



ISPARTA
UYGULAMALI BİLİMLER
ÜNİVERSİTESİ

e-ISSN: 2149-3898

TURKISH JOURNAL OF FORESTRY

TÜRKİYE ORMANCILIK DERGİSİ



ISPARTA
UNIVERSITY OF APPLIED SCIENCES

Year:
Yıl: 2024

Volume:
Cilt: 25

Issue:
Sayı: 2

TURKISH JOURNAL OF FORESTRY

(TÜRKİYE ORMANCILIK DERGİSİ)

e-ISSN: 2149-3898

A peer-reviewed international journal, published quarterly (March, June, September, December)
by Faculty of Forestry at Isparta University of Applied Sciences.

Yılda dört sayı olarak (Mart, Haziran, Eylül, Aralık) yayınlanan uluslararası hakemli bir dergidir.
Isparta Uygulamalı Bilimler Üniversitesi Orman Fakültesi tarafından yayınlanmaktadır.

Year/Yıl: 2024, Volume/Cilt: 25, Issue/Sayı: 2

EDITORIAL BOARD / DERGİ YAYIN KURULU

Editor-in-chief / Baş editör

Ramazan Özçelik Isparta University of Applied Sciences, Isparta, Türkiye

Editors / Editörler

A. Alper Babalık	Isparta University of Applied Sciences, Türkiye
Abdullah Emin Akay	Bursa Technical University, Türkiye
Aylin Güney	İzmir Katip Çelebi University
Ayşe Deligöz	Isparta University of Applied Sciences, Türkiye
Bart Muys	University of KU Leuven, Belgium
Carlos Gonzalez-Benecke	Oregon State University, USA
Ender Makineci	İstanbul University-Cerrahpaşa, Türkiye
Esra Bayar	Isparta University of Applied Sciences, Türkiye
Fernando Castedo-Dorado	University of León, Spain
Hazan Alkan Akıncı	Artvin Çoruh University, Türkiye
İbrahim Özdemir	Isparta University of Applied Sciences, Türkiye
İbrahim Turna	Karadeniz Technical University, Türkiye
İ. Emrah Dönmez	Isparta University of Applied Sciences, Türkiye
Kathryn Arano Gazal	West Virginia University, USA
Mehmet Korkmaz	Isparta University of Applied Sciences, Türkiye
Mustafa Avcı	Isparta University of Applied Sciences, Türkiye
Nicklas Jansson	Linköping University, Sweden
Onur Alkan	Isparta University of Applied Sciences, Türkiye
Oytun Emre Sakıcı	Kastamonu University, Türkiye
Serkan Gülsoy	Isparta University of Applied Sciences, Türkiye
Stephen Woodward	University of Aberdeen, Scotland (Emeritus)
Şirin Dönmez	Isparta University of Applied Sciences, Türkiye
Taner Okan	İstanbul University-Cerrahpaşa, Türkiye
Tuğba Yılmaz Aydın	Isparta University of Applied Sciences, Türkiye
Uzay Karahalil	Karadeniz Technical University, Türkiye
Yusuf Serengil	İstanbul University-Cerrahpaşa, Türkiye

Layout editor / Dizgi editörü

Süleyman Uysal Isparta University of Applied Sciences, Isparta, Türkiye

Publisher / Yayıncı kuruluş

Isparta University of Applied Sciences
Faculty of Forestry

Contact / İletişim

Isparta Uygulamalı Bilimler Üniversitesi
Orman Fakültesi, 32260, Isparta, Türkiye
Phone : +90 246 214 6500
Fax : +90 246 214 6599
Web : <http://dergipark.org.tr/tjf>
E-mail : turkjfor@isparta.edu.tr

TURKISH JOURNAL OF FORESTRY

(TÜRKİYE ORMANCILIK DERGİSİ)

e-ISSN: 2149-3898

A peer-reviewed international journal, published quarterly (March, June, September, December)
by Faculty of Forestry at Isparta University of Applied Sciences.

Yılda dört sayı olarak (Mart, Haziran, Eylül, Aralık) yayınlanan uluslararası hakemli bir dergidir.
Isparta Uygulamalı Bilimler Üniversitesi Orman Fakültesi tarafından yayınlanmaktadır.

Year/Yıl: 2024, Volume/Cilt: 25, Issue/Sayı: 2

Turkish Journal of Forestry is an online, open access, peer-reviewed, international research journal. Language of the journal is English and Turkish. It publishes four issues a year. It covers subject areas related to forest engineering, forest products engineering, wildlife ecology and management and landscape architecture. Authors should only submit original work, which has not been previously published and is not currently considered for publication elsewhere. Research papers will be given priority for publication while only a limited number of review papers are published in a given issue. It is indexed in TÜBİTAK-ULAKBİM Life Sciences Database (TR index), CAB Abstracts, DOAJ, Zoological Records, Open Academic Journals Index (OAJI), Cite Factor, Index Copernicus and Cosmos Index. Turkish Journal of Forestry is the official journal of Faculty of Forestry, Isparta University of Applied Sciences. It was previously published under the title "Süleyman Demirel University Faculty of Forestry Journal" between 2000 and 2014.

Türkiye Ormancılık Dergisi online ve açık erişimli yayınlanan uluslararası hakemli bir dergidir. Dergi dili İngilizce ve Türkçe'dir ve yılda dört sayı yayınlanmaktadır. Orman mühendisliği, orman endüstri mühendisliği, peyzaj mimarlığı ve yaban hayatı ekolojisi ve yönetimi çalışma konularında bilimsel makaleler yayınlamaktadır. Dergimize gönderilen makalelerin daha önce yayınlanmamış orijinal çalışmalar olması gerekmektedir. Orijinal araştırmaya dayalı çalışmalara öncelik verilmekte, sınırlı sayıda derleme makale yayınlanmaktadır. Dergimiz TÜBİTAK-ULAKBİM Yaşam Bilimleri Veritabanı (TR Dizin), CAB Abstracts, DOAJ, Zoological Records, Open Academic Journals Index (OAJI), Cite Factor, Index Copernicus, Cosmos Index'te taranmaktadır. Isparta Uygulamalı Bilimler Üniversitesi Orman Fakültesi'nin resmi yayını olan Türkiye Ormancılık Dergisi, 2000-2014 yılları arasında "Süleyman Demirel Üniversitesi Orman Fakültesi Dergisi" adıyla yayınlanmıştır.

CONTENTS

Research

- Annual litterfall and carbon and nutrient inputs into alder stands in Bursa, Karacabey forested wetlands
Temel Sarıyıldız 156-165
- Assessment of radial growth and tree water deficit in *Cedrus libani*, *Juniperus excelsa*, and *Pinus brutia* using high-precision dendrometers
Aylin Güney, Fatma Gökçe Cankara, Burak Bahar..... 166-175
- Spatiotemporal forest and land cover change in Türkiye: The role of economic factors in driving environmental transformations
Gökhan Şen, Emre Aktürk..... 176-189
- Economic value added of enterprises and nurseries in the Regional Directorate of Forestry in Istanbul
Güven Kaya, Kenan Ok, Tuncay Porsuk..... 190-204
- New natural distribution areas of Turkish hazelnut (*Corylus colurna*): Dağakça and Çakallar (Bursa)
Mehmet Kalkan, Mustafa Yılmaz 205-212
- Optimization of dissolved oxygen in the removal of wastewater generated in a sawmill using response surface methodology (RSM)
Uğur Özkan, Serkan Kardeş, Merve Cambazoğlu, Halil Turgut Şahin 213-219

Review

- Predicting post-fire tree mortality
Coşkun Okan Güney, Aylin Güney..... 220-232
- Exploring the wide-ranging ecosystem services of riparian vegetation on a global scale
Emine Keleş Özgenç 233-243

İÇİNDEKİLER

Araştırma

- Bursa, Karacabey subasar ormanı kızılğaç meşcerelerinde yıllık döküm miktarı ve bu yolla ekosisteme giren karbon ve besin maddesi
Temel Sarıyıldız 156-165
- Yüksek hassasiyetli dendrometreler kullanılarak *Cedrus libani*, *Juniperus excelsa* ve *Pinus brutia*'da radyal büyüme ve ağaç su açığının değerlendirilmesi
Aylin Güney, Fatma Gökçe Cankara, Burak Bahar..... 166-175
- Türkiye'de orman ve arazi örtüsü değişimi: çevresel dönüşümlerin yönlendirilmesinde ekonomik faktörlerin rolü
Gökhan Şen, Emre Aktürk..... 176-189
- İstanbul Orman Bölge Müdürlüğündeki işletme ve fidanlıkların ekonomik katma değerleri
Güven Kaya, Kenan Ok, Tuncay Porsuk..... 190-204
- Türk fındığı (*Corylus colurna*)'nın doğal yayılışında yeni alanlar: Dağakça ve Çakallar (Bursa)
Mehmet Kalkan, Mustafa Yılmaz 205-212
- Kereste fabrikasında oluşan atıksuyun gideriminde çözünmüş oksijenin yanıt yüzey metodolojisi (RSM) kullanılarak optimizasyonu
Uğur Özkan, Serkan Kardeş, Merve Cambazoğlu, Halil Turgut Şahin 213-219

Derleme

- Orman yangınları sonrasında ağaçların canlılık durumlarının tahmin edilmesi
Coşkun Okan Güney, Aylin Güney..... 220-232
- Kıyı bitki örtüsünün geniş kapsamlı ekosistem hizmetlerinin küresel ölçekte araştırılması
Emine Keleş Özgenç 233-243

Bursa, Karacabey subasar ormanı kızılğaç meşcerelerinde yıllık döküm miktarı ve bu yolla ekosisteme giren karbon ve besin maddesi

Temel Sarıyıldız^{a,*} 

Özet: Bu çalışmanın temel amacı, Bursa Karacabey subasar ormanlarında, iki farklı ortamdaki (sulak ve karasal) doğal kızılğaç (*Alnus glutinosa* L.) Kzc3 ($d_{1,3}=20-35,9$ cm) ve Kzd3 ($d_{1,3}=36,0-51,9$ cm) meşcere gelişim çağlarında, ağaç bileşenlerinin (yaprak, dal, tohum ve diğer) yıllık döküm miktarı ve döküm ile ölü örtüye ulaşan karbon ve makro (N, P, K, Ca, Mg ve S) ve mikro (Fe, Mn, Na, Cu, Zn, Cl, Ni ve Co) besin elementi miktarını belirlemektir. Çalışma 2021, 2022 ve 2023 yıllarında yürütülmüştür. Bulgulara göre, yıllık ortalama döküm miktarı, sulak ortamdaki Kzc3 için hektarda 10407 kg, Kzd3 için 7678 kg iken, karasal ortamdaki Kzc3 ve Kzd3 için bu değerler daha düşük olup sırasıyla 8157 ve 5907 kg olarak tespit edilmiştir. Toplam döküntüye, yaprak miktarının katkı oranı, sulak ortamdaki Kzc3 ve Kzd3 meşcerelerinde sırasıyla %45 ve %47 iken, bu oranlar karasal ortamda %37 ve %41 olarak belirlenmiştir. Döküntü miktarı meşcere tipine göre farklılık göstermiş ve genel olarak meşcere yaşı ve ortalama çapı arttıkça döküntü miktarı azalmıştır. Sulak ortamda, döküntü ile ekosisteme giren yıllık ortalama karbon ve diğer makro ve mikro besin maddesi miktarları, genel olarak karasal ortamdaki Kzc3 ve Kzd3 meşcerelerine göre daha yüksek bulunmuştur. Örneğin, sulak ortamda Kzc3 için C, N, P, K, Ca, Mg ve S girdileri sırasıyla 4154; 130; 15; 48; 244; 48 ve 24 kg/ha/yıl olarak hesaplanırken, karasal ortamda bu değerler sırasıyla 3051; 104; 27; 49; 202; 38 ve 32 kg/ha/yıl olarak hesaplanmıştır. Çalışma ile kızılğaç meşcerelerinin döküntü üretimi ve besin maddesi girişinin sulak ve karasal ortam ile meşcere gelişim çağlarına göre farklılık gösterdiği ortaya konulmuştur.

Anahtar kelimeler: *Alnus glutinosa*, Karacabey subasar ormanları, Döküntü miktarı, Karbon ve besin maddesi stoku

Annual litterfall and carbon and nutrient inputs into alder stands in Bursa, Karacabey forested wetlands

Abstract: Annual litterfall and the amount of carbon and macro (N, P, K, Ca, Mg and S) and micro nutrients (Fe, Mn, Na, Cu, Zn, Cl, Ni and Co) reaching into the forest floor by litterfall were determined in Kzc3 ($d_{1,3}=20-35,9$ cm) and Kzd3 ($d_{1,3}=36,0-51,9$ cm) stand development stages of natural alder stands (*Alnus glutinosa* L.) growing at two different sites (floodplain and terrestrial) in Bursa Karacabey forested wetlands. The study covers the years of 2021, 2022 and 2023. Results showed that annual litterfall in the floodplain site was 10407 kg/ha for the Kzc3 and 7678 kg/ha for the Kzd3 stands, while, it was 8157 and 5907 kg/ha/year in the terrestrial site respectively. The foliage contribution to the total litterfall was 45% for the Kzd3 and 47% for the Kzc3 in the floodplain site, while it was 37 and 41% in the terrestrial sites respectively. The litterfall varied with the stand type, and it increased with the diameter and age of the stands. The annual carbon and macro- and micro-nutrients inputs into the forest floor litter through by the litterfall in the floodplain site were generally higher than in the terrestrial site. For example, annual C, N, P, K, Ca, Mg and S inputs into the floodplain sites were 4154; 130; 15; 48; 244; 48 and 24 kg/ha/yr respectively, while they were 3051; 104; 27; 49; 202; 38 and 32 kg/ha in the terrestrial sites, respectively. This study indicates that litterfall production and nutrient inputs into the alder stands significantly vary with water condition and stand development stages in the forested wetland ecosystems.

Keywords: *Alnus glutinosa*, Karacabey forested wetlands, Litterfall, Carbon and nutrient stocks

1. Giriş

Sulak alanlara, Antartika hariç, tropik alanlardan tundra alanlarına kadar farklı iklim özelliklerine sahip bölgelerde rastlanmaktadır (Hu vd., 2017). Yeryüzü karasal alanlarının yaklaşık %6'sı (ortalama 800 milyon hektar) kaplayan sulak alanların, %60'ının subasar ormanlardan oluştuğu bildirilmiştir (Matthews ve Fung, 1987). Karasal alanların küçük bir kısmını oluşturmalarına rağmen, bölgesinde ve küresel ölçekte oynadığı rol, bulunduğu alandan çok daha önemlidir. Örneğin, sulak alanlar karasal toprak organik karbonun %20-30'unun stoku olup, küresel iklim değişikliğiyle mücadelede ve atmosferdeki CO₂'nin

azaltılmasında önemli rol oynamaktadır (Xia vd., 2022; Lausch vd., 2019).

Yeryüzünün en üretken ekosistemleri arasında yer alan subasar ormanlar, bulunduğu bölgede organik maddenin ve besin elementlerinin kaynağı, stoku ve aynı zamanda su akışıyla bitişik ekosistemlere transferini sağlayabilen ekosistem hizmetleri sunabilmektedir (Teskay vd., 2020). Karasal orman ekosistemlerinde olduğu gibi, subasar ormanlarda da döküntü, ağaç bileşenlerindeki (yaprak, dal, tohum, kabuk ve diğer kısımları) organik maddenin, ayrışma ve ardından besin elementlerinin salıverilmesiyle toprağa kazandırılmasını sağlayan önemli bir biyolojik süreçtir (Rogers, 2002; Dawoe vd., 2010; Kim vd., 2010; Demessie

✉ ^a Bursa Teknik Üniversitesi, Orman Fakültesi, Orman Mühendisliği Bölümü, Bursa, Türkiye

@ ^{*} **Corresponding author** (İletişim yazarı): temel.sariyildiz@btu.edu.tr

✓ **Received** (Geliş tarihi): 29.02.2024, **Accepted** (Kabul tarihi): 16.05.2024



Citation (Atıf): Sarıyıldız, T., 2024. Bursa, Karacabey subasar ormanı kızılğaç meşcerelerinde yıllık döküm miktarı ve bu yolla ekosisteme giren karbon ve besin maddesi. Turkish Journal of Forestry, 25(2): 156-165. DOI: [10.18182/tjf.1444895](https://doi.org/10.18182/tjf.1444895)

vd., 2012). Döküntü, enerji ve besin transferinde ve toprak verimliliğinin korunmasında önemli bir rol üstlenmektedir (Lindsay ve French, 2005; Sayer ve Tanner, 2010). Ayrıca, döküntü, orman yüzeyindeki ölü örtünün miktarı ve gelişiminde de (ayırışması veya birikmesinde) aktif rol oynamaktadır (Giweta, 2020).

Toprak yüzeyinde, döküntüden beslenen ölü örtü, besin elementleri için geçici bir havuz görevi görmektedir (Gautam ve Mandal, 2018). Orman ekosistemlerinde ölü örtünün en önemli kaynağını döküm oluşturduğundan ve özellikle ölü örtünün miktarını ve kimyasal kalitesini etkilediğinden, orman ekosisteminde meydana gelen biyojeokimyasal olayların önemli bileşenlerinden sayılmaktadır (Pitman vd., 2010). Orman ekosistemlerinde besin elementlerinin biyojeokimyasal döngüsünde, döküntü, besin havuzları içinde üçüncü sırada yer almaktadır (Nordén, 1994; Barlow vd., 2007; Oziegbe vd., 2011). Böylelikle, döküntü, orman ekosisteminde, ağaç bileşenlerinin besin elementi konsantrasyonlarını ve yıllık üretimlerini de etkileyebilmektedir (Flower-Ellis ve Olsson, 1978).

Döküntü üretimi ve etki eden faktörler, karasal orman ekosistemlerinde çalışmalar yürüten araştırmacılar tarafından orman ekosistemlerindeki biyokütle verimliliğinin bir göstergesi ve ölçüsü olarak yaygın şekilde çalışılmış ve kullanılmıştır (Tam vd., 1998; Celentano vd., 2011; Tonin vd., 2017; Koray ve Tolunay, 2020; Kiracıoğlu vd., 2023). Bununla beraber, subasar ormanların döküm miktarı ve bu yolla ekosisteme kazandırılan karbon ve besin miktarı ve stokları konusunda çalışmaların oldukça sınırlı olduğu anlaşılmaktadır (Muzika vd., 1987; Tabacchi ve Planty-Tabacchi, 2003). Bilgimiz dahilinde, Türkiye subasar ormanlarında konu ile ilgili dışbudak meşcerelerinde tarafımızdan gerçekleştirilen bir çalışma dışında (yayın değerlendirme aşamasında) başka bir çalışma bulunmamaktadır. Hidrolojinin, özellikle dökülme zamanı üzerinde (şiddetli kuraklık şartlarında dökülme sürecini başlatarak) bir rol oynadığı bildirilmiştir (Lake, 1995; Rood vd., 2000). İspanya subasar orman alanlarında (kavak, gürgen, dışbudak ve söğüt türlerinin baskın olduğu subasar ormanlık alanlarda), Gonzalez (2012) tarafından gerçekleştirilen bir çalışmada, subasar ormanların yıllık toplam döküntü miktarının (ortalama 5630 kg/ha/yıl) Akdeniz ve İberya nehirlerinin kıyılarında yetişen ormanlardan (ortalama 5510 kg/ha/yıl) daha yüksek olduğu bildirilmiştir. Fakat çalışmada, toplam döküntü miktarına, yaprağın katkı oranının (%57), dünya geneli nehir kıyısı

orman ekosistemleri için bildirilen %70'den (Bray ve Gorham, 1964; Meentemeyer vd., 1982) daha düşük olduğu tespit edilmiştir.

Burada sunulan çalışmanın amacı, Karacabey subasar ormanlarında, iki farklı gelişim çağı (c ve d meşcereleri) ve iki farklı ortamdaki (sulak ve karasal) doğal kızılgağaç (*Alnus glutinosa* L.) meşcerelerinin, ağaç bileşenlerinin (yaprak, dal, tohum ve diğer) yıllık döküm miktarı ve döküm ile ekosisteme giren karbon ve makro (N, P, K, Ca, Mg ve S) ve mikro (Fe, Mn, Na, Cu, Zn, Cl, Ni ve Co) besin elementi konsantrasyonlarını ve stoklarını ortaya koymaktır.

2. Materyal ve yöntem

2.1. Çalışma alanının tanıtımı

Çalışma, Bursa Karacabey Subasar (Longoz) doğal kızılgağaç meşcerelerinde gerçekleştirilmiştir (40°23'38"-40°21'43" Kuzey enlemleri ile 28°23'02"-28°52'21"-28°34'01" Doğu boylamları) (Şekil 1). Çalışma alanı konum itibarıyla kuş uçuşu Karacabey ilçe merkezine 16 km, Mudanya ilçe merkezine 33 km, Bandırma ilçe merkezine 43 km, Bursa il merkezine 51 km uzaklıktadır. Karacabey iklimi, Akdeniz ikliminin, az da olsa Karadeniz iklimine geçiş özelliği gösteren şeklidir. Yıllık sıcaklık ortalamasının 13,2 °C olduğu bölgede, en yüksek sıcaklık değeri ağustos ayı için 38,5 °C, en düşük sıcaklık ise şubat ayı için - 9,7 °C olarak bildirilmiştir (Aygün, 2021). Karacabey' in yıllık yağış miktarı ortalama 562 mm' dir.

Akay vd. (2017) tarafından orman amenajman haritası kullanılarak hazırlanmış detaylı arazi kullanım tipi haritasında, Karacabey Subasar ormanlarının toplam alanı yaklaşık 3800 ha olarak bildirilmiştir. Orman Genel Müdürlüğü'nün alana ait e-meşcere haritasında, geniş yapraklı ormanların çoğunluğunu dışbudak ve kızılgağaç saf veya karışık meşcereleri oluşturmaktadır. Karacabey subasar ormanların yüzey şekli kendi içinde tepelik bir arazi yüzeyi oluşturması yanında denizden ve çevrede bulunan iki lagün gölünden (Dalyan ve Arapçiftliği lagünleri) beslenen subasar ormanlarında, yılın çoğu aylarında (9-10 ay) suyun toprak yüzeyinde kaldığı alanlar yanında yılın sadece birkaç ayında (2-3 ay) suyun toprak yüzeyinde kaldığı alanları görmek mümkündür. Çalışmada, suyun toprak yüzeyinde uzun dönem kaldığı alanlar sulak ortam, kısa süre kaldığı alanlar ise karasal ortam olarak isimlendirilmiştir.



Şekil 1. Karacabey subasar ormanlarının konumu ve kızılgağaç çalışma sahası sulak ve karasal ortam görselleri

Karacabey subasar ormanlarında kızılğaç için birbirinden en az 200 m uzaklıkta 3'er adet 20 m x 20 m (400 m²) genişliğinde deneme alanları hem sulak ortamda hem de karasal ortamda belirlenmiştir. Meşcere gelişim çağ sınıflarında dikkate alınarak yapılan tespitler sonunda toplamda 12 deneme alanında [3 deneme alanı x 2 meşcere çağ sınıfı (c x d) x 2 farklı çalışma alanı (sulak ve karasal alan) = 12 adet deneme alanı] çalışma yapılmıştır.

2.2. Meşcere özelliklerinin belirlenmesi

Deneme alanlarındaki tüm ağaçların göğüs yüksekliğindeki (d_{1,30} cm) çapları kumpas yardımıyla ölçülmüş ve ilgili çizelgelere not edilmiştir. Dijital boy ölçer yardımıyla ağaçların ortalama boyları belirlenmiştir. Ağaçlarının ortalama yaşı, deneme alanında seçilen 3 farklı ağaçta artım burgusu kullanılarak yapılmış ve ölçümlerin ortalaması olarak belirlenmiştir. Çalışma alanı meşcere kapalılığının belirlenmesinde meşcere haritasından yararlanılmış olup, arazide ağaçların toprak yüzeyini örtme durumları incelenerek ayrıca teyit edilmiştir.

2.3. Döküntünün belirlenmesi ve analizi

Sulak ve karasal ortamda yetişen kızılğaç ağaçlarından dökülen ve ölü örtüye katılan miktar, araziye yerleştirilen ölü örtü yakalama tuzakları yardımıyla aylık/yıllık olarak örneklenmiştir. Bu amaçla, 1 m yükseklikte, çitadan yapılmış, 0,5x0,5=0,25m² alana sahip döküntü yakalama kapanları kullanılmıştır. Her bir deneme alanına, 5'er adet kapan yerleştirilmiştir. Deneme alanlarına yerleştirilen ölü örtü kapanlarına düşen ölü kısımlarının (yaprak, dal, tohum, kabuk vb.) örneklenmesi 2021, 2022 ve 2023 yıllarında yapılmıştır.

Laboratuvara getirilen döküntü örnekleri etüvlerde 65°C sıcaklıkta sabit ağırlığa ulaşmaya kadar kurutulmuştur (Anderson ve Ingram, 1993). Örneklerin yaş ve kuru ağırlıkları arasındaki farktan elde edilen nem değerleri kullanılarak dökülen ölü örtü bileşenlerinin kuru ağırlıkları belirlenmiş ve sonrasında miktarları hektarda kilogram veya ton olarak hesaplanmıştır (Makineci, 1999).

Sonrasında, döküntü örneklerinin bir kısmı tüm bileşenler dahil (yaprak, ince dal, tohum, kabuk) birlikte öğütülmüş (karma örnek) ve kimyasal analize hazır hale getirilmiştir.

Öğütülen örnekler, poşetlere konularak analize kadar buzdolabında muhafaza altına alınmıştır.

Birlikte öğütülen ölü örtünün içerdiği karbon, azot ve diğer makro ve mikro besin miktarı için analizleri yapılmıştır. Karbon ve azot miktarı analizi, Eurovector EA3000-Single CNH-S elementel analiz cihazında, diğer makro ve mikro besin miktarı Spectro markalı Xepos II modeli olan XRF (X-Işın Floresans Spektrometresi) yardımıyla tayin edilmiştir.

2.4. İstatistiksel analiz

Çalışmada örnekleme alanlarından toplanan döküntü bileşenlerinin miktarı, karbon ve besin maddesi, bu yolla ölü örtüye giren karbon ve besin maddesi stoku bakımından meşcere gelişim çağları (c ve d) ve yetiştirme ortamı (sulak ve karasal ortam) arasındaki farklılıklar ile döküntü miktarı bakımından örnekleme yılları arasındaki farklılıklar tek yönlü varyans analizi ile değerlendirilmiştir. Varyans analizi sonucunda anlamlı farklılıklar bulunması durumunda, ortalamaların karşılaştırılması Duncan testi ile yapılmıştır. İstatistik işlemler SPSS istatistik paket programı (IBM SPSS 20.0) kullanılarak bilgisayar ortamında yapılmıştır.

3. Bulgular

3.1. Çalışma alanı meşcere özellikleri

Çalışma alanındaki sulak ve karasal ortamda yetişen kızılğaç c ve d gelişim çağındaki meşcerelerinin bazı silvikültürel özellikleri Çizelge 1'de verilmiştir.

Sulak ortamda, örnekleme alanlarındaki kızılğaç ağaçlarının ortalama yaşları c ve d gelişim çağları için sırasıyla 49 ile 57 yıl, boyları 26,8 m ile 29,7 metre ve çapları 26,2 cm ile 46,2 cm arasında belirlenirken, karasal ortamda, ortalama yaşları 43 ile 52 yıl, boyları 29,4 m ile 32,2 m ve çapları 24,2 cm ile 39,4 cm olarak belirlenmiştir.

3.2. Döküntü miktarı

Çalışma alanındaki sulak ve karasal ortamda yetişen kızılğaç c ve d gelişim çağındaki meşcereleri için belirlenen 2021-2022 ve 2023 yılları ile bu yıllara ait ortalama değerler Çizelge 2'de verilmiştir.

Çizelge 1. Karasal ve sulak ortamda, c ve d çağında kızılğaç deneme alanlarındaki örnek ağaçların ortalama çap, boy, yaş ve kapalılık değerleri

Yetiştirme Ortamı	Meşcere Tipi	Çap (cm) Ort. ± S.S.	Boy (m) Ort.±S.S.	Yaş (Yıl) Ort.±S.S.	Tepe Kapalılığı
Sulak ortam	Kzc3	26,2 ± 1,56	26,8 ± 1,51	49 ± 3,12	Kapalı ve Tam kapalı 3 (%71 - %100)
	Kzd3	46,2 ± 2,67	29,7 ± 1,07	57 ± 1,21	
Karasal ortam	Kzc3	24,2 ± 0,56	29,4 ± 2,11	43 ± 1,12	Kapalı ve Tam kapalı 3 (%71 - %100)
	Kzd3	39,4 ± 1,17	32,2 ± 2,47	52 ± 3,33	

Çizelge 2. 2021, 2022 ve 2023 yılları arasında sulak ve karasal ortamda, c ve d meşcere çağlarında kızılgağaçta yıllık döküntü miktarı (kg / ha)

Yetiştirme ortamı	Meşcere tipi	Dökülme bileşenleri	Döküntü yılı ve miktarı (kg /ha)			
			2021	2022	2023	Ortalama
Sulak ortam	Kzc3	Yaprak	4314cA±501	5036cC±358	4543cAB±268	4631dB±249
		Dal	1880cB±107	1974bB±100	1365aA±87	1740bB±99
		Tohum	1254bC±64	628aB±78	436aA±56	773aB±78
		Diğer	1086cA±113	1492cC±150	1146cA±117	1241cB±111
		Toplam	10555dB±627	11152cC±437	9513cA±423	10407dB±349
	Kzd3	Yaprak	3351bA±375	3042bA±271	4365cC±312	3586cB±267
		Dal	1660bA±66	1984bB±85	1956bB±94	1867bB±73
		Tohum	1004bA±51	1146bA±29	1655cB±66	1268cA±33
		Diğer	1351dC±79	937bB±41	584bA±102	957bB±56
		Toplam	7366bBA±441	7110bA±344	8560bC±389	7678bB±279
Karasal ortam	Kzc3	Yaprak	3203bB±384	2797bA±275	2979bA±217	2993bAB±168
		Dal	1641baA±103	1536aA±132	1456aA±112	1544aA±97
		Tohum	978bA±55	1375cB±66	1567cC±78	1307cB±87
		Diğer	307aB±111	277aA±83	288aA±67	291aAB±67
		Toplam	8129cA±509	8007bA±328	8313bB±435	8157cA±345
	Kzd3	Yaprak	2675aB±299	2231aA±214	2345aA±245	2417aAB±187
		Dal	1590aA±77	1431aA±61	1894bB±69	1638aAB±83
		Tohum	697aA±31	1066bB±47	1133bB±55	965bB±55
		Diğer	871bB±78	811bA±36	978cC±29	887bBC±46
		Toplam	5833aB±399	5539aA±256	6350aC±379	5907aB±349

Sütunlardaki aynı küçük harfler, döküntü bileşenlerinin meşcere tipleri arasında fark bulunmadığını ($P>0,05$), yataydaki aynı büyük harfler ise döküm bileşenlerinin yıllar arasında fark bulunmadığını ($P>0,05$) göstermektedir.

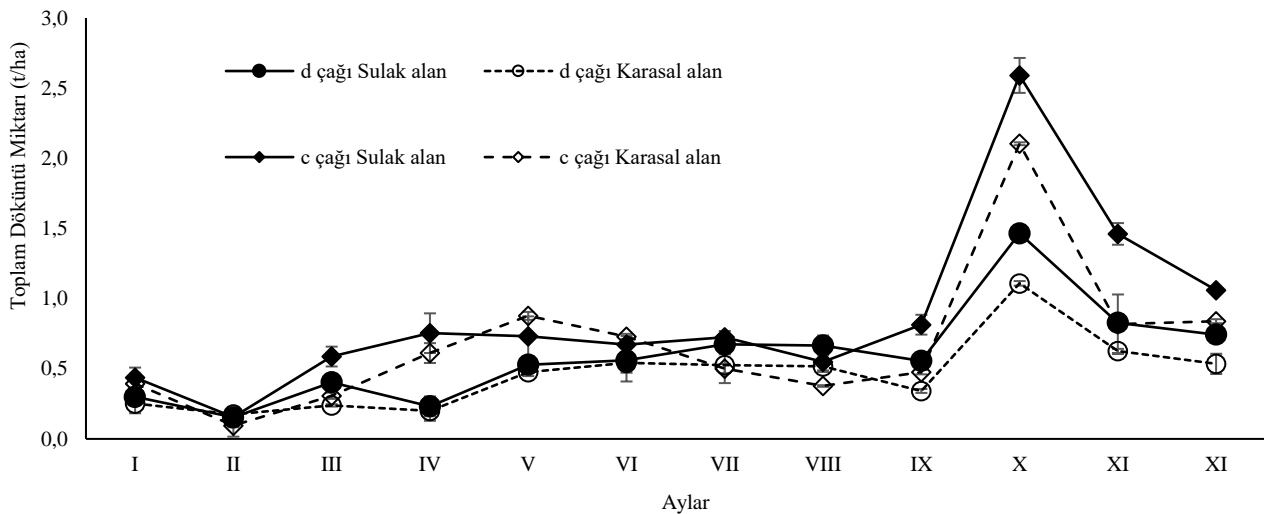
Çalışmada son 3 yıla ait toplam döküntü miktarının (yaprak, dal, tohum, kabuk ve diğer kısımlara) ortalaması sulak ortamda c çağı meşcereleri için 10407 kg/ha, d çağı meşcereleri için 7678 kg/ha iken, karasal ortamda bu değerler daha düşük olarak sırasıyla 8157 kg/ha ve 5907 kg/ha olarak belirlenmiştir. Meşcere gelişim çağları birlikte değerlendirildiğinde, sulak ortamda yetişen kızılgağaç meşcerelerinde ortalama yıllık döküm miktarı 9043 kg/ha iken, karasal ortamda bu değer 7032 kg/ha olarak hesaplanmıştır.

Yıllar arasında bir değerlendirme yapıldığında, yıllık döküntü miktarının yetiştirme ortamına (sulak ve karasal) ve meşcere gelişim çağına göre değişiklik gösterdiği belirlenmiştir. Örneğin, karasal ortamda en yüksek döküntü miktarı her iki gelişim çağı içinde 2023 yılında belirlenirken, sulak ortamda Kzc3 meşcerelerinde en yüksek döküm miktarı 2022 yılı, Kzd3 meşcerelerinde ise 2023 yılı olmuştur (Çizelge 2).

Toplam dökülme bileşenleri içinde yaprak döküntülerinin oranı sulak ortamdaki Kzc3 meşcerelerinde %45 olup, bunu %17 ile ince dal, %7 ile tohum ve %12 ile diğer döküntüler takip ederken, karasal ortamda aynı meşcere tipinde yaprakların oranı %37 olup, yaprakları %19 ile dal, %16 oranı ile tohum ve %4 ile diğer döküntüler takip etmiştir.

Sulak ortamdaki Kzd3 meşcerelerindeki yaprak döküntü oranı ise %47 olup, bunu %24 ince dal, %17 tohum ve %12 diğer döküntüler oluştururken, karasal ortamda aynı meşcere tipinde yaprakların oranı %41 olup, bunu %28 dal, %16 tohum ve %15 diğer döküntüler takip etmiştir. Döküntü bileşenleri birlikte değerlendirildiğinde, toplam döküntü miktarı şubat aylarında en düşük miktarı gösterirken, ekim ayı en yüksek değerlere ulaşmıştır (Şekil 2).

Genel olarak, hem sulak hem de karasal ortamda yıllık yaprak ve toplam döküntü miktarının c çağı meşcerelerinde d çağı meşcerelerine göre daha yüksek miktar gösterdiği tespit edilmiştir (Şekil 2).



Şekil 2. Kızılgağaç toplam döküntü miktarının aylara göre değişimi

3.3. Döküntü makro ve mikro besin konsantrasyonu

Sulak ve karasal ortamda yetişen kızılgağac c ve d gelişim çağındaki kızılgağac meşcerelerindeki döküntü bileşenlerinin içerdiği karbon ve makro besin konsantrasyonu Çizelge 3, mikro besin konsantrasyonu ise Çizelge 4'te verilmiştir.

Genel olarak döküntü bileşenlerinin tümü birlikte değerlendirildiğinde, sulak ortamda yetişen kızılgağac döküntüsünün makro besin konsantrasyonu karasal ortama göre daha düşük bulunmuştur (Çizelge 3). Döküntü karbon yoğunluğu ise iki ortam arasında önemli bir değişiklik göstermemiştir. Sulak ortamda, c gelişim çağı meşcerelerinin döküntüsünün ortalama N, Ca, Mg ve K konsantrasyonu, d gelişim çağına göre daha yüksek belirlenirken, karasal ortamda, c gelişim çağı meşcerelerinin döküntüsünün ortalama Ca, P ve S konsantrasyonu d gelişim çağına göre

daha yüksek belirlenmiştir (Çizelge 3). Bununla beraber, döküntü bileşenlerinin makro besin konsantrasyonlarının genel olarak c gelişim çağı meşcerelerinde daha yüksek olduğu görülmüştür (Çizelge 3).

Mikro besin elementlerinden Fe ve Mn haricindeki diğer mikro besin elementleri, makro besin elementlerine tezat, en yüksek konsantrasyonları çoğunlukla sulak ortamdaki döküntüde göstermiştir (Çizelge 4). Bununla beraber, sulak ortamda mikro besin elementleri konsantrasyonu (Na ve Cl hariç) genel olarak c gelişim çağı meşcerelerindeki döküntüde, d gelişim çağındaki meşcerelere göre daha yüksek konsantrasyon göstermiştir (Çizelge 4). Karasal ortamda ise tezat olarak, (Cu, Zn ve Ni hariç) d gelişim çağındaki meşcerelerde mikro besin konsantrasyonu daha yüksek olma eğilimindedir.

Çizelge 3. Sulak ve karasal ortamda, c ve d gelişim çağındaki kızılgağac meşcerelerinin döküntü bileşenlerinin karbon ve makro besin konsantrasyonu (%)

Yetiştirme ortamı	Meşcere tipi	Döküntü bileşeni	C	N	Ca	Mg	P	K	S
Sulak ortam	Kzc3	Yaprak	45,4	2,105	3,163	0,6885	0,1180	0,2874	0,2362
		Dal	57,8	1,024	2,518	0,2065	0,2347	0,7463	0,2096
		Tohum	51,2	0,678	2,363	0,5038	0,4037	1,1880	0,5269
		Diğer	52,4	0,736	2,883	0,6975	0,2055	0,9723	0,4049
		Ortalama	51,7	1,136	2,732	0,5241	0,2405	0,7985	0,3444
	Kzd3	Yaprak	46,9	1,899	2,458	0,4326	0,4711	0,4015	0,6455
		Dal	58,4	1,124	2,247	0,2547	0,1647	0,5641	0,1973
		Tohum	51,8	0,547	2,133	0,4897	0,3468	0,7894	0,4311
		Diğer	52,7	0,815	2,648	0,5316	0,1687	0,8324	0,3544
		Ortalama	52,5	1,096	2,372	0,4272	0,2878	0,6469	0,4071
Karasal ortam	Kzc3	Yaprak	46,6	2,310	3,345	0,7869	0,5311	0,3654	0,5224
		Dal	53,2	1,242	3,015	0,3154	0,29781	0,9457	0,4125
		Tohum	52,1	0,945	3,594	0,6104	0,4302	1,5130	0,6702
		Diğer	52,9	1,102	2,938	0,5807	0,2094	1,2870	0,4279
		Ortalama	51,2	1,400	3,223	0,5734	0,3671	1,0278	0,5083
	Kzd3	Yaprak	48,5	2,150	3,268	0,9546	0,4239	0,8835	0,6425
		Dal	55,2	1,387	2,737	0,4215	0,2973	0,8760	0,3365
		Tohum	52,8	0,987	3,277	0,5477	0,4122	1,3442	0,5883
		Diğer	53,4	1,124	2,470	0,5377	0,1876	1,0773	0,3843
		Ortalama	52,5	1,412	2,938	0,6154	0,3303	1,0453	0,4879

Çizelge 4. Sulak ve karasal ortamda, c ve d gelişim çağındaki kızılgağac meşcerelerinin döküntü bileşenlerinin mikro besin konsantrasyonu (ppm)

Yetiştirme ortamı	Meşcere tipi	Döküntü bileşeni	Fe	Mn	Na	Cu	Zn	Cl	Ni	Co
Sulak ortam	Kzc3	Yaprak	2790	205	3310	15,7	48,5	1273	17,1	11,4
		Dal	458	487	2100	21,5	98,5	367	13,7	10,6
		Tohum	1214	98	7896	34,0	34,0	2243	21,0	13,0
		Diğer	1076	142	11234	27,0	52,0	3217	32,0	8,9
		Ortalama	1385	233	6135	24,6	58,3	1775	21,0	11,0
	Kzd3	Yaprak	2310	110	8550	17,9	31,3	8220	9,4	9,4
		Dal	971	210	4680	19,8	41,6	532	7,1	5,6
		Tohum	654	78	10453	21,0	42,0	1622	11,0	7,0
		Diğer	1254	66	9876	17,0	23,0	1987	22,0	3,3
		Ortalama	1297	116	8390	18,9	34,5	3090	12,4	6,3
Karasal ortam	Kzc3	Yaprak	3130	260	2460	9,7	23,7	1206	7,5	10,9
		Dal	537	568	1210	14,5	25,4	265	2,2	2,0
		Tohum	2123	132	2456	23,0	45,0	987	25,0	10,4
		Diğer	1876	176	3217	32,0	55,0	1237	21,0	7,9
		Ortalama	1917	284	2336	19,8	37,3	924	13,9	7,8
	Kzd3	Yaprak	5380	458	2660	7,1	20,0	1245	4,6	7,8
		Dal	648	746	1550	12,5	48,8	355	2,6	13,3
		Tohum	1421	103	2345	17,0	33,0	1256	16,0	7,5
		Diğer	1973	155	2973	19,0	21,0	1533	18,0	5,2
		Ortalama	2356	366	2382	13,9	30,7	1097	10,3	8,5

3.4. Döküntü makro ve mikro besin stoku

Sulak ve karasal ortamda yetişen kızılğaç c ve d gelişim çağındaki meşcerelerindeki döküntünün içerdiği makro besin stoku Çizelge 5, mikro besin stoku ise Çizelge 6'da verilmiştir.

Sulak ortamdaki kızılğaç meşcerelerinin döküntü karbon ve makro besin stoku genel olarak karasal ortama göre daha yüksek bulunmuştur (Çizelge 5). Her iki yetişme ortamında da c gelişim çağı meşcerelerindeki makro besin stoku

değerlerinin çoğunluğu d gelişim çağı meşcerelerine göre daha yüksek belirlenmiştir.

Sulak ortamdaki döküntü mikro besin elementi stoku (Fe ve Mn hariç) karasal ortamdakinden daha yüksek değer göstermiştir (Çizelge 6). Makro besin elementi stokunda olduğu gibi, her iki yetişme ortamında da c gelişim çağı meşcerelerindeki mikro besin stoku değerlerinin çoğunluğu d gelişim çağı meşcerelerine göre daha yüksek belirlenmiştir (Çizelge 6).

Çizelge 5. Sulak ve karasal ortamda, c ve d gelişim çağındaki kızılğaç meşcerelerinin döküntü karbon ve makro besin stoku (kg/ha)

Yetiştirme ortamı	Meşcere tipi	Döküntü bileşeni	C	N	Ca	Mg	P	K	S
Sulak ortam	Kzc3	Yaprak	2102d	97,5c	146,5c	31,9c	5,46a	13,3b	10,9a
		Dal	1006b	17,8a	43,8a	3,6a	4,08b	13,0b	3,65a
		Tohum	396a	5,2a	18,3a	3,9a	3,12a	9,18a	4,07a
		Diğer	650c	9,1b	35,8c	8,7c	2,55c	12,1c	5,03c
		Toplam	4154b	129,7c	244,3c	48,0c	15,2a	47,5b	23,7a
	Kzd3	Yaprak	1682c	68,1b	88,1a	15,5a	16,9c	14,4b	23,1c
		Dal	1090b	21,0b	41,9a	4,8b	3,07a	10,5a	3,68a
		Tohum	657c	6,9a	27,1b	6,2b	4,40a	10,0a	5,47b
		Diğer	505b	7,8b	25,4b	5,1b	1,62b	7,97b	3,39b
		Toplam	3933b	103,8b	182,5a	31,6a	26,0c	42,9a	35,7c
Karasal ortam	Kzc3	Yaprak	1395b	69,1b	100,1b	23,6b	15,9c	10,9a	15,6b
		Dal	822a	19,2ab	46,6b	4,9b	4,60b	14,6b	6,37b
		Tohum	681c	12,3b	47,0d	8,0a	5,62c	19,8c	8,76c
		Diğer	15a4	3,2a	8,5a	1,7a	0,61a	3,74a	1,24a
		Toplam	3051a	103,9b	202,2b	38,1b	26,7c	49,1b	32,0b
	Kzd3	Yaprak	1172a	52,0a	79,0a	23,1b	10,3b	21,4c	15,5b
		Dal	904a	22,7b	44,8ab	6,9c	4,87b	14,4b	5,51b
		Tohum	510b	9,5b	31,6c	5,3b	3,98a	13,0b	5,68b
		Diğer	473b	10,0b	21,9b	4,8b	1,66b	9,55b	3,41b
		Toplam	3060a	94,2a	177,4a	40,0b	20,8b	58,2c	30,1b

Sütünlardaki aynı küçük harfler, döküntü bileşenlerinin meşcere tipleri arasında fark bulunmadığını ($P>0,05$) göstermektedir.

Çizelge 6. Sulak ve karasal ortamda, c ve d gelişim çağındaki kızılğaç meşcerelerinin döküntü mikro besin stoku (kg/ha)

Yetiştirme ortamı	Meşcere tipi	Döküntü bileşeni	Fe	Mn	Na	Cu	Zn	Cl	Ni	Co
Sulak ortam	Kzc3	Yaprak	8,27ab	0,608b	9,81b	0,047b	0,144c	3,77a	0,051d	0,034b
		Dal	0,80a	0,847b	3,65b	0,037b	0,171b	0,64a	0,024c	0,018b
		Tohum	1,75c	0,141b	11,4b	0,049c	0,049b	3,23c	0,030b	0,019b
		Diğer	2,41b	0,318d	25,2d	0,061c	0,117d	7,21c	0,072c	0,020c
		Toplam	13,2b	1,914b	50,0c	0,193c	0,481c	14,9b	0,176c	0,091c
	Kzd3	Yaprak	7,51a	0,358a	27,8c	0,058b	0,102b	26,7b	0,031c	0,031b
		Dal	1,81c	0,392a	8,74c	0,037b	0,078a	0,99b	0,013b	0,010a
		Tohum	0,83a	0,099a	13,3b	0,027b	0,053b	2,06b	0,014a	0,009a
		Diğer	1,62a	0,085a	12,7c	0,022a	0,030b	2,56b	0,028b	0,004a
		Toplam	11,8a	0,934a	62,6d	0,144b	0,262b	32,4c	0,086b	0,054b
Karasal ortam	Kzc3	Yaprak	9,37b	0,778b	7,36a	0,029a	0,071b	3,61a	0,022b	0,033b
		Dal	1,37b	1,445d	3,08ba	0,037b	0,065a	0,67a	0,006a	0,005a
		Tohum	2,77d	0,172b	3,21a	0,030b	0,059b	1,29a	0,033b	0,014b
		Diğer	2,42b	0,227c	4,15b	0,041b	0,071c	1,60a	0,027b	0,010b
		Toplam	15,9c	2,623c	17,8b	0,137b	0,265b	7,17a	0,088b	0,061a
	Kzd3	Yaprak	13,0c	1,107c	6,43a	0,017a	0,048a	3,01a	0,011a	0,019a
		Dal	1,06a	1,222c	2,54a	0,020a	0,080a	0,58a	0,004a	0,022b
		Tohum	1,37b	0,099a	2,26a	0,016a	0,032a	1,21a	0,015a	0,007a
		Diğer	1,75a	0,137b	2,64a	0,017a	0,019a	1,36a	0,016a	0,005a
		Toplam	17,2c	2,566c	13,9a	0,071a	0,179a	6,16a	0,047a	0,052a

Sütünlardaki aynı küçük harfler, döküntü bileşenlerinin meşcere tipleri arasında fark bulunmadığını ($P>0,05$) göstermektedir.

4. Tartışma

Bursa, Karacabey Subasar ormanlarında, iki farklı gelişim çağı (c ve d meşcereleri) ve iki farklı ortamdaki (sulak ve karasal) doğal kızılgağaç (*Alnus glutinosa* L.) meşcerelerinin döküm miktarı ve döküm ile ekosisteme giren karbon, makro ve mikro besin elementleri konsantrasyonu ve stoklarını ortaya koymayı amaçlayan çalışma sonuçlarına göre, yıllık döküm miktarı sulak ortamda, karasal ortamdaki daha fazla gerçekleştiği belirlenmiştir. Hem sulak hem de karasal ortamda, yıllık döküm miktarı, c gelişim çağındaki meşcerelerde, d gelişim çağındaki meşcerelere göre daha fazladır.

Son üç yıllık ortalama sonuçlara göre, sulak ortamdaki Kzc3 meşcerelerindeki döküntü miktarı 10407 kg/ha/yıl, Kzd3 meşcereleri için 7678 kg/ha/yıl bulunurken, karasal ortamdaki Kzc3 ve Kzd3 çağı meşcereleri için bu değerler daha düşük olup sırasıyla 9043 ve 7032 kg/ha/yıl olarak tespit edilmiştir.

Aynı çalışma alanında, üç kapalı dişbudak c (Dşc3) ve d (Dşd3) meşcerelerinde gerçekleştirdiğimiz çalışmadaki sonuçlarla (henüz yayınlanmamış veri) karşılaştırdığımızda, kızılgağaç meşcerelerindeki döküm miktarının dişbudak ile benzer özellikler gösterdiği, yani sulak ortamdaki ve c gelişim çağı meşcerelerindeki döküm miktarının daha yüksek olduğu belirlenmiştir. Bununla beraber, hem sulak hemde karasal ortamdaki kızılgağaç meşcerelerindeki yıllık döküm miktarlarının, dişbudak meşcerelerinden daha yüksek olduğu tespit edilmiştir.

Sulak ortamdaki Dşc3 meşcerelerindeki döküntü miktarı (3 yıl ortalaması) 8837 kg/ha/yıl, Dşd3 meşcereleri için 6384 kg/ha/yıl bulunurken, karasal ortamdaki Dşc3 ve Dşd3 çağı meşcereleri için bu değerler sırasıyla 6793 ve 4737 kg/ha/yıl olarak tespit edilmiştir (henüz yayınlanmamış veri).

Sulak ortamlarda yetişen ağaçların döküntü miktarının karasal ortamlara göre daha yüksek olduğuna dair çalışmalar literatürde yer almaktadır. Örneğin, Shure ve Gottschalk (1985) sulak ortamdaki yıllık toplam döküm miktarının hektarda 5750– 7000 kg arasında değiştiğini, bu değerlerin Bray ve Gorham (1964) tarafından ılgan ormanlar için bildirilen yıllık ortalama değerden (5500 kg/ha) daha yüksek olduğunu bildirmiştir. Toplam döküntü içindeki yaprak miktarı bakımından Shure ve Gottschalk (1985), Bray ve Gorham (1964) tarafından yapılan çalışmalar karşılaştırıldığında, sulak ortamda dökülen yıllık yaprak miktarının 4200 ile 5400 kg/ha arasında değiştiği, ılgan ormanlarda dökülen yıllık yaprak miktarı ise çok daha düşük miktarda olduğu (3600 kg/ha) anlaşılmaktadır.

Shure ve Gottschalk (1985) aynı çalışmasında dişbudakta (*Fraxinus pennsylvanica*) yıllık dökülen yaprak miktarını nehirden uzaklaştıkça önce arttığını sonrasında hızla azaldığını (nehir yakınında ortalama 1835 kg/ha, 30 m uzaklıkta 2890 kg/ha, 60 m uzaklıkta 1345 kg/ha ve yüksek alanda 200 kg/ha) belirlemiştir. Allüviyal yağmur ormanlarında meydana gelen mevsimsel sel ortamında, yıllık döküntü miktarının hektarda 4980 kg ile 10400 kg arasında değiştiği Camargo vd. (2015) tarafından rapor edilmiştir. Sel olayının yaşandığı mevsime bağlı olarak döküntü miktarının daha fazla olduğu çalışmada ifade edilmiştir.

Sulak alanda yapılan çalışma sonuçları ile karşılaştırdığımızda, hem kızılgağaç hem de dişbudak için toplam döküntü miktarına ait bulgularımızın, Shure ve Gottschalk (1985) tarafından bildirilen döküntü değerleri (5750– 7000 kg/ha/yıl arasında) ile Camargo vd. (2015)

tarafından allüviyal yağmur ormanları için bildirilen döküntü değerleri (4980– 10400 kg/ha/yıl arasında) olduğu bulunmuştur.

Sulak alanlarda, su baskınlarının sıklığı ve süresi, bitkilerde fizyolojik bir fayda mı yoksa stres mi yarattığına bağlı olarak, ilksel üretimi (örneğin yaprak, sürgün, tohum, ince kök, çap) artırabildiği veya azaltabildiği rapor edilmiştir (Venterink vd., 2002; Torres vd., 2018). Geniş subasar ortamlarda ve delta alanlarındaki sulak alanların, yukarı havzalardan gelen ve besin elementlerince zengin olan sedimentlere sahip olduklarından, daha verimli oldukları (Fennessy vd., 2019) ve toprak katyon değişiminin ana su kaynağından etkilendiği bildirilmiştir (Infante-Mata vd., 2011). Bu nedenle, sulak alan ekosistemlerini karakterize etmek ve anlamak için toprağın kimyasal özelliklerinin daha detaylı olarak analiz edilmesi yanında, bu alanlardaki taşkın rejiminin ve yeraltı su kalitesinin izlenmesi gerekmektedir.

Karasal orman ekosistemlerinde, konu ile ilgili yapılan çalışmalarda, ağaç türünün, yetiştiği ortamın fizyografik, edafik ve iklim özelliklerinin döküntü miktarlarında önemli etkilerinin olduğu ifade edilmektedir. Bununla beraber, çalışmamızda olduğu gibi genel olarak sulak ortamlarda ağaçların döküntü miktarının karasal ortamdaki daha yüksek olduğu anlaşılmaktadır. Örneğin, Avrupa'da ılgan kuşaktaki (35°– 55° N enlemleri) ibreli ve yapraklı ormanlarda yapılan araştırma sonuçlarına göre; yıllık yaprak dökümü ibreli ormanlarda ortalama 3470 kg/ha/yıl (41 meşceredeki ölçümler), yapraklı ormanlarda 4420 kg/ha/yıl (34 meşceredeki ölçümler) olarak bulunmuştur (Liu vd., 2004). Meksika'da farklı yapraklı türlerdeki dökümü 3 yıl boyunca araştıran Williams-Linera vd. (1996), ılgan ve tropikal ağaç türlerinin baskın olduğu orman ekosisteminde, yıllık toplam döküm miktarını 8450 kg/ha/yıl olarak tespit etmiştir. *Fagus sylvatica* (Avrupa kayını) için hektarda yıllık döküntü miktarını Dimitrova vd. (2023) Bulgaristan için 1683 ile 5373 kg arasında, Yunanistan için Kavvadias vd. (2001) 4000 kg ve İspanya için Regina ve Tarazona (2000) 4682 kg olarak bildirmiştir. Hansen vd. (2009) tarafından Danimarka'da yapılan bir çalışmada, kayın ve meşede yıllık döküntüyü sırasıyla 3186, 3334, kg/ha/yıl olarak tespit edilmiştir.

Türkiye'de konu ile ilgili son yıllara ait çalışmalar incelendiğinde, örneğin Kiracıoğlu vd. (2023), *Fagus orientalis* (doğu kayını) için meşcere geliştikçe döküntünün arttığını ve yıllık miktarın hektarda 3959 ile 5698 kg arasında değiştiğini bildirmiştir. Sargıncı vd. (2021) doğu kayınında tüm döküntü miktarını Düzce için hektarda 5190 kg olarak belirlemiştir.

Çalışmamızda kızılgağaç meşcerelerinin toplam döküntü miktarına ait bulgularımız genel olarak Türkiye'de karasal ekosistemlerde geniş yapraklı türler için bildirilen yıllık ortalama değerler ile Avrupada ılgan kuşaktaki geniş ve iğne yapraklı ağaç türleri için bildirilen ortalama değerlerden daha fazla, Williams-Linera vd. (1996) tarafından ılgan ve tropikal ağaç türleri için bildirilen değerlere yakın ve daha fazla bulunmuştur.

Sulak ve karasal ortamda, kızılgağaç meşcerelerindeki toplam döküntü miktarına yaprak miktarının katkısı genel olarak literatürde bildirilen değerlerden (%60-75 arasında) (Barnes vd., 1998) daha düşük bulunmuştur. Sulak ortamda yaprak katı oranı %46 iken karasal ortamda bu değer %39 olarak hesaplanmıştır. Williams-Linera vd. (1996), ılgan ve tropikal ağaç türleri için yaprak katkısını %70 olarak bildirirken, Camargo vd. (2015) mevsimsel sel olaylarının meydana geldiği ortamlarda yaprak katkısının %56 olduğunu

rapor etmiştir. Kiracioğlu vd. (2023) *Fagus orientalis* meşcereleri için, yaprak katkısı %73 olarak ifade ederken, Regina ve Tarazona (2000) *Fagus sylvatica* meşcereleri için bu değeri, yaprak için %62 olarak bulmuştur. Yaprak miktarının toplam döküntü içindeki oranının çalışmalar arasında farklılık göstermesi, diğer döküntü bileşenlerindeki farklılıklara da bağlanmıştır. Örneğin, *Fagus sylvatica* meşcerelerinde, bol tohum yılında, yaprak katkı oranı %47 iken, bu değer normal sezonda %80'e kadar çıkmaktadır (Jonczak, 2013).

Çalışmada, hem sulak hem de karasal ortamda, daha genç olan c gelişim çağı kızılgağaç meşcerelerindeki döküm miktarı daha yaşlı olan d gelişim çağı meşcerelerine göre daha yüksektir. Yani yaş ilerledikçe kızılgağaç meşcerelerinin döküm miktarında bir azalma meydana gelmektedir. Yaşa bağlı olarak döküm miktarındaki azalma tarafımızdan dişbudak meşcereleri için de tespit edilmiştir. Yaş ilerledikçe döküm miktarında azalma olduğunu ortaya koyan çalışmalar olduğu kadar artış olduğunu bildiren çalışmalar da bulunmaktadır. Örneğin, Kiracioğlu vd. (2023) *Fagus orientalis* için meşcere gelişim çağlarına (b çağı 44 yaşında, c çağı 67 yaşında ve d çağı 90 yaşında) göre yıllık döküntü miktarını hektarda sırasıyla 3959, 5183 ve 5696 kg olarak artış yönünde bildirirken, Çakır vd. (2019) karaçam için meşcere gelişim çağlarına (ab, b ve c) göre yıllık döküntü miktarını hektarda sırasıyla 4814, 3578 ve 3882 kg olarak azalma yönünde bulmuştur. Ryan vd. (1997) yaşı bağlı olarak ağaçlarda ve meşcerede meydana gelen fizyolojik değişiklikleri derlediği çalışmada, yaşa bağlı değişiklikleri; (1) meşcere gelişimi ile fotosentezde meydana gelen değişiklik (yaprak alanının ve fotosentez kapasitesinin azalması), (2) besin tedarikinde değişiklik, (3) solunumda değişiklik, (4) karbon dağılımında değişiklik ve (5) hidrolojik işleyişte değişiklik olarak detaylı bir şekilde açıklamıştır. Smith ve Long (2001), yapısal değişikliklerin, özellikle de kapalılığın ve buna bağlı olarak yaprakların kapalılık içindeki dizilimindeki değişikliklerin (güneş ve gölge yaprakları gibi), orman ekosistemindeki üretiminin yaşa bağlı azalmasından sorumlu olabileceğini ifade etmiştir. Sunulan çalışmamız, yaşa bağlı olarak döküm miktarının artma veya azalmasına olası etkileri araştırmaya yönelik planlanmadığı için, kızılgağaç meşcerelerindeki yaşa bağlı olarak döküm miktarındaki azalmanın temel nedenini elde edilen bulgularla açıklamak mümkün olmamıştır. Gelecekte yapılacak çalışmalarda, bu konunun detaylı olarak araştırılmasına ihtiyaç duyulmaktadır.

Çalışmada, meşcere gelişim çağları birlikte değerlendirildiğinde, sulak ortamda yetişen kızılgağaç meşcerelerinde yıllık döküm ile kazanılan hektardaki C miktarı 4044 kg, N 117 kg, Ca 213 kg, Mg 40 kg, P 21 kg, K 45 kg ve S 30 kg iken, karasal ortamda bu değer sırasıyla 3055, 99, 190, 39, 24, 54 ve 31 kg olarak hesaplanmıştır. Aynı alandaki dişbudak için bu değerler, sulak ortamda sırasıyla 3742, 99, 218, 44, 18, 75 ve 38 kg iken, karasal ortamda sırasıyla 2857, 83, 184, 33, 13, 58 ve 28 kg olarak tespit edilmiştir.

Kiracioğlu vd. (2023) tarafından doğu kayını ormanlarında gerçekleştirilen çalışmada, toplam dökülme ile ölü örtüye giren C stoğunun gelişim çağları birlikte değerlendirildiğinde ortalama 2483 kg (b çağında 1988 kg, c çağında 2606 kg, d çağında 2857 kg) olarak bildirilmiştir. Çakır ve Akburak (2017) *Fagus orientalis* meşcereleri için döküntü ile kazanılan yıllık karbon miktarını hektarda ortalama 2189 kg olduğunu bildirmiştir. Jonczak (2013)

Fagus sylvatica meşcereleri için bu değer yılara göre hektarda 1322 ile 2611 kg arasında değişiklik gösterdiğini rapor etmiştir. Dimitrova ve Damyanova (2023), *Fagus sylvatica* meşcereleri için döküntü ile kayın ekosistemine giren karbon miktarını daha düşük olarak (764,6 ile 1274,4 kg/ha arasında) bildirmiştir. Kim vd. (2009) Güney Kore'de kızılgağaç ağaçlandırmalarında yaptıkları bir çalışmada ölü örtü dökülmesiyle toprağa yılda yaklaşık 2700 kg ha⁻¹ C girişi olduğunu hesaplamışlardır. Çakır vd. (2019) karaçam için döküntü ile yıllık kazanılan karbon ve azot miktarını ortalama olarak sırasıyla 1700 ve 59.1 kg/ha olarak bildirmiştir. Irmak ve Çepel (1968) yıllık döküm ile ölü örtüye katılan döküntü azot miktarını 26,5 kg/ha olarak bildirmiştir.

Verilen örneklerden anlaşılacağı üzere, döküm ile ekosisteme giren besin stoku ağaç türü, meşcere gelişim çağları, çalışmanın gerçekleştiği ortamın iklim ve toprak özelliklerine göre önemli değişiklikler göstermektedir. Bununla beraber, çoğu çalışma sonuçlarında genel olarak ortak sonuç, yıllık yağış miktarının fazla olduğu ortam şartlarında, döküntü ile orman ekosistemine giren karbon ve besin stokunun daha yüksek olma eğiliminde olduğudur. Örneğin, Park vd. (2020) Kore'de yıllık yağışın 1299 mm ile 1883 mm arasında değiştiği farklı alanlardaki yapraklı ve herdem yeşil ağaç türlerinden oluşan meşcerede döküm ile ekosisteme kazandırılan miktarları C için 4000 ile 6000, N için 70 ile 140, P için 4 ile 10, K için 7 ile 14, Ca için 35 ile 90 ve Mg için 12 ile 28 kg/ha/yıl arasında değişiklik gösterdiğini bildirmiştir.

Çalışmamızda, makro besin stokunda olduğu gibi, mikro besin stoklarında (Fe ve Mn hariç) yine sulak ortamdaki döküntüde daha yüksek bulunmuştur. Çalışmada, meşcere gelişim çağları birlikte değerlendirildiğinde, sulak ortamda yetişen kızılgağaç meşcerelerinde yıllık döküm ile kazanılan hektardaki Fe miktarı 12,5 kg, Mn 1,42 kg, Na 56,3 kg, Cu 0,169 kg, Zn 0,37 kg, Cl 23,7 kg, Ni 0,131 kg ve Co 0,073 kg iken, karasal ortamda bu değer sırasıyla 16,6 kg, 2,59 kg, 15,9 kg, 0,104 kg, 0,22 kg, 6,7 kg, 0,068 kg ve 0,057 kg olarak hesaplanmıştır. Bilgimiz dahilinde, şu ana kadar yaptığımız literatür taramalarında, konu ile ilgili sulak ortamların ulusal ve uluslararası çalışmaya rastlanmadığından, bulgularımızı karşılaştırma yapma imkanı bulunamamıştır. Aynı alandaki dişbudak için bu değerler, sulak ortamda sırasıyla 20,0 kg, 1,05 kg, 105,4 kg, 0,481 kg, 0,70 kg, 29,4 kg, 0,297 kg ve 0,080 iken karasal ortamda sırasıyla 18,4 kg, 0,98 kg, 20,8 kg, 0,095 kg, 0,23 kg, 17,3 kg, 0,107 kg ve 0,043 kg olarak belirlenmiştir (henüz yayınlanmamış veri).

5. Sonuç

Sonuç olarak, ılıman kuşakta yer alan Bursa, Karacabey Subasar ormanlarında gerçekleştirilen çalışmada, döküntü miktarında ve bu yolla ekosisteme kazandırılan karbon ve besin maddesi miktarlarına yönelik çalışma sonuçlarına göre, literatürde bildirilen ağaç türü, iklim ve toprak faktörlerine ek olarak, sulak ortamların ağaçların döküntü miktarını önemli derecede etkilediği (çalışmamızda arttırdığı), makro ve mikro besin elementi konsantrasyonlarını değiştirdiği ve bu durumun ekosisteme giren karbon ve makro ve mikro besin elementi miktarını ve stokunu önemli derecede etkilediği sonucuna varılmıştır. Bu çalışma Türkiye'den ilk defa konusunda subasar orman ekosisteminde yetişen kızılgağaç için veri sağlayan bir çalışma olması bakımından önem kazanmaktadır.

Açıklama




Bu çalışma, TÜBİTAK 1001 projesi kapsamında (Proje No 1210702) desteklenmiştir.

Kaynaklar

- Akay, A.E., Gencal, B., Taş, İ., 2017. Spatiotemporal change detection using landsat imagery: The case study of Karacabey flooded forest, Bursa, Turkey. ISPRS Annals of the Photogrammetry, Remote Sensing and Spatial Information Sciences, 4th International GeoAdvances Workshop, 14-15 October, Safranbolu, Karabuk, Turkey, pp. 31-35.
- Anderson, J.M., Ingram, J.S.I., 1993. Tropical Soil Biology and Fertility: A Handbook for Methods (2nd edition). Wallingford, Oxfordshire: CAB International.
- Aygün, D., 2021. Arazi kullanım değişikliğinin Bursa, Karacabey Longoz ormanlarının toprak organik karbon ve toplam azot stok oranlarına etkileri. Yüksek Lisans Tezi, Bursa Teknik Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Bursa.
- Barlow, J., Gardner, T.A., Ferreira, L.V., Peres, C.A., 2007. Litterfall and decomposition in primary, secondary and plantation forests in the Brazilian Amazon. *Forest Ecology and Management*, 247: 91-97. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2007.04.017>
- Barnes, B.V., Zak, D.R., Denton, S.R., Spurr, S.H., 1998. *Forest Ecology*. 4th ed. John Wiley and Sons, New York.
- Bray, J.R., Gorham, E., 1964. Litter production in forests of the world. *Advances in Ecological Research*, 2: 101-157.
- Camargo, M., Giarrizzo, T., Jesus, A., 2015. Effect of seasonal flooding cycle on litterfall production in alluvialrainforest on the middle Xingu River (Amazon basin, Brazil). *Brazilian Journal of Biology*, 75: 250-256. doi: 10.1590/1519-6984.00514BM
- Celentano, D., Zahawi, R.A., Finegan, B., Ostertag, R., Cole, R.J., Holl, K.D., 2011. Litterfall dynamics under different tropical forest restoration strategies in Costa Rica. *Biotropica*, 43: 279-287. <https://doi.org/10.1111/j.1744-7429.2010.00688.x>
- Çakır, M., Akburak, S., 2017. Litterfall and nutrients return to soil in pure and mixed stands of oak and beech. *Journal of the Faculty of Forestry Istanbul University*, 67(2): 178-193. <http://dx.doi.org/10.17099/jffiu.301602>
- Çakır, M., Akburak, S., Sargıncı, M., 2019. Çankırı bölgesi karaçam (*Pinus nigra* Arnold.) meşcerelerinde ölü örtü ayrışması ile mikroeklembacaklılar ve mikrobiyal aktivitenin zamansal değişimi ve toprağa verilen besin maddeleri. TÜBİTAK Proje Sonuç Raporu, Proje Numarası, 2150572, Ankara.
- Dawoe, E.K., Isaac, M.E., Quashie-Sam, J., 2010. Litterfall and litter nutrient dynamics under cocoa ecosystems in lowland humid Ghana. *Plant and Soil*, 330: 55-64. <https://doi.org/10.1007/s11104-009-0173-0>
- Demessie, A., Singh, B.R., Lal, R., Strand, L.T., 2012. Leaf litterfall and litter decomposition under Eucalyptus and coniferous plantations in Gambo District, southern Ethiopia. *Acta Agricultura Scandinavica, Section B- Soil and Plant Science*, 62: 467-476. <https://doi.org/10.1080/09064710.2011.645497>
- Dimitrova, V., Damyanova, S., 2023. Chemical composition of litterfall in beech (*Fagus sylvatica* L.) forests. *Wseas Transactions on Environment and Development*, 19: 412-417. <https://doi.org/10.37394/232015.2023.19.38>
- Dimitrova, V., Dimitrov, D., Malchev, D., 2023. Litterfall in beech forest (*Fagus sylvatica* L.). V. International Halich Congress on Multidisciplinary Scientific Research, 15-16 January, Istanbul, Türkiye, pp. 702-706.
- Fennessy, M.S., Ibáñez, C., Calvo-Cubero, J., Sharpe, P., Rovira, A., Callaway, J., Caiola, N., 2019. Environmental controls on carbon sequestration, sediment accretion, and elevation change in the Ebro River Delta: Implications for wetland restoration. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 222: 32-42.
- Flower-Ellis, J.G.K., Olsson, L., 1978. Litterfall in an age series of scots pine stands and its variation by components during the years 1973-1976. Swedish Coniferous Project, Technic Report, 15: 1-62.
- Gautam, T.P., Mandal, T.N., 2018. Storage and flux of nutrients in disturbed and undisturbed tropical moist forest of Eastern Nepal. *International Journal of Forerstry Research*, 2018: 1-12. <https://doi.org/10.1155/2018/8516321>
- Giweta, M., 2020. Role of litter production and its decomposition, and factors affecting the processes in a tropical forest ecosystem: A review. *Journal of Ecology and Environment*, 44(11). <https://doi.org/10.1186/s41610-020-0151-2>
- Gonzalez, E., 2012. Seasonal patterns of litterfall in the floodplain forest of a large Mediterranean river. *Limnetica*, 31(1): 173-186. DOI: 10.23818/limn.31.16.
- Hansen, K., Vesterdal, L., Schmidt, I.K., Gundersen, P., Sevel, L., Bastrup-Birk, A., Pedersen, L.B., Bille-Hansen, J., 2009. Litterfall and nutrient return in five tree species in a common garden experiment. *Forest Ecology and Management*, 257: 2133-2144.
- Hu, S., Niu, Z., Chen, Y., Li, L., Zhang, H., 2017. Global wetlands: Potential distribution, wetland loss, and status. *Science of Total Environment*, 586: 319-327. doi: 10.1016/j.scitotenv.2017.02.001. Epub 2017 Feb 9. PMID: 28190574.
- Infante-Mata, D., Moreno-Casasola, P., MaderoVega, C., Castillo-Campos, G., Warner, B.G., 2011. Floristic composition and soil characteristics of tropical freshwater forested wetlands of Veracruz on the coastal plain of the Gulf of Mexico. *Forest Ecology and Management*, 262: 1514-1531.
- Irmak, A., Çepel, N., 1968. Belgrad Ormanı'nda seçilen birer kayın, meşe, karaçam meşceresinde yıllık yaprak dökümünün miktarı ve bu yolla toprağa verilen besin maddelerinin tespiti üzerine araştırmalar. *Istanbul Üniversitesi Orman Fakültesi Dergisi*, A18(2): 53-76
- Jonczak, J., 2013. Dynamics, structure and properties of plant litterfall in a 120-year old beech stand in Middle Pomerania between 2007-2010. *Soil Science Annual*, 64(1): 8-13.
- Kavvadias, V.A., Alifragisa, D., Tsiontsisb, A., Brofasc, G., Stamatelod, G., 2001. Litterfall, litter accumulation and litter decomposition rates in four forest ecosystems in northern Greece. *Forest Ecology and Management*, 144: 113-127. [https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(00\)00365-0](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(00)00365-0)
- Kim, C., Jeong, J., Cho, H.S., Son, Y., 2010. Carbon and nitrogen status of litterfall, litter decomposition and soil in even-aged larch, red pine, and rigitaeda pine plantations. *Journal of Plant Reserach*, 123: 403-409. <https://doi.org/10.1007/s10265-010-0317-6>
- Kim, Y.S., Yi, M.J., Lee, Y.Y., Kobayashi, M., Son, Y., 2009. Estimation of carbon storage, carbon inputs, and soil CO₂ efflux of alder plantations on granite soil in central Korea: comparison with japanese larch plantation, *Landscape and Ecological Engineering*, 5: 157-166.
- Kiracıoğlu, Ö., Güner, Ş.T., Karataş, R., 2023. Marmara Bölgesi'ndeki doğu kayını ormanlarında gelişim çağlarına göre dökülme miktarının ve bu yolla ölü örtüye giren karbon stokunun belirlenmesi. *Türkiye Ormanlık Dergisi*, 24(3): 213-222. DOI: 10.18182/tjf.1318425
- Koray, E.Ş., Tolunay, D., 2020. Türkmen Dağı karaçam meşcerelerinde döküm ile ekosisteme giren besin maddesi miktarları. *Türkiye Ormanlık Dergisi*, 21(3): 201-214.
- Lake, P.S., 1995. Of floods and droughts: River and stream ecosystems of Australia. In: *River and Stream Ecosystems. Ecosystems of the World*, (Ed: Cushing, C.E., Cummins K. W., Minshall, G.W.), Elsevier, Amsterdam, The Netherlands, pp. 659-694.

- Lausch, A., Baade, J., Bannehr, L., Borg, E., Bumberger, J., Chabrilat, S., Dietrich, P., Gerighausen, H., Glässer, C., Hacker, J.M., Haase, D., Jagdhuber, T., Jany, S., Jung, A., Karnieli, A., Kraemer, R., Makki, M., Mielke, C., Möller, M., Mollenhauer, H., Montzka, C., Pause, M., Rogass, C., Rozenstein, O., Schnullius, C., Schrodt, F., Schrön, M., Schulz, K., Schütze, C., Schweitzer, C., Selsam, P., Skidmore, A.K., Spengler, D., Thiel, C., Truckenbrodt, S.C., Vohland, M., Wagner, R., Weber, U., Werban, U., Wollschläger, U., Zacharias, S., Schaepman, M.E., 2019. Linking Remote Sensing and Geodiversity and Their Traits Relevant to Biodiversity—Part I: Soil Characteristics. *Remote Sensing*, 11(20): 2356. <https://doi.org/10.3390/rs11202356>
- Lindsay, E.A., French, K., 2005. Litterfall and nitrogen cycling following invasion by *Chrysanthemoides monilifera* ssp. *rotundata* in coastal Australia. *Journal of Applied Ecology*, 42: 556-566. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2005.01036.x>
- Liu, C., Westman, C.J., Berg, B., Kutsch, W., Wang, G.Z., Man, R., Ilvesniemi, H., 2004. Variation in litter climate relationships between coniferous and broadleaf forests in Eurasia. *Global Ecology and Biogeography*, 13: 105-114.
- Makineci, E. 1999. İstanbul Üniversitesi Orman Fakültesi araştırma ormanındaki baltalıkların koruya dönüştürülmesi işlemlerinin ölü örtü ve topraktaki değişime etkileri. Doktora Tezi, İstanbul Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, İstanbul.
- Matthews, E., Fung, I., 1987. Methane emissions from natural wetlands: Global distribution, area, and environmental characteristics of sources. *Global Biogeochemical Cycles*, 1: 61-86, doi:10.1029/GB001i001p00061.
- Meentemeyer, V., Box, E.O. Thompson, R., 1982. World patterns and amounts of terrestrial plant litter production. *BioScience*, 32: 125-128.
- Muzika, R.M., Gladden, J.B., Haddock, J.D., 1987. Structural and functional aspects of succession in Southeastern floodplain forests following a major disturbance. *The American Midland Naturalist*, 117: 1-9.
- Nordén, U., 1994. Leaf litterfall concentrations and fluxes of elements in deciduous tree species. *Scandinavian Journal of Forest Research*, 9: 9-16. <https://doi.org/10.1080/02827589409382807>
- Oziegbe, M.B., Muoghalu, J.I., Oke, S.O., 2011. Litterfall, precipitation and nutrient fluxes in a secondary lowland rain forest in Ile-Ife, Nigeria. *Acta Botanica Brasilica*, 25: 664-671. <https://doi.org/10.1590/s0102-33062011000300020>
- Park, B.B., Rahman, A., Han, S.H., Youn, W.B., Hyun, H.J., Hernandez, J., An, J.Y., 2020. Carbon and nutrient inputs by litterfall in evergreen and deciduous forests in Korea. *Forests*, 11(2), 143. <https://doi.org/10.3390/f11020143>
- Pitman R., Bastrup-Birk A., Breda N., Rautio P., 2010. Part XIII: Sampling and Analysis of Litterfall. In: UNECE ICP Forests Programme Co-ordinating Centre (ed.): Manual on methods and criteria for harmonized sampling, assessment, monitoring and analysis of the effects of air pollution on forests. Thünen Institute for Forests Ecosystems, Eberswalde, Germany, 14 p. + Annex <http://icp-forests.net/page/icp-forests-manual>
- Regina, I.S., Tarazona, T., 2000. Nutrient return to the soil through litterfall and throughfall under beech and pine stands of sierra de la Demanda, Spain. *Arid Soil Research and Rehabilitation*, 14(3): 239-252. <http://dx.doi.org/10.1080/089030600406653>
- Rogers, H.M., 2002. Litterfall, decomposition and nutrient release in a lowland tropical rain forest, Morobe Province, Papua New Guinea. *Journal of Tropical Ecology*, 18: 449-456. <https://doi.org/10.1017/S0266467402002304>
- Rood, S.B., Patino, S., Coombs, K., Tyree, M.T., 2000. Branch sacrifice: cavitation-associated drought adaptation of riparian cottonwoods. *Trees*, 14: 248-257.
- Ryan, M.G., Binkley, D., Fownes, J.H., 1997. Age-related decline in forest productivity: Pattern and process. *Advances in Ecological Research*, 27: 213-261.
- Sargıncı, M., Yıldız, O., Tolunay, D., Toprak, B., Temür, Ş., 2021. Leaf litter dynamics in Western Black Sea mountainous forest ecosystems. *Canadian Journal of Forest Research*, 51(12): 1821-1832. <https://doi.org/10.1139/cjfr-2020-0489>
- Sayer, E.J., Tanner, E.V.J., 2010. Experimental investigation of the importance of litterfall in lowland semi-evergreen tropical forest nutrient cycling. *Journal of Ecology*, 98: 1052-1062. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2745.2010.01680.x>
- Shure, D.J., Gottschalk, M.R., 1985. Litterfall patterns in a floodplain forest. *The American Midland Naturalist Journal*, 114: 98-111.
- Smith, F.K., Long, J.N., 2001. Age-related decline in forest growth: an emergent property. *Forest Ecology and Management*, 144: 175-181.
- Tabacchi, E., Planty-Tabacchi, A.M., 2003. Recent changes in riparian vegetation: Possible consequences on dead wood processing along rivers. *River Research and Applications*, 19: 251-263.
- Tam, N.F.Y., Wong, Y.S., Lan, C.Y., Wang, L.N., 1998. Litter production and decomposition in a subtropical mangrove swamp receiving wastewater. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 226: 1-18. [https://doi.org/10.1016/S0022-0981\(97\)00233-5](https://doi.org/10.1016/S0022-0981(97)00233-5)
- Tesfay, F., Kibret, K., Gebrekirstos, A., Hadgu, K.M., 2020. Litterfall production and associated carbon and nitrogen flux along exclosure chronosequence at Kewet district, central lowland of Ethiopia. *Environmental Systems Research*, 9, 11. <https://doi.org/10.1186/s40068-020-00172-7>
- Tonin, A.M., Gonçalves, J.F., Bambi, P., Couceiro, S.R.M., Feitoza, L.A.M., Fontana, L.E., Hamada, N., Hepp, L.U., Lezan-Kowalczyk, V.G., Leite, G.F.M., Lemes-Silva, A.L., Lisboa, L.K., Loureiro, R.C., Martins, R.T., Medeiros, A.O., Morais, P.B., Moretto, Y., Oliveria, P.C.A., Pereira, E.B., Ferreira, L.P., Pérez, J., Petrucio, M.M., Reis, D.F., Rezende, R.S., Roque, N., Santos, L.E.P., Sieglösch, A.E., Tonello, G., Boyero, L., 2017. Plant litter dynamics in the forest-stream interface: precipitation is a major control across tropical biomes. *Scientific Reports*, 7:1-14. <https://doi.org/10.1038/s41598-017-10576-8>
- Torres, J.R., Barba, E., Choix, F.J., 2018. Mangrove productivity and phenology in relation to hydroperiod and physical-chemistry properties of water and sediment in Biosphere Reserve, Centla wetland, Mexico. *Tropical Conservation Science*, 11, 1-14.
- Xia, S., Song, Z., Van Zwieten, L., Guo, L., Yu, C., Wang, W., Li, Q., Hartley, I.P., Yang, Y., Liu, H., Wang, Y., Ran, X., Liu, C., Wang, H., 2022. Storage, patterns and influencing factors for soil organic carbon in coastal wetlands of China. *Global Change Biology*, 28, 6065-6085. DOI: 10.1111/gcb.16325
- Venterink, H.O., Davidsson, T.E., Kiehl, K., Leonardson, L., 2002. Impact of drying and rewetting on N, P and K dynamics in a wetland soil. *Plant and Soil*, 243(1), 119-130.
- Williams-Linera, G., Tolome, J., 1996. Litterfall, temperate and Tropical dominant trees, and climate in a Mexican lower montane forest. *Biotropica*, 28: 649-656 DOI 10.2307/2389051.

Yüksek hassasiyetli dendrometreler kullanılarak *Cedrus libani*, *Juniperus excelsa* ve *Pinus brutia*'da radyal büyüme ve ağaç su açığının değerlendirilmesi

Aylin Güney^{a,*} , Fatma Gökçe Cankara^b , Burak Bahar^a 

Özet: Yüksek hassasiyetli dendrometrelerin sürekli ölçümlerinden elde edilen veriler, radyal gövde büyümesi ve ağaç su ilişkileri hakkında yüksek çözünürlükte bilgi sunar. 2022 yılında, "DenTRo" girişiminin bir parçası olarak Antalya'da iki uzun vadeli izleme sahası kurulmuştur: Elmalı Sedir Araştırma Ormanı'ndaki bir *Cedrus libani* A. Rich (Toros sediri)- *Juniperus excelsa* (Boylu ardıç) karışık meşçeresi ve Bük Lütüf Büyükyıldırım Araştırma Ormanı'ndaki saf bir *Pinus brutia* (kızılcım) meşçeresinde saatlik gövde yarıçap değişimlerini ölçmek için nokta dendrometreler kullanılmıştır. Bu çalışma, 2022 büyüme sezonunu kapsayan gövde yarıçap değişimi ölçümlerinin ilk sonuçlarını sunmaktadır. Radyal büyümenin yıl içerisindeki seyri Gompertz büyüme fonksiyonu ile modellenmiştir. Ayrıca, radyal gövde büyümesi (GRO) ve gövde çapının daralmasına sebep olan ağaç su açığı (TWD) saatlik gövde yarıçap değişimi ölçümlerinden hesaplanmıştır. GRO ve TWD'nin yıl içerisindeki seyri türler arasında karşılaştırılmıştır ve korelasyon analizi ile meteorolojik değişkenlerle ilişkilendirilmiştir. Kızılcımda radyal gövde büyümesi, sedir ve boylu ardıça göre yaklaşık üç hafta önce, Nisan ayının ilk haftasında başlamıştır. Kızılcım ayrıca maksimum GRO değerlerine de daha erken ulaşmıştır. Her üç türde de ana gövde büyümesi temmuz ayından önce gerçekleşmiş, ardından artan TWD ile ölçüldüğü üzere hepsi uzun süreli su kısıtlamaları yaşamıştır. Bağıl nem sedir ve boylu ardıça GRO üzerinde daha güçlü bir pozitif etkiye sahipken, kızılcımda GRO ve TWD sırasıyla yağış ve yüksek sıcaklıklarla güçlü pozitif korelasyon göstermiştir. Ağaçların iklim değişikliğinden nasıl etkilendiği hakkında daha ayrıntılı ve kapsamlı bilgiler edinilmesine olanak sağlayabilmek için, farklı orman ekosistemlerinde dendrometre gibi ekofizyolojik yöntemler kullanan uzun süreli izleme sahalarının kurulmasına ihtiyaç vardır.

Anahtar kelimeler: Boylu ardıç, Gövde yarıçap değişimi, Kambiyum faaliyeti, Kızılcım, Kuraklık stresi, Toros sediri

Assessment of radial growth and tree water deficit in *Cedrus libani*, *Juniperus excelsa*, and *Pinus brutia* using high-precision dendrometers

Abstract: Data obtained from continuous measurements of high-precision dendrometers offer information about radial stem growth and tree water relations in high resolution. In 2022, two long-term monitoring sites were established in Antalya as part of the "DenTRo" initiative: Point dendrometers were installed to measure stem radius changes in a mixed *Cedrus libani* (Taurus cedar)-*Juniperus excelsa* (Greek juniper) stand in the Elmalı Cedar Research Forest and in a pure *Pinus brutia* (Turkish pine) stand in the Bük Lütüf Büyükyıldırım Research Forest. This work presents the first results of stem radius change measurements covering the growing season of 2022. Seasonal dynamics of radial growth were modeled by Gompertz functions. Further, radial stem growth (GRO) and tree water deficit-induced stem shrinkage (TWD) were extracted from hourly stem radius change measurements, investigated for their patterns, and correlated with environmental variables. Radial stem growth in Turkish pine started in the first week of April, approximately three weeks earlier than cedar and juniper. Maximum GRO was also reached earlier in Turkish pine. In all three species, main stem growth happened before July after which all experienced longer periods of water limitations as measured by increasing TWD. Relative air humidity had a stronger positive effect on GRO in cedar and juniper, while in pine GRO and TWD were strongly positively correlated with precipitation and high temperatures, respectively. To provide more detailed and comprehensive information on how trees are affected by climate change, long-term monitoring sites in different forest ecosystems using ecophysiological methods such as dendrometers are needed.

Keywords: Greek juniper, Stem radius change, Cambial activity, Turkish pine, Drought stress, Taurus cedar

1. Giriş

Ağaçların büyüme davranışı ve çevresel koşullara tepkisi üzerine yapılan ekofizyolojik çalışmalar, ağaç türlerinin ve ormanların gelecekte beklenen iklim senaryoları altında artan sıcaklıklara ve su kıtlığına nasıl tepki verebileceğini tahmin etmeye yardımcı olmaktadır (Anderegg vd., 2015; Rigling vd., 2013; Salomón vd., 2022). Gelecekteki iklim değişikliği etkilerini daha iyi anlama ve orman ekosistemlerinin buna

nasıl uyum sağlayabileceğini değerlendirme açısından da bu çalışmalar ormancılık için kritik öneme sahiptir. Ekofizyolojik çalışmalarda yaygın olarak kullanılan yöntemlerden bazıları; ağaç su durumunun bir göstergesi olan ksilem su potansiyelini ölçen basınç odası tekniği (Scholander vd., 1965), fotosentez cihazları gibi ağaçların gaz alış verişini ve transpirasyonunu ölçebilen sistemler (Deligöz vd., 2019), transpirasyonu belirlemek için bitki özsuyu akış ölçüm yöntemleri (Özçelik vd., 2016), ksilem

^a İzmir Kâtip Çelebi Üniversitesi, Orman Fakültesi, İzmir, Türkiye

^b Batı Akdeniz Ormancılık Araştırma Enstitüsü, Antalya, Türkiye

* **Corresponding author** (İletişim yazarı): aylin.guney@ikcu.edu.tr

✓ **Received** (Geliş tarihi): 05.09.2023, **Accepted** (Kabul tarihi): 17.03.2024



Citation (Atıf): Güney, A., Cankara, F.G, Bahar, B., 2024. Yüksek hassasiyetli dendrometreler kullanılarak *Cedrus libani*, *Juniperus excelsa* ve *Pinus brutia*'da radyal büyüme ve ağaç su açığının değerlendirilmesi. Turkish Journal of Forestry, 25(2): 166-175.
DOI: [10.18182/tjf.1355275](https://doi.org/10.18182/tjf.1355275)

kanallarında emboli oluşması ve bu eşik değerlerinin hidrolik yöntemleriyle belirlenmesi (Balekçoğlu vd., 2023) ve odun ve kabuk oluşumunu hücre bazında izlenebilmesini sağlayan anatomik yöntemlerdir (Rossi vd., 2006). Değişen çevre koşullarına karşı ağaç tepkilerini araştırmanın diğer bir yolu ise yüksek hassasiyetli dendrometreler kullanılmasıdır.

Yüksek hassasiyetli dendrometreler genelde ağaçların gövdesine takılmakta ve gövde çapındaki değişimleri mikrometre boyutunda ve yüksek zamansal çözünürlükte (genellikle 10 dakika- 1 saat arasında) sürekli olarak izleyerek ağaçların radyal büyüme ve içsel su durumu hakkında bilgi sağlamaktadır (Zweifel vd., 2000). Gövde çapı genişleme ve daralma dönemleri boyunca günlük olarak değişmektedir (Herzog vd., 1995). Çaptaki daralmalar genellikle öğle saatlerinde, transpirasyon oranlarının yüksek olup bitki kökleri ile alınan suyun transpirasyonla verilen suyu karşılamadığı durumlarda görülmektedir. Gece saatlerinde ise transpirasyon hızı azalırken bitki kökleri tarafından alınan suyla birlikte gövde çapı tekrar genişler. Dendrometrelerin çaptaki değişimleri ölçmek için kullandığı çalışma prensibi doğrusal potansiyometrelere veya doğrusal değişken diferansiyel transformatörler (LVDT)'e dayanmaktadır (Clonch vd., 2021). Gövde genişleyip daraldıkça, sensörlere bir sinyal iletilmektedir. Günümüzde "nokta dendrometre" (point dendrometer) ve "şerit dendrometre" (band dendrometer) olmak üzere iki farklı tip dendrometre mevcuttur. İki tip arasındaki temel fark nokta dendrometrelerin gövdenin tek bir noktasında yarıçap değişimlerini ölçmesi, diğerinin ise ağacın bütün gövdesini sararak çevresel çap değişimlerini ölçmesidir. Bu tip şerit dendrometre ile elde edilen veriler genelde veri analizi aşamasında çap hatta yarıçapa dönüştürülmektedir.

Bu çalışmada nokta dendrometreler kullanılarak "gövde yarıçap değişimleri" (GYD) (stem radius changes) ölçülmüştür. Bu GYD farklı olayların bir kombinasyonundan oluşmaktadır: (1) elastik dokuların (kabuk, kambium ve olgunlaşmamış ksilem) geri dönüşümlü daralması (shrinkage) ve genişlemesi (swelling); (2) iletken ksilemin geri dönüşümlü daralması ve genişlemesi; (3) geriye dönüşümü olmayan gövde büyümesi (odun ve kabuk artımları dahil); ve (4) termal genleşme ve büzülme (Daudet vd., 2004; Downes vd., 1999; Herzog vd., 1995; Zweifel vd., 2000). Geriye dönüşümü olan süreçler (1+2) esas olarak ağaç içindeki su iletim dinamikleri tarafından belirlenir. Bu nedenle, gövde daralması ve genişleme dinamikleri, kuraklık stresini (Güney vd., 2020; Vieira vd., 2013; Zweifel vd., 2000), tepe su durumunu (Dietrich vd., 2018), bitki hidroliğini (Daudet vd., 2004; Ehrenberger vd., 2012) ve hatta osmoregülasyonu (Barraclough vd., 2019; Lazzarin vd., 2018) ölçmek için kullanılabilir. Gövde çapındaki azalmalarına sebep olan "ağaç su açığı" (TWD= tree water deficit) transpirasyon ve su alımı arasındaki dengesizlik nedeniyle elastik dokulardan su kaybını nicelleştirir ve birkaç gün süren kuraklık dönemlerinde de artan su açığını yansıtır (Dietrich vd., 2018). Kuraklık stresi için bir gösterge olarak kullanılabilir (Zweifel vd., 2005). Yüksek hassasiyetli dendrometre çalışmalarında (Güney vd., 2020; Salomón vd., 2022; Zweifel vd., 2016) geriye dönüşümü olmayan gövde büyümesi (3) genellikle GRO (büyüme) olarak adlandırılmaktadır ve yalnızca radyal boyut artışını (radial size increase) içerir. Büyümeye atfedilebilecek diğer süreçleri (örn. odunlaşma süreçleri) içermez (Cuny vd., 2015).

Hem TWD hem de GRO yüksek çözünürlüklü dendrometre verilerinden hesaplanabilir ve ağacın sıcaklık, toprak su içeriği ve yağış gibi çevresel koşullardaki kısa vadeli değişikliklere verdiği tepki hakkında bilgi sağlamaktadır (Deslauriers vd., 2007; Güney vd., 2019). GYD'nin zaman serileri bir büyüme mevsimi boyunca gövde radyal büyümesinin seyirlerini ve kritik zamanlamalarını (örneğin, büyümenin başlangıcı, maksimum büyüme hızının zamanlaması) tanımlamak için Gompertz fonksiyonu gibi büyüme modelleri ile de modellenebilir (Rossi vd., 2003; 2006). Böylece, yüksek hassasiyetli dendrometrelerin kullanımı günlük gövde yarıçap değişimlerinin, mevsimsel gövde büyüme seyirlerinin ve ağaç su ilişkilerinin izlenmesine olanak sağlamaktadır.

Son yıllarda, bu konuda önemli uluslararası birçok çalışma yayınlanmış olup aşırı iklim koşullarının ağaç büyümesi üzerindeki etkileri hakkında yeni bilgiler sağlanmıştır (Scharnweber vd., 2020; Martínez-Sancho vd., 2022). Örneğin Salomón vd. (2022) Avrupa çapında, 53 alanda ve 21 farklı ağaç türünde yapılan çalışmada şiddetli bir sıcak hava dalgasının ağaç büyümesi/kuruması üzerindeki etkilerini ve aynı zamanda hangi türlerin aşırı iklim koşullarına karşı daha dayanıklı olduğunu belirlemeye çalışmışlardır. Bu gibi çalışmalar ormancılıkta ağaçların büyüme ve gelişimini izleme, su kullanımı ölçümleri, iklim değişikliği araştırmaları, yangın sonrası zarar tespiti gibi farklı birimler tarafından çeşitli alanlarda kullanılmaktadır (Drew ve Downes 2009; Dukat vd., 2024). Bu sayede ormancılıkta sürdürülebilir kaynak yönetimi ve ekosistem sağlığını izleme konusunda etkili ve değerli birer araç olarak öne çıkmaktadır. Bu tür çalışmalar genelde kalıcı olarak kurulmuş sahalarda elde edilen uzun süreli dendrometre ölçümlerine dayanmaktadır. Bildiğimiz kadarıyla, bugüne kadar Türkiye'de dendrometre yöntemini uygulayan çalışma sayısı oldukça düşük (Akkemik vd., 2007; Güney vd., 2017) ve kalıcı olarak izlenmesine yönelik kurulmuş sahalardan yoktur. Dünyanın birçok ülkelerinde, özellikle de Avrupa ülkelerinde (örneğin İsviçre, Fransa, Almanya, Çek Cumhuriyeti), birkaç yıldır büyüme ve ağaç su açığı verilerini toplayan yüksek çözünürlüklü dendrometreler kullanılan kalıcı izleme sahalarının sayısı giderek artmaktadır. Bu uzun süreli izleme sahaları arasındaki dendrometre ağları da geniş bir mekânsal ölçekte analiz yapılmasına olanak sağlamaktadır (Salomón vd., 2022). 2022 yılında tarafımızdan başlatılan "DenTRO" girişimi adı altında Türkiye'nin farklı orman ekosistemlerinde de uzun süreli izleme sahaları kurularak yüksek çözünürlüklü bir dendrometre ağı oluşturulması amaçlanmıştır. Bu çalışmada 2022 yılında Antalya'da kurulan ilk iki DenTRO sahasında ölçülen ilk yılın verileri analiz edilmiştir. Türkiye için önemli olan üç iğne yapraklı ağaç türü olan Toros sediri (*Cedrus libani* A. Rich), Boylu ardıç (*Juniperus excelsa* M. Bieb) ve Kızılçam (*Pinus brutia* Ten.)'da radyal gövde büyüme dinamiklerini ve ağaç su açığını analiz etmek için yüksek çözünürlüklü nokta dendrometreler kullanılmıştır ve (i) üç tür arasında radyal gövde büyüme dinamiklerini karşılaştırmak ve (ii) gövde yarıçap değişimleri (GRO ve TWD) üzerindeki meteorolojik değişkenlerin (sıcaklık, bağıl nem, buhar basıncı açığı ve yağış) etkisini belirlemek amaçlanmıştır.

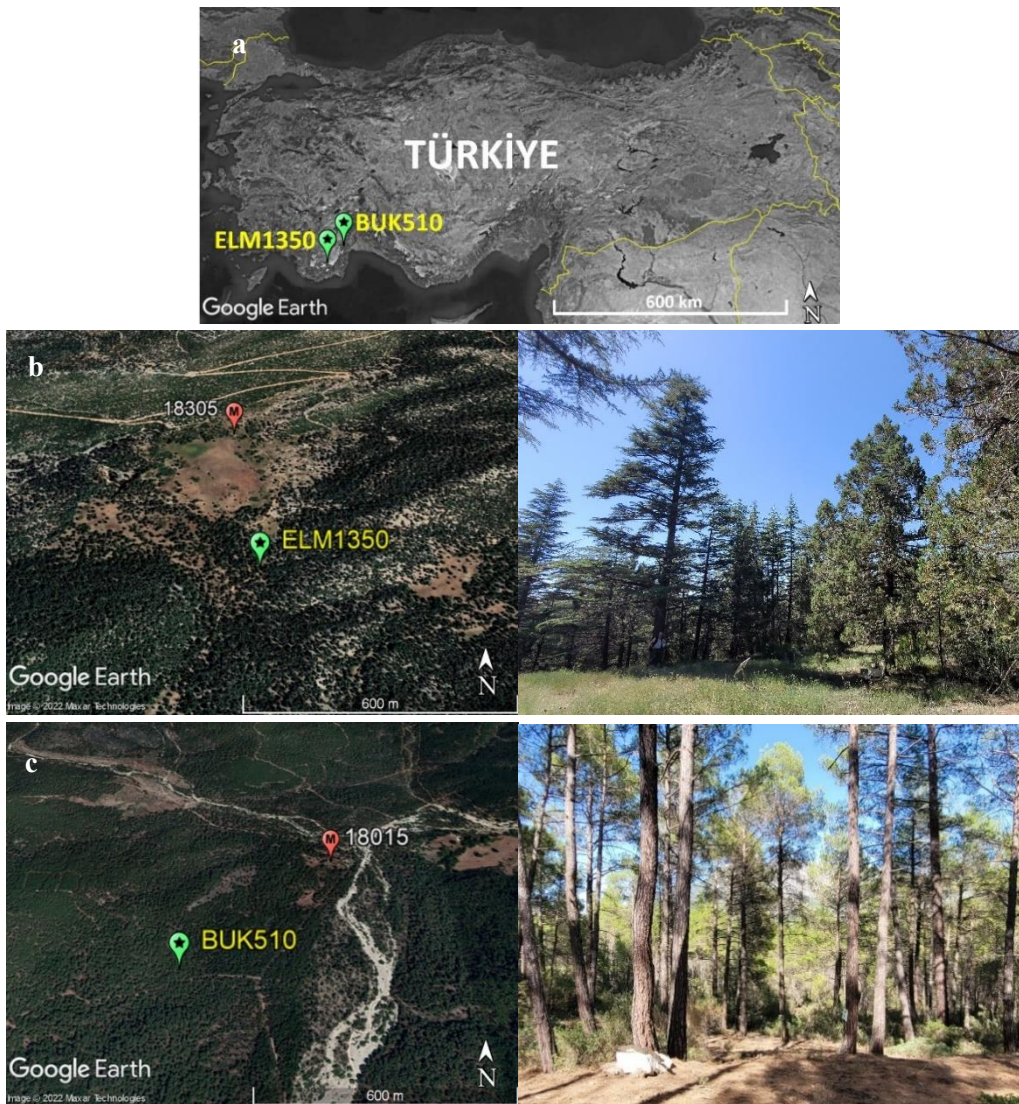
2. Materyal ve yöntem

2.1 Çalışma sahası ve ağaç seçimi

2022 yılı, şubat ayında Antalya'da iki çalışma sahası kurulmuştur. İlk çalışma sahası (ELM1350) Elmalı Sedir Araştırma Ormanı'nda ($36^{\circ}34'39.89''\text{K}$, $29^{\circ}59'22.44''\text{D}$), 1350 m yükseklikte, olgun bir doğal sedir-ardıç meşceresi içinde yer almaktadır (Şekil 1). Bu saha, yazları kurak ve kışları soğuk geçen Akdeniz dağ iklimi ile karakterize edilmektedir. Yıllık ortalama sıcaklık 7.4°C ve yıllık ortalama toplam yağış 725 mm 'dir (Başaran vd., 2008) ve yağışlar çoğunlukla kış aylarında gerçekleşmektedir. İkinci çalışma sahası (BUK510), BÜK Lütfi Büyükyıldırım Araştırma Ormanı'nda ($36^{\circ}57'56.58''\text{K}$, $30^{\circ}25'43.45''\text{D}$), 510 m yükseklikte, olgun ve saf bir kızılçam meşceresi içinde yer

almaktadır. Çalışma alanı, yazları sıcak ve kurak geçen yarı kurak bir iklim ile karakterize edilir. Yıllık ortalama sıcaklık 14.1°C ve yıllık ortalama toplam yağış 398 mm 'dir (Başaran vd., 2011).

Her iki sahada da ağaçlar, sahanın ortasına yerleştirilen kayıt cihazının (logger) etrafındaki yarıçapı 30 m 'lik dairesel bir alan içinde seçilmiştir. Görünür bir patojen ve zararlı hasarı ya da istilası olmayan ağaçlar seçilmiştir. Seçilen ağaçlarının boyları elektronik boy ölçer (Haglöf) ve çapları çap ölçer ile ölçülmüştür (Çizelge 1). Ağaç boyutları, çalışma sahaslarındaki orman meşceresini temsil etmektedir. Başlangıçta sensör ve cihaz sayısının az olması nedeniyle, dendrometreler üç kızılçam ağacına ve dörder sedir ve ardıç birelerine yerleştirilmiştir. Eylül 2022'de bu sayı her tür için altıya çıkarılmıştır.



Şekil 1. a) Antalya, Türkiye'deki "DenTRo" izleme sahaslarının konumu. b) ELM1350 izleme sahası Elmalı Sedir Araştırma Ormanı içinde, sedir-ardıç karışık meşceresinde yer almaktadır. c) BUK510 izleme sahası, BÜK Lütfi Büyükyıldırım Araştırma Ormanı içinde saf kızılçam meşceresinde yer almaktadır. 18305 ve 18015 Türkiye Devlet Meteoroloji İşleri Genel Müdürlüğü'nün meteoroloji istasyonlarını göstermektedir.

Meteorolojik veriler, çalışma sahalarına yakın meteoroloji istasyonlarından (Meteoroloji Genel Müdürlüğü) alınmıştır. Meteoroloji istasyonları ile çalışma sahası arasındaki mesafe BUK510 için 670 m ve ELM1350 için 600 m'dir (Şekil 1). Analizlerimiz için günlük ortalama sıcaklık, günlük ortalama bağıl nem ve günlük toplam yağış kullanılmıştır (Şekil 2). Buhar basıncı açığının (VPD =vapor pressure deficit) günlük ortalamaları, sahaya özgü sıcaklık, bağıl nem ve hava basıncı değerlerinden hesaplanmıştır. Veriler Kasım 2022 başında elde edildiğinden, bu çalışmada kullanılan meteorolojik veriler 1 Ocak- 10 Kasım 2022 dönemini kapsamaktadır.

2.2 Radyal büyüme ve ağaç su açığının dendrometreler kullanılarak izlenmesi

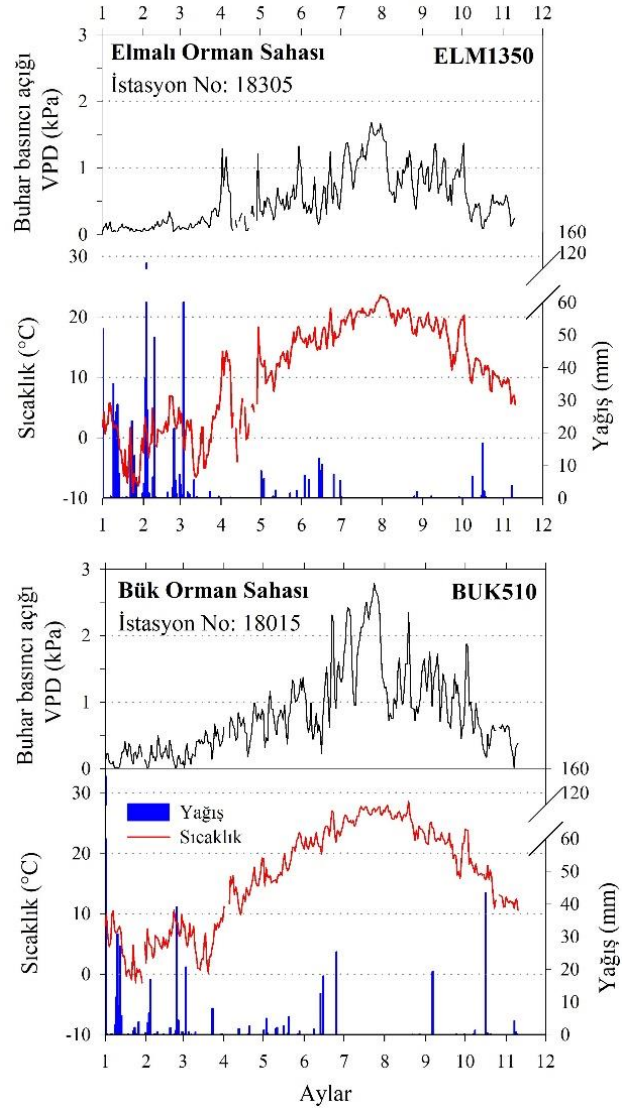
Gövde yarıçap değişimi (GYD) nokta dentrometreler (MMR 10_11 R5 K, MEGATRON Elektronik AG & Co., Almanya) kullanılarak kaydedilmiştir. Dendrometreler paslanmaz çelik çerçevelere monte edildikten sonra gövdenin göğüs hizasına ve kuzeye bakan tarafına takılmıştır (Şekil 3). Çelik çerçeveler, ksilemin yaklaşık 5 cm derinliğinde iki vida ile gövdeye tutturulmuştur (Herzog vd., 1995). Dendrometrenin başlığı, canlı dokuya zarar vermeden kabuğun büyük bir kısmı keski ile kaldırıldıktan sonra korteks yüzeyine yerleştirilmiştir (Zweifel vd., 2006). Dendrometreler alüminyum folyoyla sarılmış ve doğrudan güneş radyasyonundan ve yağıştan korumak için strafolla kaplanmıştır. Dendrometreler tarafından ölçülen gövde yarıçap değişimleri veri kaydediciler (Campbell CR23X Micrologger ve Loguino) kullanılarak 10 dakikada bir kaydedilmiştir. Bu çalışmada kullanılan dentrometre verileri 2022 yılı şubat ayından kasım ayın sonuna kadar olan periyodu kapsamaktadır.

10 dakikada bir kaydedilen GYD verilerin saatlik ortalamaları hesaplandıktan sonra Zweifel vd. (2016)'nin konseptine dayalı olarak bu saatlik GYD verilerinden iki parametre hesaplanmıştır: (1) GRO= geriye dönüşümü olmayan gövde büyümesi (Şekil 4) ve (2) TWD= gövdenin daralmasına sebep olan ağaç su açığı. TWD, son maksimum gövde yarıçapı ile mevcut gövde yarıçapı arasındaki fark olarak hesaplanır. Sonuç olarak GRO, TWD'nin sıfır olduğu (GRO periyodu) ve gövde yarıçapının son maksimum gövde boyutunu (yarıçap olarak) aştığı dönemlerle sınırlıdır. Mutlak TWD değerleri ağaç büyüklüğü, kabuk kalınlığı ve esnekliği, odun özellikleri ve yerel çevre koşulları gibi bir dizi faktöre bağlıdır (Salomón vd., 2022; Zweifel ve Häsler, 2000). Bu nedenle, TWD verileri, türler arasındaki TWD seyirleri karşılaştırmak için normalize edilmiştir (=TWDn) (Brinkmann vd., 2016). Bu normalizasyon işlemi TWD verilerini 0 ve 1 arasında yeniden ölçekler. Normalleştirme, her bir ağaç için tüm TWD değerlerinin ilgili maksimum değere bölünmesiyle gerçekleştirilmiştir (bu değer, tüm ölçüm dönemi boyunca ölçülen mutlak maksimum değer %95'i olarak tanımlanmıştır). Normalleştirmeden sonra her tür için GRO ve TWDn'nin ortalaması alınmıştır.

Çizelge 1. Çalışma sahalarındaki türlere göre seçilen ağaçların sayısı (n), çap ve boyları

Saha	ELM1350	BUK510	
Tür	Celi	Juex	Pibr
Sayı (n)	4 (6)	4 (6)	3 (6)
Çap (cm)	41.6±11.1	32.2 ± 14.7	32.4 ±2.8
Boy (m)	17.2±2.9	11.0 ± 2.8	19.3 ± 2.3

Celi: *Cedrus libani*; Juex: *Juniperus excelsa*; Pibr: *Pinus brutia*; Çap ve boy için verilen ortalama ve standart sapmalar bu analizler kapsamında kullanılan ağaçlar (n= 3-4) için geçerlidir. Parantez içindeki ağaç sayıları Eylül 2022'den itibaren geçerlidir.



Şekil 2. Çalışma sahalarında 2022 yılında ölçülen günlük ortalama sıcaklık, günlük ortalama buhar basıncı açığı (VPD) ve günlük toplam yağış



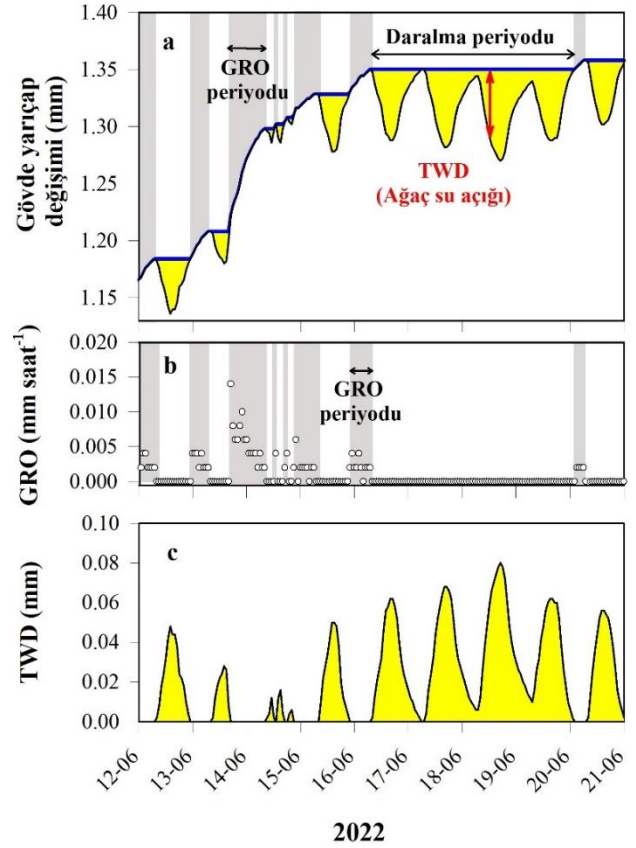
Şekil 3. Nokta dendrometrenin montaj prensibi. a) Dendrometre çelik bir çerçeve üzerine monte edilir ve ksilem içine iki vida ile gövdeye tutturulur. b) Kabuğun çoğunluğu kaldırıldıktan sonra gövdenin korteks yüzeyine dendrometrenin başlığı yerleştirilir

2.3. Büyüme dinamiklerinin modellenmesi

Radyal büyüme, odun oluşumu ve sürgün büyümesi gibi sınırlı büyüme süreçlerini modellemek için mevcut olan çeşitli sigmoid modeller arasında, esnekliği ve asimetric şekli nedeniyle Gompertz fonksiyonu en tercih edilenidir (Zeide, 1993; Rossi vd., 2003; Oberhuber vd., 2015; Ziaco vd., 2018). Radyal gövde büyüme dinamikleri, SigmaPlot yazılım paketinde (Systat Software, San Jose, CA, USA) bulunan nonlinear regresyon prosedürü kullanılarak Gompertz fonksiyonu (1) ile modellenmiştir (Şekil 5):

$$y = A \exp \left[- \exp (\beta - k t) \right] \quad (1)$$

Burada y büyümenin kümülatif toplamı, A yıllık toplam gövde yarıçapı artışı temsil eden üst yatay asimptotu, β x-ekseni konum parametresi, k eğrinin zaman ekseninde boyunca değişim oranı parametresi ve t yılın günü olarak zamandır (Cheng ve Gordon, 2000).

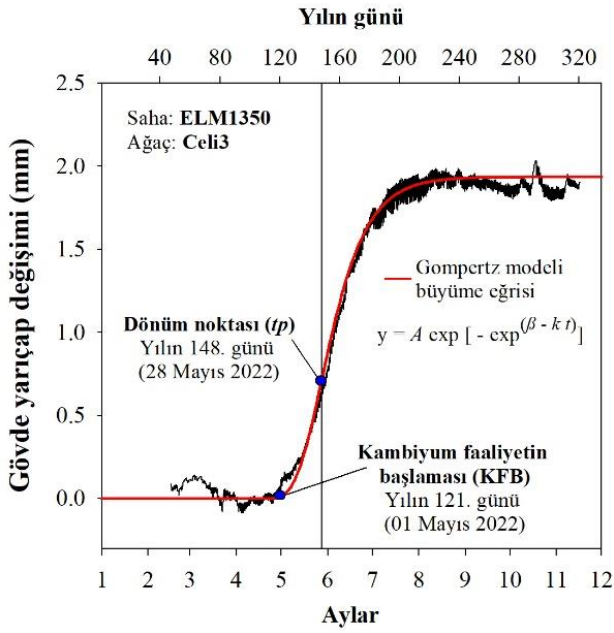


Şekil 4. Dendrometrelerle ölçülen a) gövde yarıçap değişimi verilerinden hesaplanan saatlik b) GRO (gövde büyümesi) ve c) TWD (ağaç su açığı). Üstteki mavi çizgi gövde yarıçapının son maksimumunu göstermektedir. GRO (gri gölgeli alanlar) periyodu dönemlerinde TWD (sarı gölgeli alanlar) sıfırdır.

Gompertz fonksiyonunun parametrelerinden, büyüme eğrisinin dönüm noktası $tp = \beta/k$ olarak hesaplanabilir ve GRO'nun maksimum hızına ulaştığı zamana karşılık gelmektedir. Ayrıca, yıllık halkanın tamamına yakın bir kısmının oluşması için gereken süre $d = 4/k$ olarak hesaplanabilir. Büyümenin başlangıcı (Kambiyum faaliyetin başlaması = KFB) gövde yarıçap değişimi eğrinin artmaya başladığı zaman olarak tahmin edilebilir.

2.4. İstatistiksel analizler

Türe özgü gövde yarıçap değişimlerinin iklimsel duyarlılığını değerlendirmek için, GRO ve TWD ile günlük meteorolojik değişkenler (ortalama sıcaklık, ortalama bağıl nem, toplam yağış ve ortalama VPD) arasında korelasyon katsayıları hesaplanmıştır. Değişkenlerin normal dağılımını kontrol etmek için Kolmogorov-Smirnov testi uygulanmıştır. Değişkenlerin çoğu (Bağıl nem-BUK510 hariç) normal dağılmadığı için Spearman korelasyon katsayıları hesaplanmıştır. Gompertz fonksiyonu büyüme eğrilerinden elde edilen parametreler (A , tp , KFB ve d) tek yönlü ANOVA kullanılarak türler arasında karşılaştırılmıştır.



Şekil 5. 2022 yılında Elmalı sahasında bir sedir ağacında (Celi3) ölçülen gövde yarıçap değişimi verilerinin Gompertz modeli büyüme eğrisi (kırmızı çizgi)

3. Bulgular

Meteorolojik verilere bakıldığında 2022 yılının ilk 3 ayının yağışlı ve yazının sıcak ve kurak geçtiği her iki saha için de görülmektedir (Şekil 2). En kurak ve sıcak Temmuz ve ağustos ayları geçmiştir. ELM1350'de 1 Ocak-10 Kasım 22 dönemi için yıllık ortalama sıcaklık 10.69 °C, ortalama bağıl nem %67.3, VPD 0.54 kPa ve toplam yağış 719.4 mm'dir. BUK510'da aynı dönem için yıllık ortalama sıcaklık 16.02 °C, ortalama bağıl nem %62.4 ve VPD 0.83 kPa'dır. Toplam yağış 506.1 mm olup uzun dönem ortalaması olan 398 mm'den daha yüksektir. Genel olarak, iklim koşulları BUK510'da ELM1350'ye göre daha kuru ve daha sıcak gerçekleşmiştir.

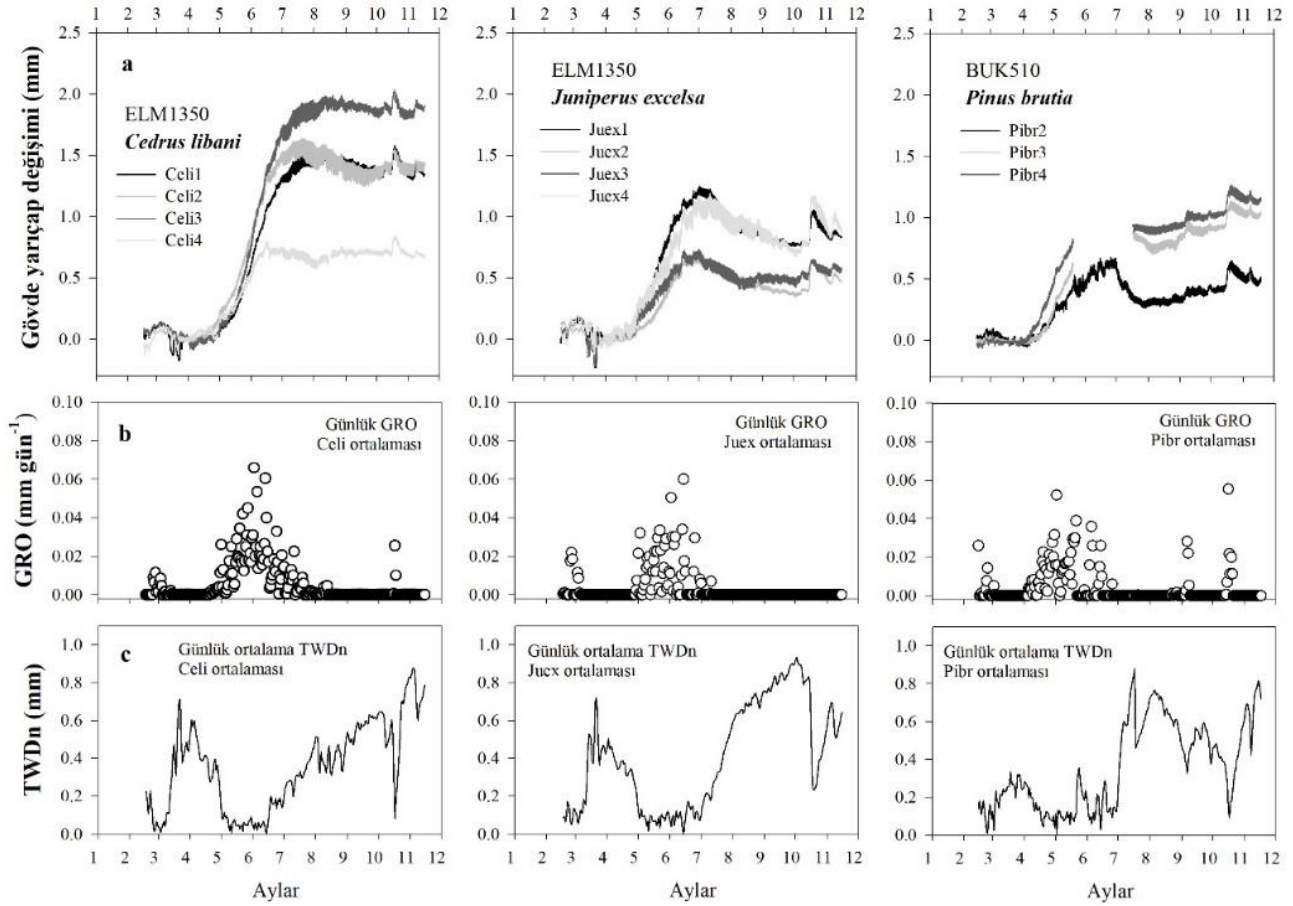
Tüm ağaçların dendrometre verilerine bakıldığında kış döneminde dendrometre eğrisinin neredeyse aynı seviyede kaldığını ancak büyüme mevsiminde ise neredeyse doğrusal bir gövde yarıçap artışı olduğu görülmektedir (Şekil 6). Her iki dönemde tipik günlük gövde yarıçap daralması ve

genişlemesi dalgalanmalar izlenmektedir. Gövde yarıçap artışları haziran ayı civarında yavaşlamaya başlar ve Temmuz ayında gövdeler daralmaya başlar. Gövde yarıçapındaki bu daralma özellikle ardıç ve kızılçamda belirgindi. Ekim ayı ortalarında tüm türlerde gövde yarıçapında kısa bir artış gözlenmiştir. Teknik sorunlardan dolayı, Mayıs ortasından Temmuz ortasına kadar olan zaman diliminde iki kızılçam ağacında gövde yarıçap değişimleri kaydedilememiştir.

KFB diğer türlerle kıyasla kızılçamda yaklaşık 3 hafta erken başlamıştır (Çizelge 2). Kızılçam için Nisan ortasında, sedir ve ardıç için mayıs ayında başlayan ağaçların en fazla GRO gerçekleştiği dönem yaklaşık olarak Temmuz ayına kadar sürmüştür (Şekil 6). Bu süre zarfında TWD tüm ağaçlar için çok düşük ve sıfıra yakındı. GRO'nun maksimum hız ulaştığı gün (tp) kızılçam için diğer türlere göre daha erken gerçekleşmiştir (Çizelge 2). En yüksek GRO, günde 0.07 mm'ye ulaşan değerlerle sedir için kaydedilmiştir (Şekil 6). Ayrıca, istatistiksel olarak anlamlı bir fark bulunmasa da ortalama A 1.4 mm ile sedir için en yüksek çıkmıştır (Çizelge 2). Yıllık halkanın tamamına yakın bir kısmının oluşması için gereken ortalama süre (d) 46 ila 63 gün arasında değişmekte olup en kısa süre ardıçta, en uzun süre ise sedirde gerçekleşmiştir.

Temmuz ayı civarında ana GRO periyodu sona ermiş ve TWD tüm ağaçlarda gözlenen keskin bir artış göstermiştir (Şekil 6). Ardından TWD sedir ve ardıç için Ekim ortasına kadar artmaya devam ederken, kızılçam için önce Ekim ortasına kadar azalır ve ondan sonra ölçüm döneminin sonuna kadar tekrar artmaya devam eder. Ekim ortası/sonu civarında bütün ağaçlarda TWD'deki büyük bir azalış gözlemlenmiştir. Büyüme döneminden önceki TWD değerleri ELM1350'de BUK510'a kıyasla daha yüksek çıkmıştır. Bunun nedeni muhtemelen mart ortasında ELM1350'de hava sıcaklığının -5°C'nin altına düşmesi ve kabukta don kaynaklı daralmalardır (Zweifel ve Häsler, 2000).

Spearman korelasyon analizinden elde edilen sonuçlar, meteorolojik faktörlerin GRO ve TWD üzerindeki etkisinde türler arasında önemli farklılıklar olduğunu göstermiştir (Çizelge 3). Genel olarak, bağıl nem sedir ve ardıç için hem GRO hem de TWD üzerinde en önemli etkiye sahipti. Yüksek bağıl nem değerleri yüksek GRO ve düşük TWD değerleriyle ilişkiliydi. Bağıl nemin TWD üzerindeki önemi sedirde ardıçtan daha yüksek çıkmıştır. Buna karşılık, kızılçamda GRO yağışla en yakın pozitif korelasyona sahipken, TWD sıcaklık ile güçlü bir pozitif korelasyon göstermiştir.



Şekil 6. Yıl boyunca sedir, ardıç ve kızılçam için dendrometrelerle ölçülen a) saatlik çözünürlükteki gövde yarıçap değişimi b) günlük ortalama GRO (radyal büyüme) ve c) günlük ortalama TWDn (normalize edilmiş ağaç su açığı)

Çizelge 2. Çalışma saharındaki her bir ağaç için ayrı ayrı hesaplanmış Gompertz fonksiyonunun parametreleri

Saha	Ağaç	A (mm)	β	k	R^2	KFB (yılın günü)	tp (yılın günü)	d (gün)
ELM1350	Celi1	1.453	9.22	0.063	0.99	124 (4 Mayıs)	147 (27 Mayıs)	64
	Celi2	1.500	8.79	0.064	0.98	114 (24 Nisan)	139 (19 Mayıs)	63
	Celi3	1.936	8.58	0.058	0.99	121 (1 Mayıs)	148 (28 Mayıs)	69
	Celi4	0.726	9.13	0.070	0.97	112 (22 Nisan)	131 (11 Mayıs)	57
	Ortalama	1.404				118 (28 Nisan)^a	141 (21 Mayıs)^a	63
Sd	0.501				6	8	5	
ELM1350	Juex1	0.950	13.23	0.102	0.91	116 (26 Nisan)	130 (10 Mayıs)	39
	Juex2	0.516	14.80	0.110	0.87	124 (4 Mayıs)	135 (15 Mayıs)	36
	Juex3	0.579	9.86	0.079	0.90	109 (19 Nisan)	125 (5 Mayıs)	50
	Juex4	0.961	8.61	0.067	0.92	108 (18 Nisan)	128 (8 Mayıs)	59
	Ortalama	0.751				114 (24 Nisan)^a	129 (9 Mayıs)^{ab}	46
Sd	0.237				7	4	11	
BUK510	Pibr2	0.465	12.09	0.104	0.81	99 (9 Nisan)	116 (26 Nisan)	38
	Pibr5	0.928	7.99	0.065	0.96	95 (5 Nisan)	124 (4 Mayıs)	62
	Pibr6	1.042	6.22	0.054	0.97	90 (31 Mart)	115 (25 Nisan)	74
	Ortalama	0.812				95 (5 Nisan)^b	118 (28 Nisan)^b	58
Sd	0.306				5	5	18	

A: Büyüme döneminin sonunda ulaşılan yıllık toplam gövde yarıçapı artışı (mm)'ni temsil eden üst yatay asimptot parametresi, β : x-ekseni konum parametresi, k : eğrinin zaman eksenine boyunca değişim oranı parametresi, KFB: Kambiyum faaliyetlerinin başladığı gün, tp : dönüm noktası (radyal büyümenin (GRO) maksimum hızına ulaştığı gün), d : yıllık halkanın tamamına yakın bir kısmının oluşması için gereken süre. Farklı harfler türler arasındaki anlamlı fark olduğunu göstermektedir (ANOVA).

Çizelge 3. Günlük GRO ve TWDn ile meteorolojik değişkenlere uygulanan Spearman korelasyon analizi

Bağımlı değişkenler	Sıcaklık (°C)	Bağıl nem (%)	Yağış (mm)	VPD (kPa)
GRO_Celi	.128*	.240**	.043	-.042
GRO_Juex	-.088	.314**	.197**	-.199**
GRO_Pibr	-.180**	.262**	.301**	-.249**
TWDn_Celi	.066	-.435**	-.075	.273**
TWDn_Juex	.251**	-.369**	-.099	.347**
TWDn_Pibr	.509**	-.274**	-.327**	.470**

Korelasyon 0,05 seviyesinde önemli; ** Korelasyon 0,01 seviyesinde önemli; GRO: Büyüme; TWDn: Normalize edilmiş ağaç su açığı; Celi: *Cedrus libani*; Juex: *Juniperus excelsa*; Pibr: *Pinus brutia*; VPD: Buhar basıncı açığı; N= 262 gün. Her değişken için en yüksek korelasyon katsayısı gri renkle vurgulanmıştır.

4. Tartışma ve sonuç

Bu çalışma, Türkiye'nin üç önemli orman ağacı türü için bir yıllık yüksek çözünürlüklü dendrometre zaman serisi verilerini kullanarak radyal büyüme ve ağaç su açığı hakkında bilgiler sunmaktadır. Yüksek çözünürlüklü dendrometre kayıtları, yıl içi ve yıllar arası gövde büyüme dinamiklerinin yanı sıra günlük gövde yarıçapı değişimlerinin, kambiyal ve odunsu dokularda önemli zararlar oluşturmadan sürekli olarak izlenmesine olanak tanır (Güney vd., 2017; Herzog vd., 1995). Büyüme süreçlerini birkaç haftadan bin yıla kadar uzanan bir zaman aralığında inceleyen dendrokronolojik çalışmalarının aksine, yüksek çözünürlüklü dendrometre verileri KFB gibi kambiyum faaliyetlerinin ve yıllık halka oluşumunun önemli zamanlamaları hakkında da bilgi sağlamaktadır (Köcher vd., 2012; Rossi ve Deslauriers, 2007). Çeşitli çalışmalar, kış dönemi dinlenme periyodundan sonra KFB'nin Kuzey Yarımküre iğne yapraklı türlerinde sıcaklık ve fotoperiyot tarafından tetiklendiğini (Huang vd., 2020) ve dolayısıyla daha sıcak olan ilkbahar mevsiminin ağaç türlerinde kambiyal faaliyetlerin daha erken başlamasına neden olduğunu göstermiştir (Deslauriers vd., 2008; Rossi vd., 2007). Bu nedenle, sedir ve ardıça kıyasla kızılçamda KFB'nin yaklaşık üç hafta daha erken gerçekleşmesi, büyük olasılıkla BUK510'da vejetasyon döneminin başındaki sıcaklıkların daha yüksek olmasıyla ilgilidir. Ardıç ve sedir için KFB'de önemli bir fark bulunmamıştır. Bunun nedeni de muhtemelen aynı bölgede yetişmeleri ve yerel ilkbahar sıcaklığına benzer kambiyal tepki göstermeleridir (Huang vd., 2020). Aynı türler bile daha düşük rakımlarda ve daha yüksek sıcaklıklarda daha erken büyüme başlangıcı göstermektedir. Bu durum, rakımsal bir gradyan boyunca yer alan birden fazla sahada yapılan çeşitli çalışmalarda gösterilmiştir (Güney vd., 2017; Saderi vd., 2019).

Radyal gövde büyümesi, en erken kızılçamda ve en geç sedirde olmak üzere yaz gündönümünden birkaç hafta önce maksimuma ulaşmıştır. Bu süre zarfında, ağaç türlerinin büyümesi üzerine etkisi olan çevre koşullarının optimal durumda olduğu meteorolojik kayıtlardan anlaşılmaktadır (Şekil 2). Kuzey yarımkürenin soğuk bölgelerinde yetişen iğne yapraklı türlerde maksimum GRO, bitkilerin kıştan önce sekonder hücre duvarı odunlaşmasını güvenli bir şekilde tamamlamasına olanak tanıyan büyümeyi kısıtlayıcı bir fotoperiyodik sinyal olarak hareket ettiğine inanılan yaz gündönümü civarında gerçekleştiği gösterilmiştir (Rossi vd., 2006). Sonuçlarımız, incelenen ağaçlarda maksimum GRO'ya erken ulaşılmasının (yaz gündönümünden birkaç hafta önce), çalışma alanında hüküm süren aşırı çevresel koşullarla, yani tekrarlayan kuraklık dönemleriyle başa çıkmak için bir adaptasyon olduğunu göstermektedir. Benzer bir davranış,

kuru bir iç alpin vadisinde yetişen sarıçam (*Pinus sylvestris* L.)'da da gözlenmiştir (Gruber vd., 2010).

Kurak ve sıcak mevsimin başlamasıyla (Şekil 2, temmuz başı) incelenen ağaçların gövde yarıçapları daralmaya başlayarak TWD'de artışa neden olmuştur. TWD'ye bağlı gövde daralması, transpirasyon yoluyla su kaybı ile topraktan su alımı arasındaki dengesizlikten kaynaklanır (Zweifel vd., 2016). Kurak mevsimin (yağış kıtlığı, yüksek VPD) başlamasıyla gövdede depolanmış olan su rezervleri tükenmeye başlar ve ağaçların kuraklık stresi artar. TWD ve atmosferik koşullar arasındaki yakın ilişki, korelasyon analizi sonuçlarında (Çizelge 3) ve diğer çalışmalarda gösterilmiştir (Güney vd., 2019; Zweifel vd., 2006). Güney vd. (2020) tarafından daha önce yapılan bir çalışmada da gözlemlendiği gibi, TWD artışı özellikle ardıçta hızlı gerçekleşmiştir. Daha kanaatkâr (conservative) bir büyüme stratejisine sahip olan ardıç, en sıcak ve kurak dönemlerde fizyolojik süreçleri düşük tutarak yaz kuraklığı tarafından daha fazla sınırlanıldığı öne sürülmüştür. Ancak bu strateji, genel olarak daha düşük bir büyüme performansı pahasına daha aşırı koşullar altında hayatta kalma olasılığını artırabilir (Genc vd., 2005; Moran vd., 2017). Kızılçamda da hızlı bir TWD artışı gözlenmiştir, ancak kritik bir zaman diliminde üç ağaçtan ikisinde veri kaybı olması nedeniyle, yaz aylarında kızılçamdaki TWD artışı hakkında anlamlı bir tartışma bu noktada mümkün değildir. Buna rağmen, sedir ve ardıçın aksine, tüm kızılçam ağaçlarının Eylül ayı civarında başlayan ve analiz edilen ölçüm döneminin sonuna doğru devam eden gövde yarıçapında yavaş ama istikrarlı bir artış gösterdiği gözlemlenmiştir. Analiz edilen ölçüm döneminin ötesinde bu artışın devam etmiş olması muhtemeldir. Akdeniz bölgesindeki yetişen bazı ağaç türlerin büyüme için yeniden uygun koşullar sağlayan geç sonbahar-erken kış döneminde tekrar gövde yarıçapında artış gösterdikleri bilinmektedir (Vieira vd., 2014). Yaz kuraklığı boyunca kambiyum faaliyetlerinin duraklaması ve yaz sonrası yağışların başladığı ve sıcaklıkların düşmesiyle kambiyumun tekrar faaliyete geçmesi, iki tepeli dağılım gösteren (bimodal) bir büyüme seyri ile sonuçlanır (Camarero vd., 2010). Ağaçların gösterdiği bu büyüme plastisitesi (growth plasticity), daha yağışlı geçen iki ılıman dönem olan ilkbahar ve sonbahardan faydalanabildikleri için, kuraklık stresi altındaki bölgelerde yetişen türler için bir avantaj sağlayabilir.

Tüm ağaçlarda Ekim ayı ortalarında ölçülen gövde yarıçapındaki büyük artış ve TWD'deki düşüş, topraktaki su mevcudiyetini artıran ve gövdelerde özellikle de kabuğun elastik dokularında hızlı bir rehidrasyona neden olan yaz kuraklığından sonraki ilk önemli yağış olaylarından kaynaklanmaktadır (Vieira vd., 2013; Zweifel vd., 2005).

Çevresel değişkenlerin günlük gövde yarıçapı değişimleri (GRO ve TWD) üzerindeki etkilerinin analizi, ağaçların hava koşullarındaki kısa vadeli değişikliklere verdiği tepkiye ilişkin bilgiler vermektedir (Urrutia-Jalabert vd., 2015). Korelasyon analizi, bağıl neminin sedir ve ardıçın gövde büyümesini destekleyen en önemli meteorolojik faktör olduğunu ve ardıçın GRO'sunun yağışla da pozitif ilişkili olduğunu ortaya koymuştur. Bu durum, ardıçın farklı fizyolojisi nedeniyle daha kanaatkâr bir büyüme stratejisi gösterip yağışa daha duyarlı olduğu göstermektedir ve önceki çalışmaların sonuçlarıyla uyumludur (Güney vd., 2019; Güney vd., 2020; Moran vd., 2017). Korelasyon analizi sonuçlarına göre, kızılçamda sedir ve ardıç ile kıyaslandığında GRO ve TWD ile yağış arasında daha güçlü bir bağlantı göstererek önemli ölçüde farklılık göstermiştir.

Bunun bir nedeni, kızılçamın genellikle büyüme mevsimlerinin daha sıcak ve daha kuru koşullar altında olması ve ağaçların bu yüzden yağış olaylarına karşı daha duyarlı olması olabilir. Bu varsayım, kızılçamın Eylül ve Ekim aylarında ELM1350'den daha yüksek miktarda yağış alması (BUK510'da Eylül ve Ekim ayları için toplam yağış= 65.8 mm; ELM1350'de= 30.9 mm) ve kızılçamda GRO'nun bu yağış olayların sırasında ve hemen sonrasında gözlemlenmiş olmasıyla desteklenebilir. Ancak yaz dönemindeki eksik veriler nedeniyle bu varsayım şu anda kesin olarak kanıtlanamamaktadır.

Yüksek çözünürlüklü dendrometre verilerinin birkaç yılı kapsayan daha uzun zaman serileri, mevcut gövde yarıçap değişimi verilerinin geçmiş yıllardaki verilerle ilişkilendirilmesine ve daha kapsamlı analizlere olanak sağlayacaktır. Ölçümlerin devam ettiği önümüzdeki yıllarda olağanüstü kuraklık, yağış, geç don vb. gibi aşırı iklim olayları meydana geldiğinde, çevresel koşullarla ilişkili olarak gövde büyümesi ve ağaç su açığının daha fazla yorumlanması mümkün olacaktır. Bu bilgi, ağaç türlerinin ve ormanların gelecekteki iklim senaryolarına nasıl tepki verebileceğini tahmin etmeye yardımcı olabilir. Ayrıca dendrometrelere ek olarak ekofizyoloji çalışmalarında kullanılan diğer yöntemler (örneğin, bitki özsuyu akış ölçüm yöntemleri) eklenebilir ve böylece iklim değişikliğinin ağaçların diğer fizyolojik süreçlerinin üzerindeki etkileri hakkında daha detaylı ve kapsamlı bilgi sağlanabilir. Bu yüzden, "DenTRO" girişimi kapsamında kurulan ELM1350 ve BUK510 sahalarının ve önümüzdeki yıllarda kurulması planlanan yeni sahaların uzun süreli izleme sahaları olarak kullanılması hedeflenmektedir. Amacımız, diğer araştırmacılarla iş birliği içinde Türkiye'nin çeşitli orman ekosistemlerindeki farklı orman ağacı türleri için birbirinden farklı çevresel koşullara sahip geniş bir ulusal dendrometre ağı kurmaktır. Bu hedef gelecekteki uluslararası dendrometre verilerine dayalı iş birliklerine ve ortak çalışmalara katılmamıza da olanak sağlamış olacaktır.

Sonuç olarak, kızılçam, sedir ve ardıça kıyasla KFB'nın önemli ölçüde daha erken gerçekleştiğini göstermiş ve incelenen tüm türlerde radyal büyümenin büyük bir kısmı temmuz ayından önce gerçekleşmiştir. Ardından tüm türlerin gövde çaplarında ölçülen ve birkaç ay devam eden daralmaların (TWD), uzun süreli maruz kalınan su eksikliğinden kaynaklandığı belirlenmiştir. Ayrıca GRO ve TWD'in iklimsel duyarlılık açısından sahalar arasında anlamlı farklılıklar göstermiştir. Burada ve diğer bazı çalışmalarda gösterildiği gibi (Güney vd., 2020; Salomón vd., 2022; Zweifel vd., 2016), yüksek çözünürlüklü dendrometre verileri fizyolojik olarak anlamlı büyüme (GRO) ve kuraklık (TWD) göstergelerine ayrılabilir. Bu göstergeler ağaç ve meşcere düzeyinde ve hatta tüm orman ekosistemleri için kullanılabilir (Zweifel, 2016) ve ormancılara erken uyarı ve müdahale imkânı sağlayarak orman yönetimi stratejilerini belirlemede, ağaçların genel sağlığının değerlendirilmesinde ve orman planlamasında bilimsel temelli ve sürdürülebilir karar alma süreçlerine önemli katkılarda bulunabilir.

Kaynaklar

- Akkemik, Ü., Yılmaz, H.Ç., Sevgi, O., 2007. Cambial activity of the sessile oak (*Quercus petraea*) in Belgrade forest, Istanbul. Turkish Journal of Agriculture and Forestry, 30(6): 429-438.
- Anderegg W.R.L., Schwalm, C., Biondi, F., Camarero, J.J., Koch, G., Litvak, M., Ogle, K., Shaw, J.D., Shevliakova, E., Williams A.P., Wolf, A., Ziaco, E., Pacala, S., 2015. Pervasive drought legacies in forest ecosystems and their implications for carbon cycle models. Science, 349(6247): 528-532.
- Balekoglu, S., Caliskan, S., Makineci, E., Dirik, H., 2023. An experimental assessment of carbon and nitrogen allocation in *Pinus pinea* populations under drought stress and rewatering treatment. Environmental and Experimental Botany, 210, 105334.
- Barracough, A.D., Zweifel, R., Cusens, J., Leuzinger, S., 2019. Disentangling the net: concomitant xylem and over-bark size measurements reveal the phloem-generated turgor signal behind daytime stem swelling in the mangrove *Avicennia marina*. Functional Plant Biology, 46(5): 393-406.
- Başaran, M.A., Başaran, S., Baş, N., Kacar, S., Tolunay, D., Makineci, E., Kavgacı, A., Deniz, G., 2008. Determining the actual state of Cedar Research Forest Elmalı by GIS based digital maps. Ormançılık Araştırma Enstitüsü, Teknik Bülten Serisi, No: 30, Antalya.
- Başaran, S., Tolunay, D., Makineci, E., Başaran, M.A., Kavgacı, A., Çetin, A., Kacar, M.S., Baş, N., 2011. Determining the Actual State of Bük Lütüfî Büyükyıldırım Research Forest By GIS Based Digital Maps. Ormançılık Araştırma Enstitüsü, Teknik Bülten Serisi, No: 44, Antalya.
- Brinkmann, N., Eugster, W., Zweifel, R., Buchmann, N., Kahmen, A., 2016. Temperate tree species show identical response in tree water deficit but different sensitivities in sap flow to summer soil drying. Tree Physiology, 36(12): 1508-1519.
- Camarero, J.J., Olano, J.M., Parras, A., 2010. Plastic bimodal xylogenesis in conifers from continental Mediterranean climates. The New Phytologist, 185(2): 471-480.
- Cheng, C., Gordon, I.L., 2000. The Richards function and quantitative analysis of germination and dormancy in meadowfoam (*Limnanthes alba*). Seed Science Research, 10(03): 265-277.
- Clonch, C., Huynh, M., Goto, B., Levin, A., Selker, J., Udell, C., 2021. High precision zero-friction magnetic dendrometer. HardwareX, 12(10): e00248.
- Cuny, H. E., Rathgeber, C. B., Frank, D., Fonti, P., Mäkinen, H., Prislán, P., . . . Fournier, M., 2015. Woody biomass production lags stem-girth increase by over one month in coniferous forests. Nature Plants, 1(11): 15160.
- Daudet, F.A., Améglío, T., Cochard, H., Archilla, O., Lacoite, A., 2004. Experimental analysis of the role of water and carbon in tree stem diameter variations. Journal of Experimental Botany, 56(409): 135-144.
- Deligöz, A., Bayar, E., Karatepe, Y., Genç, M., 2019. Photosynthetic capacity, nutrient and water status following precommercial thinning in Anatolian black pine. Forest Ecology and Management, 451: 117533.
- Deslauriers, A., Rossi, S., Anfodillo, T., 2007. Dendrometer and intra-annual tree growth: What kind of information can be inferred? Dendrochronologia, 25(2): 113-124.
- Deslauriers, A., Rossi, S., Anfodillo, T., Saracino, A., 2008. Cambial phenology, wood formation and temperature thresholds in two contrasting years at high altitude in southern Italy. Tree Physiology, 28(6): 863-871.
- Dietrich, L., Zweifel, R. and Kahmen, A., 2018. Daily stem diameter variations can predict the canopy water status of mature temperate trees. Tree Physiology, 38(7): 941-952.
- Downes, G., Beadle, C., Worledge, D., 1999. Daily stem growth patterns in irrigated *Eucalyptus globulus* and *E. nitens* in relation to climate. Trees, 14(2): 102-111.

- Drew, D. M., Downes, G. M., 2009. The use of precision dendrometers in research on daily stem size and wood property variation: a review. *Dendrochronologia*, 27(2): 159-172.
- Dukat, P., Kelly, J., Doerr, S.H., Edvardsson, J., Hölttä, T.S., Lehner, I., Lindroth, A., Santin, C., Kljun, N., 2024. Boreal forest tree growth and sap flow after a low-severity wildfire. *Agricultural and Forest Meteorology*, 347, 109899.
- Ehrenberger, W., Rüger, S., Fitzke, R., Vollenweider, P., Günthardt-Goerg, M., Kuster, T., Zimmermann, U., Arend, M., 2012. Concomitant dendrometer and leaf patch pressure probe measurements reveal the effect of microclimate and soil moisture on diurnal stem water and leaf turgor variations in young oak trees. *Functional Plant Biology*, 39(4): 297-305.
- Genc, M., Deligöz, A., Gültekin, H., 2005. Stress resistance of the *Juniperus oxycedrus* and *J. foetidissima*, *J. excelsa*, *Pinus nigra* subsp. *pallasiana*, *Cedrus libani* and *Picea orientalis* seedlings. *Ladin Sempozyumu*, 20-22 Ekim 2005, Trabzon, Türkiye, pp. 474-482.
- Gruber, A., Strobl, S., Veit, B., Oberhuber, W., 2010. Impact of drought on the temporal dynamics of wood formation in *Pinus sylvestris*. *Tree Physiology*, 30(4): 490-501.
- Güney, A., Gülsoy, S., Şentürk, Ö., Niessner, A., Küppers, M., 2019. Environmental control of daily stem radius increment in the montane conifer *Cedrus libani*. *Journal of Forestry Research*, 31(4): 1159-1171.
- Güney, A., Küppers, M., Rathgeber, C., Şahin, M., Zimmermann, R., 2017. Intra-annual stem growth dynamics of Lebanon Cedar along climatic gradients. *Trees*, 31: 587-606.
- Güney, A., Zweifel, R., Türkan, S., Zimmermann, R., Wachendorf, M., Güney, C.O., 2020. Drought responses and their effects on radial stem growth of two co-occurring conifer species in the Mediterranean mountain range. *Annals of Forest Science*, 77(4): 1-16.
- Herzog, K.M., Häsler, R., Thum, R.J.T., 1995. Diurnal changes in the radius of a subalpine Norway spruce stem: their relation to the sap flow and their use to estimate transpiration. *Trees*, 10: 94-101.
- Huang, J. G., Ma, Q., Rossi, S., Biondi, F., Deslauriers, A., Fonti, P., . . . Ziaco, E., 2020. Photoperiod and temperature as dominant environmental drivers triggering secondary growth resumption in Northern Hemisphere conifers. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 117(34): 20645-20652.
- Köcher, P., Horna, V., Leuschner, C., 2012. Environmental control of daily stem growth patterns in five temperate broad-leaved tree species. *Tree Physiology*, 32: 1021-1032.
- Lazzarin, M., Zweifel, R., Anten, N., Sterck, F.J., 2018. Does phloem osmolality affect diurnal diameter changes of twigs but not of stems in Scots pine? *Tree Physiology*, 39(2): 275-283.
- Martínez-Sancho, E., Treydte, K., Lehmann, M. M., Rigling, A., Fonti, P., 2022. Drought impacts on tree carbon sequestration and water use—evidence from intra-annual tree-ring characteristics. *New Phytologist*, 236(1): 58-70.
- Moran, E., Lauder, J., Musser, C., Stathos, A., Shu, M., 2017. The genetics of drought tolerance in conifers. *New Phytologist*, 216(4): 1034-1048.
- Oberhuber, W., Hammerle, A., Kofler, W., 2015. Tree water status and growth of saplings and mature Norway spruce (*Picea abies*) at a dry distribution limit. *Frontiers in Plant Science*, 6:703.
- Özçelik, M.S., Şengönül, K., Gökbülak, F., 2016. Orman ağaçlarında bitki özsuyu akış ölçüm yöntemleriyle transpirasyonun belirlenmesi ve havza yönetimi çalışmaları için önemi. *Turkish Journal of Forestry*, 17(2): 208-214.
- Rigling, A., Bigler, C., Eilmann, B., Feldmeyer-Christe, E., Gimmi, U., Ginzler, C., Graf, U., Mayer, P., Vacchiano, G., Weber, P., 2013. Driving factors of a vegetation shift from Scots pine to pubescent oak in dry Alpine forests. *Global Change Biology*, 19(1): 229-240.
- Rossi, S., Anfodillo, T., Menardi, R., 2006. Trephor: a new tool for sampling microcores from tree stems. *Iawa Journal*, 27(1): 89-97.
- Rossi, S., Deslauriers, A., 2007. Intra-annual time scales in tree rings. *Dendrochronologia*, 25(2): 75-77.
- Rossi, S., Deslauriers, A., Anfodillo, T., Carraro, V., 2007. Evidence of threshold temperatures for xylogenesis in conifers at high altitudes. *Oecologia*, 152(1): 1-12.
- Rossi, S., Deslauriers, A., Anfodillo, T., Morin, H., Saracino, A., Motta, R., Borghetti, M., 2006. Conifers in cold environments synchronize maximum growth rate of tree-ring formation with day length. *The New Phytologist*, 170(2): 301-310.
- Rossi, S., Deslauriers, A., Morin, H., 2003. Application of the Gompertz equation for the study of xylem cell development. *Dendrochronologia*, 21(1): 33-39.
- Saderi, S., Rathgeber, C.B., Rozenberg, P., Fournier, M., 2019. Phenology of wood formation in larch (*Larix decidua* Mill.) trees growing along a 1000-m elevation gradient in the French Southern Alps. *Annals of Forest Science*, 76(3): 1-17.
- Salomon, R. L., Peters, R. L., Zweifel, R., Sass-Klaassen, U. G. W., Stegehuis, A. I., Smiljanic, M., . . . Steppe, K., 2022. The 2018 European heatwave led to stem dehydration but not to consistent growth reductions in forests. *Nature communications*, 13(1): 1-11.
- Scharnweber, T., Smiljanic, M., Cruz-García, R., Manthey, M., Wilmking, M., 2020. Tree growth at the end of the 21st century—the extreme years 2018/19 as template for future growth conditions. *Environmental Research Letters*, 15(7): 074022.
- Scholander, P.F., Bradstreet, E.D., Hemmingsen, E., Hammel, H., 1965. Sap pressure in vascular plants: negative hydrostatic pressure can be measured in plants. *Science*, 148(3668): 339-346.
- Urrutia-Jalabert, R., Rossi, S., Deslauriers, A., Malhi, Y., Lara, A., 2015. Environmental correlates of stem radius change in the endangered *Fitzroya cupressoides* forests of southern Chile. *Agricultural and Forest Meteorology*, 200: 209-221.
- Vieira, J., Rossi, S., Campelo, F., Freitas, H., Nabais, C., 2013. Seasonal and daily cycles of stem radial variation of *Pinus pinaster* in a drought-prone environment. *Agricultural and Forest Meteorology*, 180: 173-181.
- Vieira, J., Rossi, S., Campelo, F., Freitas, H., Nabais, C., 2014. Xylogenesis of *Pinus pinaster* under a Mediterranean climate. *Annals of Forest Science*, 71(1): 71-80.
- Zeide, B., 1993. Analysis of growth equations. *Forest Science* 39: 594-616.
- Ziaco, E., Truettner, C., Biondi, F. and Bullock, S., 2018. Moisture-driven xylogenesis in *Pinus ponderosa* from a Mojave Desert mountain reveals high phenological plasticity. *Plant, Cell & Environment*, 41(4): 823-836.
- Zweifel, R., 2016. Radial stem variations—a source of tree physiological information not fully exploited yet. *Plant, Cell & Environment*, 39(2): 231-232.
- Zweifel, R., Haeni, M., Buchmann, N., Eugster, W., 2016. Are trees able to grow in periods of stem shrinkage? *New Phytologist*, 211(3): 839-849.
- Zweifel, R., Häsler, R., 2000. Frost-induced reversible shrinkage of bark of mature subalpine conifers. *Agricultural and Forest Meteorology*, 102(4): 213-222.
- Zweifel, R., Item, H., Häsler, R., 2000. Stem radius changes and their relation to stored water in stems of young Norway spruce trees. *Trees*, 15(1): 50-57.
- Zweifel, R., Zimmermann, L., Newbery, D., 2005. Modeling tree water deficit from microclimate: an approach to quantifying drought stress. *Tree Physiology*, 25(2): 147-156.
- Zweifel, R., Zimmermann, L., Zeugin, F., Newbery, D.M., 2006. Intra-annual radial growth and water relations of trees: implications towards a growth mechanism. *Journal of Experimental Botany*, 57(6): 1445-1459.

Spatiotemporal forest and land cover change in Türkiye: The role of economic factors in driving environmental transformations

Gökhan Şen^{a,*} , Emre Aktürk^a 

Abstract: Industrial advancements, urbanization, climate change, economic developments, and numerous other factors significantly influence land use preferences, subsequently causing changes in land cover. However, these changes are not homogeneous at the country scale. In this study, we aim to determine the total and provincial-based land cover changes in Türkiye between 2006 and 2018 and the impacts of macroeconomic variables on these changes. The land cover status for 2006 and 2018 and the changes occurring during this period were determined according to the Coordination of Information on the Environment (CORINE) system. For this purpose, five land cover classes were used. Correlation analysis was utilized to identify relationships between macroeconomic variables and cover changes and regression analysis was used to develop models aiming to predict future changes in land cover based on macroeconomic variables. Research findings indicate that 5.31% of forest areas, 2.9% of agricultural areas, and 7.19% of shrub and/or herbaceous vegetation associations have been converted to other uses. During this period, forest cover increased in 38 provinces in Türkiye, decreased in 41 provinces, and remained unchanged in two provinces. The province with the highest percentage increase in forest areas was Iğdır, at 19.98%, while the province with the most significant percentage decrease in forest areas was Ordu, at 0.62%. There was a statistically significant negative correlation between changes in forest areas and certain macroeconomic factors: gross domestic product (-0.310), number of automobiles (-0.308), number of motor vehicles (-0.326), and the number of buildings according to the building use permit (-0.287).

Keywords: Land use, Macroeconomic factors, CORINE, Türkiye

Türkiye’de orman ve arazi örtüsü değişimi: çevresel dönüşümlerin yönlendirilmesinde ekonomik faktörlerin rolü

Özet: Endüstriyel gelişmeler, kentleşme, iklim değişikliği, ekonomik gelişmeler ve diğer birçok faktör arazi kullanım tercihlerini önemli ölçüde etkileyerek arazi örtüsünde değişikliklere neden olmaktadır. Ancak bu değişimler ülke ölçeğinde homojen değildir. Bu çalışmada, Türkiye’de 2006-2018 yılları arasında toplam ve il bazında arazi örtüsü değişimlerinin ve makroekonomik değişkenlerin bu değişimler üzerindeki etkilerinin belirlenmesi amaçlanmaktadır. 2006-2018 yıllarına ait arazi örtüsü durumu ve bu dönemde meydana gelen değişimler Çevresel Bilginin Koordinasyonu (CORINE) sistemine göre belirlenmiştir. Bu amaçla beş arazi örtüsü sınıfı kullanılmıştır. Makroekonomik değişkenler ve örtü değişiklikleri arasındaki ilişkileri belirlemek için korelasyon analizi ve makroekonomik değişkenlere dayalı olarak arazi örtüsünde gelecekteki değişiklikleri tahmin etmeyi amaçlayan modeller geliştirmek için regresyon analizi kullanılmıştır. Araştırma bulguları, orman alanlarının %5,31’inin, tarım alanlarının %2,9’unun ve çalı ve/veya otsu bitki birliklerinin %7,19’unun diğer kullanımlara dönüştürüldüğünü göstermektedir. Bu dönemde Türkiye’de 38 ilde orman alanları artmış, 41 ilde azalmış, 2 ilde ise değişmemiştir. Orman alanlarının yüzde olarak en fazla arttığı il %19,98 ile Iğdır, en fazla azaldığı il ise %0,62 ile Ordu olmuştur. Orman alanlarındaki değişim ile gayrisafi yurtiçi hasıla (-0,310), otomobil sayısı (-0,308), motorlu taşıt sayısı (-0,326) ve yapı kullanım iznine göre bina sayısı (-0,287) arasında istatistiksel olarak anlamlı bir negatif korelasyon belirlenmiştir.

Anahtar kelimeler: Arazi kullanımı, Makro-ekonomik faktörler, CORINE, Türkiye

1. Introduction

Anthropogenic activities have caused changes to approximately three-quarters of the Earth's land surface over the last millennium despite numerous studies aiming to protect ecosystems at both global and local levels (Luyssaert et al., 2014; Arneeth et al., 2019; Isinkaralar et al., 2024). In particular, the rapid increase in demand for raw materials following the Industrial Revolution has led to humans' destruction of natural resources, the effects of which are currently being experienced in climate change (Walter et al., 2003; Emmott, 2013). As a result, monitoring land cover status, its spatiotemporal change dynamics and identifying

the causes of this transformation have gained significant importance in current research (Winkler et al., 2021).

Forests, as one of the most critical ecosystems on terrestrial surfaces, play a vital role for humans and other living organisms due to their products and services (FAO, 2010). In addition to these characteristics, forests are central to efforts to achieve the goals outlined in the Paris Agreement to combat climate change (Grassi et al., 2017). However, numerous studies have shown that forest ecosystems are significantly degraded or endangered in many parts of the world (Winkler et al., 2021). Understanding the changes in these resources and the human impacts that largely influence them is crucial for protecting and managing forest resources

✉ ^a Kastamonu Üniversitesi, Orman Fakültesi, Orman Mühendisliği Bölümü, Kastamonu

@ ^{*} **Corresponding author** (İletişim yazarı): gsen@kastamonu.edu.tr

✓ **Received** (Geliş tarihi): 03.05.2024, **Accepted** (Kabul tarihi): 06.06.2024



Citation (Atf): Şen, G., Aktürk, E., 2024. Spatiotemporal forest and land cover change in Türkiye: The role of economic factors in driving environmental transformations. Turkish Journal of Forestry, 25(2): 176-189. DOI: [10.18182/tjf.1478110](https://doi.org/10.18182/tjf.1478110)

and their biodiversity. As a result of human interventions, the dominant land cover and/or land use type in an area can be transformed into a different type, leading to consequences such as deforestation, desertification, habitat fragmentation, biodiversity loss, and ultimately, global warming (Noss, 2001; Sherbinin et al., 2007). This can also reduce environmental services (Lele and Joshi, 2009).

Identifying the specific human factors at play is crucial for planning appropriate measures, while the causes of land cover changes are generally human-induced. Population status, structure, migration, population change, countries' socio-economic goals, development strategies, implemented policies, and social and economic structures can significantly impact land cover. Additionally, agricultural policies and practices are particularly influential in driving changes in land cover (Winkler et al., 2021). In Türkiye, a shift from agriculture to the service sector and industrialization began in conjunction with the development push initiated in the 1980s (Kaştan, 2016). Rural-to-urban migration that started after this period led to rapid changes in the natural structure of cities. These changes have primarily affected forests and agricultural fields for the purpose of settlement and industrialization, particularly in the urban peripheries. In contrast, rural areas have experienced a decline in livestock and agricultural activities due to depopulated villages, leading to the reforestation of these areas (Toksoy et al., 2011; Şen et al., 2018).

Determining the changes in land cover due to anthropogenic and natural factors is particularly important for environmental studies. In this context, numerous studies have been conducted worldwide, including in Türkiye (Turner et al., 1993; Lambin et al., 2003; Şen et al., 2015; Şen and Güngör, 2018; Akturk and Guney, 2021; Roy et al., 2022; Dogan et al., 2023; Lagarias and Stratigea, 2023; Zeren Çetin et al., 2023; Işınkaralar, 2024). These studies have gained momentum and diversified with advancements in geospatial computing and remote sensing techniques (Wulder et al., 2018). Initial studies on the land cover were primarily focused on determining the cover of the Earth's surface or monitoring changes over specific time intervals. However, over time, these studies have evolved to concentrate on identifying the causes of these changes, enabling predictions of potential future changes (Huang et al., 2020). In such research, the focus is often on local and small-scale land cover change study sites. In contrast, some of the most influential factors in land cover change are a country's social, economic, cultural, and other characteristics, which vary significantly between countries. In this context, conducting studies at a national scale to examine land cover changes, determine the influential factors, and identify the relationships between them is important for management planning and future projections.

Another important consideration is the fact that the social, economic, cultural, and other variables within countries are not homogeneously distributed. Countries are divided into subunits based on various characteristics (Açıkgöz, 2011). In this regard, provinces emerge as units that can distinguish areas with similar features and provide accurate data. Thus, examining land cover change at the provincial level, encompassing the entire country, and investigating the influencing factors will yield valuable results. A literature review reveals a limited number of studies conducted in this scope.

In light of the reasons mentioned above, this study aims to investigate the impacts of economic variables on land cover changes in Türkiye between 2006 and 2018 and to identify predictive models that can foresee potential changes in land cover due to these economic variables. The outcomes of this research hold the potential to significantly contribute to the understanding of land cover change dynamics and their underlying driving factors, ultimately benefiting decision-makers in predicting land cover changes, thereby promoting the conservation of forest resources and related natural resources, establishing a balance in resource use, and informing planning and project development in related areas. Moreover, the findings of this study will provide a valuable reference for future research on land cover change and its connections with socio-economic factors, fostering the development of more targeted and effective management strategies. Additionally, the predictive models obtained from this study can serve as a foundation for further research in similar countries, enhancing the applicability and value of the findings for a broader range of contexts. Overall, this study addresses a crucial gap in the existing literature and aims to advance our understanding of the complex relationship between land cover change and economic factors, paving the way for more sustainable and informed land management practices.

2. Materials and Methods

2.1. Study area

Türkiye is located at the confluence of Asia, Europe, Africa, and the Middle East, between the latitudes of 36° - 42° north and longitudes of 26° - 45° east (Figure 1). Among the region's countries; it is one of the largest in terms of area and population. The country, forming a peninsula, is surrounded by the Black Sea to the north, the Aegean Sea to the west, and the Mediterranean Sea to the south. Türkiye is predominantly characterized by mountainous terrain, with limited plains and coastal areas. About a quarter of the country's surface is elevated above 1,200 meters, with steep slopes prevalent across the nation and flat or gently sloping lands comprising only one-sixth of the total area.

The study area's climate is diverse, significantly influenced by the presence of seas to the north, south, and west, as well as the mountains that cover most of the country. Certain regions exhibit the Mediterranean climate's characteristic maximum winter precipitation, and summer droughts are prevalent. However, due to Türkiye's elevation, winters tend to be substantially colder than those typically encountered in Mediterranean climates, resulting in notable temperature variations between the winter and summer months (Sensoy et al., 2008).

Owing to its strategic position as a bridge between three continents, its location on crucial migration routes, its unique topographic features and varied climatic patterns, and its position at the intersection of distinct floristic regions (Euro-Siberian, Mediterranean, and Irano-Turanian), Türkiye is recognized as one of the world's most vital gene centers in terms of plant biodiversity (Aksoy et al., 2014). According to the Angiosperm Phylogeny Group (APG) system, the Turkish Flora comprises 11707 taxa, including 11466 native, 171 foreign, and 70 agricultural plants. Moreover, 3649 of these plant taxa are endemic to Türkiye, yielding an endemism rate of 31.8%. Recent investigations have increased these figures,

demonstrating that 12975 of the 374000 plant taxa documented globally (Christenhusz and Byng, 2016) are present within Türkiye's borders. The number of endemic plant taxa stands at 4157 (Özhatay et al., 2013; 2015; 2017; 2019), and the endemism rate has been updated to 32%. These values are anticipated to continue their upward trajectory with each new study (Karaköse, 2020).

2.2. Dataset & CLC change analyzing

The Coordination of Information on the Environment (CORINE) Land Cover (CLC) products provide land cover data for the European continent at a 100-meter spatial resolution for five different years (1990, 2000, 2006, 2012, and 2018) (Copernicus Land Monitoring Service, 2020). Initiated by the European Union in 1985, the primary aim of this project was to establish a standardized land cover dataset for environmental research across European countries (Heymann et al., 1994).

CLC offers users 44 distinct land cover classes within five main categories, enabling a detailed examination of changes between these numerous classes (Bossard et al., 2000). The 'Land Cover Classification Project' was launched in 1988 as part of the adaptation process with the European Union, making Türkiye one of the European countries included in the CLC products (Ateşoğlu, 2016). Since the first CLC product release, these datasets have been widely used and continue to be employed in various studies in Türkiye (Vural et al., 1997; Ikiel et al., 2013; Ateşoğlu, 2016; Sari and Özşahin, 2016;

Konukçu et al., 2017; Aktürk et al., 2020; Akturk and Guney, 2021). The frequent use of CLC products in academic research can be attributed to their free access, providing information on numerous sub-land cover classes, and data availability at an acceptable spatial resolution of 100 meters. In this study, the 2006 and 2018 CLC products were used due to the variety of land cover classes they provide and their coverage of the study area. Using these datasets enables an in-depth investigation of land cover changes in Türkiye and contributes to understanding the driving factors behind these shifts. Although data from the CLC for the years 1990 and 2000 are available for the study area, they were not included in the study due to the unavailability of all relevant economic data for these periods. Furthermore, the CLC data for the year 2012 is not deemed suitable for use in the study, in order to avoid an increase in data processing capacity and an increase in the temporal coverage time.

Geographical operations for this study were performed using ArcMap version 10.8.1. First, spatial alignment was ensured, and all CLC raster and province borders vector datasets used in the study were transformed into the ETRS89 LAEA geographic coordinate system. Then, the cell resolutions of the CLC maps were kept constant at 100 meters, and the level 3 CLC land cover classes were re-categorized according to the study objectives and grouped under six main classes based on the study's purposes (Table 1).

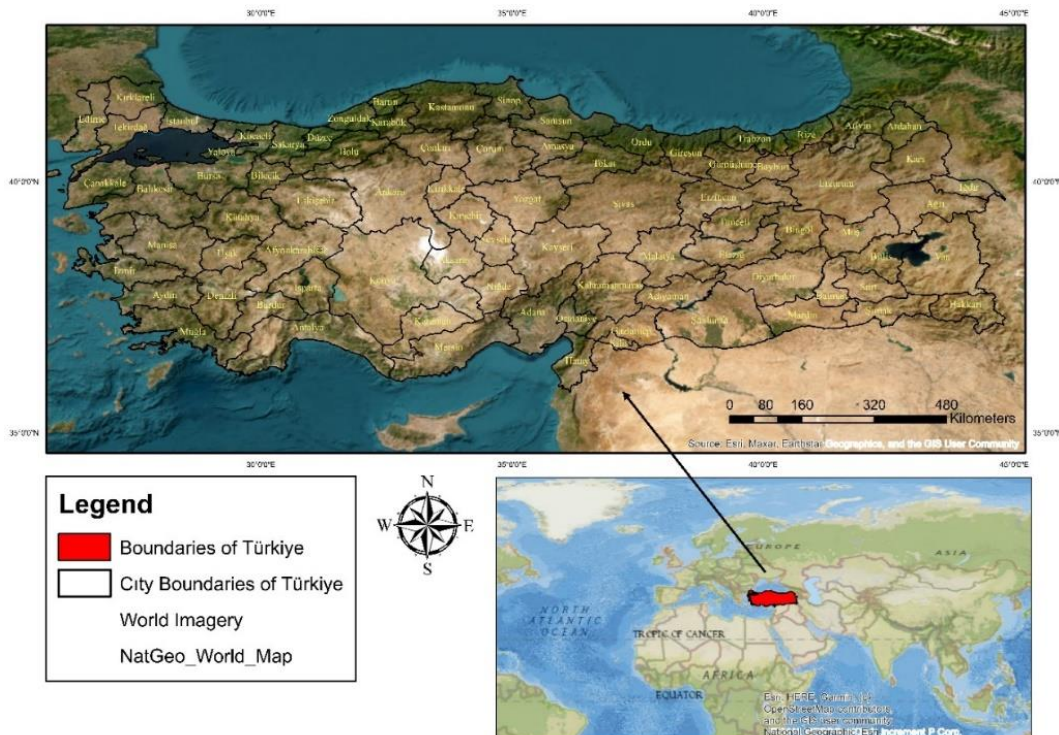


Figure 1. National country and city boundaries of the study area

Table 1. CLC Level 1 and Level 3 land cover classes and their new re-categorized classes according to the aims of the study (AS: Artificial surfaces, AA: Agricultural areas, FA: Forest Areas, SH: Shrub and/or herbaceous vegetation associations, OS: open spaces, W: Wetlands)

CORINE Level 1	CORINE Level 3	Re-categorized Class
Artificial surfaces	111 - Continuous urban fabric	AS
	112 - Discontinuous urban fabric	AS
	121 - Industrial or commercial units	AS
	122 - Road and rail networks and associated land	AS
	123 - Port areas	AS
	124 - Airports	AS
	131 - Mineral extraction sites	AS
	132 - Dump sites	AS
	133 - Construction sites	AS
	141 - Green urban areas	AS
	142 - Sport and leisure facilities	AS
Agricultural areas	211 - Non-irrigated arable land	AA
	212 - Permanently irrigated land	AA
	213 - Rice fields	AA
	221 - Vineyards	AA
	222 - Fruit trees and berry plantations	AA
	223 - Olive groves	AA
	231 - Pastures	SH
	241 - Annual crops associated with permanent crops	AA
	242 - Complex cultivation patterns	AA
	243 - Land principally occupied by agriculture, with significant areas of natural vegetation	AA
	244 - Agro-forestry areas	AA
Forest and semi natural areas	311 - Broad-leaved forest	FA
	312 - Coniferous forest	FA
	313 - Mixed forest	FA
	321 - Natural grasslands	SH
	322 - Moors and heathland	SH
	323 - Sclerophyllous vegetation	SH
	324 - Transitional woodland-shrub	SH
	331 - Beaches, dunes, sands	OS
	332 - Bare rocks	OS
	333 - Sparsely vegetated areas	OS
	334 - Burnt areas	OS
	335 - Glaciers and perpetual snow	OS
	Wetlands	411 - Inland marshes
412 - Peat bogs		W
421 - Salt marshes		W
422 - Salines		W
423 - Intertidal flats		W
Water bodies	511 - Water courses	W
	512 - Water bodies	W
	521 - Coastal lagoons	W
	522 - Estuaries	W
	523 - Sea and ocean	W

In addition to the spatial change analysis of land cover classes, temporal transitions between cover types were also examined. These changes were conducted based on the land cover classes specified in Table 1, taking the years 2006-2018 as a reference. Furthermore, Türkiye's annual deforestation rate was determined at the national and provincial levels. Although this rate can be calculated using several formulas (Liu et al., 1993; FAO, 1995; Menon and Bawa, 1997; Armenteras et al., 2006; Lele and Joshi, 2009), the widely used Formula (1) (Puyravaud, 2003) was employed in this study. That is:

$$r = \left(\frac{1}{t_2 - t_1} \ln \frac{A_2}{A_1} \right) * 100 \quad (1)$$

where P is the percentage of forest loss per year, and A1 and A2 are the amount of forest cover at time t1 and t2, respectively.

2.3. Analysis of macro-economics factors-land cover change relations

As specified in the study objectives, macroeconomic factors causing land cover change between 2006 and 2018 were determined by identifying macroeconomic variables. In determining these economic variables that could affect land cover change, attention was given to the availability of data for the relevant years for each province provided by the Turkish Statistical Institute or other institutions. If data for the relevant year were unavailable, data from the nearest one or two years were used. Within this scope, 18 variables were identified for use in the analyses. These include (1) plant production value (1000 TL/year) (PPV), (2) production quantity of cereals and other plant products (tons/year) (PQ), (3) total cultivated agricultural land size (year/hectares (ha)) (CAL), (4) production quantity of greenhouse vegetables and fruits (year/tons) (PGV), (5) the number of large livestock (NLL), (6) total value of animal products (TL) (VAP), (7)

number of small livestock (NSL), (8) gross domestic product (GDP) (TL), (9) GDP per capita (TL) (GDPC), (10) the number of automobiles (NA), (11) number of motor vehicles (NM), (12) the number of motor vehicles per capita (NMC), (13) total electricity consumption per capita (kWh) (TEC), (14) number of buildings according to occupancy permits (BOP), (15) number of buildings according to construction permits (BCP), (16) export revenues (TL) (ER), (17) export revenues per capita (TL) (ERC) (TUİK, 2023), and (18) development levels of provinces (DLP) (STB, 2023).

A correlation analysis was applied to reveal the relationship between the changes in land cover and the economic factors that influenced these changes between 2006 and 2018. If the correlation value is between (+-)0.00-0.25, the correlation level is very weak, between (+-) 0.26-0.49 weak, between (+-) 0.50-0.69 moderate, between (+-) 0.70-0.89 high, and between (+-) 0.90-1.00 it is considered very high (Özdamar, 2002; Büyüköztürk, 2010). The analysis used 12 dependent and independent variables (economic variables) mentioned above. The dependent variables in the correlation analysis are the changes in artificial surfaces (AS), agricultural areas (AA), forest areas (FA), shrub and/or herbaceous vegetation associations (SH), open spaces with little or no vegetation (OS), and wetlands (W) land cover classes between 2006 and 2018 and their values per square kilometer (psq).

The stepwise method from multiple regression techniques was employed in the analysis aimed at estimating the changes in land cover due to economic variables (Özdamar, 2002; Büyüköztürk, 2010). Independent variables that did not show a normal distribution and had multicollinearity issues were removed from the analysis. The first 15 independent variables and the 12 dependent variables mentioned above were used in the modeling.

3. Results and Discussion

As a results of this study, produced land cover maps of Türkiye for the years 2006 and 2018 are given in Figure 2, and the area-based land cover results are shared in Table 2 below. According to the results, the total area of Türkiye's the FA class in 2018 was 11522103 ha. This area represents approximately 15% of Türkiye's total land area. Between 2006 and 2018, the AS class experienced an increase of 20.42% (263461 ha), the AA class grew by 0.15% (47716 ha), the SH class increased by 0.87% (169176 ha), and the W class expanded by 4.39% (76932 ha). Conversely, the FA class decreased by 0.96% (111932 ha), and the OS class declined by 3.78% (445353 ha).

Changes in LULC and transitions between land use classes between 2006-2018 are presented in Figure 3 and Table 3, and the provincial basis is presented in Table 4.

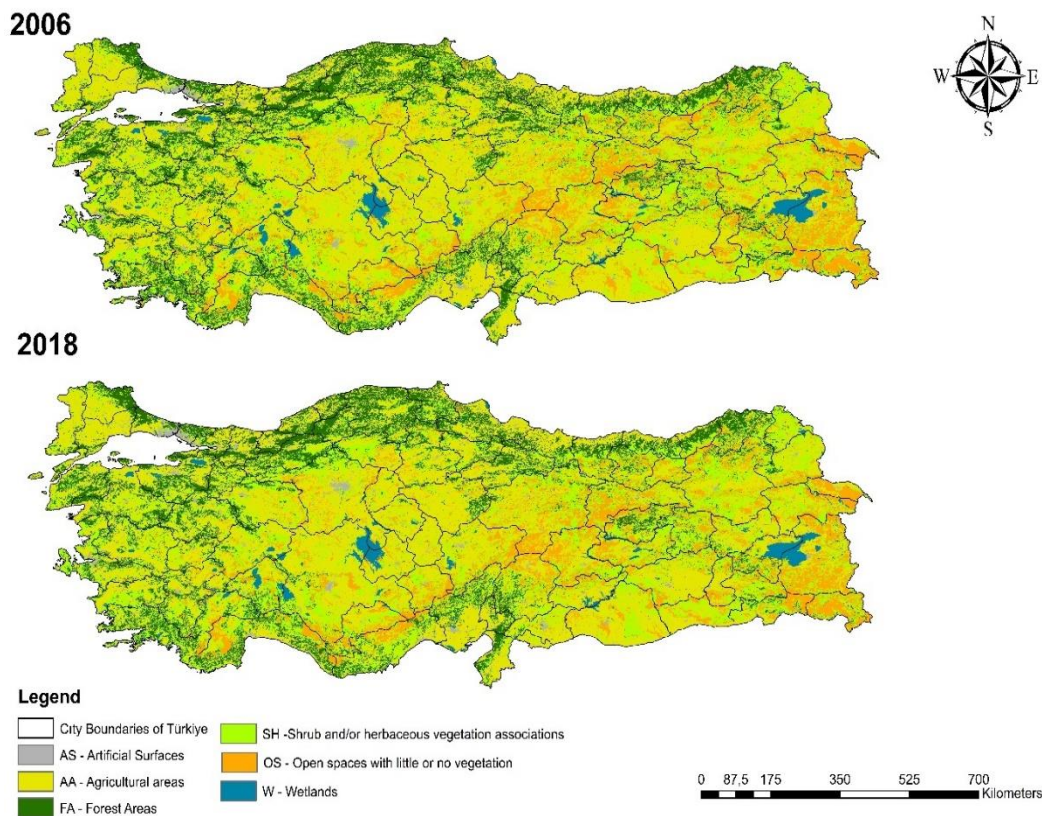


Figure 2. 2006 and 2018 land cover maps of Türkiye and its cities derived from CLC.

Table 2. Area coverage of land cover classes for 2006 and 2018 and cover change within 12 years

LULC Classes	Area (ha)		Change (%)
	2006	2018	
Artificial Surfaces (AS)	1290342	1,553805	20.42
Agricultural areas (AA)	32017143	32064930	0.15
Forest Areas (FA)	11634050	11522103	-0.96
Shrub and/or herbaceous vegetation associations (SH)	19531874	19701165	0.87
Open spaces with little or no vegetation (OS)	11775822	11330566	-3.78
Wetlands (W)	1750661	1827620	4.39
Total	77999892	78000189	

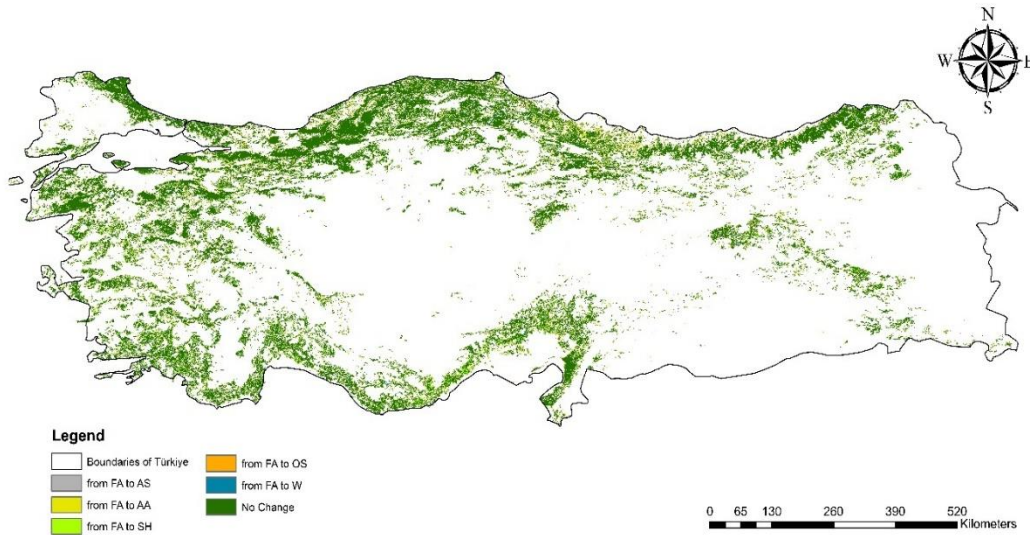


Figure 3. Forest Areas (FA) land cover class change map of Türkiye from 2006 to 2018

Table 3. The change matrix of land cover classes for Türkiye from 2006 to 2018

	2018													
	AS		AA		FA		SH		OS		W		Total	
	Area (ha)	%	Area (ha)	%	Area (ha)	%	Area (ha)	%	Area (ha)	%	Area (ha)	%	Area (ha)	%
2006 AS			44678	3.46	2779	0.22	19013	1.47	5112	0.40	4589	0.36	76171	5.90
2006 AA	205151	0.64			118151	0.37	400597	1.25	137402	0.43	66429	0.21	927730	2.90
2006 FA	23724	0.20	148781	1.28			422723	3.63	15834	0.14	7186	0.06	618248	5.31
2006 SH	78759	0.40	552007	2.83	365842	1.87			377078	1.93	30123	0.15	1403809	7.19
2006 OS	29138	0.25	211538	1.80	18396	0.16	718173	6.10			15696	0.13	992941	8.43
2006 W	286	0.02	18442	1.05	1148	6.22	12479	0.71	12162	0.69			44517	2.54

Table 4. City-level status of the land cover classes for 2006 and 2018 based on CLC

City	Land Cover Change (ha)						Transition matrix of Land Cover Classes (ha)										Deforestation rate (for FA) (%)	Coastal or Not	
	AS	AA	FA	SH	OS	W	FA-AS	FA-AA	FA-SH	FA-OS	FA-W	AS-FA	AA-FA	SH-FA	OS-FA	W-FA			No Change
Adana	7888	-22720	183	13274	-2554	3929	1001	4155	25275	566	1309	130	10978	20424	885	72	1250598	0.006	+
Adıyaman	2359	317	629	-2334	-860	-111	15	92	217	53	0	0	107	792	104	3	703011	0.514	-
Afyonkarahisar	3009	1885	2009	-8296	948	445	163	335	1561	128	2	18	394	3674	111	1	1361346	0.183	-
Ağrı	3971	6420	0	-6214	-4666	517	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1075077	0.000	-
Aksaray	1143	5354	135	-1909	-6462	1739	0	8	116	1	0	0	3	238	19	0	727829	0.504	-
Amasya	929	451	964	5724	-8385	317	144	1189	3830	434	37	6	1243	4989	353	7	531150	0.061	-
Ankara	17618	-11524	303	8743	-17846	2706	13	287	2245	48	4	17	270	2558	53	2	2473675	0.018	-
Antalya	6896	-1734	-4585	-573	-2001	1997	983	3333	29939	2138	413	126	2965	28566	526	38	1914548	-0.069	+
Ardahan	1232	10454	253	-5327	-2175	-4413	76	97	588	38	0	1	56	945	48	0	464332	0.069	-
Artvin	589	-2485	-315	3144	-3642	2730	272	1775	4261	411	89	174	1928	3964	406	12	710223	-0.008	+
Aydın	2794	2378	-5753	2591	-2661	651	142	1342	1713	37	30	43	713	2090	115	10	782250	-0.375	+
Balıkesir	7504	-3068	-5109	-1155	231	1597	1103	3410	14152	35	344	40	2976	10843	53	23	1394204	-0.106	+
Bartın	355	-883	399	115	-1	15	162	1118	426	2	35	15	1777	331	2	17	228511	0.027	+
Batman	1201	803	1145	22517	-25676	10	1	12	282	14	0	0	78	1281	95	0	415167	1.204	-
Bayburt	200	-719	83	33673	-33630	393	0	71	221	69	0	1	40	337	66	0	331010	0.060	-
Bilecik	-313	6280	-899	-1003	-4325	260	352	2724	3693	16	47	42	2277	3589	25	0	385597	-0.052	-
Bingöl	1304	-1427	4095	-4977	63	942	129	340	2726	538	71	6	595	6508	770	20	771055	0.337	-
Bitlis	1336	1099	-12520	17987	-7715	-187	49	160	13651	1758	22	3	164	2061	889	3	789941	-1.228	-
Bolu	2006	-1411	-109	-1777	61	1230	200	1641	2771	39	46	31	1457	3061	35	4	812697	-0.002	-
Burdur	2120	1235	-3938	2475	-2599	707	203	490	7795	106	66	7	437	4132	122	24	694162	-0.255	-
Bursa	7664	2027	-8539	-2606	-188	1642	1329	7086	8109	90	353	65	2720	5608	17	18	1036093	-0.197	+
Çanakkale	1067	1699	-7187	2997	-9	1433	233	2259	14500	21	307	48	1753	8296	11	25	942955	-0.177	+
Çankırı	1788	-976	809	6551	-8462	290	70	128	1194	96	62	0	211	1993	153	2	727288	0.078	-
Çorum	951	451	579	-2703	-6780	7502	143	2049	1823	188	204	8	1129	3591	257	1	1191319	0.023	-
Denizli	3142	1134	-1396	2011	-4576	-315	36	2527	15714	217	75	21	2273	14574	296	9	1148009	-0.042	-
Diyarbakır	6881	5053	209	-12161	-514	532	0	69	546	89	4	0	43	814	60	0	1453932	0.081	-

Table 4 continued

City	Land Cover Change (ha)					Transition matrix of Land Cover Classes (ha)										Deforestation rate (for FA) (%)	Coastal or Not		
	AS	AA	FA	SH	OS	W	FA-AS	FA-AA	FA-SH	FA-OS	FA-W	AS-FA	AA-FA	SH-FA	OS-FA			W-FA	No Change
Düzce	1518	-1727	-788	865	1	131	63	526	936	1	8	5	644	94	0	3	244393	-0.055	+
Edirne	1911	1075	607	-4629	-137	1173	29	605	2368	82	77	4	546	3204	0	14	595170	0.099	-
Elazığ	2555	6430	992	955	-10365	-567	2	40	225	41	19	4	295	969	45	6	901333	0.537	-
Erzincan	3558	-3877	-2998	3420	-954	851	58	465	4884	798	2	1	402	2309	495	2	2390649	-0.202	-
Erzurum	3518	167	-1454	7666	-10609	712	37	887	4603	37	5	16	975	3061	56	7	1349033	-0.083	-
Eskişehir	10449	-25537	1183	10733	2925	268	104	261	1138	20	4	68	515	2114	13	0	622438	0.426	-
Gaziantep	2255	-1966	-973	13240	-12391	-165	8	162	1602	440	4	0	135	979	126	3	1127010	-0.214	-
Giresun	2779	-2252	-117	4643	-5408	355	148	4377	1919	146	14	10	3421	2863	189	4	671246	-0.005	+
Gümüşhane	944	-3457	10027	-6438	-2009	933	215	456	1483	227	194	9	2277	9798	515	3	634503	0.672	-
Hakkari	1294	4577	3764	18930	-27906	-650	0	338	1974	669	0	0	74	6270	401	0	628335	1.523	-
Hatay	1712	1653	-6266	3729	-1220	420	229	2866	6171	73	12	42	653	2367	46	1	529485	-0.372	+
Iğdır	1118	3370	350	-2408	-1637	-779	0	0	0	1	0	0	33	307	2	9	351335	19.982	-
Isparta	2242	799	1543	-2685	-2351	452	297	754	3835	130	66	20	364	5831	384	26	869866	0.116	-
İstanbul	14164	-4247	-1075	-8850	37	-29	6946	1369	5275	33	230	693	1078	10801	13	193	498524	-0.041	+
İzmir	5851	-2245	-12741	10382	-2275	1028	950	2192	21795	193	48	233	2570	9390	221	23	1124985	-0.447	+
Kahramanmaraş	5396	-5111	7716	-1008	-9533	2540	66	1417	3733	111	127	5	2365	10552	210	38	1397440	0.356	-
Karabük	889	-2965	653	1389	-50	84	144	758	3333	33	122	4	2696	2272	34	37	397336	0.024	-
Karaman	865	1641	4719	7792	-22449	7432	10	445	1680	582	635	4	423	7435	209	0	777816	0.754	-
Kars	3850	859	-555	-5300	935	255	0	86	1224	34	0	3	36	729	21	0	963091	-0.150	-
Kastamonu	1499	8095	2568	-8907	-3618	363	446	6996	4835	297	41	24	5687	9175	264	33	1258314	0.031	+
Kayseri	5996	10415	-825	-17756	840	1330	88	127	1480	313	71	0	362	816	76	0	1596848	-0.290	-
Kırkkale	1465	-1825	132	3578	-3479	129	0	48	301	5	0	0	40	439	7	0	465521	0.086	-
Kırklareli	714	146	7399	-9746	-107	1594	67	717	2284	11	37	5	672	9793	8	37	624957	0.305	+
Kırşehir	718	-395	111	-700	-1821	2087	2	39	81	8	3	1	44	189	2	8	641282	0.092	-
Kilis	409	-218	238	156	-568	-18	0	28	49	0	1	0	31	272	14	0	136250	0.602	-
Kocaeli	3579	3761	-8974	1410	-65	289	690	5512	7105	0	55	55	1386	2939	2	6	313187	-0.597	+
Konya	9592	9845	8239	-44194	19100	-2582	85	577	3836	175	13	8	710	12008	188	11	3889023	0.686	-
Kütahya	3436	18480	-1812	-5748	-14941	585	666	3500	6773	105	68	59	2122	6893	224	2	1094072	-0.047	-
Malatya	2088	2521	-219	-5704	719	595	18	86	388	47	0	0	28	251	41	0	1160180	-0.169	-
Manisa	3773	536	-14054	8410	497	838	392	3266	17646	60	66	44	2225	5027	72	8	1284202	-0.512	-
Mardin	3498	-8611	-74	-19215	24573	-166	0	32	100	0	0	0	1	57	0	0	805825	-0.259	-
Mersin	8571	2177	-44160	50486	-18314	1240	1044	7012	72435	584	134	120	9681	26443	790	15	1358465	-1.119	+
Muğla	2980	-6255	-8841	16257	-5217	1076	819	2041	17595	181	98	188	3232	8027	380	66	1208272	-0.167	+
Muş	2711	-3557	-2936	4949	-9764	8597	7	85	4835	168	6	0	92	1789	284	0	812093	-0.755	-
Neveşehir	2636	-4669	0	-1458	2374	1117	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	526608	0.000	-
Niğde	2937	6962	-161	-19858	10021	99	18	54	532	50	0	0	73	371	49	0	670706	-0.177	-
Ordu	602	14166	-12709	-2053	-283	277	229	17641	3669	34	23	84	5244	3523	32	4	539345	-0.620	+
Osmaniye	2610	-2157	-2776	2586	-315	52	239	2229	5456	37	48	12	1576	3575	38	32	311678	-0.209	-
Rize	159	1476	-1690	2887	-2728	-104	27	1963	654	32	30	1	497	464	24	30	374826	-0.083	+
Sakarya	5699	-6979	1061	-235	-425	879	282	3299	2594	8	49	13	3389	3863	0	28	457510	0.050	+
Samsun	1551	12620	-8315	-3443	-3389	976	214	16867	2350	228	401	58	6727	4548	315	97	920268	-0.211	+
Siirt	1506	6491	-833	-6045	-2063	944	0	345	1429	219	0	0	42	986	132	0	552403	-0.165	-
Sinop	5941	4591	2664	26774	-40746	776	83	650	4344	595	1	9	827	6978	520	3	2648775	0.196	+
Sivas	1483	-4057	2211	1795	-3974	2542	389	2246	5560	39	606	26	4699	6230	62	34	536214	0.063	-
Şanlıurfa	10793	12404	863	6878	-34457	3520	0	10	18	1	0	2	21	745	124	0	1840244	4.949	-
Şırnak	2947	2631	2121	-6294	-1478	91	7	30	2383	125	0	1	13	3787	866	0	668382	0.314	-
Tekirdağ	3183	1904	3801	-11269	-107	2488	108	1171	905	3	48	14	458	5552	8	4	594754	0.447	+
Tokat	4916	8895	-2100	-6634	-5155	78	430	9076	6529	325	75	5	5008	7946	1351	25	931468	-0.056	-
Trabzon	1419	-426	-731	1425	-1516	-171	139	3128	1509	5	4	28	2594	1418	9	5	448266	-0.034	+
Tunceli	-21	-5726	3755	34382	-34526	2136	82	609	6567	1090	172	8	1084	8088	3081	14	682059	0.199	-
Uşak	2415	-5066	1731	1259	-487	148	199	1029	2941	60	11	6	1282	4580	94	9	525039	0.174	-
Van	4101	-10733	-87	59669	-53508	643	0	10	189	25	0	0	89	33	15	0	1955614	-0.381	-
Yalova	956	338	-2634	1137	0	203	479	1015	2106	0	13	21	264	688	0	3	72905	-0.499	+
Yozgat	3245	13065	-354	-8675	-10516	3235	57	1274	1719	219	1	12	663	1368	872	1	1309635	-0.023	-
Zonguldak	854	-338	-588	-6	7	71	293	1368	543	2	24	52	1199	377	1	13	328490	-0.031	+

*Area based calculations are given in hectares.

As shown in Table 3, and Figure 3 between 2006 and 2018, 0.2% (23724 ha) of FA class converted to AS class, 1.28% (148781 ha) to AA class, 0.14% (15834 ha) to OS class, and 3.63% (422723 ha) to SH class. The highest conversion rate occurred from FA to SH classes, indicating structural degradation of forests. The subsequent significant change occurred due to deforestation for agricultural land conversion, aimed at generating higher income.

Regarding AA class, 0.64% (205151 ha) of AA converted to AS land cover class, 0.37% (118151 ha) to FA class, 1.25% (400597 ha) to SH class, and 0.43% (137402 ha) to OS class. The primary reason for AA class transitions to FA and SH classes can be attributed to the transformation of agricultural lands back to forest areas due to rural-to-urban migration.

During the same period, 0.4% (78759 ha) of SH class converted to AS class, 2.83% (552007 ha) to AA class, 1.87% (365842 ha) to FA class, and 1.93% (377078 ha) to OS class. Since the SH class is much easier to convert into agricultural land, approximately four times more area was converted to the AA class than the FA class.

In addition, 1148 ha of W class area changed to FA class within the same period. If this trend continues, it could exacerbate future water shortages resulting from climate change.

When examining coastal and non-coastal regions, forest areas increased by 25.9% in coastal regions while decreasing in the others. In non-coastal provinces, forests increased by 55.6% and dropped in the rest. These results indicate a higher rate of forest decline in coastal regions, with tourism being a significant contributing factor.

Between 2006 and 2018, the most substantial increase in AS occurred in Aydın (17618 ha), Usak (14164 ha), and Rize (10,793 ha). Only two cities experienced a decrease in AS: Diyarbakir (313 ha) and Ordu (21 ha).

Similar results were found in a study conducted in Mount Bambouto Caldera in Cameroon. Between 1980 and 2016, croplands increased by 4%, settlements by 0.43%, and bare lands by 5.7%, while savanna/grassland areas decreased by 4.4% and natural forests by 5.8%. The study highlights an increasing trend in bare lands, buildings, and agricultural lands due to anthropogenic activity, with a decline in savannas and dense woody vegetation. The primary cause is the increased use of land resources, particularly the conversion of grasslands and natural forests to agricultural areas, settlements, and agroforestry (Toh et al., 2018).

Another study in Tanzania found a decreasing trend in forests, shrublands, and wetlands from 1990 to 2016. Between 1990 and 2010, forest areas decreased by 2752 km²,

with 56% of these forests converting to shrublands, 23.2% to grasslands, and 18.9% to agricultural lands. Between 2010 and 2016, forest areas decreased by 377 km², with 39.5% converting to grasslands, 30.5% to shrublands, and 27.0% to agricultural lands. However, from 2010 to 2016, 1359 km² of shrubland areas were converted back to forests. During the same period, 72.6% of wetlands were converted to grasslands and 18.9% to agricultural lands, resulting in a decrease of 705 km² (Msofe et al., 2019).

When examining Table 4, between 2006 and 2018, the top three provinces with the highest deforestation rates were seen Bitlis (-1.23%), Mersin (-1.12%), and Muş (-0.76%) respectively. The top three provinces with the highest afforestation rates were Iğdır (19.98%), Şanlıurfa (4.95%), and Hakkari (1.52%). The deforestation rate in Türkiye during the same period was -0.08%. In addition, the deforestation rate in 63% of all provinces (54 provinces) was higher than the national average. Between 2006 and 2018, the percentage of provinces with increasing forest areas was 47% (38 provinces), decreasing forest areas was 51% (41 provinces), and unchanged forest areas were 2% (2 provinces).

Between 2000 and 2021, the global tree cover loss was calculated as 11% (WRI, 2023). According to FAO data, the global deforestation rate between 2015 and 2020 was 10 million ha per year (0.25%) (FAO, 2022). In this context, Türkiye's situation appears relatively favorable. However, when comparing our findings with data from the General Directorate of Forestry (GDF), which manages Türkiye's forests, it is stated that forest areas increased by 1.7 million ha between 2004 and 2020 (GDF, 2020). This contradicts this study's findings. The discrepancy may be attributed to GDF's definition of forested areas, which considers both productive and degraded areas together and does not include forest losses due to mining, tourism, and construction within the official forest area boundaries (Plieninger et al., 2016).

3.1. Impacts of macro-economic factors on land cover change

In Türkiye, significant transformations have occurred in rural and urban areas after the development of industrialization and tourism, particularly in the post-1980 period. Especially after incentives provided by the government, excessive and irregular construction in the provincial centers and increased income levels led to higher utilization and degradation of natural resources (Çekirge, 2013; Dokuyucu, 2023). Forests, in particular, have been structurally damaged and spatially reduced due to various reasons, such as construction, clearing land for agriculture, usage as fuel, illegal logging, opening up to tourism, and mining (Şen and Toksoy, 2006; Şen, 2022).

Looking at the changes in the Turkish average of macroeconomic variables that we believe could be effective in this transformation between 2006 and 2008, the value of plant production increased by 191.9%, the production amount of cereals and other plant products increased by 49.1%, greenhouse vegetable, and fruit production increased by 80.6%, the number of large cattle increased by 57%, the value of animal products increased by 106%, the number of small cattle increased by 43%, the GDP (\$) increased by 44.3%, the GDP per capita (\$) increased by 23.5%, the number of automobiles increased by 101.9 percent, the number of motor vehicles increased by 87%, the number of motor vehicles per capita increased by 74.3%, and the total electricity

consumption per capita (kWh) increased by 56.4%. In contrast, it was determined that the entire cultivated agricultural land decreased by 14.2%, the number of buildings according to the building permits decreased by 8.5%, export revenues (\$) decreased by 41.6%, and export revenues per capita (\$) decreased by 35.8%.

A correlation analysis was conducted to determine whether the changes in macroeconomic indicators were effective on land cover. The results of correlation analyses at the provincial level and per square kilometer between the changes in land cover and the changes in macroeconomic variables during the 2006-2018 period are presented in Table 5.

According to the results of the correlation analysis conducted for the 2006-2018 period (Table 5), the following relationships have been identified between the macroeconomic variables and the spatial changes in the provinces:

- In agricultural land (AS), statistically significant positive relationships were found with the values of plant production (0.506: moderate intensity), production amounts of cereals and other plant products (0.360: weak intensity), the number of large cattle (0.548: moderate intensity), greenhouse vegetable and fruit production (0.315: weak intensity), total animal product value (0.288: weak intensity), the number of small cattle (0.442: weak intensity), Gross Domestic Product (GDP) (moderate intensity), the number of automobiles (0.589: moderate intensity), the number of motor vehicles (0.624: moderate intensity), export revenues (0.506: moderate intensity), and export revenues per capita (0.267: weak intensity). A statistically significant negative relationship was found with the change in the total cultivated agricultural land (-0.422: weak intensity).
- In residential areas (AA), a statistically significant positive relationship was found with the change in total animal product value (0.228: weak intensity), and a statistically significant negative relationship was found with the change in export revenues per capita (-0.228: weak intensity).
- In forest areas (FA), statistically significant negative relationships were found with the change in Gross Domestic Product (-0.310: weak intensity), the number of automobiles (-0.308: weak intensity), the number of motor vehicles (-0.326: weak intensity), and the number of buildings according to building usage permits (-0.287: weak intensity).
- In wetlands (W), no statistically significant relationship was found between the spatial changes and macroeconomic variables.
- In open and green spaces (OS), statistically significant positive relationships were found with the change in total animal product value (0.02), Gross Domestic Product (0.037: very weak intensity), the number of buildings according to building usage permits (0.035: very weak intensity), export revenues (0.011: very weak intensity), and export revenues per capita (0.009: very weak intensity).
- In the spatial changes of agricultural land (AS) per square kilometer, statistically significant positive relationships were found with export revenues (0.346: weak intensity) and export revenues per capita (0.333: weak intensity).

- In the spatial changes of residential areas (AA) per square kilometer, a statistically significant negative relationship was found with the change in the number of buildings according to building usage permits (-0.222: very weak intensity).
- In the spatial changes of forest areas (FA) per square kilometer, statistically significant positive relationships were found with the number of buildings according to building usage permits (0.223: very weak intensity) and the number of buildings according to building permits (-0.254: very weak intensity), while a statistically significant negative relationship was found with the change in total electricity consumption per capita (-0.223: very weak intensity).
- In the spatial changes of wetlands (W) per square kilometer, statistically significant positive relationships were found with the change in total electricity consumption per capita (0.228: very weak intensity) and the change in export revenues per capita (-0.257: very weak intensity), while a statistically significant negative relationship was found with the change in total animal product value (-0.292: very weak intensity).
- In the spatial changes of open and green spaces (OS) per square kilometer, no statistically significant relationship was found with the changes in macroeconomic variables.

The changes occurring in Artificial Surfaces (AS) generally increase in parallel with the value increases of economic variables at the provincial level. This could particularly be associated with the augmentation of housing stock and infrastructure due to economic development. Conversely, the same increase in AS demonstrates an inverse relationship with the amount of cultivated agricultural land. Additionally, migrations caused by urbanization and the aging of the rural population could be factors reducing the amount of cultivated agricultural land.

The change in the amount of animal products, directly proportional to changes in agricultural areas, is significant as it reveals the intertwined nature of agriculture and animal husbandry. The complementarity of these two sectors is vital for planning efforts to prevent the reduction of agricultural areas.

When we examine the variables where meaningful relationships are found between changes in forest areas and economic indicators, they are generally related to Gross Domestic Product (GDP), automobiles, and buildings, all of which are indicators of affluence. This pattern of behavior is prevalent worldwide and is similarly observed in Türkiye. As people's income increases, they have built more roads and buildings. Furthermore, when commercial structures, Renewable Energy Resources (RES), Hydroelectric Power Plants (HPS), and particularly highways constructed for transit transportation are added to the mix, it becomes inevitable to mitigate impacts on forests. This is because, in general, new tourism, energy, and other government-supported investments are primarily implemented in forested areas owned by the state.

Table 5. Correlation analysis results between land cover changes (2006-2018) and macroeconomic variables

Land cover change	N	PPV	PO	CAL	PGV	NLL	VAP	NSL	GDP	GDPC	NA	NAC	NMV	NMVC	TEC	BOP	BCP	ER	ERC	DLP
		81	81	81	81	81	81	81	81	81	81	81	81	81	81	81	81	81	81	81
AS	Correlation Coefficient	0.506	0.360	-0.422	0.315	0.548	0.288	0.442	0.683	0.075	0.589	-0.013	0.624	-0.186	0.014	0.419	0.152	0.506	0.267	0.093
	Sig. (2-tailed)	0	0.001	0	0.004	0	0.009	0	0	0.504	0	0.91	0	0.097	0.898	0	0.177	0	0.016	0.408
AA	Correlation Coefficient	0.113	0.041	-0.032	0.029	0.121	0.228	0.192	-0.019	-0.177	-0.008	-0.038	0.008	-0.018	-0.113	0.075	0.166	-0.184	-0.228	0.006
	Sig. (2-tailed)	0.317	0.717	0.776	0.799	0.28	0.04	0.086	0.868	0.115	0.944	0.735	0.944	0.874	0.316	0.507	0.139	0.101	0.04	0.956
FA	Correlation Coefficient	-0.207	-0.066	0.161	-0.112	-0.087	-0.03	-0.047	-0.31	-0.188	-0.308	-0.057	-0.326	0.13	0.103	-0.287	-0.106	-0.2	-0.126	-0.16
	Sig. (2-tailed)	0.064	0.56	0.15	0.32	0.442	0.793	0.68	0.005	0.094	0.005	0.614	0.003	0.247	0.362	0.009	0.344	0.074	0.264	0.155
SH	Correlation Coefficient	-0.01	-0.024	0.095	0.112	-0.077	-0.019	-0.063	-0.02	0.088	-0.013	-0.072	-0.01	-0.047	-0.021	-0.054	-0.056	-0.03	-0.034	-0.015
	Sig. (2-tailed)	0.93	0.834	0.398	0.322	0.493	0.863	0.575	0.858	0.436	0.909	0.525	0.93	0.676	0.856	0.631	0.617	0.791	0.762	0.895
OS	Correlation Coefficient	0.061	-0.004	-0.094	-0.181	0.082	-0.259	0.018	0.232	0.195	0.215	0.124	0.203	-0.098	0.132	0.234	0.078	0.283	0.29	0.012
	Sig. (2-tailed)	0.586	0.975	0.405	0.107	0.464	0.02	0.87	0.037	0.081	0.054	0.271	0.069	0.386	0.241	0.035	0.49	0.011	0.009	0.915
W	Correlation Coefficient	0.319	0.241	-0.256	0.199	0.23	0.089	0.154	0.186	0.143	0.249	0.236	0.249	-0.072	0.102	0.056	-0.102	0.07	-0.007	0.012
	Sig. (2-tailed)	0.004	0.03	0.021	0.075	0.039	0.43	0.17	0.097	0.202	0.025	0.034	0.025	0.523	0.364	0.617	0.363	0.533	0.952	0.914
AS _{psq}	Correlation Coefficient	0.098	0.052	-0.079	0.13	0.1	0.077	0.096	0.208	0.201	0.174	0.001	0.177	-0.127	0.122	0.094	0.083	0.346	0.333	-0.225
	Sig. (2-tailed)	0.383	0.647	0.485	0.249	0.373	0.494	0.394	0.062	0.073	0.12	0.994	0.115	0.259	0.277	0.404	0.461	0.002	0.002	0.044
AA _{psq}	Correlation Coefficient	0.005	-0.063	0.033	0.006	0.064	0.209	0.079	-0.087	-0.124	-0.125	-0.073	-0.111	-0.188	-0.087	-0.222	-0.048	-0.175	-0.216	-0.06
	Sig. (2-tailed)	0.967	0.579	0.769	0.954	0.573	0.061	0.481	0.438	0.27	0.267	0.518	0.322	0.094	0.442	0.046	0.674	0.119	0.053	0.592
FA _{psq}	Correlation Coefficient	0.082	0.078	-0.052	0.041	-0.013	-0.059	-0.077	0.206	-0.027	0.187	-0.194	0.193	-0.099	-0.223	0.223	0.254	0.146	0.019	0.022
	Sig. (2-tailed)	0.469	0.486	0.645	0.716	0.909	0.598	0.496	0.065	0.81	0.095	0.083	0.084	0.38	0.045	0.045	0.022	0.194	0.866	0.842
SH _{psq}	Correlation Coefficient	-0.093	-0.078	-0.081	-0.067	-0.007	-0.292	0.142	-0.019	0.131	0.001	0.144	-0.011	0.042	0.228	0.14	-0.001	0.126	0.257	-0.061
	Sig. (2-tailed)	0.408	0.488	0.474	0.55	0.949	0.008	0.207	0.87	0.244	0.994	0.2	0.923	0.712	0.041	0.213	0.992	0.262	0.021	0.59
OS _{psq}	Correlation Coefficient	0.101	0.116	-0.047	0.107	-0.028	0.197	-0.054	0.021	-0.115	-0.041	-0.097	-0.008	0.02	-0.028	-0.148	0.092	-0.064	-0.129	0.043
	Sig. (2-tailed)	0.37	0.302	0.68	0.342	0.801	0.078	0.634	0.854	0.308	0.719	0.391	0.945	0.861	0.805	0.187	0.415	0.572	0.25	0.704
W _{psq}	Correlation Coefficient	0.279	0.05	-0.203	0.204	0.227	0.166	0.191	0.157	0.147	0.215	0.153	0.203	0.059	-0.005	0.084	0.076	0.181	0.127	0.081
	Sig. (2-tailed)	0.012	0.659	0.068	0.042	0.138	0.087	0.162	0.191	0.054	0.172	0.069	0.598	0.963	0.457	0.499	0.106	0.259	0.473	

Significance level: $p \leq 0,05$

Similar results have been observed in various other studies. A study conducted in Thailand noted that the transition from subsistence farming to manufacturing and service sectors, mainly due to tourism development in the context of agricultural and economic development, has lifted many people from poverty to the middle-income level. This has, in turn, helped maintain the forest cover at approximately 31-32%, thus staving off deforestation. However, it is also mentioned that forested areas have decreased due to the expansion of agricultural activities, particularly rubber plantations. However, it is anticipated that a decline in rubber prices could potentially lead to an increase in forest areas again (Trisurat et al., 2019). In the changes in land use that occurred in Tanzania between 1990 and 2016, economic variables, such as increasing market demand and price incentives for agriculture and forestry products, is stated to have been influential (Msofe et al., 2019). In another study conducted in India, it is asserted that the fundamental challenges faced by the country's environmental resources are, in many ways, connected to poverty and economic growth. In rural fields of India, the per capita agricultural land has declined from 0.638 ha in 1950-51 to 0.271 ha in 1998-99, while the per capita forest area has shrunk from approximately 0.113 ha to 0.071 ha. These figures are considerably low by global standards. It is reported that in India, 270 million people in rural areas rely on forests for their livelihood, and forests provide these individuals with employment and income. This high dependence has led to the unsustainable exploitation of forests and, ultimately, their degradation (Nagdeve, 2007). These findings demonstrate that land cover or land use changes are closely related to

economic changes. However, these relationships vary depending on the conditions of countries, societies, and settlements.

3.2. Formulating land cover change prediction models for land use policies

The formation of land use policies necessitates the reliable collection of existing inventory data and the importance of predictive models based on these data in planning. In this context, change models have been developed for each land use class in this study, taking macroeconomic variables as a basis to determine possible changes in LULC. Regression analysis results (Tables 6, 7, 8, 9) and developed equations are given below.

According to the regression analysis results, the prediction model between the change in AS in 2006-2018 and macroeconomic variables (Formula 2) is as follows;

$$AS_{Change} = 1805.632 - 0.017 NMV_{Change} + 0.001 PPV_{Change} + 0.01 BBH + 0.048 NA_{Change} - 0.001 PO_{Change} - 13685.657 NAC_{Change} \quad (R^2:0.768, p<0.000) \quad (2)$$

According to the regression analysis results, the prediction model between the change in FA in 2006-2018 and macroeconomic variables (Formula 3) is as follows;

$$FA_{Change} = -760.727 - 0.015 PGV_{Change} \quad (R^2:0.165, p<0.000) \quad (3)$$

According to the regression analysis results, the prediction model between the change in AS in 2006-2018 and macroeconomic variables (Formula 4) is as follows;

$$SH_{Change} = 9894.689 + 0.063 CAL_{Change} + 0.02 PGV_{Change} - 101164.432 \quad (R^2:0.227, p<0.000) \quad (4)$$

Table 6. Regression analysis results between change in AS in 2006-2018 and macroeconomic variables

Model	ANOVA					Model Summary			
	Sum of squares	df	Mean square	F	Sig.	R	R square	Adjusted R square	Std. error of the estimate
Regression	445922446.758	1	445922446.758	93.998	0.000	0.737	0.543	0.538	2178.062
1 Residual	374772402.131	79	4743954.457						
Total	820694848.889	80							
Regression	554389637.530	2	277194818.765	81.190	0.000	0.822	0.676	0.667	1847.747
2 Residual	266305211.359	78	3414169.376						
Total	820694848.889	80							
Regression	589274932.033	3	196424977.344	65.356	0.000	0.847	0.718	0.707	1733.624
3 Residual	231419916.856	77	3005453.466						
Total	820694848.889	80							
Regression	618576957.411	4	154644239.353	58.149	0.000	0.868	0.754	0.741	1630.781
4 Residual	202117891.477	76	2659445.940						
Total	820694848.889	80							
Regression	633145961.429	5	126629192.286	50.638	0.000	0.878	0.771	0.756	1581.345
5 Residual	187548887.459	75	2500651.833						
Total	820694848.889	80							
Regression	644801572.895	6	107466928.816	45.212	0.000	0.886	0.786	0.768	1541.732
6 Residual	175893275.994	74	2376936.162						
Total	820694848.889	80							
Regression	657668675.129	7	93952667.876	42.070	0.000	0.895	0.801	0.782	1494.401
7 Residual	163026173.760	73	2233235.257						
Total	820694848.889	80							

Significance level: p≤0,05

Table 7. Regression analysis results between change in FA in 2006-2018 and macroeconomic variables

Model	Anova					Model summary			
	Sum of squares	df	Mean square	F	Sig.	R	R square	Adjusted R square	Std. error of the estimate
Regression	562759772.125	1	562759772.125	15.557	0.000	0.406	0.165	0.154	6014.419
1 Residual	2857685182.566	79	36173230.159						
Total	3420444954.691	80							

Significance level: p≤0,05

Table 8. Regression analysis results between change in SH in 2006-2018 and macroeconomic variables

Model	Anova			F	Sig.	R	Model Summary		
	Sum of squares	df	Mean square				R Square	Adjusted R square	Std. error of the estimate
1 Regression	2027043486.606	1	2027043486.606	11.896	0.001	0.362	0.131	0.120	13053.572
1 Residual	13461263724.381	79	170395743.347						
1 Total	15488307210.988	80							
2 Regression	2855120028.686	2	1427560014.343	8.814	0.000	0.429	0.184	0.163	12726.505
2 Residual	12633187182.301	78	161963938.235						
2 Total	15488307210.988	80							
3 Regression	3521166465.115	3	1173722155.038	7.552	0.000	0.477	0.227	0.197	12466.652
3 Residual	11967140745.873	77	155417412.284						
3 Total	15488307210.988	80							

Significance level: $p \leq 0,05$

Table 9. Regression analysis results between change in OS in 2006-2018 and macroeconomic variables

Model	Anova			F	Sig.	R	Model Summary		
	Sum of squares	df	Mean square				R square	Adjusted R square	Std. error of the estimate
1 Regression	636074576.769	1	636074576.769	4.977	0.029	0.243	0.059	0.047	11304.602
1 Residual	10095728502.219	79	127794031.674						
1 Total	10731803078.988	80							
2 Regression	1236610472.905	2	618305236.453	5.079	0.008	0.339	0.115	0.093	11033.279
2 Residual	9495192606.083	78	121733238.540						
2 Total	10731803078.988	80							

Significance level: $p \leq 0,05$

According to the regression analysis results, the prediction model between the change in OS in 2006-2018 and macroeconomic variables (Formula 5) is as follows;

$$OS_{\text{Change}} = -12729,241 + 97427,412 \text{ NAC}_{\text{Change}} - 0,033 \text{ CAL}_{\text{Change}} \quad (5)$$

No statistically significant relationship was found between the change in AA and macroeconomic variables.

The AS change model has shown the highest success in modeling land cover changes based on provinces. Upon examination of the models, it is mainly determined that the increase in grains and other plant species leads to a decrease in AS areas. In the change of forest areas, the decrease in undergrowth fruit and vegetable production was found to be influential. Indeed, forest areas are generally decreasing.

Various studies are being conducted to predict the future status of land uses depending on socio-economic variables. In this context, a simulation for Beijing predicts that in a rapid development scenario between 2010-2020, a 60.7% reduction in water areas could lead to a water shortage in Beijing, construction land would increase by 31.4% primarily from cultivated land, waters, and unused land, while the changing trend of forests and pastures would be lower. In a scenario where a dominant cultivated land protection policy is observed, it is anticipated that forest areas would increase slightly, the increase rate of construction area would be 17.2%, water areas would decrease by 20.9%, and cultivated areas would decrease by 11% (Han et al., 2015). A predictive study in the United States estimates that by 2030, developed use areas will increase by approximately 70 million acres, and the most significant percentage will be deflected from forests. The primary reason for this is stated to be the increase in population and personal incomes (Alig and Plantinga, 2004).

The study results also show that FA and SH areas, which are concentrated in rural areas, will decrease, especially with the increase in agricultural activities.

4. Conclusions

The findings of this study demonstrate that land cover in Türkiye underwent substantial alterations between 1998 and 2018, with a noteworthy change of approximately 30.6%. Regrettably, this transformation has been characterized by a significant expansion of artificial surfaces (AS) and a decline in forest areas (FA), a development that is cause for concern. While the increase in shrubland (SH) areas can be considered positive, the rise in water bodies in Türkiye, in light of climate change and the consequent reduction in water resources, can also be interpreted favorably. During times of prevalent food crises, the importance of agricultural lands is continually escalating. Hence, converting these lands into artificial surfaces or open spaces (OS) indicates potential deficiencies in management and planning. Notably, recent regulations permitting construction in non-forest and agricultural lands suggest that such degradation may persist in the future. This situation necessitates prompt and efficient policy intervention.

This research underscores the need for a comprehensive and sustainable land use policy. It calls for new measures that can effectively minimize the loss of critical resources such as agricultural lands, forests, and water bodies. Such a policy should involve strategic planning and management that prioritize the conservation of these critical land use classes while facilitating economic development. Moreover, it is essential to mitigate pressures, particularly from the construction, mining, and energy sectors, on these vital areas. This could be achieved through more rigorous regulation of these sectors and the implementation of sustainable practices, as well as through the promotion of alternative or less damaging land use models. In the face of rapid economic development and population growth, our study further implies that efficient land use practices can provide a practical path to achieve a balance between ecological sustainability and economic development. As we move forward, it becomes increasingly crucial to understand and consider the impacts of macroeconomic factors on land cover

changes to facilitate better-informed decision-making processes in land use planning and policy.

In conclusion, this research is a pertinent reminder of the urgent need for careful consideration and strategic planning in land use policies to protect our vital land resources from further degradation. The interplay between land use, socio-economic factors, and sustainability is complex and dynamic, underscoring the need for ongoing research and proactive management in this important area.

References

- Açıkgöz, Ö., 2011. Urban, urban community and the urban sociology. *Istanbul Journal of Sociological Studies* 35:57-83. <https://dergipark.org.tr/en/download/article-file/100952> Accessed: 13 October 2023
- Aksoy, N., Tuğ, N.G., Eminağaoğlu, Ö., 2014. Türkiye'nin vejetasyon yapısı. In: Türkiye'nin doğal-egzotik ağaç ve çalıları (Ed: Akademik, U.), T.C. Orman ve Su İşleri Bakanlığı Orman Genel Müdürlüğü, Ankara, pp. 54-68.
- Aktürk, E., Altunel, A.O., Kara, F., 2020. Investigation of the 18-year status and changes of mixed stands in Europe. *Journal of Bartın Faculty of Forestry* 22(3):929-938. <https://doi.org/10.24011/barofd.744832>
- Aktürk, E., Güney, K., 2021. Vegetation cover change analysis of phytogeographic regions of Türkiye based on CORINE land cover datasets from 1990 to 2018. *Kastamonu University Journal of Forestry Faculty* 21(2):150-164. <https://doi.org/10.17475/kastorman.1000406>
- Alig, R.J., Plantinga, A.J., 2004. Future forestland area: Impacts from population growth and other factors that affect land values. *Journal of Forestry* 102(8):19-24. <https://doi.org/10.1093/jof/102.8.19>
- Armeth, A., Barbosa, H., Benton, T. et al., 2019. IPCC special report on climate change, desertification, land degradation, sustainable land management, food security, and greenhouse gas fluxes in terrestrial ecosystems. Summary for Policy Makers. Geneva, Switzerland Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC). https://www.ipcc.ch/site/assets/uploads/sites/4/2020/06/SRCCL_SPM_Revised_Draft_2.15_pdf.pdf Accessed: 03 November 2023
- Armenteras, D., Rudas, G., Rodriguez, N., Sua, S., Romero, M., 2006. Patterns and causes of deforestation in the Colombian Amazon. *Ecological indicators* 6(2):353-368. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2005.03.014>
- Ateşoğlu, A., 2016. Investigation of accuracy of CORINE 2006 land cover data used in watershed studies. *Journal of the Faculty of Forestry Istanbul University* 66(1):173-183. <https://doi.org/10.17099/jffiu.21070>
- Bossard, M., Feranec, J., Otahel, J., 2000. CORINE Land Cover Technical Guide: Addendum 2000. Copenhagen, Denmark: European Environment Agency (EEA). https://is.muni.cz/el/sci/podzim2013/Z0131/um/technical_guide_addenum.pdf Accessed: 12 August 2023
- Büyükoztürk, Ş., 2010. Data Analysis Handbook for the Social Sciences. PagemAkademi, Ankara, Turkey.
- Christenhusz, M.J., Byng, J.W., 2016. The number of known plants species in the world and its annual increase. *Phytotaxa* 261(3):201-217. <http://dx.doi.org/10.11646/phytotaxa.261.3.1>
- Copernicus Land Monitoring Service, 2020. CORINE land cover. <https://land.copernicus.eu/paneuropean/corine-land-cover> Accessed: 24 April 2023
- Çekirge, S., 2013. The effect of industrialization on urbanization: The case of Kırıkkale. Master's thesis, Institute of Social Sciences, Kırıkkale University, Kırıkkale.
- Dogan, S., Kilicoglu, C., Akinci, H., Sevik, H., Cetin, M., 2023. Determining the suitable settlement areas in Alanya with GIS-based site selection analyses. *Environmental Science and Pollution Research*, 30(11):29180-29189. <https://doi.org/10.1007/s11356-022-24246-4>
- Dokuyucu, E., 2023. Türkiye'de yaşanan iç göçlerin kentsel politikalara etkisi. *Journal of Academic Projection* 8(1):1-26. <https://dergipark.org.tr/en/pub/beuibfaid/issue/76518/1162743>
- Emmott, S., 2013. Ten billion. Knopf Doubleday Publishing, New York.
- Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO), 1995. Forest resources assessment 1990: global synthesis. FAO forestry Paper, 124:1-44. <https://www.fao.org/3/v5695e/v5695e00.htm> Accessed: 24 October 2023
- FAO, 2010. Global Forest Resources Assessment, 2010. Main Report. FAO Forestry Paper #163.244 Rome, Italy. <https://www.fao.org/3/i1757e/i1757e.pdf> Accessed: 24 October 2023
- FAO, 2022. The State of the World's Forests 2022. Forest pathways for green recovery and building inclusive, resilient and sustainable economies. Rome, FAO. <https://doi.org/10.4060/cb9360en> Accessed: 17 August 2023
- General Directorate of Forestry (GDF), 2020. Türkiye forest asset 2020. Orman ve Su İşleri Bakanlığı Orman Genel Müdürlüğü, Ankara. <https://www.ogm.gov.tr/tr/ormanlarimiz-sitesi/TurkiyeOrmanVarligi/Yayinlar/2020%20T%C3%BCrkiye%20Orman%20Varligi%20C4%B1%20C4%9F%20C4%B1.pdf> Accessed: 17 November 2023
- Grassi, G., House, J., Dentener, F. et al., 2017. The key role of forests in meeting climate targets requires science for credible mitigation. *Nature Climate Change* 7(3):220-226. <https://doi.org/10.1038/nclimate3227>
- Han, H., Yang, C., Song, J., 2015. Scenario simulation and the prediction of land use and land cover change in Beijing, China. *Sustainability* 7(4):4260-4279. <https://doi.org/10.3390/su7044260>
- Heymann, Y., Steenmans, C., Croissille, G., Bossard, M. 1994. Corine Land Cover — technical guide. Luxembourg: Office for Official Publications of the European Communities. https://www.researchgate.net/publication/259295513_Corine_Land_Cover_Technical_Guide_Part_I Accessed: 24 December 2023
- Huang, Y., Yang, B., Wang, M., Liu, B., Yang, X., 2020. Analysis of the future land cover change in Beijing using CA–Markov chain model. *Environmental Earth Sciences* 79(2):60. <https://doi.org/10.1007/s12665-019-8785-z>
- Ikiel, C., Ustaoglu, B., Dutucu, A.A., Kilic, D.E., 2013. Remote sensing and GIS-based integrated analysis of land cover change in Duzce plain and its surroundings (north western Turkey). *Environmental Monitoring and Assessment* 185(2):1699-1709. <https://doi.org/10.1007/s10661-012-2661-6>
- İşınkaralar, Ö., 2024. Spatio-temporal change of the morphology in west corridor development region of Ankara city and 2022-2039 growth estimation. *Megaron*, 19(1), 51–60. <https://doi.org/10.14744/megaron.2024.85226>
- İsınkaralar, O., İşınkaralar, K., Ambade, B., 2024. Assessment of societal health risks: Spatial distribution and potential hazards of toxic metals in street dust across diverse communities. *Water, Air, & Soil Pollution*, 235(5), 302. <https://doi.org/10.1007/s11270-024-07104-6>
- Karaköse, M., 2020. Honaz (Denizli) orman planlama Birimi'nin damarlı bitkileri. *Turkish Journal of Forestry* 21(1):43-54. <https://doi.org/10.18182/tjf.596878>
- Kaştan, Y., 2016. Inside the republican period of migration movements in Turkey. *Journal of International Social Research* 9(42):692-700. <https://eds.p.ebscohost.com/eds/pdfviewer/pdfviewer?vid=1&sid=885cf0eb-1fc8-4b09-9065-0f1d57783b45%40redis>

- Konukçu, F., Albut, S., Altürk, B., 2017. Land use/land cover change modelling of Ergene River Basin in western Türkiye using CORINE land use/land cover data. *Agronomy Research* 15(2), 435-443. https://agronomy.emu.edu/wp-content/uploads/2017/03/Vol15nr2_Konukcu.pdf#abstract-5087 Accessed: 19 December 2023
- Lagarias, A., Stratigea, A., 2023. Coastalization patterns in the Mediterranean: a spatiotemporal analysis of coastal urban sprawl in tourism destination areas. *GeoJournal*, 88, 2529–2552. <https://doi.org/10.1007/s10708-022-10756-8>
- Lambin, E.F., Geist, H.J., Lepers, E., 2003. Dynamics of land-use and land-cover change in tropical regions. *Annual Review of Environment and Resources* 28(1):205-241. <https://doi.org/10.1146/annurev.energy.28.050302.105459>
- Lele, N., Joshi, P.K., 2009. Analyzing deforestation rates, spatial forest cover changes and identifying critical areas of forest cover changes in North-East India during 1972–1999. *Environmental Monitoring and Assessment* 156:159-170. <https://doi.org/10.1007/s10661-008-0472-6>
- Liu, D.S., Iverson, L.R., Brown, S., 1993. Rates and patterns of deforestation in the Philippines: application of geographic information system analysis. *Forest Ecology and Management* 57(1-4):1-16. [https://doi.org/10.1016/0378-1127\(93\)90158-J](https://doi.org/10.1016/0378-1127(93)90158-J)
- Luyssaert, S., Jammot, M., Stoy, P. et al., 2014. Land management and land-cover change have impacts of similar magnitude on surface temperature. *Nat. Clim. Change* 4:389–393. <https://doi.org/10.1038/nclimate2196>
- Menon, S., Bawa, K.S. 1997. Applications of geographic information systems, remote-sensing, and a landscape ecology approach to biodiversity conservation in the Western Ghats. *Current science* 73(2):134-145. <https://www.jstor.org/stable/24098267> Accessed: 27 November 2023
- Msofe, N.K., Sheng, L., Lyimo, J., 2019. Land use change trends and their driving forces in the Kilombero Valley Floodplain, Southeastern Tanzania. *Sustainability* 11(2):505. <https://doi.org/10.3390/su11020505>
- Nagdeve, D.A., 2007. Population growth and environmental degradation in India. International Institute for Population Sciences. https://www.researchgate.net/profile/Arvind-Singh21/post/What_is_the_role_of_population_growth_in_environmental_degradation_today/attachment/5ace505ab53d2f63c3c53e8d/AS%3A614293645041712%401523470426916/download/b36014d3dabbdd474f0bc73bb8a2e4fb1a62.pdf Accessed: 14 August 2023
- Noss, R.F., 2001. Beyond Kyoto: Forest management in a time of rapid climate change. *Conservation Biology* 15(3):578-590. <https://doi.org/10.1046/j.1523-1739.2001.015003578.x>
- Özdamar, K., 2002. *Multivariate Statistical Analysis II* (4th ed.). Kaan Kitabevi, Eskişehir, Turkey
- Özhatay, N., Kültür, Ş., Gürdal, B., 2013. Check-list of additional taxa to the Supplement Flora of Turkey VI. *Journal of Faculty of Pharmacy of Istanbul University* 43:33-82. <https://dergipark.org.tr/en/pub/iujfp/issue/582/5854> Accessed: 19 August 2023
- Özhatay, N., Kültür, Ş., Gürdal, B., 2015. Check-list of additional taxa to the Supplement Flora of Turkey VII. *Journal of Faculty of Pharmacy of Istanbul University* 45:61-86. <https://dergipark.org.tr/en/pub/iujfp/issue/25584/269882> Accessed: 19 August 2023
- Özhatay, N., Kültür, Ş., Gürdal, B., 2017. Check-list of additional taxa to the supplement flora of Turkey VIII. *Istanbul Journal of Pharmacy* 47:31-46. <https://doi.org/10.5152/IstanbulJPharm.2017.006>
- Özhatay, N., Kültür, Ş., Gürdal, B., 2019. Check-list of additional taxa to the supplement flora of Turkey IX. *Istanbul Journal of Pharmacy*, 49(2):105-120. <https://doi.org/10.26650/IstanbulJPharm.2019.19037>
- Plieninger, T., Draux, H., Fagerholm, N., Bieling, C., Bürgi, M., Kizos, T., Verburg, P.H., 2016. The driving forces of landscape change in Europe: A systematic review of the evidence. *Land use policy*, 57, 204-214. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2016.04.040>
- Puyravaud, J.P., 2003. Standardizing the calculation of the annual rate of deforestation. *Forest ecology and management*, 177(1-3):593-596. [https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(02\)00335-3](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(02)00335-3)
- Roy, P.S., Ramachandran, R.M., Paul, O. et al., 2022. Anthropogenic land use and land cover changes—A review on its environmental consequences and climate change. *Journal of the Indian Society of Remote Sensing*, 50(8):1615-1640. <https://doi.org/10.1007/s12524-022-01569-w>
- Sari, H., Ozsahin, E., 2016. Spatiotemporal change in the LULC (Landuse/Landcover) characteristics of Tekirdag Province based on the CORINE (Thrace, Türkiye). *Fresenius Environmental Bulletin* 25(11):4694-4707 https://www.researchgate.net/profile/Aysun-Kop/publication/322570988_PRELIMINARY_STUDY_FOR_UTILIZATION_OF_SOME_INVASIVE_AQUATIC_PLANT_S_AS_RAW_MATERIAL_FOR_AQUACULTURE_FEEDS/links/5a608318aca272328103d389/PRELIMINARY-STUDY-FOR-UTILIZATION-OF-SOME-INVASIVE-AQUATIC-PLANTS-AS-RAW-MATERIAL-FOR-AQUACULTURE-FEEDS.pdf#page=243 Accessed: 25 October 2023
- Şen, G., 2022. Population-Forest Interaction. In: *Ecological, Economic and Political Assessments on Türkiye's Forests and Forestry* (Ed: Şen, G., Güngör, E.), Duvar Publishing, New York, USA, pp:2-29
- Şen, G., Bayramoglu, M.M., Toksoy, D., 2015. Spatiotemporal changes of land use patterns in high mountain areas of Northeast Turkey: a case study in Maçka. *Environmental Monitoring and Assessment* 187:1-14. <https://doi.org/10.1007/s10661-015-4727-8>
- Şen, G., Güngör, E., 2018. Analysis of land use/land cover changes following population movements and agricultural activities: a case study in northern Turkey. *Applied Ecology and Environmental Research* 16(2):2073-2088. http://dx.doi.org/10.15666/aecer/1602_20732088
- Şen, G., Güngör, E., Şevik, H., 2018. Defining the effects of urban expansion on land use/cover change: a case study in Kastamonu, Turkey. *Environmental Monitoring and Assessment* 190:1-13. <https://doi.org/10.1007/s10661-018-6831-z>
- Şen, G., Toksoy, D., 2006. Türkiye’de Nüfus orman ilişkisi. *Ormançılıkta Sosyo-Ekonomik Sorunlar Kongresi*, p.108-117, Ilgaz, Çankırı. https://www.researchgate.net/publication/338745384_Turkiye_de_Nufus_Orman_Iliskisi Accessed: 19 November 2023
- Sensoy, S., Demircan, M., Ulupinar, Y., Balta, I., 2008. Climate of Türkiye. *Turkish State Meteorological Service* https://www.mgm.gov.tr/FILES/genel/makale/13_turkiye_iklimi.pdf Accessed: 21 August 2023
- Sherbinin, A.D., Carr, D., Cassels, S., Jiang, L., 2007. Population and environment. *Annu. Rev. Environ. Resour.* 32:345-373. <https://doi.org/10.1146/annurev.energy.32.041306.100243>
- TC Sanayi ve Teknoloji Bakanlığı (STB), 2023. *Socio-Economic Development Ranking Research Reports (SEGE)*, <https://www.sanayi.gov.tr/merkez-birimi/b94224510b7b/sege/il-sege-raporlari> Accessed: 10 August 2023
- Toh, F.A., Angwafo, T.E., Ndam, L.M., Antoine, M.Z., 2018. The socio-economic impact of land use and land cover change on the inhabitants of Mount Bambouto Caldera of the Western Highlands of Cameroon. *Advances in Remote Sensing* 7(01):25. <https://doi.org/10.4236/ars.2018.71003>
- Toksoy, D., Ayaz, D., Şen, G., Özden, S., 2011. Forest-villager Relationship in Eastern Black Sea Region. *Artvin Çoruh Üniversitesi Orman Fakültesi Dergisi*, 6(1):79-85. <https://ofd.artvin.edu.tr/pub/issue/2255/29715> Accessed: 15 December 2023

- Trisurat, Y., Shirakawa, H., Johnston, J.M., 2019. Land-use/land-cover change from socio-economic drivers and their impact on biodiversity in Nan Province, Thailand. *Sustainability* 11(3):649. <https://doi.org/10.3390/su11030649>
- Turner, B.L., Moss, R.H., Skole, D.L., 1993. Relating land use and global land-cover change; IGBP Report 24, HDP Report 5; International Geosphere-Biosphere Programme: Stockholm, Sweden.
<http://www.igbp.net/publications/reportsandscienceplans/reportandscienceplans/igbpreports124.5.950c2fa1495db7081e19d3.html> Accessed: 30 August 2023
- Turkish Statistical Institute (TUİK) (2023) Statistical data portal. www.tuik.gov.tr Accessed: 24 October 2023
- Vural H, Dinç U, Öztürk N (1997) Sayısal uydu verileri yardımıyla arazi kullanım haritaları hazırlanmasının doğu akdeniz örneğinde araştırılması. III. Uzaktan Algılama ve Türkiye'deki Uygulamaları Semineri. Uludağ-Bursa. <https://www.tufuab.org.tr/uploads/files/articles/sayisal-uydu-verileri-yardimiyla-arazi-kullanim-haritalarinin-dogu-akdeniz-kiyi-orneginde-a-1658.pdf> Accessed: 19 November 2023
- Walter V. Reid, Harold A. Mooney et al (2003) Millennium Ecosystem Assessment and Ecosystems and human wellbeing, A framework for assessment. The United Nations Environment Programme and World Resources Institute. <https://www.millenniumassessment.org/documents/document.356.aspx.pdf> Accessed: 11 November 2023
- Winkler K, Fuchs R, Rounsevell M, Herold M (2021) Global land use changes are four times greater than previously estimated. *Nature communications*, 12(1):2501. <https://doi.org/10.1038/s41467-021-22702-2>
- World Resources Institute (WRI), 2023. Forest Pulse: The Latest on the World's Forests <https://research.wri.org/gfr/latest-analysis-deforestation-trends> Accessed: 30 December 2023
- Wulder MA, Coops NC, Roy DP, White JC, Hermosilla T (2018) Land cover 2.0. *International Journal of Remote Sensing* 39(12):4254-4284. <https://doi.org/10.1080/01431161.2018.1452075>
- Zeren Cetin I, Varol T, Ozel HB, Sevik H (2023) The effects of climate on land use/cover: a case study in Turkey by using remote sensing data. *Environmental Science and Pollution Research*, 30(3):5688-5699. <https://doi.org/10.1007/s11356-022-22566-z>

İstanbul Orman Bölge Müdürlüğündeki işletme ve fidanlıkların ekonomik katma değerleri

Güven Kaya^{a,*}, Kenan Ok^b, Tuncay Porsuk^c

Özet: Orman işletmeleri, tamamen kâr amaçlı olmamaları yanında, sermayesinin işletmeden işletmeye çok farklılaşması, çalışmalarının çok yıllık niteliği vb. nedenlerle kolayca değerlendirilebilen kurumlar değildir. Türkiye’de orman işletmelerinde rasyonellik temelli çok sayıda araştırma yapılmış fakat bu alandaki arayışlarda bir uzlaşma sağlanamamıştır. Temel mali tablolardan üretilen ve dönem net kârına dayanan analizler, işletmelerin çok yıllık yatırım harcamalarıyla üretilen değerleri ölçmekte başarısız olmaktadır. Bu bağlamda, ormancılık dışı sektörlerde firmaların gerçek kârlılığını hesaplamak üzere kullanılan ölçütlerden biri ekonomik katma değerdir (EVA). Bu çalışmanın amacı; İstanbul Orman Bölge Müdürlüğü’nün on orman işletme ve iki fidanlık müdürlüğü’nün, 2018-2022 yılları için EVA’sını hesaplayarak, farklılıkları analiz etmek, işletmelerin durumunu değerlendirmek için bu ölçütün uygunluğunu tartışmak şeklinde belirlenmiştir. Bölge müdürlüğü genelinde hesaplanan ortalama EVA değerleri, ortalama dönem net kârlarından genelde daha yüksek bulunmuştur. Araştırma dönemi içerisinde, neredeyse her yıl dönem net zarar veren fidanlıklar için, pozitif EVA değerlerinin hesaplanabildiği görülmüştür. Demirköy işletmesi, yıllık ortalama net kâr ve EVA değeri en yüksek işletme olurken, İstanbul işletmesi sürekli zarar ve eksi EVA değeriyle öne çıkmıştır. İşletmenin sahip olduğu orman alanı ve ağaç servetinin hesaplanan net kâr ve EVA değerlerini etkilediği görülmüştür. Demirköy, İstanbul ve Kırklareli işletmelerinin dönem net kârı ve EVA değeri arasında %99 güven aralığında anlamlı fark saptanmıştır. Dönem net kârı değişkeni açısından Demirköy işletmesi, tüm işletme ve fidanlıklardan 0,05 anlamlılık düzeyinde farklıdır. EVA değişkeni açısından ise Demirköy ile birlikte, İstanbul işletmesinin de diğer işletme ve fidanlıkların çoğu ile arasında istatistiksel olarak anlamlı fark olduğu belirlenmiştir. Sonuç olarak, EVA değişkeninin dönem net kârından farklı bir değişken olduğu işletme bazında kanıtlanmış, orman işletmelerinin çok yıllık yatırımlarının cari yıl kâr veya zararına etkisini daha iyi gösterebildiği anlaşılmıştır.

Anahtar kelimeler: Ekonomik katma değer, EVA, Dönem net kârı, Orman İşletmeleri

Economic value added of enterprises and nurseries in the Regional Directorate of Forestry in Istanbul

Abstract: Forest enterprises are not institutions that can be easily evaluated due to the fact that their capital varies greatly among enterprises, the perennial nature of their work, etc., as well as the fact that they are not entirely profit-oriented. Many rationality-based studies have been conducted in forest enterprises in Turkey, but no consensus has been reached in this field of research. Analyses based on net profit for the period, derived from basic financial statements, fail to measure the values generated by the multi-year investment expenditures of enterprises. In this context, economic value added (EVA) is one of the measures used to calculate the real profitability of firms in the non-forestry sector. The aim of this study was to calculate the EVA values of ten forest enterprises and two nursery directorates of Istanbul Regional Directorate of Forestry for the years 2018-2022, to analyze the differences, and to discuss the suitability of this criterion to evaluate the status of the enterprises. Average EVA values calculated across the regional directorates were generally higher than average net profits for the period. During the research period, it was observed that positive EVA values could be calculated for nurseries that had a net loss almost every year. The Demirköy enterprise had the highest annual average net profit and EVA, while the Istanbul enterprise stood out with continuous losses and negative EVA. It was determined that the forest area and volume of the enterprise affected the calculated net profit and EVA values. There was a significant difference between net profit for the period and EVA values of the Demirköy, İstanbul and Kırklareli enterprises at 99% confidence interval. In terms of the net profit for the period variable, the Demirköy enterprise was found to be different from all enterprises and nurseries at the 0.05 significance level, and in terms of the EVA variable, the Demirköy and İstanbul enterprises were found to be significantly different from most of the enterprises. As a result, it has been proved that the EVA variable is a different variable than the net profit for the period on an enterprise basis, and it is understood that it could better show the effect of multi-year investments of forest enterprises on the current year profit or loss.

Keywords: Economic value added, EVA, Net profit for the period, Forest enterprises

✉ ^a Marmara Ormanlık Araştırma Enstitüsü, İstanbul, Türkiye
^b İstanbul Üniversitesi Cerrahpaşa, Orman Fakültesi, Ormanlık Ekonomisi Anabilim Dalı, İstanbul, Türkiye
^c Orman Ağaçları ve Tohumları İslah Araştırma Enstitüsü, Ankara, Türkiye
@ ^{*} **Corresponding author** (İletişim yazarı): guvenkaya@ogm.gov.tr
✓ **Received** (Geliş tarihi): 30.03.2024, **Accepted** (Kabul tarihi): 02.05.2024



Citation (Atf): Kaya, G., Ok, K., Porsuk, T., 2024. İstanbul Orman Bölge Müdürlüğündeki işletme ve fidanlıkların ekonomik katma değerleri. Turkish Journal of Forestry, 25(2): 190-204.
DOI: [10.18182/tjf.1461960](https://doi.org/10.18182/tjf.1461960)

1. Giriş

Türkiye’de orman işletmelerinin başarılarının ölçülmesi, bu doğrultuda ölçütler geliştirilmesi, farklı konum ve özelliklerdeki işletmelerin karşılaştırılması, yerel koşullar ile ülke ormancılık politikalarına uygun işletme amaçlarının belirlenmesine olanak verecek sınıflandırmaların yapılması, aslında uzun bir süredir araştırmacıların ve uygulamacıların ilgisini çekmektedir.

Türk orman işletmelerinin ekonomilerinin irdelendiği kapsamlı ilk akademik çalışma Miraboğlu (1958) tarafından yapılmıştır. O dönem Türkiye’de var olan tüm orman işletmelerinin bilançolarını ayrı ayrı inceleyerek, özellikle üretim maliyetleri ile satışları irdelleyen Miraboğlu (1958), iktisaden iyi ve kötü durumdaki işletmelerin belirlenmesini ve benzer yapıdaki işletmeleri bütünleştirebilen politikalar geliştirilmesini önermiştir. Miraboğlu’nun ardından Peker (1973), sayıları artan orman işletmelerinin sorunlarının olduğunu ve işletmeleri rasyonelize ederek problemlerinin çözülmesi gerektiğini belirtmiştir.

Bu çalışmalar aslında bir yandan ülkedeki orman işletme müdürlüğü sayısı artarken, diğer yandan bu alandaki gözlem ve deneyimlerin de arttığını ve daha iyi bir işletme yönetiminin nasıl sağlanabileceğine yönelik arayışların çoğaldığını göstermektedir. OGM Fen Heyeti’nin benzer işletmeleri gruplandırma çabası ülke ve bölgesel düzeyde yeni (Miraboğlu, 1958; Geray, 1982; Türker, 1996) araştırmalara konu olsa, işletme büyüklüğü (Yazıcı, 1982) veya amaç ve stratejileri (Öztürk, 2003) konularında yapılmış çalışmalar bulunsa da orman işletmeciliği konusunda yapılan bilimsel çalışmalar içerisinde en fazla başarı değerlendirme, ekonomik analiz çalışmalarına odaklanıldığı görülmektedir (Ok, 2023).

Bu kapsamda, Türkiye’de orman işletmelerinde etkenlik ve verimlilik (Çağlar ve Öncer, 1990), Trabzon Orman İşletme Müdürlüğü’nün mutlak ve nispi ekonomik başarı analizi (Toksoy, 1992), Doğu Anadolu ve Doğu Karadeniz Bölgesinde 32 orman işletmesinde biyofizik, ekonomik, teknik ve yönetsel sosyo-ekonomik değişkenlerle başarı ölçümü (Daşdemir, 1996), Artvin ve Ardahan Orman İşletme Müdürlükleri nispi ekonomik başarı analizi (Öztürk, 1997), Demirköy Orman İşletmesinde mali tablo analizi (Açıkgöz-Altunel, 2003), İstanbul Orman Bölge Müdürlüğüne bağlı sekiz orman işletmesinde iktisadilik ve verimlilik analizi (Şentürk, 2005), Edremit ve Dursunbey orman işletmelerinde verimlilik ve iktisadilik analizi (Oktay, 2005), Kilis Orman İşletme Müdürlüğünde iktisadilik analizi (Tuğrul, 2008), Türkiye’de orman döner sermaye işletmelerinin etkinlik analizi (Başar vd., 2009), Araç ve Bartın orman işletmelerinde verimlilik ve iktisadilik analizi (Demirdöğen, 2009), Batı Akdeniz Bölgesinde 37 orman işletmesinde verimlilik analizi (Korkmaz, 2011), Isparta ve Antalya Orman Bölge Müdürlüklerine bağlı 19 orman işletmesinde iktisadilik analizi (Korkmaz, 2012), Denizli, İzmir ve Muğla Orman Bölge Müdürlüğündeki 164 orman işletme şefliğinin etkinlik analizi (Şafak vd., 2012), Düzce, Gölyaka, Akçakoca ve Yığılca Devlet Orman İşletme Müdürlüklerinin etkinlik analizi (Kara vd., 2013), Doğu Karadeniz bölgesi orman işletmelerinin etkinlik düzeylerinin ölçülmesi ve optimal işletme büyüklüğü (Bayramoğlu, 2013) konulu araştırmalar gerçekleştirilmiştir. Orman bölge müdürlüklerinde etkinlik çalışan bir örnek (Alım, 2004) çıkmışsa da asıl iktisadi ünite işletme olduğundan çalışmalar işletmeler üzerine odaklanmıştır.

Bununla birlikte, yukarıda sıralanan orman işletmesi ekonomik analiz çalışmalarının, iktisadi başarı ölçütlerinin genellikle rasyonellik, etkenlik ve etkililik analizleri çerçevesinde tasarlandığı görülmektedir. İktisadilik, verimlilik ve kârlılık ilkeleri işletmelerin başarılı çalışıp çalışmadığını farklı yönlerden ele alan akılcılık ilkeleri olarak bilinir (Türker, 2020). Orman işletmelerinde bu alanın çok çalışılmış olmasına, Ulusal Ormancılık Programı, Orman Genel Müdürlüğü Stratejik Planı (2019-2023) veya XI. Kalkınma Planı (2019-2023) gibi üst politika belgelerinde rasyonellik ilkelerine vurgu yapılarak, performans ölçümlerinin uygulamaya aktarım yönünde niyet beyan edilmesine rağmen, iktisadilik, verimlilik ve kârlılık ölçütlerini kullanarak orman işletmelerinin başarısının ölçülmesi yönünde bir isteksizliğin olduğu gözlenmektedir. Şüphesiz pek çok faktör bu isteksizliğe neden olmuş olabilir. Ancak, orman işletmeciliğiyle ilgili akademi ve uygulama çevrelerinde, başarıyı açıklama ve işletme amacını ifade edebilme yeteneği açıklarından kabul görmüş ölçüt veya ölçütler setinin ortaya konması veya henüz konamamış olması da etkili bir faktör olarak görülmelidir. Gerçekten de ağaçlandırma, bakım, gençleştirme gibi çok yıllık harcamalar yapan bir işletmenin, tek yıllık bir bilanço verisine göre başarılı veya başarısız kabul edilmesi, bu alanda yapılmış çalışmaların çıktılarının uygulama tarafından benimsenmesini de güçleştirmektedir. Ancak, dünya üzerinde, orman işletmeleri gibi, tek bir yılın bilançosuna göre değerlendirilmesi sakıncalı başka sektörlerde faaliyet gösteren başka işletmeler de bulunmaktadır ve bu alanlardaki benzer tartışmalardan ülke ormancılığı için çıkarılabilecek derslerin olması olasıdır.

Bu çerçevede ve ormancılık dışı sektörlerde, temel mali tablolardan temin edilen dönem net kârı verisine dayanan kârlılık analizlerinin, işletmelerin yatırım harcamaları ile geleceğe değer yaratan performanslarını ihmal ettiği bilinmektedir. Diğer bir ifadeyle, muhasebe kârı, işletme başarısını tek boyutlu yansıtmakta ve sermaye yatırımlarının fırsat maliyetlerini dikkate almamakta, dolayısıyla işletme performansını sağlıklı ölçmemektedir. Bu bağlamda ormancılık dışı sektörlerde, muhasebe verilerine dayalı olarak firmaların gerçek kârlılığını hesaplamak üzere sıklıkla kullanılan, yapısı itibarıyla değer odaklı ve Türkçeye “ekonomik katma değer (Economic Value Added, EVA)” olarak çevrilebilecek bir ölçütün kullanıldığı bilinmektedir. Uluslararası literatürde kısaca EVA olarak anılan bu ölçüt, bir Amerikan danışmanlık şirketi olan Stern Stewart & Co. tarafından 1980’lerde geliştirilmiştir (Türk, 2010). EVA, bir işletmenin belirli (normal) bir yıldaki, düzeltilmiş vergiler sonrası net işletme kazancı ile toplam sermaye maliyeti arasındaki fark olarak tanımlanmaktadır (Otlu ve Karaca, 2006). Ekonomik katma değeri pozitif ise, işletmede bir katma değer yaratıldığı; negatif ise, işletme sermayesinde bir erozyon olduğu düşünülmektedir (Gökçen, 2004; Ünlü ve Saygın, 2014).

Ekonomik Katma Değer:

- İşletmenin yarattığı değerdeki değişimler üzerinden performansın ölçülmesini sağlar (Türker, 2005).
- Bir işletmenin en azından sermaye maliyeti kadar kâr etmesi düşüncesine dayanır (Türker, 2005; Otlu ve Karaca, 2006).

- Yatırımların gelecekteki harcama ve faydalarını dikkate alır (Gürbüz ve Erginçan, 2004; Gümüş ve Taşdemir, 2016).
- Düzeltmelerle muhasebe verilerinin subjektifliğini azaltır, gerçek ekonomik performansa dönüştürür (Ertuğrul, 2009; Özalp, 2016).

Bir finansal ölçüt olarak *EVA*, işletmelerin gerçek kârlılığın dayalı olarak geliştirildiği için, finans uzmanları tarafından çok çabuk kabul görmüştür (Türk, 2010). Dünya’da *EVA* ölçütünün özel şirketlerin finansal performansının ölçümünde danışman firmalar tarafından yaygın olarak kullanıldığı bilinmektedir. Amerika Birleşik Devletleri’nde Fortune 500 listesindeki şirketlerin *Ekonomik Katma Değeri* ölçen bir çalışma (Abdeen ve Haight, 2002) örnek olarak verilebilir. Bununla birlikte, başta borsada işlem görenler olmak üzere, farklı sektörlerden şirketlerin *EVA* değerlerini ölçmeye yönelik; otomotiv yan sanayi firması (Yılmaz, 2012), turizm işletmesi (Önal ve Karadeniz, 2004) ve sektörü (Ünlü ve Saygın, 2014), BIST’te işlem gören seramik (Akyüz, 2013) ve çimento firmaları (Gümüş, 2018), metal eşya ve makine firmaları (Şentürk, 2015) şeklinde pek çok araştırma örnek verilebilir. Diğer yandan bazı araştırmalarda (Erdoğan, 2010; Yelgen ve Okutmuş, 2019; Figankaplan, 2020) *EVA* ile şirketlerin piyasa değeri arasındaki ilişki snanırken, bazılarında (Küçükcapılı, 2011; Yılmaz, 2013; Horasan vd., 2019) ise şirketlerin *EVA* değeri ile piyasa katma değeri arasındaki ilişki araştırılmıştır. Akgün ve Günay (2020) ise, *EVA* ile borsa performans ölçütleri arasındaki ilişkiyi sorgulamıştır.

EVA ölçütünün, yatırım niteliğindeki giderler ile kâr düzeltmeleri yapması ve bu giderleri aktifleştirmesi, aslında orman işletmeleri için de bir sorun olan geleneksel muhasebe kârı ile performans ölçümü noktasında bir fırsat sunmaktadır. Balázová ve Luptáková (2016), Slovakya’da Banská Bystrica bölgesinin güney-batısında yer alan bir devlet orman işletmesinin finansal performansını *Ekonomik Katma Değer Endeksi* geliştirmek suretiyle ölçme olanaklarını araştırmıştır. Türkiye’de ise, ormancılık muhasebesi alanında yapılmış bazı çalışmalar (Türker, 2015; Yeşilyurt, 2016)

bulunsa da orman işletmelerinde finansal performans ölçümü amacıyla *EVA* ölçütünün kullanımına yönelik bir araştırma bulunmamaktadır. Bu nedenle orman işletmelerinin performans analizlerinde *Ekonomik Katma Değer*, *EVA* ölçütünün kullanım olanaklarının test edilmesi ve araştırılması gerekmektedir. Bu gerekçelerden hareketle makalenin amacı; İstanbul Orman Bölge Müdürlüğüne bağlı 10 orman işletme müdürlüğü ile iki Orman Fidanlık Müdürlüğü’nün, 2018-2022 yılları *Ekonomik Katma Değerleri (EVA)* ve dönem net kârlarını hesaplamak, elde edilen bulgular arasındaki farkları analiz etmek ve *EVA* ölçütünün orman işletmelerinin başarısını değerlendirmeye uygunluğunu tartışmak şeklinde belirlenmiştir.

2. Materyal ve yöntem

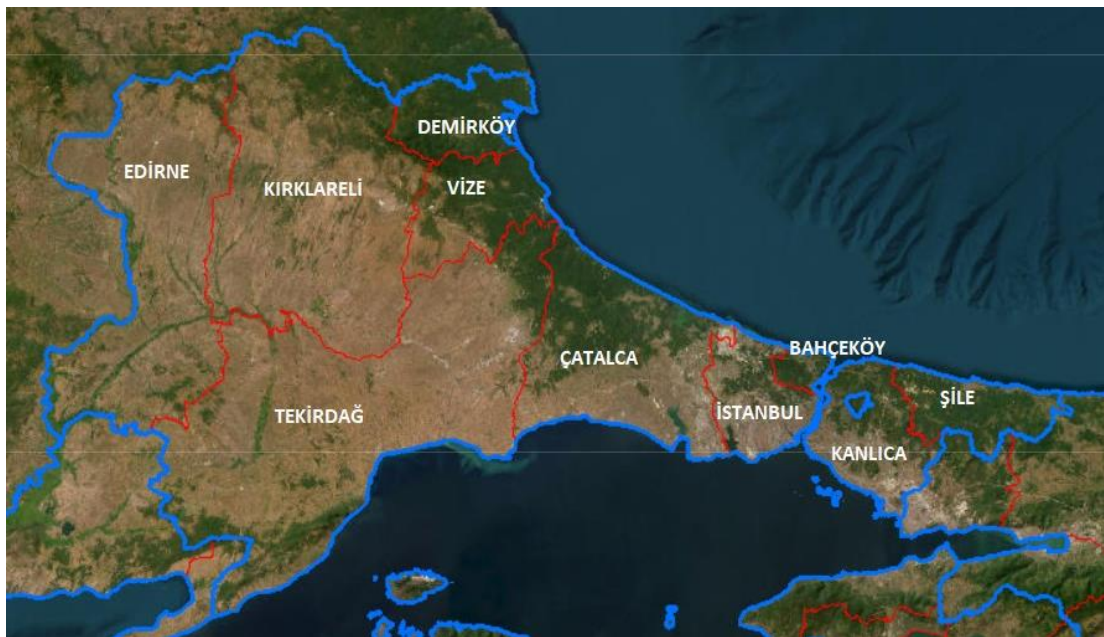
2.1. Çalışma alanı

Araştırmanın çalışma alanı İstanbul Orman Bölge Müdürlüğüne (OBM) bağlı on orman işletme müdürlüğü (OİM) ve iki orman fidanlık müdürlüğüdür (OFM).

İstanbul OBM, Orman işletme müdürlüklerinin konumu Şekil 1’de, sahip oldukları orman alanları ise Çizelge 1’de verilmiştir.

Çizelge 1. İstanbul OBM’ne bağlı OİM’ler ve orman varlığı (ha)

Orman işletme müdürlükleri	Orman varlığı (ha)		
	Normal kapalı	Boşluklu kapalı	Toplam
Bahçeköy	10.766	399	11.165
Çatalca	101.649	3.570	105.219
Demirköy	74.581	1.657	76.238
Edime	28.791	15.614	44.405
İstanbul	19.757	2.166	21.923
Kanlıca	41.380	1.191	42.571
Kırklareli	79.772	26.130	105.902
Şile	51.861	7.949	59.810
Tekirdağ	92.439	8.735	101.174
Vize	68.979	3.005	71.984
Toplam	569.975	70.416	640.391



Şekil 1. İstanbul Orman Bölge Müdürlüğü ve İşletme Müdürlükleri

İstanbul OBM'ne bağlı, İstanbul ve Lüleburgaz (Kırklareli) Orman Fidanlık Müdürlükleri şeklinde iki ayrı yönetim birimi daha bulunmaktadır. Fidanlıkların muhasebe hesaplarında yer alan ve orman işletmelerinden oldukça farklılık gösteren yatırım niteliğindeki harcamalarının EVA hesaplanmasına etkisini görebilmek üzere, bu kurumlar da çalışma kapsamına alınmıştır.

Çalışma alanındaki orman işletmelerinin 2017-2022 yılları arasında döner sermaye gelir tabloları, bilançoları ve mizan cetvelleri, özel bütçe gelir ve gider tabloları ile üretim cetvelleri, satış cetvelleri ve faaliyet raporları araştırma materyali olarak kullanılmıştır. Çalışma 2018-2022 yıllarını

kapsamakla birlikte, 2017 yılı verilerinden EVA hesaplarında amortismanlara temel olarak faydalanılmıştır.

Araştırma alanındaki OİM ve OFM'lerin 2017-2022 yılları arasındaki döner sermaye kâr veya zararları Eylül 2023 reel değerleriyle Çizelge 2'de verilmiştir.

Çalışma alanındaki OİM'lerin toplam ve birim alandaki ağaç serveti değerleri ise Çizelge 3'te sunulmuştur. İlk sıralarda ağaç servetine Demirköy ve Kırklareli OİM'leri sahipken, birim alandaki ağaç serveti Demirköy ve Bahçeköy işletmelerinde en yüksek düzeydedir.

Çizelge 2. Araştırma alanındaki OİM ve OFM'lerin dönem reel net kâr ve zararları (TL)

OİM/OFM	2017	2018	2019	2020	2021	2022	Ortalama
Bahçeköy OİM	39.464.154	43.058.766	27.813.186	21.620.156	30.913.728	31.437.368	32.384.559
Çatalca OİM	1.154.258	33.677.410	34.099.490	48.163.399	52.993.997	55.404.421	37.582.162
Demirköy OİM	82.086.144	169.968.538	243.898.566	175.778.501	227.880.595	254.200.319	192.302.111
Edirne OİM	-6.246.643	-7.464.939	-7.270.491	-202.569	71.134.441	-6.751.404	7.199.733
İstanbul OFM	-12.799.516	-25.619.340	-17.527.359	-11.979.007	-8.658.664	-14.218.169	-15.133.676
İstanbul OİM	-132.440.441	-210.036.337	-146.266.191	-118.207.619	-76.300.312	-234.102.457	-152.892.226
Kanlıca OİM	18.716.452	44.042.224	53.778.386	58.713.191	69.854.571	4.523.967	41.604.799
Kırklareli OİM	42.402.936	32.994.246	77.667.368	67.815.154	107.410.767	166.169.711	82.410.030
Lüleburgaz OFM	-10.297.511	-12.466.707	-6.632.010	-7.078.549	4.498.204	-8.063.282	-6.673.309
Şile OİM	19.669.522	-483.345	24.521.077	21.061.972	20.515.650	15.801.422	16.847.716
Tekirdağ OİM	-10.804.455	-1.681.447	11.434.063	4.348.789	23.833.157	21.625.710	8.125.970
Vize OİM	-8.744.156	30.461.781	56.578.112	86.136.197	82.769.221	48.380.375	49.263.588
Ortalama	1.846.729	8.037.571	29.341.183	28.847.468	50.570.446	27.867.332	24.418.455

Çizelge 3. Orman İşletme Müdürlüklerinin ağaç serveti

Orman işletme müdürlükleri	Toplam ağaç serveti (m ³)	Birim alandaki ağaç serveti (m ³ /ha)
Bahçeköy	2.067.378	185
Çatalca	3.683.583	35
Demirköy	17.148.331	225
Edirne	892.511	20
İstanbul	1.356.951	62
Kanlıca	2.706.612	64
Kırklareli	12.311.812	116
Şile	885.309	15
Tekirdağ	3.195.745	32
Vize	5.194.488	72

2.2. Ekonomik katma değer hesabı

Ekonomik katma değer (EVA) tanımına uygun olarak formül 1 ile hesaplanmıştır.

$$EVA = NOPAT - (NOA \times WACC) \quad (1)$$

Formül 1'de; NOPAT düzeltilmiş vergi sonrası faaliyet kârını, NOA toplam sermaye yatırımını ve WACC, ağırlıklı ortalama sermaye maliyetini göstermektedir.

EVA hesaplanırken, işletmenin net faaliyet kâr ve sermayesinde bazı düzeltmeler yapılması gerekmektedir. EVA'yı geliştiren Stern Stewart & Co. Şirketine göre, EVA hesaplanırken 164 maddede düzeltme yapma olanağı bulunmaktadır (Stewart, 1991). Ancak işletmenin faaliyet alanına göre değişimle birlikte, on maddelik bir düzeltme de yeterli görülmektedir (Yılmaz, 2012). Bu düzeltme noktalarından bazıları; araştırma-geliştirme giderleri, pazar oluşturma ve geliştirme giderleri, eğitim giderleri, finansman giderleri, faaliyet kiralama, yeniden yapılanma maliyetleri, uzun vadede getiri sağlayan diğer stratejik

yatırımlar, stok maliyeti ve değerlendirilmesi, devam eden inşaat işleri, devam etmeyen faaliyetler, karşılığı kalmayan alacaklar, şerefiye değeri, marka, patent ve haklar, amortismanlar şeklinde verilmektedir (Türk, 2010). Orman işletmelerinin faaliyetleri ile katlandıkları harcama ve yatırım giderlerinin işletme amaçları içerisinde yerini dikkate alınarak yapılması gerekenlerle ilgili, bu araştırmadan önce konmuş herhangi bir kural veya öneri bulunmamaktadır. Buna karşılık, orman işletmelerinin Türkiye ormancılığı içerisindeki yeri ve konumu dikkate alınarak, gerekli düzeltmeler aşağıda açıklandığı şekilde yapılmıştır.

NOPAT hesabında muhasebe kârı, formül 2 ile düzeltilmiştir.

$$\begin{aligned} NOPAT = & Vergi sonrası dönem net kârı + \\ & Vergi sonrası düzeltilmiş yatırım niteliğindeki giderler + \\ & Vergi sonrası özel bütçeye katkı + \\ & Vergi sonrası genel bütçeye katkı - \\ & Düzeltilen giderlerin amortismanı + \\ & Yıllık amortisman giderleri \end{aligned} \quad (2)$$

Dönem net kârında yapılması gereken vergi düzeltmesi formül 3 yardımıyla yapılmıştır.

$$Vergi sonrası dönem net kârı = Dönem net kârı \times (1 - t) \quad (3)$$

Formül 3'deki dönem net kârı, orman işletmesi döner sermaye bilançosunda 590 veya 591 numaralı hesapların kalanlarıdır. t ise kurumsal vergi oranını temsil etmektedir. Bu işlem sonrasında yatırım niteliğindeki giderler belirlenerek, vergi düzeltmesi formül 4'de gösterildiği gibi yapılmıştır:

Vergi sonrası düzeltilmiş yatırım niteliğindeki giderler =
Düzeltililecek giderler × (1 - t) (4)

Yatırım niteliğindeki giderler ve yatırım ömürleri hem döner sermaye, hem de özel bütçede belirlenmiştir. Her bir orman işletme müdürlüğü ve fidanlık müdürlüğünün döner sermaye bütçesinde; 750 Araştırma Giderleri, 760 Pazarlama Satış ve Dağıtım Giderleri ve 770 Genel Yönetim Giderleri taranarak, yatırım niteliğinde olanlar tespit edilmiştir. Ayrıca İstanbul Orman Bölge Müdürlüğü özel bütçe saymanlığının her bir orman işletme ve fidanlık müdürlüğüne dağıtımını yaptığı yatırım niteliğindeki giderler saptanmıştır.

5520 sayılı Kurumlar Vergisi Kanunu'nun 10. Maddesi birinci fıkrasının (a) bendinde düzenlenen Ar-Ge indiriminde 5746 sayılı Araştırma ve Geliştirme Faaliyetlerinin Desteklenmesi Hakkında Kanun ile yapılan değişikliklerle, Ar-Ge harcamaları üzerinden hesaplanacak vergi indirim oranı %100'e çıkartılmıştır (Türk, 2010). Bu nedenle Ar-Ge giderleri aktifleştirilirken, vergi kesintisi yapılmamış, tamamı NOPAT'a eklenmiştir.

Özel bütçeye katkının düzeltilmesi işlemi, Genel Geçici Tali Mizan Cetvelindeki 770.05.08.02.15 kodlu Ağaçlandırma fonu hesabının kalanı kullanılarak Formül 5 yardımıyla yapılmıştır.

Vergi sonrası özel bütçeye katkı =
Ağaçlandırma fonu payı × (1 - t) (5)

İşletmelerden ayrıca beş yılda bir genel bütçeye katkı olarak hazine hissesi gönderilmektedir. Bu katkının düzeltilmesinde de ağaçlandırma fonu payı ile aynı işlem yapılmıştır.

Gider düzeltmelerinin amortismanı için yatırım niteliğinde olan ve muhasebe kârına eklenen giderlerin yıllık amortismanları yatırımın getiri verebileceği süreler kullanılarak hesaplanmıştır. Giderler sürelerine bölünmüş ve süre boyunca yıllık amortismanları (Formül 6) hesaplanmıştır.

Düzeltilen giderlerin amortismanı =
Düzeltilen gider/Yıl (6)

NOPAT hesabında son olarak ise, yıllık amortisman giderlerinin düzeltilmesi için, Genel Geçici Tali Mizan Cetvelinde yer alan 770.25 kodlu Maddi Duran Varlıklar Amortismanları ve 770.26 kodlu Maddi Olmayan Duran Varlıklar Amortismanı gider kalemlerinin kalanlarının toplamı hesaplanmıştır. 750, 760 ve 770 başlıkları altında gider amortismanları toplanmıştır.

Toplam sermaye yatırımı, NOA hesabı, Formül 7 kullanılarak yapılmıştır.

NOA = Dönen varlıklar -
Kısa vadeli yabancı kaynaklar + Duran varlıklar +
Gider düzeltmeleri (7)

Gider düzeltmesi = Önceki yılın gider düzeltmesi -
Cari yılın gider düzeltmelerinin amortismanı +
Cari yılın gider düzeltmesi (8)

Bu verilerin tamamı, yıllık bilançolar, gelir tabloları ve kesin tali mizan cetvelleri ile NOPAT hesabından alınmıştır.

Bu düzeltmeler yapılırken, aynı zamanda sermaye tarafında da aktifleştirme doğrultusunda düzeltmeler gerekmektedir. Bu düzeltmelerden hangilerinin yapılacağı işletmenin faaliyet alanı ve muhasebe yapısına göre değişmektedir. Diğer taraftan, yatırılan sermayenin maliyetine ulaşmak için ağırlıklı ortalama sermaye maliyetinin hesaplanmasına ihtiyaç duyulmaktadır. Bunun için farklı yöntemler olmakla birlikte, sektörel risk priminin özkaynak maliyetinin bileşenlerinden biri olarak bilinmesi gerekmektedir.

Ağırlıklı ortalama sermaye maliyeti (WACC) formül 9 ile hesaplanmıştır.

WACC = (Özkaynak maliyeti × Özkaynak oranı) +
(Yabancı kaynak maliyeti × Yabancı kaynak oranı)(9)

Formül 9'daki WACC hesabında kullanılan bileşenlerin hesaplanma biçimi aşağıda yer alan Formül 10 - 13'de ayrı ayrı gösterilmiştir.

Özkaynak maliyeti =
10 yıllık devlet tahvili faiz oranı + Sektörel risk primi (10)

Özkaynak oranı = Özkaynaklar/Toplam kaynaklar (11)

Yabancı kaynak maliyeti = Yabancı kaynak faiz oranı ×
(1 - t) (12)

Yabancı kaynak oranı =
Yabancı kaynaklar/Toplam kaynaklar (13)

EVA hesabında kullanılan verilerin büyük bölümü mali tablolardan alınırken, WACC hesabında kullanılan özkaynak ve yabancı kaynak oranı dışındaki veriler, bu araştırma sırasında hesaplanmış temel verilerdir ve Çizelge 4'de verilmiştir. Sektör risk primi olarak ormancılık sektörü cüzi faiz haddi kullanılmıştır.

Bu noktada bir düzeltme de kısa vadeli yabancı kaynaklarda yapılmıştır. 393 Merkez ve Şubeler Cari Hesabı pasif karakterde bir hesaptır. İşletme, diğer orman işletmelerine borçlandığında alacaklandırılır, alacaklı olduğunda ise borçlandırılır. Ancak, alacağı fazla olduğunda negatif bakiye verebilmektedir. Bu durum gerek NOA hesabında gerekse WACC hesabında kaynakların olduğundan farklı etkiler göstermesine neden olmaktadır. Büyüктаş (2014), Merkez ve Şubeler Cari Hesabının, ara dönemlerde kullanılmakta olduğunu ve yıl sonlarında merkez ile şubelerinin finansal tabloları konsolide edilerek kapatılmasını; hesap kapatılmamışsa, aynı şubeye ait olması kaydıyla, karşılıklı mahsup edilmesi gerektiğini belirtmektedir. Büyüктаş (2014), ayrıca serbest bölgelerde veya yurtdışında şubesi veya irtibat bürosu, şantiyesi, temsilciliği vb. bulunan işletmelerde yılsonu kesin bilançolarda da söz konusu hesapta bakiye bulunabileceğini; bakiye olması durumunda, ödeme zamanı ve hareket görüp görmediği göz önüne alınarak, kısa veya uzun vadeli Diğer Borçlar hesap grubundaki Bağlı Ortaklıklara Borçlar hesabına aktarılması gerektiğini bildirmektedir.

Çizelge 4. EVA hesabında kullanılan temel veriler

Bileşenler	2017	2018	2019	2020	2021	2022
Vergi Oranı (t)	%20,00	%20,00	%22,00	%22,00	%25,00	%23,00
10 yıllık devlet tahvil faiz oranı	%15,27	%15,27	%15,01	%12,40	%17,41	%16,90
Sektörel risk primi	%3,00	%3,00	%3,00	%3,00	%3,00	%3,00
Yabancı kaynak faiz oranı	%24,08	%24,08	%21,33	%12,76	%20,79	%21,62
ÜFE Endeksi (2003=100)	316,48	422,94	454,08	568,27	1022,25	2021,19
ÜFE Oranı	8,68927	6,50206	6,05616	4,83921	2,69012	1,36057

İstanbul OBM işletme ve fidanlık bilançolarda, hem alacak hem de borç kalanları mevcuttur ve mahsup edilmemiştir. Borç kalanı verenlerin kısa veya uzun vadeli yabancı kaynaklar içinde başka bir hesaba nakledilmesi de EVA hesabındaki sorunu çözmemektedir. Bu nedenle söz konusu hesabın borç kalanı vermesi halinde aktifleştirilerek kapatılmasına; her hesap döneminde farklı sonuçlarla karşılaşıldığı, hesapta hareket olduğu da ise *Dönen Varlıklar* altında yer alan *Diğer Alacaklar* hesap grubundaki bağlı ortaklıklarla ilgili hesabın kullanılmasına karar verilmiştir. Diğer bir ifadeyle, *393 Merkez ve Şubeler Cari Hesabında* alacak kalanı varsa, *Kısa Vadeli Yabancı Kaynaklar* altındaki *Diğer Borçlar* hesap grubundaki *333 Bağlı Ortaklıklara Borçlar* hesabına, borç kalanı varsa *Dönen Varlıklar* altındaki *Diğer Alacaklar* hesap grubunda yer alan *133 Bağlı Ortaklıklardan Alacaklar* hesabına aktarılmıştır.

2.3. Veri toplama

EVA hesabının gerektirdiği mali tablo verileri orman işletme müdürlüklerinden temin edilmiştir. Orman işletmelerinde yatırım niteliğindeki harcamaların bir bölümü, döner sermayede yer almamakta, özel bütçe kapsamında gerçekleşmektedir. Orman işletmeleri, döner sermayeleri ile işletme niteliği kazanmakla birlikte, kâr/zarar içermeyen, denklik esas olan özel bütçelerinde de döner sermaye getirileri üzerinde etkili giderler bulunmaktadır. O nedenle EVA hesabında işletmelerin döner sermaye ve özel bütçeleri birlikte ele alınmıştır. Ancak, Çatalca, Kırklareli, Şile, Tekirdağ, Vize OİM'lerinin özel bütçe giderleri temin edilememiştir. Bahçeköy OİM'de ise araştırma döneminde özel bütçe gideri bulunmamaktadır.

Bununla birlikte, EVA hesabının gerektirdiği orman işletmelerinin yatırım niteliğindeki giderlerinin faydalı ömür süreleri, OGM'nin ilgili Daire Başkanlıklarının yöneticileri ile odak grup görüşmeleri yapılarak elde edilmiş, sonra araştırmacılar tarafından bazı düzeltmeler yapılmıştır.

2.4. Matematik hesapları, istatistik analizler ve değerlendirme

EVA hesabında, işletme düzeyinde MS Excel'de hazırlanan altlıklar ve hesap sayfaları kullanılmıştır. Analizlerde TÜİK'in 2003 = 100 bazlı ÜFE endeksi kullanılarak hesaplanmış Eylül, 2023 reel değerleri esas alınmıştır.

Dönem net kârı ve EVA karşılaştırmaları hem bu ölçütlerin ortalama değerleri arasında, hem de her bir ölçüt için işletmeler arasında fark testleriyle gerçekleştirilmiştir. Bu testleri gerçekleştirmek üzere istatistik yöntem seçimi için, verilerin normallik testleri yapılmıştır. Her bir işletme için dönem net kârı ve EVA değişkenlerinin hemen tamamının çarpıklık ve basıklık katsayılarının beklenen aralığın (-1,5 - 1,5) içinde olduğu, Shapiro-Wilk testinde

neredeyse tamamının %95 güven aralığında anlamlı fark olmadığı ($p > 0.05$) ve normal dağılıma uygun oldukları belirlenmiştir. Bu nedenle işletme bazında dönem net kârı ve EVA karşılaştırmasında veri yapısına uygun olarak bağımsız iki örnek t testi kullanılmıştır. Orman işletmelerinin dönem net kârları ve EVA karşılaştırılması için türetilen değişkenlerin ise büyük bölümünün çarpıklık ve basıklık katsayılarının beklenen aralığın (-1,5 - 1,5) dışında ve Kolmogorov-Smirnov testinde neredeyse tamamının %95 güven aralığında anlamlı fark gösterdiği ($p < 0.05$) ve normal dağılmadıkları belirlenmiştir. Bu nedenle bu fark testinde Kruskal-Wallis testi, farkların hangi işletmeler arasında olduğunun belirlenmesi için varyansları homojen olmadığından (Levene istatistiği $p < 0,05$) post-hoc testi olarak Tamhane testi kullanılmıştır.

3. Bulgular

3.1. Ortalama EVA değerleri

İstanbul OBM'ne bağlı OİM ve OFM'lerin araştırma dönemi EVA değerleri hesaplanarak, Çizelge 5'te verilmiştir. Dönem yıllık ortalama değerlere bakıldığında, en yüksek EVA değerinin Demirköy OİM'de, en düşük değer ise İstanbul OİM'de olduğu görülmektedir. Diğer, OİM ve OFM'ler için ortalama değerler -3,49 milyon TL ile 70,64 milyon TL arasında değişmektedir. Bölge Müdürlüğü ortalaması ise, 30,3 milyon TL'dir. EVA değerleri genellikle pozitiftir. Demirköy OİM sürekli pozitif, İstanbul OİM ise sürekli negatif EVA değerleriyle diğer birimlerden ayrılmaktadır.

İstanbul OBM'ne bağlı OİM ve OFM'lerin ortalama EVA değerleri, dönem net kârlarıyla karşılaştırmak üzere Şekil 2'de gösterilmiştir. Ortalama değerlerle dönem net kârının Bahçeköy, Demirköy, Kanlıca, Kırklareli, Şile ve Vize OİM'lerde EVA değerlerinden yüksek olduğu görülmektedir. Buna karşın iki orman fidanlığında, İstanbul, Çatalca, Edirne ve Tekirdağ OİM'lerde ortalama EVA değeri dönem net kârından yüksek bulunmuştur.

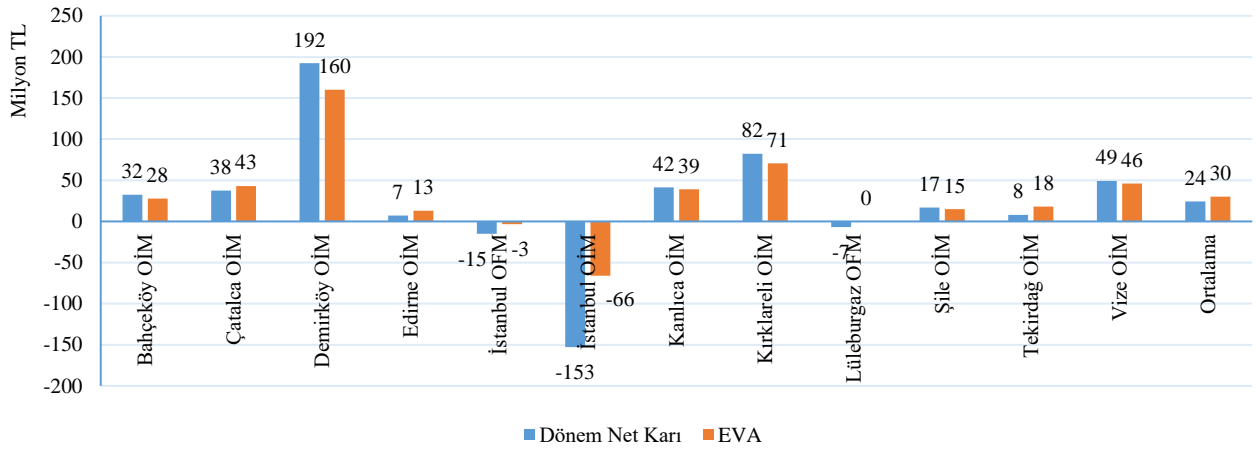
Diğer yandan, özel bütçe giderleri temin edilebilen OİM'ler için, bu giderler dâhil edilerek, EVA değerleri yeniden hesaplanmıştır. Çizelge 6'da özel bütçe giderleri temin edilen işletmeler için hesaplanan EVA değerleri yer almaktadır. Tekirdağ OİM'de özel bütçe giderleri dahil edildiğinde EVA değerleri kayda değer şekilde yükselmektedir.

3.2. Dönem net kârı ve EVA değerlerinin değişimi

Bahçeköy OİM'nin yıllara göre dönem net kârı ve EVA değerleri Şekil 3'te sunulmuştur. Şekil 3'e göre EVA, 2018 ve 2022 yıllarında dönem net kârına göre daha yüksektir, aradaki yıllarda daha düşüktür. En büyük fark 2021 yılında gerçekleşmiştir. Bahçeköy OİM'nin araştırma döneminde özel bütçe harcamaları bulunmamaktadır.

Çizelge 5. İstanbul OBM'ne bağlı OİM ve OFM'lerin EVA değerleri (TL)

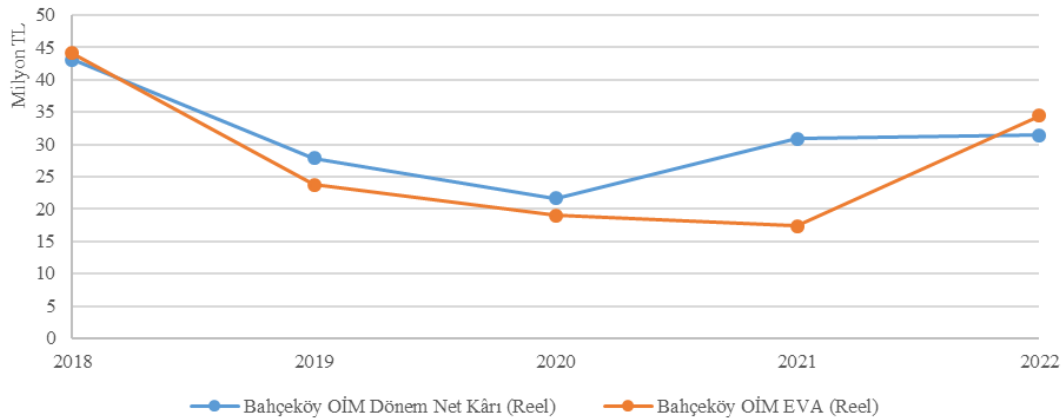
OİM/OFM	2018	2019	2020	2021	2022	Ortalama
Bahçeköy OİM	44.095.186	23.783.989	19.010.529	17.337.816	34.470.397	27.739.583
Çatalca OİM	37.917.803	31.462.624	47.664.144	32.102.305	66.627.178	43.154.811
Demirköy OİM	153.098.973	162.928.554	138.259.993	136.668.663	209.870.129	160.165.262
Edirne OİM	-1.575.912	150.027	7.104.598	48.069.810	11.722.772	13.094.259
İstanbul OFM	-8.075.803	-3.600.621	-890.632	-2.444.784	-2.458.707	-3.494.110
İstanbul OİM	-96.846.638	-84.081.307	-75.072.685	-34.053.311	-39.932.613	-65.997.311
Kanlıca OİM	32.901.842	34.741.718	53.336.847	48.203.937	25.849.678	39.006.805
Kırklareli OİM	38.168.104	56.932.393	61.364.888	64.558.225	132.154.870	70.635.696
Lüleburgaz OFM	-3.078.584	2.812.918	65.609	2.336.930	-799.277	267.519
Şile OİM	10.187.138	14.926.731	14.865.542	10.990.304	23.748.864	14.943.716
Tekirdağ OİM	11.513.455	13.993.745	9.136.370	17.677.139	38.192.838	18.102.710
Vize OİM	30.526.851	37.898.668	62.332.227	46.107.868	53.283.854	46.029.894
Ortalama	20.736.035	24.329.120	28.098.119	32.296.242	46.060.832	30.304.070



Şekil 2. OİM ve OFM'lerin ortalama EVA ve dönem net kârları

Çizelge 6. Bazı işletmelerde özel bütçe hariç (ÖB Hariç) ve özel bütçe dahil (ÖB Dahil) EVA değerleri (milyon TL)

İşletme	2018		2019		2020		2021		2022	
	ÖB Hariç	ÖB Dahil	ÖB Hariç	ÖB Dahil	ÖB Hariç	ÖB Dahil	ÖB Hariç	ÖB Dahil	ÖB Hariç	ÖB Dahil
Çatalca	37,92	42,07	31,46	38,68	47,66	50,33	32,10	32,31	66,63	68,27
Kırklareli	38,17	47,80	56,93	62,92	61,36	63,22	64,56	68,03	132,15	133,02
Şile	10,19	13,08	14,93	19,27	14,87	15,94	10,99	11,55	23,75	23,29
Tekirdağ	11,51	22,00	13,99	22,61	9,14	9,38	17,68	26,41	38,19	41,01
Vize	30,53	37,35	37,90	37,22	62,33	60,86	46,11	45,58	53,28	53,57



Şekil 3. Bahçeköy OİM dönem net kârı ve EVA değerlerinin değişimi

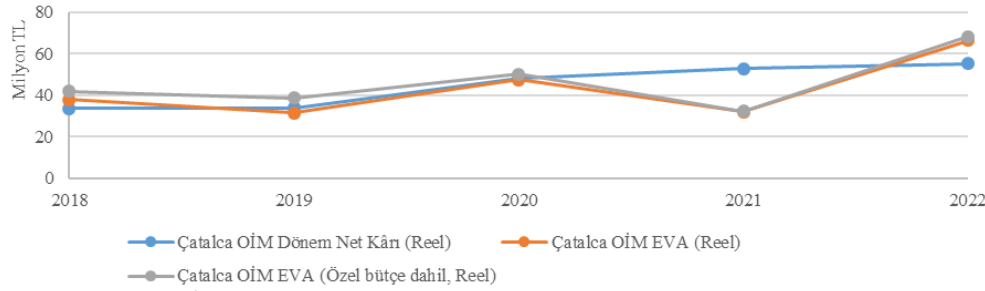
Çatalca OİM’de ise EVA değerleri yine 2018 ve 2022 yıllarında dönem net kârından yüksek, 2020 yılında hemen hemen eşit ve diğer yıllarda daha düşüktür (Şekil 4).

Demirköy OİM’nin araştırma dönemi net kârı ve EVA değerlerinin değişimi Şekil 5’te verilmiştir. Bu dönemde EVA değerlerinin dönem net kârından düşük seyrettiği görülmektedir.

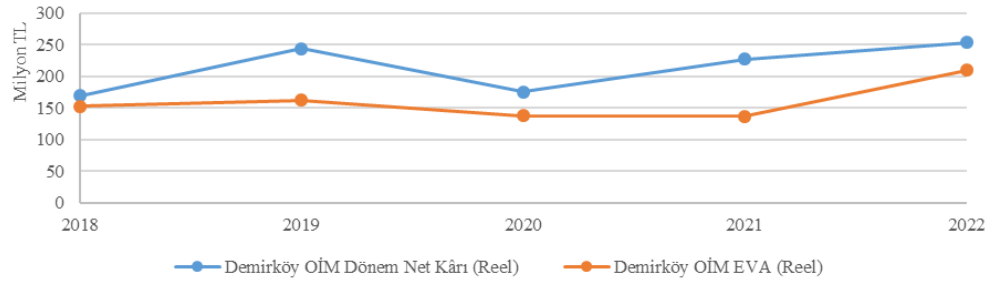
Edirne OİM’de dönem net kârı ve EVA değerlerinin değişimi incelendiğinde (Şekil 6), Bahçeköy, Çatalca ve

Demirköy işletmelerinden farklı olarak, çoğu yıllarda dönem net zararının olduğu ve aynı yıllarda EVA değerlerinin daha yüksek, hatta pozitif alanda seyrettiği belirlenmiştir. Dönem net kârının pozitif ve yüksek olduğu 2021 yılında ise EVA değeri daha düşüktür.

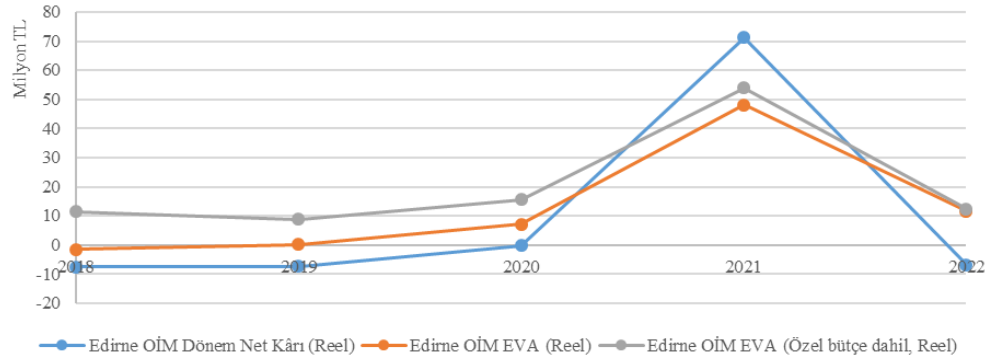
İstanbul OFM’nde ise araştırma dönemi boyunca dönem net kârı negatiftir ve EVA değerleri de daha yüksek olmakla birlikte, negatif bölgededir (Şekil 7).



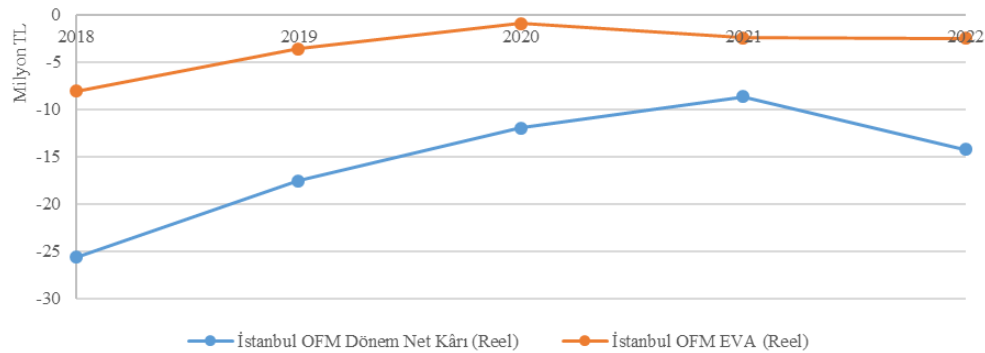
Şekil 4. Çatalca OİM dönem net kârı ve EVA değerlerinin değişimi



Şekil 5. Demirköy OİM dönem net kârı ve EVA değerlerinin değişimi



Şekil 6. Edirne OİM dönem net kârı ve EVA değerlerinin değişimi



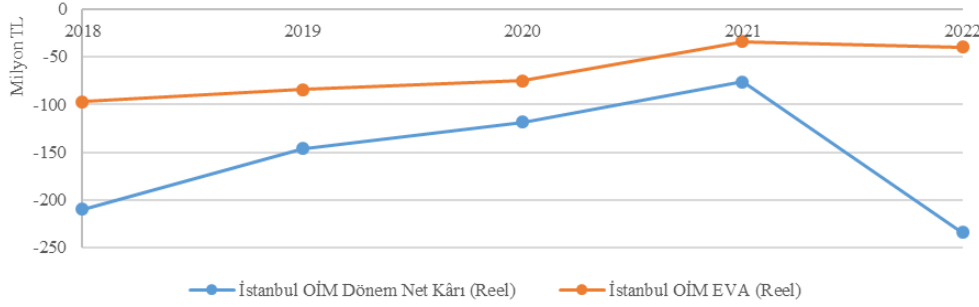
Şekil 7. İstanbul OFM dönem net kârı ve EVA değerlerinin değişimi

İstanbul Bölge Müdürlüğünün en fazla dönem net zararı veren işletmesi olan İstanbul OİM'nin EVA değerlerinin, sürekli eksi ve dönem net zararından düşük olduğu görülmektedir (Şekil 8).

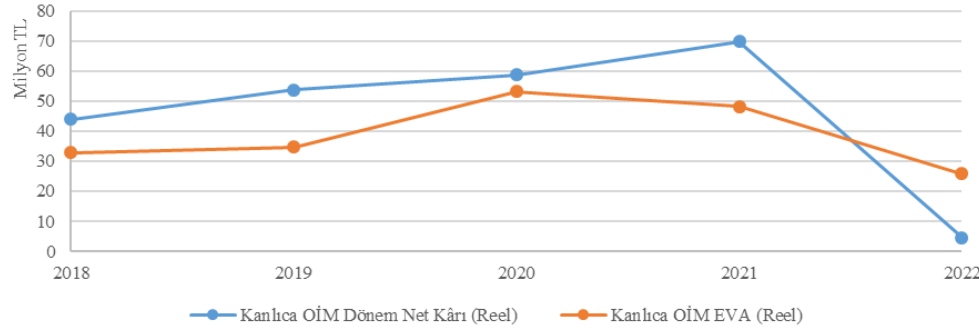
Şekil 9'da görüldüğü gibi, Kanlıca OİM'de 2022 yılı hariç, araştırma dönemi EVA değerleri, dönem net kârından düşüktür. Dönem net kârının düşük gerçekleştiği 2022 yılında ise EVA değeri daha yüksektir.

Kırklareli OİM'de, 2018 yılı hariç, dönem net kârının EVA değerlerinden yüksek olduğu saptanmıştır (Şekil 10).

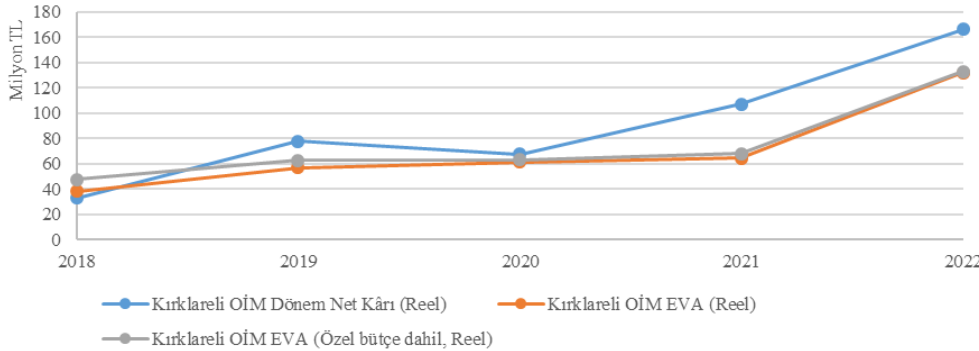
Lüleburgaz OFM'de dönem net kârı ve EVA değerlerinin değişimi Şekil 11'de verilmiştir. Şekil 11'den, Lüleburgaz fidanlığında, İstanbul OFM'nin değerleriyle benzer, ancak daha yüksek seviyede bir eğilimin gerçekleştiği görülmektedir.



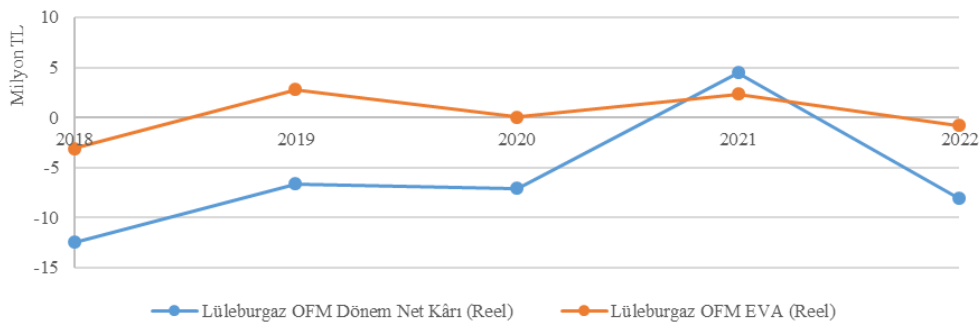
Şekil 8. İstanbul OİM dönem net kârı ve EVA değerlerinin değişimi



Şekil 9. Kanlıca OİM dönem net kârı ve EVA değerlerinin değişimi



Şekil 10. Kırklareli OİM dönem net kârı ve EVA değerlerinin değişimi



Şekil 11. Lüleburgaz OFM dönem net kârı ve EVA değerlerinin değişimi

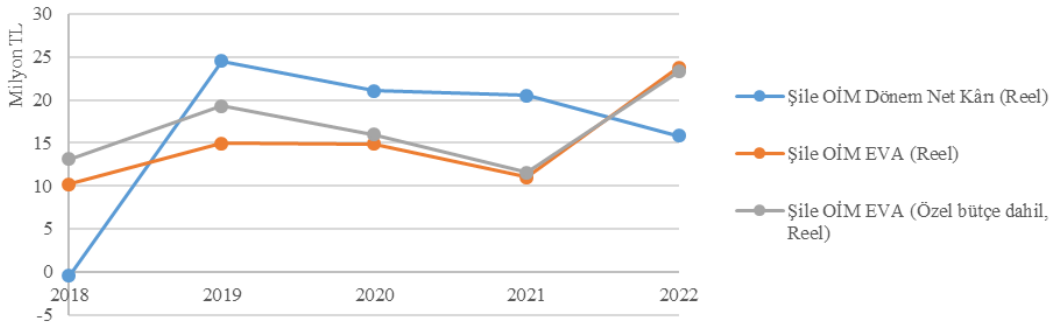
Şile OİM'de araştırma döneminin ilk ve son yılları hariç, dönem net kârı EVA değerlerinden yüksektir (Şekil 12).

Şekil 13, Tekirdağ OİM'de sadece döner sermayeyi esas alan EVA değerlerinin genellikle dönem net kârından yüksek olduğunu göstermektedir. Özel bütçe dahil edildiğinde ise tüm EVA değerleri, net kârlardan daha yüksektir.

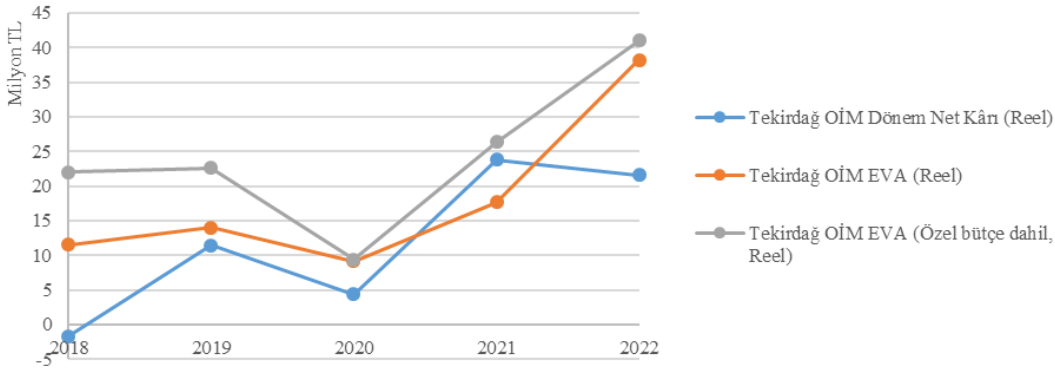
Vize OİM'de ise, genellikle dönem net kârının EVA değerlerinden yüksek olduğu gözlenmektedir (Şekil 14). Vize işletmesinde özel bütçe dikkate alınsa dahi, EVA değerlerinde önemli değişim olmamıştır.

3.3. Birim alan ve servete göre hesaplanmış değerler

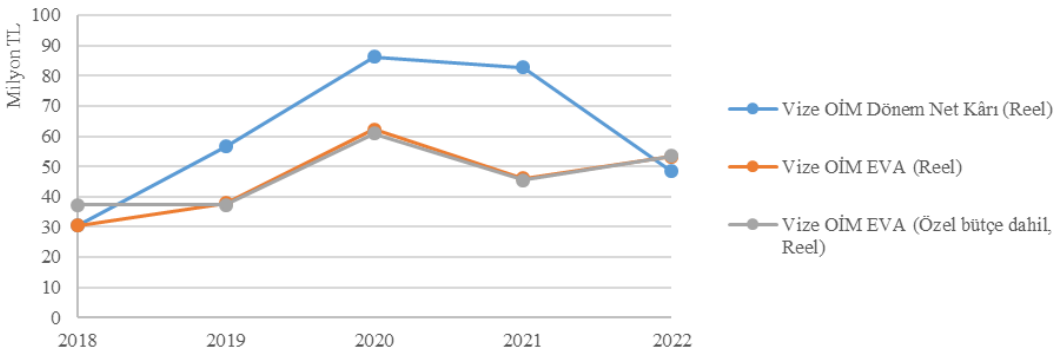
Orman işletmelerinin sorumluluk alanları ile bu alanlardaki orman varlığının farklılık göstermesi dönem karları ile EVA değerlerinin de bu farklılıktan etkilenmesine neden olmaktadır. Bu durumun yarattığı karşılaştırma sorununa çözüm olmak üzere, OİM'lerin bir hektar orman alanı başına dönem net kârı ve EVA değerleri ayrıca hesaplanmış ve Çizelge 7'de verilmiştir. Değerler hem normal kapalı hem de tüm orman alanı için hesaplanmış dönem net kârında *Bahçeköy* ve *Demirköy* işletmelerinin, dönem net zararında ise *İstanbul* OİM'nin diğerlerinden ayrıştığını göstermektedir.



Şekil 12. Şile OİM dönem net kârı ve EVA değerlerinin değişimi



Şekil 13. Tekirdağ OİM dönem net kârı ve EVA değerlerinin değişimi



Şekil 14. Vize OİM dönem net kârı ve EVA değerlerinin değişimi

Çizelge 7. Birim orman alanı başına dönem net kârı ve EVA değerleri

İşletmeler ve Bölge Müdürlüğü	Dönem net kârı		EVA	
	Normal kapalı TL/ha	Tüm orman TL/ha	Normal kapalı TL/ha	Tüm orman TL/ha
Bahçeköy	2.877	2.774	2.577	2.485
Çatalca	441	426	425	410
Demirköy	2.874	2.812	2.148	2.101
Edime	343	223	455	295
İstanbul	-7.946	-7.161	-3.340	-3.010
Kanlıca	1.116	1.085	943	916
Kırklareli	1.133	854	885	667
Şile	314	272	288	250
Tekirdağ	129	118	196	179
Vize	882	846	667	639
İstanbul Orman Bölge Müdürlüğü	647	576	53	47

Sahip olunan ağaç serveti başına hesaplanmış dönem net kârı ve EVA değerleri ise Çizelge 8’de verilmiştir. Birim alan başına bulunan değerlerde olduğu gibi, birim servet başına hesaplanmış değerlerde de *İstanbul* OİM negatif değerli tek işletme olmuştur. *Şile* OİM ise, ağaç serveti başına elde edilen değerlerde en yüksek düzeyi yakalayarak *Bahçeköy* ve *Demirköy* işletmelerini geçen işletme halini almıştır.

3.4. Dönem net kârı ve EVA arasındaki fark

Çalışma alanındaki her bir orman işletmesi için hesaplanan dönem net kârı ve EVA arasında farklılığın t test değerleri ve anlamlılık düzeyleri Çizelge 9’da verilmiştir. Bu açıdan sadece üç OİM’de (*Demirköy*, *İstanbul* ve *Kırklareli*) dönem net kârı ve EVA değeri arasında %99 güven aralığında anlamlı fark vardır.

3.5. OİM/OFM’leri arasındaki farklılıklar

Kruskal-Wallis testi sonuçları, işletmeler arasında dönem net kârları ve EVA değerleri açısından fark olduğunu göstermektedir (Çizelge 10).

Bu durumda hangi işletmeler arasında fark olduğu önem kazanmıştır Tamhane testi sonuçlarına göre iki değişken açısından aralarında anlamlı fark bulunan işletme ikilileri Çizelge 11’de sunulmuştur. Dönem net kârı değişkeni açısından *Demirköy* işletmesinin tüm OİM ve OFM’lerle 0,05 anlamlılık düzeyinde farklı olduğu belirlenmiştir. Bu değişken açısından diğer OİM ve OFM’ler genellikle *İstanbul* OFM, *İstanbul* OİM ve *Lüleburgaz* OFM ile farklıdır. EVA değişkeni açısından ise *Demirköy* OİM ve *İstanbul* OİM diğer işletmelerin çoğundan anlamlı olarak farklıdır. Bu değişkenle yapılan analizler, fidanlık müdürlüklerinin farklı oldukları OİM sayısının dönem net kârı değişkenine göre daha az olduğunu göstermiştir.

Çizelge 8. Birim ağaç serveti başına dönem net kârı, EVA ve verimlilik değerleri

İşletmeler ve Bölge Müdürlüğü	Dönem net kârı	EVA
	TL/m ³	TL/m ³
Bahçeköy	14,98	13,42
Çatalca	12,18	11,72
Demirköy	12,50	9,34
Edime	11,08	14,67
İstanbul	-115,69	-48,64
Kanlıca	17,06	14,41
Kırklareli	7,34	5,74
Şile	18,39	16,88
Tekirdağ	3,73	5,66
Vize	11,72	8,86
İstanbul Orman Bölge Müdürlüğü	7,46	7,42

Çizelge 9. OİM’lerde dönem net kârı ve EVA değerleri arasındaki fark testi sonuçları

İşletmeler	t test değeri
Bahçeköy	1,123
Çatalca	0,32
Demirköy	3,902**
Edime	-0,461
İstanbul	-3,155**
Kanlıca	0,934
Kırklareli	2,256**
Şile	0,304
Tekirdağ	-1,537
Vize	1,929

* %95 güven aralığına anlamlı; ** %99 güven aralığında anlamlı

Çizelge 10. İşletmeler arasında fark testi sonuçları

Değişkenler	N	Kruskal-Wallis Testi (p)
Dönem net kârı	60	0,000
EVA	60	0,000

Çizelge 11. Tamhane testi sonuçlarına göre yönetim birimleri arası anlamlı farklar

Dönem net kârı			EVA		
OİM	OİM	p	OİM	OİM	p
Bahçeköy OİM	Demirköy OİM	0,022	Bahçeköy OİM	Demirköy OİM	0,014
Bahçeköy OİM	İstanbul OFM	0,001	Bahçeköy OİM	İstanbul OİM	0,046
Bahçeköy OİM	Lüleburgaz OFM	0,003	Çatalca OİM	Demirköy OİM	0,017
Çatalca OİM	Demirköy OİM	0,025	Çatalca OİM	İstanbul OİM	0,014
Çatalca OİM	İstanbul OFM	0,001	Demirköy OİM	Bahçeköy OİM	0,014
Çatalca OİM	Lüleburgaz OFM	0,003	Demirköy OİM	Çatalca OİM	0,017
Demirköy OİM	Bahçeköy OİM	0,022	Demirköy OİM	Edirne OİM	0,002
Demirköy OİM	Çatalca OİM	0,025	Demirköy OİM	İstanbul OFM	0,015
Demirköy OİM	Edirne OİM	0,002	Demirköy OİM	İstanbul OİM	0
Demirköy OİM	İstanbul OFM	0,01	Demirköy OİM	Kanlıca OİM	0,021
Demirköy OİM	İstanbul OİM	0,001	Demirköy OİM	Lüleburgaz OFM	0,017
Demirköy OİM	Kanlıca OİM	0,006	Demirköy OİM	Şile OİM	0,02
Demirköy OİM	Lüleburgaz OFM	0,012	Demirköy OİM	Tekirdağ OİM	0,009
Demirköy OİM	Şile OİM	0,013	Demirköy OİM	Vize OİM	0,025
Demirköy OİM	Tekirdağ OİM	0,011	Edirne OİM	Demirköy OİM	0,002
Demirköy OİM	Vize OİM	0,012	İstanbul OFM	Demirköy OİM	0,015
Edirne OİM	Demirköy OİM	0,002	İstanbul OFM	Şile OİM	0,033
İstanbul OFM	Bahçeköy OİM	0,001	İstanbul OFM	Vize OİM	0,042
İstanbul OFM	Çatalca OİM	0,001	İstanbul OİM	Bahçeköy OİM	0,046
İstanbul OFM	Demirköy OİM	0,01	İstanbul OİM	Çatalca OİM	0,014
İstanbul OFM	Şile OİM	0,036	İstanbul OİM	Demirköy OİM	0
İstanbul OİM	Demirköy OİM	0,001	İstanbul OİM	Kanlıca OİM	0,026
İstanbul OİM	Kırklareli OİM	0,013	İstanbul OİM	Kırklareli OİM	0,013
Kanlıca OİM	Demirköy OİM	0,006	İstanbul OİM	Vize OİM	0,016
Kırklareli OİM	İstanbul OİM	0,013	Kanlıca OİM	Demirköy OİM	0,021
Lüleburgaz OFM	Bahçeköy OİM	0,003	Kanlıca OİM	İstanbul OİM	0,026
Lüleburgaz OFM	Çatalca OİM	0,003	Kırklareli OİM	İstanbul OİM	0,013
Lüleburgaz OFM	Demirköy OİM	0,012	Lüleburgaz OFM	Demirköy OİM	0,017
Şile OİM	Demirköy OİM	0,013	Şile OİM	Demirköy OİM	0,02
Şile OİM	İstanbul OFM	0,036	Şile OİM	İstanbul OFM	0,033
Tekirdağ OİM	Demirköy OİM	0,011	Tekirdağ OİM	Demirköy OİM	0,009
Vize OİM	Demirköy OİM	0,012	Vize OİM	Demirköy OİM	0,025
			Vize OİM	İstanbul OFM	0,042
			Vize OİM	İstanbul OİM	0,016

4. Tartışma ve sonuçlar

İstanbul Orman Bölge Müdürlüğüne bağlı OİM ve OFM'lerin 2018-2022 yılları arasında ortalama dönem net kârı 24,42 milyon TL'dir. Yıllara ve işletmelere göre değişimle birlikte, en yüksek ortalama dönem net kârı 2021 yılında elde edilmiştir. İşletme düzeyinde en yüksek kâr, 2022 yılında *Demirköy* işletmesinde, en yüksek dönem net zararı ise, yine 2022 yılında *İstanbul* işletmesinde gerçekleşmiştir. *İstanbul* ve *Lüleburgaz* OFM, genellikle dönem net zararı ile karşılaşan kurumlardır. Araştırma döneminde ortalama kârlılık değeri pozitif olduğu halde, *Edirne* ve *Tekirdağ* OİM'leri gibi, bazı yıllarda dönem net zararı ile bilanço kapatan işletmeler de vardır. Diğer taraftan, dönem net kârları ve EVA serisinde reel değerlerle bazı işletmelerde durağanlığın, bazılarında ise dalgalı bir yapının söz konusu olduğu söylenebilir.

Fark testleri, işletmeler arasında en çok farkla karşılaşılan değişkenlerden birinin, dönem net kârı olduğuna işaret etmektedir. Bir başka ifadeyle, dönem net kârı bakımından araştırma alanındaki işletmeleri benzer kabul etmenin olanaklı olmadığı anlaşılmaktadır. Nitekim orman yapıları, işletmelere verilen görev ve sorumlulukların farklılaşması nedeniyle böylesi bir sonucun çıkması normal kabul edilmelidir. *Demirköy* OİM pozitif, *İstanbul* OİM ise negatif taraftaki uçları temsil etmektedir. Dönem net kârı açısından farklılıklar, Bölge Müdürlüğü içinde işletmelerin mali yapıları açısından oldukça heterojen olduklarını göstermektedir. Bu durum, işletmelerin İstanbul Orman Bölge Müdürlüğü ölçeğinde dahi, gruplandırılmasının

önemine ve yönetimlerinde uygulanması gereken strateji farklılıklarına duyulan bölgesel gereksinime işaret etmektedir.

İstanbul Orman Bölge Müdürlüğüne bağlı OİM ve OFM'lerin 2018-2022 yılları arasında ortalama EVA değeri reel olarak 30,3 milyon TL'dir. En yüksek EVA değeri hem ortalama hem de yıllar itibarıyla, *Demirköy* OİM'dedir. İstanbul OİM ve İstanbul OFM için dönem net kârı ile EVA değerlerinin her ikisinin de negatif hesaplanmış olmasına rağmen dönem net kârı negatif olan *Lüleburgaz* OFM'nin ortalama EVA değerinin pozitif olarak hesaplanmış olması, net kâr odaklı bir değerlendirmenin bu gibi kurumlarda neden olabileceği hatalı değerlendirmeye bir örnek oluşturmaktadır.

Mutlak değerler temel alınarak ortaya konan dönem net kârı ve EVA değerleri için yukarıda açıklanan durum saptanmışken, "*birim alan başına*" bir analiz yapılarak, gerekli değerler hesaplandığında, *Bahçeköy* OİM pozitif anlamda öne çıkmakta, hatta EVA değerinde ilk sıraya yerleşmektedir. *Demirköy* OİM'nin toplam orman alanının 1/7'si kadar orman alanına sahip *Bahçeköy* OİM'nin bu performansı, orman kaynaklarının ve yönetiminin verimliliği ile açıklanabilir. Bir diğer ifadeyle, toplam orman varlığı veya orman ürünü üretim hacmi açılarından önlere çıkamayan *Bahçeköy* OİM, birim alanda gösterilen performans dikkate alındığında, en yüksek EVA değeriyle, *İstanbul* OİM'nin en başarılı işletmesi halini almaktadır. Bu durumu, *Bahçeköy* OİM'nin, odun hammaddesi üretiminden rekreasyonel hizmetler ile koruma değerleri açılarından gösterdiği değişim açısından da değerlendirmek gereklidir. *Bahçeköy* OİM, odun hammaddesi üretiminden önemli

düzeyde tavizler vermişse de bu haliyle dahi birim alanda en yüksek EVA düzeyine erişebilmek, işletme olarak halen önemli ve gerekli bir değer üretim işlevi gördüğünü kanıtlamıştır.

Ortalama EVA değeri, Bölge Müdürlüğü genelinde ve ortalama dönem net kârından, beklendiği gibi yüksek gerçekleşmiştir. Altı işletmede değişim pozitif yönde, altısında negatif yönde olmuştur. Bununla birlikte, sadece OİM'ler dikkate alındığında yapılan t testi, sadece üç işletmede (*Demirköy, İstanbul ve Kırklareli*) dönem net kârı ile EVA değerleri arasında %95 güven aralığında anlamlı fark olduğunu göstermektedir.

Ormancılık sektöründe EVA hesaplanmasının ana motivasyonu, özellikle yatırım niteliğindeki çok yıllık harcamaların yoğunluğunu dikkate alarak, üretim düzeyi düşük ve yatırım harcamaları nispeten yüksek işletmelerin dönem net kârının, aslında daha yüksek olduğunu gösterebilmektir. Şekil 8, 9 ve 12 incelendiğinde İstanbul ve Lüleburgaz OFM'leri ve İstanbul OİM için bu durumun kanıtlanabildiğini söylemek mümkündür. Ayrıca işletmeler arasındaki farklılığın Tamhane testi de bunu doğrulamaktadır. Bu testte anlamlı fark belirlenen üç işletmeden ikisi, *Demirköy ve Kırklareli* OİM'dir ve bu işletmelerde ortalama EVA, ortalama dönem net kârından düşüktür. Ayrıca *Tekirdağ ve Edirne* OİM gibi, ağaçlandırma çalışmaları nispeten yoğun işletmelerde, EVA değerlerinin dönem net kârından yüksek olması ve istatistiksel olarak ayrışması beklenirken, değişim pozitif olmuştur, ancak anlamlı bir fark belirlenmemiştir.

EVA değerleri altı işletmede dönem net kârından düşük bulunmuştur. Bu durumun iki nedeni olabilir. Birincisi, ağaçlandırma gibi yatırımlar özel bütçeden karşılanmaktadır ve özel bütçe cari ve yatırım harcamaları işletmelerin çoğunda temin edilemediğinden, fark testlerine dâhil edilmemiştir. *Tekirdağ* OİM için temin edilen özel bütçe giderleri dâhil edildiğinde, tüm EVA değerleri dönem kârından daha yüksek olarak hesaplanmıştır. Bu tespit, ormancılık işletmelerinin EVA değerlerinin hesaplanmasında özel bütçe giderlerinin dâhil edilmesinin önemini göstermektedir. İkinci neden, işletmelerin yatırım niteliğindeki giderlerinin düşük olmasıdır ki, özel bütçe giderleri temin edilen *Çatalca, Şile* ve *Vize* işletmeleri bu etkeni doğrulamaktadır. Bu işletmelerde özel bütçe giderlerinin dâhil edilmesi fark yaratmamıştır.

Bu araştırmada orman işletmelerinde tek düzen hesap planına göre özellikle maliyet kalemlerinde düzeltmelerle EVA ölçütünün geliştirilmesinin en önemli katkısı, çok ölçütlü çalışmalarda muhasebe kârına dayanan kârlılık yahut sermaye verimliliği ölçütü yerine kullanılabilir bir ölçüt ortaya koymaktır. *Tekirdağ* OİM örneğinde olduğu gibi, üretime göre yatırım niteliği ağırlıklı olan bir işletmede, özel bütçe dâhil edildiğinde EVA hesabı fark yaratmıştır ve muhasebe kârı yerine kullanılması, karşılaştırmalarda etkinlik sağlayabilir. Benzer şekilde, neredeyse her yıl dönem net zararı veren fidanlıkların EVA değerinin genel olarak pozitif olduğu görülmüştür. Bu özelliği, yatırım harcamaları nispi olarak yoğun olan orman işletmelerinde ve özellikle orman fidanlıklarında EVA'nın dönem net kârına göre daha açıklayıcı bir ölçüt olduğunu göstermektedir.

Orman arazisi alım satımına konu olmadığı, dolayısıyla piyasa fiyatı olmadığı için Türkiye'deki devlet orman işletmelerinin bilançolarının aktifinde varlık olarak yer verilmemekte, pasifinde de karşılığı gösterilmemektedir. Ayrıca Türkiye'de devlet orman işletmelerinin toplam

varlıkları içinde duran varlıkların oranının %95 ve duran varlıklar içinde dikili ağaç servetinin oranının %75-85 arasında değişmesine rağmen, ağaç servetinin değerinin sabit kaldığı varsayımıyla orman işletmelerinin bilançolarının aktifinde ağaç serveti değerine yer verilmemekte, pasifinde de bu varlığın karşılığı gösterilememektedir (Türker, 2017). Oysa orman işletmelerinde muhasebe sermayesi yerine, gerçek sermaye olan ağaç serveti ve arazi değerinin bileşiminden oluşmuş bir orman değerinin kullanılması gerekmektedir. Ancak hesaplanmasındaki güçlük hem karlılığın (Kâr/Sermaye) hem de EVA'nın hesaplanmasında zaafa yol açmaktadır.

Sermaye olarak ağaç serveti ve arazi değerinin yansıtılmasına ek olarak, EVA'nın orman işletmeleri için geliştirilmesi gereken bir başka yönü de orman işletmeciliği ile üretilen ve pazar fiyatı olmayan çevresel ve sosyal faydaların muhasebe sistemiyle bütünleştirilmesidir. Geleneksel muhasebe sistemlerinde dikkate alınamayan bu faydaların, çevresel, kaynak muhasebesi sistemleriyle bağlantılı olarak ve gölge hesaplarla takip edilmesi, böylelikle EVA hesaplarına değişken olarak eklenmesi önerilebilir.

Bazı işletmeler için EVA değerinin dönem net kârından düşük olması, bu işletmelerin sermayelerini tükettikleri anlamına gelmesede de harcamaları içinde yatırım niteliğindeki giderlerinin oranının nispeten düşük olduğunu göstermektedir. Bu durumdaki işletmeler, geleceğe yatırım yerine, mevcut ağaç servetini tüketmektedir. Buna karşın EVA değeri dönem net kârından yüksek olan işletmelerde, yatırım niteliğindeki harcamalar sermaye maliyetine katkıdan yüksektir.

Sonuç olarak, EVA değişkeninin dönem net kârından farklı bir değişken olduğu işletme bazında da olsa kanıtlanmış, orman işletmelerinin çok yıllık yatırımlarının cari yıl kâr veya zararına olan etkisini daha iyi gösterebildiği anlaşılmıştır. EVA bulguları göstermektedir ki, OGM ve işletmelerinin tek düzen muhasebe anlayışına uyum kapsamında alınan kararların, sadece ülke muhasebe sistemine uyumlu ilgisi bulunmamakta, orman işletmeleriyle ilgili daha açıklayıcı ekonomik analizler için gerekli ortamı da değiştirmektedir. Bilindiği gibi "yönetim muhasebesi" işletmelerin sadece vergi veya maliyeye karşı tutması gereken kayıtlar çerçevesinden konuya yaklaşmamakta, daha iyi bir işletmecilik için gerekli verilerin üretilmesi, analiz ve yorum ortamının oluşturulmasını hedeflemektedir. Gerçekten de OGM ve işletmelerinde yönetim muhasebesi anlayışına geçilmesi gerekmektedir. Özellikle uzun yıllara yayılan yatırımları dikkate alabilme yeteneğiyle EVA, dönem kârına göre daha açıklayıcı üstünlükler içermekte ve yönetim muhasebesine geçiş için yararlı görünmektedir.

Gerek yönetim muhasebesinde kullanmak, gerekse bir performans ölçütü olarak yararlanabilmek için EVA'nın orman işletmelerinde yaygın kullanım esaslarının bir an önce belirlenmesi gereklidir. Hangi yatırım ve harcamaların, kaç yıllık bir dönemde dikkate alınacağına yönelik temel standartlar geliştirilmeli ve kolay, hızlı ve karşılaştırılabilir bulgular elde edebilmek üzere OGM, Orman Bilgi Sistemi (ORBİS) kapsamında bir modül tasarlanmalıdır. Bu modülün orman işletmelerinin döner sermaye ve bölge müdürlüklerinin özel bütçe hesaplarıyla bağlantısı kurulmalı ve etkin çalışması sağlanmalıdır.

Açıklama

Bu makale Orman Genel Müdürlüğü'nün bir ARGE birimi olan, Marmara Ormanlık Araştırma Enstitüsünde sonuçlanan 10.5307/2021-2022-2023 numaralı, "Orman İşletmelerinde İşletme Katma Değeri, Kârlılık, İktisadilik ve Verimlilik İlişkileri" başlıklı proje sonuç raporundan üretilmiştir.

Kaynaklar

- Abdeen, A.M., Haight, T., 2000. A fresh look at economic value added: empirical study of the fortune five-hundred companies. *The Journal of Applied Business Research*, 18(2): 27-35.
- Açıkgöz Altunel, T., 2003. Orman işletmelerinin etkinliklerine ilişkin finansal çözümler (Demirköy Orman İşletmesi örneği). Yüksek Lisans Tezi, İstanbul Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, İstanbul.
- Akgün, A.İ., Günay, B., 2020. Ekonomik katma değer (EVA) ile borsa performans ölçütleri arasındaki ilişki: BİST finansal endeksine yönelik bulgular. *Muhasebe Bilim Dünyası Dergisi*, 22(3): 405-425.
- Akyüz, Y., 2013. Ekonomik katma değer (EVA) ve pazar katma değer (MVA) analizi: İMKB'de işlem gören seramik işletmelerinde bir uygulama. Süleyman Demirel Üniversitesi İktisadi ve İdari Bilimler Fakültesi Dergisi, 18(2): 339-356.
- Alım, E., 2004. Veri zarflama analizi ve orman yönetiminde bir uygulama. Yüksek Lisans Tezi, Gazi Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Ankara.
- Altunel (Açıkgöz), T., 2003. Orman işletmelerinin etkinliklerine ilişkin finansal çözümler. Yüksek Lisans Tezi, İstanbul Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, İstanbul.
- Balázová, E., Luptáková, J., 2016. Application of the economic value added index in the performance evaluation of forest enterprise. *Journal of Forest Science*, 62(5): 191-197.
- Başar, M., Tosunoğlu, Ş., Kılıçarslan, M., 2009. Türkiye'de Orman Döner Sermaye İşletmelerinin Etkinlik Analizi: Sorunlar, Çözümler ve Politika Önerileri. TÜBİTAK Araştırma Projesi Sonuç Raporu, Proje Numarası: 107K552, Eskişehir.
- Bayramoğlu, M.M., 2013. Devlet orman işletmelerinin etkinlik düzeylerinin ölçülmesi ve optimal işletme büyüklüğünün belirlenmesi (Doğu Karadeniz Bölgesi örneği). Doktora Tezi, Karadeniz Teknik Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Trabzon.
- Çağlar, Y., Öncer, M., 1990. Devlet Orman İşletmelerinde Başarı Düzeylerinin Belirlenmesi. Milli Prodüktivite Merkezi Yayınları, Ankara.
- Daşdemir, İ., 1996. Orman İşletmelerinin Başarı Düzeylerinin Belirlenmesi (Kuzeydoğu Anadolu ve Doğu Karadeniz Bölgesi Örneği). Doğu Anadolu Ormanlık Araştırma Müdürlüğü, Teknik Bülten, No:1, Erzurum.
- Demirdöğen, C., 2009. Araç ve Bartın Orman İşletmelerinde verimlilik ve iktisadilik analizi. Bitirme Tezi, Bartın Üniversitesi, Orman Fakültesi, Bartın.
- Erdoğan, E., 2010. Ekonomik katma değer ve piyasa değeri arasındaki ilişki: İMKB'de işlem gören firmalar üzerine bir uygulama. Yüksek Lisans Tezi, Zonguldak Karaelmas Üniversitesi, Sosyal Bilimler Enstitüsü, Zonguldak.
- Ertuğrul, M., 2009. Değere dayalı performans ölçüsü olarak ekonomik katma değer kuramsal temelleri: Dünyada ve Türkiye'de uygulamaları. Dumlupınar Üniversitesi Sosyal Bilimler Dergisi, 24: 207-218.
- Figankaplan, T., 2020. Bankaların piyasa değeri ile ekonomik katma değeri arasındaki nedensellik ilişkisi: Panel nedensellik analizi. BDDK Bankacılık ve Finansal Piyasalar Dergisi, 14(1): 39-67.
- Geray, U., 1982. Planlamanın Hazırlık Aşamasında Çok Boyutlu Analizler (Akdeniz Bölgesi Örneği), İstanbul Üniversitesi Yayınları, İstanbul.
- Gökçen, G., 2004. Ekonomik katma değer. *Muhasebe ve Finansman Dergisi*. 24:105 – 109.
- Gümüş, U.T., Taşdemir, B., 2016. Ekonomik katma değerde finansal performansın ölçülmesi: BİST100'de işlem gören çimento sektöründeki firmalar üzerine bir uygulama. *Uluslararası İşletme, Ekonomi ve Yönetim Perspektifleri Dergisi*, 1(5): 14-36.
- Gümüş, Ü., 2018. Firma performans ölçümünde ekonomik katma değer: BİST100'de işlem gören çimento sektörü firmaları üzerine bir uygulama. Yüksek Lisans Tezi, Adnan Menderes Üniversitesi, Sosyal Bilimler Enstitüsü, Aydın.
- Gürbüz, A.O., Ergincan, Y., 2004. Ekonomik katma değer (Economic value added) (EVA) ve net kar: İMKB'deki hisse senedi fiyatlarının analizi (1995-2000). *Öneri Dergisi*, 6(21): 33-42.
- Horasan, E., Meydan, C., Yılmaz, T., 2019. Sahiplik yapısının değer odaklı performans ölçütleri üzerindeki etkisi: BİST imalat sektörü üzerine bir uygulama. *İşletme Araştırmaları Dergisi*, 11(1): 720-731.
- Kara, O., Kayacan, B., Eratilla, M., 2013. Düzce İli devlet orman işletme müdürlüklerinin parametrik olmayan yöntemlerle etkinliğinin analizi. *Ekonomik ve Sosyal Araştırmalar Dergisi*, 9(1): 97-123.
- Korkmaz, M., 2011. Measuring the productive efficiency of forest enterprises in Mediterranean Region of Turkey using data envelopment analysis. *African Journal of Agricultural Research*, 6(19): 4522-4532.
- Korkmaz, M., 2012. Orman işletmelerinde iktisadilik düzeyinin TOPSIS yöntemi ile analizi. *SDÜ Orman Fakültesi Dergisi*, 13: 14-20.
- Küçükkapılı, N., 2011. İşletme performansının belirlenmesinde ekonomik katma değer (EVA) ve pazar katma değer (MVA) yöntemleri ve aralarındaki ilişki: İMKB 100 örneği. Yüksek Lisans Tezi, Yıldız Teknik Üniversitesi, Sosyal Bilimler Enstitüsü, İstanbul.
- Miraboğlu, M., 1958. Devlet Orman İşletmelerinin İşletme İktisadi Bakımından Tetkiki. İstanbul Üniversitesi Yayınları, İstanbul.
- Ok, K., 2023. Türkiye'de Devlet Orman İşletmeciliği. Cumhuriyetin 100. Yılında Türkiye Ormanlığı ve Geleceği, Türkiye Ormanlıklar Derneği Yayınları, Ankara.
- Oktay, M., 2005. Edremit ve Dursunbey orman işletmelerinde verimlilik ve iktisadilik analizi. Bitirme Tezi, Bartın Üniversitesi, Orman Fakültesi, Bartın.
- Otlu F., Karaca S., 2006. Faaliyet temelli maliyet sistemine göre ekonomik katma değer analizi. *Muhasebe ve Finansman Dergisi*, 29: 140-151.
- Önal, Y.B., Karadeniz, E., 2004. Firma değerinin ekonomik katma değer (EVA) yöntemiyle tespit edilmesi: İMKB'ye kote bir turizm işletmesi üzerine uygulama. *Anatolia: Turizm Araştırmaları Dergisi*, 15(2): 139-157.
- Özalp, Ö., 2016. Tedarik zinciri performansının ölçümü: ekonomik katma değer yönteminin analizi. Yüksek lisans tezi, Dokuz Eylül Üniversitesi, Sosyal Bilimler Enstitüsü, İzmir.
- Öztürk, A., 1997. Artvin ve Ardanuç Devlet Orman İşletme Müdürlükleri karşılaştırmalı örnekleri yardımı ile devlet orman işletmelerinde ekonomik başarının belirlenmesi. Yüksek Lisans Tezi, Karadeniz Teknik Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Trabzon.
- Öztürk, A., 2003. Devlet orman işletmelerinde işletme amaç ve stratejilerinin belirlenmesi (Doğu Karadeniz Bölgesi örneği). Doktora Tezi, Karadeniz Teknik Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Trabzon.
- Peker, H., 1973. Türkiye'de Orman İşletmeciliği ve İşletme Ekonomisi Bakımından Rasyonalizasyonu. Karadeniz Teknik Üniversitesi Yayınları, No:61, Orman Fakültesi, Yayın No: 2, Çağlayan Basımevi, Trabzon.
- Stewart, G.B., 1991. *The Quest for Value*. Harper Collins, New York.

- Şafak, İ., Gül, A.U., Akkaş, M.E., Gediklili, M., Portakal, S.Ü., Kanat, Ş. M., 2012. Orman İşletmelerinin Etkinliğinin Bulanık Veri Zarflama Yöntemi İle Belirlenmesi (Denizli, İzmir ve Muğla Orman Bölge Müdürlüğü Örneği). TÜBİTAK, Proje Sonuç Raporu, Proje Numarası: 110O126, İzmir.
- Şentürk, A.F., 2015. İşletmelerde finansal performans değerlendirme aracı olarak ekonomik katma değer (EVA) ve BİST'te bir uygulama. Yüksek Lisans Tezi, Balıkesir Üniversitesi, Sosyal Bilimler Enstitüsü, Balıkesir.
- Şentürk, G., 2005. Devlet orman işletmelerinde verimlilik ve iktisadilik analizi (İstanbul Orman Bölge Müdürlüğü örneği). Yüksek Lisans Tezi, Zonguldak Karaelmas Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Bartın.
- Toksoy, D., 1992. Devlet orman işletmelerinde ekonomik analiz. Yüksek Lisans Tezi, Karadeniz Teknik Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Trabzon.
- Tuğrul, G., 2008. Devlet orman işletme müdürlüklerinde iktisadilik analizleri ve işletmecilik açısından çıkarsamalar [Kilis Devlet Orman İşletme Müdürlüğü örneği (2000-2005)]. Yüksek Lisans Tezi, Kahramanmaraş Sütçü İmam Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Kahramanmaraş.
- Türk, M., 2010. Ekonomik katma değer (EVA) yaklaşımına göre sermaye maliyetlerinin hesaplanması ve EVA hesaplamasında muhasebe düzeni. Yüksek Lisans Tezi, Marmara Üniversitesi, Sosyal Bilimler Enstitüsü, İstanbul.
- Türker, A., 2015. Türkiye'de ormancılık örgütündeki döner sermayeli işletmelerin bütçesi ve muhasebe sistemi. IV. Ormancılıkta Sosyo-ekonomik Sorunlar Kongresi, 15-17 Ekim, Trabzon, s. 425-433.
- Türker, A., 2017. Ormancılık Muhasebesi. İstanbul Üniversitesi Orman Fakültesi Yayınları, İstanbul.
- Türker, İ., 2005. Ekonomik katma değer (EVA) hesaplanması ve gerekli muhasebe düzeltmeleri. Muhasebe ve Denetime Bakış, 15: 125-150.
- Türker, M.F., 1996. Açık Artırmalı Orman Ürünleri (Tomruk) Satışlarında Fiyat Oluşumunun Araştırılması (Doğu Karadeniz Bölgesi Örneği), Karadeniz Teknik Üniversitesi Araştırma Fonu, Proje Sonuç Raporu, Proje Numarası: 93.115.002.01, Trabzon.
- Türker, M.F., 2020. Ormancılık İşletme Ekonomisi. Ormancılık ve Tabiatı Koruma Vakfı Yayınları, Trabzon.
- Ünlü, U., Saygın, O., 2014. Arındırılmış ekonomik katma değer (REVA) yöntemiyle performans ölçümü: turizm sektörü uygulaması. Muhasebe ve Finansman Dergisi, 63: 139-150.
- Yazıcı, K., 1982. Orman işletmesinin ekonomik büyüklüğüne ilişkin araştırmalar (Doğu Karadeniz Bölgesi örneği). Doçentlik Tezi, Karadeniz Teknik Üniversitesi Orman Fakültesi, Trabzon.
- Yelgen, E., Okutmuş, E., 2019. Ekonomik katma değer yönetimi ile şirket değeri belirleme. Jass Studies-The Journal of Academic Social Science Studies, 74: 441-454.
- Yeşilyurt, E., 2016. Orman Genel Müdürlüğü ve bağlı taşra kuruluşlarının ekonometrik yöntemler yardımıyla iktisadi çözümlemesi. Yüksek Lisans Tezi, Karadeniz Teknik Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Trabzon.
- Yılmaz, C., 2012. Ekonomik katma değer yöntemi ile bütçe üzerinden değer tabanlı şirket yönetimi uygulaması. Yüksek Lisans Tezi, İstanbul Ticaret Üniversitesi, Sosyal Bilimler Enstitüsü, İstanbul.
- Yılmaz, T.E.B., 2013. Ekonomik katma değer (EVA) ve piyasa katma değerine (MVA) dayalı performans analizi: İMKB örneği. Yönetim ve Ekonomi Araştırmaları Dergisi, 21: 82-105.

Türk fındığı (*Corylus colurna*)'nın doğal yayılışında yeni alanlar: Dağakça ve Çakallar (Bursa)

Mehmet Kalkan^{a,*}, Mustafa Yılmaz^a

Özet: Türk fındığının (*Corylus colurna* L.), Türkiye'de Karadeniz, Marmara, Ege ve İç Anadolu bölgelerinde çok sayıda birbirinden kopuk ve birçoğu tehlike altında olan popülasyonları bulunmaktadır. Türk fındığının Bursa ilinde Dağakça-Osmangazi ve Çakallar-Mustafakemalpaşa yörelerinde bulunduğu yeni doğal yayılış alanları ilk kez tespit edilmiştir. Osmangazi ilçesine bağlı Dağakça köyünün batı ve kuzey batı kısımlarında Türk fındığı yayılış yapmaktadır. Alacakaya tepesi, Çalpınar mevki, Kocakır tepesi, Topraklı tepelerinde meşcere kurduğu ve 800-1000 metre yükselti aralığında bulunan 590 hektarlık bir alanda doğal yayılış yaptığı belirlenmiştir. Mustafakemalpaşa ilçesine bağlı Çakallar köyünün kuzeyinde bulunan Kale ve Düdar tepelerinin yamaçlarında (650-900 m) ve güneyinde yer alan Küçükçal ve Sakarınbaşı tepelerinin yamaçlarında (800-975 m) münferit ve küme halinde Türk fındığı doğal yayılış göstermektedir. Türk fındığı, genellikle IUCN Kırmızı Listesi'nde "Düşük Risk" kategorisinde yer alsa da sınırlı yayılış alanları ve habitat kaybı nedeniyle bazı bölgelerdeki popülasyonları tehlike altındadır. Türk fındığının doğal yayılış yaptığı Bursa'daki popülasyonlarının gen kaynağı bakımından korunması ve çoğaltılması büyük öneme sahiptir. Bu yeni yayılış alanlarının koruma altına alınması ve sürdürülebilir orman yönetimi uygulamalarıyla desteklenmesi gerekmektedir.

Anahtar kelimeler: Etnobotanik, Gen koruma ormanı, Habitat, Popülasyon, Türk fındığı

New natural distribution areas of Turkish hazelnut (*Corylus colurna*): Dağakça and Çakallar (Bursa)

Abstract: The Turkish hazelnut (*Corylus colurna* L.) has numerous isolated and endangered populations in Türkiye, particularly in the Black Sea, Marmara, Aegean, and Central Anatolia regions. New natural distribution areas of the Turkish hazelnut have been identified for the first time in the Bursa province, specifically in the Dağakça-Osmangazi and Çakallar-Mustafakemalpaşa areas. In the Dağakça village of the Osmangazi district, the Turkish hazelnut is distributed in the western and northwestern parts. Its natural distribution is determined in a 590-hectare area, including the Alacakaya hill, Çalpınar locality, Kocakır hill, and Topraklı hills, at an elevation range of 800-1000 meters. In the Çakallar village of the Mustafakemalpaşa district, the Turkish hazelnut is naturally distributed on the slopes of Kale and Düdar hills (650-900 m) in the north and the slopes of Küçükçal and Sakarınbaşı hills (800-975 m) in the south, both individually and in group. Although Turkish hazelnuts are generally listed in the "Least Concern" category on the IUCN Red List, populations in some regions are threatened due to their limited distribution areas and habitat loss. The conservation and propagation of these Bursa populations of Turkish hazelnut, due to their genetic resource importance, are of great significance. These new distribution areas need to be protected and supported with sustainable forest management practices.

Keywords: Ethnobotanical, Gene conservation forest, Habitat, Population, Turkish filbert

1. Giriş

Türkiye, coğrafi konumu, değişken topografyası ve farklı toprak ve iklim tipleriyle zengin bitki örtüsüne sahiptir. Meşeler, kızılçam, karaçam, kayın, sarıçam gibi yaygın ağaçlar geniş alanlarda ormanlar kurarken, bazıları da daha dar alanlarda ve farklı noktalarda meşcere halinde veya serpili olarak bulunmaktadır. Geniş alanlarda yayılış göstermeyen orman ağaçları ile ilgili sınırlı sayıda araştırma bulunmakta olup, yer yer söz konusu türlerin yeni yayılışları ile karşılaşılabilir. Bu türler yüksek ekolojik işlevleri ile içinde buldukları ekosistemin ayrılmaz eşsiz bileşenleridir. Göreceli olarak az bulunan ve görülen orman ağacı türlerinin öncelikle daha yakından tanınması ve doğal popülasyonlarının özenle korunması gerekmektedir. Türk fındığı (*Corylus colurna* L.) da bu türlerden biridir.

Türk fındığı (*Corylus colurna*) ve adi fındık (*Corylus avellana* L.) ülkemizde doğal olarak yetişen türlerimizdendir (Yaltrık, 1997). *C. avellana* çalı ve ağaççık formunda iken *C. colurna* 15-25 m boylarında tek gövdeli bir ağaçtır. Türk fındığı dünya literatüründe ağaç fındığı, ayı fındığı, Balkan fındığı ve kaya fındığı gibi adlarla da ifade edilmektedir (Yaltrık, 1993). *C. colurna* genç sürgünleri ve yaprak sapları kiremit kırmızısı (soluk pas) renginde olan siğilli tüylerle kaplıdır. Yapraklar geniş yumurtamsı biçiminde, dip tarafı yüregimsi, ucu ise sivridir. *C. colurna*'nın yaprakları *C. avellana*'nın yapraklarından biraz daha küçük (8-12 cm uzun, 6-8 cm geniş), kenarları keskin dişli ya da kaba, bazen de hafif lobludur. Yaprak tabanı sap kısmında belirgin şekilde geniş girinti oluşturmuştur. Yapraklar kışın dökülür (Şahin vd., 2020).

✉ ^a Bursa Teknik Üniversitesi, Bursa, Türkiye

@ * **Corresponding author** (İletişim yazarı): mehmet.kalkan@btu.edu.tr

✓ **Received** (Geliş tarihi): 22.03.2024, **Accepted** (Kabul tarihi): 25.04.2024



Citation (Atıf): Kalkan, M., Yılmaz, M., 2024. Türk fındığı (*Corylus colurna*)'nın doğal yayılışında yeni alanlar: Dağakça ve Çakallar (Bursa). Turkish Journal of Forestry, 25(2): 205-212.

DOI: [10.18182/tjf.1456983](https://doi.org/10.18182/tjf.1456983)

Türk findığının dünyadaki yayılışı, güneydoğu Avrupa, Kafkaslar, Anadolu ve Batı Himalayalar olmakla birlikte, yüzyıllardır Avrupa ve ABD'de süs ağacı olarak yaygın olarak yetiştirilmektedir. Türkiye'deki yayılışı Kazdağları, Bolu, Kastamonu, Ankara-Nallıhan ve Zonguldak-Yenice yörelerinde yapmaktadır (Aksoy, 2014; Temel vd., 2017). *C. colurna*'nın düşey yayılışını Palashev ve Nikolov (1979) 100-1400 m, Yaltrık (1993) ise 800-1700 m arasında yaptığını belirtmişlerdir. Yıllık ortalama 5-13 °C arasında değişen sıcaklığa ve yıllık minimum 500 mm yağışa ihtiyaç duyduğu belirtilmektedir (Palashev ve Nikolov, 1979). Türk findığı, yetişme ortamı isteği bakımından kanaatkâr olup balçıklı toprakları seven, ışık ve nem isteği yüksek bir türdür. Kuvvetli kök yapısını hem dikey ve hem de yatay yönde oluşturur (Yılmaz, 1998; Polat ve Güney, 2015).

Türk findığında tozlaşma şubat-mart, tohum olgunlaşma ağustos-eylül, hasat ise eylül-ekim aylarında gerçekleşir. Çok uzun yıllar yaşayan Türk findığının vejetasyon süresi 117-176 gün arasında değişmektedir (Özpay Palazoğlu vd., 2013; Polat, 2014). 3-8 meyvenin bir arada bulunduğu kupula (meyve örtüsü) şeritsi yapıda, üzeri yapışkan tüylerle kaplı, uç kısmı ince şeritler halinde düzensiz yırtılmıştır. Kupulanın sivri uçları geriye doğru kıvrık olmasıyla diğer fındık türlerinden kolayca ayrılır. Nuks geniş yumurta şeklinde, üstten hafif basık 15-20 x 10-18 mm boyutlarındadır. *C. colurna* için karakteristik özelliklerinden biri de findığın (nuks meyve) kupulaya bağlandığı dip taraftaki "mat kısım" findığın hemen hemen yarı boyuna kadar ulaşır. Ayrıca perikarp diğer fındık türlerine kıyasla çok kalın ve serttir (Anşin ve Özkan, 1993; Yaltrık, 1993).

Kuvvetli kök yapısı, kök ve kütük sürgünü vermemesi sayesinde erozyon kontrolü ve sosyal problemlerli sahalarda ağaçlandırmasında kullanılabilir bir türdür. Hava kirliliğine karşı direnci, egzoz gazına dayanıklı oluşu ve güzel görünüşüyle Avrupa ve Amerika'da peyzaj ve çevre düzenleme çalışmalarında süs bitkisi olarak yaygın bir şekilde kullanılmaktadır. Anadolu'da sınırlı yayılış gösteren Türk findığı hakkında son yıllarda yapılan çalışmaların sayısı artmıştır (Arslan, 2009; Balık ve Balık 2016; Kabak vd., 2020).

Bu çalışmada, Türk findığının Bursa'da yeni tespit edilen iki yeni doğal yayılış tanıtılmıştır. Böylece tür üzerine yapılan araştırmalara ve literatüre katkı sağlanması amaçlanmıştır. Çalışmanın Türk findığının bölgede korunması ve yönetimi için daha etkili stratejilerin geliştirilmesine yardımcı olması beklenmektedir.

2. Materyal ve yöntem

Bursa'da 2021 yılında gerçekleştirilen arazi çalışmaları sırasında, Türk findığının doğal yayılış yaptığı iki alan tespit edilmiştir. Tür ilk olarak Osmangazi ilçesine bağlı Dağakça köyünün üst kısımlarında ve daha sonra Mustafakemalpaşa ilçesine bağlı Çakallar köyü çevresinde belirlenmiştir (Şekil 1, Şekil 6). Türün yayılışıyla ilgili geniş bir literatür taraması yapılmış olup yeni tespit edilen popülasyonların varlığına dair mevcut herhangi bir yayın bulunamamıştır. Yeni doğal yayılış alanlarının yakından tanınması, herbaryum örneği alınarak uluslararası nitelikte bir herbaryuma kaydının yapılması, literatüre eklenmesi ve korunarak devamlılığı önem arz etmektedir.

Türün dağılışı yaptığı sahalarda Garmin (Map 64s) marka GPS ile koordinat ve yükselti değerleri tespit edilmiştir. Arazinin jeolojik, jeomorfolojik özellikleri, toprak yapısı ve

meşcere özellikleri ile ilgili gözlemlerde bulunulmuştur. Türün tespit edilen alanlarına ait orman amenajman planlarına göre yayılış yaptığı sahanın büyüklüğü ve meşcere tipi haritasına göre karışımında bulunduğu türler hakkında bilgiler elde edilmiştir. Ayrıca yöre halkı tarafından Türk findığının kullanım alanları ve etnobotanik özellikleri derlenmiştir.

3. Bulgular

3.1. Dağakça-Osmangazi

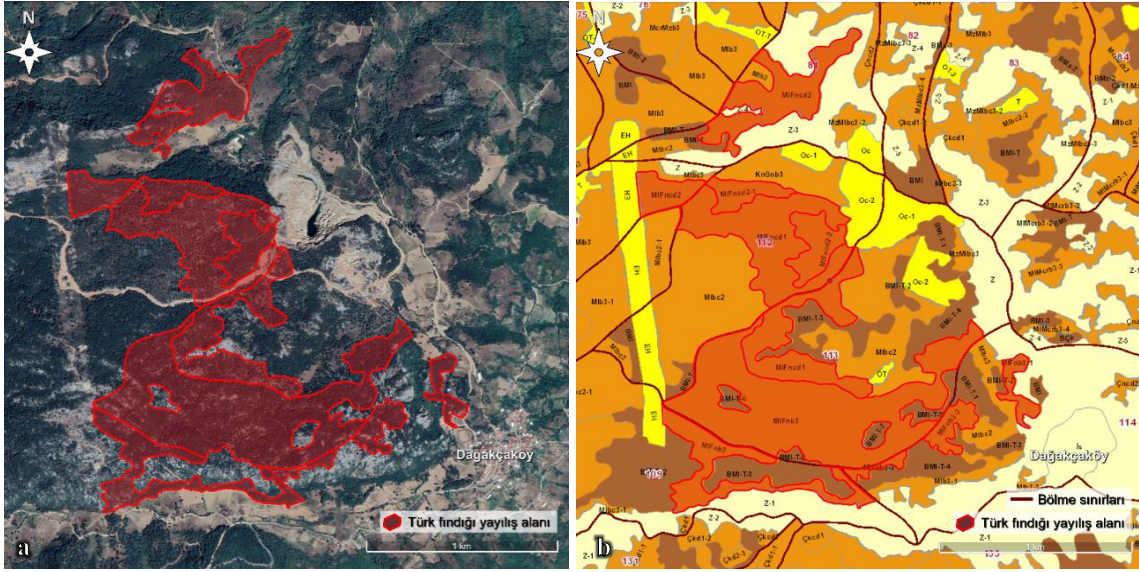
Dağakça, Bursa'nın Osmangazi ilçesine bağlı olup halk geçimini hayvancılık ve mangal kömürü üretimiyle sağlamaktadır. Uludağ'a karşı bakan bir tepenin üzerine kurulmuş bu köyün üst kısımlarında Türk findığının yayılış yaptığı alanlar tespit edilmiştir (Şekil 1a). Bursa Orman Bölge Müdürlüğü, Bursa İşletme Müdürlüğü, Uludağ Orman İşletme Şefliği orman sınırlarında olan Dağakça popülasyonu, meşcere tipi haritasında 81, 109, 111, 112, 113 ve 114 No.lu bölmeler içerisinde (Şekil 1b). Türk findığı Dağakça'da yayılış gösterdiği alanlarda hâkim ağaç türü saçlı meşe (*Quercus cerris* L.) ile karışıma girmektedir.

Türk findığının tam kapalı, orta kapalı ve yer yer boşluklu kapalı şeklinde meşcere kuruluşuna girdiği yaklaşık 590 hektarlık saha; Alacakaya tepesi, Çalpınar mevki, Kocakır tepesi, Topraklı tepelerinden oluşmaktadır (Şekil 2). Dümenkırı tepesi, Yapağaç tepesi ve Kapıkaya yamacı civarlarında da münferit ve küme halinde Türk findığı bulunmaktadır. Deniz seviyesinden 800-1000 m yükseltiler arasında yer alan bu alanlarda orman yolu üzerinde Türk findığı fertleri 40.074289°K-28.968357°D koordinatlarında gözlemlenmeye başlamaktadır (Şekil 3). Gelişim çağları bakımından meşcere tipi haritasında "cd" çağında olan Türk findığı bireylerinin gövde çapı çoğunlukla 20 cm ile 70 cm arasında olup yeni gelen gençlikler de bulunmaktadır. Ağaçların boyu 6-15 m arasında değişmektedir.

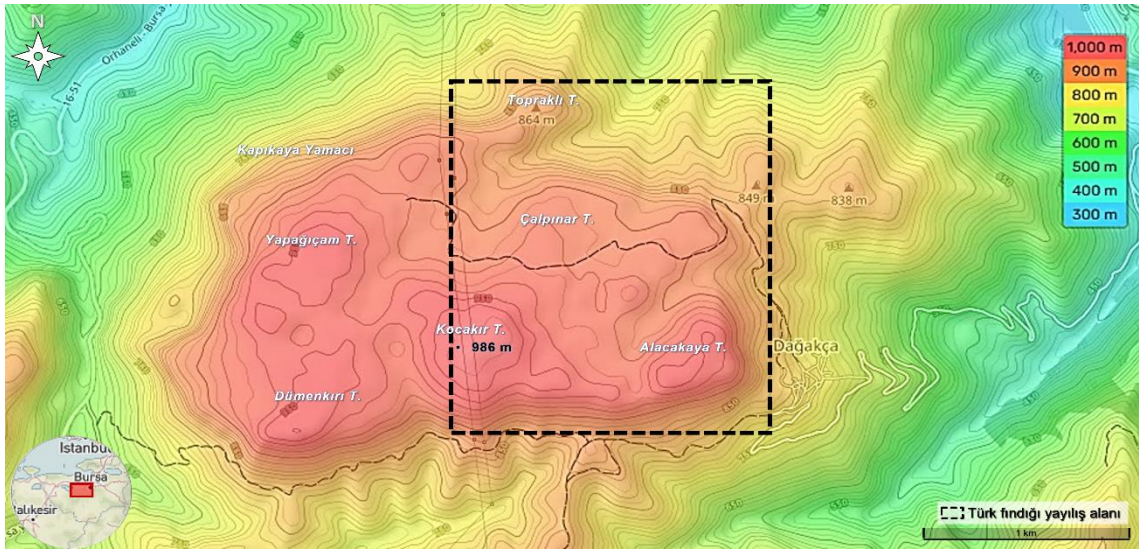
Dağakça popülasyonunda Türk findığı aynı zamanda saçlı meşe (*Quercus cerris*), adı fındık (*Corylus avellana*), Doğu kayını (*Fagus orientalis* L.), Macar meşesi (*Quercus frainetto* Ten.), adı gürgen (*Carpinus betulus* L.), sapsız meşe (*Quercus petraea* (Matt.) Lieb.), karaçam (*Pinus nigra* Arnold.), çiçekli dişbudak (*Fraxinus ornus* L. subsp. *ornus*) ve kızılıçık (*Cornus mas* L.) türleriyle birlikte yayılış göstermektedir.

Dağakça popülasyonunun üzerinde bulunduğu anakaya yüzeye çıkmış durumdadır (Şekil 3, Şekil 4). Dağakça formasyonu olarak adlandırılan anakaya Jurasik yaşlı olup kumlu kireçtaşı ve marn ardalanmalı yapıdadır (Öçgün, 2022). Sahanın yakınında meşcere tipi haritasında "Oc" ile kodlanan mermer ocağı bulunmaktadır (Şekil 1b). Bu ocağın literatürde Dağakça formasyonunun üzerine çökelen "Bursa Bej Mermeri" olarak tanımlanan (Yalçınkaya ve Avşar, 1980). Erken Kretase yaşlı İnatlar kireçtaşı yapısından faydalandığı düşünülmektedir (Şekil 5).

Dağakça ve çevresinin jeolojik yapısı daha detaylı incelendiğinde Orta Jura – Kretase yaşlı neritik kireçtaşı; Permo – Triyas yaşlı kırıntılılar ve karbonatlar (yer yer bloklu ve volkanitli); Üst Paleozoyik – Triyas yaşlı sist, fillit, mermer, metabazit; Üst Kretase yaşlı ofiyolitik melanaj ve Miyosen yaşlı karasal kırıntılılar bölgenin anakaya yapılarını oluşturmaktadır (Şekil 5).



Şekil 1. Dağakça popülasyonunun arazi (a) ve meşcere tipi haritası (b)



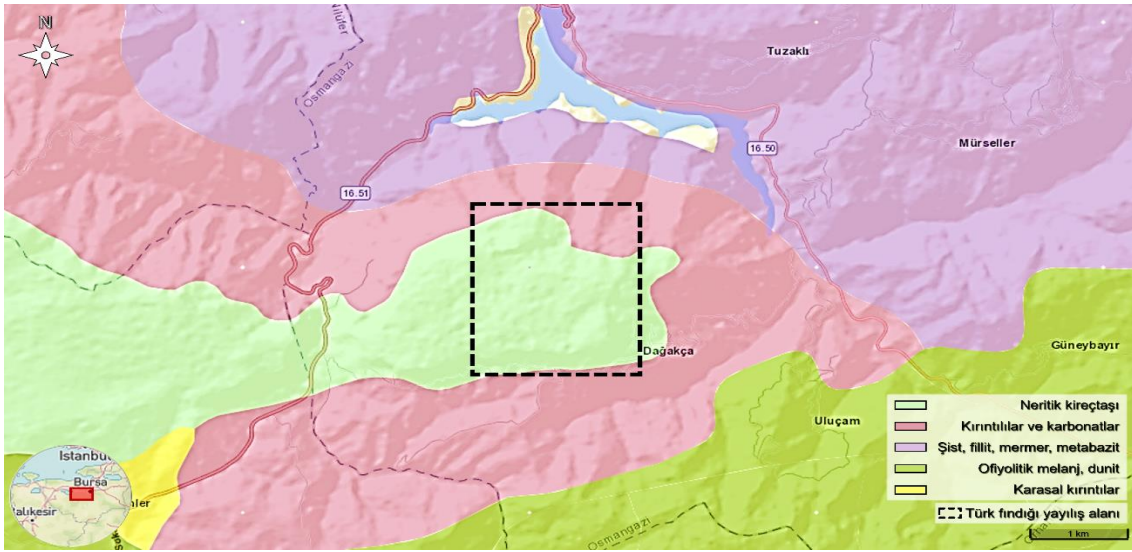
Şekil 2. Dağakça köyü topografya durumu



Şekil 3. Türk fındığının arazi üzerindeki dağılışı, Dağakça-Osmangazi (Foto: M. Kalkan)



Şekil 4. Kireçtaşı üzerinde bulunan Türk fındığı fertleri, Dağakça-Osmangazi (Foto: M. Kalkan)



Şekil 5. Dağakça ve çevresinin jeoloji haritası (MTA, 2023)

3.2. Çakallar-Mustafakemalpaşa

Mustafakemalpaşa ilçesine bağlı Çakallar köyü nüfusu TÜİK 2022 yılı verilerine göre 93'tür. Köy halkı geçimini çoğunlukla tarım ve hayvancılıktan elde etmektedir. Köyün 1,5 km kuzeyinde yer alan Kale ve Düdar tepelerinin yamaçlarında; 2 km güneyinde bulunan Küçükçal ve Sakarınbaşı tepelerinin yamaçlarında Türk fındığının yayılış yaptığı tespit edilmiştir (Şekil 6a). Çakallar popülasyonu, Bursa Orman Bölge Müdürlüğü, Mustafakemalpaşa İşletme Müdürlüğü, Devcecikonak Orman İşletme Şefliği orman sınırlarında yer almakta olup meşcere tipi haritasında 216, 218, 256 ve 257 No.lu bölmeler içerisinde yer almaktadır (Şekil 6b).

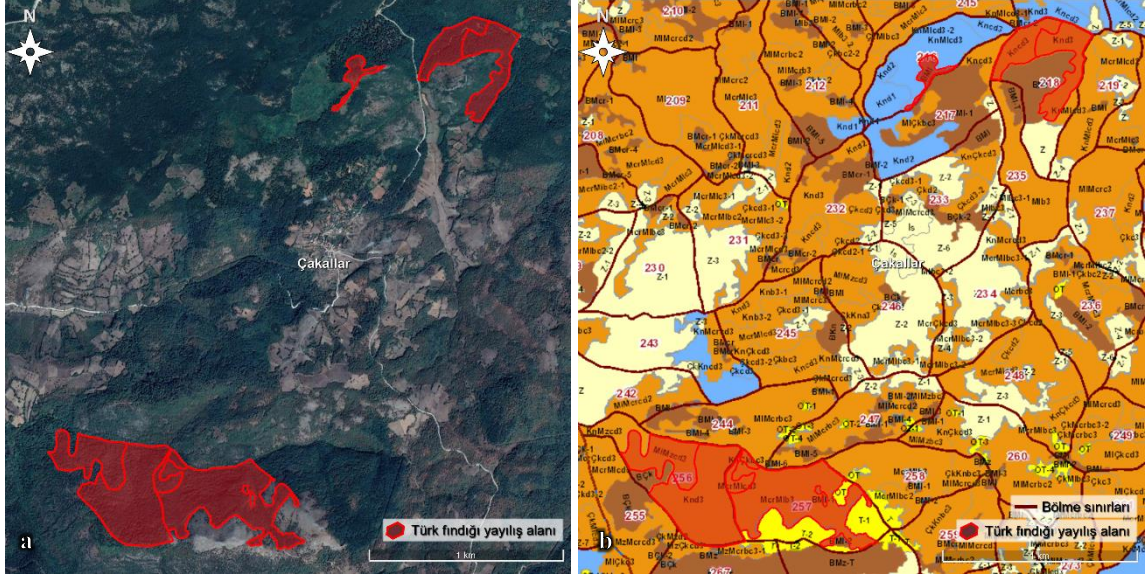
Çakallarda tespit edilen Türk fındığı münferit ve küme şeklinde tam ve orta kapalı meşcere içerisinde serpili olarak dağılıp yapmaktadır. Bireyler Kale ve Düdar tepelerinin yamaçlarında yükselti olarak 650-900 m aralığında 39.80386-28.53817 ve 39.80311-28.52810 koordinatlarında, Küçükçal ve Sakarınbaşı tepelerinin yamaçlarında ise 800-975 m yükseltide 39.77275-28.51788 ve 39.77360-28.50298 koordinatlarında gözlemlenmiştir (Şekil 7; Şekil 8). Yamaçların bitiminde yer alan dere kenarlarında genç Türk fındığı bireyleri bulunmaktadır.

Türk fındığının Çakallar'da yayılış yaptığı yaklaşık 250 hektarlık sahalarda hâkim ağaç türleri Doğu kayını (*Fagus orientalis*), saçlı meşe (*Quercus cerris*), Macar meşesi (*Quercus frainetto*) ve sapsız meşe (*Quercus petraea*)'dir.

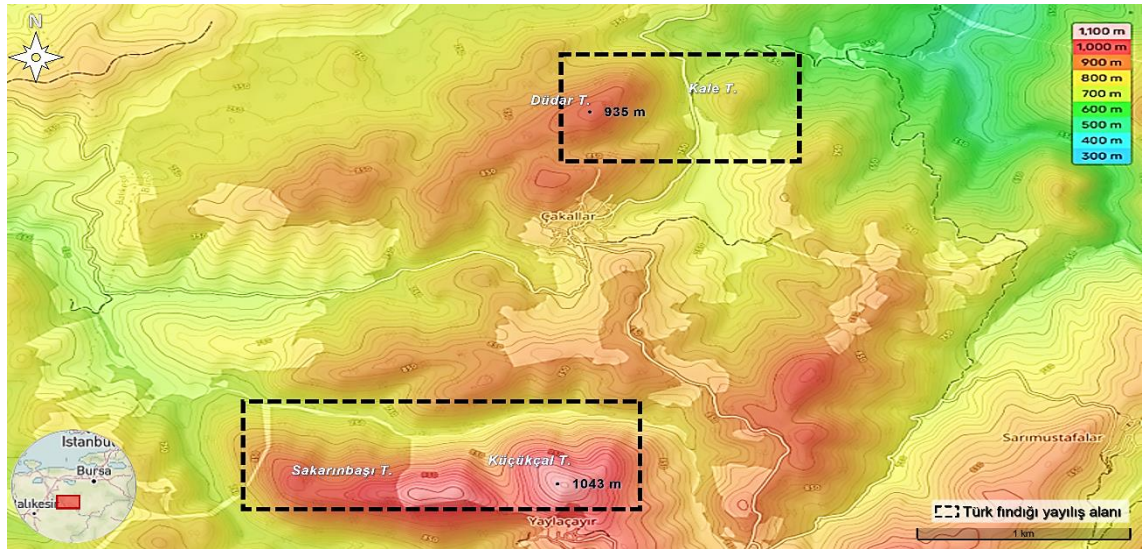
Ayrıca meşcerede münferit olarak karaçam (*Pinus nigra*), adı gürgen (*Carpinus betulus*), üvez (*Sorbus L.*), dişbudak (*Fraxinus L.*) ve akçağaç (*Acer L.*) türleri karışıma girmektedir. Meşcere içerisindeki Türk fındığının boyları 7 metreden 20 metreye kadar uzanmaktadır. Türk fındığı bireylerinin çoğu, gövde çapları 20 cm ile 70 cm arasında değişen, gelişim çağlarına göre "cd" kategorisinde sınıflandırılan bir yapıda olup alt tabakada yeni gelen gençlikler de bulunmaktadır.

Çakallar popülasyonunun üzerinde bulunduğu anakayalar Permo – Triyas yaşlı kırıntılılar ve karbonatlar (yer yer bloklu ve volkanitli); Üst Kretase yaşlı ofiyolitik melanj; Jura – Kretase ve Permian yaşlı mermer; Paleozoyik yaşlı şist ve Üst Senoniyen yaşlı fliş yapılarından oluşmaktadır (Şekil 9).

Bursa ili, toprak gruplarına göre çoğunluğu kireçsiz kahverengi orman topraklarından (%45,1) oluşmaktadır. Bu toprak grubunu, kahverengi orman toprakları (%22,8) ile alüvyal topraklar (%10,9) takip etmektedir (Bantchina vd., 2017; BBB, 2022). Dağakça popülasyonunun bir bölümü kahverengi orman toprakları ve kireçsiz kahverengi orman toprakları üzerinde, bir bölümü de kırmızı kahverengi Akdeniz toprak grubu üzerinde yer almaktadır. Çakallar popülasyonu da benzer şekilde kahverengi orman toprakları ve kireçsiz kahverengi orman toprakları üzerinde gelişim göstermektedir.



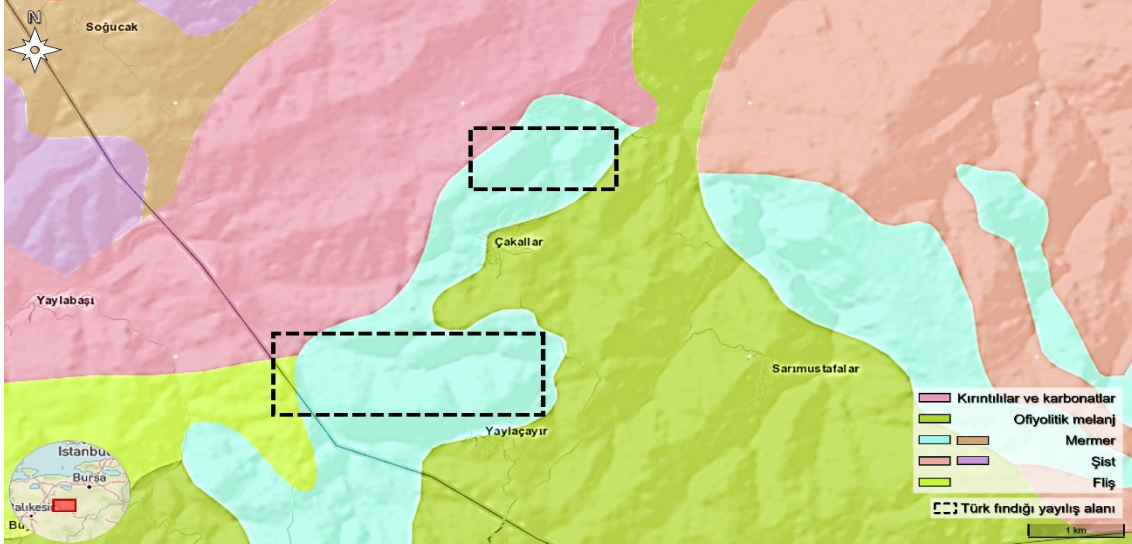
Şekil 6. Çakallar popülasyonunun arazi (a) ve meşcere tipi haritası (b)



Şekil 7. Çakallar köyü topografya durumu



Şekil 8. Meşcere içerisindeki Türk fıındığı bireyleri, Çakallar-Mustafakemalpaşa (Foto: M. Kalkan)



Şekil 9. Çakallar ve çevresinin jeoloji haritası (MTA, 2023)

Geniş yapraklı türlerden oluşan ormanların altında sıklıkla bulunan kahverengi orman toprakları ve kireçsiz kahverengi orman topraklarını Bursa'nın tüm ilçelerinde görmek mümkündür. Kahverengi orman toprakları Yenişehir, İnegöl ve Mudanya ilçeleri; kireçsiz kahverengi orman toprakları Orhaneli, Osmangazi ve Mustafakemalpaşa ilçeleri üzerinde yaygın olarak bulunmaktadır. Kırmızı kahverengi Akdeniz toprağı: kireç kayaları üzerinde 600 mm ve daha fazla yağış altında oluşan kırmızı Akdeniz toprağı ile yüksek kireç içeriğe sahip ana kaya üzerinde oluşan kahverengi orman toprağıının karışık halidir. ABC profilili kırmızı kahverengi Akdeniz toprağı, iyi gelişmiş ve orta derecede organik madde içeren A1 horizonuna sahiptir. Organik ve mineral maddelerin karışımıyla oluşmuş bu toprakta, daha az belirgin bir A2 horizonu ve kil zarlari içeren, ağır bünyeli, blok veya prizmatik yapılı, illit ve kaolinit killeri içeren B horizonu bulunur. Karacabey, Osmangazi ve Mustafakemalpaşa ilçelerinin büyük bir kısmında, İznik, Orhaneli, Orhangazi ve Gemlik ilçelerinin ise küçük bir bölümünde kırmızı kahverengi Akdeniz toprağı görülmektedir (Çelik, 2006).

Türk fındığı Dağakça ve Çakallar köylerinde kaya fındığı ve ayı fındığı isimleriyle bilinmektedir. Odununun dayanıklı olması sebebiyle el aletleri yapımında kullanıldığı yöre halkından öğrenilmiştir. Ancak odunundan ziyade meyvesinden (fındık) faydalanılmaktadır. Meyvesinin yağ içeriği ortalama %64,1 olup, kalori değeri yüksektir (Kalkan vd., 2023). Uzun bir sırık yardımıyla toplanan meyveler, kuruyemiş olarak tüketilmelerinin yanı sıra özellikle her iki yörede ekmek, kek, börek ve tatlı yapımında da kullanılmaktadır. Kalori değeri yüksek olan fındık kabukları ise yakacak olarak değerlendirilmektedir.

4. Tartışma ve sonuç

Bu çalışmada, Türk fındığının Bursa ilindeki Dağakça-Osmangazi ve Çakallar-Mustafakemalpaşa yörelerindeki iki yeni yayılış sahası tanıtılmıştır. Araştırma, bu bölgelerdeki popülasyonların yetişme ortamı özelliklerinin mevcut literatürdeki bilgilerle uyumlu olduğunu göstermektedir. Çalışma alanındaki Türk fındığı popülasyonlarının hem floristik kompozisyonu hem de bazı ekolojik özellikleri türün genel dağılım karakteristikleriyle örtüşmektedir.

Türk fındığı, ekonomik ve özellikle ekolojik değeri bakımından önemli bir türdür. Bu nedenle, doğal popülasyonların korunması, devamlılığı ve restorasyonu büyük önem taşımaktadır. Bu çalışma, Türk fındığının bölgedeki doğal yayılışlarının daha iyi anlaşılması ve korunmasına yönelik stratejilerin geliştirilmesine ve ileride yapılacak çalışmalara altlık oluşturmaya katkı sağlaması beklenmektedir.

Çalışma kapsamında tespit edilen Türk fındığı popülasyonları, genel olarak literatürde belirtilen diğer yayılış alanlarıyla benzer ekolojik şartlara sahiptir. Türk fındığı özellikle nemli ve kalkerli (kireçtaşı) toprakları tercih eden ve 800-1800 m arası yüksekliklerde yayılış gösteren bir türdür (Arslan, 2005; Özpaz Palazoğlu vd., 2013; Polat, 2014; Polat ve Güney, 2015; Ayan vd., 2016; Temel vd., 2017; Kabak vd., 2020). Bu bilgiler, Türk fındığının ekolojik dağılımı ve habitat tercihleri hakkında önemli bilgiler sağlamaktadır. Dağakça popülasyonunda yüzeye çıkmış kumlu kireçtaşı ve mermer oluşumlu karstik yapı üzerinde, taşlık ve kayalıklar arasındaki çatlaklarda ve sıg toprak yapısında Türk fındığı bireyleri görmek mümkündür. Çakallar yayılış sahası yüksek eğime sahip olup, Türk fındığı bireylerinin anakayanın mermer ve kalkerli (kireçtaşı) yapıda olduğu alanlarda yayılış gösterdiği belirlenmiştir. Nitekim, Düdar tepesinin yüzeyinde kireçtaşının görüldüğü kısımlarda Türk fındığı bireyleri daha yaygındır.

Türk fındığı üzerine yapılan çalışmalarda, toprak özellikleri önemli bir faktör olarak göze çarpmaktadır (Polat, 2014; Polat ve Güney, 2015; Ayan vd., 2016; Kabak vd., 2020). Çalışma kapsamında belirlenen alanlarda, Türk fındığı genellikle kahverengi orman toprağı ve kırmızı kahverengi Akdeniz topraklarında yayılış yapmaktadır. Bu topraklar, özellikle Bursa ili genelinde sıklıkla bulunan yaprak döken ormanların altında yer almaktadır ve iyi gelişmiş organik madde içeren A1 horizonuna sahiptir. Ayan vd. (2016) yaptığı çalışmada, Türk fındığının yayılış gösterdiği alanlarda hâkim toprak tipi olarak kahverengi orman toprakları belirtilmiştir. Bu topraklar genellikle nemli-ılıman iklim bölgelerinde, geniş yapraklı orman örtüsünün bulunduğu alanlarda gelişim göstermektedir. Kabak vd. (2020) Türk fındığının Şaphane Dağı'nın kuzeyinde hâkim olan kahverengi orman topraklarında yetiştiği belirtmiştir. Bu topraklar da kireç içerikli olup, hafif alkalın reaksiyon

göstermekte ve kil ile balçıklı kil topraklarından oluşmaktadır. Türk fındığının Bursa'daki yeni tespit edilen alanlar ile daha önce yapılan çalışmalar göz önünde bulundurulduğunda, Türk fındığının özellikle kireç içerikli ve iyi drene edilmiş topraklarda sağlıklı bir şekilde büyüme gösteren bir tür olduğu söylenebilir.

Bursa'da Türk fındığının yayılış yaptığı sahalarda Doğu kayını (*Fagus orientalis*), saçlı meşe (*Quercus cerris*), Macar meşesi (*Quercus frainetto*) ve sapsız meşe (*Quercus petraea*) gibi hakim ağaç türleri ile karışıma girdiği belirlenmiştir. Türk fındığının bulunduğu bazı alanlardan Bolu'da Kafkas ıhlamuru (*Tilia rubra* DC. subsp. *caucasica*), adi gürgen (*Carpinus betulus*), akçağaçlar (*Acer trautvetteri* Medw., *A. platanoides* L.) ve Doğu kayını türleriyle (Arslan vd., 2013); Bulkaz Dağı'nda (Uşak) ardıc türleri (*Juniperus oxycedrus* L. subsp. *oxycedrus*, *J. excelsa* Bieb., *J. foetidissima* Willd.), Anadolu karaçamı (*Pinus nigra*), titrek kavak (*Populus tremula* L.) ve meşe türleriyle (*Quercus coccifera* L., *Q. ithaburensis* Decne. subsp. *macrolepis*, *Q. pubescens* Willd.) (Polat ve Güney, 2015); Ağlı'da (Kastamonu) Uludağ göknarı (*Abies nordmanniana* subsp. *equi-trojani* (Asc. & Sint. ex Boiss.) Coode & Cullen), Doğu kayını, mazı meşesi (*Quercus ilex* L.) ve adi gürgen türleriyle (Ayan vd., 2016); Şaphane Dağı'nda (Kütahya) gümüşü ıhlamur (*Tilia tomentosa* Moench), Doğu kayını, Anadolu karaçamı ve titrek kavak türleriyle (Kabak vd., 2020) birlikte yayılış yaptığı belirtilmektedir. Türk fındığının doğal dağılışı incelendiğinde farklı ağaç ve çalı türleriyle birlikte bulunduğu görülmektedir. Bu durum, Türk fındığının farklı türlerle değişik yetişme ortamlarında birlikte bulunabilen geniş bir ekolojik salınıma sahip olduğunu göstermektedir.

Tür ile ilgili özellikle yenilebilir fındıktan dolayı yerel etnobotanik bilgiler mevcuttur. Türk fındığı tohumları toplandığı tüm yörelerde türü tanıyan insanlar tarafından kuruyemiş olarak tüketilmektedir. Bursa'da, Dağakça ve Çakallar köylerinde lezzet ve besin değeri katması için yıl boyu ekme içerisinde değerlendirilmektedir. Ayrıca çikolata ve kek katkı maddesi olarak kullanıldığı yerel insanlardan kaydedilmiştir. Özellikle daha eski dönemlerden beri odunu küçük sandık ve tahta kaşık gibi çeşitli ev aletleri yapımında kullanılmaktadır. Türün ülkemizde bulunduğu diğer yörelerde de meyve ve odunu benzer amaçlar doğrultusunda (Arslan, 2005; Polat, 2014; Polat ve Güney, 2015; Ayan vd., 2016; Kabak vd., 2020) kullanılmaktadır.

Türk fındığı, genellikle IUCN Kırmızı Listesi'nde "Düşük Risk" kategorisinde yer alsa da sınırlı yayılış alanları ve habitat kaybı nedeniyle bazı bölgelerdeki popülasyonları tehlike altındadır. Bu çalışma, Bursa'da tespit edilen popülasyonların korunması, devamlılığı ve restorasyonu bakımından değerlidir. İşletme ormanlarında yer alan bu yeni yayılış alanları korunması ve sürdürülebilir orman yönetimi uygulamalarıyla desteklenmelidir. Ayrıca, yerel halkın bilgilendirilerek bilinçlendirilmesi koruma çabalarını güçlendirecektir.

Türk fındığı kuraklık stresine karşı toleranslı olup yarı-kurak alanların ağaçlandırılmasında değerlendirilebilir (Ghimessy, 1980; Tosun, 2012). Türk fındığı, güçlü kök yapısı sayesinde erozyon kontrolü, sosyal problemlerli sahalarda iyileştirilmesi, sel felaketinin yaşandığı sahalarda da başarılı bir şekilde kullanılabilir bir türdür. Türün farklı popülasyonları kuraklık ve don gibi değişik çevre baskılarına karşı incelenerek yarı-kurak alanların ağaçlandırılmasında değerlendirilebilecek gen kaynakları belirlenmelidir.

Türk fındığı altın sarısı renklere bürünen yaprakları ile sonbaharda görsel açıdan çekici özelliklere sahiptir. Meyveleri yaban hayvanlarını cezbedmektedir. Türün dolgun gövdesi ile görkemli bir yapısı vardır. Başta yayılış alanlarına yakın yerler olmak üzere kent bitkilendirmelerinde ve kırsaldaki ağaçlandırmalarda mutlaka değerlendirilmelidir.

Bursa'da Türk fındığı bulunan ormanlarda, orman işletmecilik faaliyetlerinde Türk fındığının lehine olacak şekilde bakım ve gençleştirme çalışmaları yapılmalıdır. Bu müdahalelerde, mevcut Türk fındığı popülasyonunun korunması ve restorasyonuna yönelik işlemler gerçekleştirilmelidir. Nispeten geniş alanda meşcere formunda olan Dağakça popülasyonu gen koruma ormanı olarak ayrılmalıdır. Meşcere içerisinde bulunan Çakallar popülasyonuna ait bireylerin yararına yapılacak bakım işlemleri de türün alandaki devamlılığı ve sayısının artırılması bakımından önem arz etmektedir.

Kaynaklar

- Aksoy, N., 2014. *Corylus L.* Türkiye'nin Doğal ve Egzotik Ağaç ve Çalıları. (Editör: Akkemik, Ü.) T.C. Orman ve Su İşleri Bakanlığı Orman Genel Müdürlüğü Yayını, 210-212. Ankara.
- Anşin, R., Özkan, Z.C., 1993. Tohumlu Bitkiler (*Spermatophyta*) Odunu Taksonlar. KTU Orman Fak. Basımevi, Yayın No: 19, Trabzon.
- Arslan, M., 2005. Batı Karadeniz Bölgesindeki Türk fındığı (*Corylus colurna* L.) popülasyonlarının ekolojik ve silvikültürel yönden incelenmesi. YL Tezi, Abant İzzet Baysal Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Bolu.
- Arslan, M., 2009. Effect of pretreatment on germination of pericarp removed seeds of Turkish Filbert (*Corylus colurna* L.). Düzce University, Journal of Forestry, 5: 170-178.
- Arslan, M., Kılınç, İ., Vural, M., 2013. Flora of Kale-Bolu fındığı (Türkiye) nature protection area. Biological Diversity and Conservation, 6(3): 107-119.
- Ayan, S., Aydınöz, D., Yer, E.N., Ünal, E., 2016. Türk Fındığı (*Corylus colurna* L.)'nın Kuzeybatı Anadolu ormanlarındaki yeni bir yayılış alanı: Kastamonu-Ağlı Müsellimler, Tunuslar Mevkii. Biyolojik Çeşitlilik ve Koruma, 9(1): 128-135.
- Balık, H.İ., Kayalak Balık, S., 2016. Türk Fındığı (*Corylus colurna* L.)'nın Tanımlanması. Ulusal Bahçe Bitkileri Kongresi Bildirileri, Yalova Atatürk Bahçe Kültürleri Merkez Araştırma Enstitüsü, s. 442-446.
- Bantchina, B.B., Mucan, U., Gündoğdu, K.S., 2017. Bursa ili Arazi Varlığının Coğrafi Bilgi Sistemi ile Analizi. 5. Uluslararası Katılımlı Toprak ve Su Kaynakları Kongresi, Kırklareli, s. 65-74.
- BBB., 2022. Bursa Büyük Toprak Grupları Haritası. Bursa Büyükşehir Belediyesi. Bursa. [https://meps.bursa.bel.tr/wp-content/uploads/2022/11/Tarim-Buyuk-Toprak-Gruplari-Haritasi.pdf], Erişim 28.10.2023.
- Çelik, H., 2006. Bursa ili topraklarının alınabilir demir durumu ve bu topraklarda alınabilir demir miktarının belirlenmesinde kullanılabilir yöntemler. Doktora Tezi, Uludağ Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Bursa.
- Ghimessy, L., 1980. Turkish Filbert (*Corylus colurna*) as a valuable reserve tree species in Hungary. Erdő, 29(8): 365-369.
- Kabak, B., Polat, S., Aydınöz, D., 2020. Türk Fındığı'nın (*Corylus colurna*) yeni bir yayılış alanı: Şaphane Dağı (Kütahya). The Journal of Academic Social Sciences, 109: 376-396. https://doi.org/10.29228/ASOS.45520
- Kalkan, M., Yılmaz, M., Oral, R.A., 2023. The morphological and chemical variability of Turkish Hazel (*Corylus colurna* L.) fruits in Türkiye. Şumarski list, 147(1-2): 65-74. https://doi.org/10.31298/sl.147.1-2.5

- MTA., 2023. Yerbilimleri Harita Görüntüleyici. Maden Tetkik ve Arama Genel Müdürlüğü, Ankara, <http://yerbilimleri.mta.gov.tr/anasayfa.aspx>, Erişim: 25.10.2023.
- Öçgün, A.G., 2022. Sincansarnıç Köyü (Mustafakemalpaşa-Bursa) dolayının stratigrafisi ve mesozoyik kireçtaşının mermer olarak kullanılabilirliğinin araştırılması. Çukurova Üniversitesi Müh. Fak. Derg., 37(4): 937-950. <https://doi.org/10.21605/cukurovaumfd.1230797>
- Özpay Palazoğlu, Z., Arslan, M., Tosun, S., 2013. Batı Karadeniz Bölgesi'nde Türk Fındığı (*Corylus colurna* L.)'nın Exsitu Yöntemiyle Korunmaya Alınması ve Popülasyonlarda Genetik Çeşitliliğin Araştırılması. Batı Karadeniz Ormanlık Araştırma Enstitüsü Müdürlüğü., Teknik Bülten No:18, Bolu.
- Palashev, I., Nikolov, V., 1979. The distribution, ecology, and biological features of *Corylus colurna* in Bulgaria. Gorskostopanska-Nauka, 16: 26-42.
- Polat, S., Güney, Y., 2015. Türk Fındığı'nın (*Corylus colurna*) türkiye'deki yeni bir yayılış alanı. The Journal of ASOS, 3: 449-460. <https://doi.org/10.16992/ASOS.858>
- Polat, S., 2014. Türk Fındığı (*Corylus colurna*)'nın Türkiye'deki yeni bir yayılış alanı. Marmara Coğrafya Dergisi, 29: 136-149. <https://doi.org/10.14781/mcd.51065>
- Şahin, E.K., Bekar, M., Güneroğlu, N., 2020. Türk Fındığı (*Corylus colurna* L.)'nın peyzaj mimarlığında kullanım olanakları. Bartın Orman Fakültesi Dergisi, 22(1): 91-99. <https://doi.org/10.24011/barofd.674206>
- Temel, F., Arslan, M., Çakar, D., 2017. Status of natural Turkish hazel (*Corylus colurna* L.) populations in Türkiye. Artvin Çoruh Üniversitesi Orman Fakültesi Dergisi, 18(1): 1-9. <https://doi.org/10.17474/artvinofd.270346>
- Tosun, S., 2012. Cadde (Yol) ağacı olarak Amerika'da ve Avrupa'da popülerleşen Türk fındığı (*Corylus colurna* L.). Orman ve Av Dergisi, 3: 22-25.
- Yalçınkaya, S., Avşar, Ö.P., 1980. Mustafakemalpaşa (Bursa) dolayının jeolojisi. Maden Tetkik ve Arama, Rapor No: 6717, Ankara.
- Yalırık, F., 1993. Dendroloji Ders Kitabı II. Angiospermae (Kapalı Tohumlular), İstanbul Üniversitesi Orman Fakültesi Basımevi, İstanbul.
- Yalırık, F., 1997. Orman ve Park Ağaçlarımız (İğneyapraklılar). Atlas Dergisi, Nisan Eki, 1(1): 114.
- Yılmaz, A., 1998. Türkiye'de fındık ziraatinin plansız gelişimi ve sonuçları. OMU Eğitim Fakültesi Dergisi, 11: 101-114.

Optimization of dissolved oxygen in the removal of wastewater generated in a sawmill using response surface methodology (RSM)

Uğur Özkan^{a,*} , Serkan Kardeş^b , Merve Cambazoğlu^a , Halil Turgut Şahin^a 

Abstract: This study aims to optimize dissolved oxygen levels in treating wastewater generated during the sawmill drying process, using response surface methodology (RSM). The experimental approach, employing three independent variables centrifuge time, centrifuge RPM, and microwave power, evaluates their impact on the effectiveness of wastewater treatment based on dissolved oxygen levels. Parameter ranges are set at 5-20 minutes for centrifuge time, 15-35 for centrifuge RPM, and 100-250 Watts for microwave power. Optimization results reveal the highest dissolved oxygen value with a centrifuge time of 20.00 minutes, centrifuge RPM of 35.00, and microwave power of 100.00 Watts, yielding a maximum value of 9.85 mg/L. ANOVA analysis of the obtained data confirms the compatibility of the proposed model with experimental results ($p < 0.05$), with R^2 and R^2 (adj) values calculated at 98.53% and 95.90%, respectively. These findings authenticate the reliability of the proposed model and its alignment with experimental data. In addition, the Lack of fit value obtained as a result of ANOVA analysis was found to be 0.075. Ultimately, response surface methodology (RSM) demonstrates potential contributions to optimizing dissolved oxygen in wastewater treatment experiments.

Keywords: Wastewater, Response surface methodology, Dissolved oxygen, Sawmill, Centrifuge

Kereste fabrikasında oluşan atıksuyun gideriminde çözünmüş oksijenin yanıt yüzey metodolojisi (RSM) kullanılarak optimizasyonu

Özet: Bu çalışma, kereste fabrikasındaki kurutma işlemi sırasında oluşan atık suyun arıtılmasında çözünmüş oksijenin yanıt yüzey metodolojisi (RSM) ile optimize edilmesini amaçlamaktadır. Üç bağımsız değişken olan santrifüj süresi, santrifüj RPM ve mikrodalga gücü kullanılarak yapılan deneysel yaklaşım, çözünmüş oksijen seviyelerinin atıksu arıtma etkinliği üzerindeki etkisini değerlendirmektedir. Parametre aralıkları sırasıyla santrifüj süresi 5-20 dakika, santrifüj RPM 15-35 ve mikrodalga gücü 100-250 Watt olarak belirlenmiştir. Optimizasyon sonucunda, en yüksek çözünmüş oksijen değeri santrifüj süresi 20.00 dakika, santrifüj RPM 35.00 ve mikrodalga gücü 100.00 Watt ile belirlenmiştir. Bu parametrelerle en yüksek çözünmüş oksijen değeri 9.85 mg/L bulunmuştur. Elde edilen veriler sonucunda yapılan ANOVA analizi, önerilen modelin deneysel verilerle uyumlu olduğunu ($p < 0.05$) ve R^2 ile R^2 (adj) değerlerinin sırasıyla %98.53 ve %95.90 olduğunu belirtmektedir. Bu bulgular, önerilen modelin güvenilirliğini ve deneysel sonuçların modelle uyumunu doğrulamaktadır. Sonuç olarak, yanıt yüzey metodolojisi (RSM), atıksulardaki çözünmüş oksijenin optimize edilmesine yönelik yapılan deneylerde katkı sağlayabileceğini göstermektedir.

Anahtar kelimeler: Atıksu, Yanıt yüzey metodolojisi, Çözünmüş oksijen, Kereste fabrikası, Santrifüj

1. Introduction

Wood, a crucial natural asset in the forestry industry, is extensively utilized across various sectors. Through timber processing, a wide range of wood-based materials are obtained to serve industrial purposes. Activities such as harvesting, processing, drying, and cutting wood to required dimensions are typically carried out in plants involved in this process. However, these operations also lead to the generation of environmental pollutants (Adeoye et al., 2014; Li et al., 2022). Particularly in sawmills, the use of chemicals, including inorganic salts and organic compounds, poses significant pollution risks (Qiu et al., 2022). These chemicals are applied to enhance wood durability and protect against issues like blue staining, rot, and insect damage. The potential toxicity of these treatment materials to humans through

inhalation, ingestion, or skin contact is a concern (ILO, 1991).

Furthermore, the environmental impact of such facilities cannot be overlooked. Wastewater produced during wood drying processes is a major concern due to its chemical and organic composition. Discharges of this wastewater have the potential to cause significant environmental damage. Moreover, the disposal of wastewater originating from industrial operations encounters obstacles in meeting rigorous environmental standards. This challenge arises from the potential adverse environmental impacts resulting from the release of untreated contaminants into the environment through wastewater, which could potentially affect human settlements (Huang and Logan, 2008; Kamali and Khodaparast, 2015; Izadi et al., 2018; Bayram et al., 2024). The environmental repercussions stemming from such

✉ ^a Department of Forest Products Engineering, Isparta University of Applied Sciences, Isparta, Türkiye

^b Department of Business Administration, Bursa Technical University, Bursa, Türkiye

✉ ^{*} Corresponding author (İletişim yazarı): ugurozkan@isparta.edu.tr

✓ Received (Geliş tarihi): 24.02.2024, Accepted (Kabul tarihi): 28.05.2024



Citation (Atıf): Özkan, U., Kardeş, S., Cambazoğlu, M., Şahin, H.T., 2024. Optimization of dissolved oxygen in the removal of wastewater generated in a sawmill using response surface methodology (RSM). Turkish Journal of Forestry, 25(2): 213-219.

DOI: [10.18182/tjf.144155](https://doi.org/10.18182/tjf.144155)

wastewater can manifest across various aspects. Mainly, the presence of chemical compounds within the wastewater may contaminate water sources and pose a threat to aquatic ecosystems. Thus, it is need to prioritize adequate treatment of wastewater for environmental conservation. Additionally, enhancing the efficiency and efficacy of water utilization in industrial processes holds significant importance (Natarajan et al., 2018; Bayram et al., 2023).

During the evaluation of aquatic habitats, the parameter that receives consistent attention and is given top priority in each assessment is dissolved oxygen. Dissolved oxygen serves as an indicator of the ongoing biological, biochemical, and organic material load present in the aquatic ecosystem (Wetzel et al., 1979). Throughout this procedure, a range of technologies has been devised for the treatment of wastewater. Within these methodologies, the centrifugal effect and coagulation stand out as the prevailing techniques utilized for eliminating particles, reducing turbidity, and extracting natural organic substances (Chandegara and Varshney, 2014; Majekodunmi, 2015).

For optimization purposes, the response surface methodology (RSM) stands out as a frequently utilized experimental framework. Relying on experimental design principles, RSM serves as a statistical and mathematical approach aimed at optimizing the impacts of various process variables. Numerous researchers have extensively documented the capability of RSM to reduce the requisite number of experiments while acknowledging the influence of process parameters. Hence, scientists widely adopt RSM to refine processes and improve equipment designs through the identification of optimal parameter configurations (Bezerra et al., 2008; Aziz et al., 2014; Yolmeh and Jafari, 2017; Ohale et. al., 2017; Behera et. al., 2018). Nevertheless, the optimization process with RSM comprises three primary stages: initially, conducting statistically designed experiments; subsequently, estimating coefficients within a mathematical model; and finally, predicting the response and evaluating the model's adequacy within the experimental context (Bezerra et al., 2008; Aziz et al., 2014; Yolmeh and Jafari, 2017; Behera et al., 2018).

The main objective of this study is to examine how the chosen experimental factors such as centrifuge duration, centrifuge revolutions per minute (RPM), and microwave power influence the dependent output parameter of dissolved oxygen levels in wastewater produced during the drying phase in sawmills.

2. Material and methods

2.1. Material

In the study, wastewater generated during the kiln drying process of red pine wood in a sawmill was utilized. As one of the pre-treatment steps, a Beko household microwave oven (with a capacity of 20 litres and dimensions of 42.5 cm wide x 26.2 cm high x 32.5 cm length) was used. The microwave oven is based on the 90-360 Watt irradiation principle. There is also a manually adjustable time. Microwave pre-treatment was carried out to break down and modify the organic matter present in the wastewater and aimed to improve its processability in the subsequent treatment stages (Ozkan et al., 2023).

Following the microwave treatment, a centrifuge instrument was used to separate the precipitate and solution.

This device works on the principle of rapid rotation to separate solid and liquid components in wastewater. The centrifuge device operates between 1000-4000 RPM. It also has a manually adjustable time. After centrifugation, the sediments were separated from the solution for dissolved oxygen analysis.

The dissolved oxygen content in the solution allocated for qualitative analysis of the wastewater was determined. This serves as an indicator of the oxygen level in the wastewater and hence its quality. The measurement of dissolved oxygen using a HACH brand dissolved oxygen device (Pocket Colorimeter II) was utilized as a significant parameter to assess the environmental impacts of the wastewater and evaluate the effectiveness of treatment processes.

As the working principle of dissolved oxygen, firstly, the water sample to be measured is prepared and placed in the reservoir of the device. The device optically measures the sample in the chamber via sensors. This measurement is converted into a numerical value by an electronic circuit. The resulting numerical value is displayed on the instrument's screen or on a digital panel. This value indicates the amount of dissolved oxygen in the sample and is usually expressed in milligrams of oxygen per liter (mg/L).

2.2. Methods

The obtained wastewater was carefully measured and transferred into a 100 ml glass beaker before the start of the experiment. Subsequently, this beaker was positioned at the center of a microwave oven. The microwave oven was operated under 2.4 GHz conditions, and all samples were irradiated continuously for a period of 30 seconds to ensure homogeneous processing. Following the microwave pretreatment, a 20 ml portion of wastewater was transferred to a centrifuge tube. The centrifuge was then operated at appropriate RPM and duration to facilitate the separation of precipitates and solution (Özkan and Şahin, 2023).

In the final stage of the experiment, dissolved oxygen (DO) values were meticulously measured and recorded before each sample measurement, ensuring accurate calibration of the instrument. The samples underwent processing for varying durations ranging from 5 to 20 minutes for microwave treatment. Additionally, centrifuge rotation speeds ranged from 15 to 35 RPM, while microwave power levels were adjusted between 100 and 250 Watts.

To enable more detailed analyses and achieve efficient outcomes, the Minitab program was employed utilizing the response surface methodology (RSM). This methodology facilitated the optimization of interactions between experiments and variables, thus contributing to the effective processing of wastewater and improvement of results. The value ranges of the samples are given in Table 1.

Table 1. Ranges of variable values for experimental design

No	Name	Low	High
1	Centrifuge time (Min)	5	20
2	Centrifuge (RPM)	15	35
3	MW power (Watts)	100	250

RSM is a combination of statistical and mathematical techniques proper for modeling and analyzing situations where a response of interest is motivated by multiple factors. The goal is to maximize this response. The goal of the RSM approach is to model and optimize the output, which depends on several important aspects (Montgomery, 2017). It is a collection of mathematical and statistical attempts. Square or linear polynomial equations are used to identify the case study in order to do this. Because of this, the RSM's initial step is to identify an approximation function between the input and the output. The approximation function is the first-order model if the function establishes a linear function relationship between the input and the output (Kiran et al., 2016). Equation 1 illustrates the most basic model that may be utilized in RSM based on a first-order polynomial.

$$y = \beta_0 + \sum_i^k \beta_i x_i + \varepsilon \tag{1}$$

A three-factor three level design is the most basic type of experiment design. A factor in this type of design can have one of three values: + 1, - 1, or 0, which correspond to a maximum, minimum, and the so-called center or mid-point, respectively. The following equation displays the design matrix (Box and Behnken, 1960):

$$\begin{bmatrix} \pm 1 & \pm 1 & 0 \\ \pm 1 & 0 & \pm 1 \\ 0 & \pm 1 & \pm 1 \\ 0 & 0 & 0 \end{bmatrix} \tag{2}$$

In a single experiment, factor values that are all at their maximum or minimum level are not suggested by Box-Behnken experimental designs. This avoids doing trials in harsh environments that can produce disappointing outcomes. According to Ferreira et al. (2007), the following equation determines the number of runs in advance:

$$N = 2k(k-1) + C \tag{3}$$

Where C denotes the number of central points, and k denotes the number of components. Three layers of the three-factor A single block of 15 runs, comprising 12-factor code variations and three additional center values of the factor range, were formed using the Box–Behnken experimental design (Table 2) (Box and Behnken, 1960).

3. Result and discussion

Experimental treatment of wastewater generated during the drying process at a sawmill was conducted using three independent variables. The identification of these variables is crucial for enhancing the quality of wastewater as wastewater management poses a critical environmental concern for industrial establishments. In this context, dissolved oxygen values serve as significant indicators for evaluating wastewater treatment efficiency. Response Surface Methodology (RSM) is a statistical technique widely

employed for optimizing such complex processes. The utilization of RSM provides an appropriate approach to analyze dissolved oxygen levels during wastewater treatment processes and correlate these values with specific independent variables. Equation 7 shows the dissolved oxygen values obtained from the analysis.

$$\begin{aligned} \text{Dissolved Oxygen} = & 2.194 + 0.322 \text{ Centrifuge Time} - \\ & 0.2694 \text{ Centrifuge RPM} + 0.01802 \text{ Microwave Power} - \\ & 0.01000 \text{ Centrifuge Time} * \text{Centrifuge Time} + 0.00984 \\ & \text{Centrifuge RPM} * \text{Centrifuge RPM} + 0.000103 \text{ Microwave} \\ & \text{Power} * \text{Microwave Power} + 0.01161 \text{ Centrifuge} \\ & \text{Time} * \text{Centrifuge RPM} - 0.001252 \text{ Centrifuge} \\ & \text{Time} * \text{Microwave Power} - 0.001673 \text{ Centrifuge} \\ & \text{RPM} * \text{Microwave Power} \end{aligned} \tag{4}$$

The experimental response and the estimated values from Equation 1 are presented in Table 3. The experimental dissolved oxygen values obtained from the optimized procedure closely match the estimated values. The lowest dissolved oxygen value was achieved with a centrifuge time of 5 minutes, centrifuge RPM of 35.00, and microwave (MW) power of 175.000 Watts. Conversely, the highest dissolved oxygen value was determined with a centrifuge time of 20 minutes, centrifuge RPM of 25.00, and MW power of 100.00 Watts. It has been observed that increasing the centrifugation time significantly affects the dissolved oxygen values.

Furthermore, this study emphasizes the importance of optimization in wastewater treatment. By utilizing the identified optimal parameters, it is possible to enhance wastewater treatment efficiency and mitigate environmental impacts. Therefore, further research and development efforts in wastewater treatment can contribute to the advancement of sustainable environmental practices.

The ANOVA test applied to the experimental results is presented in Table 4 with thorough detail. The ANOVA analysis has shown that the model obtained is statistically significant (p<0.05), indicating compatibility between the proposed model and the experimental data. The values of R² and R² (adj) are calculated as 98.53% and 95.90% respectively, indicating a strong fit of the model to the experimental data. However, a significant nonlinearity (p<0.05) has been detected through the linearity test. This suggests that the model may not fully meet certain linearity assumptions. Nonetheless, the insignificance of the nonlinearity value at 0.075 (p>0.05) implies that the nonlinearity is not practically significant. This suggests a close correspondence between the proposed model and the experimental data.

These findings support the reliability of the proposed model and the accuracy of the experiments. However, considering the limitations identified in the linearity test, it may be worthwhile to explore conditions under which the model can be better tailored or improved. Therefore, future studies could focus on enhancing the accuracy of the model through additional analyses or exploring new methodologies for its refinement.

Table 2. Box-Behnken Experimental Design with Three Factor

Box-Behnken experimental design							
No	A	B	C	No	A	B	C
1	-1	-1	0	9	0	-1	-1
2	1	-1	0	10	0	1	-1
3	-1	1	0	11	0	-1	1
4	1	1	0	12	0	1	1
5	-1	0	-1	13	0	0	0
6	1	0	-1	14	0	0	0
7	-1	0	1	15	0	0	0
8	1	0	1				

Table 3. RSM experimental design and variable values

Standart run	Centrifuge Time (Min)	Centrifuge (RPM)	Microwave Power (Watts)	Dissolved Oxygen (Experimental)	Dissolved Oxygen (Predicted)
1	12.50	35.00	250.00	4.80	4.77
2	12.50	15.00	100.00	3.70	3.76
3	12.50	25.00	175.00	3.90	3.96
4	20.00	25.00	100.00	5.90	5.99
5	12.50	25.00	225.00	4.20	4.05
6	5.00	25.00	250.00	3.30	3.37
7	20.00	15.00	175.00	3.80	3.83
8	5.00	35.00	175.00	3.20	3.18
9	12.50	15.00	100.00	3.70	3.76
10	20.00	25.00	250.00	4.10	4.10
11	15.00	35.00	250.00	5.10	5.12
12	17.50	20.00	100.00	4.90	4.67
13	12.50	25.00	225.00	4.00	4.05
14	5.00	15.00	175.00	3.50	3.43
15	12.50	25.00	175.00	3.90	3.96

Table 4. Analysis of Variance

Source	DF	Adj SS	Adj MS	F-Value	P-Value
Model	9	7.56090	0.84010	37.36	0.000
Linear	3	5.17679	1.72560	76.74	0.000
Centrifuge Time	1	3.95274	3.95274	175.78	0.000
Centrifuge RPM	1	1.92153	1.92153	85.45	0.000
Microwave Power	1	0.18514	0.18514	8.23	0.035
Square	3	0.24906	0.08302	3.69	0.097
Centrifuge Time*Centrifuge Time	1	0.09242	0.09242	4.11	0.098
Centrifuge RPM*Centrifuge RPM	1	0.17307	0.17307	7.70	0.039
Microwave Power*Microwave Power	1	0.06743	0.06743	3.00	0.144
2-Way Interaction	3	2.15702	0.71901	31.98	0.001
Centrifuge Time*Centrifuge RPM	1	1.58241	1.58241	70.37	0.000
Centrifuge Time*Microwave Power	1	0.86751	0.86751	38.58	0.002
Centrifuge RPM*Microwave Power	1	0.09572	0.09572	4.26	0.094
Error	5	0.11243	0.02249		
Lack-of-Fit	2	0.09243	0.04622	6.93	0.075
Pure Error	3	0.02000	0.00667		
Total	14	7.67333			
Model Summary		S	R ²	R ² (adj)	
		0.15	98.53%	95.90%	

ANOVA analysis was tested at 95% confidence level and the results were found to be significant (p<0.05)

The normal probability plot, constructed to enhance the reliability of the study and ensure the validity of the results, demonstrates that the dissolved oxygen levels exhibit a homogeneous distribution, with minimal random variation observed during the analysis process. The normal probability plot, based on the examination of dissolved oxygen values, is presented in Figure 1. The observed straight line in the graph indicates that the residuals closely follow a normal distribution, confirming the statistically reliable measurement of dissolved oxygen levels. This reinforces the credibility of the analysis and supports the accuracy of the obtained data. Moreover, the proximity of dissolved oxygen levels to a normal distribution allows researchers to better comprehend and interpret the data.

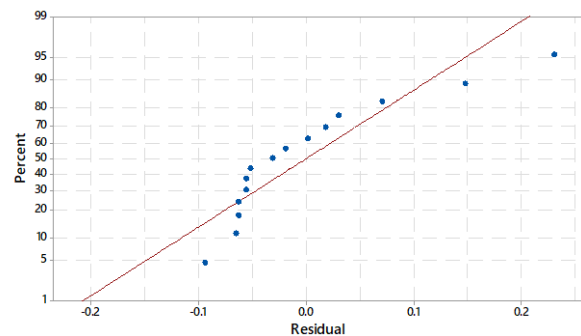


Figure 1. The normal probability plot of dissolved oxygen data

Table 5 is based on a multiple response modeling aimed at predicting dissolved oxygen levels. The experiments were conducted to investigate the effects of different centrifuge times, centrifuge RPMs, and microwave power levels on dissolved oxygen. The results indicate that under conditions of 20 minutes of centrifuge time, 35 RPM centrifuge revolutions per minute, and 100 Watt microwave power, the dissolved oxygen level was estimated to be 9.85 mg/L. This prediction was found within a 95% confidence interval of (7.08 to 12.62 mg/L), with a 95% prediction interval (95% PI) ranging from 7.06 to 12.64 mg/L. These findings demonstrate that multiple response modeling is an effective tool for understanding the impact of specific processes on dissolved oxygen levels. This data could serve as a valuable guide for optimizing water treatment processes and improving water quality.

The contour plots presented in Figure 2 illustrate the interaction between centrifuge time, centrifuge RPM, and microwave power. The curved shape of the plots suggests the significance of interaction among these factors. Upon examining the interaction between centrifuge RPM and centrifuge time, it is observed that an increase in both RPM and time leads to an increase in dissolved oxygen levels. Particularly, an increase in centrifuge time contributes to higher dissolved oxygen values, as it enhances mixing and promotes a more homogeneous distribution of dissolved oxygen in the liquid. On the other hand, in the interaction between microwave power and centrifuge time, an increase in centrifuge time is associated with higher dissolved oxygen levels. However, the increase in microwave power does not seem to significantly affect the effectiveness, indicating that higher microwave power does not substantially impact dissolved oxygen levels.

Table 5. Multiple Response Prediction

Variable	Setting			
Centrifuge Time (Min)	20			
Centrifuge (RPM)	35			
Microwave Power (Watts)	100			
Response	Fit	SE Fit	95% CI	95% PI
Dissolved Oxygen	9.85	1.08	(7.08; 12.62)	(7.06; 12.64)

Lastly, when examining the interaction between microwave power and centrifuge RPM, it is noted that the highest dissolved oxygen levels are achieved with an increase in centrifuge RPM. This suggests that higher RPM values provide better mixing, thereby encouraging a more homogeneous distribution of dissolved oxygen in the liquid.

These findings highlight the complexity of factors influencing dissolved oxygen levels and underscore the importance of considering these interactions for optimizing water treatment processes and enhancing efficiency.

When Figure 3 is examined, the Pareto chart of standardized effects demonstrates the significance of factors A (centrifuge time), B (centrifuge RPM), and C (microwave power) on the dissolved oxygen response variable. When the alpha value is set to 0.05, factors exceeding the critical threshold of standardized effects are considered statistically significant.

Upon inspection of the Pareto chart, it is evident that factor A (centrifuge time) possesses the largest standardized effect, indicating its substantial influence on dissolved oxygen levels. This suggests that variations in centrifuge time significantly impact the concentration of dissolved oxygen in the treated wastewater.

Following factor A, factor B (centrifuge RPM) also exhibits a notable standardized effect, albeit slightly smaller than factor A. This suggests that changes in centrifuge RPM also play a significant role in affecting dissolved oxygen levels, although to a slightly lesser extent than centrifuge time.

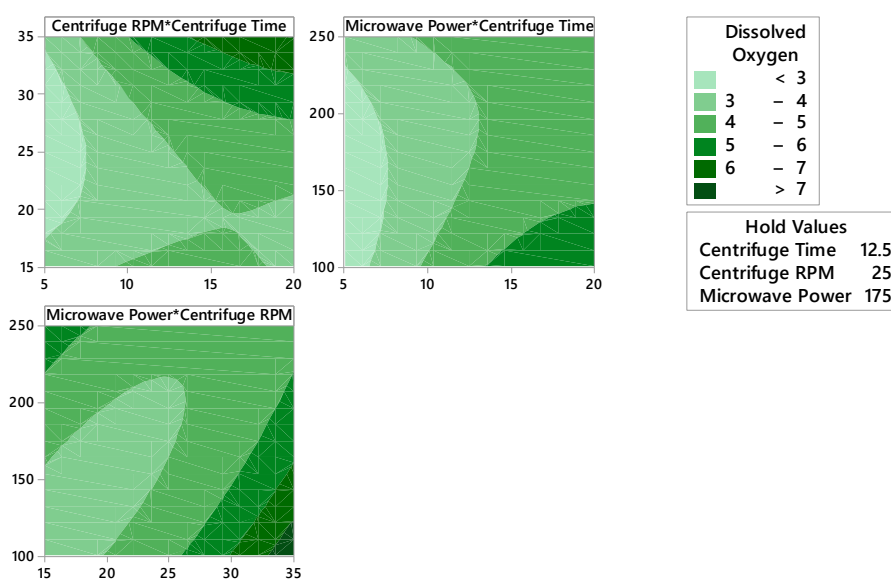


Figure 2. The contour plots of dissolved oxygen

Factor C (microwave power) demonstrates the smallest standardized effect among the three factors. While still statistically significant according to the Pareto chart, its impact may be comparatively weaker than factors A and B.

In summary, based on the Pareto chart of standardized effects, centrifuge time (factor A) emerges as the most influential factor affecting dissolved oxygen levels, followed by centrifuge RPM (factor B), with microwave power (factor C) exhibiting a smaller yet still significant effect. These findings provide valuable guidance for optimizing the process and enhancing dissolved oxygen levels in wastewater treatment.

The main effects plot in Figure 4 visually illustrates the effects of centrifuge time, centrifuge RPM, and microwave power, which are the focal parameters of the study, on dissolved oxygen levels. The graph serves as an important tool to understand the effects of each factor on dissolved oxygen levels and demonstrates how these effects vary.

Upon examining the graph, it is observed that an increase in centrifuge time leads to an increase in dissolved oxygen levels. This suggests that longer centrifuge processes

contribute to a more homogeneous distribution of dissolved oxygen in the liquid, consequently resulting in higher dissolved oxygen levels.

When analyzing the effect of centrifuge RPM, it is observed that initially, an increase in RPM leads to a decrease in the average, but beyond a certain point, as RPM increases, the average also increases. In the analysis of microwave power, it is noted that an increase in microwave power leads to a decrease in the average dissolved oxygen levels. However, it is observed that after approximately 240 Watts, the average begins to rise again.

These findings emphasize the importance of considering specific parameters such as centrifuge time, centrifuge RPM, and microwave power in optimizing water treatment processes and increasing dissolved oxygen levels. Particularly, the optimization process implemented through response surface methodology, as demonstrated in various statistical analyses, can play a crucial role in improving efforts to remove pollution from wastewater.

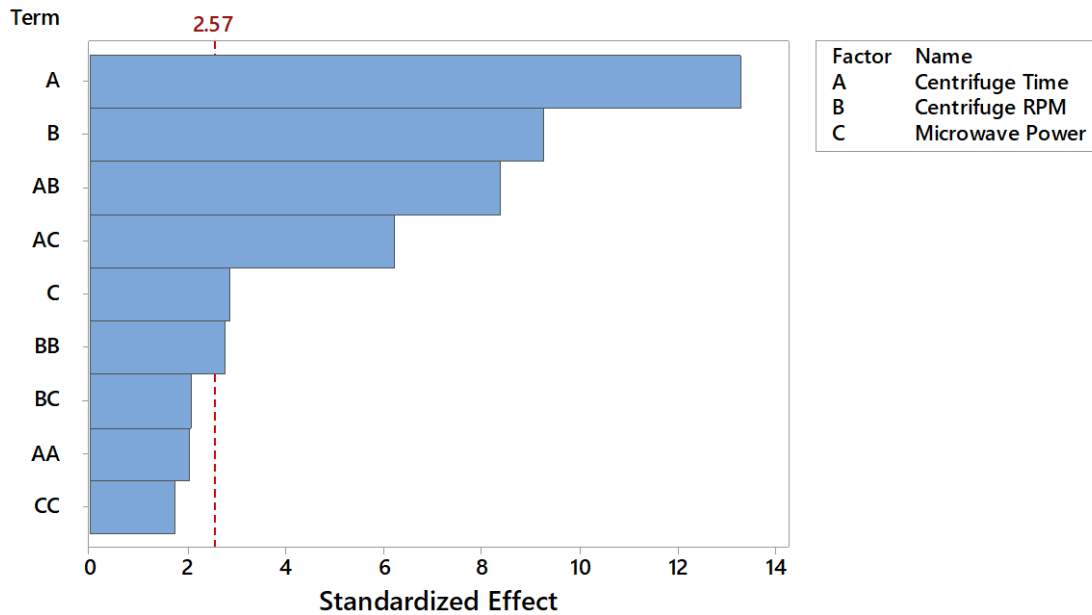


Figure 3. Pareto chart of standardized effects of factors ($\alpha=0.05$)

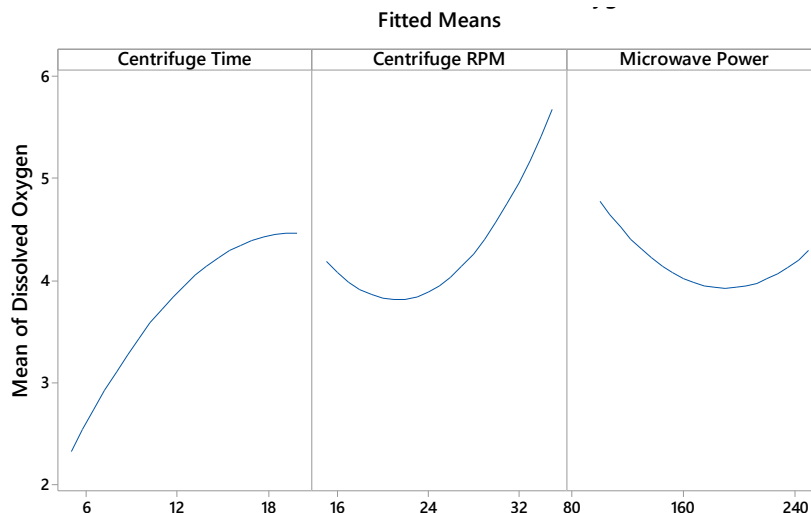


Figure 4. Main effects plot for dissolved oxygen

Conclusions

In conclusion, response surface methodology (RSM) was employed to optimize dissolved oxygen levels in the treatment of wastewater generated in a sawmill. Three main factors were examined: centrifuge time (minutes), centrifuge RPM, and microwave power (Watts). Through a series of experiments conducted using RSM, the interactions of these factors on dissolved oxygen levels were analyzed.

The obtained data indicate that centrifuge time emerges as the most influential factor affecting dissolved oxygen levels, followed by centrifuge RPM and microwave power. These findings provide a valuable roadmap for optimizing the process and may contribute to enhancing dissolved oxygen levels in wastewater treatment.



Furthermore, this study, which identified optimal conditions through the application of RSM, can lead to improving the efficiency and effectiveness of wastewater treatment processes in similar industrial environments. Future research endeavors may explore additional factors and interactions to further refine the optimization process and enhance overall wastewater treatment performance.

It is suggested that RSM could be used in future studies to determine the optimal conditions for the treatment of sawmill effluent. The finding that centrifugation time affects dissolved oxygen levels more than any other factor may identify an area of focus to improve the process. This approach could improve wastewater treatment efficiency in similar industrial settings. Furthermore, future research studies could examine additional factors and interactions to further enhance the optimization process and improve the overall wastewater treatment performance.

References

- Adeoye, O.A., Adeomi, A.A., Adewole, A.O., Israel, O.K., Temitayo-Oboh, A.O., Olarewaju, S.O., 2014. Wood dust particles: Environmental pollutant in Nigerian sawmill industries. *Journal of Environmental and Occupational Science*, 3(2): 77-80.
- Aziz, N.A.M., Yunus, R., Rashid, U., Syam, A.M., 2014. Application of response surface methodology (RSM) for optimizing the palm-based pentaerythritol ester synthesis. *Industrial Crops and Products*, 62: 305-312.
- Bayram, O., Özkan, U., Şahin, H.T., 2023. Kızılcım kozalağından elde edilen biyokömürün absorban olarak kullanımı: Sulu çözümlerden kongo kırmızısı giderimi. *Turkish Journal of Forestry*, 24(4): 403-410.
- Bayram, O., Özkan, U., Şahin, H.T., Göde, F., 2024. Malachite green (cationic dye) removal with modified *Pinus brutia* biochar. *International Journal of Phytoremediation*, 26(3): 416-426.
- Behera, S.K., Meena, H., Chakraborty, S., Meikap, B.C., 2018. Application of response surface methodology (RSM) for optimization of leaching parameters for ash reduction from low-grade coal. *International Journal of Mining Science and Technology*, 28(4): 621-629.
- Bezerra, M.A., Santelli, R.E., Oliveira, E.P., Villar, L.S., Escalera, L. A., 2008. Response surface methodology (RSM) as a tool for optimization in analytical chemistry. *Talanta*, 76(5): 965-977.
- Box, G. E., Behnken, D. W., 1960. Some new three level designs for the study of quantitative variables. *Technometrics*, 2(4): 455-475.
- Chandegara, V.K., Varshney, A.K., 2014. Effect of centrifuge speed on gel extraction from aloe vera leaves. *Journal of Food Processing & Technology*, 5: 1-6
- Ferreira, S.C., Bruns, R.E., Ferreira, H.S., Matos, G.D., David, J.M., Brandão, G.C., da Silva, E.G.P., Portugal, L.A., dos Reis, P.S., Souza, A.S., dos Santos, W.N.L., 2007. Box-Behnken design: an alternative for the optimization of analytical methods. *Anal Chim Acta*, 597(2): 179-186.
- Huang, L., Logan, B.E., 2008. Electricity generation and treatment of paper recycling wastewater using a microbial fuel cell. *Applied Microbiology and Biotechnology*, 80(2): 349-355.
- ILO, 1991: The Forestry and Wood Industries and the Environment. International Labour Office General Report, Forestry and Wood Industries Committee, Second Sessions, ISBN 92-2- 107602-4, Geneva.
- Izadi, A., Hosseini, M., Najafpour Darzi, G., Nabi Bidhendi, G., Pajoum Shariati, F., 2018. Treatment of paper-recycling wastewater by electrocoagulation using aluminum and iron electrodes. *Journal of Environmental Health Science and Engineering*, 16(2): 257-264.
- Kamali, M., Khodaparast, Z., 2015. Review on recent developments on pulp and paper mill wastewater treatment. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 114: 326-342.
- Kiran, B., Pathak, K., Kumar, R., Deshmukh, D., 2016. Statistical optimization using central composite design for biomass and lipid productivity of microalga: a step towards enhanced biodiesel production. *Ecological Engineering*, 92: 73-81.
- Li, D., Zou, M., Jiang, L., 2022. Dissolved oxygen control strategies for water treatment: a review. *Water Science & Technology*, 86(6): 1444-1466.
- Majekodunmi, S.O., 2015. A review on centrifugation in the pharmaceutical industry. *American Journal of Biomedical Engineering*, 5(2): 67-78.
- Montgomery, D. C., 2017. Design and analysis of experiments. John Wiley & sons.
- Natarajan, S., Bajaj, H.C., Tayade, R.J., 2018. Recent advances based on the synergetic effect of adsorption for removal of dyes from wastewater using photocatalytic process. *Journal of Environmental Sciences*, 65: 201-222.
- Ohale, P. E., Uzoh, C. F., Onukwuli, O. D., 2017. Optimal factor evaluation for the dissolution of alumina from Azaraegbelu clay in acid solution using RSM and ANN comparative analysis. *South African Journal of Chemical Engineering*, 24(1): 43-54.
- Ozkan, U., Bayram, O., Göde, F., Coskun, S., Sahin, H.T., 2023. Application of response surface methodology (rsm) for optimizing turbidity of paper recycling wastewater using microwave technology. *Asian Journal of Applied Chemistry Research*, 13(1): 13-22.
- Özkan, U., Şahin, H.T., 2023. Treatment of paper recycling wastewater using microwave technology. *Turkish Journal of Forestry*, 24(2): 134-138.
- Qiu, B., Shao, Q., Shi, J., Yang, C., Chu, H., 2022. Application of biochar for the adsorption of organic pollutants from wastewater: Modification strategies, mechanisms and challenges. *Separation and Purification Technology*, 121925.
- Wetzel, R.G., Likens, G.E., 1979. *Limnological Analyses*. Springer-Verlag.
- Yolmeh, M., Jafari, S.M., 2017. Applications of response surface methodology in the food industry processes. *Food and Bioprocess Technology*, 10(3): 413-433.

Orman yangınları sonrasında ağaçların canlılık durumlarının tahmin edilmesi

Coşkun Okan Güney^{a,*} , Aylin Güney^b 

Özet: Bir orman yangınından sonra, farklı derecelerde yanmış alanlardan oluşan mozaik bir yapı meydana gelmektedir. Kısmen yanmış ve yaşama ihtimali olan ağaçların ölüp ölmeyeceğinin tahmin edilmesi, yangın sonrası odun üretimi ve silvikültürel planlamalar için önemlidir. Yangın sonrası ağaçların canlılık durumlarının doğru şekilde tahmin edilebilmesi ise yangının meydana gelme süreçlerinin ve sonrasında ağaçlara nasıl zarar verdiğinin iyi bilinmesine bağlıdır. Tahminler yapılırken ağacın farklı kısımlarındaki zarar derecesi, morfolojik özellikler, yangın davranışı özellikleri ve ikinci dereceden ölüm etkenleri dikkate alınabilir. Genellikle lojistik regresyon yöntemi kullanılarak modellenmektedir. Bu modeller belirli doğruluk düzeyinde canlılık durumu tahminleri sağlamaktadır ve bireysel ağaçlar için oluşturulabileceği gibi meşcere düzeyinde de değerlendirilebilir. Bu derlemenin amacı, yangın sonrası canlılık durumu modelleme çalışmaları için kılavuz niteliğinde bilgiler sunmaktır. Bu amaçla, orman yangınları sonrasındaki ağaç ölüm mekanizmaları, canlılık durumu modellemelerinde kullanılan değişkenler ve ölçme yöntemleri, modellerin oluşturulması ve oluşturulan modellerin nasıl kullanılabileceği hakkında bilgiler verilmiş, bundan sonra yapılacak çalışmalar için literatür özetlenerek konunun iyi ve eksik yönleri tartışılmıştır.

Anahtar kelimeler: Yangın ekolojisi, Yangın hasarı, Yangın zararı, Kambiyum zararı, Lojistik regresyon

Predicting post-fire tree mortality

Abstract: After a forest fire, a mosaic structure of areas burned to varying degrees is created. Predicting whether partially burned and potentially viable trees will die is crucial for post-fire timber production and silvicultural planning. A good understanding of the processes of fire occurrence and fire damage to trees is essential for precise prediction of post-fire tree mortality. The degree of damage to different parts of the tree, morphological characteristics, fire behavior characteristics, and secondary mortality factors can be taken into account when making predictions and are usually modeled using logistic regression. These models provide mortality estimates at a certain level of accuracy and can be used for individual trees or stand level. The aim of this review is to provide guidelines for post-fire mortality modeling research. To this end, our review provides information on the mechanisms of post-fire tree mortality, variables and measurements used in mortality modeling, model construction and application, summarizes the literature for future studies, and discusses the strengths and weaknesses of the topic.

Keywords: Fire ecology, Fire damage, Fire injury, Cambium damage, Logistic regression

1. Giriş

Yangın, Akdeniz havzasındaki ağaç ölümlerinin en yaygın nedenidir (Quevedo vd., 2007). Orman yangınları, ağaçların ölmesine sebebiyet vererek ekosistemlerin üretkenliğini sınırlamak, kaynak kullanılabilirliğini, bitki örtüsünün yapısını ve bileşimini değiştirmek başta olmak üzere birçok şekilde ekosistemleri etkilemektedir (Bond ve Keeley, 2005). Bu etkilerin karbon depolama, biyoçeşitliliğin korunması, hidrolojik süreçler ve ekonomik/sosyal hizmetler üzerinde hem olumlu hem de olumsuz sonuçları olabilir (Bowman vd., 2009). Yangına adapte olmuş ve yangına bağımlı ekosistemlerde, yangın; ağaç yoğunluğunu ve tür hakimiyetini kontrol ederek, yangın olmadığında uzun süreli yaşam döngüsünde devamlılık sağlayamayacak çeşitli bitki ve hayvan türlerini destekleyen bir yaşam alanı yaratmaktadır (Hood ve Varner, 2019). Diğer yandan, yangına adapte olmuş ekosistemler son yıllarda iklim değişikliğiyle ortaya çıkan bir tehdit olarak artan yangın büyüklüğü, yangın sıklığı ve yanma derinliği (ing: fire severity) nedeniyle savunmasız

olabilirler (Flannigan vd., 2009). Yangın sıklığı ve yanma derinliğindeki iklim kaynaklı artışların ormanlık alanlarda meydana gelen kayıplar nedeniyle karbon stoklarında ve biyoçeşitliliğinde büyük düşüşlere sebep olacağı tahmin edilmektedir (Liang vd., 2017). Yangın rejimlerindeki bu değişiklikler orman alanlarını ormansız alanlar haline dönüştürebilirler (Fairman vd., 2016). Yangın etkilerini tahmin etmek için yerel ölçekten küresel ölçeye kadar yangının neden olduğu ağaç ölümlerinin nedenlerinin anlaşılması gereklidir (Hood ve Varner, 2019).

Yangın sonrası ağaçlarda canlılık durumunun tahmin edilmesi planlama ve yangın sahalarındaki kıymetli alanları (ağaçlandırma sahası, doğal yaşam alanı, su ve toprak koruma, erozyonu önleme sahası, vb.) kurtarma seçeneklerini değerlendirme adına önemlidir (Regelbrugge ve Conard, 1993). Bu tahminler, küçük alanlarda gerçekleşen örtü yangınları sonrası bir kesime gerek olup olmadığı, büyük yangınların kenarlarındaki az zarar görmüş ağaçların kesilip kesilmeyeceği konularında ve ekosistemin yeniden yapılanma sürecinde önemli işlevler görebilecek olan yangın

^a Ege Ormancılık Araştırma Enstitüsü Müdürlüğü, Orman Yangınları Araştırmaları Başmühendisliği, 35430, İzmir, Türkiye

^b İzmir Kâtip Çelebi Üniversitesi, Orman Fakültesi, Orman Botanigi Anabilim Dalı, 35620, İzmir, Türkiye

* **Corresponding author** (İletişim yazarı): coskunokanguney@ogm.gov.tr

✓ **Received** (Geliş tarihi): 05.04.2024, **Accepted** (Kabul tarihi): 21.05.2024



Citation (Atıf): Güney, C.O., Güney, A., 2024. Orman yangınları sonrasında ağaçların canlılık durumlarının tahmin edilmesi. Turkish Journal of Forestry, 25(2): 220-232.

DOI: [10.18182/tjf.1441012](https://doi.org/10.18182/tjf.1441012)

sonrası sahada kalacak ağaçlara karar vermede yardımcı olacaktır (Güney vd., 2021). Ormanların planlanmasına yönelik yöneticiler tarafından kontrol edilebilir değişkenler ile yangın sonrası canlılık durumu modellerinin kullanılması, farklı yönetim alternatiflerinin sonuçlarını tahmin etmeye yardımcı olabilir ve böylece belirsizliği azaltabilmektedir. Ayrıca; bu modeller yangın nedeniyle beklenen kayıpları azaltacak yönetim alternatiflerinin belirlenmesine yardımcı olmaktadır (Von Gadow, 2000).

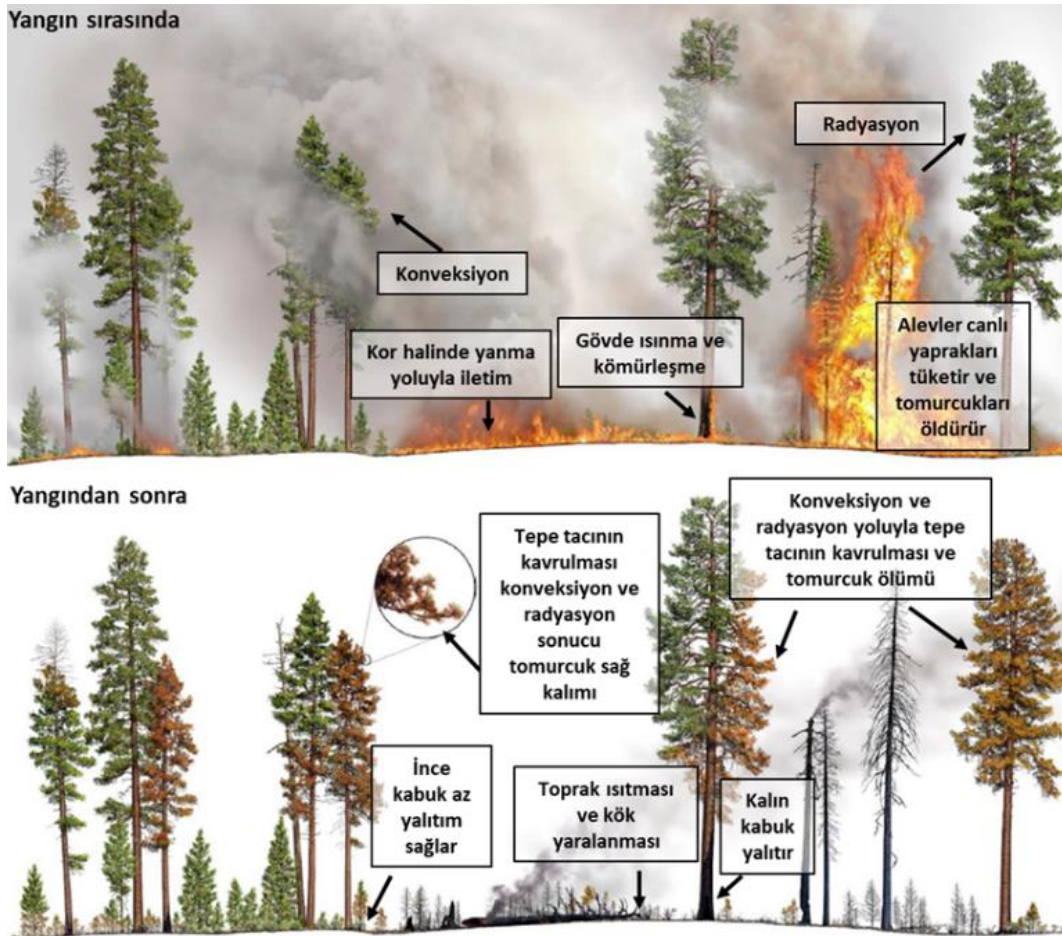
2. Yangın sonrası ağaç ölüm mekanizmaları

Ağaçların yangın sonrasında canlı kalıp kalmayacağını doğru bir şekilde tahmin edebilmek için öncelikle yangının meydana gelme süreçlerinin ve sonrasında ağaçlara nasıl zarar verdiğinin iyi bilinmesine ihtiyaç vardır. Yangın genel olarak üç aşamada gerçekleşir. Bu aşamalar sırasıyla ön ısınma, alevli yanma ve kor halinde yanmadır (Heikkilä vd., 2010). Yanıcı maddeler genellikle 300-400 °C (tutuşma sıcaklığı) arasında alev almaya başlarlar (Güney vd., 2022). Yangın anında sıcaklık 1300 °C'lere kadar çıkabilir (Satio, 2001) ancak genellikle ortalama olarak 500-1000 °C arasında gerçekleşmektedir (Butler vd., 2004). Birbirine izleyen bu üç aşamada gerçekleşen yanma olayında, aynı zamanda ısı iletimi gerçekleşir (radyasyon, konveksiyon ve kondüksiyon) ve yangın geniş alanlara yayılabilir. Yanıcı madde, topoğrafya ve hava halleri yangını etkileyen faktörlerdir. Bu faktörlerin değişkenliği nedeniyle yangın karmaşık bir

yapıdadır ve yangın davranışı sürekli değişebilmektedir. Bu değişkenlik nedeniyle yangın toprak, örtü ve tepe gibi farklı tiplerde gerçekleşebilir ve çoğu zaman bu üç yangın tipi kesin sınırlar ile birbirlerinden ayrılmaz ve birbiri ile geçişkenlik içerebilir. Bunun sonucunda da ağaçlar farklı şekillerde yangından zarar görebilir ve yangında farklı derecelerde zarar görmüş ağaçların bir kombinasyonu şeklinde mozaik bir yapı oluşabilmektedir (Şekil 1).

Yanıcı maddelerin su içeriği, düzeni ve birikimi, yangın davranışını güçlü bir şekilde etkilemektedir (Bond ve Keeley, 2005). Yüksek şiddetli tepe yangınları, canlı ve ölü tepe yanıcı maddelerini tüketir ve ağaç tepesindeki tüm yaprakların ve meristemlerin yanması nedeniyle (ağaç ısıya dayanıklı organlardan yeniden filizlenmediği sürece) ani ölümlere neden olabilir (Pausas ve Keeley, 2017). Buna karşılık, düşük ila orta şiddetdeki yangınlar genellikle olgun ağaçlar için doğrudan ölümcül bir tehdit oluşturmaz, bunun yerine daha sonra tüm ağacın işleyişini etkileyen çeşitli yaralanmalara neden olabilir (Bär vd., 2019).

Ağaçlar üzerindeki yangın etkileri birinci ve ikinci dereceden etkiler olarak sınıflandırılabilir (Bär vd., 2019). Birinci dereceden etkiler, ısı transferinin bitkinin kök, gövde ve tepe tacı dokuları üzerindeki ani etkilerini içermektedir. Ölümcül olmayan birinci dereceden yangın zararları, ağaç fizyolojisindeki sınırlamalar veya böcek gibi biyotik etmenlerinin saldırılarına karşı artan duyarlılık gibi ikinci dereceden etkileri tetikleyebilmektedir (Michaletz ve Johnson, 2007; Michaletz ve Johnson, 2008).



Şekil 1. Ağaçların ısı transferleri sonucu aldığı zararlar (Hood ve Varner, 2019)

Yangın, ısı transferi nedeniyle bitkilerde birinci dereceden yangın zararı olan doku nekrozuna sebebiyet vermektedir (Şekil 2). Bitkilerde dokuların zarar görebilmesi için 60 °C sıcaklık yeterlidir (Michaletz ve Johnson, 2006). Fakat dokunun bu sıcaklığa ne kadar süre ile maruz kaldığına göre etki derecesi değişkenlik göstermektedir. Örneğin, doku 60 °C sıcaklığın altında uzun süre kalırsa ölebilirken, 60 °C'nin üstündeki sıcaklıklara kısa süre maruz kaldıklarında canlılığını koruyabilmektedir (Dickinson ve Johnson, 2004). Bir yangın anında ısı transferi nedeniyle ağaçların kökleri, gövdeleri ve dal, yaprak ve tomurcuklardan oluşan tepeleri zarar görebilmektedir.

Tepe tacına ısı transferi radyasyon ve ağırlıklı olarak konveksiyon yoluyla gerçekleşmektedir (Şekil 1) (Cruz vd., 2006). Tepe tacının ısı transferine maruz kalmasıyla yaprak ve tomurcuk nekrozunun yanı sıra dallarda da kambiyum ve floem hasarına sebep olabilir (Şekil 2, b11). Tepe tacındaki zararların derecesi tepe tacının termofiziksel özellikleri, yangın şiddeti (ing: fire intensity), yangının kalış süresi ve tepe altı yüksekliği ile ilgilidir (Wagner, 1973; Michaletz ve Johnson, 2007). Yaprakların morfolojik özellikleri ısı akışlarını kontrol ederken, kütle, su içeriği ve özgül ısı kapasitesi gibi diğer özellikler ne kadar enerji gerektiğini, dolayısıyla hangi sıcaklıklardan zarar görebileceklerini belirlemektedir (Michaletz ve Johnson, 2006). Büyük tomurcuklara sahip türler, nispeten küçük tomurcuklara sahip türlere göre tomurcuk nekrozuna çok daha az duyarlıdır (Michaletz ve Johnson, 2006). Birçok kozalak ve meyvye, tohumdaki embriyo dokularını ısı nekrozuna karşı yalıtabilir. Bu tohumlarını tepe tacındaki tohum bankalarında depolayan serotin türlerde yaygın olarak kabul edilmiştir (Pounden vd., 2014).

Ağaçların gövdelerine radyasyon ve konveksiyon nedeniyle gerçekleşen ısı transferi, ağaçların gövdelerini kaplayan kabuktan itibaren içeriye doğru etki ederek kambiyuma zarar verebilmektedir. Kambiyumun aldığı zarar derecesi; sıcaklığın derecesine, ısıtma süresine ve kabuk özelliklerine bağlıdır (Dickinson ve Johnson, 2001). Esas olarak kabuğun kalınlığı, yoğunluğu ve nem içeriği gibi özellikleri kabuğun ısı iletkenliğini belirler (Van Mantgem ve Schwartz, 2003). Yeterli kabuk yalıtımı olmazsa kritik sıcaklıklar aşılarak floem, kambiyum ve ksilemde nekrozlar oluşabilir (Şekil 2, a1) (Chatziefstratiou vd., 2013).

Yüzeyde veya toprak yüzeyine yakın konumda bulunan kökler de kondüksiyon şeklinde gerçekleşen ısı transfer süreçlerinden etkilenebilir ve ince kök nekrozuna ve biyokütlesinin önemli ölçüde azalmasına sebep olabilir (Şekil 2, a7). Bir ağacın kökleri, gövdesi ve tepe tacı aynı yangından farklı şekillerde zarar görebilir ve hayatta kalması veya ölmesi bu zararların bileşkesi olabilir (Michaletz ve Johnson, 2006). Ayrıca, gerçekleşen bu ısı transfer mekanizmalarından farklı ağaç türleri ve aynı ağaç türü bile olsa ağaç boyları ve yaşları arasındaki farklardan dolayı farklı şekillerde etkilenebilirler.

İkinci dereceden yangın etkileri daha karmaşıktır ve mekanizmaları birinci dereceden yangın etkileri kadar iyi anlaşılmamıştır. İkinci dereceden yangın etkileri genellikle dolaylı ölümlere sebep olmaktadır. Örneğin, yüksek derecede yaprak nekrozu (Şekil 2, b11) sonucu fotosentez oranlarındaki azalmayla birlikte, kalan yapraklar tüm ağacın karbonhidrat ihtiyacını karşılayamayabilir ve bu da büyümenin azalmasına veya karbonhidrata bağlı savunma mekanizmalarında ve böcek istilasına karşı direncin azalmasına neden olabilir (McHugh vd., 2003; Wallin vd., 2003; Reed ve Hood, 2024). Yangın zararlarının tetiklediği ikinci dereceden etkilerin ölüm oranını nasıl etkileyebileceğine dair iki ana hipotez vardır (Michaletz, 2018). Kambiyum nekrozu hipotezi, yangına bağlı kambiyum ve floem nekrozunun karbonhidrat iletiminde sınırlamalara ve böylece karbon açlığını (karbon yetersizliğinden kaynaklanan ölüm) başlattığını varsaymaktadır. Hidrolik işlev bozukluğu hipotezi ise orman yangınlarının ısısının ağaçların ksilem dokularında hidrolik işlev bozukluğuna neden olabileceğini varsaymaktadır. Örneğin, ince kök nekrozları su alımını azalttığından kökteki yangın zararları potansiyel olarak hidrolik sınırlama yoluyla ağaç ölümlerine aracılık edebilir (Bär vd., 2019). Karbon açlığı (Şekil 2, a4) ve hidrolik işlev bozukluğu (Şekil 2, b3) tüm bitki işlevini etkileyen fizyolojik kaskadları tetikleyebilir ve bağımsız olarak veya birlikte ağaç ölümlerine neden olabildiği düşünülmektedir (Bär vd., 2019).

Buna ek olarak, biyotik ölüm etkenleri ve kuraklık gibi zorlayıcı çevre koşulları her iki mekanizma için de güçlendirici olarak hareket edebilir ve tam tersi, karbon açlığı ve hidrolik yetersizlik, bitki savunma sistemini zayıflatarak böcek saldırılarını veya patojenik enfeksiyonları kolaylaştırabilir (McDowell vd., 2011; Anderegg vd., 2015).

Böcekler ve patojenler, büyümeyi yapısal olmayan karbonhidrat rezervlerini azaltarak ve hidrolik iletkenliği bozarak yangın öncesi stresi artırabilir ve ayrıca yangından yaralanmış ancak kurtulabilecek ağaçlarda ek ölümlere neden olabilir. Kabuk böcekleri üremek için sağlıklı floem içeren canlı ağaçlara ihtiyaç duyduğundan genel olarak orta ve yüksek düzeyde hem tepe zararı hem de kambiyum hasarı olan ağaçlara saldırır ve onları öldürebilir. Yangından sonra kabuk böceği faaliyeti ölümlerde kısa süreli bir artışa neden olabilir ancak genellikle salgınlara yol açmaz veya böcek kaynaklı ağaç ölümleri süreklilik arz etmez. Bir yandan yangından kurtulan ağaçlar, fizyolojik işlevselliklerinden ödün verebilir, büyümeleri yavaşlayabilir ve gecikmiş ölüme yenik düşme olasılıkları daha yüksektir (Lambert ve Stohlgren, 1988; Thompson vd., 2017). Öte yandan, zarar görmüş ağaçların da azalan rekabetten kısa ve orta vadede fayda sağlayabileceği bilinmektedir (Valor vd., 2018).

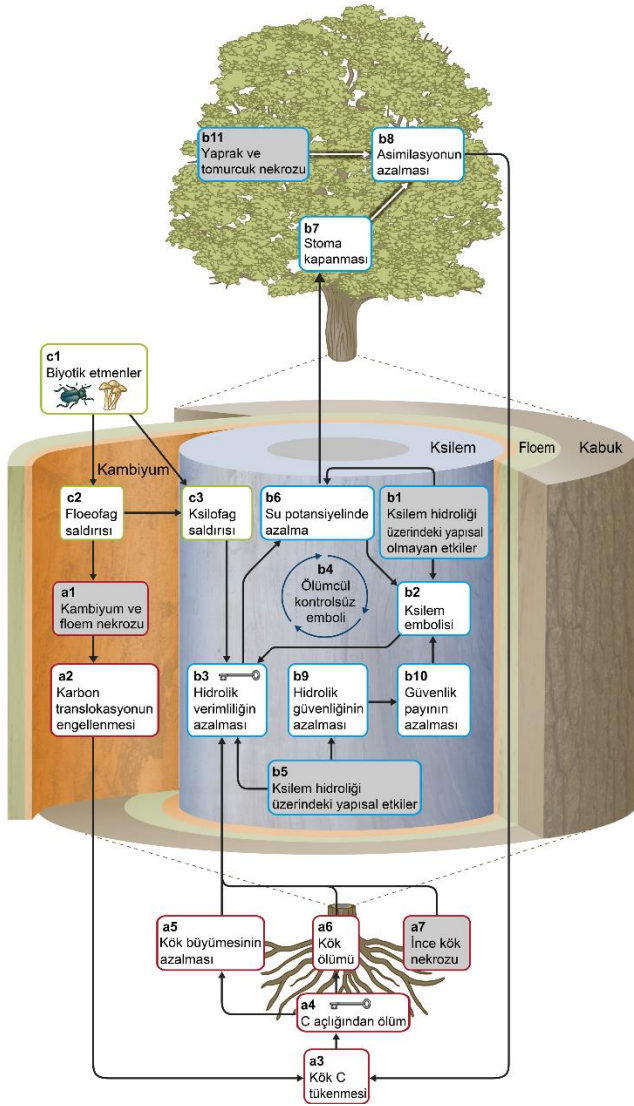
Sonunda, ağaç fizyolojisindeki değişimler ve biyotik etmenlere karşı zayıflamış bir savunma mekanizması, uzun vadede tüm bitki işlevinin yerine getirilememesine yol açabilir ve nihayetinde yangın sonrası gizli ağaç ölümlerine neden olabilir (Bär vd., 2019).

3. Kullanılan değişkenler

Yangın sonrası canlılık durumu çalışmalarında kullanılan kolayca gözlemlenebilir iki olgu vardır. Bunlar ağacın tepe tacında oluşan hasar durumu ve kambiyumun ölümüne sebep olabilecek gövde hasarıdır ve bunlar ağaçta yangın hasar tanımlayıcıları olarak kullanılmaktadır (Ryan, 1982b; Peterson, 1985; Stephens ve Finney, 2002). Daha önce yapılan araştırma çalışmalarında tepe ve gövde zararını ölçmek için farklı isimlerde çok sayıda değişken kullanılmıştır. Bunların bir kısmı aynı değişken olmakla birlikte farklı şekillerde isimlendirilmişlerdir. Bu durum, çalışmaların anlaşılmasını, değerlendirilmesini ve karşılaştırılmasını zorlaştırmaktadır. Yangından sonra genellikle tepede en çok zarar gören kısım yapraklardır. Ryan (1982a) ise, tomurcukların ölmesinin yaprakların ölmesinden daha kritik bir konu olduğunu ve genellikle yangın sonrası takip eden bahar aylarında tomurcukların ölü olup olmadığının belirlenene kadar ağaçların ölüp ölmediğine karar verilmemesinin önemini vurgulamaktadır.

Tepe zararı, hem radyasyondan etkilenmiş yaprakları (kahve renginde kavrulmuş yapraklar) hem de alev ile temas edip tüketilmiş yaprakları içerir. Tepe zararı canlı tepe oranı tahmini değildir. Daha ziyade, yangın öncesi yaşayan tepenin ne kadarının yangın tarafından öldürüldüğüne dair bir tahmindir. Daha önce yapılan araştırma çalışmalarında tepe zararını ölçmek için farklı isimlerde çok sayıda değişken kullanılmıştır (Çizelge 1.) Tepe zararını ölçen bu değişkenler 3 isim altında toplanabilir. İlk ikisi görsel olarak ya yangın öncesi tepe hacminin bir yüzdesini ya da yangından etkilenen tepe uzunluğunun yüzdesini tahmin etmektedir. Hem hacim hem de uzunluk tahminleri yapılabilir ancak birbirinin yerine geçemez ve kullanılan değişken yangın sonrası canlılık durumu çalışmalarında toplanan verilere bağlıdır. Tepe zararını ölçen 3. değişken ise tepe kavurma yüksekliğidir ve tepe zararının meydana geldiği noktanın yerden yüksekliğini ifade eder. Tepe zararı ölçülürken sadece yaprak zararına bakılarak zarar tespiti yapılması özellikle büyük tomurcuklu ağaçlarda hatalı tespitlere sebep olabilir. Örneğin, sadece yaprak zararına göre tepe zararı %100 olan (sadece kavrulmuş, tüketilmiş değil) bir ağaç eğer tomurcukları zarar görmediyse sonraki vejetasyon döneminde tekrar sürgün vererek hayatını devam ettirebilir (Güney vd., 2021). Bu yüzden özellikle sadece kavrulan ama tüketilmeyen tepe zararlarında tomurcukların zarar görüp görmemesi önemlidir. Eğer yapraklar tüketildiyse tomurcuklarında zarar gördüğü varsayılabilir.

Ağaç gövde zararı; floem, kambiyum ve diri odun zararından oluşmaktadır. Bu zararlara neden olabilecek gövde hasarının değerlendirilmesinin yolu yangın şiddetinin etkisi olarak kömürleşme yüksekliği veya gövdedeki kömürleşmiş çevrenin ölçülmesini değerlendirmektir (Çizelge 2). Ancak, bunlar gövdenin ısınma süresinin etkisini tam olarak ifade etmediklerinden kambiyum zararının zayıf göstergeleridir. Yangın şiddetinin etkisini belirleyebilmenin daha iyi bir yolu kambiyum zararının direkt ölçülmesi veya gövdedeki kömürleşme derinliğinin gözleme dayalı ölçümlerle değerlendirilmesidir (Ryan, 1982b).



Şekil 2. Yangın sonrası zararlardan kaynaklanan olası fizyolojik tepkilerin kademeleri. Gri renkteki kutular ısı transferinden kaynaklanan birinci dereceden yangın etkilerini göstermekte, beyaz kutular ise ikinci dereceden yangın etkilerini göstermektedir. Kırmızı çerçeveli kutular (a) kambiyum ve floem dokularındaki yaralanmalardan etkilenen süreçleri, mavi çerçeveli kutular (b) ksilemin hidroliği üzerindeki yangın etkileriyle ilgili süreçleri ve yeşil çerçeveli kutular (c) doku nekrozlarından ve hidrolik işlev bozukluğundan etkilenen süreçler üzerinde güçlendirici bir etkiye sahip olabilecek yangın sonrası biyotik etmenleri göstermektedir. C= karbon. (Bär vd., 2019).

Çizelge 1. Ağaçların tepe zararını belirlemede kullanılan değişkenler

Değişken adı	Kaynak
Tepe kavrulma hacmi	Crown scorch volume (McHugh ve Kolb, 2003a; Rigolot, 2004; Hull Sieg vd., 2006)
Tepe kavrulma uzunluğu	Crown scorch length (Harrington, 1993; Schwilk vd., 2006)
Tepe kavrulma yüksekliği	Crown scorch height (Stephens ve Finney, 2002; Raymond ve Peterson, 2005)
Yaprak kavrulma yüksekliği	Foliage scorch height (Ryan ve Reinhardt, 1988)
Tepe tüketimi	Crown consumption (McHugh ve Kolb, 2003a)
Tepe ölüm yüzdesi	Percent crown death (Outcalt ve Wade, 2004)
Tepe kavrulma sınıfı	Crown scorch class (Mantgem ve Schwartz, 2004)
Kavru lan tepe hacmi yüzdesi	Percent crown volume scorched (Raymond ve Peterson, 2005; Hood vd., 2007b)
Kavru lan tepe uzunluğu yüzdesi	Percent crown length scorched (Keyser vd., 2006)
Toplam tepe zararı	Total crown damage (Kobziar vd., 2006)
Tüketilen tepe hacmi	Crown consumed volume (Hull Sieg vd., 2006; Catry vd., 2010b)
Ölü tomurcuk oranı	Bud kill proportion (Thies vd., 2006)
Canlı tepe oranı	Live crown proportion (Thies vd., 2006)
Ölmüş tepe uzunluğu yüzdesi	Percent crown length killed (Hood ve Bentz, 2007)

Çizelge 2. Ağaçların gövde zararını belirlemede kullanılan değişkenler

Değişken Adı	Kaynak
Kambiyum ölüm oranı	Cambium kill rating (Hood ve Bentz, 2007)
Kambiyum durumu	Cambium condition (Ryan ve Reinhardt, 1988; Peterson ve Arbaugh, 1989)
Ölü kambiyum örneklerinin sayısı	Number of dead cambium samples (Raymond ve Peterson, 2005)
Kabuk kömürleşme derinliği	Bark char depth (Peterson ve Arbaugh, 1989; Rigolot, 2004)
Kabuk kömürleşme yüksekliği	Bark char height (Brown ve Debyle, 1987; Regelbrugge ve Conard, 1993; Hély vd., 2003)
Gövde kömürleşme yüksekliği	Bole char height (Schwilk vd., 2006)
Gövde kavrulma yüksekliği	Bole scorch height (Catry vd., 2010a)
Gövde kararma yüksekliği	Stem scorch height (Mantgem ve Schwartz, 2004)
Kabuk kömürleşme kodu	Height of stem blackening (Beverly ve Martell, 2003)
Gövde kömürleşme derinliği puanı	Bark char code (Hood vd., 2008)
Kabuk kömürleşme çevresi	Bole char severity rating (McHugh ve Kolb, 2003b; Kobziar vd., 2006)
Gövde kömürleşme yüzdesi	Bark char circumference (Brown ve Debyle, 1987)
Gövde kavrulma oranı	Percent bole char (Outcalt ve Wade, 2004)
Ağaç taban çevresinin kavrulma yüzdesi	Bole scorch proportion (Thies vd., 2006)
Kömürleşmiş gövde oranı	Percent basal circumference scorched (Hull Sieg vd., 2006)
Gövde kömürleşme yüksekliği yüzdesi	Charred stem ratio (Sidoroff vd., 2007)
	Percent of bole char height (Catry vd., 2010a)

Ağaçların yangına karşı gösterdikleri tepkiler türlere göre farklılık göstermektedir. Bunun en önemli sebebi türlerin birbirleri arasındaki morfolojik farklılıklardır. Örneğin kabuğu daha kalın olan ağaç ısıyı gövdedeki hayati dokulara daha az iletceğinden kabuk kalınlığı önemli hale gelmektedir (Ryan ve Reinhardt, 1988; Mantgem ve Schwartz, 2004; Keyser vd., 2006;). Birçok türde çap ile kabuk kalınlığı arasındaki ilişkiler belli olduğundan kabuk kalınlığı yerine uygulamalarda sıklıkla ölçülen çapta kabuk kalınlığı yerine kullanılabilir (Cansler vd., 2020). Ölçülmesi kolay ve zaten ormancılık uygulamalarında sıklıkla ölçüldüğünden çalışmalarda en çok kullanılan değişken çap olmuştur (Kobziar vd., 2006; Thies vd., 2006; Hood ve Bentz, 2007). Diğer yandan organik madde ve diri örtü gibi yanıcı maddeler örtüde çıkan yangını tepeye taşıyabilirler. Bu yüzden ağacın boyu ve tepe altı yüksekliği ne kadar yüksekse tepe tacı bundan daha az zarar alabilir. O yüzden bazı araştırmacılar ağaç boyunu da bir değişken olarak kullanmıştır (Kobziar vd., 2006; Thies vd., 2006).

Bazı araştırmacılar yangın sonrasında ölmemiş ama zayıflamış ağaçlara kabuk böceğinin gelebileceğini ve epidemiyeye sebep olabileceğini düşünerek kabuk böceği varlığını da bir değişken olarak belirlemiştir (Hood ve Bentz, 2007). Diğer yandan yangının hangi mevsimde meydana geldiği de ağaçların yangın sonrasında kuraklıktan etkilenebileceği düşüncesiyle bazı çalışmalarda dikkate alınmıştır. Bu anlamda bazı yağışsız geçen gün sayısı, sıcaklık ve nem gibi iklim değişkenleri de önem kazanabilmektedir.

Yangından sonra ağaçta meydana gelen zararlar genellikle yangın anında yangın davranışının nasıl gerçekleştiği ve ortaya çıkan enerji miktarı ile ilişkilidir. Bu

yüzden bazı araştırmacılar alev uzunluğu, yayılma oranı, yanıcı madde tüketimi ve yangın şiddeti gibi yangın davranışı parametreleri ile ağaçların canlılık durumlarını ilişkilendirmişlerdir (Finney ve Martin, 1993; Higgins vd., 2000; Stephens ve Finney, 2002; Rodriguez-Trejo vd., 2007). Bu parametrelerin kontrolsüz bir yangında ölçümü zor olduğundan daha çok kontrollü olarak gerçekleşen yangınlarda bu ölçümleri yapmışlardır. Birbirine benzeyen kontrollü yangınlar ile kontrolsüz yangınlardan kaynaklanan benzer seviyelerdeki ağaç zararının birbirine yakın ağaç ölümleriyle sonuçlanması muhtemel görülmektedir (Rodríguez-Trejo vd., 2007).

4. Değişkenleri ölçme yöntemleri

Ağaç ölümlerinin en önemli faktörlerinden olan tepe zararını tespit edebilmek için en çok kullanılan değişkenler kavru lan tepe hacmi yüzdesi, kavru lan tepe uzunluğu yüzdesi ve tepe kavrulma yüksekliğidir (Çizelge 1).

Kavru lan tepe hacmi yüzdesi, yangında zarar gören tepe hacminin yüzdesinin görsel olarak tahmin edilmesidir. Tepenin yangından önceki haline göre ne kadar zarar gördüğü yüzde olarak belirlenmektedir (Şekil 3) ve denklem (1) ile hesaplanır (Hood vd., 2020):

$$\text{Kavru lan tepe hacmi yüzdesi} = \frac{\text{Canlı tepenin yangından zarar görme yüzdesi}}{\text{Yangın öncesi tepe hacmi}} \quad (1)$$

(her zaman %100)

Kavru lan tepe uzunluğu yüzdesi, yangından zarar gören tepe uzunluğunun yangın öncesi canlı tepenin uzunluğuna

oranlanması ile hesaplanmaktadır (Şekil 3). Görsel olarak tahmin edilebildiği gibi bir boy ölçer yardımıyla da ölçülebilir. Kavrulmuş tepenin uzunluğu yüzdesi denklem (2) ile hesaplanır (Hood vd., 2020):

$$\text{Kavrulmuş tepenin uzunluğu yüzdesi} = \frac{\text{Yangından zarar görmüş tepenin uzunluğu}}{\text{Yangın öncesi tepenin uzunluğu}} \times 100(2)$$

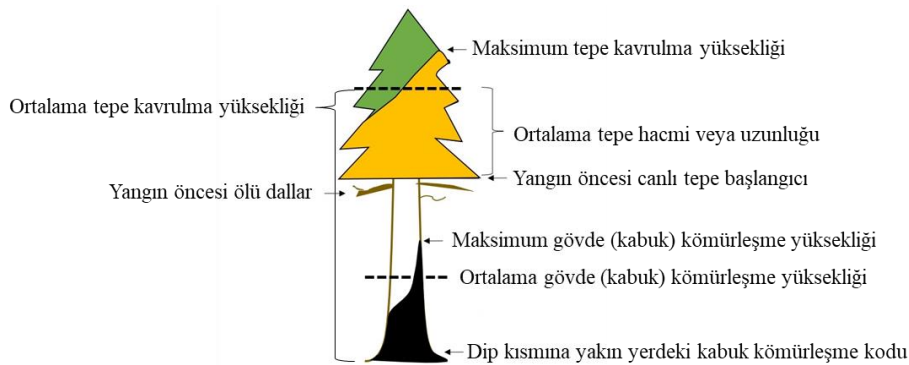
Tepe kavrulma yüksekliği bir örtü yangınından üretilen ısının bir sonucu olarak bir ağacın tepesindeki yaprakların ölümcül şekilde kavrulmasının meydana geldiği yerden dikey mesafeyi temsil eder (Alexander vd., 2020). Tepe kavrulma yüksekliği, kontrollü bir yangının planlanmasında önemli bir husustur ve aynı zamanda birçok orman ağacı türünde yangından sonra canlılık durumunu belirlemek için bir kriterdir (Peterson ve Ryan, 1986; Hood, 2007) (Şekil 3).

Kambiyum zararının belirlenmesinde kabuğun kaldırılmasından sonra kambiyum durumunun görsel olarak belirlenmesi en yaygın yöntemdir (Hood vd., 2020). Bu yöntem, canlı ile ölü kambiyumu ayırt etmek bazen zor olabildiğinden tecrübe gerektirebilir. Canlı kambiyum ve floem dokusu pembemsi ya da ten rengine benzeyen açık renkli, nemli ve esnek (Ryan, 1982b) (Şekil 4). Kambiyum ölü olduğunda bu dokuların rengi daha koyudur, dokusu kuru, sert veya sakızimsı olabilmektedir. Ayrıca, ölü kambiyum dokusundaki değişimlerden dolayı hücreleri, dış kabuktan ve odundan daha kolay ayrılabilir. Kambiyum zararını net bir şekilde belirlemek için Hare (1965)'in önerdiği orthotolidin çözeltisi ile kambiyum örnekleri üzerinde kimyasal test uygulanabilir. Bu çözelti uygulandığında çok kısa bir süre sonra canlı hücreler mavi rengi alırken, ölü hücrelerde herhangi bir renk değişimi gözlemlenmemektedir (Şekil 4). Kambiyum zararını kabuğu kaldırarak görsel olarak (Hood vd., 2020) ya da kambiyum tabakasına orthotolidin çözeltisi uygulanarak belirlenebilir (Şekil 4A). Ancak, Güney ve Güney (2020) kambiyum zararını belirlerken ağacın çok zarar görmemesi için ağacın gövdesinden mikro artım burgusu yardımıyla kambiyumu da içeren örnekler alınabileceğini göstermiştir. Bu örnekler de orthotolidin çözeltisi uygulanabilir (Şekil 4B). Yeterli görsel tecrübeye erişildiğinde ölü kambiyum ile canlı kambiyum arasındaki renk ve şekil farklılıkları gözle ayırt edilebilir hale geldiğinden sonraki aşamalarda mikro artım burgusuyla

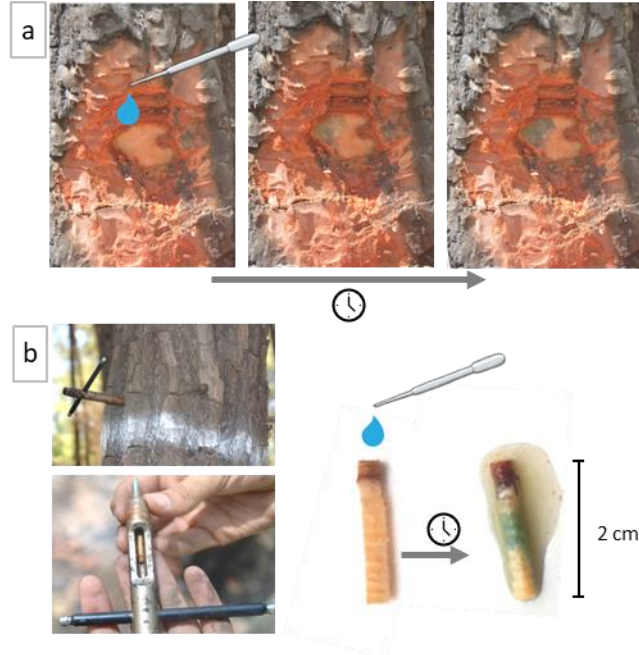
alınan küçük örneklerde bile kimyasal çözelti kullanılmadan gözlem ile karar verilebilir. Kambiyum zararı çoğu çalışmada ağacın dip yani gövdenin zemin ile birleştiği kısımdan alınmaktadır (Hood vd., 2007a). Bunun sebebi zemindeki ölü örtünün yanması ile oluşacak ısının kambiyuma daha çok zarar verebileceği düşüncesidir. Bunun haricinde uygulamacılar tarafından çap ölçülen göğüs yüksekliğinden (1.30 m) de kambiyum zararı ölçümleri yapılabilir (Güney ve Güney, 2020).

Kambiyumun canlılığını daha kolay ve daha hızlı belirleyebilmek için gövde kömürleşme derinliği gibi kabuğun renk ve şekil değiştirmesinin görsel olarak belirlenebildiği yöntemler kullanılmaktadır. Örneğin; Ryan (1982b)'ın geliştirdiği yangından sonra gövde zararını temsil eden kabuk kömürleşme kodu (ing: bark char code) sıklıkla kullanılmaktadır (Çizelge 3 ve Şekil 5). Özellikle toprağa yakın kısımlarda gövdede meydana gelen kambiyum zararının kolay bir göstergesi olarak kullanılmaktadır. Bazı çalışmalarda her ağaç için yanan gövdenin en dip kısmından ölçülebildiği gibi 1.30 m'de de ölçülebilmektedir (Güney vd., 2021). Ağaç gövdesinde 4 yönlü olarak tespit edilir ve ortalaması alınarak kullanılmaktadır. En çok kullanılan gövde zararı değişkenlerinden birisi de gövde (kabuk) kömürleşme yüksekliğidir (Şekil 3). Ağacın 4 yönünde ayrı ayrı ölçülür ve daha sonra ortalaması alınarak kullanılmaktadır.

Bir yangından sonra ağaçlarda meydana gelen ölüm oranı, yanma derinliğinin bir ölçüsü olarak yoğun olarak kullanılmaktadır. Ryan ve Noste (1985) ve Ryan (2002)'in önerdiği revize edilmiş tanımlama kılavuzu, ekolojik çalışmalarda ağaçların bireysel olarak, örneklenen karelerde veya yangın alanında toplu olarak yanma derinliği düzeyini sınıflandırmak için bir yaklaşım sağlar. Yanma derinliğinin belirlenmesinde birçok araştırmacı birbirine benzer ancak birbirlerinden farklı sınıflandırmalar yapmışlardır. Keeley (2009)'ün yapmış olduğu derleme çalışmasında verilen sınıflar ile Ryan vd. (2012) ve Hood (2010)'un yapmış olduğu detaylı sınıflandırmalara göre genel olarak; yanmamış, az, orta derecede ve çok yanmış olmak üzere 4 yanma derinliği sınıfı kullanılmaktadır. Bu sınıfların neler ifade ettikleri Çizelge 4'de özetlenmiş ve Şekil 6'te gösterilmiştir.



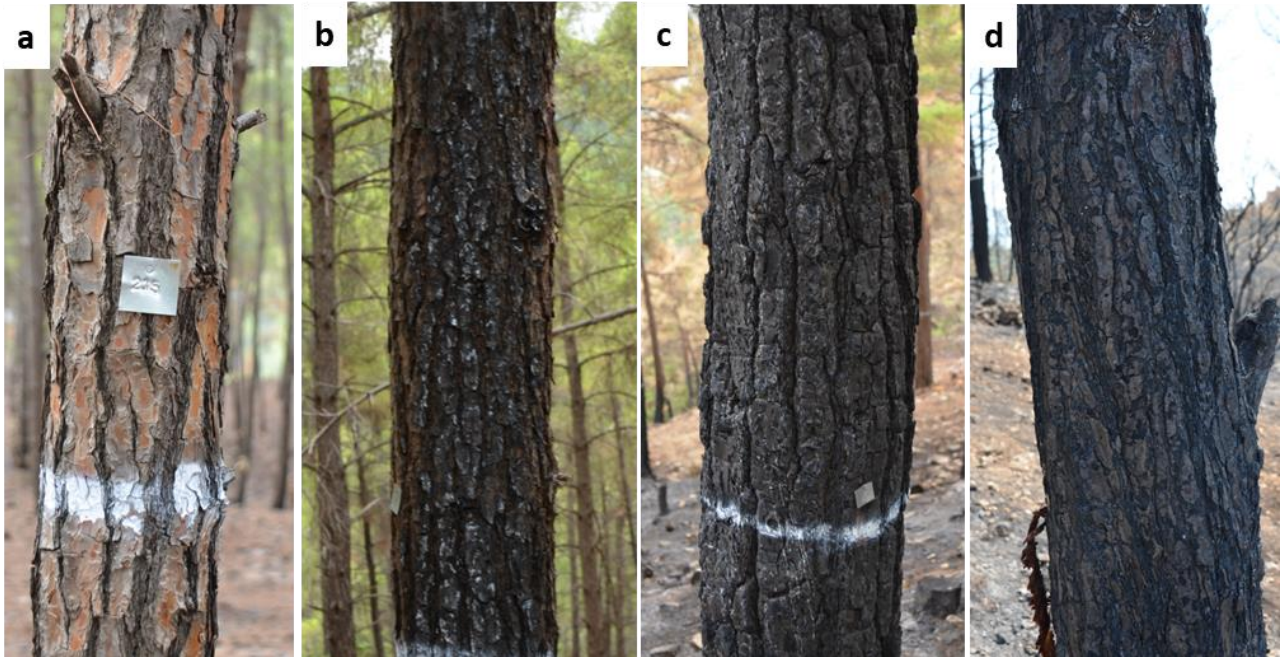
Şekil 3. Tepe ve gövde zararı değişkenlerinin bir ağaç üzerindeki örnek gösterimi (Hood vd., 2020)



Şekil 4. a) Ağaç üzerinde orthotolidin çözeltisi uygulanması. Açıkta olan kambiyumun canlı olan kısmı orthotolidin çözeltisi uygulandıktan kısa bir süre sonra mavi rengi alırken ısı etkisinden ölen kambiyumun rengi değişmemektedir. b) Mikro artım burgusu yardımıyla alınan örnekte ortotolidin çözeltisi uygulanması. Floem, kambiyum ve diri odunundaki canlı hücrelerin rengi maviye dönmüştür (Güney ve Güney, 2020).

Çizelge 3. Kabuk kömürleşme kodları ve kabuk görünümünün tanımlanması Ryan (1982b); Hood vd. (2008)'den uyarlanmıştır.

Kabuk kömürleşme kodu	Kabuk görünümü
0 Yanmamış	Kömürleşme yoktur.
1 Az yanmış	Hafif kömürleşmenin göstergesi olarak türlerin karakteristik kabuk özellikleri hala belirlenebilir ve kabuk plakalarının kenarları kömürleşmiş ancak tamamen kararmamıştır.
2 Orta derecede yanmış	Kabuk, muhtemelen iç çatlaklar dışında tekdüze siyahtır; türün karakteristik kabuk özellikleri hala ayırt edilebilir.
3 Çok yanmış	Kabuk oduna doğru yanmıştır, ancak oduna kadar yanması şart değildir. Türlerin karakteristik dış kabuk özellikleri kaybolur.



Şekil 5. Ağaç gövdesinde kabuk kömürleşme kodlarının tanımlanması (1.30 m yüksekliğinde kızılçam örneği) a) Yanmamış b) Az yanmış c) Orta derecede yanmış d) Çok yanmış

Çizelge 4. Yanma derinliği sınıfları

0	Yanmamış	Bitkinin yaprakları yeşil, hiç değişmeden durmaktadır ve ısıdan doğrudan etkilenmemiştir. Yanmamış fakat yayılan ısıdan dolayı kavrulan yapraklarda kayıplar mevcut olabilir.
1	Az yanmış	Ağaçların tepe tacı yeşil olduğu halde gövdesi kavrulmuştur. Yüzeydeki döküntü, yosun ve otlar kömürleşmiş ve tüketilmiştir. Zemindeki organik tabaka büyük ölçüde bozulmamış ve birkaç mm derinliğe kadar kömürleşmiştir.
2	Orta derecede yanmış	Ağaçların tepe tacının bir kısmı ölmüş ama ibreler tamamen tüketilmemiştir. Ara ve alt tabakadaki bütün bitkiler yanmış ve tüketilmiştir. Yangın öncesi toprakta bulunan organik tabaka büyük ölçüde tüketilmiştir.
3	Çok yanmış	Ağaçlar ölmüş ve ibreler tüketilmiştir. Yüzeyde bulunan tüm ebatlardaki döküntü ve organik madde tabakası büyük oranda tüketilmiştir. Beyaz kül birikimi ve birkaç cm derinlikteki kömürleşmiş organik madde mevcuttur.



Şekil 6. Yanmış alanlarda her ağaç için bireysel yanma derinliğinin tanımlanması (kızılcım örneği) a) Yanmamış b) Hafif yanmış c) Orta derecede yanmış d) Çok yanmış

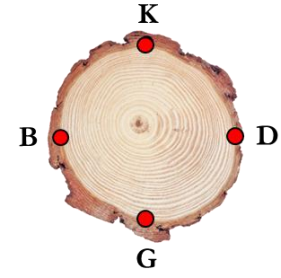
Yangından zarar görmüş ağaçlarda kabuk böceği ve odun delici böcek istilası orman yangını olaylarından sonra yaygın olarak görülebilmektedir (Lowell, 2010). Yangından zarar görmüş ağaçlar genel olarak 2-3 yıl süren böcek kolonizasyonu için uygun bir yaşam alanı kaynağı oluşturmaktadır (Davis vd., 2012). Çok sayıda çalışma, yangından zarar görmüş ağaçlarda kabuk böceği ve odun delici böcekleri varlığının ölüm olasılığını önemli ölçüde artırdığını belirtmiştir (DeNitto vd., 2000; Hood ve Bentz, 2007). Yangından sonra meydana gelen zarar miktarına bakılarak hayatta kalacağı tahmin edilen ağaçlarda kabuk

böceği ve odun delici böceklerin istila miktarı ölüm potansiyelini belirlemektedir (Hood vd., 2020).

Ağaçlardaki yangın sonrası zarar değişkenlere ait veriler toplanırken standart bir şekilde ölçülmesi ve kullanılması hem değişkenin doğru şekilde anlaşılması hem de diğer çalışmaların sonuçları ile kıyaslanabilmesi açısından önemlidir. Gövdede dört yönlü ölçülen kambiyum zararı, kabuk kömürleşme kodu, yanma derinliği sınıfları ve gövdede var-yok şeklinde belirlenen böcek zararının ölçüm standartları örneği Çizelge 5'te gösterilmiştir.

Çizelge 5. Bazı zarar değişkenlerinin ölçüm standartları..

Kambiyum zararı (var:1-yok:0)				
Kuzey	Doğu	Güney	Batı	Toplam
1	0	0	1	2
Kabuk kömürleşme kodu (0,1,2,3)				
Kuzey	Doğu	Güney	Batı	Ortalama
0	2	1	3	1,5
Yanma derinliği (0,1,2,3)				
Kuzey	Doğu	Güney	Batı	Ortalama
0	2	1	3	1,5
Böcek zararı (var:1-yok:0)				



Ağacın gövdesinde dört yönlü olarak belirlenen kambiyum zararının toplamı hesaplanırken, kabuk kömürleşme kodu ve yanma derinliğinde dört yönlü belirlenen sınıflarının ortalamaları hesaplanmaktadır. Ağaçta böcek zararının varlığı ise var (1)-yok (0) şeklinde belirlenmektedir

5. Ağaç canlılık durumu tahmin modellerinin oluşturulması ve kullanılması

Yangın sonrası planlamaların yapılabilmesi ve ormanın gelecekte nasıl bir yapıda olabileceğini tahmin etmek için yangın sonrası ağaçların ölüp ölmeyeceğinin ölçülü bir belirsizlikle doğru olarak tahmin edilmesi gerekmektedir. Yangın sonrası canlılık durumunu tahmin etmek için yaygın kullanılan teknik lojistik regresyon yöntemidir. Kontrolsüz ve kontrollü yangınları takiben birçok türün yangın sonrası canlılık durumlarını tahmin etmek için 100'den fazla lojistik regresyon modeli geliştirilmiştir (Woolley vd., 2012). Model uygulamaları bireysel ağaç ölçeğinden büyük orman alanlarına kadar değişebilmektedir. Meşcere seviyesi canlılık durumu tahminleri kontrollü yangınların planlamalarını geliştirmek ve yangın sonrası orman yapısını tahmin etmek için kullanılırken, peyzaj seviyesindeki tahminler değişen yangın rejimleriyle birlikte bitki örtüsü türü ve karbon stokları hakkında bilgi sağlamaktadır (Hood vd., 2018).

Mevcut lojistik regresyon modelleri, bazı türler için ölüm oranını doğru bir şekilde tahmin edebilmesine rağmen, yangın sonrasında hemen ve gecikmeli şekilde ölüm neden fizyolojik ve ekolojik süreçleri ifade edemeyebilirler (Hood ve Lutes, 2017). Ampirik modellerden farklı olarak yangın sonrası ağaçların canlılık durumlarını tahmin etmek için süreç tabanlı modellerinin geliştirilmesi aktif bir araştırma alanıdır (Bär vd., 2019). Kambiyum zararının gövde çevresi ve yüksekliğindeki farklı durumları (Chatziefstratiou vd., 2013) ile tepe zararı ve tomurcuk ölümlerinin farklılıklarını (Michaletz ve Johnson, 2006) tahmin etmek için bağımsız, ağacın farklı dokularına özgü modeller mevcuttur. Süreç temelli yaklaşımlar güçlü bir teorik temele sahiptir ve bir ağacın yangın sebebiyle nasıl öldüğünü anlamamıza katkıda bulunurken, bu modellerin karmaşıklığı yöneticilerin yaygın olarak bu modelleri kullanmasını engellemiştir (Woolley vd., 2012). Ayrıca, süreç tabanlı bu modeller yangından sonraki 1-5 yıl içerisinde gecikmiş ölümlere sebep olan biyolojik ve ekolojik süreçleri yakalayamamaktadır (Ryan ve Amman, 1996). Ampirik lojistik regresyon modelleri ise canlılık durumunun ekolojik süreçlerin temsilinden yoksun olsa da bunların basitliği ve yangın sonrasında kısa ve uzun süreli ölüm süreçlerinin örtülü entegrasyonu nedeniyle yangın sonrası canlılık durumlarını modelleyebilmek için hem araştırmacılar hem de uygulayıcılar için en pratik ve en erişilebilir araç haline getirmiştir (Hull Sieg vd., 2006; Grayson vd., 2017).

Canlı bitkinin fizyolojik özelliklerine dayalı olarak fiziksel ısı transferini, bunun sonucunda ortaya çıkan yangın

etkilerini ve dolayısıyla yangın kaynaklı ağaç ölümü ve büyümesinin tahminini yapmak için birleştirilmiş bir fiziksel-fizyolojik model gereklidir. Bununla birlikte böyle bir model hala bir dizi sınırlamaya ve belirsizliğe sahip olacaktır ve henüz mevcut değildir (Adams vd., 2013; Hood ve Varner, 2019). Ampirik yangın sonrası canlılık durumu tahmini ile ilgili kapsamlı uygulamalar genele uyabilecek tek bir yaklaşıma uygun değildir. Model karmaşıklığı ile model uygulamasını dengeleme ihtiyacı nedeniyle ampirik modellerin değiştirilmesi pek olası görünmemektedir. Bunun yerine ampirik modellerin yakın vadede arazi yönetimi uygulamalarında kullanılmak üzere modifiye edilmesi gerekirken aynı zamanda ısı iletimi ve fizyolojik süreç modellerinin de dahil edilerek hibrit tabanlı bir yaklaşım oluşturulması gerekmektedir (Hood vd., 2018).

Canlılık durumu modelleri yangın öncesinde potansiyel yangın etkilerini değerlendirmek ve yangın sonrasında restorasyon faaliyetlerini planlamak için kullanılır. Ancak, bu modellerin yangın öncesinde kullanılmasındaki zorluk yangın sonrası parametrelerin ölçülmesi zorunluluğudur (Furniss vd., 2019). Genellikle bu zamana kadar geliştirilen modeller içerisinde yangın öncesi ağaç özelliklerine dayanan bir model bulunmamaktadır. Bunun nedeni, yangın zararının yangına bağlı ölümlerin en önemli belirleyicisi olmasıdır. Bu yüzden bu modellerin yangın öncesi kullanımları kısıtlanmaktadır. Kabul edilebilir yangın sonrası doğru canlılık durumu modelleri oluşturulabilmesi için yangın zararı değişkenlerinin ölçümü gerekli olduğu düşünülmüştür. Ancak, bu değişkenler çap gibi yangın öncesi ölçülebilen ağaç özellikleri ile ilgilidir. Bu ilişkiler göz önüne alındığında çapa, türe veya yangın öncesi yanıcı madde özelliklerine dayalı bir yangın öncesi kullanılabilir bir model yangın sonrası canlılık durumunu doğru bir şekilde tahmin edebilir ve uygulayıcılar için yararlı olabilir (Furniss vd., 2019).

Yangın sonrası ağaç canlılık durumu lojistik regresyon modellerinde yaygın kullanılan açıklayıcı değişkenler tepe ve gövde zararı ölçümleridir. Yangın sonrası canlılık durumu tahmini tepe ve gövde değişkenleri toplu olarak kullanıldığında daha da iyileşmektedir. Yangın sonrası canlılık durumunu tahmin eden lojistik regresyon modelleri uygulamacıların sahada kullandıkları temel modellerdir ve daha büyük yangın etkisi modellerine katkıda bulunur (Woolley vd., 2012). Bireysel ağaç ve meşcere seviyesinde tahmin modelleri, yangının daha büyük etkilerinin modellenmesinde bir bileşen olarak kullanılmaktadır (Reinhardt vd., 1997; Reinhardt ve Crookston, 2003; Andrews vd., 2008) ve yangın yönetimi senaryoları geliştirilmesinde kullanılmaya devam etmektedir (Hull Sieg

vd., 2006). Modeller, ağaç veya meşcere ölümünü tahmin etmenin yanı sıra yangın sonrası bitki topluluklarının yapısı ve bileşimi (Agee, 1993) ve dolayısıyla ekosistem süreçleri ve işlevi (Regelbrugge ve Conard, 1993) üzerindeki yangın etkilerini anlamamıza katkı sağlamaktadır.

Örtü yangını geçirmiş veya kontrollü yangın gerçekleştirilmiş ormanlarda yangın sonrasında canlı kalan ağaçların sayısının ölen ağaçların sayısından muhtemelen daha fazla olması beklenir. Bu tür durumlarda sınıflar arasında (ölen-canlı kalan ağaç sayılarında) dengesizlikler olabilir. Lojistik regresyon analizi sınıflar var-yok verileri arasında bir dengesizlik varsa sayısı fazla olan taraf adına daha doğru tahminler yapar. Örneğin; bu durumda ölen ağaçların sayısı az olduğundan ölecek ağaçlar ile ilgili yetersiz tahmin yapacak ve canlı ağaçlar adına taraflı olacaktır. Bu sorunun çözümü için Shearman vd. (2019) yaptıkları çalışma sonucunda rastgele orman yöntemini önermişlerdir.

Geliştirilen modeller, 0 (canlı) ile 1 (ölü) arasında sürekli bir ölüm olasılığı olarak değerler verir. Bu nedenle, kullanıcıların hangi ağaçların ölü sayılacağına dair bir kesme seviyesi gerekir. Bu durum modellerin uygulanmasını karmaşıktırabilir, ancak aynı zamanda kullanıcılara yönetim hedefleri için en uygun eşik seçme esnekliği sağlar.

Genellikle ölme olasılığı %50'nin üzerinde olan ağaçlar ölü kabul edilir. Bu eşikleri aşan ağaçlar yeşil yaprakları olsa bile ölü kabul edilir. Çünkü muhtemelen birkaç yıl içinde öleceklerdir. Canlılık durumu olasılığı (P_{CD}) seviyeleri, seçilen bir P_{CD} seviyesini karşılayan veya aşan tüm ağaçların kesilmek üzere işaretlendiği eşik değerlerdir. Bir yanın sahadan ölen ve dolayısıyla kesilecek ağaç sayısı genellikle farklı P_{CD} seviyelerine göre değişir. Daha yüksek P_{CD} seviyelerinde kesilmek için daha az ağaç işaretlenecektir (daha ihtiyatlı bir seçim) ve daha düşük P_{CD} seviyelerinde ise daha çok ağaç işaretlenecektir (daha az ihtiyatlı bir seçim). P_{CD} seviyeleri arasındaki farkın miktarı yanın alanda yangından zarar görmüş ağaçların popülasyonuna bağlıdır. Örneğin, yanın saha çok şiddetli derecede yanmış alanlardan oluşuyorsa, kesilmek üzere seçilen ağaç sayısı farklı P_{CD} seviyeleri ile önemli ölçüde değişmeyecektir (Hood vd., 2020). Yöneticiler yangından zarar gören ormanın koşullarını ve yangın sonrası hedeflerini belirledikten sonra işletme amacına uygun şekilde P_{CD} seviyelerini belirlemelidirler.

6. Sonuç ve öneriler

Çalışmalar sonucunda bir yandan oluşturulan modeller aracılığıyla yangın sonrası canlılık durumu olasılıkları hesaplanırken diğer yandan canlılık ile ilgili en fazla ilişkili olan açıklayıcı değişkenler belirlenmektedir. Bireysel olarak ağaç seviyesinde veya meşcere düzeyinde canlı kalacak veya ölecek ağaçlar mümkün olduğu kadar doğru bir şekilde tahmin edilmektedir. Ağacın hayatta kalmasını tahmin etmek için geliştirilen bu modeller beklenen yangın sonrası hasarın ölçülmesine ve hayatta kalma olasılığı en yüksek ağaçların belirlenmesine olanak tanır.

Yangından hemen sonra ölen ağaçların ticari değeri vardır ve en kısa sürede sahadan çıkarılıp ekonomiye kazandırılmalıdır. Diğer yandan nesli tükenen türlerin korunması, sahaların milli park, su koruma, toprak koruma veya yaban hayatı koruma sahası olması gibi sebeplerle ağaçların sahadan kalmasını gerektiren durumlar ile karşılaşılabılır. Yangın sonrası hangi ağaçların sahadan çıkarılacağı hangilerinin ise çıkarılmayacağı gibi yönetim

kararları yangın sonrasında hızlı bir şekilde alınmalıdır. Yöneticiler hangi ağaçların öldüğünü gözlemek için birkaç yıl bekleyemezler. Bu yüzden yangın sonrasında ağaçların canlılık durumlarının tahmin eden modeller kullanılmalıdır. Bu modellerin kullanımı iki farklı yerde önem kazanmaktadır. Bunlardan biri büyük yangınların içinde blok halde yangının örtü yangını olarak seyrettiği alanlarda veya söndürme müdahaleleri görmüş kenar kısımlarda yanma derinliğinin az olduğu yerlerdir. Diğer ise küçük alanlarda gerçekleşen ve yanma derinliği az olan örtü yangınlarıdır. Bu tür alanlarda zarar görmüş olan ormanın kesilip kesilmeyeceğine yangından sonra en kısa sürede karar verebilmek için bu tahmin modelleri kullanılmalıdır.

Yangın sonrası canlılık durumu tahmin modellerinin özellikleri yangın riskinin orman yönetimi planlamasına entegrasyonu ile ilgili çok sayıda çalışma ve uygulamada kullanılmasına izin vermektedir. Örneğin; kontrollü yangınların planlanmasında ve yanma derinliğinin tahmin edilmesinde kullanılabilirlerdir. Bu sayede yöneticilerin farklı yönetim politikası alternatiflerini değerlendirmelerini sağlar. Bu modeller yöneticilere daha bilimsel tabanlı yangın sonrası yönetim kararlarını vermede ve ekolojik olarak daha sağlam yangın sonrası yönetim operasyonları tasarlamada yardımcı olacaktır.

Bu tahminlerin en yüksek doğrulukla canlılık durumunu tahmin etme gerekliliğinin önemi kadar uygulamacılar tarafından kolay ölçülebilir değişkenleri içermesi ve basit bir şekilde uygulanabilir olması da önemlidir. Örneğin, tepe zararını ölçmek kambiyum zararını ölçmekten daha kısa zaman alır ve daha kolaydır. Modelin doğruluğunu arttırmak için ek değişken ölçme zorunluluğu olabilir ve modelin uygulanmasını zorlaştırabilir. Çoğu durumda bu ek değişkenleri değerlendirmek için gereken ekstra süre tahmin doğruluğundaki az bir iyileştirme için harcanan çabaya muhtemelen değmez. Bu yüzden kabul edilebilir doğrulukla en az sayıda ve en kolay ölçülebilir değişkenler ile modeller oluşturmak amaçlanmalıdır. Diğer yandan yöneticiler için büyük yangınlardan sonra bireysel ağaç tahminlerinden çok meşcere bazlı tahminler daha kullanışlı olabilir. Özellikle yangınların içerisinde daha az ancak homojen yanma derinliğine sahip blok alanlarda sahada bir kesime gerek olup olmadığına karar verilebilmesi için yapılacak tahminin her ağacın ölçülmesine gerek kalmadan meşcere düzeyinde yapılması işleri daha da kolaylaştırabilir. Bu yüzden özellikle yangın sonrasında homojenlik gösteren farklı yanma derinliğine sahip farklı meşcereler için tahmin modelleri geliştirilebilir veya bu tip alanlar için zarar değişkenlerinin eşikleri belirlenebilir.

Bu çalışmalar her türün morfolojik özelliklerine göre değişkenlik göstereceğinden yangından en çok etkilenen türlerden başlanmak üzere farklı türler için yapılmalıdır. Böylece ağaçların yangından nasıl etkilendikleri ile ilgili bilgi düzeyimiz artabilir hatta bu sayede türlerin yangına adaptasyon yetenekleri ile ilgili değerlendirmeler yapılabilir. Bir veya birden fazla yangın sahasından toplanan veriler ile oluşturulan modeller başka yangın sahaslarında denenerek mutlaka test edilmelidir. Bu husus, modelin uygulanabilirliğini görebilmek için önemlidir.


Kaynakça

- Adams, H.D., Williams, A.P., Xu, C., Rauscher, S.A., Jiang, X., McDowell, N.G., 2013. Empirical and process-based approaches to climate-induced forest mortality models. *Frontiers in Plant Science*, 4: 438. <https://doi.org/10.3389/fpls.2013.00438>
- Agee, J. K., 1993. *Fire ecology of Pacific Northwest Forests*. Island press, California, ABD.
- Alexander, M.E., Cruz, M.G., Taylor, S.W., 2020. Crown scorch height. In: *Encyclopedia of Wildfires and Wildland-Urban Interface (WUI) Fires* (Ed: Manzello S.L.), Springer, Gaithersburg, USA, pp.197-201. https://doi.org/10.1007/978-3-319-51727-8_72-1
- Anderegg, W.R., Hicke, J.A., Fisher, R.A., Allen, C.D., Aukema, J., Bentz, B., Hood, S., Lichstein, J.W., Macalady, A.K., McDowell, N., Pan, Y., Raffa, K., Sala, A., Shaw, J.D., Stephenson, N.L., Tague, C. Zeppel, M., 2015. Tree mortality from drought, insects, and their interactions in a changing climate. *New Phytologist*, 208 (3): 674-683. <https://doi.org/10.1111/nph.13477>
- Andrews, P., Bevins, C., Seli, R., 2008. *BehavePlus fire modelling system, version 4.0: user's guide*. USDA Forest Service, General Technical Report, RMRS-GTR-106WWW Revised.
- Bär, A., Michaletz, S.T., Mayr, S., 2019. Fire effects on tree physiology, *New Phytologist*. 223: 1728-1741. <https://doi.org/10.1111/nph.15871>
- Beverly, J.L., Martell, D.L., 2003. Modeling *Pinus strobus* mortality following prescribed fire in Quetico Provincial Park, northwestern Ontario. *Canadian Journal of Forest Research*, 33 (4): 740-751. <https://doi.org/10.1139/X02-209>
- Bond, W.J., Keeley, J.E., 2005. Fire as a global 'herbivore': the ecology and evolution of flammable ecosystems. *Trends in Ecology & Evolution*, 20 (7): 387-394. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2005.04.025>
- Bowman, D.M., Balch, J.K., Artaxo, P., Bond, W.J., Carlson, J. M., Cochrane, M.A., D'Antonio, C.M., DeFries, R.S., Doyle, J.C. Harrison, S.P., 2009. Fire in the Earth system. *Science*, 324 (5926): 481-484. <https://doi.org/10.1126/science.1163886>
- Brown, J.K., Debyle, N.V., 1987. Fire damage, mortality, and suckering in aspen. *Canadian Journal of Forest Research*, 17 (9): 1100-1109. <https://doi.org/10.1139/x87-168>
- Butler, B., Cohen, J., Latham, D., Schuette, R., Sopko, P., Shannon, K., Jimenez, D., Bradshaw, L., 2004. Measurements of radiant emissive power and temperatures in crown fires. *Canadian Journal of Forest Research*, 34(8): 1577-1587. <https://doi.org/10.1139/X04-060>
- Cansler, C.A., Hood, S.M., van Mantgem, P.J., Varner, J.M., 2020. A large database supports the use of simple models of post-fire tree mortality for thick-barked conifers, with less support for other species. *Fire Ecology*, 16(1): 1-37. <https://doi.org/10.1186/s42408-020-00082-0>
- Catry, F., Rego, F., Moreira, F., Fernandes, P., Pausas, J., 2010a. Post-fire tree mortality in mixed forests of central Portugal. *Forest Ecology and Management*, 260(7): 1184-1192. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2010.07.010>
- Catry, F.X., Rego, F.C., Bação, F.L., Moreira, F., 2010b. Modeling and mapping wildfire ignition risk in Portugal. *International Journal of Wildland Fire*, 18 (8): 921-931.
- Chatziefstratiou, E.K., Bohrer, G., Bova, A.S., Subramanian, R., Frasson, R.P.M., Scherzer, A., Butler, B.W., Dickinson, M. B., 2013. FireStem2D – A Two-Dimensional heat transfer model for simulating tree stem injury in fires. *Plos One*, 8 (7): 1-14. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0070110>
- Cruz, M., Butler, B., Alexander, M., Forthofer, J., Wakimoto, R., 2006. Predicting the ignition of crown fuels above a spreading surface fire. Part I: Model idealization, *International Journal of Wildland Fire*, 15(1): 46-60. <https://doi.org/10.1071/WF04061>
- Davis, R.S., Hood, S., Bentz, B.J., 2012. Fire-injured ponderosa pine provide a pulsed resource for bark beetles, *Canadian Journal of Forest Research*, 42(12): 2022-2036. <https://doi.org/10.1139/x2012-147>
- DeNitto, G., Cramer, B., Gibson, K., Lockman, B., McConnell, T., Stipe, L., Sturdevant, N., Taylor, J., 2000. Survivability and deterioration of fire-injured trees in the northern Rocky Mountains: a review of the literature. USDA Forest Service, General Technical Report, 2000-13.
- Dickinson, M.B., Johnson, E.A., 2001. Fire effects on trees, In: *Forest Fires*, (Ed., Edward A.J. and Miyanishi K.), Elsevier, Canada, pp. 477-525. <https://doi.org/10.1016/B978-012386660-8/50016-7>
- Dickinson, M.B., Johnson, E.A., 2004. Temperature-dependent rate models of vascular cambium cell mortality. *Canadian Journal of Forest Research*, 34(3): 546-559. <https://doi.org/10.1139/X03-223>
- Fairman, T.A., Nitschke, C.R., Bennett, L.T., 2016. Too much, too soon? A review of the effects of increasing wildfire frequency on tree mortality and regeneration in temperate eucalypt forests. *International Journal of Wildland Fire*, 25 (8):831-848. <https://doi.org/10.1071/wf15010>
- Finney, M.A., Martin, R.E., 1993. Modeling effects of prescribed fire on young-growth coast redwood trees. *Canadian Journal of Forest Research*, 23(6): 1125-1135. <https://doi.org/10.1139/x93-143>
- Flannigan, M., Stocks, B., Turetsky, M., Wotton, M., 2009. Impacts of climate change on fire activity and fire management in the circumboreal forest. *Global Change Biology*, 15(3): 549-560. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2008.01660.x>
- Furniss, T.J., Larson, A.J., Kane, V.R., Lutz, J.A., 2019. Multi-scale assessment of post-fire tree mortality models. *International Journal of Wildland Fire*, 28(1): 46-61. <https://doi.org/10.1071/wf18031>
- Grayson, L.M., Progar, R.A., Hood, S.M., 2017. Predicting post-fire tree mortality for 14 conifers in the Pacific Northwest, USA: Model evaluation, development, and thresholds. *Forest Ecology and Management*, 399: 213-226. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2017.05.038>
- Güney, C.O., Güney, A., 2020. Assessing fire severity, bark char codes, and cambium damage to determine post-fire tree mortality in Turkish Red Pine, 10th International Ecology Symposium, 26-28 November, Bursa, Türkiye, pp. 132.
- Güney, C.O., Güney, A., Sarı, A., Kavgacı, A., 2021. Kızılçamın yangın sonrası canlılık durumunun modellenmesi. T.C. Tarım ve Orman Bakanlığı, Orman Genel Müdürlüğü, Batı Akdeniz Ormançılık Araştırma Enstitüsü Müdürlüğü, Proje Sonuç Raporu, Proje Numarası: 19.9401/2018-2021, Antalya.
- Güney, C.O., Sarı, A., Cekim, H.O., Küçüksille, E.U., Sentürk, Ö., Gülsoy, S., Özkan, K., 2022. An advanced approach for leaf flammability index estimation. *International Journal of Wildland Fire*, 31(3): 277-290. <https://doi.org/10.1071/WF21022>
- Hare, R.C., 1965. Notes and observations: Chemical test for fire damage. *Journal of Forestry*, 63(12): 939-939.
- Harrington, M., 1993. Predicting *Pinus ponderosa* mortality from dormant season and growing-season fire injury. *International Journal of Wildland Fire*, 3(2): 65-72.
- Heikkilä, T.V., Grönqvist, R., Jurvelius, M., 2010. *Wildland fire management: handbook for trainers*, Roma, Italy, FAO.
- Hély, C., Flannigan, M., Bergeron, Y., 2003. Modeling tree mortality following wildfire in the southeastern Canadian mixed-wood boreal forest, *Forest Science*, 49 (4): 566-576. <https://doi.org/10.1093/forestscience/49.4.566>
- Higgins, S.I., Bond, W.J., Trollope, W.S., 2000. Fire, resprouting and variability: a recipe for grass-tree coexistence in savanna. *Journal of Ecology*, 88(2): 213-229.
- Hood, S., 2007. Scorch height, http://www.firewords.net/definitions/scorch_height.htm Accessed: 03.04.2024.

- Hood, S., Bentz, B., 2007. Predicting postfire Douglas-fir beetle attacks and tree mortality in the northern Rocky Mountains. *Canadian Journal of Forest Research*, 37(6): 1058-1069. <https://doi.org/10.1139/X06-313>
- Hood, S., Bentz, B., Gibson, K., Ryan, K., DeNitto, G., 2007a. Assessing post-fire Douglas-fir mortality and Douglas-fir beetle attacks in the northern Rocky Mountains. USDA Forest Service, General Technical Report, RMRS-GTR-199
- Hood, S., Lutes, D., 2017. Predicting post-fire tree mortality for 12 Western US conifers using the first order fire effects model (FOFEM). *Fire Ecology*, 13 (2): 66-84. <https://doi.org/10.4996/fireecology.130290243>
- Hood, S.M., McHugh, C.W., Ryan, K.C., Reinhardt, E., Smith, S. L., 2007b. Evaluation of a post-fire tree mortality model for western USA conifers. *International Journal of Wildland Fire*, 16(6): 679-689.
- Hood, S.M., Cluck, D.R., Smith, S.L., Ryan, K.C., 2008. Using bark char codes to predict post-fire cambium mortality. *Fire Ecology*, 4(1): 57-73. <https://doi.org/10.4996/fireecology.0401057>
- Hood, S.M., 2010. Mitigating old tree mortality in long-unburned, fire-dependent forests: a synthesis, USDA Forest Service, General Technical Report, RMRS-GTR-238.
- Hood, S.M., Varner, J.M., van Mantgem, P., Cansler, C.A., 2018. Fire and tree death: understanding and improving modeling of fire-induced tree mortality. *Environmental Research Letters*, 13 (11): 1-10. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/aae934>
- Hood, S.M., Varner, J.M., 2019. Post-fire tree mortality. In: *Encyclopedia of Wildfires and Wildland-Urban Interface (WUI) Fires* (Ed: Manzello S.L.), Springer, Gaithersburg, USA pp. 1-10. https://doi.org/10.1007/978-3-319-51727-8_252-1
- Hood, S.M., Ragenovich, I., Schaupp, W.C., 2020. Post-fire assessment of tree status and marking guidelines for conifers in Oregon and Washington. USDA Forest Service, Pacific Northwest Region. General Technical Report, R6-FHP-RO-2020-02..
- Hull Sieg, C., McMillin, J.D., Fowler, J.F., Allen, K.K., Negron, J.F., Wadleigh, L.L., Anhold, J.A., Gibson, K.E., 2006. Best predictors for postfire mortality of ponderosa pine trees in the Intermountain West. *Forest Science*, 52(6): 718-728. <https://doi.org/10.1093/forests/52.6.718>
- Keeley, J.E., 2009. Fire intensity, fire severity and burn severity: a brief review and suggested usage. *International Journal of Wildland Fire*, 18 (1): 116-126. <https://doi.org/10.1071/WF07049>
- Keyser, T.L., Smith, F.W., Lentile, L.B., Shepperd, W.D., 2006. Modeling postfire mortality of ponderosa pine following a mixed-severity wildfire in the Black Hills: the role of tree morphology and direct fire effects. *Forest Science*, 52 (5): 530-539. <https://doi.org/10.1093/forests/52.5.530>
- Kobziar, L., Moghaddas, J., Stephens, S.L., 2006. Tree mortality patterns following prescribed fires in a mixed conifer forest. *Canadian Journal of Forest Research*, 36(12): 3222-3238. <https://doi.org/10.1139/X06-183>
- Lambert, S., Stohlgren, T.J., 1988. Giant sequoia mortality in burned and unburned stands. *Journal of Forestry*, 86(2): 44-46.
- Liang, S., Hurteau, M.D., Westerling, A.L., 2017. Potential decline in carbon carrying capacity under projected climate-wildfire interactions in the Sierra Nevada. *Scientific Reports*, 7 (1): 2420. <https://doi.org/10.1038/s41598-017-02686-0>
- Lowell, E. C., 2010. Effects of fire, insect, and pathogen damage on wood quality of dead and dying western conifers, USDA Forest Service, General Technical Report, PNW-GTR-816.
- Mantgem, P.V., Schwartz, M., 2004. An experimental demonstration of stem damage as a predictor of fire-caused mortality for ponderosa pine. *Canadian Journal of Forest Research*, 34(6): 1343-1347. <https://doi.org/10.1139/x04-001>
- McDowell, N.G., Beerling, D.J., Breshears, D.D., Fisher, R.A., Raffa, K.F., Stitt, M., 2011. The interdependence of mechanisms underlying climate-driven vegetation mortality. *Trends in Ecology & Evolution*, 26(10): 523-532. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2011.06.003>
- McHugh, C.W., Kolb, T.E., 2003a. Ponderosa pine mortality following fire in northern Arizona. *International Journal of Wildland Fire*, 12 (1): 7-22.
- McHugh, C.W., Kolb, T.E., 2003b. Corrigendum to: ponderosa pine mortality following fire in northern Arizona. *International Journal of Wildland Fire*, 12(2): 245-245. <https://doi.org/10.1071/WF02054>
- McHugh, C.W., Kolb, T.E., Wilson, J.L., 2003. Bark beetle attacks on ponderosa pine following fire in northern Arizona. *Environmental Entomology*, 32(3): 510-522.
- Michaletz, S., Johnson, E., 2008. A biophysical process model of tree mortality in surface fires. *Canadian Journal of Forest Research*, 38 (7): 2013-2029. <https://doi.org/10.1139/X08-024>
- Michaletz, S.T., Johnson, E.A., 2006. A heat transfer model of crown scorch in forest fires. *Canadian Journal of Forest Research*, 36(11): 2839-2851. <https://doi.org/10.1139/X06-158>
- Michaletz, S.T., Johnson, E.A., 2007. How forest fires kill trees: a review of the fundamental biophysical processes. *Scandinavian Journal of Forest Research*, 22(6): 500-515. <https://doi.org/10.1080/02827580701803544>
- Michaletz, S.T., 2018. Xylem dysfunction in fires: towards a hydraulic theory of plant responses to multiple disturbance stressors. *New Phytologist*, 217(4): 1391-1393.
- Outcalt, K.W., Wade, D.D., 2004. Fuels management reduces tree mortality from wildfires in southeastern United States. *Southern Journal of Applied Forestry*, 28(1): 28-34. <https://doi.org/10.1093/sjaf/28.1.28>
- Pausas, J.G., Keeley, J.E., 2017. Epicormic resprouting in fire-prone ecosystems. *Trends in Plant Science*, 22 (12): 1008-1015. <https://doi.org/10.1016/j.tplants.2017.08.010>
- Peterson, D.L., 1985. Crown scorch volume and scorch height: estimates of postfire tree condition. *Canadian Journal of Forest Research*, 15(3): 596-598.
- Peterson, D.L., Ryan, K.C., 1986. Modeling postfire conifer mortality for long-range planning. *Environmental Management*, 10(6): 797-808.
- Peterson, D.L., Arbaugh, M.J., 1989. Estimating postfire survival of Douglas-fir in the Cascade Range. *Canadian Journal of Forest Research*, 19(4): 530-533.
- Pounden, E., Greene, D.F., Michaletz, S.T., 2014. Non-serotinous woody plants behave as aerial seed bank species when a late-summer wildfire coincides with a mast year. *Ecology and Evolution*, 4 (19): 3830-3840. <https://doi.org/10.1002/ece3.1247>
- Quevedo, L., Rodrigo, A., Espelta, J.M., 2007. Post-fire resprouting ability of 15 non-dominant shrub and tree species in Mediterranean areas of NE Spain. *Annals of Forest Science*, 64 (8): 883-890. <https://doi.org/10.1051/forest:2007053>
- Raymond, C.L., Peterson, D.L., 2005. Fuel treatments alter the effects of wildfire in a mixed-evergreen forest, Oregon, USA. *Canadian Journal of Forest Research*, 35(12): 2981-2995. <https://doi.org/10.1139/X05-206>
- Reed, C.C., Hood, S.M., 2024. Nonstructural carbohydrates explain post-fire tree mortality and recovery patterns. *Tree Physiol*, 44(2). <https://doi.org/10.1093/treephys/tpad155>
- Regelbrugge, J.C., Conard, S.G., 1993. Modeling tree mortality following wildfire in *Pinus ponderosa* forests in the central Sierra-Nevada of California. *International Journal of Wildland Fire*, 3(3): 139-148.
- Reinhardt, E.D., Keane, R.E., Brown, J.K., 1997. First order fire effects model: FOFEM 4.0 user's guide. USDA Forest Service, General Technical Report, PB-97-133011/XAB; FSGTR/INT-344.
- Reinhardt, E.D., Crookston, N.L., 2003. The fire and fuels extension to the forest vegetation simulator. USDA Forest Service, General Technical Report, RMRS-GTR-116.
- Rigolot, E., 2004. Predicting postfire mortality of *Pinus halepensis* Mill. and *Pinus pinea* L. *Plant Ecology*, 171(1): 139-151. <https://doi.org/10.1023/B:VEGE.0000029382.59284.71>

- Rodríguez-Trejo, D.A., Castro-Solis, U.B., Zepeda-Bautista, M., Carr, R.J., 2007. First year survival of *Pinus hartwegii* following prescribed burns at different intensities and different seasons in central Mexico. *International Journal of Wildland Fire*, 16(1): 54-62. <https://doi.org/10.1071/WF05061>
- Ryan, K.C., 1982a. Evaluating potential tree mortality from prescribed burning. Site preparation and fuels management on steep terrain: proceedings of a symposium, Washington State University, Spokane, 15-17 February, Washington, pp. 15-17.
- Ryan, K.C., 1982b. Techniques for assessing fire damage to trees. Fire, its Field Effects. Intermountain Fire Council, 19-21 October, Missoula, Montana, USA, pp. 1-11.
- Ryan, K.C., Noste, N. V., 1985. Evaluating prescribed fires, in: JE Lotan et al.(tech. coord), Proceedings - Symposium and Workshop on Wilderness Fire, USDA Forest Service Intermountain Forest and Range Experiment Station, General Technical Report INT-182. Utah State University, 230-238.
- Ryan, K.C., Reinhardt, E.D., 1988. Predicting postfire mortality of seven western conifers. *Canadian Journal of Forest Research*, 18(10): 1291-1297.
- Ryan, K.C., Amman, G.D., 1996. Bark beetle activity and delayed tree mortality in the Greater Yellowstone Area following the 1988 fires. Proceedings of the Second Biennial Conference on the Greater Yellowstone Ecosystem. The Ecological Implications of Fire in the Greater Yellowstone, International Association of Wildland Fire, Fairland, Washington, USA, pp. 151-158.
- Ryan, K.C., 2002. Dynamic interactions between forest structure and fire behavior in boreal ecosystems. *Silva Fennica*, 36(1): 13-39. <https://doi.org/10.14214/sf.548>
- Ryan, K.C., Jones, A.T., Koerner, C.L., Lee, K.M., 2012. Wildland Fire in Ecosystems: Effects of Fire on Cultural Resources and Archaeology, Gen. Tech. Rep. RMRS-GTR-42-vol. 3. Fort Collins, CO: US Department of Agriculture, Forest Service, Rocky Mountain Research Station. 224 p. <https://doi.org/10.2737/RMRS-GTR-42>
- Satio, K., 2001. Flames. In: Forest Fires Behavior and Ecological Effects, (Ed: Johnson E.A., Miyanishi K.) Academic Press, San Diego, pp. 11-54.
- Schwilk, D.W., Knapp, E.E., Ferrenberg, S.M., Keeley, J.E., Caprio, A.C., 2006. Tree mortality from fire and bark beetles following early and late season prescribed fires in a Sierra Nevada mixed-conifer forest. *Forest Ecology and Management*, 232(1): 36-45. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2006.05.036>
- Shearman, T.M., Varner, J.M., Hood, S.M., Cansler, C.A., Hiers, J.K., 2019. Modelling post-fire tree mortality: Can random forest improve discrimination of imbalanced data?. *Ecological Modelling*, 414, 108855. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2019.108855>
- Sidoroff, K., Kuuluvainen, T., Tanskanen, H., Vanha-Majamaa, I., 2007. Tree mortality after low-intensity prescribed fires in managed *Pinus sylvestris* stands in southern Finland. *Scandinavian Journal of Forest Research*, 22(1): 2-12. <https://doi.org/10.1080/02827580500365935>
- Stephens, S.L., Finney, M.A., 2002. Prescribed fire mortality of Sierra Nevada mixed conifer tree species: effects of crown damage and forest floor combustion. *Forest Ecology and Management*, 162(2): 261-271. [https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(01\)00521-7](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(01)00521-7)
- Thies, W.G., Westlind, D.J., Loewen, M., Brenner, G., 2006. Prediction of delayed mortality of fire-damaged ponderosa pine following prescribed fires in eastern Oregon, USA. *International Journal of Wildland Fire*, 15(1): 19-29. <https://doi.org/10.1071/WF05025>
- Thompson, M.T.C., Koyama, A., Kavanagh, K.L., 2017. Wildfire effects on physiological properties in conifers of central Idaho forests, USA. *Trees*, 31(2): 545-555. <https://doi.org/10.1007/s00468-016-1489-z>
- Valor, T., Casals, P., Altieri, S., González-Olabarria, J.R., Piqué, M., Battipaglia, G., 2018. Disentangling the effects of crown scorch and competition release on the physiological and growth response of *Pinus halepensis* Mill. using $\delta^{13}C$ and $\delta^{18}O$ isotopes. *Forest Ecology and Management*, 424: 276-287. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2018.04.056>
- Van Mantgem, P., Schwartz, M., 2003. Bark heat resistance of small trees in Californian mixed conifer forests: testing some model assumptions. *Forest Ecology and Management*, 178(3): 341-352. [https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(02\)00554-6](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(02)00554-6)
- Von Gadow, K., 2000. Evaluating risk in forest planning models. *Silva Fennica*, 34(2): 181-191. <https://doi.org/10.14214/sf.639>
- Wagner, C.E.V., 1973. Height of crown scorch in forest fires. *Canadian Journal of Forest Research*, 3(3): 373-378.
- Wallin, K.F., Kolb, T.E., Skov, K.R., Wagner, M.R., 2003. Effects of crown scorch on ponderosa pine resistance to bark beetles in northern Arizona. *Environmental Entomology*, 32(3): 652-661. <https://doi.org/10.1603/0046-225X-32.3.652>
- Woolley, T., Shaw, D.C., Ganio, L.M., Fitzgerald, S., 2012. A review of logistic regression models used to predict post-fire tree mortality of western North American conifers. *International Journal of Wildland Fire*, 21(1): 1-35. <https://doi.org/10.1071/WF09039>

Exploring the wide-ranging ecosystem services of riparian vegetation on a global scale

Emine Keleş Özgenç^{a,*} 

Abstract: Riparian vegetation, as an integral part of river systems, provides various socio-ecological functions by strengthening the link between aquatic and terrestrial ecosystems. They provide comprehensive ecosystem services in physical, chemical, biological and social terms, establishing a critical link between humans and the environment. This study highlights the growing importance of riverine riparian vegetation and ecosystem services through a bibliometric analysis of scientific publications between 2000 and 2023. In the 494 publications analyzed in the study, 72% regulating (water quality, erosion prevention, climate regulation) and 43% supporting (habitat provision) ecosystem services were predominantly evaluated, while provisioning and cultural services were not sufficiently addressed. In addition, although various methods such as statistical analysis, GIS and model-based approaches were used in the reviewed studies, the lack of standardized assessment methods was identified. In conclusion, this study highlights the gaps in informed decision-making and planning in riparian areas. It emphasizes that protecting, managing and restoring riparian vegetation is critical for the sustainability of water resources, biodiversity, human well-being and overall ecosystem health.

Keywords: Riparian vegetation, Riparian zone, Ecosystem services

Kıyı bitki örtüsünün geniş kapsamlı ekosistem hizmetlerinin küresel ölçekte araştırılması

Özet: Kıyı bitki örtüsü, nehir sistemlerinin ayrılmaz bir parçası olarak sucul ve karasal ekosistemler arasında bağlantıyı güçlendirerek çeşitli sosyo-ekolojik işlevler sunar. Fiziksel, kimyasal, biyolojik ve sosyal açıdan kapsamlı ekosistem hizmetleri sunarak insanlar ve çevre arasında kritik bir bağ kurarlar. Bu çalışma, 2000-2023 yılları arasında yapılan bilimsel yayımların bibliyometrik analizi yoluyla nehir kıyı bitki örtüsünün ve ekosistem hizmetlerinin artan önemini vurgulamaktadır. Çalışmada analiz edilen 494 yayında, %72 düzenleyici (su kalitesi, erozyon önleme, iklim düzenleme) ve %43 destekleyici (habitat sağlama) ekosistem hizmetleri ağırlıklı olarak değerlendirilmiş, tedarik ve kültürel hizmetler ise yeterince ele alınmamıştır. Ayrıca, incelenen çalışmalarda istatistiksel analiz, CBS ve model tabanlı yaklaşımlar gibi çeşitli yöntemler kullanılmış olmasına rağmen, standartlaştırılmış değerlendirme yöntemlerinin eksikliği tespit edilmiştir. Sonuç olarak, bu çalışma nehir kıyı alanlarında bilinçli karar alma ve planlama konusundaki eksiklikleri vurgulamaktadır. Nehir kıyı bitki örtüsünün korunması, yönetilmesi ve restore edilmesinin su kaynaklarının sürdürülebilirliği, biyoçeşitlilik, insan refahı ve genel ekosistem sağlığı için kritik olduğunu belirtmektedir.

Anahtar kelimeler: Kıyı bitki örtüsü, Kıyı zonu, Ekosistem hizmetleri

1. Introduction

Riparian zones are transition zones and ecotones, forming the interface between the river channel and the terrestrial ecosystem adjacent to water bodies (Naiman et al., 2010; Hanna et al., 2018; Singh et al., 2021). These regions are acknowledged as among the most productive and biodiverse landscapes globally, facilitating the transfer of vital energy, inorganic and organic materials, and life forms. The regions also significantly impact sustaining livelihoods and preserving traditions, offering many advantages to the local population (Hanna et al., 2018). Although river coastal zones cover a relatively small area, they provide many ecological functions due to their interaction with their environment (Singh et al., 2021). Riparian vegetation, a vital component of fluvial systems, is defined as a complex of vegetation units that have functional connections with other elements of fluvial systems and the adjacent areas bordering streams,

river networks, and lakes (Naiman et al., 2010; Dufour and Rodríguez-González, 2020). A riparian zone is a land adjacent to and directly and indirectly affected by a water body (Price and Tubman, 2007). These regions serve as transition zones at the intersection of aquatic and terrestrial ecosystems, characterized by unique biotic and abiotic features that are heavily influenced by the presence of water (Naiman et al., 2010; Riis et al., 2020; Pedraza et al., 2021). Riparian vegetation is of great importance to the ecosystems around them. The riparian vegetation zone displays heterogeneity, marked by significant spatial and temporal variations, primarily attributed to changing bioclimatic, geomorphological, and topographic conditions influenced by human activities and natural factors (Riis et al., 2020). Therefore, they cannot be easily identified. Pedraza et al. (2021) define riparian vegetation as vegetation established in the floodplain. These environments include surface and subsurface hydrology, floodplains, and adjacent slope areas

✉ ^a Department of Landscape Architecture, Faculty of Architecture, Trakya University, 22030, Edirne, Türkiye

@ ^{*} **Corresponding author** (İletişim yazarı): eminekeles@trakya.edu.tr

✓ **Received** (Geliş tarihi): 21.11.2023, **Accepted** (Kabul tarihi): 19.03.2024



Citation (Atıf): Keleş Özgenç, E., 2024. Exploring the wide-ranging ecosystem services of riparian vegetation on a global scale. Turkish Journal of Forestry, 25(2): 233-243. DOI: [10.18182/tjf.1394234](https://doi.org/10.18182/tjf.1394234)

ecologically connected to the water body (Pedraza et al., 2021). Riparian vegetation is also vital to river ecosystems (Muller, 1997). They are highly significant regions within ecosystems, given their susceptibility to numerous direct and indirect stresses resulting from human activities, which affect their functioning (Naiman et al., 2010). Riparian zones are transition areas between aquatic and terrestrial environments (Betz et al., 2018). They span the area from the low-flow water level to the highest water mark, where vegetation is influenced by floods, elevated water tables, and soil characteristics (González et al., 2017). Coastal zones encompass the riverbed, banks, vegetation, surrounding land, and floodplain (Maraseni and Mitchell, 2016).

Coastal zones and their constituents typically exert substantial influence on ecosystems and human welfare, as they offer crucial ecosystem services (ES) such as coastal stabilization, the supply of living and decaying organic materials, habitats for both aquatic and terrestrial life, seasonal water flow, sediment retention, nutrient capture and processing, water storage, potable water, erosion management, flood control, recreational opportunities, and mitigation of heatwave effects (Riis et al., 2020; Singh et al., 2021; Urbanič et al., 2022). Singh and Singh (2020) describe these areas as ecological engineers that provide multiple ES and maintain and improve river health. These functions arise from natural processes that entail intricate interactions between biotic and abiotic environments (De Groot et al., 2002). At the same time, vegetation along these areas affects river processes by altering water flow, trapping sediment, and influencing riverbank erosion sensitivity and morphology through flow-vegetation-sediment feedback mechanisms. The growth rate, diversity, and productivity of river vegetation also influence biogeochemical processes in rivers (Pedraza et al., 2021). Coastal zones and vegetation are recognized as areas of vital importance for nature and people. Still, their degradation tends to increase in the absence of a coherent policy to guide sustainable management efforts. In recent years, an increasing body of literature has emphasized the significance and difficulties associated with conserving biodiversity in riverine coastal vegetation habitats (Dufour et al., 2019; Riis et al., 2020; Fonseca et al., 2021; Pedraza et al., 2021; Singh et al., 2021; Urbanič et al., 2022). In particular, the studies draw attention to improving biodiversity and ES in river coastal vegetation areas and holistic and sustainable landscape management.

The complex interaction of riparian zones with rivers and upland habitats makes the vegetation in these areas more sensitive to environmental changes (Hoppenreijns et al., 2022). Generally, the degradation of these areas starts with forest clearing as a result of human activities on riparian vegetation. As river coastal areas are at the interface between water and land, they are affected by different stressors and pressures, including agriculture, population growth, urbanization, river engineering works, pollution, river flow modification, and biological invasions (Urbanič et al., 2022). Although riparian zones play a multifunctional and fundamental role in providing ES, especially in recent decades, they are significantly affected by anthropogenic pressures in the process of urbanization, where riverbanks are prioritized for settlement and coastal vegetation is eliminated or reduced (Prado et al., 2022). In addition to this, deforestation and dam-building activities are gradually increasing in these areas. When these degradations are combined with global problems such as climate change in

recent years, the effects on river vegetation are gradually reaching negative dimensions (Nilsson et al., 2013). According to Riis et al. (2020), 80% of natural riparian habitats have been lost in Europe in the last 200 years, mostly in developed countries.

Riparian areas provide important ES in river systems regarding the multiple socio-ecological services they provide to society. Riparian vegetation can provide a large amount of ES thanks to its ecotone characteristics and the ecological functions offered by the vegetation (Sweeney and Newbold, 2014). They are often important for provisioning, regulating, and cultural ecosystems. In terms of service provision, fuel and energy can be extracted from coastal forests and vegetation and can also be providers of genetic resources. Regulating services include water quality regulation through filtration of pollutants and sediments, carbon sequestration and microclimate regulation, pollination, habitat maintenance, water flow regulation, and erosion control. Riparian areas and vegetation also provide cultural services, providing opportunities for environmental education, identity, aesthetics, recreation, etc. (Pedraza et al., 2021).

Riparian vegetation is an important area of research due to its ecological and societal importance. In recent years, many reviews have summarised and discussed the scientific literature on the importance of riparian vegetation and the services it provides, stream restoration efforts, and vegetation. Dufour et al. (2019), investigated the literature from a global perspective, focusing on definitions for riverine riparian vegetation by addressing the scientific trajectory of studies focusing on riparian vegetation over many years. The work also states that studies on river regions change over time and vary according to river systems and geographical regions. Urbanič et al. (2022) discuss the critical priorities and measures that must be considered to successfully develop policies and manage riparian zones. This direction examines the degradation, restoration, and conservation concepts related to wetland management. Singh et al. (2021) discuss riparian zones' concepts, characteristics, functions, and threats and propose an integrated approach for river health improvement in the context of coastal zone management. Verdonschot and Verdonschot (2022), provide an overview of the ES provided by rivers and discuss the challenges and opportunities for improving ecosystems through integrated river basin restoration targeting both biodiversity and ES. Hanna et al. (2018), reviewed publications that quantify river ecosystems and present their global distribution and types of ES. The work highlighted the importance of having clear indicators, data sources, and methods for quantifying river ES that accurately reflect the services intended to measure. Their work underscores the significant potential of the ES concept in informing river ecosystem management and decision-making.

Riparian zones and riverine vegetation have been studied by many disciplines spanning numerous scientific and applied disciplines such as hydrology, geography, biology, management and restoration, and remote sensing. Therefore, knowledge on the topic is scattered across various fields and disciplines (Dufour et al., 2019; Riis et al., 2020; Prado et al., 2022), bringing different methodological approaches to assessing riparian areas. Quantitative evaluation of ES, functions, and fluxes is crucial for preserving the ecological functions offered by riparian areas (Fu et al., 2016). Nonetheless, it seems that assessments of ES in riparian areas are fragmented, and there are deficiencies in

terms of comprehensive methodological approaches that emphasize landscape, multi-scale analysis, and economic valuation aspects because riparian zones are ecosystems characterized by a high degree of interaction and complexity (Prado et al., 2022).

In addition to the many ES provided by river coastal areas, they are also threatened by serious anthropogenic impacts such as conversion of land into agricultural areas, alteration of river flows, wrong restoration works, and climate change. Therefore, despite their great importance for human welfare, the degradation and destruction of riparian areas have been increasing in recent years. These areas are important for maintaining riparian vegetation and ecological functions, which are part of the management of riparian areas, and the sustainability of related benefits. It is very important to know and define the ecological functions of these areas in making the right decisions. For this reason, there is still a lack of studies on a global scale within the scope of revealing the importance of riparian areas, understanding the current situation, and determining the trends on the subject. In this context, the main objective of this study is to explore the critical role of riparian vegetation in ES. The importance of riparian vegetation, definitions, ES, and methods commonly used in the assessment of ES are also evaluated. Therefore, it aims to reveal the scientific literature on ES provided by riparian vegetation in 2000–2023 through bibliometric-based analyses. The current study provides an opportunity to systematize the information on ES provided by riparian vegetation and to fill the knowledge gaps in the literature. Ultimately, it may help to identify knowledge gaps to assist decision-making and planning processes for river coastal areas.

2. Material and methods

The literature review on riparian vegetation was done by querying Scopus and Web of Science (WoS) databases. Both databases provide access to various databases to collect bibliometric data of published material in multiple fields of knowledge. Data searches in bibliometric reviews in the literature are generally based on Scopus and WoS (Mongeon and Paul-Hus, 2016). In general, bibliometric analysis is used to assess both research trends and scientific networks in different research disciplines. Bibliometric analyses encourage and guide researchers to conduct further studies (Zhang et al., 2019). It is an important approach to identifying global trends and knowledge gaps.

The search criteria were initially applied to both Scopus and WoS within the scope of the study. First, reviews were conducted within a timeframe covering approximately 23 years, from 2000 to July 2023, encompassing the scientific literature. Document types searched included articles, books, book chapters, and reviews, representing the most important categories of peer-reviewed research materials. The provisioning, regulating, supporting, and cultural ES were used in the categorization of ES, as specified by MEA (2005). The goods and benefits provided by each ecosystem service were identified. The characterization of ES was obtained using relevant scientific literature. Provisioning ES is defined as benefits that can be directly extracted from nature, consumed, and have a specific market value (such as water, food, wood, and biofuels). Regulating ES can be defined as benefits derived from ecosystem processes that alter the current state (carbon storage, soil fertility, etc.). Supporting

ES encompasses the fundamental processes of the ecosystem, such as photosynthesis and nutrient cycling, and is a vital service provided by the ecosystem. Cultural ES are abstract benefits that people derive from nature and contribute to the identity of the landscape (recreation, aesthetics, heritage, etc.) (Deeksha and Shukla, 2022).

The study used a systematic method to conduct a literature review in three stages. International databases, Scopus and WoS, covering the period from 2000 to July 2023, were utilized for searching, encompassing journals, books, and reviews. In the first stage, the search index was conducted as follows: searches were performed in the titles, abstracts, and keywords of studies using the terms ("riparian area" OR "riparian zone" OR "riparian vegetation" OR "riparian forest"). The initial stage aimed to determine the trends in coastal areas and coastal vegetation studies. In the second search, studies containing the term "ecosystem services" were associated with the first search results, allowing for identifying publications that examined ES in studies related to riparian areas and vegetation. The classification of ES was based on the grouping established by MEA (2005). In the third stage, ES-related benefits were searched and examined to identify specific studies on ES. This stage was carried out using the Scopus database. Scopus was chosen over WoS for its recognition as the largest database of peer-reviewed literature containing more indexed journals (Mongeon and Paul-Hus, 2016; Kandel et al., 2021) and for identifying a greater number of publications in the second search. It is noted that Scopus represents the topic of ES more comprehensively in research (McDonough et al., 2017). Therefore, in the search conducted in the Scopus database, the 664 records obtained in the first and second stages were re-evaluated, focusing on publications containing one or more ES values. In this context, 494 publications addressing the ES value provided by riparian areas or vegetation were considered. The scientific literature related to the ES offered by riparian areas or vegetation was examined through bibliometric analyses. Non-statistical meta-analysis was performed to analyze the data. An assessment was made regarding the temporal status, geographical distribution, research area, research type, publication sources, and keywords of the publications. VOSviewer was used to analyze the bibliometrics of keywords (<https://www.vosviewer.com>). VOSviewer is a widely used social network tool for creating academic network maps in similar studies (Kandel et al., 2021).

3. Results and discussion

3.1. Definitions related to riparian area and vegetation

Definitions of riparian vegetation often include keywords used to describe a subject expressed with various terms. Various names are given to riparian vegetation in river systems. The diversity in these definitions varies depending on geographical regions, subjects under investigation, and purposes, sometimes leading to misunderstandings (Dufour et al., 2019). Therefore, it is essential to establish the definitions of these concepts. Most definitions of the riparian zone use a functional approach and highlight the two-way influences of hydrological, morphological, chemical, and biological processes between aquatic and terrestrial systems. Riparian zone definitions generally describe them as "transitional between terrestrial and aquatic ecosystems and

distinguished by gradients in biophysical conditions, ecological processes, and biota. They are areas through which surface and subsurface hydrology connect water bodies with their adjacent uplands. They include those portions of terrestrial ecosystems that significantly influence exchanges of energy and matter with aquatic ecosystems" (National Research Council, 2002). When examining the literature, various definitions made for these areas are compiled by Dufour et al. (2019) in Table 1. Riparian vegetation emphasizes the effects of hydrological, morphological, chemical, and biological processes between aquatic and terrestrial systems. Riparian vegetation is defined as "a complex of communities found in the river region and distinguished by gradients in biophysical conditions and ecological processes and biota between terrestrial and aquatic ecosystems".

3.2. Quantitative analysis of studies on riparian vegetation and ES

From 2000 to July 2023, 15,304 publications were found in Scopus and 7,067 in WoS using the search terms "riparian zone, riparian area, riparian vegetation, and riparian forest". When these publications were searched with the term "ecosystem services", 664 publications in Scopus and 395 publications in WoS were obtained using similar terms. In 2018 and afterwards, a gradual increase was observed in the number of studies on these terms. In 2022, it was determined that there was a significant increase in the number of studies (Figure 1).

The temporal trend in the number of publications has shown a remarkable increase, particularly since 2005, following the publication of the Millennium Ecosystem Assessment (MEA) and a sharp increase after the establishment of IPBES in 2012 (Martin-Lopez et al., 2019).

The scientific fields on which these studies are based are shown in Figure 2. Environmental Science (503), Agricultural and Biological Sciences (339), and Social Sciences (87) are the most popular subject categories (Figure 2). Studies related to riparian areas and ES have steadily developed within their subject categories. In studies concerning ES (McDonough et al., 2017; Zhang et al., 2019) the Environmental Science category consistently ranks at the top. The diversity of scientific fields reflects the inherently multidisciplinary nature of the concept of ES.

Between 2000 and 2023, the types of studies related to the search terms included articles (574), book chapters (33), reviews (33), and conference papers (21). An assessment of the sources/publications where these studies were published reveals that most were published in journals. The journals include Science of The Total Environment (32), Ecological Indicators (19), Ecological Engineering (19), and Forest Ecology and Management (18) (Figure 3). It is evident from Figure 3 that studies published in the most prolific journals are closely related to the field of environmental science. Additionally, as noted in the studies by Martin-Lopez et al. (2019) and Aznar-Sánchez et al. (2018) there is less focus on ES in the social sciences. Therefore, globally, there is a need to create more interdisciplinary studies on riparian areas and ES.

Table 1. Definitions associated with riparian vegetation (Dufour et al., 2019)

Expression	Definitions
Riparian	"Refers to land adjacent to a body of water."
Riparian zone	"Zone of direct interaction between terrestrial and aquatic environments." "Encompasses the stream channel between the low and high water marks and that portion of the terrestrial landscape from the high water mark toward the uplands where vegetation may be influenced by elevated water tables or flooding and by the ability of the soils to hold water." "Transitions between terrestrial and aquatic ecosystems are distinguished by gradients in biophysical conditions, ecological processes, and biota. These are areas through which surface and subsurface hydrology connect water bodies with their adjacent uplands."
Riparian area	"Three-dimensional ecotones of interaction that include terrestrial and aquatic ecosystems, that extend down into the groundwater, up above the canopy, outward across the floodplain, up the near-slopes that drain to the water, laterally into the terrestrial ecosystem, and along the watercourse at a variable width."
Riparian forest	"Floodplain vegetation or vegetation directly adjacent to rivers and streams. The riparian forest extends laterally from the active channel to include the active floodplain and terraces."
Riparian vegetation	"Hydrophytic vegetation growing near a [...] river close enough so that its annual evapotranspiration represents a factor in the [...] river regime."

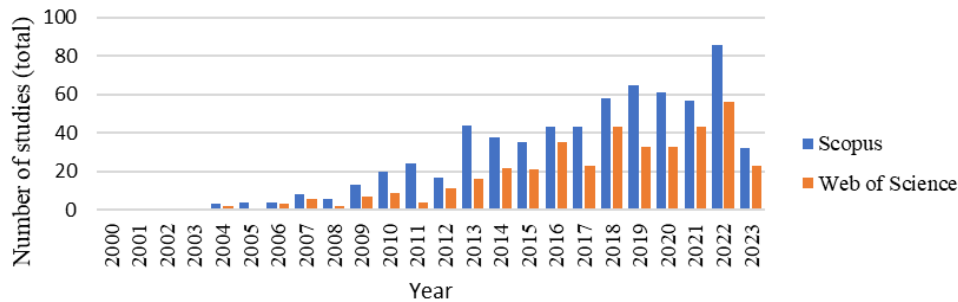


Figure 1. Number of studies annually from 2000 to 2023 applying all terms and ES

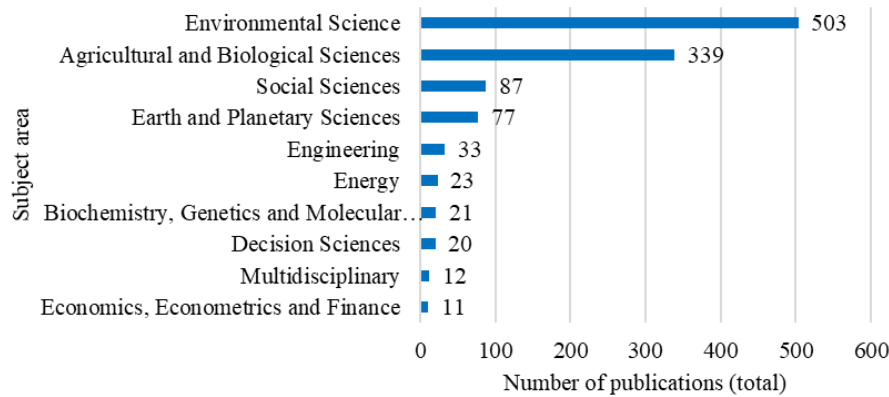


Figure 2. Distributions of the subject categories

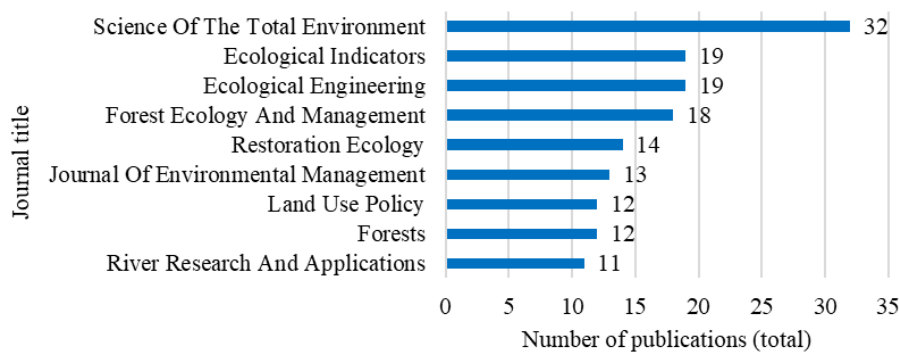


Figure 3. Journals in which the studies were published

Among the most active countries in research on coastal areas and the ES provided by vegetation, the United States (33%), China (11%), Brazil (10%), Germany (9%), the United Kingdom (8%), Australia (7%), and other countries (21%) stand out (Figure 4). The study by Prado et al. (2022), states that 53% of river coastal areas in the United States were destroyed in the 1980s. Therefore research was encouraged to reduce and regulate degradation in coastal areas. Other studies also indicate that the United States is at the forefront of ES research (Zhang et al., 2019).

When examining the keywords used in riparian areas and ES studies, "ecosystem services" is the most commonly used keyword. Other frequently used keywords include "riparian vegetation, riparian zone, riparian forest, biodiversity, restoration, water quality, climate change, floodplain, and conservation" (Figure 5). A word cloud generated from the prominent keywords in the study is presented in Figure 6.

In ES research, the prominent keywords often align with terms like biological diversity, conservation, and ES (Pauna et al., 2018; Kandel et al., 2021). As noted in the study by Xu et al. (2019), keywords such as climate change and land use change are also prominently feature in the research.

According to the evaluation conducted using VOSviewer, recent studies in ES and riparian vegetation/forest research have seen the emergence of keywords such as "remote sensing, land use change, nature-based solutions, and river management." This trend suggests that riparian areas are significantly affected by rapid changes in the ecosystem, and researchers are focusing on examining the impacts on these valuable areas. Bibliometric analyses can contribute to a comprehensive assessment of ES studies conducted globally, regionally, and in different ecosystems, helping to identify knowledge gaps in this field.

3.3. ES provided by riparian zones and assessment methods

Studies available in the Scopus database were reviewed to assess the ES provided by riparian vegetation, and 664 publications up to July 2023 were scanned. This scanning process included all publications, such as articles, books, and conference papers. The studies were considered regardless of the language in which they were published. Studies that did not explicitly focus on evaluating ES during the research process were excluded. All studies directly examining ES (articles, books, and conference papers) were included in the evaluation process. As a result of the scanning, it was determined that ES provided by riparian vegetation was identified in the reviewed 494 studies. Quantitative data were obtained for each study, including keywords, the location of the study, the journal it was published in, assessed ES, and the methods used to measure these services.

According to the obtained results, among the scanned 494 publications, the most evaluated ecosystem service categories were as follows: regulating (72%), supporting (43%), cultural (6%), and provisioning (5%). During the scanning process, it was determined that regulating ES was assessed in 356 publications, supporting services in 210 publications, cultural services in 30 publications, and provisioning services in 26 publications (Figure 7). Overall, it was observed that regulating and supporting ES were more frequently measured compared to other categories, while cultural and provisioning services were less frequently measured. The primary reason is that cultural ES are abstract, making the measurement processes more challenging.

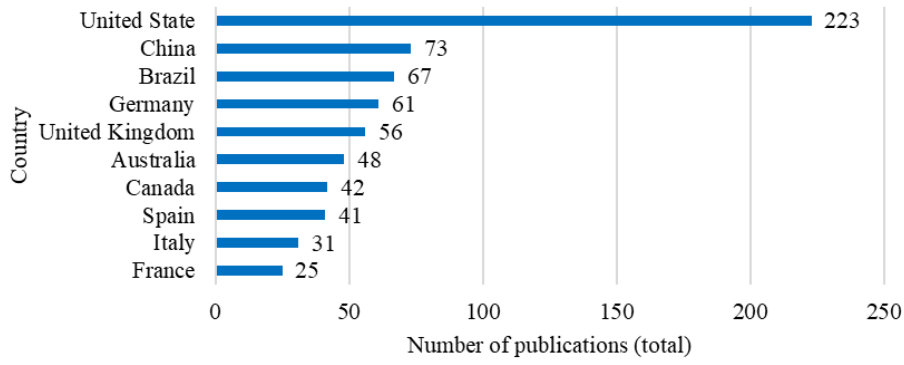


Figure 4. Distribution of countries where studies were published

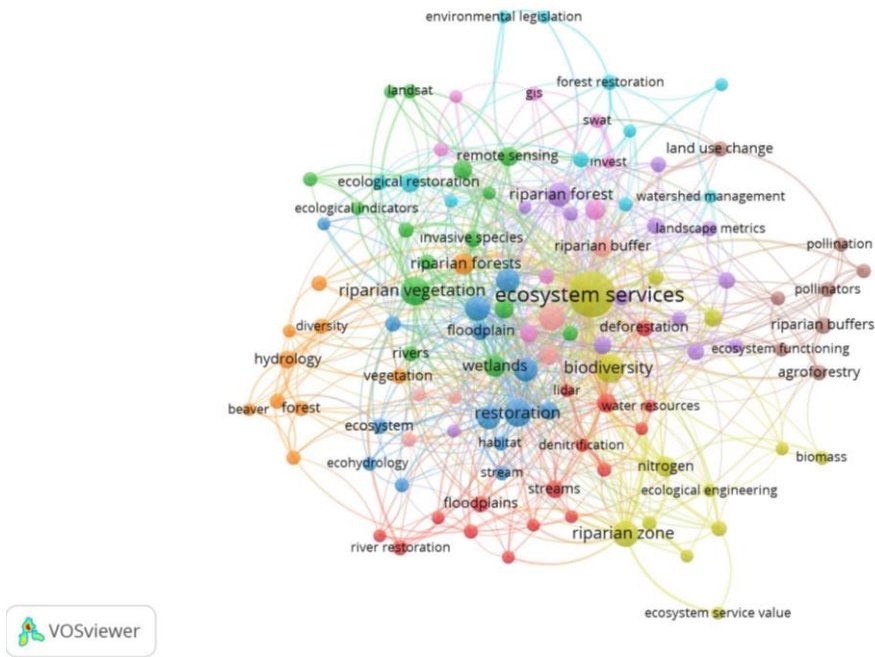


Figure 5. Riparian areas terms and keywords occurrence network for ES research



Figure 6. Featured keyword cloud

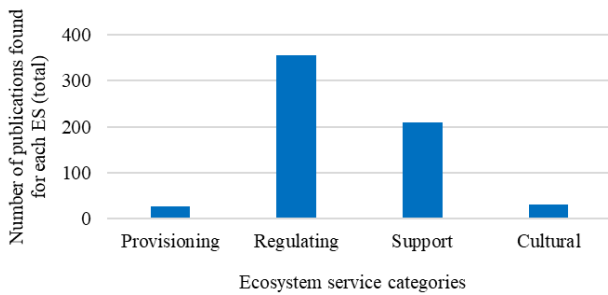


Figure 7. ES assessment in the studies reviewed

Hanna et al. (2018) evaluated riparian vegetation ES and examined studies conducted until 2017. According to the results of their study, it was determined that the most frequently measured ES were provisioning and regulating services. However, this study observed that the number of studies conducted on riparian areas and ES increased after 2018. This increase has led to more studies focusing on categories other than regulating services, resulting in increased assessments of supporting services. Therefore, the findings obtained are consistent with the existing literature. In the study by Mengist et al. (2020), a general assessment of ES was presented, with regulating (36) and provisioning services (27) being highlighted as the most discussed services. However, when evaluating the ecological functions provided by riparian areas, the prevalence of supporting ES in these areas sets this study apart from others. The current study is in line with the findings of Prado et al. (2022). In the study, ES provided by the keywords identified in the relevant literature, based on the categories and indicators of the MEA, are provided in Table 2.

In the examined 494 studies, a total of 622 measurements of ES were conducted, evaluating 23 ES in total (Table 2). The most commonly assessed ES in the research were identified as water quality, habitat provision, erosion retention, climate regulation, biological control, carbon sequestration, and flood mitigation (Figure 8). It has been observed that these evaluations are generally measured more frequently because they can be measured more easily with the GIS and model approaches on which the evaluation methods are based.

Based on the classification according to MEA (2005) categories, the most studied services were provisioning (raw

material production, food provision), regulating (water quality, erosion prevention, climate regulation, biological control, and carbon sequestration), supporting (habitat provision, primary production, and soil formation), and cultural (recreation & tourism and aesthetics). However, the least studied services were energy, genetic material, education, heritage, nursery & refugia, and pollination. The findings are consistent with other studies on ES in the literature (Hanna et al., 2018; Mengist et al., 2020; Prado et al., 2022).

River ecosystems are interconnected with their surroundings, which is why the ES they provide are interrelated. Liu et al. (2019) stated that net primary production, soil conservation, and habitat quality are associated with elevation and vegetation cover. River ecosystems also have important habitat functions both locally and in landscapes. De Groot et al. (2002) mentioned that river ecosystems tend to increase the diversity of species pools at regional scales (Clarke et al., 2008). Moreover, the heterogeneous structure of river ecosystems is essential for providing habitat functions and associated goods and services. Therefore, habitat provision, evaluated within the supporting service category in the examined studies, is extensively studied in the literature.

There is no standard framework for assessing river ecosystems, making it challenging to evaluate the ES provided by riparian vegetation (Hanna et al., 2018; Mengist et al., 2020). Methodological uncertainties can negatively affect the reliability of the findings. Typically, depending on the research objectives and scope, one or several ES are evaluated using tools such as Geographic Information Systems (GIS), statistical analysis, and models (e.g., SWAT, INVEST model, etc.) (Table 3) as observed in the literature. Hanna et al. (2018) stated that statistical analysis is the most frequently used method for measuring ES. According to the assessment conducted in the study, statistical analysis, GIS, and various modeling tools are utilized. In the work by Mengist et al. (2020), the analysis of ES literature generally identifies bio-physical, empirical, GIS-based, INVEST, and mixed (economic, etc.) models as the most commonly used methods.

Table 2. ES provided by riparian vegetation

ES category	ES indicator
Provisioning	Water supply (freshwater), raw material production, food provision, energy, genetic material
Regulating	Climate regulation (air quality, gas regulation), carbon sequestration & storage, biological control, nutrient regulation, pollination, water quality, waste treatment, erosion control/prevention, flood mitigation
Supporting	Primary production, nutrient cycling, habitat provision, soil formation, nursery & refugia
Cultural	Recreation & tourism, aesthetics, heritage, education

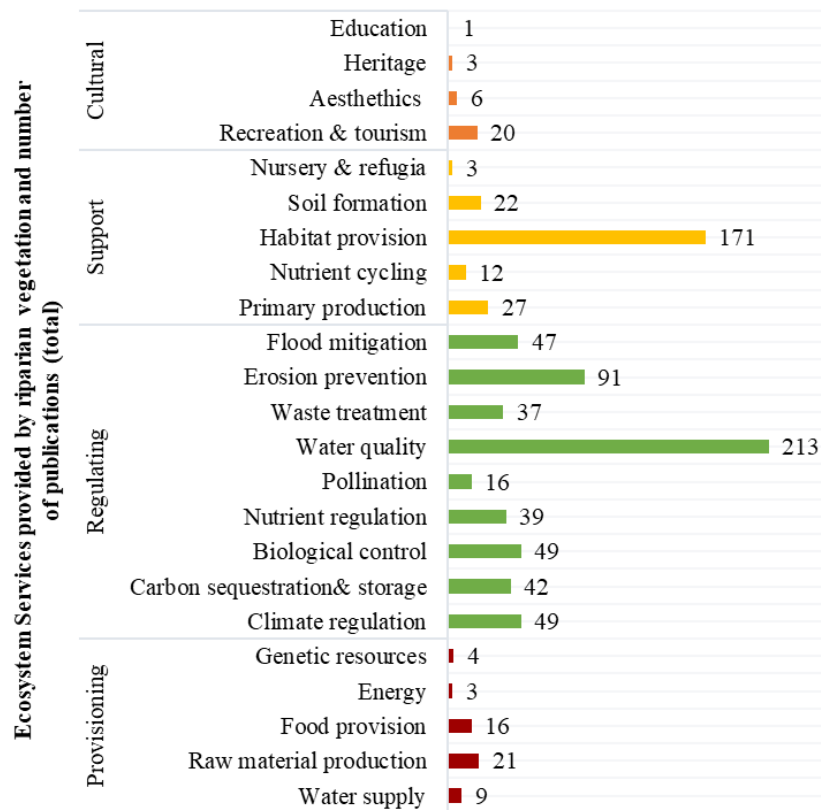


Figure 8. ES assessed in riparian vegetation studies

Table 3. Methods for assessing ES provided by riparian areas

Methods	Objectives
Integrated valuation of ES and tradeoffs (InVEST)	It is a tool for assessing ES and sustainable management of natural capital. It quantitatively assesses ES in areas such as water quality improvement, water regime regulation, erosion control, and biodiversity support.
Soil and Water Assessment Tool (SWAT)	Riparian area/vegetation assessments are used to understand and manage environmental and ecological processes. In particular, it assesses ES in areas such as water quality and erosion control.
Qualitative Habitat Evaluation Index (QBR), Riparian quality index (RQI), Stream visual assessment protocol (SVAP), River Habitat Survey (RHS)	Models assess the habitat quality of wetlands.
Normalized difference vegetation index (NDVI)	Models enable monitoring and assessment of the state of vegetation in wetlands.
Normalized difference water index (NDWI)	The model enables the assessment of aquatic ecology and water resources in wetlands.
Green Normalized Difference Vegetation Index (GNDVI)	The model allows assessing the health status of vegetation in wetlands.
USLE (Universal Soil Loss Equation), RUSLE (Revised Universal Soil Loss Equation)	The models allow for predicting and managing soil erosion in riparian areas.
WaterGAP3 (Global Assessment and Prognosis for Water Resources)	Understanding the water regimes and the health of water ecosystems in riparian areas is critical for the sustainable management of water resources. To achieve this goal, it also analyzes the state of water resources, assesses the relationships between water supply and demand, and creates projections for how future water resources may be affected.
i-Tree Eco Model	The model is used to understand the ES and value of trees in riparian areas.
Structural Equation Modeling (SEM)	The model is used as a statistical analysis method to analyze and understand the complex relationships of various social and ecological factors in wetlands.
Stream Evolution Model (SEM)	It is a hydromorphological model used to understand the evolution and shaping of river systems in riparian areas. The model also analyzes how rivers change over time and how fluvial processes affect riparian areas.
DSPIR (Disturbance, Sensitivity, Productivity, Intactness, Resilience)	It is an analytical tool for ecosystem assessment and management in riparian areas. The framework offers an assessment approach where different components are taken into account to assess the condition and health of riparian ecosystems.
Econometric model (Random Utility Model (RUM))	An econometric model is a statistical model used for analyzing and quantifying economic relationships and behaviors.
Analytic Hierarchy Process (AHP)	It is a multi-criteria decision analysis method used in complex decision-making processes in riparian areas. It provides a structured framework for decision-making processes, enabling the evaluating and weighing of different factors and criteria.

When examining keywords, it becomes evident that the use of models such as SWAT and INVEST, as well as remote sensing and practical images like Landsat, contributes to the assessment and mapping of ES (Martin-Lopez et al., 2019). GIS has been predominantly used in studies to identify hydrological networks, evaluate relationships between land use and water quality in the surrounding environment, and conduct temporal-spatial analyses. Depending on the research objectives, meteorological, hydrological, soil, and other data sets are also employed (Haase et al., 2014). In assessing river ecosystems' vegetation, specialized evaluations can be conducted using habitat assessment methods for rivers, such as QBR, SVAP, and RHP models, customized based on the area's uniqueness through factors like quantitative and qualitative characteristics, morphological structure, and water properties. These methods play a significant role in evaluating the ecological health of rivers and habitat quality, and they are taken into account in the planning and implementation of water management and conservation projects.

Model-based studies are commonly used to assess riparian areas' water, erosion, and climate regulation. In recent years, scenario-based studies looking into the future, combining GIS and modeling, have gained importance (Vihervaara et al., 2019). Using models like SWAT and INVEST is a growing trend in various studies (Sil et al., 2016). These models also understand and manage environmental and ecological processes in riparian areas/vegetation. Therefore, these models play a crucial role, particularly in areas such as water quality, erosion control, habitat health, and the assessment of ES (Wang et al., 2017), and can also provide valuable information for understanding the ecological functions of riparian areas, planning their management, and conserving them. In this regard, the related models can contribute to decision-making processes related to the sustainability of water resources and ecosystems.

Furthermore, specific models are used to assess certain services. Models like the Revised Universal Soil Loss Equation (RUSLE) and the Universal Soil Loss Equation (USLE) can be employed to estimate stream and sheet erosion (Bogdan et al., 2016). Erosion prevention has frequently been measured in the literature on river vegetation, and ES can be a constructive tool in making decisions related to erosion prevention (Hanna et al., 2018).

The number of studies using search terms related to river areas, such as "riparian vegetation, riparian forest, riparian area, riparian zone," has steadily increased from 2000 to 2023. The majority of studies also include assessments related to ES. Prado et al. (2022), attribute the increase in studies related to ES in riverine areas to the significant influence of the MEA, supported by the graph provided in Figure 2.

In general, ES assessments enable the evaluation of the capacity of different ecosystems, which are part of the landscape, to provide services and assess land use and management. These approaches provide an opportunity to understand how complex ecosystems like riparian areas and changes in these areas affect the supply of ES, which enhances the understanding of the importance of conserving and using riparian vegetation for ecosystems' ecological and social functions. Each indicator of ES provides different information. The results demonstrate the variability in indicators, data sources, and methods used to measure ES in

river habitats. The wide variety of methods reflects the flexible nature of the concept of ES, which is one of its strengths. Nevertheless, using valid methods for measuring ES to yield useful results for river ecosystem management is important. The most critical characteristics of an ES indicator are that it should be clearly defined and accurately represent the service and direction it intends to quantify. These findings suggest that more attention should be given to evaluating various ES in river ecosystem service research, covering all categories, alongside individual studies.

4. Conclusion

In the 21st century, coastal ecosystems play a critical role in determining the vulnerability of natural and human systems to climate change and the impact on their adaptive capacity. Riparian vegetation, found in semi-terrestrial regions bordering water bodies and influenced by freshwater, stands as one of the world's most dynamic and vulnerable ecosystems. River ecosystems are crucial for their services to humans and the environment. Due to anthropogenic activities (land use changes, pollution, etc.), alterations in hydrological regimes, or the invasion of non-native species, these areas are rapidly deteriorating and becoming less resilient and more susceptible to degradation. Since interactions between terrestrial and aquatic ecosystems characterize river ecosystems, most of their ecological processes affect the wetland and the surrounding landscape, making these areas increasingly sensitive. Consequently, in recent years, riparian vegetation and its functions, depending on various definitions, have attracted the attention of many researchers.

The concept of ES is a crucial tool for river ecosystem management. However, when examining the literature over many years, it becomes evident that the number of studies on this subject is still insufficient. Conducting comprehensive reviews in the Scopus database covering all languages and categories helps address the gaps in the existing literature. The current study, an analysis of studies conducted from 2000 to July 2023 in the Scopus database revealed that the most studied ES category associated with riparian vegetation is regulating ES. Within this category, issues such as water quality regulation, climate regulation, and erosion control have been studied extensively. Water supply is studied in provisioning services, habitat provision in supporting services, and recreation and tourism in cultural services. Other ES are underrepresented due to unclear assessment methods and data availability issues. The fact that these services are often provisioning and cultural ES may be related to a lack of interest in studying ES services and methodological challenges. Among these studies, very few studies have considered methodological approaches to ES assessment. Therefore, more comprehensive studies are needed to analyze the ES provided by riparian zones and vegetation. Although there are some remarkable studies in the world trying to explain the interactions and functions of river coastal areas and vegetation with their environment, there are limited studies. In Turkey, the number of studies in this field is almost non-existent. Analyses of riparian studies often focus on single features or functions of riparian areas. Specifically, studies focus on habitat function and water dynamics. Since ecosystems work as a whole, that is, they are interrelated. However, studies focusing on one or a few services do not help fully understand river ecosystems. Very

few studies in the literature evaluate all components of ES. Future research should adopt an integrated multidisciplinary approach and focus on the combined assessment of the many ES provided by river ecosystems. Considering the climate and land cover change processes, it will be important to examine the effects of these changes on river coastal vegetation today and in future projections and to consider landscape and spatial scale approaches. Developing more integrated approaches to river coastal areas and vegetation will help to understand the comprehensive assessment of the services provided by the ecosystem (de Sosa et al., 2018). At the same time, river bank vegetation is an important indicator for assessing the condition of the river bank. It should be taken into account for successful river restoration efforts.

Riparian vegetation plays a critical role in the conservation and sustainability of water resources and aquatic ecosystems, along with the important ES provided by natural ecosystems. These areas are important for the functionality and richness of aquatic ecosystems and the natural life around them. The ES provided by riparian vegetation have great importance in a wide range of areas such as ensuring the functioning of aquatic ecosystems, supporting biodiversity, protecting water quality, combating climate change, and protecting water resources. Protection and restoration of riparian areas should be considered an important step in ensuring the sustainability of water resources and the natural environment. Conservation of riparian vegetation is an urgent need for the sustainable development of ecosystems and societies, and therefore protecting and improving these areas can play a key role in the conservation and management of wetlands and vegetation.

Even with "high-level" policy and legal measures [European Green Deal (UN, 2019), UN Decade of Ecosystem Restoration (UN, 2019)] to address issues related to the ecological functions of riparian vegetation, there is little or no basic knowledge of riparian vegetation. Therefore, clear recognition and sustainable management are urgently needed to protect and restore important wetland functions and services for current and future generations. Especially in recent years, there has been a contrast between the establishing of important frameworks such as the European Green Deal, the UN Decade of Ecosystem Restoration, and the targets for 2050 to restore ecosystems and the lack of emphasis on these areas. The targets of the UN Decade of Ecosystem Restoration for the restoration of all European rivers by 2050 require an increase in the importance of these areas and a clearer definition of the assessment procedures. In this respect, understanding the importance of riparian vegetation, which provides many services with its ecological functions, will be important in ensuring the sustainability of the ecosystem.

Despite high-level policies and legal measures to address issues related to the quality and current condition of aquatic habitats, there is little or no designation of riparian zones. The European Union Water Framework Directive (WFD) also aims to improve river coastal health in the European Union by promoting the sustainable use of ES provided by watercourses (Singh et al., 2021). The UN Decade (2021-2030) (UN, 2019) establishes a common vision of ecosystem restoration as "a process of halting or reversing degradation with improved ES and restored biodiversity to halt the degradation of ecosystems and restore terrestrial, freshwater and marine ecosystems". The European Green Deal (EC,

2019) is a holistic document that aims to improve the well-being and health of citizens and future generations. The 2030 EU Biodiversity Strategy includes legally binding EU nature conservation targets for restoring degraded ecosystems. The main objective of these processes is to restore degraded river areas through restoration activities, and the most important indicator of this is riparian vegetation. In restoring ecosystem health, the improvement of vegetation cover and the sustainability of ES should be ensured. Therefore, clear recognition and sustainable management are urgently needed to protect and restore important wetland functions and services for present and future generations. Despite the critical role of riparian zones for freshwater ecosystems, there is still a need to clarify the key priorities and actions for developing and managing effective policies. Demonstrating the importance of riparian areas and mitigating their vulnerability to land use and climate change, preventing biodiversity loss, and ensuring the sustainability of ES will be important for building resilient and sustainable ecosystems in the future.

References

- Aznar-Sánchez, J.A., Belmonte-Ureña, L.J., López-Serrano, M.J., Velasco-Muñoz, J.F., 2018. Forest ecosystem services: An analysis of worldwide research. *Forests*, 9(8): 453.
- Betz, F., Lauermaun M., Cyffka, B., 2018. Delineation of the riparian zone in data-scarce regions using fuzzy membership functions: An evaluation based on the case of the Naryn River in Kyrgyzstan. *Geomorphology*, 306:170-181.
- Bogdan, S.M., Pătru-Stupariu, I., Zaharia L., 2016. The assessment of regulatory ecosystem services: the case of the sediment retention service in a mountain landscape in the Southern Romanian Carpathians. *Procedia Environmental Sciences*, 32:12-27.
- Clarke, A., Mac Nally, R., Bond, N., Lake, P.S., 2008. Macroinvertebrate diversity in headwater streams: a review. *Freshwater biology*, 53(9): 1707-1721.
- National Research Council, 2002. Riparian areas: functions and strategies for management. National Academies Press, Washington, DC.
- De Groot, R.S., Wilson, M.A., Boumans, R.M., 2002. A typology for the classification, description and valuation of ecosystem functions, goods and services. *Ecological Economics*, 41(3): 393-408.
- de Sosa, L.L., Glanville, H.C., Marshall, M.R., Williams, A.P., Jones, D.L., 2018. Quantifying the contribution of riparian soils to the provision of ecosystem services. *Science of the Total Environment*, 624: 807-819.
- Deeksha, Shukla, A.K., 2022. Ecosystem services: A systematic literature review and future dimension in freshwater ecosystems. *Applied Sciences*, 12(17): 8518.
- Dufour, S., Rodríguez-González, P., 2020. Riparian zone/riparian vegetation definition: principles and recommendations. report, COST Action CA16208, Converges European Riparian Ecosystems, 20, <https://converges.eu/resources/riparian-zone-riparian-vegetation-definition-principles-and-recommendations/>. Access date: 01.11.2023
- Dufour, S., Rodríguez-González, P.M., Laslier, M., 2019. Tracing the scientific trajectory of riparian vegetation studies: Main topics, approaches and needs in a globally changing world. *Science of the Total Environment*, 653: 1168-1185.
- EC, 2019. European Commission, The European Green Deal, https://eur-lex.europa.eu/resource.html?uri=cellar:b828d165-1c22-11ea-8c1f-01aa75ed71a1.0002.02/DOC_1&format=PDF

- Fonseca, A., Zina, V., Duarte, G., Aguiar, F.C., Rodríguez-González, P.M., Ferreira, M.T., Fernandes, M.R., 2021. Riparian Ecological Infrastructures: Potential for biodiversity-related ecosystem services in Mediterranean human-dominated landscapes. *Sustainability*, 13(19): 10508.
- Fu, B., Li, Y., Wang, Y., Zhang, B., Yin, S., Zhu, H., Xing, Z., 2016. Evaluation of ecosystem service value of riparian zone using land use data from 1986 to 2012. *Ecological Indicators*, 69: 873-881.
- González, E., Felipe-Lucia, M.R., Bourgeois, B., Boz, B., Nilsson, C., Palmer, G., Sher A.A., 2017. Integrative conservation of riparian zones. *Biological Conservation*, 211: 20-29.
- Haase, D., Larondelle, N., Andersson, E., Artmann, M., Borgström, S., Breuste, J., Gomez-Baggethun, E., Gren, Å., Hamstead, Z., Hansen, R., 2014. A quantitative review of urban ecosystem service assessments: concepts, models, and implementation. *Ambio*, 43: 413-433.
- Hanna, D.E., Tomscha, S.A., Ouellet Dallaire, C., Bennett, E.M., 2018. A review of riverine ecosystem service quantification: Research gaps and recommendations. *Journal of Applied Ecology*, 55(3): 1299-1311.
- Hoppenreijns, J.H., Eckstein, R.L., Lind, L., 2022. Pressures on boreal riparian vegetation: A literature review. *Frontiers in Ecology and Evolution*, 9: 806130.
- Kandel, P., Chettri, N., Chaudhary, S., Sharma, P., Uddin, K., 2021. Ecosystem services research trends in the water tower of Asia: A bibliometric analysis from the Hindu Kush Himalaya. *Ecological Indicators*, 121: 107152.
- Liu, L., Wang, Z., Wang, Y., Zhang, Y., Shen, J., Qin, D., Li, S., 2019. Trade-off analyses of multiple mountain ecosystem services along elevation, vegetation cover and precipitation gradients: A case study in the Taihang Mountains. *Ecological Indicators*, 103: 94-104.
- Maraseni, T., Mitchell, C., 2016. An assessment of carbon sequestration potential of riparian zone of Condamine Catchment, Queensland, Australia. *Land Use Policy*, 54: 139-146.
- Martin-Lopez, B., Leister, I., Lorenzo Cruz, P., Palomo, I., Grêt-Regamey, A., Harrison, P.A., Lavorel, S., Locatelli, B., Luque, S., Walz, A., 2019. Nature's contributions to people in mountains: A review. *PloS one*, 14(6): e0217847.
- McDonough, K., Hutchinson, S., Moore, T., Hutchinson, J.S., 2017. Analysis of publication trends in ecosystem services research. *Ecosystem Services*, 25: 82-88.
- Millennium Ecosystem Assessment, 2005. *Ecosystems and human well-being*. Island Press, Washington, DC.
- Mengist, W., Soromessa, T., Legese, G., 2020. Ecosystem services research in mountainous regions: A systematic literature review on current knowledge and research gaps. *Science of The Total Environment*, 702: 134581.
- Mongeon, P., Paul-Hus, A., 2016. The journal coverage of Web of Science and Scopus: a comparative analysis. *Scientometrics*, 106: 213-228.
- Muller, E., 1997. Mapping riparian vegetation along rivers: old concepts and new methods. *Aquatic Botany*, 58(3-4): 411-437.
- Naiman, R.J., Decamps, H., McClain, M.E., 2010. *Riparia: ecology, conservation, and management of streamside communities*. Elsevier Academic Press, London, UK.
- Nilsson, C., Jansson, R., Kuglerová, L., Lind, L., Ström, L., 2013. Boreal riparian vegetation under climate change. *Ecosystems*, 16: 401-410.
- Pauna, V.H., Picone, F., Le Guyader, G., Buonocore, E., Franzese, P.P., 2018. The scientific research on ecosystem services: A bibliometric analysis. *Ecological Questions*, 29(3): 53-62.
- Pedraza, S., Clerici, N., Zuluaga Gaviria, J.D., Sanchez, A., 2021. Global research on riparian zones in the XXI century: A bibliometric analysis. *Water*, 13(13): 1836.
- Prado, R.B., Damasceno, G.M.S., Aquino, F.d.G., 2022. Overview of studies on ecosystem services in riparian zones: a systematic review. *Acta Limnologica Brasiliensia*, 34 (e19):1-16.
- Price, P., Tubman, W., 2007. Structure and characteristics of riparian lands. *Principles for Riparian Lands Management*, Land & Water: Australia, Braddon ACT.
- Riis, T., Kelly-Quinn, M., Aguiar, F.C., Manolaki, P., Bruno, D., Bejarano, M.D., Clerici, N., Fernandes, M.R., Franco, J.C., Pettit, N., 2020. Global overview of ecosystem services provided by riparian vegetation. *BioScience*, 70(6): 501-514.
- Sil, A., Rodrigues, A.P., Carvalho-Santos, C., Nunes, J.P., Honrado, J., Alonso, J., Marta-Pedroso, C., Azevedo, J.C., 2016. Trade-offs and synergies between provisioning and regulating ecosystem services in a mountain area in Portugal affected by landscape change. *Mountain Research and Development*, 36(4): 452-464.
- Singh, R., Singh, G., 2020. Integrated management of the Ganga River: An ecohydrological approach. *Ecohydrology & Hydrobiology*, 20(2): 153-174.
- Singh, R., Tiwari, A., Singh, G., 2021. Managing riparian zones for river health improvement: an integrated approach. *Landscape and ecological engineering*, 17: 195-223.
- Sweeney, B.W., Newbold, J.D., 2014. Streamside forest buffer width needed to protect stream water quality, habitat, and organisms: a literature review. *JAWRA Journal of the American Water Resources Association*, 50(3): 560-584.
- UN, 2019. United Nations, Resolution adopted by the general assembly, The UN Decade on Ecosystem Restoration(2021-2030). <https://documents.un.org/doc/undoc/gen/n19/060/16/pdf/n1906016.pdf?token=xrNHWZHcy5YJNJDUDM&fe=true>
- Urbanič, G., Politti, E., Rodríguez-González, P.M., Payne, R., Schook, D., Alves, M.H., Anđelković, A., Bruno, D., Chilikova-Lubomirova, M., Di Lonardo, S., 2022. Riparian zones-from policy neglected to policy integrated. *Frontiers in Environmental Science*, 10: 868527.
- Verdonschot, P., Verdonschot, R., 2022. The role of stream restoration in enhancing ecosystem services. *Hydrobiologia*, 850: 2537-2562.
- Vihervaara, P., Viinikka, A., Brander, L., Santos-Martín, F., Poikolainen, L., Nedkov, S., 2019. Methodological interlinkages for mapping ecosystem services-from data to analysis and decision-support. *One Ecosystem* 4: e26368
- Wang, B., Tang, H., Xu, Y., 2017. Integrating ecosystem services and human well-being into management practices: Insights from a mountain-basin area, China. *Ecosystem Services*, 27: 58-69.
- Xu, J., Badola, R., Chettri, N., Chaudhary, R.P., Zomer, R., Pokhrel, B., Hussain, S.A., Pradhan, S., Pradhan, R., 2019. Sustaining biodiversity and ecosystem services in the Hindu Kush Himalaya. *The Hindu Kush Himalaya Assessment: Mountains, Climate Change, Sustainability and People*. Springer, Cham.
- Zhang, X., Estoque, R.C., Xie, H., Murayama, Y., Ranagalage, M., 2019. Bibliometric analysis of highly cited articles on ecosystem services. *PloS one*, 14(2): e0210707.

Instructions for authors

Manuscript should be prepared in A4 page size, with Times New Roman font and 12 pt font size, as plain text. Unless necessary, no special formatting should be used. Page and line numbers should be included into the manuscript. Please check out the explanations below for other details.

Cover page: Cover page should include title of the manuscript, names and contact information of the authors.

Title and abstract (Turkish and English): Abstract should not exceed 250 words, and briefly explains rationale, goals, methods, results and recommendations of the study. Keywords with 3-6 words should be included at the end of the abstract.

Main text: Main body of the manuscript should be written in single line spacing, and it should not exceed a total of 15 pages including tables and figures. Headings should be numbered as follows: 1., 1.1., 1.1.1.

Footnotes: Use of footnotes within the text should be avoided as much as possible. If necessary, it can be used below tables and figures.

Symbols and abbreviations: Unit symbols should comply with The International System of Units. Abbreviations should be explained briefly within a parenthesis where it appears first.

References: In the text, literature should be given with the last name of the author and year of the publication (For example: Oliver et al., 1996; Geray, 1998). At the end of the paper, references should be ordered first alphabetically and then chronologically. If there is more than one paper from the same author for a given year, these references should be identified by the letters a, b, c..., after the year of publication (For example: Jensen, 1998a; 1998b; 1999). See Appendix 1 for details on references.

Tables and figures: All tables and figures (graphs, photographs, maps etc.) should be numbered in the order of their citation in the text. Titles of the tables should be located above, and titles of the figures should be located below the related table or figure. Tables and figures should be simple, and their text, number and symbol components should be easily visible and understandable. Figures should be prepared in at least 300 dpi resolution and 8.15 or 17 cm width. Characters within the figures should be in Times New Roman font type and 8 pt font size.

Submission of a manuscript: All review and publishing processes are carried out online in [DergiPark Akademik](#). Authors should first “[register](#)” and “[login](#)” to the system and then upload their manuscript with a “[cover letter and copyright transfer form](#)”.

Yazar rehberi

Makale A4 sayfa boyutunda, 12 punto Times New Roman yazı tipinde ve düz metin şeklinde hazırlanmalıdır. Zorunlu olmadıkça hiçbir özel format kullanılmamalıdır. Makaleye sayfa ve satır numarası eklenmelidir. Diğer hususlar için lütfen aşağıdaki açıklamalara bakınız.

Kapak sayfası: Kapak sayfasında sırasıyla makale başlığı, yazar adı soyadı, yazar iletişim bilgileri yer almalıdır.

Başlık ve özet (Türkçe ve İngilizce): Özet, 250 kelimeyi geçmeyecek şekilde yazılmalı, kısaca araştırmanın gerekçesini, amaçlarını, uygulanan yöntemi, sonuç ve önerileri içermelidir. Özet sonuna 3-6 kelimedenden oluşan anahtar kelimeler eklenmelidir.

Ana metin: Makale ana metni tek satır aralıklı olarak yazılmalı, çizelge ve şekillerle birlikte toplam 15 sayfayı geçmemelidir. Konu başlıkları 1., 1.1., 1.1.1., şeklinde numaralandırılmalıdır.

Dipnotlar: Metin içerisinde dipnotlardan olabildiğince kaçınılmalıdır. Çizelge ve şekillerde ise gerekli olması halinde ilgili objenin altında kullanılabilir.

Semboller ve kısaltmalar: Birim sembolleri Uluslararası Birimler Sistemine (The International System of Units; SI) uygun olmalıdır. Kısaltmalar ise metin içerisinde ilk geçtiği yerde parantez içinde açıklanmalıdır.

Kaynaklar: Metin içinde geçen kaynaklar yazarların soyadları ve yayın yılı ile birlikte verilmelidir (Örnek: Oliver vd., 1996; Geray, 1998). Metin sonundaki kaynaklar önce alfabetik sonra kronolojik sıraya göre sıralanmalıdır. Bir yazarın aynı yılda birden fazla yayınına atıf yapılmışsa, bu kaynaklar yayın yılından sonra gelecek a, b, c... harfleriyle ayrılmalıdır (Örnek: Jensen, 1998a; 1998b; 1999). Kaynaklar hakkında detaylar için Ek 1'e bakınız.

Çizelgeler ve şekiller: Bütün çizelge ve şekiller (grafik, fotoğraf, harita vb.) metin içerisinde atıf sıralarına göre ardışık olarak numaralandırılmalıdır. Çizelgelerin üzerinde ve şekillerin altında başlıkları yer almalıdır. Çizelge ve şekiller mümkün olduğu kadar sade olmalı, içerilerindeki metin, rakam, sembol vb. unsurlar net olarak görünür ve anlaşılabilir olmalıdır. Şekiller en az 300 dpi çözünürlüğünde ve 8.15 ya da 17 cm genişliğinde hazırlanmalıdır. Şekillerde kullanılan karakterler Times New Roman yazı tipinde ve 8 punto büyüklüğünde olmalıdır.

Makalenin gönderilmesi: Dergimizin tüm hakemlik ve yayıncılık faaliyetleri online olarak [DergiPark Akademik](#) üzerinden yürütülmektedir. Yazarların öncelikle dergimize “[kayıt](#)” olup sisteme “[giris](#)” yaptıktan sonra, makaleleri ile birlikte “[üst yazı ve telif devir](#)” formunu sisteme yüklemelidirler.

Appendix 1. References

In accordance with generally accepted principles; author, publication year, title, publisher, page numbers and other appropriate information should be given for each reference.

Electronic references: Ordinary internet sites sources with limited credibility and permanence should not be used as an electronic reference. If a publication exists in both print and electronic versions, the print version should be preferred as a reference.

If used, electronic sources should be treated as printed sources; author, year of publication, title of the article or web page, publisher's name and place should be given. DOI numbers should be included at the end if an online-only publication is used as reference.

Periyodik dergilerde makale / Article in periodical journals

Binkley, D., Stape, J.L., Ryan, M.G., 2004. Thinking about efficiency of resource use in forests. *Forest Ecology and Management*, 193: 5-16.

Acar, H.H., Ünver, S., 2012. Tomrukların oluk içerisinde traktör gücü ile kontrollü kaydırılması (TOKK-T) yönteminde iş verimliliği. *SDÜ Orman Fakültesi Dergisi*, 13(2): 97-102.

Kitap / Book

Boydak, M., Çalıkoglu, M., 2008. Toros Sedirinin (*Cedrus libani* A. Rich) Biyolojisi ve Silvikültürü. Ormancılık Geliştirme ve Orman Yangınları ile Mücadele Hizmetlerini Destekleme Vakfı Yayını, Lazer Ofset Matbaası, Ankara.

Oliver, C.D., Larson, B.C., 1996. *Forest Stand Dynamics*. John Wiley and Sons, New York.

Kitapta bölüm / Reference to a chapter in an edited book

Little, C.H.A., Pharis, R.P., 1995. Hormonal control of tree stem growth. In: *Plant Stems: Physiology and Functional Morphology* (Ed: Gartner, B.L.), Academic Press, New York, pp. 281-319.

Öztekin, M., 2014. *Phlomis L. (Çalbalar)*. Türkiye'nin Doğal-Egzotik Ağaç ve Çalıları (Ed., Akkemik, Ü.), Orman Genel Müdürlüğü Yayınları, Ankara, s: 385-389.

Tez / Thesis and dissertation

Gürlevik, N., 2002. Stand and soil responses of a loblolly pine plantation to midrotation fertilization and vegetation control. PhD Dissertation, North Carolina State University, NC, USA.

Işık, F., 1998. Kızıldağın (*Pinus brutia* Ten.) genetik çeşitlilik, kalıtım derecesi ve genetik kazancın belirlenmesi. Doktora tezi, Akdeniz Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Antalya.

Konferans bildirisi / Conference proceedings

Erdönmez, C., Ok, K., 2009. Özel ağaçlandırmaları etkileyen sosyo-ekonomik etkenler. II. Ormancılıkta Sosyo-Ekonomik Sorunlar Kongresi, 19-21 Şubat, Isparta, s. 74-80.

Erkan, N., 2002. Growth performance of Turkish red pine (*Pinus brutia* Ten.) in natural forest and plantation in Turkey. Proceedings of IUFRO Meeting: Management of Fast Growing Plantations, 11-13 September, Izmit, Turkey, pp. 67-74.

Elektronik kaynak / Electronic reference

FAO, 2011. Fact and figures: Forest cover. Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome, <http://www.fao.org/forestry/28808/en/>, Accessed: 22.12.2012.

OGM, 2009. Ormancılık istatistikleri 2009. Resmi istatistik programı kapsamındaki ormancılık istatistikleri, Orman Genel Müdürlüğü, Ankara, http://web.ogm.gov.tr/Dkmanlar/istatistikler/ormancilik_ist_2009.pdf, Erişim: 06.02.2013.

Ek 1. Kaynaklar

Genel kabul görmüş ilkelere uygun olarak, her bir yayının yazarı, yayın yılı, başlığı, yayıncısı, sayfa numarası ve gerekli diğer bilgileri verilmelidir.

Elektronik kaynaklar: Sıradan bir internet sitesi gibi güvenilirliği ve devamlılığı şüpheli olan elektronik kaynaklar tercih edilmemelidir. Eğer bir kaynağın hem elektronik hem de basılı hali mevcutsa, basılı olanı referans gösterilmelidir.

Eğer kullanılacaksa, elektronik kaynaklar da basılı kaynaklar gibi düşünülmeli; yazar, yayın yılı, makale veya internet sayfasının başlığı, yayıncı adı ve yeri verilmelidir. Sadece çevrimiçi yayın yapan dergilerde DOI numarası da kaynağın sonuna eklenmelidir.

Standartlar/Standarts

TS 2472, 2005. Odunda, fiziksel ve mekaniksel deneyler için birim hacim ağırlığı tayini. TSE, Ankara

ASTM-D 1413-007, 2007. Standart test methods of testing wood preservatives by laboratory soilblock cultures. Annual Book of ASTM Standarts, USA.

Çeviri kaynak/Translated reference

Eyüboğlu, A.K., 1979. Fidan (Çeviri: Cleary, B.D., Greaves, R.D., Owston, P.W., 1978. Seedlings. Oregon State University, School of Forestry, Forest Service U.S. Department of Agriculture, Corvallis, Oregon, USA). Ormancılık Araştırma Enstitüsü Dergisi, 2:31-69.

Proje raporu/Project report

Yılmaz, E., Abbak, A., Kırış, R., Sayın, M.A., 2015. Orman Amenajman Planlamasının Sosyal Boyutu: Pozantı Orman İşletme Şefliğinde Örnek Uygulama. T.C. Orman ve Su İşleri Bakanlığı, Orman Genel Müdürlüğü, Doğu Akdeniz Ormancılık Araştırma Müdürlüğü, Proje Sonuç Raporu, Proje Numarası: 20.5315/2014-2015, Tarsus.

Teknik rapor/Technical report

Davis, C.T., Kellogg, L.D., 2005. Measuring Machine Productivity with the MultiDAT Datalogger: a Demonstration on Three Forest Machines. USDA Forest Service, General Technical Report, PSWGTR-194.

Keskin, S., 1989. Kokulu Ardıç (*J. foetidissima* Willd.) ve Boylu Ardıç (*J. excelsa* Bieb.) Çeliklerinin Köklendirilmesi Üzerine Çalışmalar. Ormancılık Araştırma Enstitüsü, Teknik Raporlar Serisi, No: 36-39, Ankara.

Teknik bülten/Technical bulletin

Eyüboğlu, A.K., Atasoy, H., Küçük, M., 1992. Doğu Karadeniz Bölgesinde Doğu Kayını (*Fagus orientalis* Lipsky.) Orijin Denemelerinin 9 Yıllık Sonuçları. Ormancılık Araştırma Enstitüsü, Teknik Bülten Serisi, No: 237, Ankara.

