kayıpları, tohum bulunabilirliği ve karbonhidratlar gibi faktörler, yangın sonrası doğal yenilenme etkiler (Certini, 2005; Mataix-Solera ve ark., 2009). PyC (pyrogenic carbon), piroliz veya yanma sırasında gaz fazında yoğunlaşan ve öncü organik bileşiklerin termokimyasal yeniden düzenlenmesinden kaynaklanan çeşitli kimyasal bileşikler içeren pirojenik kökenli bir malzemeyi ifade eder (Bird ve ark., 2015). Yerüstü ve yeraltı girdilerinde karbon/nitrojen (C:N) oranlarının genişlemesi, nitrojenin mikrobiyal immobilizasyonundaki müteakip artışlarla birleştiğinde, ekosistemler üzerinde derin ve kalıcı etkiler yaratabilir (Neary ve ark., 1999).

Direnç ve direngenlik ekosistemin müdahale olaylarına nasıl tepki verdiğiyle ilgili iki ana kavramdır (Westman, 1978; de la Riva ve ark., 2017). Direngenlik, bir ekosistemin, komünitenin veya türlerin müdahale öncesi duruma dönme kapasitesidir (Potts ve ark., 2006; Bernhardt-Römermann ve ark., 2011; de la Riva ve ark., 2017). Direnç ise müdahaleye rağmen ekosistemin değişmeden kalma kapasitesidir (Bernhardt-Römermann ve ark., 2011; Angeler ve Allen, 2016). Yangına duyarlı ekosistemler içerisinde yangın sonrası çok hızlı bir şekilde sürgünden gelebilen ve tohumdan gençleşme gösteren türler yangına karşı en yüksek direngenliği gösteren ekosistemleri oluştururlar (Lavorel ve ark., 1999; Rodrigo ve ark., 2004). Yangın sonrasında hızlı bir şekilde sürgünden gençleşebilen türlere (*resprouter*) veya etkili bir şekilde tohumdan gençleşebilen türlere (*reseeder*) sahip olan ormanlar, yangınlara karşı en yüksek direngenliği göstermektedirler (Rodrigo ve ark., 2004). Akdeniz ekosisteminde yer alan

bitkiler, yangından sonra önceki durumlarına kolaylıkla geri dönebildikleri için yangına karşı direngen ekosistemler olarak tanımlanmaktadır (Keeley, 1986; Lavorel ve ark., 1999).

Bitki fonksiyonel karakterleri, bitki türlerinin çevresel faktörlere ve ekosisteme nasıl tepki vereceğini gösterir. Benzer fonksiyonel karakterlere sahip bitkiler, yangın gibi ekolojik olaylara ve iklim değişikliği gibi ekosistemi etkileyen faktörlere benzer tepkiler verir (Garnier ve ark., 2006). Bitki fonksiyonel karakterleri üzerine yapılan çalışmalar, ekosistem dinamiklerini daha iyi anlamamıza yardımcı olur. Bu çalışmalar, ekosistem dinamiklerini ve bitkilerin iklim değişikliği ile yangın rejimlerine karşı direnç ve toparlanma kapasitelerini anlamamıza yardımcı olur.

Tür zenginliği biyolojik çeşitliliğin temel bir bileşenidir ve ekosistemlerin dayanıklılığıyla doğrudan ilişkilidir (Campbell ve ark., 2011). Yüksek tür zenginliği, ekosistemlerin çevresel değişikliklere dayanma yeteneklerini artırarak onların dayanıklılığına katkıda bulunur (Campbell ve ark., 2011). Shannon endeksi, ekolojik bir komünitedeki tür çeşitliliğini ölçmek için kullanılır (Ortiz-Burgos, 2016). Eşitlik (*evenness*), bir ekosistemdeki türlerin dengesini anlamaya yardımcı olur (Kvålseth, 2015). Daha yüksek eşitlik, türlerin daha eşit şekilde bolluğa sahip olduğunu gösterir ve bu genellikle daha büyük ekosistem kararlılığı ve dayanıklılığı ile ilişkilidir (Dimitrakopoulos, 2010).

Özgül Yaprak Alanı (SLA), yaprak alanı ve yaprak kuru ağırlığı arasındaki oranı ifade eden bir ölçümdür ve bitki fizyolojisi ile ekolojisi araştırmalarında yaygın olarak kullanılır (Garnier ve ark., 2001). SLA, yaprak alanının (cm^2) yaprak kuru ağırlığına (g) bölünmesiyle hesaplanır ve genellikle cm^2/g birimiyle ifade edilir (Garnier ve ark., 2001). Yaprak kuru madde içeriğinin (LDMC) ve yaprak kalınlığının (LT) bir fonksiyonudur (Pérez-Harguindeguy ve ark., 2016). Düşük SLA'ya sahip bitkiler, yaprak başına daha fazla kuru madde yatırımı yapar ve genellikle daha yavaş büyürler, ancak yaprakları uzun ömürlüdür (Wright ve Westoby, 2000; Shipley et al., 2005). Yüksek SLA'ya sahip bitkiler ise daha az kuru madde yatırarak hızlı büyürler, fakat yaprakları kısa ömürlüdür (Wright ve Westoby, 2000; Shipley et al., 2005). Yaprak dökmeyen bitkiler, özellikle kuru ve besin yönünden fakir bölgelerde, koşullar yaprak üretimi için uygun olmadığında düşük SLA'ya sahip olabilirler (Fonseca et al., 2000; Ordonez et al., 2009). Yaprak kuru madde içeriği (Leaf Dry Matter Content, LDMC), yaprağın kuru ağırlığının taze ağırlığına oranını ifade eden bir ölçümdür (Garnier ve ark., 2001). Genellikle mg/g birimiyle ifade edilir (Garnier ve ark., 2001) ve SLA ile ters orantılı olma eğilimindedir (Pérez-Harguindeguy ve ark., 2016). LDMC, yaprak suyu ve yamıcılık ilişkilerinin belirli yönleriyle

bağlantılıdır (Pérez-Harguindeguy ve ark., 2016). Yüksek LDMC değerleri, daha dayanıklı ve uzun ömürlü yapraklarla ilişkilendirilirken, düşük LDMC değerleri daha hızlı büyüyen ve kısa ömürlü yapraklarla ilişkilidir (Garnier ve ark., 2001).

Gövde özgül yoğunluk, bir bitkinin ana gövde bölümünün kurutulmuş kütlesinin (70°C'de 72 saat boyunca) aynı bölümün taze haliyle hacmine bölünmesiyle elde edilen bir değerdir (Pérez-Harguindeguy ve ark., 2016). Bu ölçüm mg mm^{-3} olarak ifade edilir ve bitkinin yapısal dayanıklılığını ve uzun ömürlülüğünü sağlar (Cornelissen ve ark., 2003). Ortalama çap kullanılarak gövdenin kesit alanı hesaplanır; bu işlem için alan formülü olarak $3.14 * ((\text{ortalama çap} / 2)^2)$ kullanılır (Pérez-Harguindeguy ve ark., 2016). Yüksek SSD, bitkinin fiziksel hasara, patojenlere ve otçullara karşı güçlü bir savunma sunarken, düşük SSD daha hızlı büyümeyi teşvik eder (Garnier ve ark., 2001). Bitki yüksekliği, bir bitkinin en yüksek fotosentetik dokusundan zemin seviyesine kadar olan en kısa mesafedir ve metre cinsinden ölçülür (Cornelissen ve ark., 2003). Büyüme şekli, potansiyel ömrü, bitki verimliliği ve türün iki rahatsızlık (yangın, fırtına, otlatma vb.) arasında üreme büyüklüğüne ulaşip ulaşamayacağı bununla ilgilidir (Pérez-Harguindeguy ve ark., 2016). Ayrıca, bitki yüksekliği çevresel streslere karşı tolerans veya kaçınma arasında önemli bir denge sağlar (Cornelissen ve ark., 2003). Yüksek boylu bitkiler, yangının yeşil kısımlara ulaşmasını engelleyerek avantaj sağlayabilir (Cornelissen ve ark., 2003). Bitki büyüklüğü metabolik hız ve maksimum popülasyon yoğunluğu ile ilişkilidir (Enquist ve ark., 1998). Yaprak alanı, yapraklardan ısı ve kütle transferi oranlarının, hafif besinlerin ve bitki-toprak-su ilişkilerinin belirlenmesi için yaprak alanının ölçülmesi gereklidir (Mohsenin, 1980). Bir yaprak bir tarayıcı kullanılarak taze olarak ölçülmelidir (Garnier ve ark., 2001). Çalışmaya bağlı olarak yaprak eksenini veya yaprak sapı dahil edilebilir (Pérez-Harguindeguy ve ark., 2016). Dar yapraklar veya dar loblu bölünmüş yapraklar, geniş yapraklardan daha etkili bir şekilde ısı kaybına yol açarak, sıcak ve güneşe maruz kalan ortamlarda adaptif bir özelliktir (Cornelissen ve ark., 2003).

Canlı yakıt nem içeriği (LFMC) ve yaprağın tutuşması, yangın davranışını anlamada çok önemli faktörlerdir (Bianchi ve Defosse, 2015). Bu terim, bitki dokularındaki su içeriğini temsil eder (Bianchi ve Defosse, 2015). Yaprak kalınlığı, yaprakların fiziksel dayanıklılığını belirlemede de önemli bir rol oynar (Pérez-Harguindeguy ve ark., 2016). Fotosentetik faydaları, solunum ve terleme karbon maliyetlerine karşı dengeleyen optimizasyon teorisi, daha güneşli, kurak ve verimsiz habitatlarda, ayrıca daha uzun ömürlü yapraklarda yaprak kalınlığının daha yüksek olması gerektiğini öngörür (Pérez-Harguindeguy ve ark., 2016). Yaprak kıvrıklığı, düz

bir zemine yerleştirildiğinde yaprağın maksimum mutlak yükseklik değeridir (Burton vd., 2020). Daha büyük ve daha kıvrımlı yapraklar, yaprak tabakasındaki hava oranını artırarak daha kolay tutuşabilme özelliği sağlamaktadır (Aktepe, 2021).

Bu tez çalışmasının amacı, Türkiye'nin batısındaki bir kızılçam (*Pinus brutia* Ten.) ormanında yangın sonrası teraslama uygulamasının, kızılçam ormanlarında yangın sonrasındaki odunsu bitki komüniteleri üzerindeki etkisinin tür zenginliği, tür çeşitliliği, vejetasyon yapısı ve komünite tür bileşimi bakımından araştırılmasıdır. Çalışmada, teraslanmış alanlar, kendi haline bırakılmış alanlar ve farklı bakılar arasındaki benzerlik ve farklılıkların ortaya konulması hedeflenmiştir. Araştırmanın bulguları, yangın sonrası ormancılık uygulamaları ve ekosistem restorasyonu süreçleri için önemli çıkarımlar sunarak ormancılık politikalarının geliştirilmesine katkı sağlayacaktır.

3. MATERİYAL VE YÖNTEM

3.1. Çalışma Alanı

Çalışma, Türkiye'de İzmir İli sınırları içinde İzmir Körfezi'nin güneyinde yer alan Karabağlar ilçesinde yürütülmüştür. İlçenin kuzeyinde Konak, Balçova ve Narlıdere, doğusunda Buca ve Gaziemir, batısında Güzelbahçe ve güneyinde ise Menderes ilçeleri bulunmaktadır (Karabağlar Belediyesi Etüd Proje Müdürlüğü, 2021). Karabağlar ilçesi Akdeniz tipi ekosistemine sahip olup genel olarak kızılçam ve maki vejetasyonu ile kaplıdır (Özkan ve ark., 2017). Karabağlar'da eğim genellikle %10 ile %20 arasında değişip %30'u aşan eğimler daha çok güneydoğu kesiminde bulunmaktadır (Özkan ve ark., 2017).

18.08.2019 tarihinde Karabağlar ilçesinde başlayan orman yangını hızlı bir şekilde Seferihisar ile Menderes ilçelerine de yayılmış, iki gün süren söndürme çalışmaları sonucunda 20.08.2019 tarihinde tamamen kontrol altına alınmıştır (BBC News Türkçe, 2019, Şekil 3.1). Karabağlar yangını nedeniyle 6.800 hektarlık alan zarar görmüş olup (EFFIS, 2022), bu alanın büyük bir çoğunluğunu kızılçam vejetasyonu oluşturmaktadır. Nitekim tezin çalışma alanı da bu yangından zarar gören kızılçam ormanı sınırları içinden seçilmiştir (Şekil 3.2).



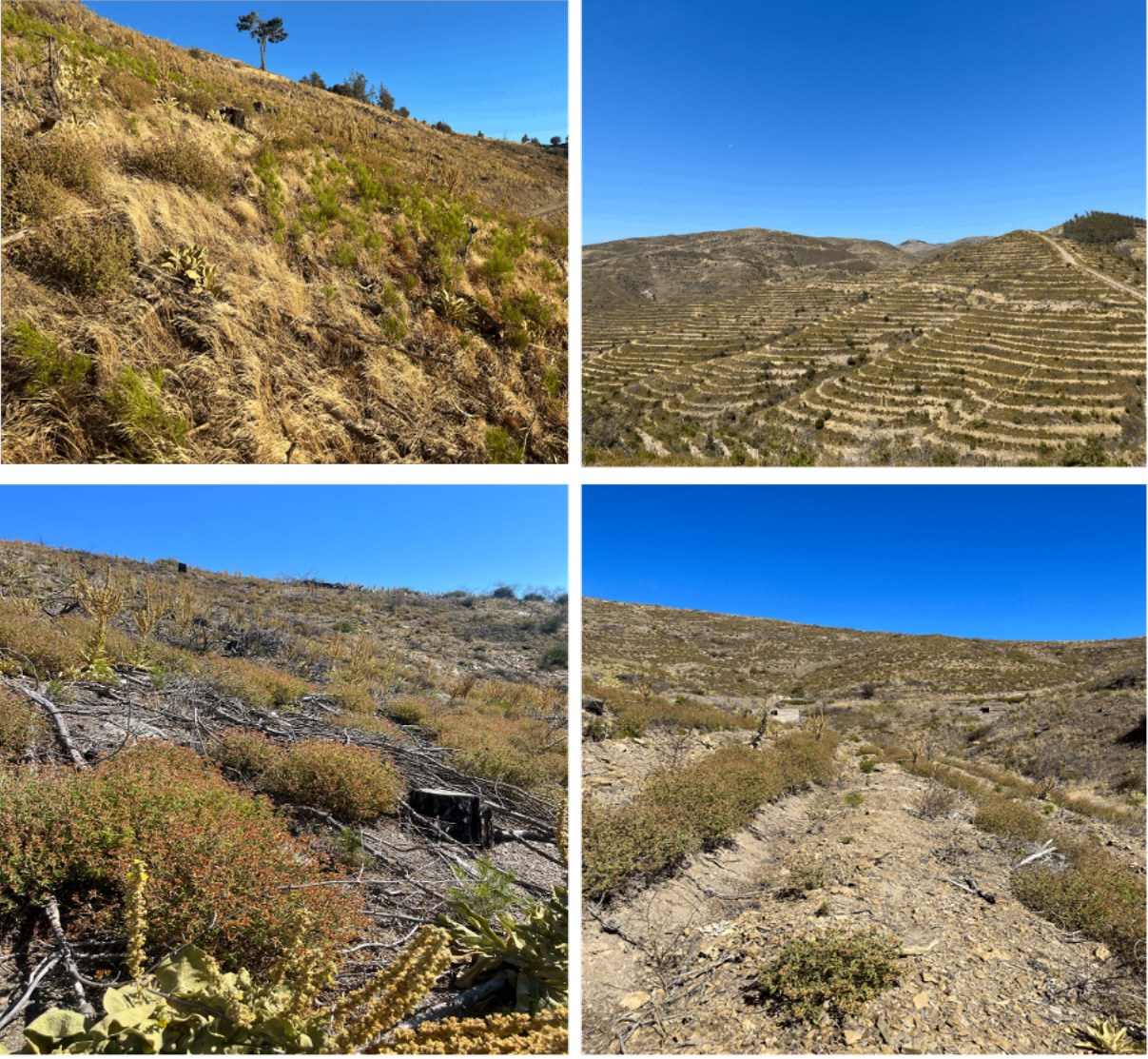
Şekil 3.1 18.08.2019 tarihli Karabağlar orman yangınından görüntüler (Fotoğraflar Anadolu Ajansı ve BBC News Türkçe haber sitelerinden alınmıştır).



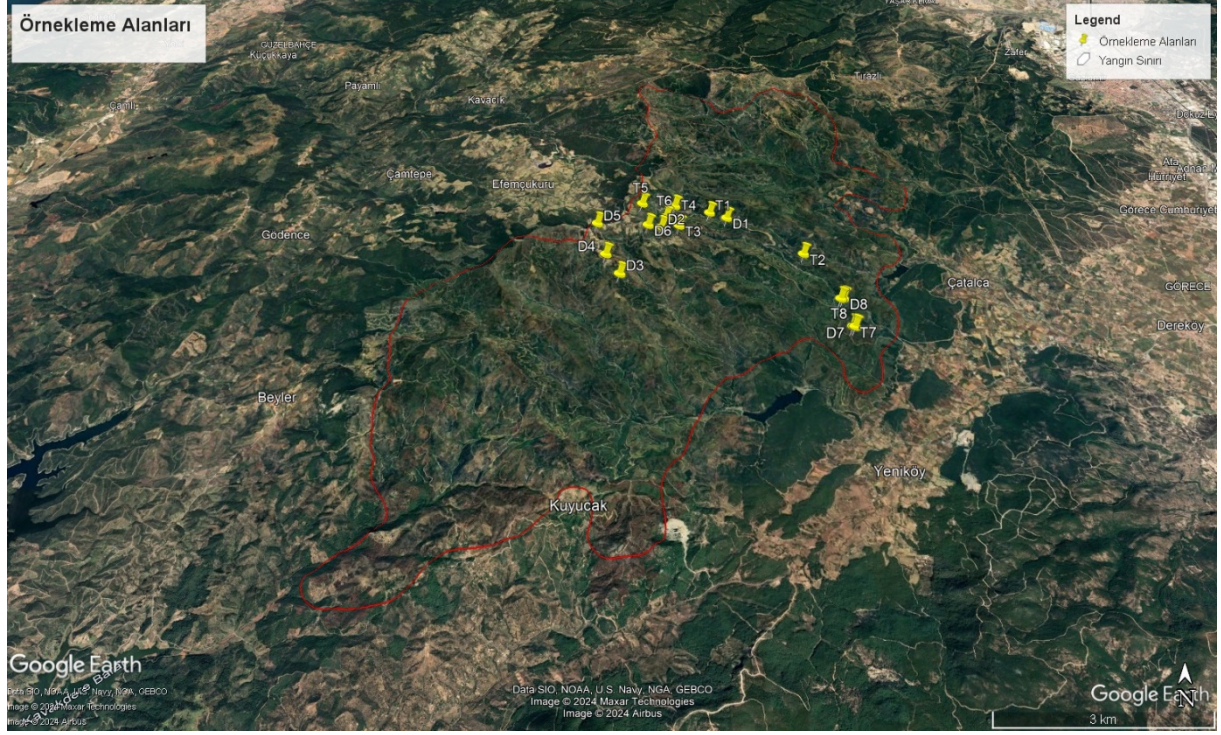
Şekil 3.2 Çalışma alanı haritası.

3.2. Örnekleme Alanlarının Belirlenmesi

Çalışma alanı olan Karabağlar yangın alanı içinde, 1 hektar büyüklüğünde olmak üzere toplam 16 adet örnekleme alanı belirlenmiştir. Örnekleme alanları seçilirken, hem yangından sonra herhangi bir ormancılık uygulaması yapıp yapılmaması hem de farklı bakılara sahip olması kriterleri göz önünde bulundurulmuştur. Böylelikle 4'ü kuzey ve 4'ü güneye bakan toplam 8 adet yangından sonra kendi haline bırakılan ile yine 4'ü kuzey ve 4'ü güneye bakan toplam 8 adet yangından sonra teraslama&fidan dikimi uygulaması yapılan örnekleme alanlarının seçilmesi kararlaştırılmıştır. Bu kapsamda öncelikle ArcGIS programı yardımıyla yangın alanı sınırı çizilmiş ve Google Earth Pro üzerinden yangından sonra herhangi bir uygulama yapıp yapılmadığı tespit edilmeye çalışılmıştır. Potansiyel örnekleme alanları harita üzerinden belirlenmiş, gerçekleştirilen arazi çalışması sırasında da netleştirilmiştir (Şekil 3.3., Şekil 3.4. ve Tablo 3.1).



Şekil 3.3 Yangından sonra kendi haline bırakılan (sol sütun) ve teraslama&fidan dikimi uygulaması yapılan (sağ sütun) örnekleme alanlarından görüntüler.



Şekil 3.4 Örneklem alanları haritası.

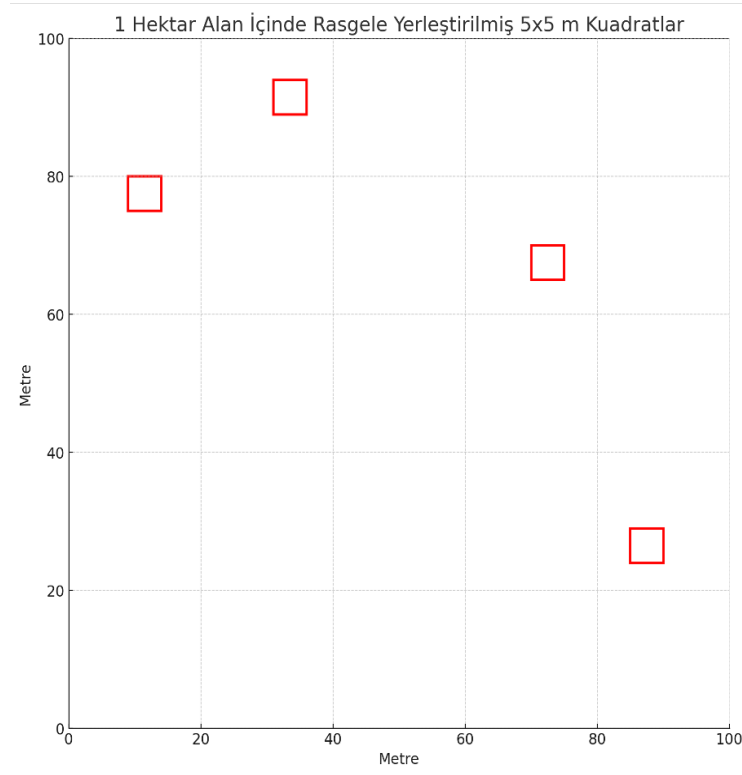
Tablo 3.1 Örneklem alanları lokasyonları (Doğal uygulama tipi: Yangından sonra kendi haline bırakılan; Teras uygulama tipi: Yangından sonra teraslama&fidan dikimi uygulaması yapılan).

Alan Kodu	Uygulama Tipi	Bakı	Koordinatlar	
			Latitude	Longitude
D1	Doğal	Kuzey	38.268649	27.016365
D2	Doğal	Güney	38.264315	27.001444
D3	Doğal	Kuzey	38.252547	26.992144
D4	Doğal	Güney	38.256847	26.989183
D5	Doğal	Kuzey	38.264053	26.987331
D6	Doğal	Güney	38.264458	26.998497
D7	Doğal	Güney	38.242958	27.040497
D8	Doğal	Kuzey	38.249821	27.039414
T1	Teras	Kuzey	38.270140	27.012617
T2	Teras	Kuzey	38.260729	27.032685
T3	Teras	Kuzey	38.265228	27.005402
T4	Teras	Kuzey	38.271522	27.004843
T5	Teras	Güney	38.270149	26.997349

T6	Teras	Güney	38.266853	27.002544
T7	Teras	Güney	38.242996	27.040064
T8	Teras	Güney	38.249710	27.038881

3.3. Arazi Örnekleme

Arazi çalışmaları 9-21 Temmuz 2022 tarihleri arasında yürütülerek 13 günde tamamlanmıştır. Arazi örnekleme, belirlenen her bir 16 adet örnekleme alanına rastgele yerleştirilmiş 4'er adet 5x5 metre büyüklüğünde kuadrat içinde gerçekleştirilmiştir (Şekil 3.5). Başka bir deyişle, toplam 64 adet kuadratta arazi çalışması yürütülmüştür. Örnekleme noktaları arasındaki etkileşimin en aza indirilmesini ve her bir alanın temsil ettiği ekosistem özelliklerinin doğru bir şekilde yansıtılmasını sağlamak için kuadratlar arası mesafelerin uzak olmasına dikkat edilmiştir. Arazide temel olarak 2 farklı örnekleme yapılmıştır: 1) Odunsu bitki bireylerinin sayımı ve örtüş dereceleri (Bakınız 3.3.1.), 2) Hakim türlere dair yaprak ve gövde örneklerinin alınması (Bakınız 3.3.2.).



Şekil 3.5 Arazi örneklemesinde kullanılan kuadrat yöntemi.

3.3.1. Odunsu Tür Sayımı ve Örtüş Hesaplaması

Örnekleme alanları içindeki kuadratlar belirlendikten sonra kuadratin orta noktasının koordinat bilgisinin alınmasıyla birlikte, örnekleme alan ve kuadrat kodu, rakım bilgisi, alanın yangından sonra kendi haline mi bırakıldığı veya teraslama&dikim uygulaması mı yapıldığı gibi bilgiler toplanmıştır. Ayrıca her bir kuadratta alanı betimleyecek kalitede fotoğraflar çekilmiştir (Şekil 3.6).



Şekil 3.6 Odunsu tür sayımı ve örtüş hesaplaması çalışmasından görüntü.

Her bir kuadratta bulunan odunsu türler öncelikle arazi koşullarında teşhis edilmeye çalışılmış, türü tespit edilemeyen türlerin bitki örnekleri uygun bir şekilde alınarak teşhis için Ege Üniversitesi Botanik Bahçesi Herbarium Araştırma ve Uygulama Merkezi'ne gönderilmiştir. Çalışmada teşhis edilemeyen hiçbir odunsu bitki türü kalmamıştır. Her bir odunsu tür hem tek tek sayılmış hem de Braun&Blanquet sınıflandırmasına (Tablo 3.2) göre örtüş dereceleri belirlenmiştir. Bununla birlikte, kaydedilen türlerin doğal yolla mı yoksa dikim yoluyla mı alana geldikleri de tespit edilerek ayrıca kaydedilmiştir. Bütün bu bilgiler Şekil 3.7'de verilen arazi çalışması formuna işlenmiştir.

PIVAR KÜTKÜT YÜKSEK LİSANS TEZİ ARAZİ ÇALIŞMASI FORMU

Formu <u>dolduran</u>		Tarih		Saat	
Örnekleme Alan No		Kuadrat No		Rakım (m)	
Kuadrat <u>Orta</u> Nokta Koordinat					
Örnekleme Alan Özel.				Foto No	

Tür adı	Tür birey sayısı		Örtüş
	Doğal	<u>Dikim</u>	

Şekil 3.7 Odunsu tür sayımı ve örtüş hesaplaması çalışmasında kullanılan arazi formu.

Tablo 3.2 Odunsu türlerin örtüşünün hesaplanmasında kullanılan Braun&Blanquet sınıflandırması

B&B Sınıflandırması	B&B Yüzde Aralığı	B&B Yüzde Ortalaması
+	%1'den az	0.5
1	%1-5	3
2	%6-25	16
3	%26-50	38
4	%51-75	63
5	%76-100	88

3.3.2. Yaprak ve Gövde Örneklemeleri

Örnekleme alanlarında hakim bitki türlerine ait fonksiyonel karakter özelliklerinin ortaya konması için, bu bitki türlerine ait bireylerden yaprak ve gövde örnekleri toplanmıştır. Çalışma kapsamında, toplam olarak, 23 türe ait 335 bireyden 10'ar yaprak ve 1'er gövde örneği alınmış olup, karakter ölçümleri 3.350 yaprak ve 335 gövde örneğinde yapılmıştır. Öncelikle, örnekleme yapılacak türleri belirlemek için, örnekleme alanlarında hakim olan bitki türleri tespit edilmiştir. Mümkün olduğunca her örnekleme alanında bu hakim türler bulunmaya çalışılmış ve bu türlere ait bireylerden örnekleme alanı başına 3'er tane olacak şekilde hem yaprak hem de gövde örnekleri alınmıştır. Yaprak ve gövde örneklemeleri için, örnek alınacak bitki bireylerinin sağlıklı olmasına (böcek veya başka bir sebeple zarar görmemiş olması), gölge altında yetişmiş olmamasına ve birbirlerinden belirli bir mesafede olmalarına dikkat edilmiştir (Garnier ve ark., 2001). Bu dikkatli örnek toplama yöntemleri sayesinde elde edilen verilerin güvenilirliğini artırarak, bitki özelliklerinin doğru bir şekilde belirlenmesine katkı sağlamıştır.

Yaprak örnekleri alınırken, olgun yaprakların seçilmesine, yeni ortaya çıkan yapraklardan kaçınılmasına ve yapraklarda yırtık, görünür böcek yumurtası veya sarı renk değişikliği olmamasının sağlanmasına dikkat edilerek her bireyden 10'ar tane alınmıştır (Şekil 3.8, Cornelissen ve ark., 2003). Gövde örnekleri ise, her bir bireyden yaklaşık 10 cm uzunluğunda ve yerden 10 ila 40 cm yükseklikte, testere ve budama makası yardımıyla kullanılarak alınmış olup gövdenin kalın olması nedeniyle tabandan örnek alınmasının zor olduğu durumlarda gövde örneğin yan dallardan alınmıştır (Şekil 3.8, Perez ve ark., 2016).



Şekil 3.8 Örnekleme alanlarında hakim bitki türlerine ait bireylerden yaprak ve gövde örneklerinin alınması.

Yaprak ve gövde örnekleri toplandıktan hemen sonra, önce çay poşetlerine konulmuş ve ilgili ölçümler yapılana kadar nemli kalması için birkaç damla su ile hafifçe ıslatılmıştır. Bunu takiben hava geçirmeyen bir plastik poşete konularak poşet içine CO₂ eklemek üzere içine üflenmiştir. (Şekil 3.9, Perez ve ark., 2016). Her bir örnek poşetinin üzerine örnek kodu yazılmış, aynı kod arazi çalışmasında kullanılan form üzerine de işlenmiştir. Örnekler ilgili ölçümler yapılana kadar, önceden buzlukta bekletilen buz akülerinin bulunduğu çantada saklanmıştır (Cornelissen ve ark., 2003). Son olarak, bitki boyu fonksiyonel karakter özelliği için bitki bireyinin yerden en üstteki dalın bittiği noktaya kadar olan mesafesi şeritmetre yardımıyla ölçülmüş ve santimetre olarak kaydedilmiştir (Şekil 3.10).



Şekil 3.9 Arazi alanından toplanan dikkatlice etiketlenip numaralandırılması ve poşetler içine yerleştirilmiş yaprak ve gövde örnekleri



Şekil 3.10 Bitki boyu fonksiyonel karakterinin arazide ölçümü.

3.4. Fonksiyonel karakter ölçümleri

Çalışma kapsamında özgül yaprak alanı (SLA), yaprak kuru madde miktarı (LDMC), yaprak kıvrıklığı (LC), yaprak kalınlığı (Lt), canlı yakıt nem içeriği (LFMC), yaprak alanı (LA), gövde özgül yoğunluğu (SSD) ve bitki boyu fonksiyonel karakterine (Tablo 3.3.) yönelik ölçümler gerçekleştirilmiştir. Karakterlerden “bitki boyu” arazide şerit metre yardımıyla ölçülmüştür (Bölüm 3.3.1.). Diğer karakterlerin ölçümleri için yaprak ve gövde örnekleri toplanmış (Bölüm 3.3.2.), bir kısım ölçümler örneklerin toplandığı gün arazi çalışması kapsamında yapılmış, diğer ölçümler için örnekler uygun şartlarda korunarak laboratuvar ortamına getirilmiştir. Laboratuvar ölçümleri arazi çalışmasını takiben Ağustos 2022 ayı içinde Hacettepe Üniversitesi Fonksiyonel Ekoloji Laboratuvarı (FEL)’nda gerçekleştirilmiştir.

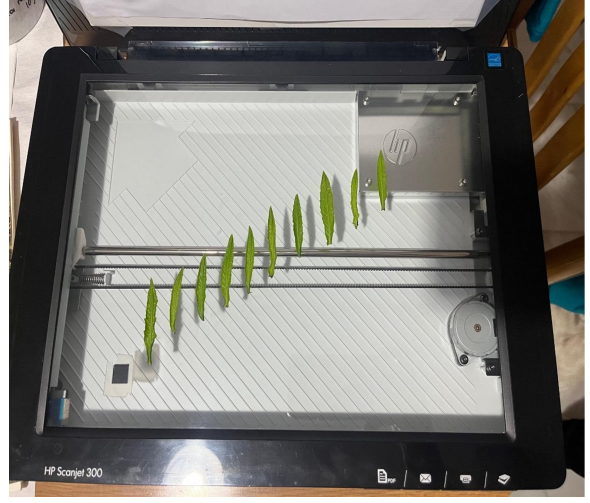
Tablo 3.3 Çalışmada kullanılan fonksiyonel karakterler, ölçü birimleri, kısa tanımları ve ölçümü/hesaplanması.

Karakter Adı	Ölçü Birimi	Kısa Tanımı	Ölçümü/Hesaplanması
Bitki boyu	cm	Bitkinin toprak yüzeyinden en uzun sap veya ana sürgününe olan mesafesi	Şerit metre
Canlı yakıt nem içeriği (LFMC)	%	Yaprak taze ağırlığı ve yaprak kuru ağırlığının farkının yaprak kuru ağırlığına oranı	Yaprak yaş ağırlığı - Yaprak kuru ağırlığı / Yaprak kuru ağırlığı
Gövde özgül yoğunluğu (SSD)	$g\ cm^{-3}$	Bir bitki gövdesinin birim hacmi başına düşen kuru ağırlığı	Gövde kuru ağırlığı / gövde hacim
Özgül yaprak alanı (SLA)	$mm^2\ mg^{-1}$	Yaprağın bir yüzüne ait alanın fırınlanmış kuru kütesine oranı	Yaprak alanı / Yaprak kuru ağırlığı
Yaprak alanı (LA)	mm^2	Yaprağın bir yüzüne ait alan	Tarayıcı yardımıyla taranarak ImageJ programının kullanılması

Yaprak kalınlığı (Lt)	mm	Tek bir yaprağın kalınlığı.	Dijital mikrometre
Yaprak kıvrıklığı (LC)	mm	Düz bir yüzeyin üzerine yerleştirilmiş yaprağın en yüksek eğriliğinin yüzeyin üstünde en uzak noktasına olan mesafe.	Milimetrik cetvel
Yaprak kuru madde miktarı (LDMC)	mg g ⁻¹	Yaprak kuru ağırlığının suya doyurulmuş yaprak ağırlığına oranı	Yaprak kuru ağırlığı / Suya doyurulmuş yaprak ağırlığı

Arazi çalışmasında yaprak ve gövde örneklerinin toplandığı ilk 24 saat içinde, örneklerin tazeliği ve hacmi korunarak, yaprak örneklerinden yaprak alanı, kıvrıklığı, kalınlığı, taze ve suya doyurulmuş ağırlıkları ile gövde örneklerinden ise uzunluk ve çap ölçümleri yapılmıştır. Toplanan yaprak örnekleri, arazi koşullarında güneş altında parlaması gibi nedenlerden dolayı herhangi bir lekenin vs. gözden kaçmamasından emin olmak adına, arazi sonrası ev koşullarında tekrar tek tek gözden geçilerek en sağlıklı olanlarından 10 tane olacak şekilde seçilmiştir. Ancak, nadir de olsa, yaprakların böceklenme ve sararma gibi çok sağlıksız olması nedeniyle daha az sayıda yaprak (minimum 7-8 tane) seçilmek durumunda kalmıştır. Ölçümlere başlanmadan önce hem sap gibi gereksiz yerleri kesilmiş hem de peçete yardımıyla üzerinde herhangi bir toz vs. kalmaması için hafifçe silinmiştir.

Yaprak örneklerine yönelik yapılan ölçümler Perez ve ark. (2013) protokolü uyarınca gerçekleştirilmiştir. İlk ölçüm, bir bireye ait toplanan bütün yaprakların toplu halde metal kaplara konularak hassas terazi yardımıyla taze ağırlıklarının ölçülmesi olmuştur (Şekil 3.11.a). Bunu takiben, yine bir bireye ait toplanan bütün yaprak örnekleri birbirine hiç değmeyecek şekilde tarayıcı içine yerleştirilerek taranmış, ImageJ programı yardımıyla hesaplamak üzere jpeg formatında bilgisayara kaydedilmiştir (Şekil 3.11.b). Bu ölçümlerden sonra, bir bireye ait yapraklar tek tek önce bir düzlem üzerine yerleştirilmiş ve yüzeyden yaprak üzerindeki en yüksek eğrilik noktasına kadar olan mesafenin bir milimetre cetvel kullanımıyla yaprak kıvrıklığı ölçülmüştür (Şekil 3.11.c.). Daha sonra da yine bir bireye ait yaprakların kalınlığı tek tek dijital mikrometre yardımıyla belirlenmiştir (Şekil 3.11.d.)

a**b****c****d**

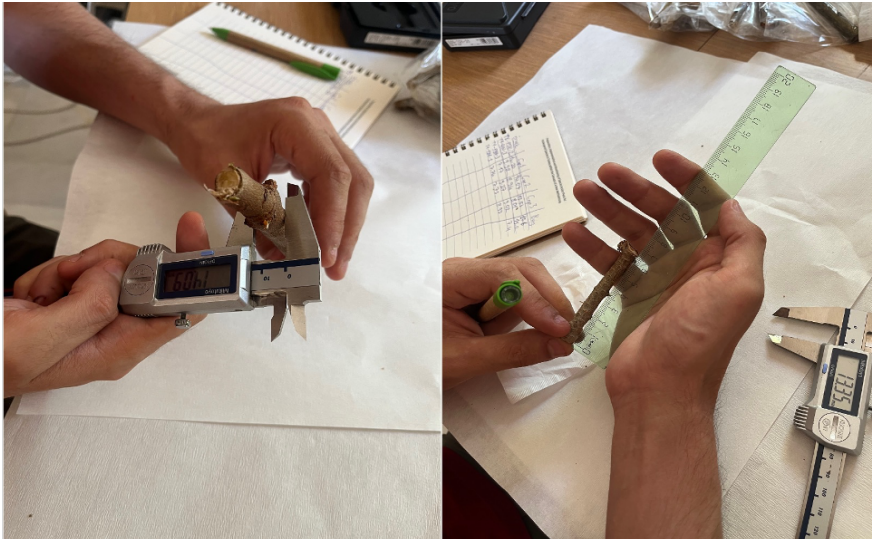
Şekil 3.11 Araziden toplanan yaprak örneklerinin aynı gün içinde (a) taze ağırlıklarının, (b) alanlarının, (c) kıvrıklarının ve (d) kalınlıklarının ölçülmesi.

Arazi çalışması kapsamında yapraklarla ilgili yapılan son işlem ise, suya doyurulmuş yaprak ağırlığının ölçülmesi olmuştur. Metal kaplara yerleştirilen yapraklar, yaprakları tamamen kaplayacak şekilde distile su ile doldurulmuş ve 24 saat boyunca oda sıcaklığında bekletilmiştir. 24 saat süresi dolduktan sonra, metal kaplardaki su boşaltılmış ve yaprak yüzeyinde su damlacıklarının kalmaması için kurutma kağıdı kullanılmıştır. Daha sonra, taze ağırlık ölçümü gibi, bir bireye ait toplanan bütün yaprakların toplu halde metal kaplara konularak hassas terazi yardımıyla suya doyurulmuş ağırlıkları ölçülmüştür (Şekil 3.12).



Şekil 3.12 Araziden toplanan yaprak örneklerinin aynı gün içinde suya doyurulmuş ağırlıklarının ölçülmesi.

Arazi çalışmasında gövde örneklerinin toplandığı ilk 24 saat içinde gövde örneğinin hacminin hesaplanması için uzunluk ve çap ölçümleri yapılmıştır. İlk olarak gövde çap ortalamasını almak için gövdenin üç ayrı noktasından (2 uç ve ortası) mikrometre yardımıyla çap ölçümleri, bunu takiben cetvel yardımıyla gövde uzunluğu ölçülmüştür (Şekil 3.13).



Şekil 3.13 Araziden toplanan gövde örneklerinin (a) 3 ayrı noktadan çaplarının ve (b) uzunluğunun ölçülmesi.

Araziden toplanan yaprak ve gövde örneklerine yönelik yapılacak son ölçümler için, arazi çalışmasını takiben Hacettepe Üniversitesi Fonksiyonel Ekoloji Laboratuvarı (FEL)'nda laboratuvarında işlemler gerçekleştirilmiştir. Bu kapsamda hem yaprak hem de gövde örnekleri 70°C sıcaklığında 72 saat boyunca ETÜV'de kurutulmuştur. Daha sonra, yine arazide kullanılan aynı hassas terazi yardımıyla, bir bireye ait toplanan bütün yapraklar toplu halde metal kaplara konularak kuru ağırlıkları ölçülmüştür (Şekil 3.14.a). Aynı şekilde gövde örneklerinin kuru ağırlıkları için hassas terazi kullanılmıştır (Şekil 3.14.b). Ölçümleri yapılan bütün örnekler muhafaza edilmek üzere zarflar içine konularak sistematik bir şekilde laboratuvar deposuna yerleştirilmiştir. Arazi ve laboratuvar ortamında yapılan bütün ölçümlerin tamamlanmasıyla, veriler bilgisayar ortamında sayısallaştırılıp Tablo 3.3.'de yer alan formüllere göre karakterlere dair değerler hesaplanmıştır.

a



b



Şekil 3.14 Araziden toplanan (a) yaprak ve (b) gövde örneklerinin laboratuvar ortamında ETÜV’de kurutulması ve hassas terasi yardımıyla kuru ağırlıklarının ölçülmesi.

3.5. Veri Analizi

Arazi kapsamında yürütülen odunsu tür sayımı ve örtüş çalışmasında (Bölüm 3.3.1) toplanan verilerle yangından sonra kendi haline bırakılan ve teraslama&fidan dikimi uygulaması yapılan alanlar ve bu alanlar içindeki farklı bakılara (kuzey ve güney) göre (1) Odunsu tür zenginliği, çeşitliliği ve eşitlik karşılaştırmaları ile (2) Odunsu bitki komünitesi tür bileşeni ve yapısının ortaya konulması için analizler yapılmıştır. İlk analizler kapsamında; tür zenginliğinin farklı ormancılık uygulamaları ve farklı bakılar arasında farklı olup olmadığı, Poisson dağılımını temel alan genelleştirilmiş doğrusal model (Generalized Linear Model - GLM) yaklaşımı ile analiz edilmiştir. Tür çeşitliliğinin ve eşitliğin (*evenness*) analizinde ise, genel doğrusal model yaklaşımı kullanılmıştır. Bu analizlerde, boş bir model çalıştırılmış, daha sonra sabit faktör olarak uygulama-bakı faktörü modele eklenerek, bu faktörün tür zenginliği ya da tür çeşitliliği verisini açıklamada istatistiksel olarak anlamlı bir katkı yapıp yapmadığı olasılık oranı testi (likelihood ratio test) sınanmıştır. Daha sonra her bir grup arasındaki farkı ortaya çıkaracak olan çoklu karşılaştırmalar ise marjinal ortalamaların ikili karşılaştırılmasına dayanan bir test ile sınanmıştır.

İkinci analizler kapsamında ise; komünite yapısının ve tür bileşiminin farklı ormancılık uygulamaları ve farklı bakılara bağlı olarak nasıl değiştiğini anlamak için, arazide ölçülen varlık-yokluk ve örtüş verilerine dayanarak, parametrik olmayan çok boyutlu ölçekleme (Non-metric Multidimensional Scaling - NMDS) ve permütasyonlu çok değişkenli varyans analizi (Permutational Multivariate Analysis of Variance - PERMANOVA; Anderson 2001) gerçekleştirilmiştir. Bir veri kümesindeki ögeler arasındaki benzerlik veya farklılık ilişkilerini görselleştirmek için kullanılan çok değişkenli bir istatistiksel analiz yöntemidir. NMDS, ögeler arasındaki ilişkileri temsil eden bir mesafe veya benzerlik matrisine dayalı olarak çalışır. Ancak NMDS, çok boyutlu veri kümesinin yapısını korurken bu ilişkileri daha düşük boyutlu bir alanda temsil etmeye çalışır. Bu nedenle NMDS'nin çıktısı, orijinal veri kümesinin bir düzlem üzerinde azaltılmış bir temsilidir ve ögeler arasındaki ilişkileri korurken onları daha kolay yorumlamayı amaçlar.

Arazi ve laboratuvar çalışmaları kapsamında yürütülen yaprak ve gövde örnekleme (Bölüm 3.3.2) ile karakter ölçümleri (Bölüm 3.4) sonucunda toplanan verilerle yangından sonra kendi

haline bırakılan ve teraslama&fidan dikimi uygulaması yapılan alanlar ve bu alanlar içindeki farklı bakılara (kuzey ve güney) göre (1) Fonksiyonel karakter karşılaştırmaları ile (2) Komünite seviyesinde fonksiyonel karakterlerin ortaya konulması için analizler yapılmıştır. İlk analizler kapsamında; genel doğrusal karma model kullanılmıştır (Linear Mixed-Effect Models - lme). Fonksiyonel karakter sabit faktörler olarak ele alınmış, uygulama-bakı ise rassal faktörler olarak değerlendirilmiştir.

Son analizler kapsamında ise; komünitedeki bitkilerin fonksiyonel karakterlerinin farklı ormancılık uygulamaları ve farklı bakılara bağlı olarak değişip değişmediği, birincil bileşen analizi (Principal Component Analysis - PCA) gerçekleştirilerek sınanmıştır. Büyük veri setlerinin yorumlanmasında kullanılan PCA, verilerin boyutunu azaltarak daha kolay yorumlanmasını sağlayan bir analiz yöntemidir. Veri analizi sırasında PCA, veri kümesi içindeki değişkenler ile veri kümesinin yapısı arasındaki ilişkileri anlamak için önemli bir araç görevi görür.

Tez çalışmasında gerçekleştirilen tüm analizler R ortamında yapılmıştır (R Core Team, 2021). Özel olarak, Shanon çeşitlilik analizi için “*diversity*” fonksiyonu, NMDS ve permANOVA analizleri için “*metaMDS*” ve “*adonis*” fonksiyonları kullanılmıştır (“*vegan*” paketi, Oksanen ve ark., 2019). Marjinal ortalamaların hesaplanması ve genel doğrusal karma model için “*emmeans*” paketi (Lenth, 2020) içerisinde yer alan “*emmeans*” fonksiyonu kullanılmıştır. Bu tez çalışmasındaki analizlerle ilgili grafiklerin çizimi için ise “*ggplot2*” paketinden (Wickham, 2016) faydalanılmıştır.

4. BULGULAR

4.1. Tür zenginliği, Shannon Çeşitliliği ve Evenness İndeksi

Çalışma kapsamında 25 farklı odunsu türe ait toplam 5.868 adet birey tespit edilmiştir (Tablo 4.1). Bunlardan 3.903 tanesi yangından sonra kendi haline bırakılmış (bundan sonra kısaca “doğal” olarak belirtilecek) alanlarda, 1.965 tanesi ise yangından sonra teraslama&fidan dikimi uygulaması yapılmış (bundan sonra kısaca “teras” olarak belirtilecek) alanlarda kaydedilmiştir. Doğal alanlarda yer alan toplam birey sayısının yarısından çoğu *Cistus creticus* türüne ait olurken (2.071 adet), bunu 959 bireyle *Pinus brutia* ve 478 bireyle *Cistus salviifolius* takip etmektedir. *Crataegus monogyna*, *Quercus ithaburensis* ssp. *macrolepis*, *Quercus pubescens* ve *Rhus coriara* türlerinden ise birer birey bulunmuştur.

Teraslama uygulaması yapılan alanlarda ise, yine toplam birey sayısının yarısından çoğu *Cistus creticus* türüne ait olurken (1.238 adet), bunu 222 bireyle *Cistus salviifolius* ve 197 bireyle *Pinus brutia* takip etmektedir. Ayrıca teraslama yapılan alanlarda yalnızca *Cupressus sempervirens* ve *Pinus brutia* türlerine ait fidan dikimi yapılmış olup kaydedilen bütün *Cupressus sempervirens* bireyleri (13 adet) dikim yoluyla alana getirilmiştir. Toplam olarak 197 adet kaydedilen *Pinus brutia* türüne ait bireylerinden 80 tanesi kendiliğinden tohumla, 113 tanesi ise fidan dikim yoluyla alana gelmiştir.

Doğal alanlar ile teraslama yapılan alanlar ile karşılaştırıldığında, özellikle *Pinus brutia* türü doğal alanlarda (959 adet) teraslama alanlarına (197 adet) göre çok daha fazla kaydedilmiştir. Yine *Cistus creticus* (doğal alanlarda 2.071 adet ve teraslı alanlarda 1.238 adet) ve *Cistus salviifolius* (doğal alanlarda 478 adet ve teraslı alanlarda 222 adet) türleri doğal alanlarda daha fazla bulunmuştur. *Quercus pubescens* haricinde, diğer meşe türleri (*Q. cerris*, *Q. coccifera*, *Q. infectoria* ve *Q. ithaburensis* ssp. *macrolepis*) ise teras alanlarında daha fazla tespit edilmiştir. *Amygdalus communis*, *Cupressus sempervirens*, *Dittrichia graveolens*, *Origanum onites*, *Phillyrea latifolia* ve *Quercus coccifera* türleri yalnızca teras alanlarında; *Arbutus unedo*, *Crataegus monogyna*, *Erica manipuliflora*, *Quercus pubescens* ve *Rhus coriaria* türleri ise yalnızca doğal alanlarda gözlemlenmiştir (Tablo 4.1).

Tablo 4.1 Çalışmada kaydedilen odunsu tür listesi ile farklı ormancılık uygulamaları tiplerine ve farklı bakılara göre toplam birey sayıları.

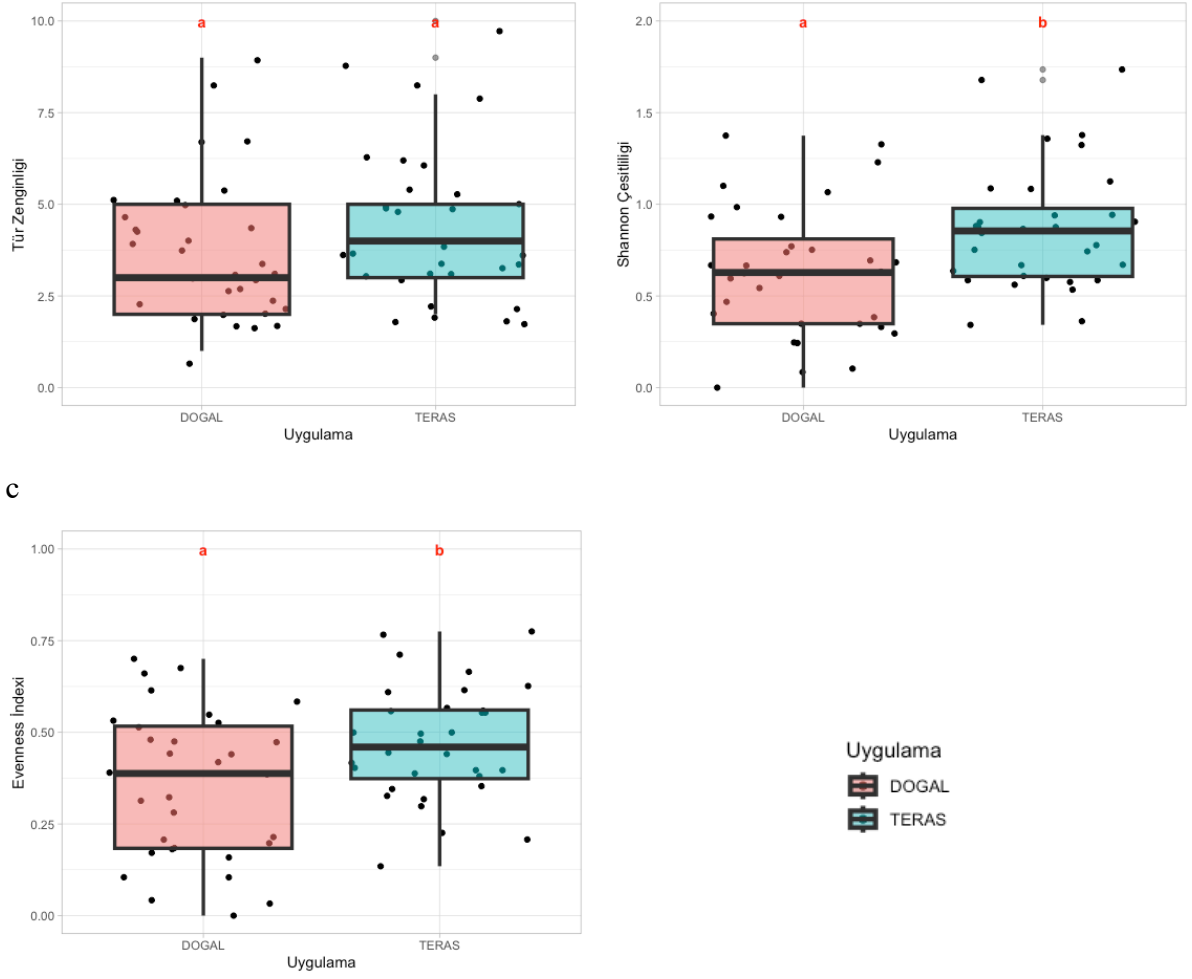
Tür Latince İsimleri	Familya	Uygulama Tipleri		TOPLAM
		Doğal	Teras	
<i>Amygdalus communis</i>	Rosaceae	-	10	10
<i>Arbutus unedo</i>	Ericaceae	10	-	10
<i>Asparagus acutifolius</i>	Asparagaceae	4	13	17
<i>Calicotome villosa</i>	Fabaceae	171	18	189
<i>Cistus creticus</i>	Cistaceae	2.071	1.238	3.309
<i>Cistus salviifolius</i>	Cistaceae	478	222	700
<i>Crataegus monogyna</i>	Rosaceae	1	-	1
<i>Cupressus sempervirens</i>	Cupressaceae	-	13	13
<i>Dittrichia graveolens</i>	Asteraceae	-	29	29
<i>Dittrichia viscosa</i>	Asteraceae	31	12	43

<i>Erica manipuliflora</i>	Ericaceae	13	-	13
<i>Lavandula stoechas</i>	Lamiaceae	3	14	17
<i>Olea europaea</i>	Oleaceae	2	4	6
<i>Origanum onites</i>	Lamiaceae	-	1	1
<i>Phillyrea latifolia</i>	Pinaceae	-	17	17
<i>Pinus brutia</i>	Pinaceae	959	197	1.156
<i>Pistacia terebinthus</i>	Anacardiaceae	4	7	11
<i>Pyrus amygdaliformis</i>	Rosaceae	25	14	39
<i>Quercus cerris</i>	Fagaceae	3	5	8
<i>Quercus coccifera</i>	Fagaceae	-	5	5
<i>Quercus infectoria</i>	Fagaceae	2	3	5
<i>Quercus ithaburensis</i> ssp. <i>macrolepis</i>	Fagaceae	1	7	8
<i>Quercus pubescens</i>	Fagaceae	1	-	1
<i>Rhus coriaria</i>	Anacardiaceae	1	-	1
<i>Rubus sanctus</i>	Rosaceae	123	136	259
TOPLAM		3.903	1.965	5.868

Doğal alanlar ve teras uygulaması yapılan alanlar arasında tür zenginliği bakımından istatistiksel herhangi bir fark görülmemişken (Şekil 4.1.a), Shannon çeşitliliği ve Evenness indeksi açısından belirgin bir farklılık söz konusudur (sırasıyla Şekil 4.1.c ve Şekil 4.1.e). Ortalama değerlere bakıldığında teras alanlar tür zenginliği, Shannon çeşitliliği ve Evenness indeksi bakımından doğal alanlara göre daha yüksek değerlere sahiptir (Tablo 4.2.). Ayrıca rarefaction analizleri asimptotik olduğu için (Şekil 4.2.), Shannon çeşitliliği analizleri tatmin edici sonuçlar vermiştir.

a

b

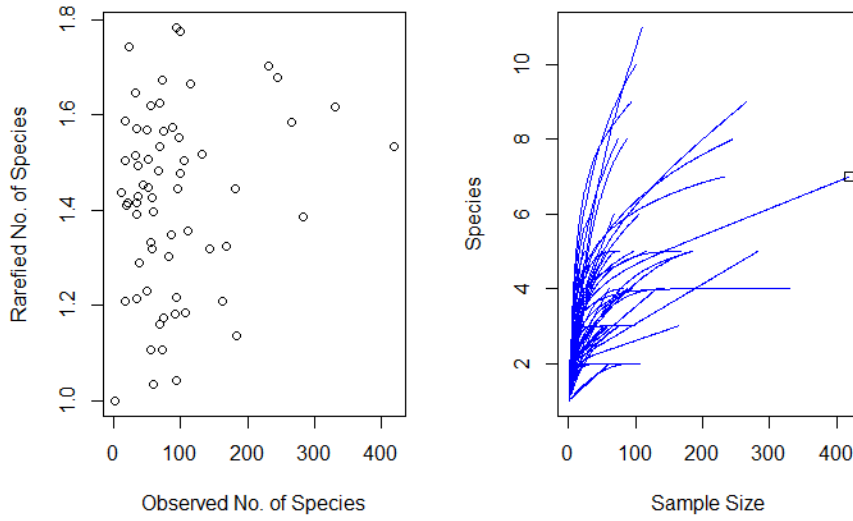


Şekil 4.1 Yangından sonra yapılan farklı ormancılık uygulamalarına göre (a) tür zenginliği, (b) Shannon çeşitliliği ve (c) Evenness indeksi karşılaştırmaları.

Tablo 4.2 Farklı ormancılık uygulamalarına göre tür zenginliği, Shannon çeşitliliği ve Evenness indeksi değerlerinin ortalama değerleri ile aradaki farkı gösteren model sonuçları.

	Doğal Uygulama	Teras Uygulaması	Poisson GLM	
			Dev.	P
Tür zenginliği	3.75	4.63	2.9	0.0869
			Doğrusal model	
			F	P

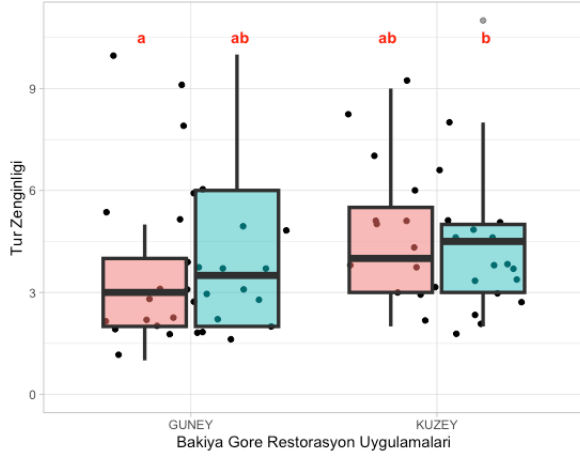
Shannon çeşitliliği	0.63	0.87	7.5	0.0081
Doğrusal model				
F				
P				
Evenness İndeksi	0.35	0.47	6.3	0.0150



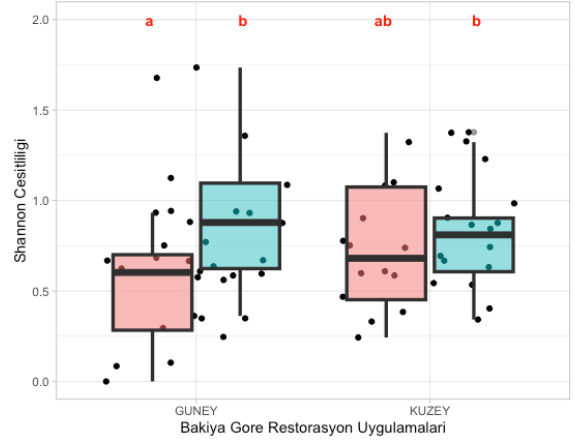
Şekil 4.2 Yangından sonra yapılan farklı ormancılık uygulamalarına göre yapılan Shannon çeşitliliği analizinde rarefaction eğrisi sonuçları.

Hem doğal ve teras uygulamalarına hem de kuzey ve güney bakılara göre yapılan karşılaştırmalar sonucunda, güneye bakan doğal alanlar tür zenginliği, Shannon çeşitliliği ve Evenness indeksi bakımından en düşük değere sahiptir. En yüksek tür zenginliği kuzeye bakan teraslı alanlarda çıkarken, Shannon çeşitliliği bakımından en yüksek değerler teraslı alanların kuzey ve güneye bakan yerlerinde belirlenmiştir. Ayrıca rarefaction analizleri asimptotik olduğu için (Şekil 4.4.), Shannon çeşitliliği analizleri tatmin edici sonuçlar vermiştir.

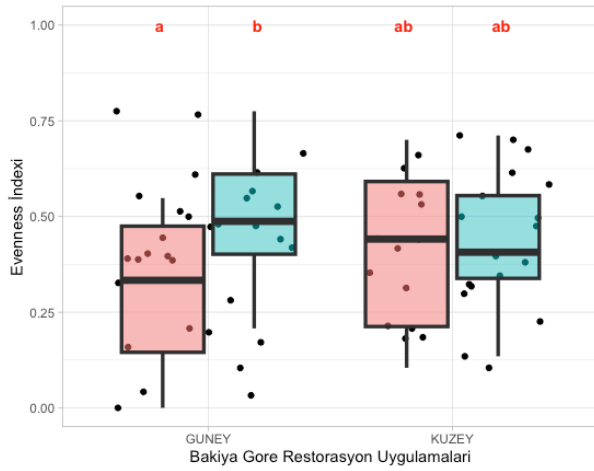
a



b



c

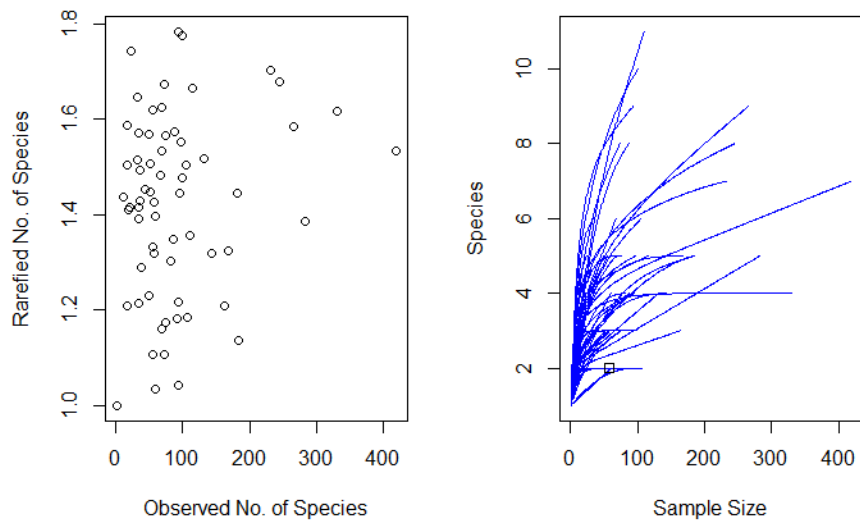


Uygulama
DOGAL
TERAS

Şekil 4.3 Hem yangından sonra yapılan farklı ormancılık uygulamaları hem de bakılara göre (a) tür zenginliği, (c) Shannon çeşitliliği ve (e) Evenness indeksi karşılaştırmaları.

Tablo 4.3 Farklı ormancılık uygulamaları ve bakılara göre tür zenginliği, Shannon çeşitliliği ve Evenness indeksi değerlerinin ortalama değerleri ile model sonuçları. $p > 0.05$ değerler için aynı harfler kullanılmıştır.

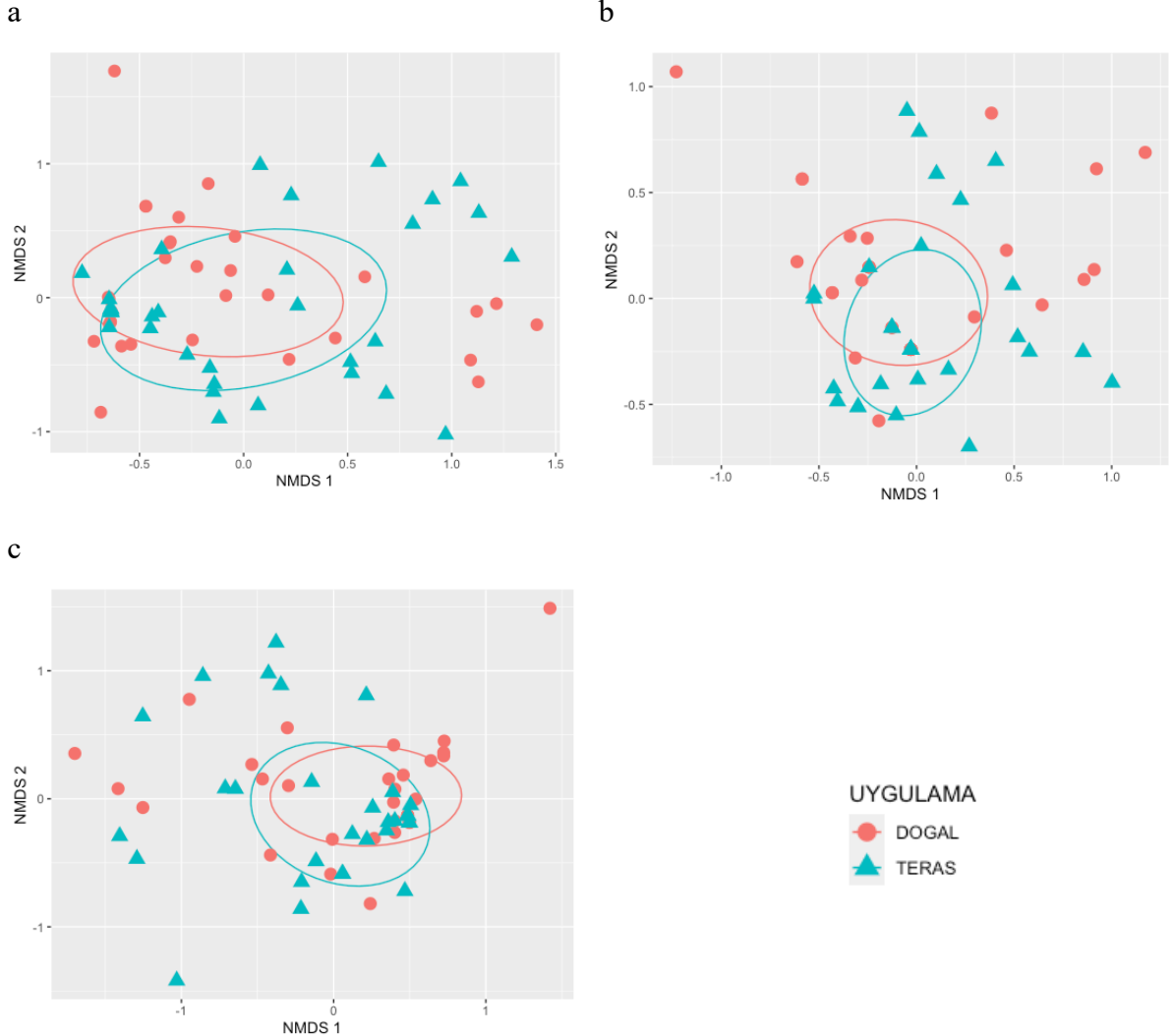
	Doğal Uygulama		Teras Uygulaması			
	Güney	Kuzey	Güney	Kuzey		
Tür zenginliği	2.94a	4.56ab	4.50ab	4.75b	Poisson GLM	
					Dev.	P
					9.5	0.0232
Shannon çeşitliliği	0.5a	0.76b	0.92ab	0.82b	Doğrusal model	
					F	P
					4.4	0.0069
Evenness İndeksi	0.3a	0.4ab	0.5b	0.4ab	Doğrusal model	
					F	P
					4.0	0.0121



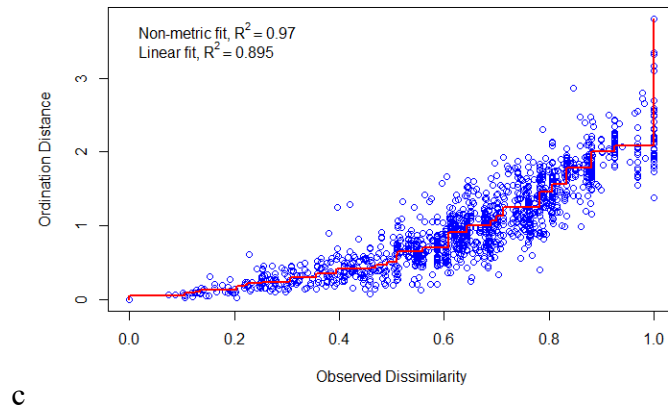
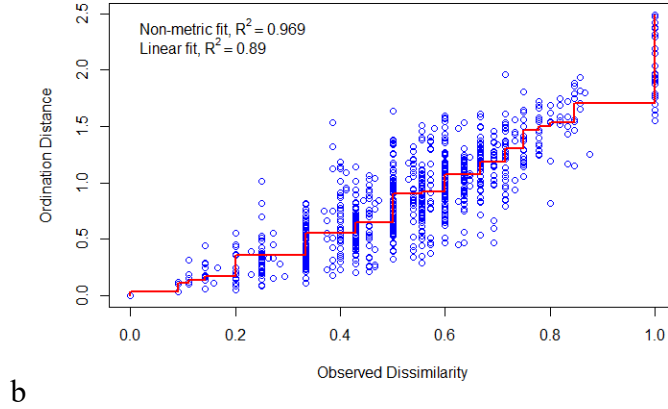
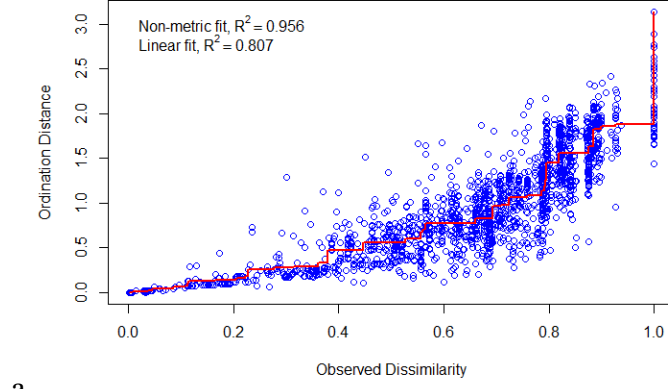
Şekil 4.4 Yangından sonra yapılan farklı ormancılık uygulamalarına göre yapılan Shannon çeşitliliği analizinde rarefaction curve sonuçları.

4.2. Odunsu Bitki Komünitesi Tür Bileşimi ve Yapısı

Metrik Olmayan Çok Boyutlu Ölçekleme (NMDS) analizi, hem yangından sonra yapılan farklı ormancılık uygulamalarına hem de kuzey ve güney olmak üzere farklı bakılara göre odunsu bitki komünitelerinin tür bileşimi ve yapısını ortaya koymak için yapılmıştır. Bu analizlerde arazi kaydedilen odunsu türlerin birey sayıları, varlık-yokluk verisi ve Braun&Blanquet örtüş sınıflandırma değerleri kullanılmıştır. Yangından sonra kendi haline bırakılan doğal alanlar ve teraslama&fidan dikimi uygulaması yapılan teras alanların NMDS yöntemiyle karşılaştırılmasında (Şekil 4.5 ve Şekil 4.6.), PERMANOVA analiz sonuçlarına göre en anlamlı fark, P değerinin 0.01'den küçük olması nedeniyle, birey sayısı üzerinden yapılan analiz sonucunda ($R^2 = 0.082$ ve $P = 0.002$) ortaya çıkmıştır. Diğer analiz sonuçları ise şu şekildedir: Varlık-yokluk verisine göre $R^2 = 0.042$ ve $P = 0.026$, Braun&Blanquet örtüş sınıflandırmasına göre ise $R^2 = 0.021$ and $P = 0.257$.

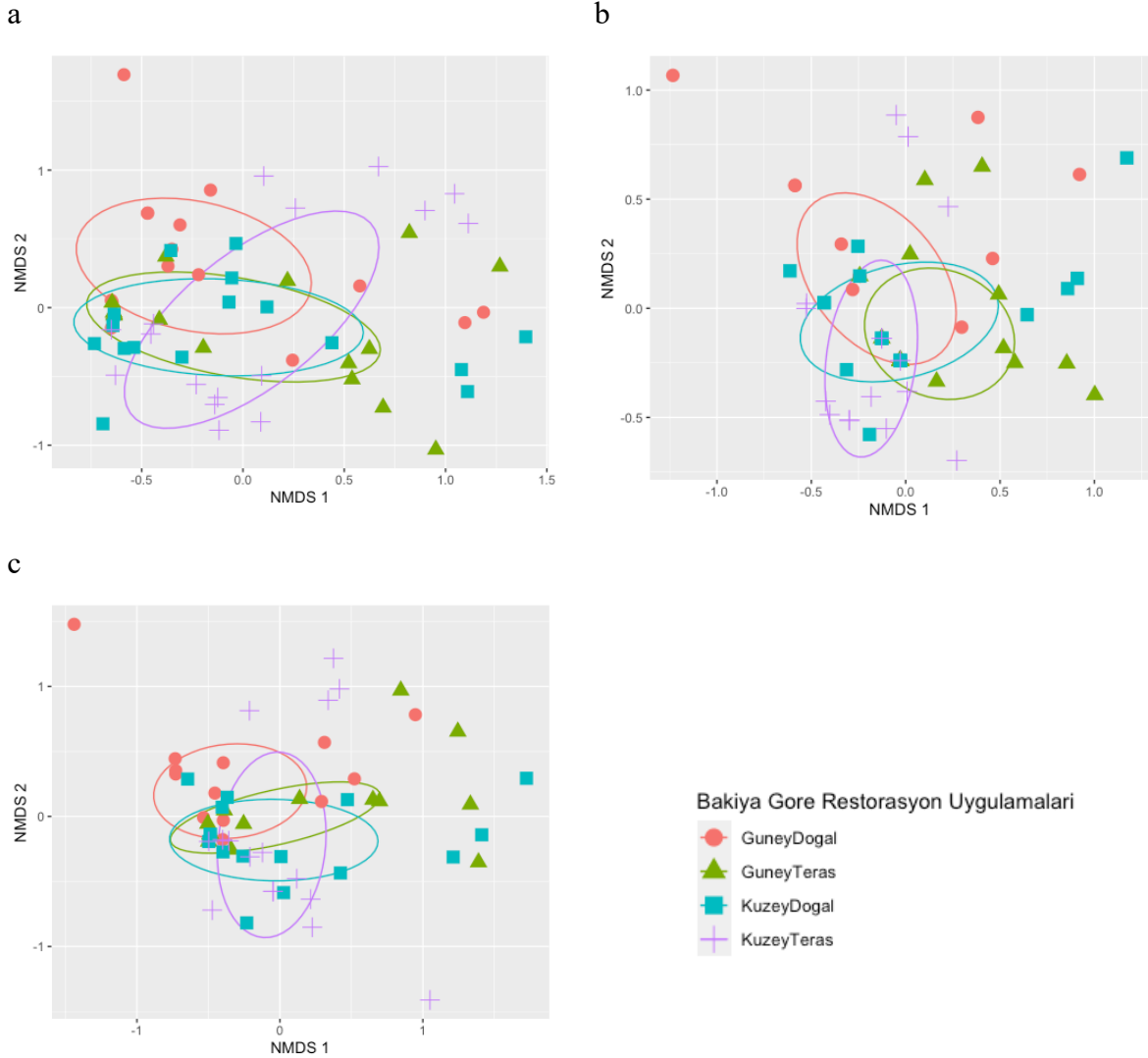


Şekil 4.5 Yangından sonra yapılan farklı ormancılık uygulamalarına göre odunsu türlerin (a) birey sayısı, (b) varlık-yokluk verisi ve (c) Braun&Blanquet örtüş sınıflandırma değerleri üzerinden Metrik Olmayan Çok Boyutlu Ölçekleme (NMDS) analizleri.

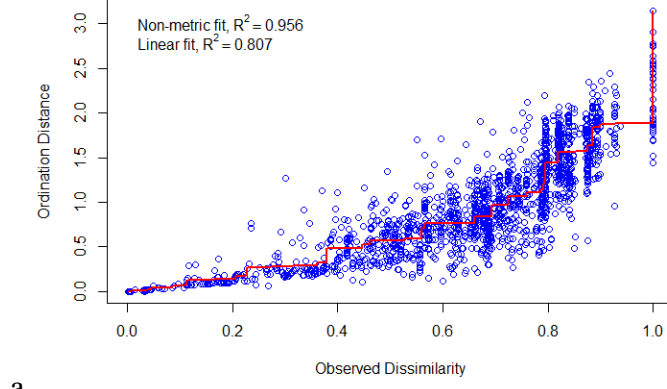


Şekil 4.6 Metrik Olmayan Çok Boyutlu Ölçekleme (NMDS) analizlerinde, yangından sonra yapılan farklı ormancılık uygulamalarına göre (a) birey sayısı, (b) varlık-yokluk verisi ve (c) Braun&Blanquet örtüş sınıflandırma değerleri üzerinden Shepard plot sonuçları.

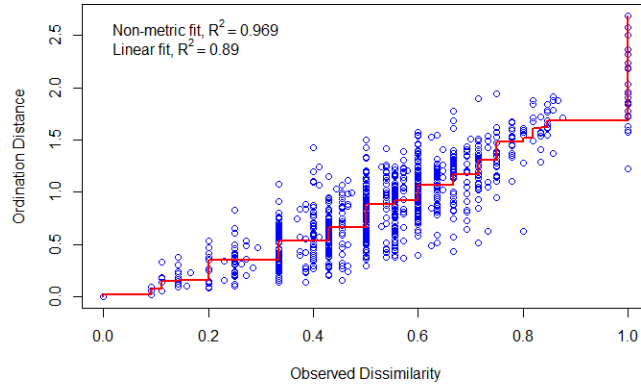
Hem yangından sonra yapılan farklı ormancılık uygulamaları hem de bakılara göre yapılan NMDS karşılaştırmalarında (Şekil 4.7 ve Şekil 4.8) ise, PERMANOVA analiz sonuçlarının hepsi anlamlı çıkmıştır (Birey sayısına göre $R^2 = 0.170$ ve $P = 0.001$; Varlık-yokluk verisine göre $R^2 = 0.153$ ve $P = 0.001$; Braun&Blanquet örtüş sınıflandırmasına göre $R^2 = 0.102$ and $P = 0.008$). Ayrıca bakı ve uygulama tiplerinin kendi aralarında PERMANOVA karşılaştırmaları sonuçlarının büyük bir kısmında P değeri 0.001'den küçük çıkmış, başka bir deyişle bakı ve uygulama tipleri arasında farklılıklar mevcuttur (Tablo 4.4). Tipler arası en büyük farklılık yüksek orandaki R^2 değerleri nedeniyle varlık-yokluk verileri ile yapılan NMDS analizinde ortaya çıkmıştır.



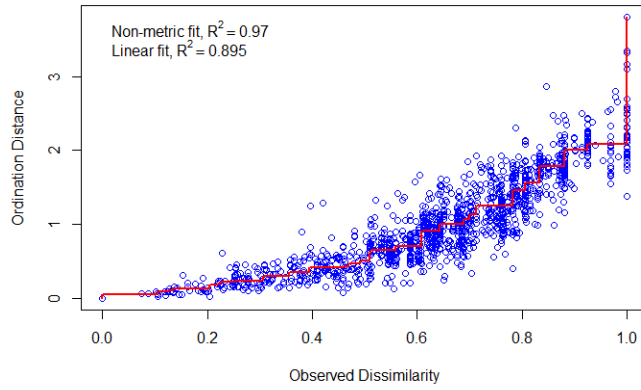
Şekil 4.7 Hem yangından sonra yapılan farklı ormancılık uygulamaları hem de bakılara göre odunsu türlerin (a) birey sayısı, (b) varlık-yokluk verisi ve (c) Braun&Blanquet örtüşme sınıflandırma değerleri üzerinden Metrik Olmayan Çok Boyutlu Ölçekleme (NMDS) analizleri.



a



b



c

Şekil 4.8 Metrik Olmayan Çok Boyutlu Ölçekleme (NMDS) analizlerinde, hem yangından sonra yapılan farklı ormancılık uygulamaları hem de bakılara göre (a) birey sayısı, (b) varlık-yokluk verisi ve (c) Braun&Blanquet örtüş sınıflandırma değerleri üzerinden Shepard plot sonuçları.

Tablo 4.4 Hem yangından sonra yapılan farklı ormancılık uygulamaları hem de bakılara göre (a) birey sayısı, (b) varlık-yokluk verisi ve (c) Braun&Blanquet örtüş sınıflandırma değerleri üzerinden karşılaştırmalı PERMANOVA sonuçları. $P < 0.01$ sonuçları istatistiksel açıdan anlamlı olarak değerlendirilmiştir.

Bakı - Uygulama Tipleri	Birey sayısı		Var/Yok		Örtüş sınıfı	
	verisi		verisi		verisi	
	R ²	P	R ²	P	R ²	P
Güney - Doğal vs. Güney - Teras	0.086	0.024	0.299	0.001	0.078	0.043
Güney - Doğal vs. Kuzey - Doğal	0.118	0.011	0.423	0.001	0.072	0.051
Güney - Doğal vs. Kuzey - Teras	0.102	0.011	0.558	0.001	0.118	0.001
Güney - Teras vs. Kuzey - Doğal	0.229	0.001	0.216	0.001	0.017	0.729
Güney - Teras vs. Kuzey - Teras	0.119	0.007	0.413	0.001	0.102	0.007
Kuzey - Doğal vs. Kuzey - Teras	0.162	0.001	0.230	0.001	0.077	0.026

4.3. Fonksiyonel Karakterler

Çalışma kapsamında bitki boyu, canlı yakıt nem içeriği (LFMC), gövde özgül yoğunluğu (SSD), özgül yaprak alanı (SLA), yaprak alanı (LA), yaprak kalınlığı (Lt), yaprak kıvrıklığı (LC) ve yaprak kuru madde içeriği (LDMC) fonksiyonel karakterlere yönelik ölçümler

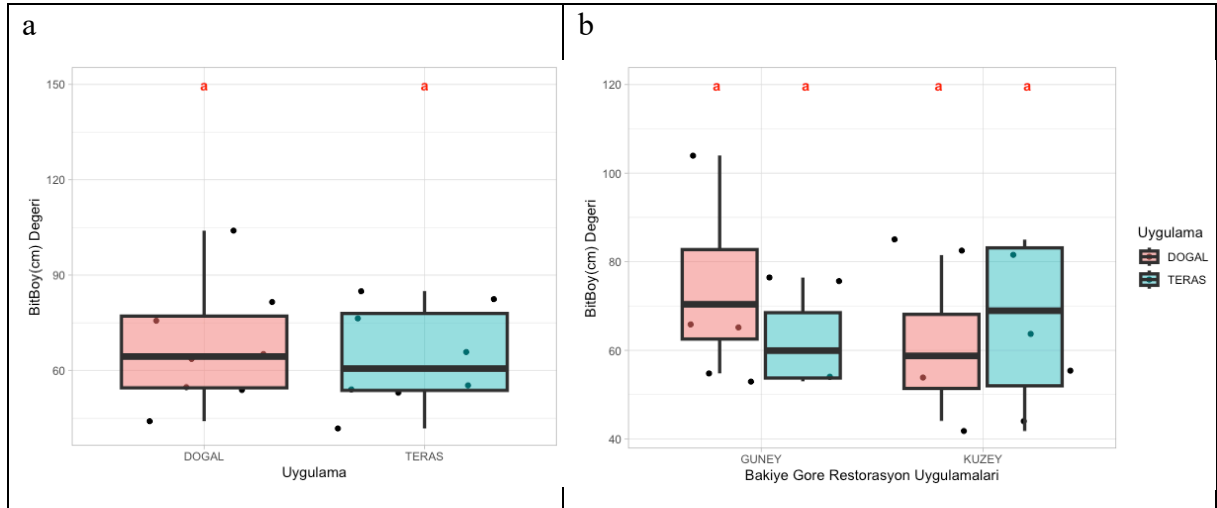
gerçekleştirilmiştir. Fonksiyonel değerler hem yangından sonra yapılan farklı ormancılık uygulamaları hem de bakılara göre karşılaştırılmıştır (Tablo 4.5).

Tablo 4.5 Fonksiyonel karakterlerin yangından sonra yapılan farklı ormancılık uygulamaları ve farklı bakılara göre ortalama \pm standart sapma değerleri.

Fonksiyonel Karakterler	Uygulama Tipleri		Bakı – Uygulama Tipleri			
	Doğal	Teras	Güney-Doğal	Güney-Teras	Kuzey-Doğal	Kuzey-Teras
Bitki boyu (cm)	68.0 \pm 19.0	64.2 \pm 15.7	75.0 \pm 21.1	62.3 \pm 11.0	60.7 \pm 16.0	66.2 \pm 21.0
Canlı yakıt nem içeriği (LFMC, %)	16019.6 \pm 3450.5	20808.4 \pm 467.2	15423.5 \pm 4875.8	22125.2 \pm 2591.0	16615.6 \pm 1749.2	19491.5 \pm 4088.1
Gövde özgül yoğunluğu (SSD, g_cm ⁻³)	0.7 \pm 0.15	0.6 \pm 0.05	0.8 \pm 0.21	0.65 \pm 0.04	0.7 \pm 0.11	0.6 \pm 0.06
Özgül yaprak alanı (SLA, mm ² /mg)	1.47 \pm 0.6	0.94 \pm 0.6	1.2 \pm 0.46	0.84 \pm 0.38	1.7 \pm 0.7	1.04 \pm 0.8
Yaprak alanı (LA, mm ²)	2.17 \pm 1.19	1.66 \pm 0.71	1.66 \pm 1.27	1.75 \pm 0.74	2.68 \pm 0.99	1.56 \pm 0.782

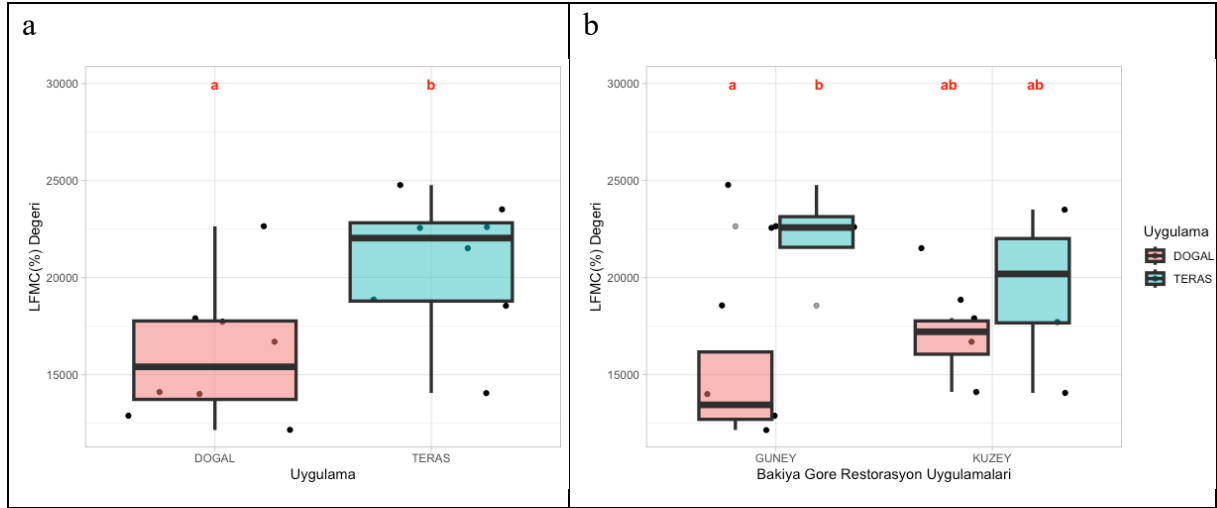
Yaprak kalınlığı (Lt, mm)	0.20±0.0 40.	0.29±0.11	0.22±0.0 4	0.24±0.0 5	0.20±0.0 4	0.34±0.15
Yaprak kıvrıklığı (LC, mm)	4.31±0.6 5	4.71±0.76	4.59±0.8 1	4.31±0.3 3	4.03±0.3 3	5.11±0.90
Yaprak kuru madde içeriği (LDMC, mg_g-1)	40645.5± 4880.8	35006.4±4 171.0	42089.3± 6565.1	33686.3± 2564.0	39201.7± 2632.0	36326.4±5 419.7

Bitki boyu karakter üzerinden yapılan karşılaştırmalı analiz sonucunda; doğal ve teras karşılaştırmasının p değeri 0.8131, doğal ve teras ile kuzey ve güney karşılaştırmasının p değeri ise 0.5777 çıkmıştır. Teraslı alanlardaki ortalama bitki boyu, doğal alanlar arasında farklılık göstermemiştir. Doğal ve teraslı alanların karşılaştırılmasında, kuzey ve güney bakı faktörleri dahil edildiğinde de herhangi bir farka rastlanmamıştır (Şekil 4.9. ve Tablo 4.5).



Şekil 4.9 Bitki boyu karakterinin (a) yangından sonra yapılan farklı ormancılık uygulamalarına, (b) hem yangından sonra yapılan farklı ormancılık uygulamaları hem de farklı bakılara göre karşılaştırma grafikleri.

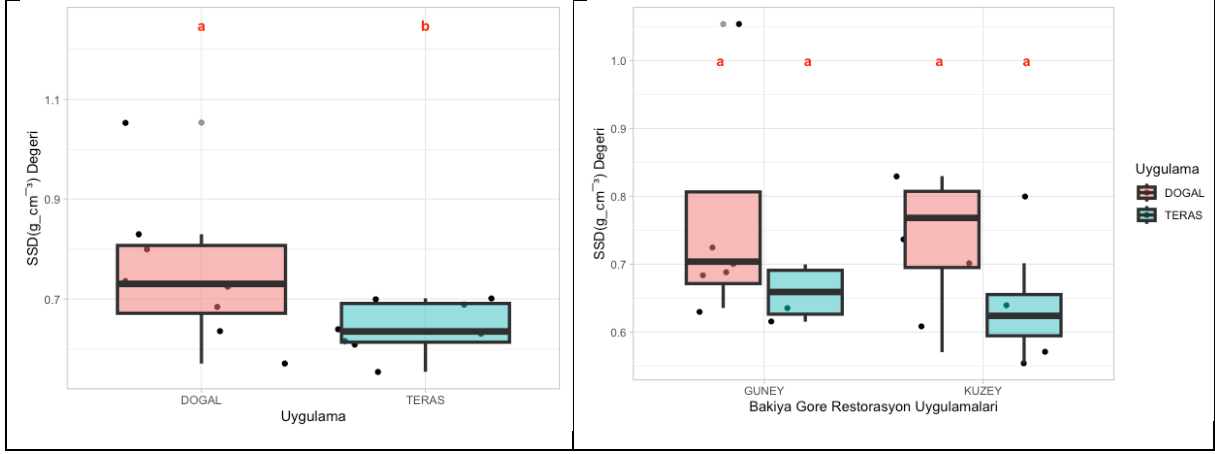
Canlı yakıt nem içeriği (LFMC) karakteri üzerinden yapılan karşılaştırmalı analiz sonucunda; doğal ve teras karşılaştırmasının p değeri 0.0093, doğal ve teras ile kuzey ve güney karşılaştırmasının p değeri ise 0.0253 çıkmıştır. Teraslı alanlardaki ortalama canlı yakıt nem içeriği (LFMC), doğal alanlar arasında farklılık göstermemiştir. Ancak, doğal ve teraslı alanların karşılaştırılmasında, kuzey ve güney bakı faktörleri dahil edildiğinde, güney teras alanları güney doğal alanlarına göre daha yüksek LFMC değerlerine sahip olmuştur (Şekil 4.10. ve Tablo 4.5).



Şekil 4.10 Canlı yakıt nem içeriği (LFMC) karakterinin (a) yangından sonra yapılan farklı ormancılık uygulamalarına, (b) hem yangından sonra yapılan farklı ormancılık uygulamaları hem de farklı bakılara göre karşılaştırma grafikleri.

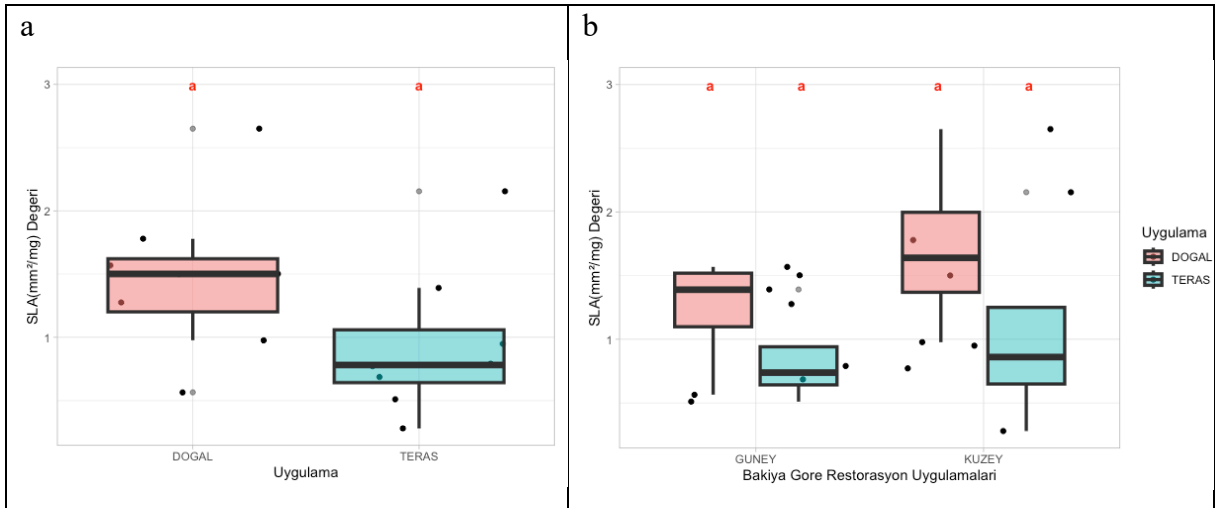
Gövde özgül yoğunluğu (SSD) karakteri üzerinden yapılan karşılaştırmalı analiz sonucunda; doğal ve teras karşılaştırmasının p değeri 0.0271, doğal ve teras ile kuzey ve güney karşılaştırmasının p değeri ise 0.1384 çıkmıştır. Doğal alanlardaki ortalama gövde özgül yoğunluğu (SSD), teras alanlar arasında farklılık göstermiştir. Ancak, doğal ve teraslı alanların karşılaştırılmasında, kuzey ve güney bakı faktörleri dahil edildiğinde herhangi bir farka rastlanmamıştır (Şekil 4.11. ve Tablo 4.5).

a	b
---	---



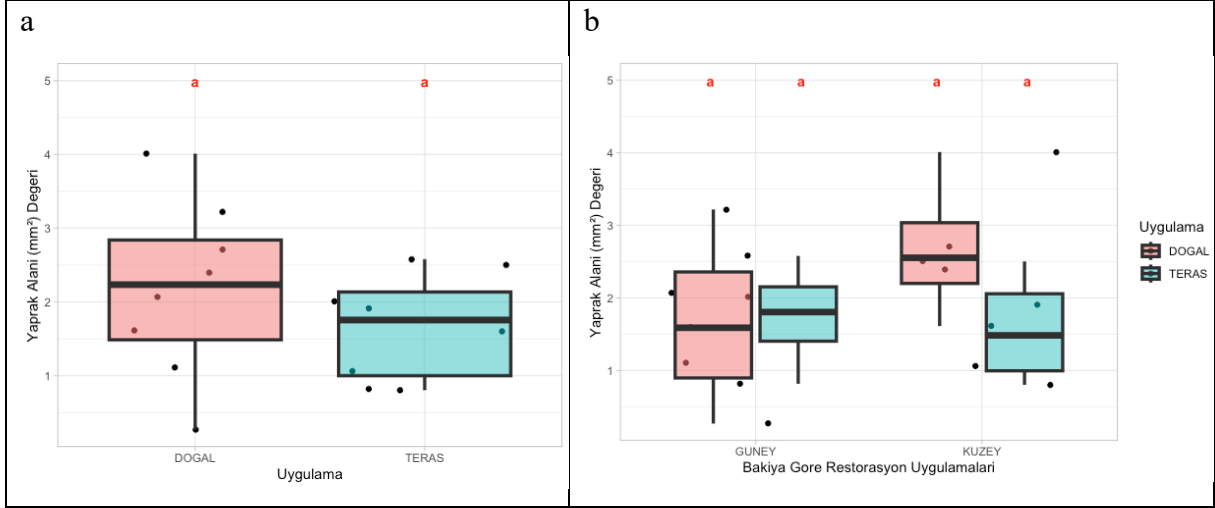
Şekil 4.11 Gövde özgül yoğunluğu (SSD) karakterinin (a) yangından sonra yapılan farklı ormancılık uygulamalarına, (b) hem yangından sonra yapılan farklı ormancılık uygulamaları hem de farklı bakılara göre karşılaştırma grafikleri.

Özgül yaprak alanı (SLA) karakteri üzerinden yapılan karşılaştırmalı analiz sonucunda; doğal ve teras karşılaştırmasının p değeri 0.0805, doğal ve teras ile kuzey ve güney karşılaştırmasının p değeri ise 0.1531 çıkmıştır. Teraslı alanlardaki ortalama özgül yaprak alanı (SLA), doğal alanlar arasında farklılık göstermemiştir. Doğal ve teraslı alanların karşılaştırılmasında, kuzey ve güney bakı faktörleri dahil edildiğinde de herhangi bir fark bulunmamıştır (Şekil 4.12. ve Tablo 4.5).



Şekil 4.12 Özgül yaprak alanı (SLA) karakterinin (a) yangından sonra yapılan farklı ormancılık uygulamalarına, (b) hem yangından sonra yapılan farklı ormancılık uygulamaları hem de farklı bakılara göre karşılaştırma grafikleri.

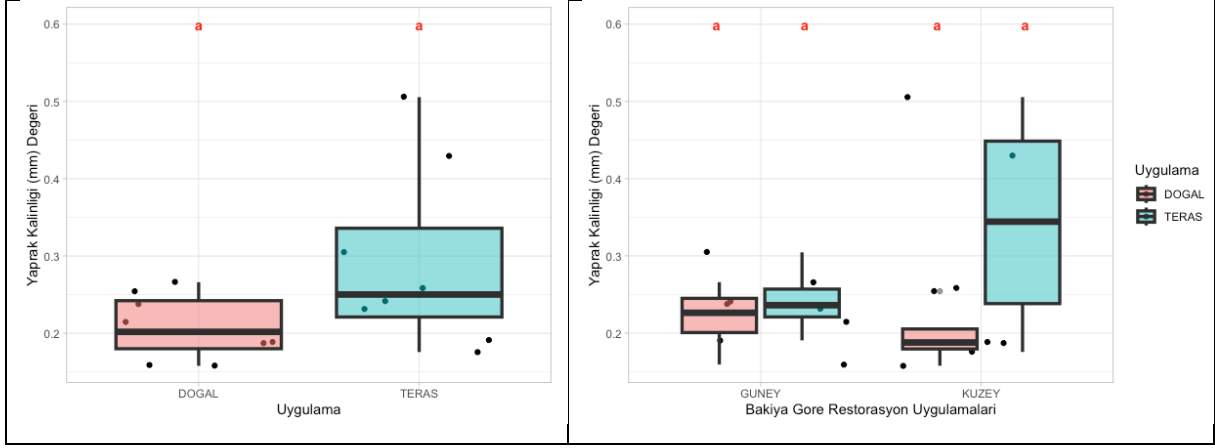
Yaprak alanı (LA) karakteri üzerinden yapılan karşılaştırmalı analiz sonucunda; doğal ve teras karşılaştırmasının p değeri 0.3438, doğal ve teras ile kuzey ve güney karşılaştırmasının p değeri ise 0.3255 çıkmıştır. Teraslı alanlardaki ortalama yaprak alanı (LA), doğal alanlar arasında farklılık göstermemiştir. Doğal ve teraslı alanların karşılaştırılmasında, kuzey ve güney bakı faktörleri dahil edildiğinde de herhangi bir fark bulunmamıştır (Şekil 4.13. ve Tablo 4.5).



Şekil 4.13 Yaprak alanı (LA) karakterinin (a) yangından sonra yapılan farklı ormancılık uygulamalarına, (b) hem yangından sonra yapılan farklı ormancılık uygulamaları hem de farklı bakılara göre karşılaştırma grafikleri.

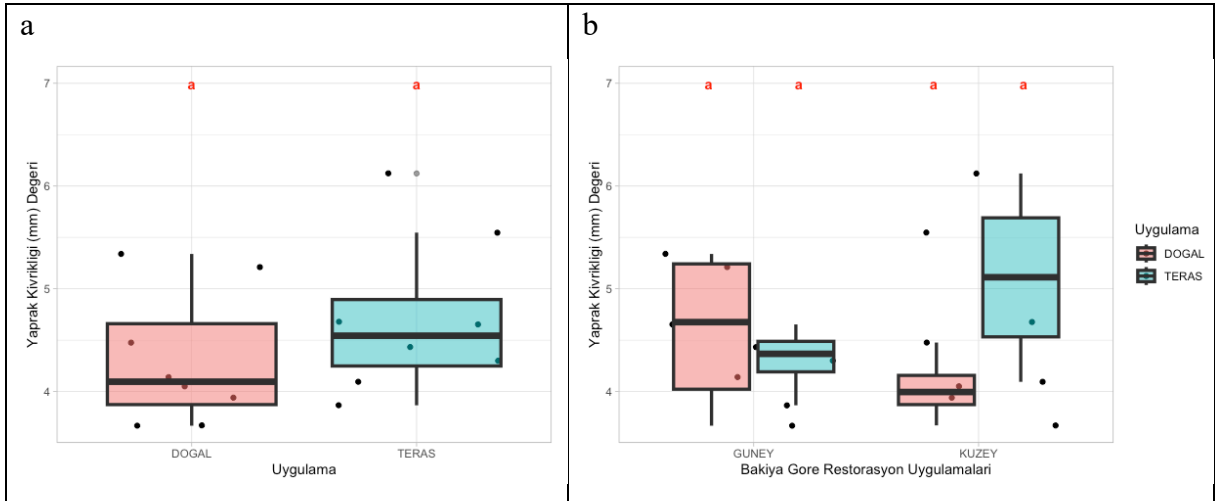
Yaprak kalınlığı (Lt) karakteri üzerinden yapılan karşılaştırmalı analiz sonucunda; doğal ve teras karşılaştırmasının p değeri 0.0601, doğal ve teras ile kuzey ve güney karşılaştırmasının p değeri ise 0.0709 çıkmıştır. Teraslı alanlardaki ortalama yaprak kalınlığı (Lt), doğal alanlar arasında farklılık göstermemiştir. Doğal ve teraslı alanların karşılaştırılmasında, kuzey ve güney bakı faktörleri dahil edildiğinde de herhangi bir fark bulunmamıştır (Şekil 4.14. ve Tablo 4.5).

a	b
---	---



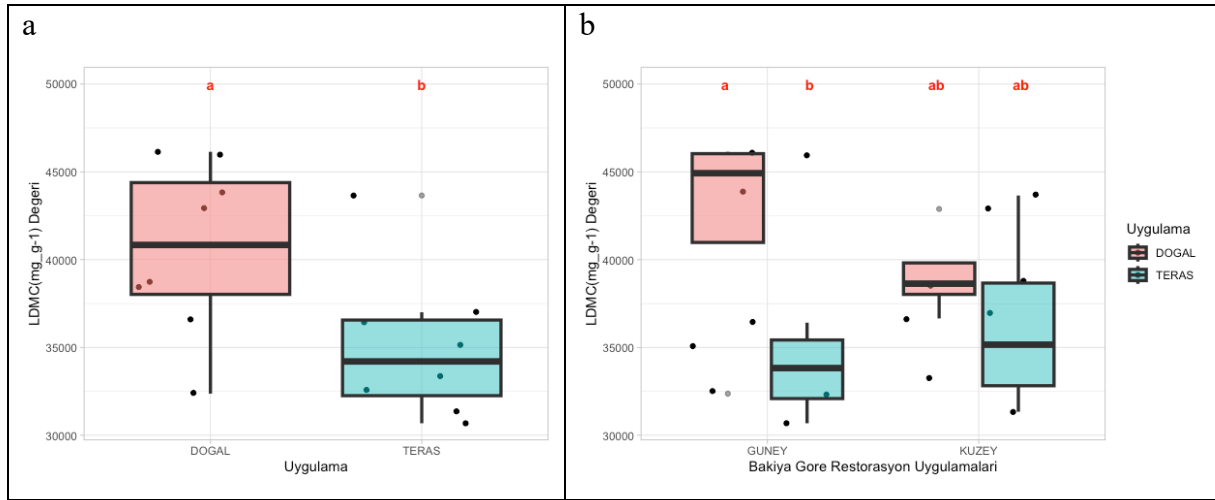
Şekil 4.14 Yaprak kalınlığı (Lt) karakterinin (a) yangından sonra yapılan farklı ormancılık uygulamalarına, (b) hem yangından sonra yapılan farklı ormancılık uygulamaları hem de farklı bakılara göre karşılaştırma grafikleri.

Yaprak kıvrıklığı (LC) karakteri üzerinden yapılan karşılaştırmalı analiz sonucunda; doğal ve teras karşılaştırmasının p değeri 0.3718, doğal ve teras ile kuzey ve güney karşılaştırmasının p değeri ise 0.1943 çıkmıştır. Teraslı alanlardaki ortalama yaprak kıvrıklığı (LC), doğal alanlar arasında farklılık göstermemiştir. Doğal ve teraslı alanların karşılaştırılmasında, kuzey ve güney bakı faktörleri dahil edildiğinde de herhangi bir fark bulunmamıştır (Şekil 4.15. ve Tablo 4.5).



Şekil 4.15 Yaprak kıvrıklığı (LC) karakterinin (a) yangından sonra yapılan farklı ormancılık uygulamalarına, (b) hem yangından sonra yapılan farklı ormancılık uygulamaları hem de farklı bakılara göre karşılaştırma grafikleri.

Yaprak kuru madde içeriği (LDMC) karakteri üzerinden yapılan karşılaştırmalı analiz sonucunda; doğal ve teras karşılaştırmasının p değeri 0.0166, doğal ve teras ile kuzey ve güney karşılaştırmasının p değeri ise 0.0468 çıkmıştır. Doğal alanlardaki ortalama yaprak kuru madde içeriği (LDMC), teras alanlar arasında farklılık göstermiştir. Doğal ve teraslı alanların karşılaştırılmasında, kuzey ve güney bakı faktörleri dahil edildiğinde, güney doğal alanları ile güney teras alanları arasında LDMC değerleri açısından belirgin bir farklılık ortaya çıkmıştır (Şekil 4.16. ve Tablo 4.5).

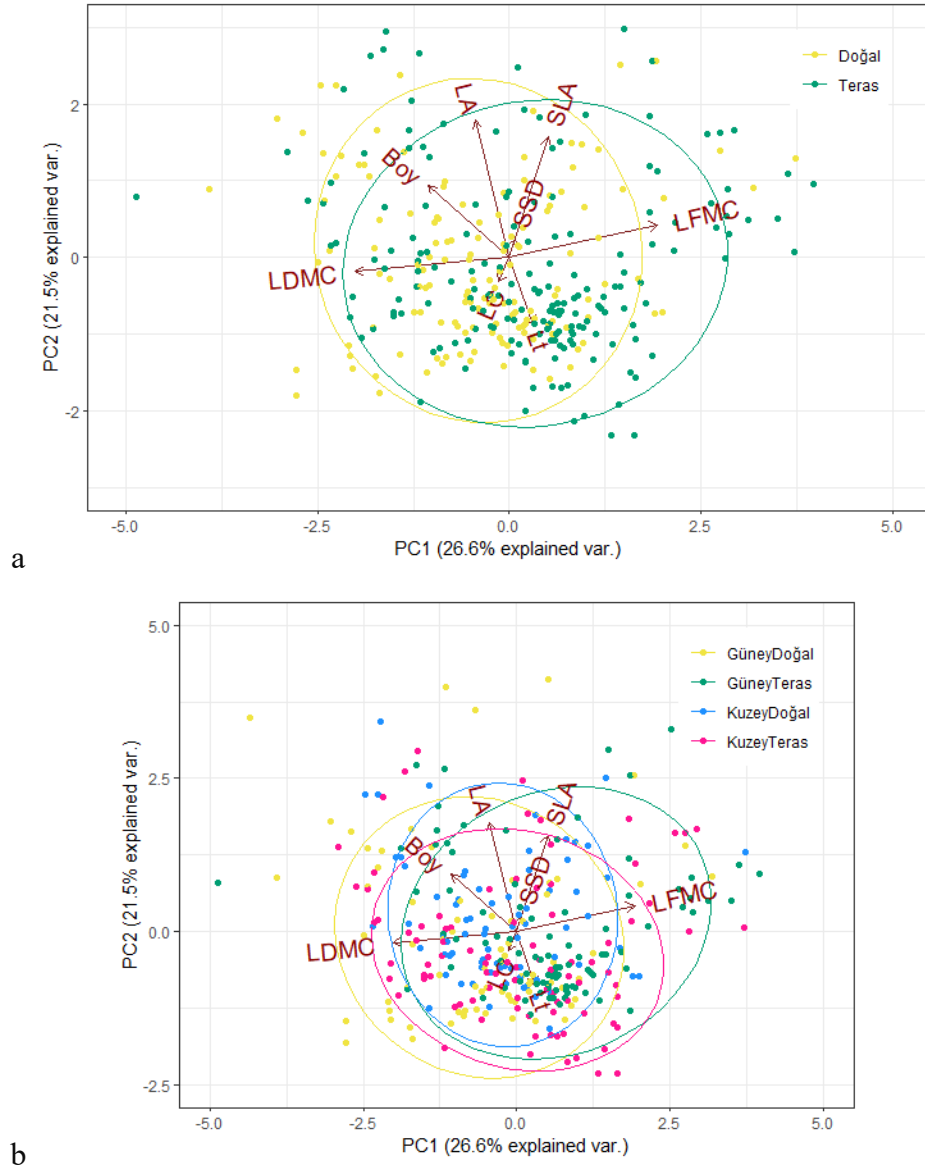


Şekil 4.16 Yaprak kuru madde içeriği (LDMC) karakterinin (a) yangından sonra yapılan farklı ormancılık uygulamalarına, (b) hem yangından sonra yapılan farklı ormancılık uygulamaları hem de farklı bakılara göre karşılaştırma grafikleri.

4.4. Komünite Seviyesinde Fonksiyonel Karakterler

Temel Bileşenler Analizi (PCA) yöntemi, “Bölüm 4.3. Fonksiyonel Karakterler” analizlerinde de yer verilen, sekiz farklı fonksiyonel karakterlerin parametre olarak kullanılmasıyla yapılmıştır: bitki boyu (Boy), canlı yakıt nem içeriği (LFMC), gövde özgül yoğunluğu (SSD), özgül yaprak alanı (SLA), yaprak alanı (LA), yaprak kalınlığı (Lt), yaprak kıvrıklığı (LC) ve yaprak kuru madde içeriği (LDMC). PCA analizleri hem yangından sonra yapılan farklı ormancılık uygulamaları hem de farklı bakılara göre gerçekleştirilmiştir. Her iki analizde de birinci (PC1) ve ikinci (PC2) bileşenlerin toplamı %48.1 çıkmıştır (Şekil 4.17.a ve Şekil 4.17.b). Doğal ve teras analizinde karşılaştırmalı Adonis sonucu $R^2 = 0.002$ ve $P = 0.531$ olup

yangından sonra kendi haline bırakılan doğal alanlar ve teraslama&fidan dikimi yapılan teraslı alanlar arasında fonksiyonel karakterler bakımından neredeyse hiç fark çıkmamıştır. Doğal ve teras uygulamalarına kuzey ve güney bakıların da dahil edildiği analizde (Şekil 4.17.b) ise, karşılaştırmalı Adonis sonuçları ise Tablo 4.6’de verilmiş olup R^2 değerleri yine düşük çıktığı için fonksiyonel karakterler bakımından neredeyse hiç fark çıkmamıştır.



Şekil 4.17 (a) Yangından sonra yapılan farklı ormancılık uygulamalarına göre, (b) hem yangından sonra yapılan farklı ormancılık uygulamaları hem de bakılara göre temel bileşenler analizi (PCA).

Tablo 4.6 Hem yangından sonra yapılan farklı ormancılık uygulamaları hem de bakılara göre gerçekleştirilen temel bileşenler analizi (PCA) sonuçlarının Adonis karşılaştırma sonuçları.

Bakı – Uygulama Tipleri	R²	P
Güney - Doğal vs. Güney – Teras	0.007	0.298
Güney - Doğal vs. Kuzey – Doğal	0.006	0.390
Güney - Doğal vs. Kuzey – Teras	0.006	0.357
Güney - Teras vs. Kuzey – Doğal	0.001	0.928
Güney - Teras vs. Kuzey – Teras	0.010	0.160
Kuzey - Doğal vs. Kuzey – Teras	0.001	0.217

Fonksiyonel karakterleri kendi aralarında karşılaştırdığımız ise (Tablo 4.7), canlı yakıt nem içeriği (LFMC) ve yaprak kuru madde içeriği (LDMC) birbirine tamamen zıt değerlere sahipken gövde özgül yoğunluğu (SSD) ve özgül yaprak alanı (SLA) değerleri ise birbirine oldukça yakın çıkmıştır. Ayrıca bitki boyu (boy), yaprak alanı (LA), yaprak kıvrıklığı (LC) ve yaprak kuru madde içeriği (LDMC) birinci (PC1) bileşene negatif; canlı yakıt nem içeriği (LFMC), gövde özgül yoğunluğu (SSD), özgül yaprak alanı (SLA) ve yaprak kalınlığı (Lt) ise pozitif etkileşimdedir.

Tablo 4.7 Hem yangından sonra yapılan farklı ormancılık uygulamaları tipleri hem de bakılara göre gerçekleştirilen temel bileşenler analizi (PCA) fonksiyonel karakterlerin birinci (PC1) ve ikinci (PC2) bileşen değerleri.

Fonksiyonel karakterler	Uygulama Tipine Göre	
	PC1	PC2
Bitki boyu (Boy)	-0.34491662	0.33924106
Canlı yakıt nem içeriği (LFMC)	0.62789950	0.15477999
Gövde özgül yoğunluğu (SSD)	0.02555074	0.08896539
Özgül yaprak alanı (SLA)	0.16765562	0.56545022
Yaprak alanı (LA)	-0.14411937	0.64346109
Yaprak kalınlığı (Lt)	0.10191483	-0.31902375
Yaprak kıvrıklığı (LC)	-0.04480905	-0.11475411
Yaprak kuru madde içeriği (LDMC)	-0.65180412	-0.06574981

5. TARTIŞMA

Bu çalışmada, Türkiye'nin batısındaki bir kızılçam ormanında yangın sonrası teraslamanın odunsu bitki komünitelerinin çeşitliliği ve yapısı üzerindeki etkileri incelenmiştir. Tür zenginliği, çeşitliliği, vejetasyon yapısı, komünite bileşimi ve fonksiyonel karakterler değerlendirilmiş; teraslanmış ve kendi haline bırakılmış alanlar güney ve kuzey bakılar açısından karşılaştırılmıştır.

Elde edilen bulgular, teras uygulamalarının bitki komüniteleri arasındaki coğrafi yönden kaynaklı farklar önemli ölçüde azaltmış olabileceğini göstermiştir. Kuzey ve güney doğal alanları arasında tür zenginliği açısından belirgin bir fark bulunmamıştır. Güney doğal alanları ile kuzey teras alanları arasında anlamlı farklar tespit edilmiştir, bu da teras uygulamalarının özellikle güney yönlü doğal alanlarda belirgin bir etki yarattığını göstermektedir. Shannon analizi sonuçlarına göre, teras uygulamalarının belirli bölgelerde homojenizasyon etkisi yaratarak türler arası dengeyi artırdığı görülmektedir. Bu durum, teras uygulamalarının ekolojik çeşitliliği olumsuz yönde etkileyebileceğini düşündürülebilir.

Zorunlu ve fakültatif sürgün stratejisti türlerin ise çevresel tepkilere daha çabuk uyum sağladığı ve alanlara homojen bir şekilde yayılarak kendilerini yeniden rejenere edebildiği belirtilmiştir (Ürker, 2009). Teraslama, yangın sonrası ekosistemlerin doğal yenilenme süreçlerine müdahale ederek, bitki komünitelerinin yapısını ve çeşitliliğini homojenleştirmekte, bunun sonucunda yangın sonrası peyzajın heterojenliğini azaltmaktadır. Teraslama yapılan alanlardaki *Pinus brutiaların* bir kısmının tohum yoluyla doğal olarak gelmesi ve diğer kısmının dikim yoluyla getirilmesi, daha sıralı bir dikim düzeninin olduğunu göstermektedir. Yapay dikim alanlarında *Pinus brutia* bireylerinin sekonder süksesyon dinamiklerini geçirmeden alana entegre edilmesi nedeniyle gelişimlerinin zayıf kaldığı ve bazılarının kuruyarak öldüğü tespit edilmiştir (Ürker, 2009). Yangından sonra teraslanan yanmış alanlarda, ölçüm yöntemi ve yağış yoğunluğundan bağımsız olarak, yangından önce teraslanan alanlara göre daha fazla sıçrama erozyonu görülmüştür (Fernández-Raga ve ark., 2021).

Dikim işlemleri, fidan temini, saha hazırlığı ve diğer malzemelerle ilişkili yüksek maliyetler nedeniyle genellikle maliyetli bir yöntemdir. Bu maliyetlerin yanı sıra, ekim öncesi toprak hazırlığı erozyon riskini artırabilir ve dikilen fidelerin hayatta kalma oranları genellikle düşüktür. Bu durum, dikim sürecinin ekonomik ve çevresel açıdan zorlayıcı olduğunu göstermektedir. Toprak hazırlığı ile ilişkili faaliyetler, ekim öncesi toprak erozyonu riskini artırabilir ve dikilen fidelerin ölüm oranları genellikle yüksektir, genellikle %50'den fazladır (Maestre ve Cortina, 2004; Pausas ve ark., 2004a; Vallejo, 2005). Bu zorluklar, ormancılık ve doğa koruma projelerinde dikim tekniklerinin dikkatlice planlanması ve uygulanması gerektiğini vurgulamaktadır. Tohumlardan veya yeniden filizlerden doğal yenilenme yönetimine dayalı olarak yardımcı doğal restorasyonun çok daha sık kullanılması savunulmaktadır (Vallejo ve ark., 2011). Yangın sonrası Akdeniz çam ormanlarının aktif restorasyonu, özellikle çapalama ve ardından çam fidanları dikme yöntemiyle yapıldığında, bitki komünitesinin direncini azaltabilir; ancak, daha az yapay restorasyon aracının kullanıldığı

durumlarda, örneğin tohumlama ve doğal yeniden üreme, direnç daha yüksek olabilir (Ürker ve ark., 2018).

Teraslamanın odunsu bitki komüniteleri üzerinde belirgin bir etkisinin olmadığı durumlarda bile toprağa ve tek yıllık tohum bankasına zarar verebileceği göz önünde bulundurulmalıdır. Ayrıca, teraslamanın çam kuşağı açısından doğal tohumlamaya kıyasla çok farklı bir anlam taşımadığı ve bitki türlerinin örtüşleri arasında fark yaratmadığı sonucuna varılmıştır. İnsan müdahaleleri, yangın gibi alanın temizlenmesine neden olarak bu türlerin tohumlarını çıkarır, çimlenme aktivitelerini sekteye uğratar ve örtüş derecelerini düşürür (Ürker, 2009).

Güney bakı ile doğal alanlar arasında tür çeşitliliği, komünite parametreleri ve tür bileşimi açısından önemli farklılıklar bulunmaktadır. Yapılan uygulamalarda bakılar dikkate alınmıştır. Özellikle teraslı alanlarda kuzey ve güney bakılar arasında herhangi bir fark gözlenmemekte; teras uygulamaları, bu farkı ortadan kaldırmaktadır. Kuzey ve güney bakılarının tür kombinasyonu için önemli olmasının nedeni genellikle farklı sürgünler ürettiklerinden, ancak teras uygulamaları bu farkı azaltmaktadır. Yerel ölçekte teras uygulamasının etkisi minimum düzeydedir, ancak peyzaj ölçeğinde komüniteleri birbirine yaklaştırarak peyzaj çeşitliliğini azaltır.

Eşitlik indeksi verileri sonuçlarına göre, kuzeydeki doğal alanlarda türler arası dağılım orta düzeyde bir dengeye sahipken, kuzey teras uygulamalarında bu dengenin biraz daha yüksek olduğu görülmektedir. Güneydeki doğal alanlarda ise türler arası denge daha düşük olup, güney teras uygulamalarında bu dengeye daha yakın bir yaklaşım gözlenmektedir. Bu bulgular, teras uygulamalarının kuzey ve güney bakılarda türler arası dengeyi artırdığını ve ekosistemlerde daha dengeli bir tür dağılımına katkıda bulunduğunu göstermektedir.

Metrik olmayan çok boyutlu ölçekleme (NMDS) birey sayısı sonuçlarına göre, güney doğal alanları ve güney teras alanları belirgin şekilde ayrılmaktadır. Bu durum, teras uygulamalarının güneyde doğal alanlara göre bitki komünitelerinin yapısını önemli ölçüde değiştirdiğini göstermektedir. Kuzey doğal alanları ve kuzey teras alanları arasında da farklılıklar bulunmaktadır, ancak bu fark güneydeki kadar belirgin değildir. Bu da, kuzeydeki teras uygulamalarının doğal alanlara göre bitki komüniteleri üzerindeki etkisinin güneydekine göre daha az olduğunu düşündürülebilir. Kuzey ve güney bölgeleri arasındaki bitki komüniteleri, coğrafi ve çevresel faktörlerden kaynaklanan belirgin farklılıklar göstermektedir. Teras uygulamaları hem kuzey hem de güney bölgelerinde bitki komünitelerinin yapısını değiştirmektedir, ancak güneyde bu etki daha belirgindir. Bu bulgular, araştırma bölgeleri

arasında gözle görülür farklılıklar olduğunu ortaya koymaktadır. Hem kuzey ve güney bölgeler arasında, hem de doğal ve teras alanları arasında önemli farklılıklar gözlenmiştir. Bu sonuçlar, bitki komünitelerinin coğrafi ve çevresel koşullara bağlı olarak farklılıklar gösterebileceğini ve bu farklılıkların bitki türlerinin dağılım ve çeşitliliği üzerinde etkili olabileceğini düşündürmektedir.

NMDS analiz sonuçlarına göre, ayrıca, doğal ve teras alanlardaki birey sayıları karşılaştırıldığında, NDMS değerleri arasında istatistiksel olarak anlamlı bir fark bulunmuştur. Bu, doğal ve teras alanlarda bulunan bitki komünitelerinin bileşimlerinde ve birey sayılarında önemli farklılıklar olduğunu göstermektedir. NMDS bulguları, kuzey ve güney bölgelerindeki bitki komünitelerinin birbirlerinden ayrı gruplar oluşturduğunu da göstermiştir. Bu, coğrafi bölgeye özgü bitki türlerinin varlığını ve dağılımını yansıtır. Bu sonuçlar, araştırma bölgeleri arasında önemli farklılıklara işaret etmekte ve çeşitli coğrafi ve çevresel faktörlerin bitki gruplarının dağılımını etkilediğini göstermektedir. Bu durum, kuzey ve güney bölgeleri ile doğal ve teras alanları arasında önemli ölçüde farklı ekolojik koşulların bulunduğunu göstermektedir. Bu farklılıkların, bitki türlerinin uyarlanımında ve bitki gruplarının dağılımını şekillendirilmesinde önemli rol oynadığı düşünüldüğünde, bu bulgular ekosistemlerin çeşitliliği ve korunması açısından büyük öneme sahiptir. Doğal ve teras alanların kendi aralarındaki NDMS var/yok değerleri karşılaştırıldığında, istatistiksel olarak anlamlı bir fark bulunmuştur. Bu, doğal ve teraslanmış alanlardaki bitki komünitelerinin bileşimlerinde belirgin farklılıklar olduğunu göstermektedir.

NMDS örtüş sonuçlarına göre, bitki gruplarının coğrafi bölgelere göre farklılık gösterdiği ve bazı habitat türlerinin belirli bitki türlerini daha yoğun olarak barındırabileceği sonucuna varılabilir. Bu bulgular, bölgesel ekolojik farklılıkların ve habitat çeşitliliğinin önemini vurgulamaktadır. Doğal ve teras alanların kendi aralarındaki NDMS örtüş değerleri karşılaştırıldığında, istatistiksel olarak anlamlı bir fark bulunmamıştır. Bu, doğal ve teraslanmış alanlardaki bitki komünitelerinin bileşimlerinin örtüşme açısından önemli ölçüde farklı olmadığını göstermektedir. Bu sonuca göre, doğal ve teras alanlarda bulunan bitki türlerinin kompozisyonları arasında belirgin bir örtüşme vardır. Başka bir deyişle, bu iki farklı alan türünde de benzer bitki komüniteleri bulunabilir. Bu durum, teraslama işleminin bitki komüniteleri üzerindeki etkisinin sınırlı olabileceğini veya her iki alan tipinin de benzer çevresel koşullara sahip olabileceğini düşündürülebilir. Ancak, istatistiksel olarak anlamlı bir fark bulunmaması, her iki alanın ekolojik özelliklerinin tamamen aynı olduğu anlamına gelmez;

sadece belirli bir örtüşme açısından ölçülen farkların istatistiksel olarak belirgin olmadığını gösterir.

SLA sonuçlarında istatistiksel olarak anlamlı bir fark elde edilememiş olsa da, kuzeydeki doğal alanlarda elde edilen sonuçlar diğerlerine nazaran daha yüksekti. Bu durum, kuzeydeki doğal alanların daha hızlı büyüyen veya diğer ekolojik avantajlara sahip bitki türlerine ev sahipliği yapabileceğini göstermektedir. Aynı zamanda, kuzeydeki doğal alanlardaki daha geniş yaprak alanına sahip bitkilerin fotosentez ve besin üretimi gibi önemli süreçlerde daha etkili olabileceğine işaret etmektedir. Daha geniş bir yaprak alanı, bitkilerin güneş enerjisini daha verimli bir şekilde kullanılmasını sağlayarak büyümenin ve metabolik faaliyetlerin artmasına katkıda bulunur. Bu nedenle, SLA değerlerindeki gözlenen farklılık, ekolojik sistemdeki enerji akışı ve bitki büyümesi üzerinde önemli etkilere sahip olabilir. Ek olarak, kuzeydeki doğal alanların daha yüksek SLA değerlerine sahip olması, bu bölgelerin mikroiklim koşullarının bitki büyümesi üzerinde olumlu etkileri olabileceğini düşündürmektedir. Özellikle güneş ışığına daha fazla maruz kalan ya da daha nemli olan bölgelerde, bitkiler geniş yaprak yüzeyi sayesinde daha fazla fotosentetik aktivite gerçekleştirebilirler.

Yüksek Yaprak Kuru Madde İçeriği (LDMC) değerleri, bitkilerin daha fazla su ve daha az yanıcı madde içerdiği anlamına gelir, bu da genel olarak yangına karşı daha az duyarlı olduklarına işaret eder. Güneydeki doğal alanların yangın riski açısından daha savunmasız olabileceği anlamına geliyor. Ayrıca düşük LDMC değerlerinin güneydeki doğal alanları yangın riskine karşı daha savunmasız hale getirebileceği düşünülebilir. Bunun nedeni, düşük LDMC değerlerinin bitkilerde daha yüksek yanıcı madde içeriğine işaret etmesi ve bunun da potansiyel olarak daha kolay tutuşmaya ve yangınların daha hızlı yayılmasına yol açmasıdır.

Özellikle kurak mevsimlerde, düşük LDMC değerleri sergileyen bitkilerin bulunduğu bölgeler, artan orman yangını riskiyle karşı karşıya kalabilir. Bu durum doğal alanlarda orman yangını yönetimi ve önleme stratejilerine daha fazla önem verilmesini gerektirebilir. Ayrıca bu bulgu, iklim değişikliği gibi faktörlerin etkisi altında güneydeki ekosistemlerin daha da savunmasız hale gelebileceğini düşündürülebilir.

Gövde Özgül Yoğunluk (SSD) analizinde, kuzey doğal alanlarındaki bitkilerin daha dayanıklı gövdelere sahip olduğu gözlemlenmiştir. Bu durum, kuzey bölgelerindeki bitkilerin yapısal olarak daha sağlam olduğunu ve olumsuz çevresel koşullara karşı daha dayanıklı olabileceğini göstermektedir. SSD değerlerinin yüksek olması, bitki gövdelerinin daha yoğun ve dayanıklı olduğunu gösterir. Bu özellik, kuzeydeki doğal alanlardaki bitkilerin genellikle daha sağlam ve

dayanıklı olabileceği anlamına gelir. Ayrıca, kuzeydeki doğal alanlarda gözlemlenen yüksek gövdeye özgü yoğunluğun, bitki komüniteleri içinde karbon tutumu ve yapısal destek için daha büyük bir kapasiteye işaret ediyor olabileceğini göstermektedir. Yoğun gövdeler, mekanik güç sağlamakla kalmaz, aynı zamanda besin ve suyun daha verimli taşınmasını sağlayarak genel bitki sağlığına ve dayanıklılığına katkıda bulunur. Kuzey ve güney bölgeleri arasındaki gövdeye özgü yoğunluk farklılıkları, ekosistem dinamikleri ve üretkenliği üzerinde önemli etkilere sahip olabilir. Kuzey bölgelerindeki bitkilerin daha yüksek SSD değerlerine sahip olması, bu bitkilerin çevresel streslere karşı daha dirençli olabileceğini ve karbon depolama kapasitelerinin daha yüksek olabileceğini göstermektedir.

Kuzey terastaki yaprak kıvrıklığındaki artış belli bir önem düzeyine ulaşmamış olsa da, kuzey terastaki bitkilerin farklı çevresel faktörlere veya büyüme koşullarına maruz kaldıklarını veya belki de daha hassas olduklarını düşündürebilir. Ayrıca, kuzey terasta gözlemlenen yaprak kıvrılmasında istatistiksel anlamlılığa ulaşmamasına rağmen, altta yatan çevresel veya büyüme farklılıklarının göstergesi olabilir. Bu, kuzey terastaki bitkilerin belirli koşullara veya strese karşı potansiyel duyarlılığını göstermektedir. Bu, bitkileri etkileyen stres faktörlerinin ve büyüme koşullarının daha iyi anlaşılmasına katkıda bulunabilir.

Yaprak kalınlığındaki artış, istatistiksel olarak belirgin düzeyde olmasa da, kuzey terastaki bitkilerin farklı çevresel faktörlere veya büyüme koşullarına maruz kaldığı veya belki de daha hassas olduğu anlamına gelebilir. İstatistiksel anlamlılığa ulaşmamış olmasına rağmen, kuzey terasta yaprak kalınlığında gözlemlenen artış, altta yatan çevresel veya büyüme eşitsizliklerine işaret ediyor olabilir. Bu gözlem, kuzey terastaki bitkilerin belirli koşullara veya streslere karşı potansiyel olarak daha duyarlı olabileceğini ve belki de bu koşullara uyum sağlama kapasitelerinin farklı olabileceğini düşündürebilir. Bu durum, kuzey terastaki bitkilerin farklı genetik uyarlanımlara veya belirli çevre koşullarına adapte olabilecek farklılıkta genetik varyasyonlara sahip olabileceğini gösterebilir.

Anlamlı istatistiksel sonuç elde edilememesine rağmen, kuzey doğal alanında yaprak alanı değerlerinin biraz daha geniş bir dağılıma sahip olduğu gözlemlenmiştir. Bu durum, kuzeydeki bitkilerin çevresel faktörlere daha fazla maruz kaldığı ve bu nedenle yaprak alanlarının daha fazla çeşitlilik gösterdiği şeklinde yorumlanabilir. Kuzeydeki bitkilerin çevresel değişkenliklere daha iyi adapte olmuş olabileceği ve bu nedenle yaprak alanlarının daha çeşitli olduğu düşünülebilir. Bu gözlem, kuzey bölgesindeki bitkilerin çeşitli çevresel koşullara uyum

sağlama yeteneğinin, yaprak alanları üzerinde geniş bir varyasyon oluşturduğunu göstermektedir.

LFMC değerleri, incelenen alanlar arasında bitki dokularının nem içeriğinde önemli farklılıklar olduğunu göstermektedir. Bu farklılık, çevresel değişkenlerin yanı sıra bitki komünitelerinin uyarlanım yetenekleri ve tür çeşitliliği gibi birçok faktörden kaynaklanabilir. Bu keşif, ekosistemlerin yönetimi ve korunmasında önemli bir rol oynayan bitki populasyonlarının bölgesel çeşitliliği ve ekolojik uyumu hakkında değerli bilgiler sağlıyor.

Metrik Olmayan Çok Boyutlu Ölçekleme (NMDS) ve Temel Bileşenler Analizi (PCA) sonuçları, kuzey ve güney bölgeler ile doğal ve teras alanlar arasındaki bitki komünitelerinin yapısal farklılıklarını ortaya koymuştur. NMDS ve PCA analizleri, bitki komünitelerinin coğrafi ve çevresel koşullara göre çeşitlilik gösterdiğini ve belirli habitat türlerinin belirli bitki türlerini daha yoğun barındırabileceğini göstermektedir. Kuzey ve güney bakıları arasındaki farklılıklar, bitki türlerinin uyarlanım yetenekleri ve yaşam alanlarının farklılıklarını yansıtır. Bu farklılıklar, bitki komünitelerinin dağılımı ve çeşitliliği üzerinde belirgin etkiler yaratmaktadır.

Ayrıca, tez çalışması sırasında yapılan gözlemlerde, teraslama yapılan alanlara dikilen *Pinus brutia* ağaçlarının bir kısmı hayatta kalırken, bazılarının ölmüş olduğu görülmüştür.

Bu bulgular, Kızılcım ormanlarının yangın sonrası yönetiminde teraslama uygulamalarının dikkatle değerlendirilmesi gerektiğini vurgulamaktadır. Dolayısıyla, teraslama uygulamalarının yangın sonrası ekosistemlerin yeniden restore edilmesinde kullanılması ve bu uygulamaların uzun vadeli ekolojik etkilerinin dikkate alınması son derece önemlidir. Bu sayede, ekosistemlerin biyolojik çeşitliliği ve sürdürülebilirliği korunabilir. Ayrıca, çalışmanın sonuçları, yangın sonrası ormancılık uygulamaları için rehber niteliğinde olup, doğal süreçlerin ve insan müdahalelerinin dikkatli bir şekilde düzenlenmesi gerektiğini göstermektedir. Teraslama gibi uygulamaların, ekosistem üzerindeki uzun vadeli etkileri dikkate alınarak planlanması, yangın sonrası habitatların iyileştirilmesi ve korunması açısından kritik öneme sahiptir. Doğal olarak yeniden yeşillenen ormanın, yapay olarak teşvik edilen ormandan çok az daha hızlı iyileştiği gerçeği, yapay teşvikin restorasyon işlemi üzerindeki etkisinin önemsiz olduğunu gösteriyor, dolayısıyla yapay teşvikin restorasyon yöntemi olarak kullanılması yeniden değerlendirilmelidir (Chen ve ark., 2014).

Bu çalışma, yangına eğilimli ekosistemlerde yangın sonrası ormancılık uygulamalarına rehberlik edecek önemli veriler sunmakta ve doğal süreçlerin korunması ile insan müdahalelerinin dikkatli bir şekilde düzenlenmesi gerektiğini ortaya koymaktadır. Ekosistemlerin biyolojik çeşitliliği ve sürdürülebilirliği açısından, teraslama ve diğer restorasyon uygulamalarının ekolojik etkileri dikkatle değerlendirilmelidir. Bu sayede, yangın sonrası habitatların iyileştirilmesi ve korunması mümkün olacaktır. Çalışmamız, özellikle doğal yenilenme yöntemlerinin kullanımını desteklemekte ve bu süreçlerin ekosistem sağlığı ve sürdürülebilirliği açısından daha olumlu sonuçlar doğurduğunu göstermektedir. Uzun vadeli ekolojik izleme ve düzenli çalışmalar, teraslama uygulamalarının etkilerini daha iyi anlamamıza yardımcı olabilir ve bu bilgilerin ışığında daha sürdürülebilir ormancılık stratejileri geliştirilebilir. Ekonomik ve ekolojik maliyetler ile faydaların kapsamlı bir analizi, en verimli ve sürdürülebilir uygulamaların seçilmesine yardımcı olacak ve yangın sonrası ekosistem restorasyonunda daha başarılı sonuçlar elde edilmesini sağlayacaktır. Doğal yenilenme yöntemlerinin teşvik edilmesi, hem ekonomik açıdan daha avantajlı hem de ekolojik dengeyi koruma açısından daha etkili bir strateji olarak ön plana çıkmaktadır.

6. SONUÇ

Bu çalışma, odunsu bitkilerin komüniteleri üzerinde teraslamanın etkilerini incelemeyi amaçlamış ve bu etkinin genel olarak sınırlı olduğunu ortaya koymuştur. Hem bitki çeşitliliği, tür kompozisyonu hem de bitki karakterleri üzerinde teraslamanın belirgin bir etkisi görülmemiştir. Ancak, bu sonucun yalnızca odunsu bitkiler üzerinde yapılan bir çalışma ile sınırlı olması, özellikle otsu bitkiler ve toprak üzerindeki bazı etkilerin gözden kaçmasına neden olmuş olabilir.

Teraslamanın, yangın sonrası ekosistemlerin doğal yenilenme süreçlerine müdahale ederek bitki komünitelerinin yapısını ve çeşitliliğini homojenleştirdiği, böylece yangın sonrası peyzajın heterojenliğini azalttığı tespit edilmiştir. Kuzey ve güney yönlerine bakan alanlar arasındaki belirli fizyolojik ve morfolojik farklar, bitki komünitelerinin coğrafi ve çevresel koşullara göre uyarlanımlarını ortaya koymaktadır. Bu durum, teraslamanın bitki komünitelerinin yapısını değiştirdiğini ve peyzaj ölçeğinde biyoçeşitliliği olumsuz yönde etkilediğini ortaya koymaktadır. Özellikle, teraslamanın erozyon riskini artırma, toprak tohum bankasını olumsuz etkileme ve tek yıllık otsu bitkiler üzerinde daha negatif etkiler yaratma

potansiyeli gibi faktörler dikkate alındığında, bu konuda daha fazla araştırmaya ihtiyaç duyulmaktadır.

Dört yıl içerisinde teraslanmış alanlara dikilen *Pinus brutia* fidanları ile teras kenarlarında doğal olarak çıkan *Pinus brutia* fideleri ve doğal haline bırakılan alanlarda kendiliğinden çıkan *Pinus brutia* fidelerinin neredeyse aynı boyutta oldukları görülmüştür. Arazi üzerindeki alanların büyük çoğunluğu teraslanmış olup, doğal alanları bulabilmek oldukça zordur. Bu kadar geniş bir alanın teraslanmış olması, muhtemelen oldukça maliyetli bir işlem olarak değerlendirilebilir. Ayrıca, teraslanmış alanlarda habitat içerisinde yer alan boşlukların, birçok hayvan türü için saklanma alanlarını ortadan kaldırması da dikkate alınmalıdır. Bu durum, teraslama çalışmalarının daha dikkatli ve dengeli bir şekilde planlanması gerektiğini göstermektedir. Ekosistemdeki hayvanlar için saklanma ve yaşam alanlarının korunması, teraslama yapılırken göz önünde bulundurulmalıdır.

Araştırmada sadece odunsu bitkilerin incelenmiş olması, otsu türlerin göz ardı edilmesine ve sonuçların tam olarak belirginleştirilememesine neden olmuş olabilir. Bu durumda, teraslama uygulamalarının ekosistem üzerindeki etkilerini daha bütünsel bir şekilde anlamak ve sonuçları daha kapsamlı hale getirmek için gelecek çalışmalarda otsu türlerin de değerlendirilmesinin gerektiğini düşünülmektedir. Otsu bitkilerin değerlendirilmesi, teraslama uygulamalarının ekosistem üzerindeki etkilerini daha kapsamlı ve doğru bir şekilde değerlendirmemize yardımcı olacaktır.

Yangın sonrası restorasyonun etkilerinin araştırılmasında, bitkilerin karakterleri nadiren dikkate alınmıştır ve bu çalışma, bitki karakterlerinin bu gibi çalışmalara nasıl entegre edilebileceğini de göstermektedir. Bu çalışma, dolayısıyla, hem bitki karakterlerini hem de bitki çeşitliliğini yangın sonrası restorasyon araştırmasında bir arada irdeleyen nadir çalışmalardan biridir. Gelecekte otsu bitkiler de dikkate alınarak yapılacak çalışmalar, komünitenin gerçek anlamda nasıl değiştiğini daha iyi anlamamıza olanak sağlayacaktır.

7. KAYNAKÇA

- Akman, Y., *Biyocoğrafya*. Palme Yayınları, Ankara, **1993**.
- Anderson, M.J. A new method for non-parametric multivariate analysis of variance. *Austral Ecology* 26(1):32–46, **2001**.
- Angeler, D. G., & Allen, C. R., Quantifying resilience. *Journal of Applied Ecology*, 53(3), 617-624. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12649>, **2016**.
- Archibold, O.W., *Ecology of world vegetation*. Chapman & Hall, London, **1995**.
- Balch, J. K., Bradley, B. A., Abatzoglou, J. T., Nagy, R. C., Fusco, E. J., & Mahood, A. L., Human-started wildfires expand the fire niche across the United States. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 114(11), 2946-2951, **2017**.
- Beghin, R., Lingua, E., Garbarino, M., Lonati, M., Bovio, G., Motta, R., & Marzano, R., Pinus sylvestris forest regeneration under different post-fire restoration practices in the Northwestern Italian Alps. *Ecological Engineering*, 36(10), 1365-1372, **2010**.
- Bianchi, L. O., & Defossé, G. E., Live fuel moisture content and leaf ignition of forest species in Andean Patagonia, Argentina. *International Journal of Wildland Fire*, 24, 340-348, **2015**.
- Balensiefer, M., Rossi, R., Ardinghi, N., Cenni, M., & Ugolini, M. *SER international primer on ecological restoration*. Society for Ecological Restoration, Washington, **2004**.
- Bárcenas-Moreno, G., García-Orenes, F., Mataix-Solera, J., Mataix-Beneyto, J., & Bååth, E., Soil microbial recolonisation after a fire in a Mediterranean forest. *Biology and Fertility of soils*, 47, 261-272, **2011**.
- Bernhardt-Römermann, M., Gray, A., Vanbergen, A. J., Bergès, L., Bohner, A., Brooker, R. W., ... & Stadler, J., Functional traits and local environment predict vegetation responses to disturbance: A pan-European multi-site experiment. *Journal of Ecology*, 99(3), 777-787, **2011**.
- Boerner, R. E., Fire and nutrient cycling in temperate ecosystems. *BioScience*, 32(3), 187-192, **1982**.
- Boydak, M., Silvicultural characteristics and natural regeneration of Pinus brutia Ten. —a review. *Plant Ecology*, 171, 153-163, **2004**.

- Calviño-Cancela, M., Chas-Amil, M. L., García-Martínez, E. D., & Touza, J., Interacting effects of topography, vegetation, human activities and wildland-urban interfaces on wildfire ignition risk. *Forest Ecology and Management*, 397, 10-17, **2017**.
- Castro, J., Allen, C. D., Molina-Morales, M., Marañón-Jimenez, S., Sanchez-Miranda, A. & Zamora, R., Salvage Logging Versus the Use of Burnt Wood as a Nurse Object to Promote Post-Fire Tree Seedling Establishment. *Restoration Ecology* 19: 537-544, **2011**.
- Certini, G., Effects of fire on properties of forest soils: a review. *Oecologia*, 143(1), 1-10, **2005**.
- Chen, W., Moriya, K., Sakai, T., Koyama, L., & Cao, C., Post-fire forest regeneration under different restoration treatments in the Greater Hinggan Mountain area of China. *Ecological Engineering*, 70, 304-311, **2014**.
- Cortina, J., Bellot, J., Vilagrosa, A., Caturla Cardona, R. N., Maestre, F. T., Rubio, E., ... & Bonet, A., Restauración en semiárido. Capítulo 12, en " Avances en el estudio de la gestión del monte mediterráneo", en Vallejo, RV, y Alloza, JA (Eds.). Pag. 345-406, **2004**.
- Cowling, R.M., Rundel, P.W., Lamont, B.B., Arroyo, M.K. & Arianoutsou, M., Plant diversity in Mediterranean-climate regions. *Trends Ecol. Evol.* 11(9): 362–366, **1996**.
- D'Antonio, C. M., Mooney, H. A., & Hobbs, R. J., Invasive species in a changing world, **2000**.
- De Almeida, T., Blight, O., Mesléard, F., Bulot, A., Provost, E., & Dutoit, T. Harvester ants as ecological engineers for Mediterranean grassland restoration: Impacts on soil and vegetation. *Biol. Conserv.*, 245, 108547, **2020**.
- De Almeida, W. S., Panachuki, E., de Oliveira, P. T. S., da Silva Menezes, R., Sobrinho, T. A., & de Carvalho, D. F. Effect of soil tillage and vegetal cover on soil water infiltration. *Soil and Tillage Research*, 175, 130-138, **2018**.
- De la Riva, E. G., Lloret, F., Pérez-Ramos, I. M., Marañón, T., Saura-Mas, S., Díaz-Delgado, R., & Villar, R. The importance of functional diversity in the stability of Mediterranean shrubland communities after the impact of extreme climatic events. *Journal of Plant Ecology*, 10(2), 281-293, **2017**.
- Doblas-Miranda, E., Martínez-Vilalta, J., Lloret, F., Álvarez, A., Ávila, A., Bonet, F., Brotons, L., Castro, J., Yuste J.C., Diaz, M., Ferrandis, P., García-Hurtado, E., Iriondo, J.M., Keenan, T.F., Latron, J., Llusà J., Loepfe L., Mayol M., Moré, G., Moya, D., Peñuelas, J., Pons, X.,

Dunning T., “Ancient Maya terracing and modern conservation in the Peten rain forest of Guatemala,” *Journal of Soil and Water Conservation* 50, no. 2, 138-145, **1995**.

EFFIS., The European Forest Fire Information System. <http://forest.jrc.ec.europa.eu/effis/>. (Eriřim tarihi: **20.07.2022**)

Enquist, B.J., Brown, J.H. & West, G.B. Allometric scaling of plant energetics and population density. *Nature*, 395, 163–165, **1998**.

Ergan, G., Akdeniz bitkilerinin yangınla olan ilişkisinin incelenmesi ve yangın efemerallerinin tespiti. Yüksek Lisans Tezi, Hacettepe Üniversitesi, Ankara, **2017**.

Fernández-Raga, M., Martins, M. A., Marcos Porras, E., Fraile, R., & Keizer, J. J., Splash erosion on terraces, does it make a difference if the terracing is done before or after a fire?, *Hydrology*, 8(4), 180, 2021.

Garnier, E., Lavorel, S., Ansquer, P., Castro, H., Cruz, P., Dolezal, J., Eriksson, O., Fortunel, Cl., Freitas, H., Golodets, C., Grigulis, K., Jouany, C., Kazakou, E., Kigel, J., Kleyer, M., Lehsten, V., Lepš, J., Meier, T., Pakeman, R., Papadimitriou, M., Papanastasis, V. P., Queded, H., Quétier, F., Robson, M., Roumet, C., Rusch, G., Skarpe, C., Sternberg, M., Theau, J. P., Thébault, A., Vile, D., Zarovali, M. P., Assessing the effects of land-use change on plant traits, communities and ecosystem functioning in grasslands: a standardized methodology and lessons from an application to 11 European sites, *Annals of Botany*, 99, 5, 967-985, **2006**.

González-De Vega, S., De las Heras, J., & Moya, D., Resilience of Mediterranean terrestrial ecosystems and fire severity in semiarid areas: Responses of Aleppo pine forests in the short, mid and long term. *Science of the Total Environment*, 573, 1171-1177, **2016**.

Kavgacı, A., Tavşanoğlu, Ç., Akdeniz tipi ekosistemlerde yangın sonrası vejetasyon dinamiği. SDÜ Orman Fakóltesi Dergisi, 2: 149-166, **2010**.

Kavgacı, A., Örtel, E., Torres, I., Safford, H., Early postfire vegetation recovery of *Pinus brutia* forests: Effects of fire severity, prefire stand age, and aspect. *Turkish Journal of Agriculture and Forestry*, 40: 723-736, **2016**.

Kavgacı, A., Silc, U., Bařaran, S., Marinsek, A., Bařaran, M. A., Kosir, P., ... & Carni, A., Classification of plant communities along postfire succession in *Pinus brutia* (Turkish red pine) stands in Antalya (Turkey). *Turkish Journal of Botany*, 41(3), 299-307, **2017**.

- Kazancı, D.D., Kızılcım'da (*Pinus brutia* Ten.) yangınla ilişkili karakterlerin popülasyon arası değişkenliği ve bu değişkenliği ortaya çıkartan faktörler. *Doktora tezi, Hacettepe Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü, Ankara, 2021.*
- Keeley, J. E., Resilience of Mediterranean shrub communities to fires. In Resilience in Mediterranean-type ecosystems (pp. 95-112). Springer, Dordrecht, **1986.**
- Keeley, J. E., Fire intensity, fire severity and burn severity: a brief review and suggested usage. *International journal of wildland fire, 18(1), 116-126, 2009.*
- Keeley, J.E., Bond, W.J., Bradstock, R.A., Pausas, J.G., Rundel, P.W., Fire in Mediterranean Ecosystems: Ecology, Evolution and Management, *Cambridge University Press, 2012.*
- Kemer, N. Orman yangınları ve sonrası: Orman ekosistem restorasyonu. *Avrupa Bilim ve Teknoloji Dergisi, 33, 373-381, 2022.*
- Kozłowski, T. T., & Ahlgren, C. E. (Eds.), *Fire and Ecosystems.* Academic Press, NY, **1974.**
- Lavorel, S., McIntyre, S., & Grigulis, K., Plant response to disturbance in a Mediterranean grassland: How many functional groups?, *Journal of vegetation Science, 10(5), 661-672, 1999.*
- Lenth, R. Emmeans: Estimated marginal means, aka least-squares means. R package version 1.4.6. <https://CRAN.R-project.org/package=emmeans>, **2020.**
- Lionello, P., Malanotte-Rizzoli, P., Boscolo, R., Alpert, P., Artale, V., Li, L., ... & Xoplaki, E., The Mediterranean climate: an overview of the main characteristics and issues. *Developments in Earth and Environmental Sciences, 4, 1-26, 2006.*
- Lopes, A. R., Prats, S. A., Silva, F. C., & Keizer, J. J., Effects of ploughing and mulching on soil and organic matter losses after a wildfire in Central Portugal. *Cuadernos de investigación geográfica: Geographical Research Letters, 46(1), 303-318, 2020.*
- Maestre, F. T., & Cortina, J., Are *Pinus halepensis* plantations useful as a restoration tool in semiarid Mediterranean areas?. *Forest Ecology and Management, 198(1-3), 303-317, 2004.*
- Maia, P., Pausas, J. G., Vasques, A., & Keizer, J. J., Fire severity as a key factor in post-fire regeneration of *Pinus pinaster* (Ait.) in Central Portugal. *Annals of forest science, 69, 489-498, 2012.*

Martin, D. M., Ecological restoration should be redefined for the twenty-first century. *Restoration Ecology*, 25(5), 668-673, **2017**.

Matallana, R. G., Lucas-Borja, M. E., Gómez-Sánchez, M. E., Uddin, S. M., & Zema, D. A., Post-fire restoration effectiveness using two soil preparation techniques and different shrubs species in pine forests of South-Eastern Spain. *Ecological Engineering*, 178, 106579, **2022**.

Mataix-Solera, J., Arcenegui, V., Guerrero, C., García-Orenes, F., & Mataix-Beneyto, J., Relationships between soil properties and burnt soil water repellency under different fire recurrence intervals in a Mediterranean environment. *Catena*, 79(1), 75-80, **2009**.

Médail, F., & Quézel, P., Hot-spots analysis for conservation of plant biodiversity in the Mediterranean basin. *Ann. Mo. Bot. Gard.*, 84, 112–127, **1997**.

Médail, F., & Quézel, P., Biodiversity hotspots in the Mediterranean Basin: setting global conservation priorities. *Conserv. Biol.*, 13(6), 1510–1513, **1999**.

Meena, R. S., Lal, R., & Yadav, G. S., Long-term impacts of topsoil depth and amendments on soil physical and hydrological properties of an Alfisol in central Ohio, USA. *Geoderma*, 363, 114164, **2020**.

Melgoza, G., Nowak, R. S., & Tausch, R. J., Soil water exploitation after fire: competition between *Bromus tectorum* (cheatgrass) and two native species. *Oecologia*, 83, 7-13, **1990**.

Monleon, V. J., Long-term effects of prescribed underburning on litter decomposition and nutrient release in ponderosa pine stands in central Oregon. *Forest Ecology and Management*, 81(1-3), 143-152, **1996**.

Morán-Ordóñez, A., Duane, A., Gil-Tena, A., De Cáceres, M., Aquilué, N., Guerra, C. A., ... & Brotons, L., Future impact of climate extremes in the Mediterranean: Soil erosion projections when fire and extreme rainfall meet. *Land Degradation & Development*, 31(18), 3040-3054, **2020**.

Moreira, F., Viedma, O., Arianoutsou, M., Curt, T., Koutsias, N., Rigolot, E., ... & Bilgili, E., Landscape–wildfire interactions in southern Europe: implications for landscape management. *Journal of environmental management*, 92(10), 2389-2402, **2011**.

Mohsenin, N.N., *Thermal Properties of Foods and Agricultural Materials*. CRC Press, Boca Raton, FL, **1980**.

- Myers, N., Mittermeier, R.A., Mittermeier, C.G., Da Fonseca, G.A. & Kent, J., Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature* 403(6772): 853. doi: 10.1038/35002501, **2000**.
- Neary, D. G., Klopatek, C. C., DeBano, L. F., & Ffolliott, P. F., Fire effects on belowground sustainability: a review and synthesis. *Forest Ecology and Management*, 122(1-2), 51-71, **1999**.
- Nunes, J. P., Bernard-Jannin, L., Rodriguez Blanco, M. L., Santos, J. M., Coelho, C. D. O. A., & Keizer, J. J., Hydrological and erosion processes in terraced fields: observations from a humid Mediterranean region in Northern Portugal. *Land Degradation & Development*, 29(3), 596-606, **2018**.
- Naveh, Z., The evolutionary significance of fire in the Mediterranean region. *Vegetatio*, 29, 199-208, **1975**.
- Ojima, D. S., Schimel, D. S., Parton, W. J., & Owensby, C. E., Long-and short-term effects of fire on nitrogen cycling in tallgrass prairie. *Biogeochemistry*, 24, 67-84, **1994**.
- Oksanen, J., Blanchet, F. G., Kindt, R., Legendre, P., Minchin, P. R., O'Hara, R. B., Simpson, G. L., Solymos, P., Stevens, M. H. H., & Wagner, H. (2019). *Vegan: Community ecology package*. R package version 2.5-6. <https://CRAN.R-project.org/package=vegan>, **2019**.
- Özkan, D. G., Akyol, D., & Özkan, S. D., Karabağlar ilçesinin açık ve yeşil alan analizi ve bir sistem önerisi. *International Journal of Social Humanities Sciences Research*, 4(15), 1837-1846, **2017**.
- Panetsos, K. P., *Monograph of Pinus halepensis (Mill.) and P. brutia (Ten.)*, **1981**.
- Pausas, J. G., & Vallejo, V. R., The role of fire in European Mediterranean ecosystems. In *Remote Sensing of Large Wildfires: in the European Mediterranean Basin* (pp. 3-16). Berlin, Heidelberg: Springer Berlin Heidelberg, **1999**.
- Pausas, J. G., Ouadah, N., Ferran, A., Gimeno, T., & Vallejo, R., Fire severity and seedling establishment in *Pinus halepensis* woodlands, eastern Iberian Peninsula. *Plant Ecology*, 169, 205-213, **2002**.
- Pausas, J. G., Bladé, C., Valdecantos, A., Seva, J. P., Fuentes, D., Alloza, J. A., ... & Vallejo, R., Pines and oaks in the restoration of Mediterranean landscapes of Spain: new perspectives for an old practice—a review. *Plant ecology*, 171, 209-220, **2004**.

Pérez-Harguindeguy, N., Díaz, S., Garnier, E., Lavorel, S., et al., New handbook for standardised measurement of plant functional traits worldwide. *Australian Journal of Botany*, 61, 167-234, **2013**.

Potts, D. L., Huxman, T. E., Enquist, B. J., Weltzin, J. F., Williams, D. G., Resilience and resistance of ecosystem functional response to a precipitation pulse in a semi-arid grassland. *Journal of Ecology*, 94, 23-30, **2006**.

Pyke, D. A., Brooks, M. L., & D'Antonio, C., Fire as a restoration tool: a decision framework for predicting the control or enhancement of plants using fire. *Restoration ecology*, 18(3), 274-284, **2010**.

Pyne, S. J., Vestal fires and virgin lands: a reburn. *United States Department of Agriculture Forest Service General Technical Report INT*, 15-21, **1995**.

Pyne, S. J., *World fire: the culture of fire on earth*. University of Washington Press, **1997**.

R Core Team. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing. [https:// www.R- project.org/](https://www.R-project.org/), **2021**.

Rodrigo, A., Retana, J., & Pico, F.X., Direct regeneration is not the only response of Mediterranean forests to large fires. *Ecology*, 85, 716-729, **2004**.

Romme, W. H., Boyce, M. S., Gresswell, R., Merrill, E. H., Minshall, G. W., Whitlock, C., & Turner, M. G., Twenty years after the 1988 Yellowstone fires: lessons about disturbance and ecosystems. *Ecosystems*, 14, 1196-1215, **2011**.

Rundel, P. W., Arroyo, M. T., Cowling, R. M., Keeley, J. E., Lamont, B. B., & Vargas, P., Mediterranean biomes: evolution of their vegetation, floras, and climate. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 47, 383-407, **2016**.

oSousa, W. P., The role of disturbance in natural communities. *Annual review of ecology and systematics*, 15(1), 353-391, **1984**.

Sugihara, N. G. (Ed.), *Fire in California's ecosystems*. Univ of California Press, **2006**.

Spanos, I. A., Daskalakou, E. N., & Thanos, C. A., Postfire, natural regeneration of *Pinus brutia* forests in Thasos Island, Greece. *Acta Oecologica*, 21(1), 13-20, **2000**.

Tavşanoğlu, Ç., Kaynaş, B.Y., & Gürkan, B., Plant species diversity in a post-fire successional gradient in Marmaris National Park, Turkey. IV. International Conference on Forest Fire Research – 2002 Wildland Fire Safety Summit, 18-23 November, Luso, Coimbra, Portugal, pp. 1-6, **2002**.

Tavşanoğlu, Ç., & Gürkan, B., Akdeniz Havzasında bitkilerin kuraklık ve yangına uyumları. *Ot Sistematik Botanik Dergisi*, 11, 119-132, **2004**.

Tavşanoğlu, Ç. & Gürkan, B. Long-term post-fire dynamics of co-occurring woody species in *Pinus brutia* forests: the role of regeneration mode. *Plant Ecology* 215: 355-365, **2014**.

Thanos, C. A., & Marcou, S., Post-fire regeneration in *Pinus brutia* forest ecosystems of Samos Island (Greece): 6 years after, **1991**.

Thompson, J.D., *Plant evolution in the Mediterranean*. Oxford Univ. Press, Oxford, **2005**.

Trauernicht, C., Ticktin, T., Fraiola, H., Hastings, Z., & Tsuneyoshi, A., Active restoration enhances recovery of a Hawaiian mesic forest after fire. *Forest Ecology and Management*, 411, 1-11, **2018**.

Tüfekcioğlu, İ., Ergan, G., Kaynaş, B., Aktepe, N., & Tavşanoğlu, Ç., Akdeniz iklim bölgesindeki alt yükselti orman ve çalılıkların da yangın sonrası hızlı ekolojik değerlendirme ile restorasyon önerilerinin geliştirilmesi: Datça-Bozburun Özel Çevre Koruma Bölgesi örneği. *Turkish Journal of Forestry*, 23(3), 163-177, **2022**.

Türkmen, N., & Düzenli, A., Changes in floristic composition of *Quercus coccifera* macchia after fire in the Çukurova region (Turkey). *Annales Botanici Fennici*, 42, 453-460, **2005**.

Ürker, O., Marmaris bölgesinde orman yangınları sonrası gerçekleştirilen gençleştirme tekniklerinin bitki komünitesi üzerindeki etkileri (Doctoral dissertation, Yüksek Lisans Tezi, Hacettepe Üniversitesi), **2009**.

Ürker, O., Tavşanoğlu, Ç., & Gürkan, B. Post-fire recovery of the plant community in *Pinus brutia* forests: active versus indirect restoration techniques after salvage logging. *iForest - Biogeosciences and Forestry*, 11, 635-642, **2018**.

Vallejo, R., Restoring Mediterranean Forests. *For. Restor. Landscapes*, 313–319, **2005**.

Vallejo, V. R., Arianoutsou, M., & Moreira, F., Fire ecology and post-fire restoration approaches in Southern European Forest types. In *post-fire management and restoration of southern European forests* (pp. 93-119). Dordrecht: Springer Netherlands, **2011**.

Voltz, M., Ludwig, W., Leduc, C., & Bouarfa, S., Mediterranean land systems under global change: current state and future challenges. *Regional Environmental Change*, 18, 619-622, **2018**.

Westerling, A. L., Hidalgo, H. G., Cayan, D. R., & Swetnam, T. W., Warming and earlier spring increase western US forest wildfire activity. *Science*, 313(5789), 940-943, **2006**.

Westman, W. E., Measuring the inertia and resilience of ecosystems. *BioScience*, 28(11), 705-710, **1978**.

Whelan, R. J., *The ecology of fire*. Cambridge University Press, **1995**.

White, A. M., & Long, J. W., Understanding ecological contexts for active reforestation following wildfires. *New Forests*, 50, 41-56, **2019**.

Wickham, H. *ggplot2: Elegant graphics for data analysis*. Springer-Verlag. <https://ggplot2.tidyverse.org>, **2016**.