



**YAŞLI KLİMAKS TOPLULUKLARININ
TOPRAKLARINDA
AZOT MİNERALLEŞMESİ**

Fatma Selcen SAKAR



T.C.
BURSA ULUDAĞ ÜNİVERSİTESİ
FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ

**YAŞLI KLİMAKS TOPLULUKLARININ TOPRAKLARINDA
AZOT MİNERALLEŞMESİ**

Fatma Selcen SAKAR
(Orcid ID: 0000-0002-7855-0286)

Prof. Dr. Gürcan GÜLERYÜZ
(Danışman)
(Orcid ID: 0000-0001-5441-037X)

DOKTORA TEZİ
BİYOLOJİ ANABİLİM DALI

BURSA – 2020

Türk kadınıni çağdaş dünyanın şerefli bir bireyi haline getiren ve "akıl ve bilimi" esas alan düşünce sistemi ile bize bıraktığı manevi mirasla yolumuzu aydınlatan Türkiye Cumhuriyeti Devleti'nin kurucusu Ulu Önder Gazi Mustafa Kemal ATATÜRK'e saygı ve sevgilerimle....

TEZ ONAYI

Fatma Selcen Sakar tarafından hazırlanan “Yaşlı Klimaks Topluluklarının Topraklarında Azot Mineralleşmesi” adlı tez çalışması aşağıdaki jüri tarafından oy birliği ile Bursa Uludağ Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü Biyoloji Anabilim Dalı’nda **DOKTORA TEZİ** olarak kabul edilmiştir.

Danışman: Prof. Dr. Gürcan GÜLERYÜZ

Başkan : Prof. Dr. Adem BIÇAKÇI
Bursa Uludağ Üniversitesi, Fen-Edebiyat
Fakültesi, Biyoloji Anabilim Dalı
(Orcid ID: 0000-0002-6333-3123)

Üye : Prof. Dr. Gürcan GÜLERYÜZ
Bursa Uludağ Üniversitesi, Fen-Edebiyat
Fakültesi, Biyoloji Anabilim Dalı
(Orcid ID: 0000-0001-5441-037X)

Üye : Prof. Dr. Hülya ARSLAN
Bursa Uludağ Üniversitesi, Fen-Edebiyat
Fakültesi, Biyoloji Anabilim Dalı
(Orcid ID: 0000-0001-8110-0078)

Üye : Doç. Dr. Çağatay TAVŞANOĞLU
Hacettepe Üniversitesi Fen Fakültesi,
Biyoloji Anabilim Dalı
(Orcid ID: 0000-0003-4447-6492)

Üye : Doç. Dr. Serdar Gökhan ŞENOL
Ege Üniversitesi Fen Fakültesi,
Biyoloji Anabilim Dalı
(Orcid ID: 0000-0003-4564-2608)

İmza

İmza

İmza

İmza

İmza

Yukarıdaki sonucu onaylarım

Prof. Dr. Hüseyin Aksel EREN
Enstitü Müdürü
17/01/2020

U.Ü. Fen Bilimleri Enstitüsü, tez yazım kurallarına uygun olarak hazırladığım bu tez çalışmada;

- tez içindeki bütün bilgi ve belgeleri akademik kurallar çerçevesinde elde ettiğimi,
- görsel, işitsel ve yazılı tüm bilgi ve sonuçları bilimsel ahlak kurallarına uygun olarak sunduğumu,
- başkalarının eserlerinden yararlanılması durumunda ilgili eserlere bilimsel normlara uygun olarak atıfta bulunduğumu,
- atıfta bulunduğum eserlerin tümünü kaynak olarak gösterdiğimi,
- kullanılan verilerde herhangi bir tahrifat yapmadığımı,
- ve bu tezin herhangi bir bölümünü bu üniversite veya başka bir üniversitede başka bir tez çalışması olarak sunmadığımı

beyan ederim.

17/01/2020



Fatma Selcen SAKAR

ÖZET

Doktora Tezi

YAŞLI KLİMAKS TOPLULUKLARININ TOPRAKLARINDA AZOT MİNERALLEŞMESİ

Fatma Selcen SAKAR

Bursa Uludağ Üniversitesi
Fen Bilimleri Enstitüsü
Biyoloji Anabilim Dalı, Ekoloji Bilim Dalı

Danışman: Prof. Dr. Gürcan GÜLERYÜZ

Bu çalışmada, yaşlı saf *Fagus orientalis*, *Pinus nigra*, ve *Abies bornmuelleriana* orman toplulukları ile bu topluluklarla ilişkili olan karışık *A. bornmuelleriana*-*P. nigra* ve *A. bornmuelleriana* - *P. nigra* - *F. orientalis* topluluklarının iki farklı toprak katmanında (0-5 cm ve 5-20 cm) alan inkübasyonu yöntemi kullanılarak N mineralleşmesi ve yıllık net verim bir yıl boyunca araştırıldı. Örneklik alanlar Uludağ'ın dağ kuşağındaki 1300 ile 1600 m rakım aralığından seçildi. Bu orman toplulukları yıllık net mineral azot verimi ile bazı toprak özellikleri [toplam azot, organik karbon, C/N oranı, nem (%), pH ve maksimum su tutma kapasitesi (%)] ve döküntünün toplam fenolik bileşikler ile suda eriyebilir tannik asit içeriğine göre karşılaştırıldı. Yıllık net mineral azot verimi $43,9 \pm 4,8$ kg / ha / yıl ile *F. orientalis*'de en yüksek iken, $25,8 \pm 7,2$ kg / ha / yıl ile *A. bornmuelleriana* - *P. nigra* - *F. orientalis*'de ise en düşüktü. Diğer toplulukların yıllık verimi *A. bornmuelleriana*'da $37,8 \pm 4,9$ kg / ha / yıl, *P. nigra*'da $30,5 \pm 4,2$ kg / ha / yıl ve *A. bornmuelleriana* - *P. nigra*'da $37,0 \pm 10,3$ kg / ha / yıl olarak hesaplandı. Sonuçlar, ağaç türlerinin ve mevsimsel toprak nem içeriklerinin yaşlı orman ekosistemlerinde azot mineralleşmesini etkileyebildiğini ortaya koymaktadır. Ayrıca, döküntüdeki toplam fenolik bileşikler ile suda eriyebilir taninlerin orman ekosistemlerinde azot dönüşümlerini kontrol etmede önemli rol oynadığı gösterildi. Nitrifikasyonun döküntüdeki toplam fenolik bileşikler ve tannik asitlerce engellendiği, amonifikasyonun ise toplam fenolik bileşiklerce teşvik edildiği ortaya konuldu.

Anahtar Kelimeler: *Abies*, *Pinus*, *Fagus*, Uludağ, azot, mineralleşme, nitrifikasyon, döküntü, toplam fenolik, tannik asit.

2020, xi + 166 sayfa.

ABSTRACT

PhD Thesis

NITROGEN MINERALIZATION IN SOILS OF THE OLDEST CLIMAX COMMUNITIES

Fatma Selcen SAKAR

Bursa Uludağ University
Graduate School of Natural and Applied Sciences
Department of Biology, Section of Ecology

Supervisor: Prof. Dr. Gürcan GÜLERYÜZ

In this study, nitrogen mineralization and annual net yield in two different soil layers (0-5 cm and 5-20 cm) of oldest pure *Abies bornmuelleriana* (AB) *Fagus orientalis* (FO) and *Pinus nigra*, (PN) communities and mixed *A. bornmuelleriana*-*P. nigra* (AP) and *A. bornmuelleriana* - *P. nigra* - *F. orientalis* (APF) communities of which are in association with them was investigated using by the field incubation method for one year. Sampling sites were selected from an altitude range of 1300 to 1600 m in mountain belt of Mount Uludağ, Bursa, Turkey. These forest communities were compared according to annual net mineral nitrogen yield and some soil properties [total N, organic C, C/N ratio, moisture (%), pH and water holding capacity (%)], and total phenolic compounds and hydrolyzed tannic acid of litter. While annual net N_{min} yield was highest in *F. orientalis* ($43,9 \pm 4,8$ kg / ha / year) it was lowest in *A. bornmuelleriana* - *P. nigra* - *F. orientalis* ($25,8 \pm 7,2$ kg / ha / year). The net N_{min} yield of other compositions was estimated as $37,8 \pm 4,9$ kg / ha / year for *A. bornmuelleriana*, $30,5 \pm 4,2$ kg / ha / year for *P. nigra*, $37,0 \pm 10,3$ kg / ha / year for *A. bornmuelleriana* - *P. nigra*. These results indicate that tree species and seasonal soil moisture contents play important roles in N cycling in oldest forest ecosystems. In addition, it has been shown that total phenolic compounds and hydrolysed tannic acids play an important role in controlling nitrogen turnover in forest ecosystems. It was revealed that nitrification are inhibited by both total phenolics and tannic acid in litter, in contrast the total phenolics compounds stimulate the ammonification.

Key Words: *Abies*, *Pinus*, *Fagus*, Uludağ, nitrogen, mineralization, nitrification, litter, total phenolic, tannic acid.

2020, xi + 166 pages.

TEŞEKKÜR

Tezimin hazırlanması sırasında çalışma konumu belirleyerek beni yönlendiren, benden bilgisini, büyük emeğini esirgemeyen, çalışmalarımın tüm safhalarında bana yardımcı olan ve destek sağlayan danışman hocam Sayın Prof. Dr. Gürcan GÜLERYÜZ'e; doktora ders sürecinde ve tez çalışması boyunca emeği geçen, çalışmalarımda bana yardımcı olan ve her türlü desteği esirgemeyen hocalarım Prof. Dr. Hülya ARSLAN ve Prof. Dr. Serap KIRMIZI'ya; döküntü örneklerinin toplam fenolik bileşikler ve tannik asit tayinlerinin yapılmasına olanak sağlayan Prof. Dr. Gürkan SEMİZ'e; arazi çalışmalarına katılarak toprak örneklerinin alınmasında yardımlarını esirgemeyen Selda YAZILAN, Hakan ERDOĞAN, Atacan YALIN, Ersan ÖZAY, Utku ERDAL, Nural IŞIK ve İlhan ALKAYA'ya; korelasyon grafiklerinin çizilmesinde destek veren Gökay YAVUZ'a; çalışmam süresince bana sabırla katlanarak maddi ve manevi yardımlarını esirgemeyen annem Havva SAKAR, babam Muzaffer SAKAR, kardeşlerim Selçuk, Turgay ve Narin SAKAR'a teşekkür ederim.

Fatma Selcen SAKAR
17/01/2020

İÇİNDEKİLER

	Sayfa
ÖZET.....	i
ABSTRACT.....	ii
TEŞEKKÜR.....	iii
SİMGELER VE KISALTMALAR DİZİNİ	vi
ŞEKİLLER DİZİNİ.....	vii
ÇİZELGELER DİZİNİ	x
1. GİRİŞ	1
2. KAYNAK ARAŞTIRMASI	10
2.1. Araştırma Alanının Genel Durumu.....	10
2.2. Uludağ'ın Genel Vejetasyonu	12
2.3. Ekosistemlerde Azot Mineralleşmesi.....	13
2.4. Bitkilerce Üretilen Döküntüdeki İkincil Metabolitler ve Toprak Organik Maddesinin Parçalanması Üzerindeki Etkileri.....	31
2.4.1. İkincil metabolitler	31
2.4.2. Toprak organik maddesinin parçalanması üzerindeki etkileri	34
3. MATERYAL VE YÖNTEM	42
3.1. Materyal	42
3.2. Yöntem.....	42
3.2.1. Örneklik alanların belirlenmesi.....	42
3.2.2. Alanlardan örnek alınması ve alan koşullarında toprak inkübasyonu	43
3.2.3. Toprak minimum-maksimum sıcaklığının tayini.....	45
3.2.4. Laboratuvarda örneklerin analize hazırlanması ve kullanılan analiz yöntemleri..	45
3.2.4.1. Toprak pH'sının ölçümü	45
3.2.4.2. Toprak örneklerinde oransal nem (%) tayini	45
3.2.4.3. Toprak örneklerinin maksimum su tutma kapasitelerinin (% MSK) tayini	46
3.2.4.4. Toprak toplam N ve organik bağlı C tayini	46
3.2.4.5. Mineral azot tayini	48
3.2.4.6. Döküntüdeki toplam fenolik bileşikler ve tannik asit tayini	49
3.2.4.6.1. Toplam fenolik bileşiklerin tayini	50
3.2.4.6.2. Tannik asit tayini.....	51
3.2.5. Bulguların değerlendirilmesi ve uygulanan istatistik yöntemler	51
4. BULGULAR.....	54
4.1. Toprak Minimum-Maksimum Sıcaklığı	54
4.2. Toprak Özellikleri	55

4.2.1. Toprak pH'sı	55
4.2.2. Toprak nemi (%)	60
4.2.3. Maksimum su tutma kapasitesi (%MSK)	65
4.2.4. Toplam azot.....	66
4.2.5. Organik karbon.....	70
4.2.6. Toprak C/N oranı	72
4.3. Mineral Azot	73
4.3.1. Ölçüm anındaki mineral azot	73
4.3.2. Alan koşullarında mineral azot veriminin yıl içindeki değişimi ve yıllık net verim	89
4.3.2.1. Mineral azot veriminin yıl içindeki değişimi	89
4.3.2.2. Yıllık net mineral azot verimi	102
4.3.3. Net mineral azot verimi ve bazı ortam etmenleri ile arasındaki ilişki	106
4.4. Döküntüdeki Toplam Fenolik Bileşikler ve Tannik Asit.....	118
4.5. Toprak Net Mineral Azot Verimi ile Döküntüdeki Toplam Fenolik Bileşikler ve Tannik Asit Arasındaki İlişki	120
5. TARTIŞMA VE SONUÇ	123
KAYNAKLAR	140
ÖZGEÇMİŞ	162

SİMGELER VE KISALTMALAR DİZİNİ

Simgeler

NH₄⁺
H₃PO₄
g
kg
MgO
µl
mg
ml
mm
Nmin
nm
NO₃⁻
NO₂⁻
KAl(SO₄)₂
K₂Cr₂O₇
NaOH
Na₂CO₃
H₂SO₄

Açıklama

Amonyum
Fosforik Asit
Gram
Kilogram
Magnezyum Oksit
Mikrolitre
Miligram
Mililitre
Milimetre
Mineral Azot
Nanometre
Nitrat
Nitrit
Potasyum Alüminyum Sülfat
Potasyum Dikromat
Sodyum Hidroksit
Sodyum Karbonat
Sülfürik Asit

Kısaltmalar

AB
AP
APF
One-way ANOVA
FO
KM
HSD
MSK
ÖBA
PN

Açıklama

Abies bornmuelleriana
Abies bornmuelleriana-Pinus nigra
Abies-Pinus-Fagus
Bir yönlü varyans analizi
Fagus orientalis
Kuru madde
Honestly Significant Difference
Maksimum su tutma kapasitesi
Önemli Bitki Alanları
Pinus nigra

ŞEKİLLER DİZİNİ

Sayfa

Şekil 2.1. Walter ve Lieth (1960-1967) yöntemine göre hazırlanan Bursa, Yeşilkonak ve Uludağ için iklim diyagramları (Ergül 1987, Güteryüz 1992).....	11
Şekil 3.1. Farklı konsantrasyonlarda hazırlanan standart tannik asitin ölçülen absorbans değerleri ile korelasyon grafiği ve regresyon denklemi.....	50
Şekil 4.1. Yaşlı klimaks orman topluluklarının iki farklı toprak katmanında pH bakımından toplulukların karşılaştırılması (ortalama değer \pm standart sapma, $n= 15$, $\alpha;0,05$, $P<0,05$ ilişki anlamlı, $P>0,05$ ilişki anlamsız).....	56
Şekil 4.2. Uludağ'da yayılış gösteren yaşlı klimaks orman topluluklarının iki farklı toprak katmanında tayin edilen pH'ın yıl içindeki mevsimsel değişimi (ortalama değer \pm standart sapma, $n= 3$, $\alpha;0,05$, $P<0,05$ ilişki anlamlı, $P>0,05$ ilişki anlamsız).....	59
Şekil 4.3. Yaşlı klimaks orman topluluklarının iki farklı toprak katmanında oransal nem (%) bakımından toplulukların karşılaştırılması (ortalama değer \pm standart sapma, $n= 15$, $\alpha;0,05$, $P<0,05$ ilişki anlamlı, $P>0,05$ ilişki anlamsız).....	60
Şekil 4.4. Uludağ'da yayılış gösteren yaşlı klimaks orman topluluklarının iki farklı toprak katmanında tayin edilen oransal nemin (%) yıl içindeki mevsimsel değişimi (ortalama değer \pm standart sapma, $n= 3$, $\alpha;0,05$, $P<0,05$ ilişki anlamlı, $P>0,05$ ilişki anlamsız)....	64
Şekil 4.5. Yaşlı klimaks orman topluluklarının iki farklı toprak katmanında % MSK bakımından toplulukların karşılaştırılması (ortalama değer \pm standart sapma, $n= 15$, $\alpha;0,05$, $P<0,05$ ilişki anlamlı, $P>0,05$ ilişki anlamsız).....	65
Şekil 4.6. Yaşlı klimaks orman topluluklarının farklı toprak katmanlarında toplam azot (%) bakımından toplulukların karşılaştırılması (ortalama değer \pm standart sapma, $n= 15$, $\alpha;0,05$, $P<0,05$ ilişki anlamlı, $P>0,05$ ilişki anlamsız).....	69
Şekil 4.7. Yaşlı klimaks orman topluluklarının farklı toprak katmanlarında toplam azot (kg / ha) bakımından toplulukların karşılaştırılması (ortalama değer \pm standart sapma, $n= 15$, $\alpha;0,05$, $P<0,05$ ilişki anlamlı, $P>0,05$ ilişki anlamsız).....	69
Şekil 4.8. Yaşlı klimaks orman topluluklarının farklı toprak katmanlarında organik karbon (%) bakımından toplulukların karşılaştırılması (ortalama değer \pm standart sapma, $n= 15$, $\alpha;0,05$, $P<0,05$ ilişki anlamlı, $P>0,05$ ilişki anlamsız).....	71
Şekil 4.9. Yaşlı klimaks orman topluluklarının farklı toprak katmanlarında organik karbon (kg / ha) bakımından toplulukların karşılaştırılması (ortalama değer \pm standart sapma, $n= 15$, $\alpha;0,05$, $P<0,05$ ilişki anlamlı, $P>0,05$ ilişki anlamsız).....	71
Şekil 4.10. Yaşlı klimaks orman topluluklarının farklı toprak katmanlarındaki C/N oranları bakımından toplulukların karşılaştırılması (ortalama değer \pm standart sapma, $n= 15$, $\alpha;0,05$, $P<0,05$ ilişki anlamlı, $P>0,05$ ilişki anlamsız).....	72
Şekil 4.11. <i>A. bornmuelleriana</i> topluluğunun iki farklı toprak katmanında tayin edilen ölçüm anındaki mineral azotun (kg N_{min} / ha) yıl içindeki değişimi (ortalama değer \pm standart sapma, $n= 3$, $\alpha;0,05$, $P<0,05$ ilişki anlamlı, $P>0,05$ ilişki anlamsız).....	85
Şekil 4.12. <i>P. nigra</i> topluluğunun iki farklı toprak katmanında tayin edilen ölçüm anındaki mineral azotun yıl (kg N_{min} / ha) içindeki değişimi (ortalama değer \pm standart sapma, $n= 3$, $\alpha;0,05$, $P<0,05$ ilişki anlamlı, $P>0,05$ ilişki anlamsız).....	85
Şekil 4.13. <i>F. orientalis</i> topluluğunun iki farklı toprak katmanında tayin edilen ölçüm anındaki mineral azotun (kg N_{min} / ha) yıl içindeki değişimi (ortalama değer \pm standart sapma, $n= 3$, $\alpha;0,05$, $P<0,05$ ilişki anlamlı, $P>0,05$ ilişki anlamsız).....	86
Şekil 4.14. <i>A. bornmuelleriana</i> - <i>P. nigra</i> topluluğunun iki farklı toprak katmanında tayin edilen ölçüm anındaki mineral azotun (kg N_{min} / ha) yıl içindeki değişimi (ortalama değer \pm standart sapma, $n= 3$, $\alpha;0,05$, $P<0,05$ ilişki anlamlı, $P>0,05$ ilişki anlamsız).....	86

Şekil 4.15. <i>A. bornmuelleriana</i> - <i>P. nigra</i> - <i>F. orientalis</i> topluluğunun iki farklı toprak katmanında tayin edilen ölçüm anındaki mineral azotun (kg N _{min} / ha) yıl içindeki değişimi (ortalama değer ± standart sapma, n= 3, α;0,05, P<0,05 ilişki anlamlı, P>0,05 ilişki anlamsız)	87
Şekil 4.16. Uludağ'da yayılış gösteren yaşlı klimaks orman topluluklarının iki farklı toprak katmanında tayin edilen ölçüm anındaki mineral azotun (kg N _{min} / ha) yıl içindeki değişimi (ortalama değer ± standart sapma, n= 3, α;0,05, P<0,05 ilişki anlamlı, P>0,05 ilişki anlamsız)	88
Şekil 4.17. <i>A. bornmuelleriana</i> topluluğunda toprağın farklı derinlik katmanlarında net mineral azot veriminin (haftalık net amonyum ve nitrat verimi; kg / ha / hafta) yıl içindeki mevsimsel değişimi (ortalama değer ± standart sapma, n= 3, α;0,05, P<0,05 ilişki anlamlı, P>0,05 ilişki anlamsız).....	93
Şekil 4.18. <i>P. nigra</i> topluluğunda toprağın farklı derinlik katmanlarında net mineral azot veriminin (haftalık net amonyum ve nitrat verimi; kg / ha / hafta) yıl içindeki mevsimsel değişimi (ortalama değer ± standart sapma, n= 3, α;0,05, P<0,05 ilişki anlamlı, P>0,05 ilişki anlamsız)	94
Şekil 4.19. <i>F. orientalis</i> topluluğunda toprağın farklı derinlik katmanlarında net mineral azot veriminin (haftalık net amonyum ve nitrat verimi; kg / ha / hafta) yıl içindeki mevsimsel değişimi (ortalama değer ± standart sapma, n= 3, α;0,05, P<0,05 ilişki anlamlı, P>0,05 ilişki anlamsız).....	95
Şekil 4.20. <i>A. bornmuelleriana</i> - <i>P. nigra</i> topluluğunda toprağın farklı derinlik katmanlarında net mineral azot veriminin (haftalık net amonyum ve nitrat verimi; kg / ha / hafta) yıl içindeki mevsimsel değişimi (ortalama değer ± standart sapma, n= 3, α;0,05, P<0,05 ilişki anlamlı, P>0,05 ilişki anlamsız)	96
Şekil 4.21. <i>A. bornmuelleriana</i> - <i>P. nigra</i> - <i>F. orientalis</i> topluluğunda toprağın farklı derinlik katmanlarında net mineral azot veriminin (haftalık net amonyum ve nitrat verimi; kg / ha / hafta) yıl içindeki mevsimsel değişimi (ortalama değer ± standart sapma, n= 3, α;0,05, P<0,05 ilişki anlamlı, P>0,05 ilişki anlamsız)	97
Şekil 4.22. Toprağın 0-5 cm'lik katmanında yıllık net NH ₄ ⁺ -N verimi ile toprak etmenleri arasındaki ilişkinin basit korelasyon grafikleri ile gösterilmesi, ilişkinin anlamlılık düzeyleri (n=75, α;0,05; P<0,05 ilişki anlamlı, P>0,05 ilişki anlamsız) ve lineer regresyon denklemleri.....	108
Şekil 4.23. Toprağın 5-20 cm'lik katmanında yıllık net NH ₄ ⁺ -N verimi ile toprak etmenleri arasındaki ilişkinin basit korelasyon grafikleri ile gösterilmesi, ilişkinin anlamlılık düzeyleri (n=75, α;0,05; P<0,05 ilişki anlamlı, P>0,05 ilişki anlamsız) ve lineer regresyon denklemleri	109
Şekil 4.24. Toprağın 0-5 cm'lik katmanında yıllık net NO ₃ ⁻ -N verimi ile toprak etmenleri arasındaki ilişkinin basit korelasyon grafikleri ile gösterilmesi, ilişkinin anlamlılık düzeyleri (n=75, α;0,05; P<0,05 ilişki anlamlı, P>0,05 ilişki anlamsız) ve lineer regresyon denklemleri.....	112
Şekil 4.25. Toprağın 5-20 cm'lik katmanında yıllık net NO ₃ ⁻ -N verimi ile toprak etmenleri arasındaki ilişkinin basit korelasyon grafikleri ile gösterilmesi, ilişkinin anlamlılık düzeyleri (n=75, α;0,05; P<0,05 ilişki anlamlı, P>0,05 ilişki anlamsız) ve lineer regresyon denklemleri.....	113
Şekil 4.26. Toprağın 0-5 cm'lik katmanında yıllık net NO ₃ ⁻ +NH ₄ ⁺ -N verimi ile toprak etmenleri arasındaki ilişkinin basit korelasyon grafikleri ile gösterilmesi, ilişkinin anlamlılık düzeyleri (n=75, α;0,05; P<0,05 ilişki anlamlı, P>0,05 ilişki anlamsız) ve lineer regresyon denklemleri	116

Şekil 4.27. Toprağın 5-20 cm'lik katmanında yıllık net $\text{NO}_3^- + \text{NH}_4^+ - \text{N}$ verimi ile toprak etmenleri arasındaki ilişkinin basit korelasyon grafikleri ile gösterilmesi, ilişkinin anlamlılık düzeyleri ($n=75$, $\alpha;0,05$; $P<0,05$ ilişki anlamlı, $P>0,05$ ilişki anlamsız) ve lineer regresyon denklemleri.....	117
Şekil 4.28. Orman örtüsü altından toplanan döküntünün toplam fenolik bileşikler içeriklerine göre yaşlı klimaks orman topluluklarının karşılaştırılması (ortalama değer \pm standart sapma, $n= 3$, $\alpha;0,05$, $P<0,05$ ilişki anlamlı, $P>0,05$ ilişki anlamsız).....	119
Şekil 4.29. Orman örtüsü altından toplanan döküntünün tannik asit içeriklerine göre yaşlı klimaks orman topluluklarının karşılaştırılması (ortalama değer \pm standart sapma, $n= 3$, $\alpha;0,05$, $P<0,05$ ilişki anlamlı, $P>0,05$ ilişki anlamsız).....	119
Şekil 4.30. Toprağın 0-5 cm katmanındaki yıllık net $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ verimi ile orman örtüsü altından toplanan döküntünün toplam fenolik bileşikler arasındaki korelatif ilişki ve lineer regresyon denklemi ($n= 15$, $\alpha;0,05$; $P<0,05$ ilişki anlamlı, $P>0,05$ ilişki anlamsız).....	121
Şekil 4.31. Toprağın 0-5 cm katmanındaki yıllık net $\text{NO}_3^- - \text{N}$ verimi orman örtüsü altından toplanan döküntünün toplam fenolik bileşikler arasındaki korelatif ilişki ve lineer regresyon denklemi ($n= 15$, $\alpha;0,05$; $P<0,05$ ilişki anlamlı, $P>0,05$ ilişki anlamsız).....	121
Şekil 4.32. Toprağın 0-5 cm katmanındaki yıllık net $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ verimi ile orman örtüsü altından toplanan döküntünün tannik asit içeriği arasındaki korelatif ilişki ve lineer regresyon denklemi ($n= 15$, $\alpha;0,05$; $P<0,05$ ilişki anlamlı, $P>0,05$ ilişki anlamsız).....	122
Şekil 4.33. Toprağın 0-5 cm katmanındaki yıllık net $\text{NO}_3^- - \text{N}$ verimi ile orman örtüsü altından toplanan döküntünün tannik asit içeriği arasındaki korelatif ilişki ve lineer regresyon denklemi ($n= 15$, $\alpha;0,05$; $P<0,05$ ilişki anlamlı, $P>0,05$ ilişki anlamsız).....	122

ÇİZELGELER DİZİNİ

Sayfa

Çizelge 3.1. Her topluluğa ait örneklik alanların genel özellikleri	43
Çizelge 4.1. Toprağın 5 cm derinliğinde belli periyotlar için saptanan en düşük sıcaklıklar (°C) (AB: <i>Abies bornmuelleriana</i> , FO: <i>Fagus orientalis</i> , PN: <i>Pinus nigra</i> , AP: <i>Abies bornmuelleriana-Pinus nigra</i> , APF: <i>Abies-Pinus-Fagus</i>)	54
Çizelge 4.2. Toprağın 5 cm derinliğinde belli periyotlar için saptanan en yüksek sıcaklıklar (°C) (AB: <i>Abies bornmuelleriana</i> , FO: <i>Fagus orientalis</i> , PN: <i>Pinus nigra</i> , AP: <i>Abies bornmuelleriana-Pinus nigra</i> , APF: <i>Abies-Pinus-Fagus</i>)	55
Çizelge 4.3. Toprağın iki farklı katmanında pH'nın yıl içindeki mevsimsel değişimi (ortalama değer ± standart sapma, n= 3, α;0,05, P<0,05 ilişki anlamlı, P>0,05 ilişki anlamsız)	58
Çizelge 4.4. Toprak neminin (%) yıl içindeki mevsimsel değişimi (ortalama değer ± standart sapma, n= 3, α;0,05, P<0,05 ilişki anlamlı, P>0,05 ilişki anlamsız)	63
Çizelge 4.5. Yaşlı klimaks orman topluluklarının 0-5 cm'lik katmanından alınan toprak örneklerinin bazı özelliklerine göre toplulukların karşılaştırılması (ortalama değer ± standart sapma, n= 15, α;0,05, P<0,05 ilişki anlamlı, P>0,05 ilişki anlamsız, AB: <i>Abies bornmuelleriana</i> , FO: <i>Fagus orientalis</i> , PN: <i>Pinus nigra</i> , AP: <i>Abies bornmuelleriana-Pinus nigra</i> , APF: <i>Abies-Pinus-Fagus</i>).....	67
Çizelge 4.6. Yaşlı klimaks orman topluluklarının 5-20 cm'lik katmanından alınan toprak örneklerinin bazı özelliklerine göre toplulukların karşılaştırılması (ortalama değer ± standart sapma, n= 15, α;0,05, P<0,05 ilişki anlamlı, P>0,05 ilişki anlamsız, AB: <i>Abies bornmuelleriana</i> , FO: <i>Fagus orientalis</i> , PN: <i>Pinus nigra</i> , AP: <i>Abies bornmuelleriana-Pinus nigra</i> , APF: <i>Abies-Pinus-Fagus</i>).....	68
Çizelge 4.7. Bitki Topluluklarının 0-5 cm toprak katmanında tayin edilen ölçüm anındaki NH ₄ ⁺ -N (kg / ha) miktarlarının mevsimsel değişimi (ortalama değer ± standart sapma, n= 3, α;0,05, P<0,05 ilişki anlamlı, P>0,05 ilişki anlamsız)	75
Çizelge 4.8. Bitki Topluluklarının 5-20 cm toprak katmanında tayin edilen ölçüm anındaki NH ₄ ⁺ -N (kg / ha) miktarlarının mevsimsel değişimi (ortalama değer ± standart sapma, n= 3, α;0,05, P<0,05 ilişki anlamlı, P>0,05 ilişki anlamsız).....	75
Çizelge 4.9. Bitki Topluluklarının 0-20 cm toprak katmanında tayin edilen ölçüm anındaki NH ₄ ⁺ -N (kg / ha) miktarlarının mevsimsel değişimi (ortalama değer ± standart sapma, n= 3, α;0,05, P<0,05 ilişki anlamlı, P>0,05 ilişki anlamsız).....	76
Çizelge 4.10. Bitki Topluluklarının 0-5 cm toprak katmanında tayin edilen ölçüm anındaki NO ₃ ⁻ -N (kg / ha) miktarlarının mevsimsel değişimi (ortalama değer ± standart sapma, n= 3, α;0,05, P<0,05 ilişki anlamlı, P>0,05 ilişki anlamsız).....	79
Çizelge 4.11. Bitki Topluluklarının 5-20 cm toprak katmanında tayin edilen ölçüm anındaki NO ₃ ⁻ -N (kg / ha) miktarlarının mevsimsel değişimi (ortalama değer ± standart sapma, n= 3, α;0,05, P<0,05 ilişki anlamlı, P>0,05 ilişki anlamsız).....	79
Çizelge 4.12. Bitki Topluluklarının 0-20 cm toprak katmanında tayin edilen ölçüm anındaki NO ₃ ⁻ -N (kg / ha) miktarlarının mevsimsel değişimi (ortalama değer ± standart sapma, n= 3, α;0,05, P<0,05 ilişki anlamlı, P>0,05 ilişki anlamsız).....	80
Çizelge 4.13. Bitki Topluluklarının 0-5 cm toprak katmanında tayin edilen ölçüm anındaki toplam N _{min} (kg NH ₄ ⁺ +NO ₃ ⁻ -N / ha) miktarlarının mevsimsel değişimi (ortalama değer ± standart sapma, n= 3, α;0,05, P<0,05 ilişki anlamlı, P>0,05 ilişki anlamsız)....	83
Çizelge 4.14. Bitki Topluluklarının 5-20 cm toprak katmanında tayin edilen ölçüm anındaki toplam N _{min} (kg NH ₄ ⁺ +NO ₃ ⁻ -N / ha) miktarlarının mevsimsel değişimi (ortalama	

değer \pm standart sapma, $n= 3$, $\alpha;0,05$, $P<0,05$ ilişki anlamlı, $P>0,05$ ilişki anlamsız)....	83
Çizelge 4.15. Bitki Topluluklarının 0-20 cm katmanında tayin edilen ölçüm anındaki toplam N_{min} ($kg NH_4^++NO_3^-N / ha$) miktarlarının mevsimsel değişimi (ortalama değer \pm standart sapma, $n= 3$, $\alpha;0,05$, $P<0,05$ ilişki anlamlı, $P>0,05$ ilişki anlamsız).....	84
Çizelge 4.16. Bitki Topluluklarının 0-5 cm toprak katmanında tayin edilen haftalık net amonyum veriminin ($kg NH_4^+-N / ha / hafta$) yıl içindeki mevsimsel değişimi (ortalama değer \pm standart sapma, $n= 3$, $\alpha;0,05$, $P<0,05$ ilişki anlamlı, $P>0,05$ ilişki anlamsız)....	91
Çizelge 4.17. Bitki Topluluklarının 5-20 cm toprak katmanında tayin edilen haftalık net amonyum veriminin ($kg NH_4^+-N / ha / hafta$) yıl içindeki mevsimsel değişimi (ortalama değer \pm standart sapma, $n= 3$, $\alpha;0,05$, $P<0,05$ ilişki anlamlı, $P>0,05$ ilişki anlamsız)....	92
Çizelge 4.18. Bitki Topluluklarının 0-5 cm katmanında tayin edilen haftalık net nitrat veriminin ($kg NO_3^-N / ha / hafta$) yıl içindeki mevsimsel değişimi (ortalama değer \pm standart sapma, $n= 3$, $\alpha;0,05$, $P<0,05$ ilişki anlamlı, $P>0,05$ ilişki anlamsız).....	100
Çizelge 4.19. Bitki Topluluklarının 5-20 cm katmanında tayin edilen haftalık net nitrat veriminin ($kg NO_3^-N / ha / hafta$) yıl içindeki mevsimsel değişimi (ortalama değer \pm standart sapma, $n= 3$, $\alpha;0,05$, $P<0,05$ ilişki anlamlı, $P>0,05$ ilişki anlamsız).....	101
Çizelge 4.20. Yaşlı klimaks orman topluluklarının farklı toprak katmanlarında yıllık net mineral azot verimi ve nitrifikasyon derecesi açısından toplulukların karşılaştırılması (ortalama değer \pm standart sapma, $n= 3$, $\alpha;0,05$, $P<0,05$ ilişki anlamlı, $P>0,05$ ilişki anlamsız).....	105
Çizelge 4.21. Toprağın 0-5 cm ve 5-20 cm'lik katmanında net NH_4^+-N verimi ($kg / ha / yıl$) ile toprak etmenleri arasındaki basit korelasyon katsayıları, anlamlılık düzeyleri ve regresyon denklemleri ($n=75$, $\alpha;0,05$; $P<0,05$ ilişki anlamlı, $P>0,05$ ilişki anlamsız) .	107
Çizelge 4.22. Toprağın 0-5 cm ve 5-20 cm'lik katmanında net NO_3^-N verimi ($kg / ha / yıl$) ile toprak etmenleri arasındaki basit korelasyon katsayıları, anlamlılık düzeyleri ve regresyon denklemleri ($n=75$, $\alpha;0,05$; $P<0,05$ ilişki anlamlı, $P>0,05$ ilişki anlamsız) .	111
Çizelge 4.23. Toprağın 0-5 cm ve 5-20 cm'lik katmanında net Toplam N_{min} ($NH_4^++NO_3^-N$) verimi ($kg / ha / yıl$) ile toprak etmenleri arasındaki basit korelasyon katsayıları, anlamlılık düzeyleri ve regresyon denklemleri ($n=75$, $\alpha;0,05$; $P<0,05$ ilişki anlamlı, $P>0,05$ ilişki anlamsız).....	115
Çizelge 4.24. Orman örtüsü altından toplanan döküntünün toplam fenolik bileşikler ve tannik asit içeriklerine göre yaşlı klimaks orman topluluklarının karşılaştırılması (ortalama değer \pm standart sapma, $n= 3$, $\alpha;0,05$, $P<0,05$ ilişki anlamlı, $P>0,05$ ilişki anlamsız).....	118
Çizelge 4.25. Toprağın 0-5 cm'lik katmanında net NH_4^+-N ve NO_3^-N verimi ($kg / ha / yıl$) ile orman örtüsü altından toplanan döküntünün toplam fenolik bileşikleri (TFB) ve tannik asit (TA) içerikleri arasındaki basit korelasyon katsayıları, anlamlılık düzeyleri ve regresyon denklemleri ($n= 15$, $\alpha;0,05$, $P<0,05$ ilişki anlamlı, $P>0,05$ ilişki anlamsız).	120

1. GİRİŞ

Doğal ekosistemlerin verimliliğinin belirlenmesi sistemin işlevi ve dinamiklerini ortaya koymada yararlı olmaktadır. Bu yapılırken üç temel işlev veya parametre alınarak ölçüm ya da izleme yapılmaktadır: bunlar; toprak yapısının gelişimi, besin depolanması ve topraktaki biyolojik etkenliktir (Gregorich ve ark. 1994). Toprak kalitesinin anahtar bileşeni olan toprak organik maddesinin parçalanmasıyla ilişkili birçok indikatör kullanılmaktadır. Alınabilir azot, toprak kalitesinin en yaygın indikatörü olarak kabul edilmektedir (Knoepp ve ark. 2000). Zira karasal ekosistemlerin primer üretimi, tür çeşitliliği ve tür kompozisyonu azot gibi sınırlayıcı besinlere bağlı olarak etkilenmektedir (Billings ve ark. 1951, Runge 1983, Wedin ve Tilman 1990). Bitki kuru ağırlığının %1,5-5'ini meydana getiren azot (Haynes 1986a), miktar olarak çok düşük bir oranda bulunmasına rağmen yapısına katıldığı organik bileşiklerin bitki hayatı ve biyokimyasal olaylardaki rolünden dolayı temel besin elementlerinin başında gelir (Haynes 1986a, Gebauer ve Schulze 1997). Bitkilerin yapı ve işlevlerinde çok önemli rol oynayan azot, doğada bir döngü halindedir. Bu döngüde azotun temel kaynağı atmosferde gaz halinde bulunan serbest azot (N_2) ve organik maddenin yapısında bulunan bağlı azottur. Doğada azot döngüsü üç ana kademeyi kapsamaktadır;

- (1) serbest azotun yüksek enerji fiksasyonu (atmosferik fiksasyon) ile oluşan amonyak ve nitratların yağmur suyu ile yeryüzüne taşınması, simbiyotik yolla veya serbest yaşayan organizmalarca (mavi-yeşil bakteriler ve serbest bakteriler) biyokimyasal olarak organik forma indirgenmesi,
- (2) organik maddenin parçalanarak mineralleşmesi (amonifikasyon, nitrifikasyon ve denitrifikasyon) ile mineral azotun (NO_3^- -N ve NH_4^+ -N) oluşumu,
- (3) mineral azotun bitkilerce alınıp tekrar organik yapıya katılması ve tüketicilere aktarılması (Arslan ve Güleryüz 2002).

Toprakta organik azotun mineralleşmesi ortamdaki birçok faktöre bağlı olarak gerçekleşir. Bu ortamsal faktörler arasında organik maddenin yapısı, toprağın nem içeriği ve maksimum su tutma kapasitesi, pH, sıcaklık, mikrobiyal biyokütle ve diğer besin elementlerinin miktarı sayılabilir (Stanford ve Smith 1972, Runge 1983, Singer ve Munns 1999). Ayrıca doğal koşullarda bitki köklerine alınabilir inorganik azot miktarı toprağın

tipi, iklim, enlem, mevsim ve topraktaki mikrobiyal etkenlik gibi ortam etmenlerine de bağılı olmaktadır (Ellenberg 1977, Runge 1983). Azot, ekosistemlerin çeşitliliği ve kararlılığında (Bobbink ve Roelofs 1995, Hornung ve Reynolds 1995) ve orman alanlarının besin durumu ve verimliliğinde büyük rol oynamaktadır (Nadelhoffer ve ark. 1985). Toprakta azot mineralleşmesinin belirlenmesi genellikle alan verimliliği ve orman gelişiminin bir indikatörü olarak kullanılmaktadır (Keeney 1980, Knoepp ve ark. 2000). Orman toprakları çoğunlukla ormanların gelişim ve verimliliğini sınırlandıran toprak azotunun yetersiz düzeylerini içermektedir (Knoepp ve Swank 1998). Olgun ormanlarda azot için temel havza genellikle toprak organik maddesindedir (Nadelhoffer ve ark. 1999a,b). Ancak, iğne yapraklı ormanlarda düşük pH nedeniyle nitrifikasyon oranı ya çok düşüktür ya da nitrat üretimi gerçekleşmeyebilmektedir. Bu yüzden, biyolojik olarak alınabilir azotun ana kaynağını organik maddenin parçalanmasıyla serbest kalan amonyum oluşturmaktadır (Vitousek ve Matson 1985, Chapin 2003, Hackl ve ark. 2004).

Karasal ekosistemlerde bitki karakteristikleriyle besin alınabilirliği arasında önemli geri besleme mekanizmaları bulunmaktadır (Stone 1975, Chapin 1980, Vitousek 1982, 1984, Pastor ve ark. 1984, Lovett ve ark. 2004, Chapman ve ark. 2006). Orman ekosistemleri toprak organik maddesini biriktirme gücüne sahiptir. Organik madde farklı bitki tiplerince üretilmekte ve biriken organik maddenin parçalanma oranı her bir farklı bitki tipi için önemli değişim göstermektedir (Van Cleeve ve ark. 1983, Nadelhoffer ve ark. 1983, Berendse ve ark. 1989, Aber ve ark. 1990, Van Vuuren ve ark. 1992, Scott ve Binkley 1997, Finzi ve Canham 1998, Lovett ve ark. 2004, Chapman ve ark. 2006). Orman toprakları orman gelişimini ve verimliliğini sınırlandıran farklı azot düzeylerini içermektedir. Bu nedenle topraktaki azot alınabilirliğinin araştırılması orman ekosistemlerindeki süreçleri anlayabilmede en önemli unsurdur (Gilliam ve ark. 2001, Trofymow ve ark. 2002). Floristik tür kompozisyonu ve türler arasındaki ölü örtü kalitesi farklılıkları orman topraklarında azot mineralleşmesini kontrol etmektedir. Buna bağılı olarak, toprak özelliklerinin iğne yapraklılar tarafından olumsuz yönde büyük ölçüde değiştirilebildiği, oysa yaprak döken türlerin pH'ı yükselterek ve besin döngüsünü destekleyerek toprak özelliklerini koruyabildiği ya da geliştirebildiği ile ilgili hipotez öne sürülmüştür (Bauhus ve ark. 1998). Finzi ve ark. (1998) Amerika Birleşik Devletleri'nin kuzeydoğusunda yayılış gösteren altı ağaç türünün altındaki topraklarda C/N oranlarıyla

azot dönüşümleri arasında anlamlı farklılıkların meydana geldiğini saptamışlardır. Baskın bitki türlerinin etkilerinin ekosistem verimliliğini kontrol etmede abiyotik faktörler kadar etkili olduğu gösterilmiştir (Berendse 1990, Wedin ve Tilman 1990, Van Vuuren ve ark. 1992). Topraklarında azot mineralleşmesi ve nitrifikasyon oranlarında kontrol edici faktör olan ağaç türlerinin örtü kompozisyonu ve ölü örtü kalitesi orman ekosistem ekolojisinde en önemli konu olarak ortaya çıkmaktadır (Pastor ve ark. 1984, Berendse ve ark. 1989, Aber ve ark. 1990, Berendse 1990, Van Vuuren ve ark. 1992, Scott ve Binkley 1997, Finzi ve ark. 1998, Finzi ve Canham 1998, Knoepp ve Swank 1998, Berg 2000a, Lovett ve ark. 2004, Parton ve ark. 2007). Ancak, Lovett ve ark. (2004), azot mineralleşme mekanizmalarında döküntünün lignin:N oranı ve polifenol bileşiklerin konsantrasyonu veya toprak C:N oranı gibi döküntü ve toprak karakterlerinden daha karmaşık bir kontrol mekanizmalarının olduğunu bildirmişlerdir. Bununla beraber genel bir kural olarak, yüksek düzeyli azot içeren ölü örtünün daha düşük azot içeren ölü örtüye nazaran azotun daha fazla mineralleşmesini sağladığı kabul gören görüştür (Chapin 2003). Toprak C:N oranı ile azot mineralleşmesi ve nitrifikasyonun negatif ilişkili olduğu rapor edilmiştir (Finzi ve ark. 1998, Venterea ve ark. 2003, Lovett ve ark. 2004).

Toprak organizmaları, organik maddenin parçalanması ve besinlerin mineralleşmesine doğrudan ya da dolaylı olarak katkıda bulunmaktadır. Örneğin topraktaki mikroflora sadece toprak azot dönüşümünde ve döngüsünde temel parçalayıcılar olarak değil, aynı zamanda C ve N'un önemli kaynağı ve havuzu olarak da role sahiptir (Singh ve ark. 1989, Zhong ve Makeschin 2003, Barbier ve ark. 2008). Azot mineralleşmesi oluşan mineral azotu vejetasyonun bağlama kapasitesini, ortamdan potansiyel kayıplarını içeren ve azotun kaynağı ile ilişkili olarak yürüyen mikrobiyal süreçlerden oluşmaktadır. Bunun sonucunda bu süreçler topraktaki azot depolanmasını dengeler (Aber ve ark. 1989, Boone 1992). Son yıllarda, ılıman kuşak ormanlarında toprak mikrobiyal biyokütle ve onun N mineralleşmesi üzerindeki etkenliğine yoğunlaşılmıştır (Wardle 1998, Fernandez ve ark. 2000). Bazı araştırmacılar, orman katındaki mikrobiyal biyokütlenin (C_{mic} ve N_{mic}) ilkbaharda maksimuma yükseldiğini (Gallardo ve Schlesinger 1994), diğer araştırmacılar ise yaz mevsiminde maksimumda (Diaz-Ravina ve ark. 1995, Dilly ve Munch, 1996) olduğunu ya da mikrobiyal biyokütlenin zamana bağlı değişiminin olmadığını (Bauhus ve Barthel 1995) bildirmişlerdir. Zhong ve Makeschin (2006) ise farklı ağaç türleri ve

toprak katmanları ile ilişkili olarak mikrobiyal gelişme şekli ile hayatta kalma stratejisinde farklılıkların ortaya çıktığını saptamışlardır. Genellikle N mineralleşmesini etkileyen egemen unsur çalışmanın hedefine bağlı olarak ortaya çıkmaktadır. Scott ve Binkley (1997), organik ve mineral toprağın her ikisinde de N mineralleşmesinin kontrolünde döküntü kalitesinin (lignin:N) iklim ve diğer faktörlere göre daha fazla etkili olabildiğini saptamışlarken, Prescott ve ark. (2000a)'nın elde ettiği bulgular ise iklim değişikliği ile ilişkili olarak ağaç türleri ile besin alınabilirliği arasındaki etkileşimin net N mineralleşmesini belirlediğini göstermişlerdir. Berg (2000b), sarıçamın (*Pinus sylvestris*) geç ayrışan döküntüsünün artan azot içeriğinin N mineralleşmesi üzerinde olumsuz bir etki gösterdiğini, ancak Norveç ladini (*Picea abies*) döküntüsü için bu ilişkinin belirgin olarak bulunmadığını ve farklılığın bu iki orman ekosistemi ile ilişkili olan parçalanmada iş gören farklı mikrobiyal populasyonlar sebebiyle olabildiğini ileri sürmüştür.

Topraktaki azot kaynağının formları (organik ya da inorganik azot) hem abiyotik (toprak sıcaklığı, nem ve kimya) hem de biyotik faktörlere (döküntü kimyası ve ayrıştırıcı aktivitesi) bağlı olmakla beraber aynı zamanda örtü açıklığı ve döküntü kütlesi miktarı yoluyla vejetasyon yapısı ve bitki verimliliği tarafından etkilenmektedir (Prescott 2002). Ekosistem işlevleri için ağaç türlerinin kompozisyonunun önemi günümüzde ekolojik araştırmaların temel konusunu oluşturmaktadır (Thomas ve Prescott 2000, Balvanera ve ark. 2006, Andrianarisoa ve ark. 2010, Arslan ve ark. 2010, Olsson ve ark. 2012, Haghverdi ve Kooch 2019, ve diğerleri). Parçalanma ve besin döngüsü gibi kilit ekosistem süreçleri üzerinde ağaç çeşitliliğinin etkileri ile ilgili yeterli bilgi bulunmamaktadır (Haghverdi ve Kooch 2019). Bitki döküntüsünün ayrışma süreçleri temel bitki besinlerinin salımını kontrol etmektedir ve dolayısıyla bitki türlerinin büyüme oranları üzerinde önemli bir etkisi bulunmaktadır (Parton ve ark. 2007). Ormanlarda döküntü parçalanması ile ilgili yapılan araştırmalar sadece iki veya üç ağaç türünün döküntüsünü ve yalnız bir karışık kompozisyon uygulamalı monokültürlerin karşılaştırılmasını içermektedir. Ilıman ormanlarda döküntü parçalanması ile ilgili ağaç çeşitliliğinin etkileri üzerinde halihazırda birçok çalışma yürütülmektedir (Gartner ve Cardon 2004, Haghverdi ve Kooch 2019, Hättenschwiler ve ark. 2005).

Çeşitli çalışmalarda düşük terlemenin bir sonucu olarak yüksek toprak sıcaklıkları ve yüksek toprak nemi nedeniyle açıklıklarda orman içine göre daha yüksek N mineralleşme oranları rapor edilmiştir (örn. Prescott 2002, Bagherzadeh ve ark. 2008); bununla birlikte, diğer araştırmacılar açıklıklarda farklılık veya daha düşük oranlar bulmamışlardır (örn. Bauhus ve ark. 2004). N kaynağının $\text{NO}_3^- / \text{NH}_4^+$ oranı iğne yapraklı orman toprağında azalan döküntü ve bu yüzden açıklıklarda daha düşük C durumuna bağlı olarak (Hart ve ark. 1994) orman içine göre açıklıklarda genellikle daha yüksektir (Hart ve ark. 1994, Prescott ve ark. 2003).

Nitrifikasyonun değerlendirilmesi ekologlar için kritik bir öneme sahiptir, çünkü nitrat (NO_3^- -N) alınabilirliği bitki topluluk kompozisyonlarını kuvvetli bir şekilde etkilemekte (Andrianarisoa ve ark. 2009) ve NO_3^- -N süzülmesi toprağın asitleşmesine ve yeraltı kirliliğine neden olabilmektedir (Aber ve ark. 1989). Birçok çalışmada ağaç türlerinin toprak nitrifikasyonunu kuvvetli bir şekilde etkileyebildiği gösterilmiştir (Gower ve Son 1992, Son ve Lee 1997, Priha ve ark. 1999a, Augusto ve Ranger 2001, Brierley ve ark. 2001, Templer ve ark. 2002, Moukoumi ve ark. 2006, Russell ve ark. 2006, Zeller ve ark. 2007). Örneğin, kayın altındaki net nitrifikasyon Norveç ladin alanlarının altındakine göre daha yüksektir (Wedraogo ve ark. 1993, Jussy ve ark. 2004, Zhong ve Makeschin 2004, 2006). Ağaç türleri ekosistemde örtüden kök-toprak arayüzüne kadar farklı düzeylerde çeşitli süreçlerde rol oynayarak nitrifikasyonu kontrol edebilmektedir. Ağaç türleri ve orman yönetimi ışığı etkileyerek (Ranger ve ark. 2004), yağışı engelleyerek ve terleme ile buharlaşmayla spesifik mikroiklim koşulları yaratmaktadır, üstelik toprak sıcaklığını (Barg ve Edmonds 1999), nemini (Augusto ve Ranger 2001) ve orman vejetasyonunun kompozisyonunu (Augusto ve ark. 2003) değiştirebilmektedir. Azot bileşiklerinin kuru depolanması yüksek yaprak alanı indeksine sahip herdem yeşil türlerin üzerinde daha fazladır (Lovett ve Lindberg 1986). Örneğin, Schrijver ve ark. (2007) yapraklardan suyun toprağa geçişi sırasında mineral N'un akışı Avrupa ve Kuzey Amerika'da konifer ormanları altında yaprak dökten ormanlara göre daha fazla olduğunu göstermişlerdir.

Lignin/N ve C/N oranlarıyla karakterize edilen yaprak döküntüsünün miktarı ve kalitesi ağaç türleri arasında değişmektedir (Prescott ve Preston 1994, Nugroho ve ark. 2006) ve

ormanlarda döküntü ayrışma oranını, N mineralleşmesini ve nitrifikasyonu etkilemektedir (Scott ve Binkley 1997, Persson ve ark. 2000). Sonuç olarak, ağaç türleri kuvvetli bir şekilde humus tipini etkilemektedir. Nitrifikasyon mul humus tipinde moder humus tipine göre daha yüksektir (Bottner ve ark. 1998).

Son yıllarda döküntünün içerdiği ikincil metabolitlerden fenolik bileşiklerin toprak organik maddenin parçalanmasında iş gören organizmaları etkileyerek, örneğin N ve C mineralleşmesi üzerinde dengeleyici bir role sahip olduğu dikkat çekmektedir (Smolander ve ark. 2012). Bitkiler ve diğer organizmalar arasındaki tüm bu ilişkiler ekosistemin tüm fonksiyonunun kilit bir bileşeni olabilir. Chomel ve ark.'na (2016) göre ikincil metabolitler ekosistemlerin toprak-üstü bileşenlerinde geniş ölçüde çalışılmış iken, toprak-altı bileşenlerinde yetersiz seviyede araştırılmıştır. Bitki ikincil metabolitleri esas itibarıyla dört yolla ekosisteme serbest bırakılmaktadır: (1) bitki dokularından buharlaşma ve difüzyon yoluyla, (2) toprak-üstü bitki materyalinin süzülmesiyle, (3) bitki köklerinden sızıntı ile ve (4) döküntü ayrışması ile (Rice 1984). Yaprak döküntüsündeki ve humustaki veya kökler tarafından salınan (Subbarao ve ark. 2006, 2007) polifenolik bileşikler (Northup ve ark. 1995, Paavolainen ve ark. 1998), fenoller, taninler (Kraus ve ark. 2003a, Kraus ve ark. 2004, Smolander ve ark. 2005, Kanerva ve ark. 2006) ve terpenler (White 1986) nitrifikasyonu doğrudan azaltmakta veya engellemektedir. Birkaç çalışmada tanin ve/veya polifenol içeriğinin ayrışma, net N mineralleşmesi ve N immobilizasyonu için daha iyi bir öngösterge olduğu gösterilmiştir (Fox ve ark. 1990, Palm ve Sanchez 1991, Gallardo ve Merino 1992, Oglesby ve Fownes 1992, Constantinides ve Fownes 1994, Campbell ve Fuchshuber 1995, Kalburtji ve ark. 1999, Driebe ve Whitham 2000). Genelde, düşük toprak verimliliği ve düşük pH koşullarında büyüyen bitkilerde tanin içeren fenolik bileşiklerin yüksek konsantrasyonları bulunabilmektedir (Northup ve ark. 1998, Thoss ve ark. 2004). Fenolik bileşiklerin orman ekosistemlerinde toprak mikrobiyal popülasyonu için önemli bir karbon kaynağı olduğu iyi bilinmektedir (Schimel ve ark. 1996, Souto ve ark. 2000). Döküntü materyalindeki yüksek tanin içeriği ise genellikle azalan ayrışma oranlarıyla ilişkilendirilmektedir (örn., Gallardo ve Merino 1992, Horner ve ark. 1988, Kalburtji ve ark. 1999). Çeşitli çalışmalar bitki taninlerinin proteinlerle kompleks oluşturarak (Bradley ve ark. 2000), mikroorganizmaların toksisitesini artırarak (Scalbert 1991, Field ve Lettinga 1992,

Schultz ve ark. 1992, Hättenschwiler ve Vitousek, 2000) ve enzim aktivitelerini etkileyerek (Schimel ve ark. 1996, Fierer ve ark. 2001, Kraus ve ark. 2003a, Kanerva ve ark. 2006, Nierop ve ark. 2006a, Joannis ve ark. 2007) orman topraklarında hem N hem de C mineralleşmesini etkileyebildiğini göstermektedir (Kanerva ve ark. 2006, Smolander ve ark. 2012). Genel bir görüş olarak taninler döküntü ayrışmasını birkaç farklı yolla sınırlandırabilmektedir: (1) kendilerinin ayrışmaya dirençli olmasıyla, (2) ayrışmaya dirençli protein-tanin bileşikleri olarak proteinlerin tutulmasıyla, (3) selüloz gibi diğer bileşiklerin örtmesiyle ve onları mikrobiyal saldırılardan korumasıyla, (4) mikroplara doğrudan toksisite ile ve (5) mikrobiyal ekzoenzimleri kompleksleştirmesiyle veya etkisizleştirmesiyle.

Ayrıca, ağaç köklerinin rizosferdeki besinlerin ve suyun azalması ve kök yüzeylerinden proton, enzim ve karbon bileşiklerinin salgılanması yoluyla toprak mikrobiyal komüniteleri üzerinde önemli etkisi bulunmaktadır. Kökle ilişkili topraklarda hacimli topraklarla karşılaştırıldığında N mineralleşmesinin ve mikrobiyal biyokütlenin daha yüksek olduğu gösterilmiştir (Norton ve Firestone 1996, Reydelle ve ark. 1997, Priha ve ark. 1999b, Whalen ve ark. 2001, Colin-Belgrand ve ark. 2003). Kök salgıları mikrobiyal aktiviteyi teşvik eden veya engelleyen bileşikler içerebilmektedir. İlâveten, mineral N alınabilirliği düşük olduğu zaman, ağaç kökleri nitrifikasyon bakterileri ile amonyum (NH_4^+) için rekabet etmektedir. Mineral N'un bitkiler ve mikroorganizmalar arasındaki ayrılması rizosferdeki karbon (C) ve N alınabilirliği ile (Schimel ve ark. 1989), NO_3^- -N yerine NH_4^+ -N'un bitki ve mikroorganizmaların tercihi (Jackson ve ark. 1989, Harrison ve ark. 2007) ve iyonik hareket farklılıkları ile etkilenebilmektedir.

Ülkemizde doğal alanlarda azot mineralleşmesi ile ilgili birkaç çalışma bulunmaktadır. Gökçeoğlu (1988), volkanik oluşumlu Karadivit tepesinde (Kula, Manisa) otlak, çalı ve orman topraklarında azot mineralleşmesini karşılaştırmış, yıllık mineral azot veriminin otlak alanlarda 75 kg / ha, çalılık alanlarda 66 kg / ha ve orman alanlarında 28 kg / ha olduğunu bildirmiştir. Güteryüz ve Gökçeoğlu (1994) Uludağ'ın alpin kuşağındaki otlak (*Nardus* ve *Festuca*) ve çalılık alan (*Juniperus*) topluluklarında azot mineralleşmesini araştırmışlar ve *Festuca* topluluğu için 25,6 kg / ha, *Juniperus* topluluğu için 25,09 kg / ha ve *Nardus* topluluğu için 12,91 kg / ha olarak hesaplamışlardır. Aynı bölgeye ait

Nardus ve *Festuca* topluluklarındaki mineralleşme oranlarını laboratuvar koşullarında araştıran Güteryüz (1998), mineral azot oluşumu ile toprak etmenleri arasında anlamlı ilişki olduğunu ve nitrifikasyon oranının *Festuca* topluluğunda daha yüksek olduğunu göstermiştir. Bazı Akdeniz orman topluluklarının (*Abies cilicica*, *Pinus nigra* ve *Cedrus libani*) toprağında azot mineralleşme oranları Güteryüz ve Everest (2010) tarafından laboratuvar koşullarında araştırılmıştır. Araştırmacılar nitrifikasyon oranının *Abies cilicica* topluluğunda diğerlerine göre daha yüksek olduğunu bildirmişlerdir. Güteryüz ve ark. (2007), Alpin keçemsi toplulukların (*Plantago holosteum* ve *Plantago atrata* toplulukları) toprağında azot mineralleşmesini laboratuvar koşullarında inkübasyon denemesi ile araştırmışlar; her iki topluluğun toprağında nitrifikasyonun meydana geldiği ancak *Plantago atrata* topluluğunda nitrifikasyonun baskın olduğunu, bitki çeşitliliği ve kompozisyonun azot döngüsünü kontrol ettiğini ve topraklardaki inorganik azotu etkilediğini göstermişlerdir. Spil dağı (Manisa) yüksek rakımındaki bazı topluluklarda yapılan araştırmada yıllık net nitrat (NO_3^- -N) veriminin (0-15 cm) otlak alan (27,8 kg / ha / yıl) ve çalı (25,0 kg / ha / yıl) topluluklarında orman topluluğuna nazaran (12,4 kg / ha / yıl) daha yüksek olduğu; yıllık net N_{min} değerlerinin ise otlak alan (14,5 kg / ha / yıl) ve çalı (14,1 kg / ha / yıl) topluluklarında birbirine yakın iken, orman topluluğunda negatif olduğu (-3,6 kg / ha / yıl) bildirilmiştir (Güteryüz ve ark. 2010b). Uludağ (Bursa) subalpin kuşağında bozulmuş alanlarda egemen olan ruderal topluluklarda (*Verbascum olympicum* ve *Rumex olympicus* toplulukları) yapılan çalışmada ise yıllık net N mineralleşme oranının (0-15 cm) *V. olympicum* (96 kg / ha / yıl) *R. olympicus* (188 kg / ha / yıl) topluluğunda daha yüksek olduğu; N mineralleşme oranının bozulmuş alanlar üzerinde gelişen ruderal topluluklarda daha yüksek olduğu ve dominant bitki türlerine bağlı olarak değiştiği ve N mineralleşme oranındaki farklılığın toprak organik C, toplam N ve nem içeriğinin bir yansıması olduğu rapor edilmiştir (Güteryüz ve ark. 2008).

N döngüsü üzerinde orman çeşitliliği değişiminin etkisi bitki topluluklarında deneysel tasarlanan birçok çalışmayla ele alınmıştır (Tilman ve ark. 1996). Karbon ve azot döngüleri gibi biyojeokimyasal döngüler ekosistemlerin önemli işlevlerindedir (De Groot ve ark. 2002, Brauman ve ark. 2007). Dünya ve ülkemizde doğal alanlar giderek daralmaktadır. Alan kullanım değişimi ve alan bozulması küresel besin döngülerini de etkilemektedir. Günümüzde küresel ısınmanın sebep olacağı sonuçlar ile ilgili en önemli

öngörüler biyolojik çeşitliliğin değişeceği üzerinedir. Ülkemizde sahip olduğumuz ormanlık alanlarımızın önemli bir kısmı doğal ekosistemler halindedir. Ormanlık alanlar Türkiye'nin yaklaşık 20,7 milyon ha'lık (ülkenin %26,8'i) kısmını kaplamakta olup biyolojik çeşitlilik bakımından zengindir (Kaya ve Raynal 2001). Üç endemik *Abies* topluluğu [*A. bornmuelleriana* Mattf., *A. nordmanniana* (Steven) Spach, *A. cilicica* (Ant. & Kotschy) Carr.] ve *Cedrus libani* A.Rich. topluluklarının oluşturduğu yaşlı klimaks ormanlar Türkiye için büyük önem taşımaktadır. Uludağ'ın kuzey yönünde değişen iklime bağlı olarak vejetasyon katmanları oluşmuştur. *Abies bornmuelleriana* Mattf., *Fagus orientalis* Lipsky ve *Pinus nigra* Arn. subsp. *pallasiana* (Lamb.) Holmboe orman toplulukları milli park sınırları içinde yer alması dolayısıyla doğal özelliklerini halen koruyabilmişlerdir ve ülkemiz önemli ormanları arasında yer almaktadır. Bursa Uludağ'da *Abies bornmuelleriana*, *Fagus orientalis* ve *Pinus nigra* gibi doğal yaşlı klimaks ormanlarının saf veya karışık kompozisyonları bulunmaktadır. Bu ormanlar, bu dağın kuzey yamaçlarında doğal topluluklar meydana getirmektedir. Ülkemizde, biyolojik çeşitlilik açısından önemli zenginliğe sahip bu tür doğal orman topluluklarının N döngüsü açısından karşılaştırmasını içeren yeterli araştırma bulunmamaktadır. Bu çalışma, bu doğal, insan kaynaklı olarak bozulmamış alanlarda tür kompozisyonunun değişimiyle azot döngüsünde ne tür değişikliklerin meydana gelebileceğini belirleyerek gelecekte biyoçeşitlilik değişiminin küresel döngüye etkisi hakkında çıkarımlar elde etmeyi amaçlamaktadır.

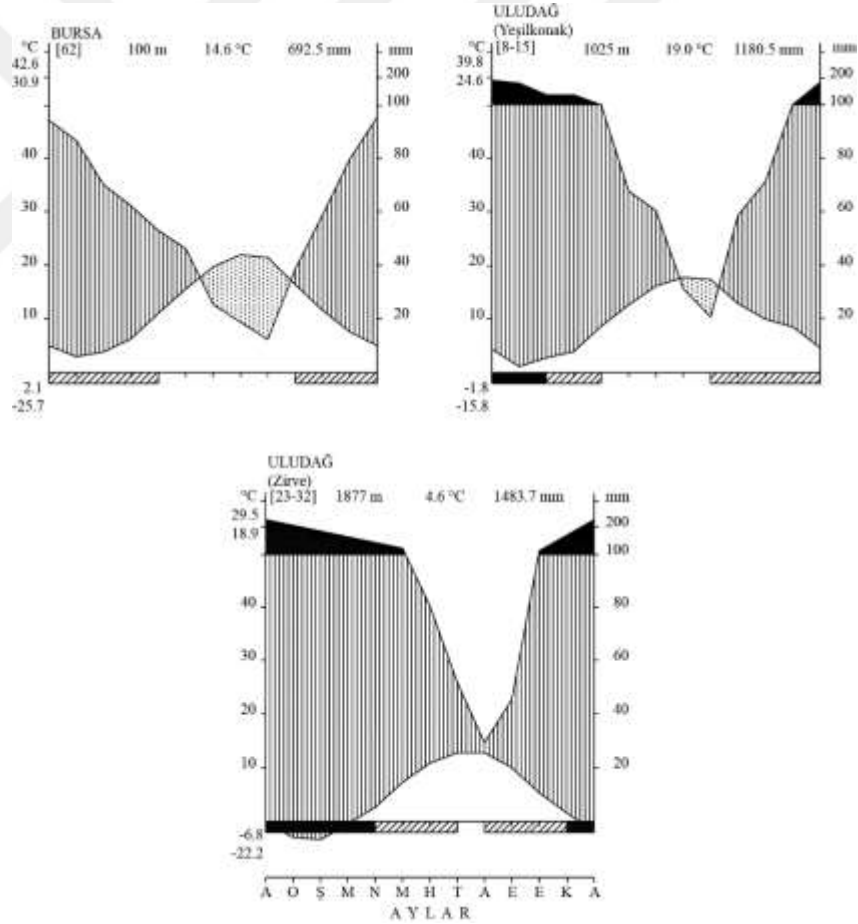
2. KAYNAK ARAŞTIRMASI

2.1. Araştırma Alanının Genel Durumu

Uludağ, batı Pontus dağ sırasında ve 40° Kuzey enlemi ile 29° Doğu boylamının kesiştiği noktada yer almaktadır. Ülkemizin en yüksek dağlarından biri olan Uludağ, Marmara bölgesinin en yüksek zirvesini (2543 m) barındırır. Bu en yüksek zirve Uludağ Tepe veya Kara Tepe olarak anılmaktadır. Genişliği 20 km olan dağ kuzeybatı-güneydoğu doğrultusunda uzanmakta olup uzunluğu 40 km'ye kadar ulaşmaktadır. Uludağ batı ve güneyde Nilüfer çayı, kuzey ve doğuda Bursa ve İnegöl ovaları ile sınırlanmaktadır. Kuzey yönünde Sarıalan, Sobran ve Kadıyayla gibi yüksek platolar bulunmakta 2000 m yükseltide buzul taşlar ve Kilimli, Kara, Aynalı ve Buzlu göl yer almaktadır. Çobankaya deresi, Yörükmezarı deresi, Kızpınarlar deresi gibi dereler ve kolları ana su kaynaklarını oluşturur. Paşaçayırı tepesi, Tutyalı tepesi, Şahinkaya ve Kuşaklı kaya tepeleri dağın güneyindeki belirli yükseltileri meydana getirir. Ketin (1983) tarafından Uludağ masifi farklı derecelerde başkalaşım geçirmiş metamorfik seriler ve bunlar arasına sokulmuş granodiyorit plütonlarından oluştuğu; metamorfik seriler A ve B serileri olmak üzere iki seri halinde olduğu; bu serilerin masifin merkez bölgelerinde granodiyorit bileşimli bir batolit tarafından kesildiği; bu batolitin güney sınırında zirveler bölgesinin şistleşmiş mermerleri ile dokanak halinde olduğu ve burada metamorfizma etkisi ile ilginç bir Kontak Zonu (Skarn Bölgesi) oluşturduğu; dağın genel jeolojik yapısına bakıldığında; güney yamaçlarının dik ve kalkerli kayalardan, kuzeybatı yamaçlarının ise granit ve çekirdek içeren çeşitli metamorfik ve plutonik granodiyoritlerden oluştuğu bildirilmektedir (Güleryüz 1992).

Akman (1990) tarafından bildirildiğine göre, Uludağ sub-alpin ve alpin bölgesinin toprak özellikleri ile ilgili ayrıntılı çalışmalar bulunmamakla birlikte, Toprak Su Genel Müdürlüğünün raporlarında bölgenin toprak yapısının kireçsiz kahverengi orman topraklarının özelliklerine sahip olduğu belirtilmektedir. Bu toprakların oluşumunu sağlayan ana kayalar andezit, dezit, granit, marn, konglomera, kum, kil ve çakıl depoları olup içerisinde kireç bulundurmeyen asit karakterli kayalar çoğunluktadır (Güleryüz 1992).

Dağın iklimi tabandan zirveye doğru, Bursa'ya yakın olan kuzeybatı alçak kısımlarda yağışlı kısmen ılıman mikrotermik, yüksek rakımlarda buzlu kışların olduğu Akdeniz iklim tipi olmak üzere değişmektedir. Walter ve Lieth'e (1960-1967) göre hazırlanmış iklim diyagramları Bursa merkez (100 m), Yeşilkonak (1025 m) ve Uludağ Zirve (1877 m) meteoroloji istasyonları arasındaki iklimsel farklılığı göstermektedir (Şekil 2.1). Dağın iklimi Doğu Akdeniz iklim grubunun ilk ailesi içinde yer almaktadır (Akman 1990). Uludağ zirvede yıllık ortalama karlı gün sayısı 66,7, toplam karla örtülü gün sayısı 179,2 ve maksimum kar derinliği 430 cm'dir (Güleryüz 1992). Yıllık ortalama sıcaklığın 4,6 °C olduğu Uludağ'da en soğuk ayın sıcaklık ortalaması -6,8 °C ve en sıcak ayın sıcaklık ortalaması ise 18,9 °C'dir. Yıllık toplam ortalama yağış 1483,7 mm olup K.İ.S.Y (Kış, İlkbahar, Sonbahar, Yaz) yağış rejimi görülmektedir (Güleryüz 1992).



Şekil 2.1. Walter ve Lieth (1960-1967) yöntemine göre hazırlanan Bursa, Yeşilkonak ve Uludağ için iklim diyagramları (Ergül 1987, Güleryüz 1992)

Jeomorfolojik yapı ve doğal bitki toplulukları ile kış sporlarına uygun özelliklerinden dolayı 1961 yılında Uludağ'ın 11338 hektarlık kısmı milli park olarak ilan edilmiş olup, 1998 yılında milli park alanı 12762 hektara genişletilmiştir (Güleryüz, 2000). Ayrıca bu milli park ülkemizde ilan edilen ilk ulusal parklardan birisidir. Uludağ Milli Parkı sahip olduğu bitki çeşitliliğinden dolayı Türkiye'nin Önemli Bitki Alanları (ÖBA) arasında yer almaktadır (Uludağ, ÖBA 18, Güleryüz ve ark. 2010a).

2.2. Uludağ'ın Genel Vejetasyonu

Uludağ'ın tabandan zirveye doğru değişen iklimi ile alt yamaçlarda görülen bitki örtüsü, zirveye doğru Akdeniz tipinden nemli Avrupa-Sibirya ve alpin tipe doğru bir kademeleşme göstermektedir. Bu kademeleşme, özellikle kuzeybatı yönünde çok iyi ayırt edilmektedir. Batı yönünde Nilüfer vadisi ile doğu yönünde Mezit deresi (Bursa-Ankara karayolu) arasındaki dağlık kütlelerin kuzey yamaçları boyunca Kuzeybatı-Güneydoğu doğrultusunda nemli ormanlar yer almaktadır. Dağın 350 m'ye kadar olan rakımlarda *Laurus nobilis* (defne), *Olea europea* (zeytin), *Juniperus oxycedrus* (katran ardıç), *Coryllus avellana* (findık), *Cistus* sp. (laden), *Erica arborea* (funda), *Pinus brutia* (kızılçam) gibi türlerden oluşan tipik Akdeniz vejetasyon tipi olan maki ve frigana (çalılık alanlar) yer alır. Yer yer tahrip edilmiş *Castanea sativa* (kestane) türünün egemen olduğu 350-700 m arasındaki kuşakta *Phillyrea latifolia* (akçakesme), *Cercis siliquastrum* (erguvan), *Arbutus unedo* (kocayemiş, dağ çileği), *Olea europea* (zeytin), *Spartium junceum* (katırtırnağı), *Cistus creticus* (Girit ladeni), *Quercus infectoria* (mazi meşesi), *Carpinus betulus* (gürgen), *Cornus mas* (kızılçık), *Crataegus monogyna* (alıç, geyik diken), *Daphne pontica* (sırımbağı, yabancı defne), *Ulmus minor* (karaağaç), *Fagus orientalis* (kayın), *Populus tremula* (titrek kavak), *Pinus nigra* (karaçam) gibi türler yayılış gösterir. Dağın, 700-1500 m arasında kalan kuşakta kestane ormanı, yerini *Fagus orientalis* (kayın) türünün egemen olduğu orman topluluğu ile ara ara *Quercus petraea* (sapsız meşe) topluluğuna bırakır. Bu kuşakta, *Castanea sativa* (kestane), *Pinus nigra* (karaçam), *Populus tremula* (titrek kavak), *Cornus mas* (kızılçık), *Crataegus monogyna* (alıç, geyik diken) gibi türler de yayılış gösterir. Dağın 1500 ile 2100 m arasında *Abies bornmuelleriana* (Uludağ göknarı, köknarı) türünün hâkim olduğu *Abies bornmuelleriana* topluluğuna yakın alanlarda yer yer *Fagus orientalis* ve *Pinus nigra* saf topluluklar halinde bulunmakta, bu topluluklar bazı yerlerde karışık halde

bulunabilmektedir. Bu rakımlar arasında *Juniperus nana* (bodur ardıç), *Vaccinium myrtillus* (yaban mersini, ayı üzümü, çoban üzümü), *Salix caprea* (söğüt), *Pinus nigra* (karaçam), *Fagus orientalis* (kayın), *Populus tremula* (titrek kavak), *Carpinus betulus* (gürgen), *Daphne pontica* (sırımbağı) gibi türlerin yayılış gösterdiği orman kuşağı yer almaktadır. Uludağ'da 1700 m'den itibaren *Juniperus nana* (bodur ardıç), *Vaccinium myrtillus* (yaban mersini, ayı üzümü, çoban üzümü) ve *Astragalus angustifolius* subsp. *angustifolius* (geven, keven) türlerinin hâkim olduğu bodur çalı toplulukları ile *Nardus stricta* türünün hâkim olduğu nemli çayır topluluğu subalpin kuşakta yaklaşık 2100 m'ye kadar hâkim durumdadır. Bu kuşakta ve yer yer 1900 m'ye kadar inen sert yastık formundaki *Festuca cyllenica*, *Festuca punctoria*, *Acantholimon ulucinum* türlerinin hâkim topluluklardan oluşan tipik alpin kuşak yer alır. Subalpin ve alpin kuşakta *Astragalus sibthorpiatum* (geven, keven), *Astragalus hirsutus* (geven, keven), *Galium olympicum* (yoğurt otu), *Aubrieta olympica* (obrizya), *Thymus bornmuelleri* (kekik), *Gypsophila olympica* (çöven, çöğen, çevgen, bahar yıldızı), *Pedicularis olympica* (bit otu), *Crepis aurea* subsp. *olympica* (hindiba, altuni hindiba), *Senecio olympica* (kanarya otu), *Muscari bourgaei* (misk soğanı), *Papaver pilosum* (çok çiçekli gelincik) gibi çok sayıda endemik tür yayılış göstermektedir.

Dağın güneye bakan yamaçları kurak ormanların yayılış alanıdır. Kurak ormanlar, çoğunlukla göknar (*Abies bornmuelleriana*), yer yer de kayın (*Fagus orientalis*) ile temsil edilen nemli orman kuşağının altında 1400-1500 m'den başlayarak batı ve güney yönüne doğru devam etmektedir. Kurak ormanlar, karaçam (*Pinus nigra* subsp. *pallasiana*), kızılçam (*Pinus brutia*), mazı meşesi (*Quercus infectoria*) ve saçlı meşe (*Quercus cerris*) türlerinin egemen olduğu topluluklardan oluşmaktadır. Ayrıca dağın zirveler bölgesindeki Ebirmelik tepenin (2440 m) güney eteğinde dar bir alanda karaçam ormanı arasında sarıçam (*Pinus sylvestris*) topluluğu da yer almaktadır (Atalay 1994, Rehder ve ark. 1994, Güteryüz 2000).

2.3. Ekosistemlerde Azot Mineralleşmesi

Orman ekosistemlerinde azot varlığı net primer üretim oranını genellikle sınırlamaktadır. (Vitousek ve Howarth 1991). Çeşitli araştırmacılara göre (Chapin 1980, Berendse 1983, Wedin ve Tilman 1990, Olf ve ark. 1994) karasal ekosistemlerin primer üretimi, tür

çeşitliliği ve tür kompozisyonu azot gibi sınırlayıcı besinlere bağlı olarak etkilenmektedir.

Alan kullanım değişimi ya da doğal alanların bozulmasını takiben tür çeşitliliği ve tür kompozisyonundaki değişimlerin azot döngüsü üzerindeki etkileri süksesyonel süreçlerle açıklanmaya çalışılmıştır.

Rice ve Pancholy (1972) Oklahoma (ABD)'da iki yaşlı alan süksesyonunu ve klimaksı yansıtan meşe-çam (*Quercus stellata-Pinus echinata*), meşe-kızıl meşe ormanı (*Q. stellata-Q. marilandica*) ve uzun otlu çayırlık alanların topraklarında *Nitrosomonas* ve *Nitrobacter* sayısı ile amonyum ve nitrat birikimini bir yıllık periyotta aylık olarak analiz etmişlerdir. Amonyum miktarının ilk süksesyonel aşamada çok düşük, ikincil süksesyonel aşamada orta ve klimaks alanında en yüksek olduğunu; nitrat miktarının ilk süksesyonel aşamada en yüksek, ikincil süksesyonel aşamada orta ve klimaks alanlarında ise en düşük olduğunu saptamışlardır. Buna göre gelişen süksesyon ile nitrifikasyonun yavaşladığını ortaya koymuşlardır.

Aynı konu üzerinde aynı alanlarda çalışmalarını sürdüren Rice ve Pancholy (1973, 1974) toprak nitrat konsantrasyonları ve nitrit bakterisi sayısının her bir alandaki süksesyonla azaldığı ve toprak amonyum konsantrasyonlarının arttığını gözlemişler; vejetasyon gelişimiyle tanin ve tanin esaslı bileşiklerin ve diğer organik bileşiklerin nitrifikasyonun engellenmesinde devamlı ve daha önemli rolü olabildiğini ileri sürmüşlerdir.

Robertson ve Vitousek (1981) kum tepeleri üzerinde gelişen primer süksesyonel düzeyi ile daha yaşlı alanlar üzerindeki sekonder süksesyonel düzeyindeki alanlardan alınan topraklarda potansiyel N mineralleşmesi ve nitrifikasyonu araştırmışlardır. Primer süksesyondan alınan topraklardaki N mineralleşmesinin ilk beş aşama boyunca yükseldiğini ve sonra dengelendiğini; sekonder süksesyondan alınan topraklarda ise N mineralleşme oranının sabit olduğunu, en yüksek mineralleşme oranlarının en yaşlı alanlarda gözleendiğini; sadece bir alanda yüksek mineralleşmeye karşılık düşük nitrifikasyon gözleendiğini; diğer alanlarda ise nitrifikasyonun yüksek olduğunu tespit etmişler. Araştırmacılar, elde ettikleri çalışma sonuçlarının ekolojik süksesyonla nitrifikasyonun engellendiği hipotezini desteklemediğini bildirmişlerdir.

Robertson (1982a) kum tepeleri üzerinde gelişen primer süksesyonel düzeyindeki ile daha yaşlı alanlar üzerindeki sekonder süksesyonel düzeyindeki alanlardan alınan topraklarda süksesyon sırasında nitrifikasyonun dengelenmesi ile ilgili yapmış olduğu deneysel çalışmada, genel olarak her iki durum için nitrifikasyonun dengelenmesinde alınabilir amonyumun önemli olduğunu saptamıştır.

Gökçeoğlu (1988) Ege bölgesindeki otlak alan (*Poa bulbosa* ve *Bromus rigidus* türlerinin egemen olduğu), *Quercus coccifera*-çalı, *Pinus brutia*-orman alanlarının net azot mineralleşmesini bir yıllık sürede alan ve standart inkübasyon yöntemiyle araştırmıştır. Alan inkübasyonunda mevsimsel değişimlerin otlak alan ve çalılık alanda dikkate değerde, orman alanında ise önemsiz olduğunu; mevsimsel değişimin Akdeniz bölgesinin topraklarında yaz mevsiminde en düşük düzeyde olan toprak nemiyile ilişkili olduğunu bildirmiştir. Araştırmacı, N mineralleşmesinin yıllık veriminin otlak (75 kg / ha / yıl) ve çalılık alanda (66 kg / ha / yıl) yüksek, nitrifikasyonun önemsiz olduğu orman alanında ise düşük (28 kg / ha / yıl) olduğunu saptamıştır.

Wedin ve Tilman'a (1990) göre azot mineralleşmesi, erken süksesyonel bitkiler içeren alanlarda geç süksesyon alanlarına göre daha yüksektir.

Scott ve Binkley (1997) bitki döküntüsü ve besin döngüsü süreçleri arasındaki geri bildirim karasal ekosistemlerdeki besin alınabilirliği ile net primer üretimin dengelenmesinde önemli rol oynadığını belirtmişlerdir. Araştırmacılar toprak üstü döküntü kimyası ile yıllık net N mineralleşmesi arasındaki ilişkiyi belirlemek için vejetasyon, toprak ve iklim rejimlerinin geniş bir aralığını kapsayan çeşitli çalışmalarda verileri bir araya getirmişlerdir. Net N mineralleşmesinin döküntüdeki lignin/N oranının yüksek olduğu orman ekosistemlerinde kuvvetli ve doğrusal olmayan şekilde azaldığı ($r^2=0,76$, $p<0,01$); lignin konsantrasyonundaki artışla doğrusal olarak azaldığı, ancak ilişkinin sadece ağaç türleri için anlamlı olduğu bulunmuştur ($r^2=0,63$, $p<0,01$). Döküntü miktarı, N konsantrasyonu ve N içeriğinin bu alanlar boyunca net N mineralleşmesiyle zayıf olarak ilişkili olduğunu ($r^2<0,03$, $p= 0,17-0,26$); orman katı ve mineral topraklardaki döküntü lignin/N oranı ile net mineralleşme arasındaki ilişkinin benzer olduğunu; sonuç

olarak, döküntü kalitesinin (lignin/N oranı) iklimden bağımsız olarak toprak profili boyunca toprak organik madde kalitesini etkileyerek net N mineralleşmesi üzerinde daha güçlü bir kontrole sahip olabildiğini göstermişlerdir.

Thomas ve Prescott (2000) tarafından yapılan çalışmada, aynı alanda yetiştirilen 25 yaşındaki üç ağaç türünün (*Pseudotsuga menziesii*, *Pinus contorta* var. *latifolia* ve *Betula papyrifera*) egemen olduğu plantasyon orman zemininden alınan örnekler 29 gün boyunca laboratuvarında inkübe edilmiştir. Çalışma sonunda *P. menziesii* türünün orman zeminindeki azot mineralleşme oranının (165,1 µg / g), hem *B. papyrifera* (72,9 µg/g) hem de *P. contorta* (51,2 µg / g) orman zeminindekinden anlamlı derecede daha fazla olduğu hesaplanmıştır; en yüksek azot konsantrasyonu, en düşük C/N oranı ve en yüksek NH₄⁺-N konsantrasyonunun *P. menziesii* türünün egemen olduğu orman altındaki toprakta bulunduğu, bunu *B. papyrifera* ve *P. contorta* ormanları altındaki toprakların izlediği belirlenmiştir. Araştırmacılar, orman zemininde üç tür arasında CO₂-C mineralleşme oranlarında farklılık olmadığı ve azot mineralleşme oranlarının orman zeminindeki azot konsantrasyonu ile ayrıca C/N oranı ve NH₄⁺-N konsantrasyonu ile pozitif korelasyon gösterdiğini; orman zeminindeki azot mineralleşmesinin yaprak döküntüsündeki lignin konsantrasyonlarıyla negatif korelasyon gösterdiğini tespit ederek *P. menziesii* türünün düşük lignin konsantrasyonlarına sahip olması nedeniyle daha çok azot mineralleşmesine izin verdiği sonucuna varmışlardır.

Genel bir ifadeyle, ağaç tür kompozisyonundaki farklılıkla ilişkili olarak azot döngüsünün N alınabilirliğinin yüksek olduğu alanlarda daha hızlı olduğu kabul edilmektedir. Prescott ve ark. (2000b) tek bir ağaç türünün olduğu alanlarda mineral toprak azot kapitalinin artışıyla N döngüsünün artıp artmadığını kontrol etmişlerdir. Araştırmacılar, *Pseudotsuga menziesii* (Douglas-köknarı) topluluğunun olduğu dokuz alanda N döngüsü oranları; döküntüye yıllık N girişi, orman katının N içeriği ve orman katındaki net N mineralleşme oranı ölçülerek hesaplanmıştır. Araştırma sonunda, ağaç türleri kompozisyonundaki değişim olmasa bile, toprak N kapitalinin daha fazla olduğu alanlarda yıllık olarak döküntüde daha fazla N dönüşümü olduğu ve orman katında N dönüşümünün daha hızlı gerçekleştirildiği ifade edilmiş; bu çalışma sonuçlarının azotça zengin alanlarda N döngüsü oranlarının daha hızlı olduğu ve bu etkinin ağaç türü kompozisyonundaki değişikliklerin eksikliğinde meydana gelebileceği

hipotezi ile tutarlı olduğu bildirilmiştir.

Goodale ve Aber (2001) Amerika Birleşik Devletleri'nin New Hampshire bölgesindeki White Mountain Ulusal ormanlarında ağaç kesimi ve yangın gibi alan kullanım geçmişinin toprak üstü biyoktle, yaprak azot oranı (%), toprak C ve N havuzları, net N mineralleşmesi ve nitrifikasyon ile NO₃⁻-N süzülmesi üzerindeki uzun vadeli (80-110 yıl) etkilerini değerlendirmişlerdir. Tr baskınlığının, erken ve orta süksesyonel türlerden (*Betula papyrifera* ve *Acer rubrum*) geç süksesyonel türlere (*Fagus grandifolia* ve *Acer saccharum*) doğru değiştiği gözlenmiş; bozulmamış yaşlı ormanlarda, daha önce yanmış ya da ağaç kesimi yapılmış alanlara göre daha az organik madde ve daha düşük C/N oranı belirlenmiştir. Araştırmacılara göre, yaşlı orman alanlarında nitrifikasyon oranları yanmış ve ağaç kesimi yapılan alanların yaklaşık iki katı olarak bulunmuş, tüm örneklik alanlarda orman yüzeyinin C/N oranı düştükçe nitrifikasyon ve nitrifikasyon oranlarına bağlı olarak akarsulardaki nitrat konsantrasyonlarında artış olduğu saptanmıştır. Tüm bu sonuçlara göre, orman azot döngüsünün yüzyıl önceki zarardan etkilendiği ve yaşlı ormanlardaki yüksek nitrifikasyonun sebebinin orman topraklarında C birikimine bağlı olarak aşırı miktarda N birikimi olabileceği belirtilmiştir.

Smolander ve ark. (2001), Finlandiya'da *Picea abies* ormanlarının bulunduğu bölgede doğal ve tıraşlanarak temizlenmiş komşu alanlardaki znmş organik azot ile karbonu ve N mineralleşme oranlarını karşılaştırmışlardır. Araştırma sonunda, tıraşlanmış alanda znmş organik azot oranının orman alanlarından daha yüksek, ancak toplam N oranının daha düşük olduğunu; *Picea abies* alanında net azot mineralleşme oranının düşük ve NO₃⁻ oluşumunun gerçekleşmediğini, buna karşın tıraşlanmış alanda net azot mineralleşme oranının yüksek ve nitrifikasyonun aşırı miktarda olduğunu bildirmişlerdir.

Prescott (2002) besin döngüsü üzerinde orman örtüsünün etkisini açıklayan derlemesinde; toprak besin alınabilirliği üzerinde ağaç türlerinin etkisinin büyük ölçüde yaprak döküntüsünün ayrışma oranlarında farklılıklara sebep olduğu düşünülmesine rağmen, son zamanlardaki çalışmalarla ağaç türü etkisinin toplam besin dönüşümü nedeniyle döküntü ayrışma oranından ziyade üretilen döküntünün ağırlık ve besin içeriğine dayanılarak daha iyi tahmin edilebilir olduğunun gösterildiğini bildirmiştir.

Parfitt ve ark. (2003) farklı alan kullanımına maruz kalmış bölgelerden alınan toprak örneklerinde uzun süreli laboratuvar inkübasyon süresince yerel orman, ormanın temizlenmesini takiben ekilmiş 70 yıllık çayır, çayırılık alana dikilmiş 22 yaşında çam (*Pinus radiata*) alanlarında C ve N bütçelerini araştırmışlardır. Azot mineralleşme oranının çayır>çam>orman şeklinde sıralandığını ve C mineralleşmesiyle zayıf olarak ilişki gösterdiğini; çam alanındaki mineral topraktaki brüt N döngüsü oranlarının daha önceki çayır alanlarca N girişlerinin mirasını yansıtacak şekilde çayır alaninkine benzediğini; yerel ormanlardan çayır ve çam alanlarına alan kullanım değişimlerinin brüt nitrifikasyon, net nitrifikasyon ve NO_3^- -N'nin süzülme eğiliminde artmaya sebep olduğunu bildirmişlerdir.

Hackl ve ark. (2004) doğal bitki örtüsüne sahip on iki orman alanı arasında mikrobiyal azot (N) dönüşümünü karşılaştırmışlardır. Çalışmada, meşe ve kayın ormanları, ladin-kökner-kayın ormanları, taşkın ova ve çam ormanları dahil olmak üzere Avusturya'nın doğu kesiminde altı tipik orman tipinin toprağında toplam C ve N konsantrasyonları, NO_3^- -N ve NH_4^+ -N konsantrasyonları, mikrobiyal biyokütle N, azot mineralleşme potansiyeli ve toprakta potansiyel N_2O üretimi ölçülmüştür. Araştırmacılar, potansiyel N dönüşümünde ormanlar arasındaki farklılıkların toprakta toplam N deposunun büyüklüğü ve bitki örtüsü kompozisyonu ile ilgili olduğunu belirtmişler, N mineralleşme potansiyeli ile mikrobiyal biyokütle değerlerini genellikle N havuzu bakımından daha yüksek olan ladin-kökner-kayın, taşkın ova ve çam ormanlarında daha düşük N havuzlu meşe ve kayın ormanlarına göre daha yüksek olduğunu bulmuşlardır. Ayrıca, en hızlı N dönüşümünün besin açısından zengin ana kaya üzerinde yer alan balta girmemiş ladin-gökner-kayın ormanı topraklarında bulunduğunu ve bu topraklarda mineralleşme potansiyellerinin diğer topraklara göre ortalama iki kat fazla olduğunu; N_2O üretim oranlarının ormanlar arasında oldukça değişken ve muhtemelen yüksek atmosferik N girişinin bir sonucu olarak en yüksek N_2O üretim oranlarının meşe-gürgen topraklarında ($170 \mu\text{g N}_2\text{O-N m}^{-2}$ saat⁻²) ve Viyana şehrine yakın bir yapışkanotu-kayın ormanı topraklarında çıktığı bildirilmiş ve çalışma alanları içinde N_2O üretim oranlarında mevsimsel ve küçük ölçekli değişkenlik için toprak nem içeriğinin esas sorumlu etken olduğunu vurgulamışlardır.

Lovett ve ark. (2004) tek bir ağaç türünün ormanlardaki N döngüsü üzerinde etkisini

araştırmak için, Newyork Catskill dağlarındaki beş ağaç türünün (*Acer saccharum*, *Fagus grandifolia*, *Betula alleghaniensis*, *Tsuga canadensis* ve *Quercus rubra*) baskın olduğu küçük tekli-türe sahip alanlarda N döngüsü ana karakteristiklerini ölçmüşlerdir. Beş türün baskın olduğu alanların N döngüsü karakteristiklerinin önemli derecede değişkenlik gösterdiği belirtilmiştir. Örneğin, *Tsuga canadensis* alanları tutarlı olarak “yavaş” N döngüsü ile bağlantılı olan karakteristikleri göstermişlerdir, bu karakteristiklerin düşük yaprak ve döküntü N’u, yüksek toprak C:N, düşük ekstre edilebilir N havuzları, potansiyel net N mineralleşmesi ve nitrifikasyonun düşük oranları ve mineral toprağa gömülen iyon-değişim reçine çantalarında yakalanan düşük NO_3^- miktarlarını kapsadığı bildirilmiştir. *Acer saccharum* alanlarının en düşük toprak C:N oranları ve NO_3^- üretimi ve kaybıyla (nitrifikasyon, ekstre edilebilir NO_3^- -N ve reçine çantasında tutulan NO_3^-) bağlantılı toprak karakteristiklerinin en yüksek düzeylerini gösterdiği tespit edilmiştir. Buna karşın, *Quercus rubra* alanlarının ortalama civarında net mineralleşme oranları ve toprak C:N oranlarını, fakat NO_3^- -N üretimi ve kaybıyla bağlantılı olarak değişkenlerin çok düşük değerlerini gösterdiği saptanmıştır. Toprak N dönüşümleri ve döküntü N konsantrasyonları, lignin, lignin:N oranları veya fenolik bileşenler arasındaki korelasyonların genellikle zayıf çıktığı ifade edilmiştir. Bu çalışma ağaç türlerinin orman ekosistemlerinde N döngüsü üzerinde kuvvetli bir kontrol sağlayabildiğini, bunun toprak organik madde kalitesi aracılığıyla olduğunu, fakat standart döküntü kalitesi ölçümlerinin kontrol mekanizmasını açıklayamadığını göstermiştir.

Sarıyıldız ve ark. (2005) toprak kimyası, döküntü kalitesi ve ayrışma üzerinde ağaç türlerinin ve topografyanın etkisini araştırmışlardır. Parçalanma oranları üzerinde bakı, tür ve eğim pozisyonunun ana etkilerinin tamamının istatistiki olarak anlamlı olduğu belirlenmiştir. Meşe (*Quercus robur*) yaprak döküntüsünün en yüksek parçalanma oranı gösterdiği bunu sarı çam (*Pinus sylvestris*), göknar (*Abies nordmanniana*) ve kayın (*Fagus orientalis*) döküntüsünün izlediği bildirilmiştir. Kuzey yönündeki alana yerleştirilen döküntülerin güney yönündeki alana yerleştirilenlerden daha hızlı parçalandığı belirtilmiştir.

Zhong ve Makeschin (2006) Orta Almanya’da iki orman tipinde (kayın ve konifer) toprak mikrobiyal biyokütlesini (C_{mic} , N_{mic}), potansiyel N mineralleşmesini ve potansiyel

nitritifikasyonu farklı alt tabakalarda (LOf₁, Of₂, Oh ve mineral toprak 0-10 cm derinlikte) ve ağaç büyümesinin farklı safhalarını gösteren üç zamanda (büyüme mevsimi-Ağustos, dormant mevsim-Kasım, sürgün çıkışı sonrası- Nisan) araştırmışlardır. Hem C_{mic} hem de N_{mic} konsantrasyonlarının ağaç tipi ve örnekleme zamanı tarafından önemli ölçüde etkilendiği tespit edilmiştir. Potansiyel N mineralleşme oranlarının ağaç tipiyle ilgili olarak kesin bir model göstermediği, ancak potansiyel nitritifikasyon oranlarının çoğunlukla koniferin aksine kayın altında önemli ölçüde daha yüksek çıktığı ifade edilmiştir. Mineral topraklarda, C_{mic} ve N_{mic} konsantrasyonlarının Ağustos>Kasım>Nisan sırasında kesin geçici bir model gösterdiği bildirilmiştir. Ortalama N_{mic} ve N_{mic}'in toplam N'ye (N_t) oranının kayın topraklarında konifere göre daha yüksek çıktığı, oysaki C_{mic} ve C_{mic}'in toplam C'ye (C_t) oranının iki orman tipi arasında benzer olduğu gösterilmiştir. Organik tabakada, özellikle kayın altında C_{mic}'in N_{mic}'ye oranı ve C_{mic} oranlarının en yüksek değerleri kasım örneklerinde bulunmuştur. Aksine, mineral topraklarda C_{mic}'in N_{mic}'ye oranında en yüksek değerler Nisan örnekleme zamanında bulunmuştur ve özellikle koniferler altında C_{mic} konsantrasyonlarının en düşük çıktığı bildirilmiştir. Araştırmacılar bu sonuçlarla farklı ağaç türleri ve toprak tabakalarıyla ilgili olarak mikrobiyal büyüme şeklinde ve yaşama stratejisindeki farklılıkları göstermişlerdir.

Kuzeybatı Alberta'daki karışık boreal ormanlarının yaprak döken, karışık ve iğne yapraklı türlerinin egemen olduğu alanların orman katı ve mineral toprağında toprak N alınabilirliğinin göstergelerini karşılaştıran Jerabkova ve ark. (2006), yaprak döken alanların daha fazla N alınabilirliğine sahip olduğunu, bunun orman katında daha fazla NH₄⁺-N and inorganik N havuzlarınca temsil edildiğini bildirmişlerdir. Ayrıca, yaprak döken alanların orman katının mikrobiyal N'un daha yüksek konsantrasyonlarına eğilimli olduğu, fakat NO₃⁻-N'in daha yüksek düzeylerine ya da net nitritifikasyonun daha yüksek oranlarına sahip olmadığı belirlenmiştir. Karışık alanların net N mineralleşmesinin en yüksek oranlarını gösterdiği tespit edilmiştir. Toprak N alınabilirliğinin döküntü ayrışma oranından ziyade döküntü N içeriği ile daha yakından ilişkili olduğu ifade edilmiştir. Araştırmacılar orman tipleri arasındaki varyasyonun muhtemelen vejetasyona dayandırılabilabileceğini, topoğrafya oldukça tek düze olduğundan dolayı, alanlarda toprak bünyesinde farklılıklar olmadığını ve N alınabilirliği göstergelerinin yaprak döken ağaçların oranıyla doğrudan ilişkili olduğunu belirtmişlerdir.

Kanerva ve Smolander (2007) yaptıkları çalışmada gümüş huş (*Betula pendula*), Norveç ladini (*Picea abies*) ve İskoç çamı (*Pinus sylvestris*) türlerinin bulunduğu orman katının döküntü, fermantasyon ve humuslaşmış tabakalarındaki mikrobiyal aktiviteyi karşılaştırmışlardır. Gümüş huş, Norveç ladini ve İskoç çamı türlerinin döküntü, fermantasyon ve humuslaşmış tabakalarından alınan örneklerde toprak pH'sı, C/N oranı, solunum oranları, NH_4^+ -N konsantrasyonu, net N mineralleşmesi ve nitrifikasyon oranları, brüt NH_4^+ üretimi ve tüketimi oranları ve mikrobiyal biyokütle C ve N oranları belirlenmiştir. Huş ve ladinin orman katının çam altındakine göre daha fazla aktif olduğu, bu aktivitenin çam ormanı katındakine göre yüksek solunum ile net N mineralleşmesi oranları ve daha yüksek C_{mic} ve N_{mic} değerleri ile ortaya çıktığı belirtilmiştir. Ağaç türleri arasındaki farklılıkların humuslaşmış tabakada döküntü ve fermantasyon tabakasına göre daha az olduğu belirlenmiştir. Döküntü tabakasının tüm türler için en yüksek solunum oranları gösterirken, net N mineralleşmesi oranlarının huş ve ladin için fermantasyon tabakasında en yüksek çıktığı tespit edilmiştir. Çamın tüm tabakalarda ihmal edilebilir net N mineralleşmesi gösterdiği bulunmuştur. NH_4^+ -N konsantrasyonunun net N mineralleşme oranının en iyi öngörüsü olduğu ifade edilmiştir ($r=0,748$). Genel olarak C_{mic} ve N_{mic} değerlerinin humuslaşmış tabakaya göre döküntü ve fermantasyon tabakasında daha yüksek olduğu ve bu durumun toplam C ve N'un, C_{mic} ve N_{mic} 'a nispi oranları içinde aynı olduğu saptanmıştır. C_{mic} 'un toprak solunumu ile ($r=0,980$), N_{mic} 'un ise NH_4^+ -N konsantrasyonu ile pozitif ilişkili olduğu bulunmuştur ($r=0,915$).

Zeller ve ark. (2007) tarafından 150 yaşındaki *Fagus sylvatica* koruluğunda ve 25 yaşındaki *Fagus sylvatica*, *Picea abies*, *Quercus petraea*, *Pinus laricio* ve *Pseudotsuga menziesii* plantasyonlarında N akışlarını karşılaştırmak amacıyla 4 hafta boyunca üst mineral katmanda (A1, 0-5 cm) net N mineralleşme akışları ve 2 gün boyunca brüt N mineralleşme akışları ölçülmüştür. Hem toprak ağırlığı hem de organik azot temeline dayanan net ve brüt N mineralleşmesinin yaşlı koruluğun topraklarında plantasyonlara göre daha düşük çıktığı ortaya konmuştur. Plantasyonlarda havuz seyreltmesinden brüt ve net mineralleşme ile nitrifikasyonun en düşük ladin alanlarında en yüksek ise kayın ve korsica çamı alanlarında çıktığı tespit edilmiştir. Bu çalışmadan elde edilen sonuçlara göre: (1) yaşlı koruluğun topraklarındaki net N mineralleşmesinin düşük olması mineral

N'un eş zamanlı mikrobiyal immobilizasyon etkisinden ziyade düşük brüt mineralleşme oranıyla ilgilidir ; (2) yaşlı koruluktaki nitrat eksikliği ne düşük mineralleşme oranıyla ne de nitrifikasyon bakterilerinin eksikliğiyle bağlantılıdır, muhtemelen çoğunlukla moder humustaki nitrifikasyon bakterilerinin engellenmesiyle ilişkilidir; (3) genç ağaç topluluklarının yaşlı korulukların yerini alması nitrifiye edici toplulukları desteklemektedir; (4) heterotrofik nitrifiye edicilerin bu asidik topraklarda amonifikasyon basamağını atlayabildiğini ileri süren araştırmacılar, bu nedenle bu süreci kontrol etmek ve mikrobiyal toplulukları tanımlamak için daha fazla araştırmaya ihtiyaç duyulduğunu bildirmişlerdir.

Batı Kuzey Carolina'da Coweeta hidrolojik laboratuvar havzasında Knoepp ve Vose (2007) tarafından yapılan çalışmada, toprak azot (N) dönüşümlerinin uzun dönem ölçümlerinin çevresel bir gradient boyunca güçlü bir mevsimsel model gösterdiğini ve toprak özellikleri üzerindeki etkisi vasıtasıyla vejetasyondaki topluluk tipinin önemli bir düzenleyici faktör olduğunu belirtmişlerdir. Toprak N dönüşümleri üzerinde biyotik ve abiyotik faktörlerin ilgili etkilerini belirledikleri çalışmada; 1999 ve 2000 yılının büyüme mevsimi boyunca 28 günlük *in-situ* inkübasyon için hacimsel toprak örneklerini beş farklı alanın her birinden tüm diğer farklı alanlara aktarmışlardır. Çalışma sonunda kuzey sert odunlu orman alanlarındaki topraklarda N mineralleşme ve nitrifikasyon oranlarının topraklar daha sıcak alanlara nakledildiği zaman önemli ölçüde arttığı belirlenmiştir. Kuru karışık-meşe/çam alanlarından daha nemli bir alana aktarılan topraklarda da N mineralleşme oranlarının arttığı gözlenmiştir. Araştırmacılar, çoklu regresyon analizi ile biyotik (toplam toprak N ve C:N oranları) ve iklimsel faktörlerin (nem ve sıcaklık) N mineralleşmesini düzenlediğini ortaya koymuşlardır. Alanların ayrı ayrı regresyon analizleriyle, N mineralleşme oranlarının sadece yüksek rakımdaki kuzey sert odunlu orman alanlarında sıcaklık ve nemdeki değişime ve kurak sıcak-meşe/çam karışımının olduğu ormanlarda nemdeki değişime yanıt verdiği gösterilmiştir. N mineralleşmesinin başka alanların herhangi birinde sıcaklık veya nem ile ilişkili olmadığı bildirilmiştir. Toprak özelliklerine ilave olarak ve iklim koşullarının Coweeta'da çevresel bir gradient boyunca toprak N dönüşümlerini etkilediği gösterilmiştir. Çevresel kontrollerin sadece en nemli ve en sıcak alanlar ile en yüksek ve en düşük C ve N içerikli topraklar gibi aşırı koşullara sahip alanlarda önemli olduğu ifade edilmiştir. Kuzey sert odunlu orman

topraklarındaki yüksek dereceli sıcaklığa duyarlılıktan dolayı, bu alanlarda potansiyel olarak iklimsel değişikliklere daha büyük bir yanıtın oluştuğunu göstermişlerdir.

Andrianarisoa ve ark. (2010) Fransa'nın merkezinde Breuil deneme alanında beş genç plantasyon ve yaşlı doğal koru halindeki kayın ormanında nitrifikasyon üzerinde ağaç türlerinin etkisini araştırmışlardır. Araştırmacılar *Fagus sylvatica*, *Pinus nigra*, *Pseudotsuga menziesii* plantasyonlarının (yüksek nitrifikasyon alanları olarak gösterilen) topraklarında potansiyel net nitrifikasyonun yüksek, *Picea abies* ve *Abies nordmanniana* plantasyonlarında ise doğal orman alanlarında olduğu gibi (düşük nitrifikasyon alanları olarak gösterilen) potansiyel net nitrifikasyonun düşük olduğunu belirlemişlerdir. Araştırmacıların hipotezi ağaç türlerinin hacimsel toprak örneklerinin alanlar arasına aktarıldıktan sonra birkaç yıl içerisinde aktarılmış hacimsel toprakta nitrifikasyon üzerinde teşvik edici veya engelleyici olabileceği üzerinedir. Öncelikle tüm alanlar arasında hacimsel toprak örneklerinin değiştirildiği taşınmış bir deneme başlatmışlardır. Yüksek nitrifikasyon alanından yüksek nitrifikasyon alanına taşınan hacimsel toprak örneklerinde potansiyel net nitrifikasyon yüksek, düşük nitrifikasyon alanından düşük nitrifikasyon alanına taşınan hacimsel toprak örneklerinde ise düşük kalmıştır. Potansiyel net nitrifikasyon düşük nitrifikasyon alanından yüksek nitrifikasyon alanına taşınan hacimsel toprak örneklerinde 16 ay sonra oldukça artarken, yüksek nitrifikasyon alanından düşük nitrifikasyon alanına taşınan hacimsel toprak örneklerinde ise 28 ay sonra çok az azalmıştır. İkinci bir toprak taşıma denemesinde, orman katı materyali *Pseudotsuga menziesii* (yüksek nitrifikasyon alanları) doğal orman alanları (düşük nitrifikasyon alanları) arasında karşılıklı olarak değiştirilmiştir. Deneme başlangıcından 6 ay sonra doğal ormandaki orman katı *Pseudotsuga menziesii* toprağı dikkate değerde artmış potansiyel net nitrifikasyona sahipken, *Abies nordmanniana*'daki orman katının doğal orman alanındaki toprağın potansiyel net nitrifikasyonunu etkilemediği gözlenmiştir. *Fagus sylvatica*, *Pinus nigra*, *Pseudotsuga menziesii*'nin ya destekleyici nitrifiye topluluklarının aktivasyonu ya da yeni nitrifiye topluluklarının kolonileşmesiyle toprak nitrifikasyonunu hızlı olarak teşvik ettiği sonucuna varılmıştır. Buna karşın, *Picea abies*, *Abies nordmanniana* ve doğal ormandaki nitrifikasyonun yavaş ve düzensiz azalışını olasılıkla düşük olmasından ve toprağın her birim hacmindeki engelleyici maddelerin heterojen olarak dağılım göstermesine dayandırmışlardır. Çalışma sonucunda

nitrifikasyon engellenişinin orman katı sızıntılarıyla sıkıca bağlantılı olmadığı, fakat orman katındaki ilerleyen önemli süreci hem yansıttığı hem de bu sürecin devamlı olduğu ortaya konulmuştur. Ayrıca, uzun zaman boyunca, humus gelişimi ve engelleyici maddelerin üretilmesinin nitrifikasyon etkenliğini tamamen bloklayabildiğini ifade etmişlerdir.

Türkiye'nin Akdeniz fitocoğrafya bölgesinde bulunan Spil dağının yüksek rakım kuşağındaki farklı bitki topluluklarının toprağında yıllık net N mineralleşmesi alan inkübasyon yöntemiyle bir yıl boyunca Güteryüz ve ark. (2010b) tarafından araştırılmıştır. Alan inkübasyonu sonuçlarına göre mevsimsel değişimlerin yaza göre sonbahar ve ilkbaharda dikkate değerde daha yüksek olduğu, bu değişimlerin esas itibariyle Akdeniz yazında en düşük olan toprak nemindeki değişimlerle ilişkili olduğu tespit edilmiştir. Anlamlı korelasyon net nitrat verimi ve toprak su içeriği arasında saptanmıştır. Araştırma sonucunda, N mineralleşmesinin yıllık verimliliğinin komüniteye bağlı olarak farklı değerler gösterdiği ortaya konulmuştur. Her bir komünitenin toprağında yıllık net amonyum verimi negatif olarak hesaplanmıştır. Bununla beraber net nitrat üretiminin orman topluluğuna göre (12,4 kg / ha / yıl) otlak alan (27,8 kg / ha / yıl) ve çalı (25,0 kg / ha / yıl) topluluklarında daha yüksek olduğu gösterilmiştir. Yıllık net mineral N değerleri otlak alan (14,5 kg / ha / yıl) ile çalı (14,1 kg / ha / yıl) topluluklarında birbirine yakın iken, orman topluluğunda negatif (-3,6 kg / ha / yıl) olarak bulunmuştur.

Güteryüz ve Everest (2010), Orta Toros dağlarından üç iğne yapraklı orman ağacı (*Pinus nigra* subsp. *pallasiana*, *Abies cilicica* subsp. *cilicica*, *Cedrus libani*) topluluğunun topraklarında azot mineralleşme oranlarını 20°C ve %60 MSK laboratuvar koşullarında standart inkübasyon yöntemiyle araştırmışlardır. Araştırılan toplulukların topraklarında mineral azot üretiminin toplam azot oranıyla kuvvetli ilişkili olduğu saptanmış, en yüksek toplam azot ve mineralleşme oranları *Abies cilicica* topluluğunun toprağında belirlenmiştir. Araştırma sonucunda, Doğu Akdeniz bitki coğrafyası bölgesindeki birbiriyle ilişkili üç iğne yapraklı orman ağacı topluluğunun toprağında azot mineralleşmesinin farklı olduğu bildirilmiştir.

Son yıllarda yapılan çalışmalarda organik maddenin parçalanmasında bitki yaprak

özelliklerinin mi yoksa topluluklarda yer alan işlevsel çeşitliliğin mi daha önemli rol oynadığı açıklanmaya çalışılmıştır. Örneğin, Laughlin (2011) bitki topluluklarının ekosistem süreçlerini nasıl etkilediğine dair mekanizmaların iki zıt hipotezle açıklanmaya çalışıldığını; bunlardan birinin yüksek yaprak N içerikli bitkilerin egemen olduğu toplulukların azot döngüsünün oranlarını arttırabildiğini dikkate alarak dominant türlerin ekosistem süreçlerini kontrol ettiğini öne süren “kütle oran hipotezi” olduğunu; diğer hipotezin ise komünite çeşitliliğinin farklı oranlarda parçalanan değişken döküntü kalitesinden dolayı organik azotun daha kararlı kaynağını sağlayarak azot döngüsünün oranlarını arttırabildiği sonucunu dikkate alarak komünite çeşitliliğinin ekosistem süreçlerini kontrol ettiğini öneren “çeşitlilik hipotezi” olduğunu ifade etmiştir. Araştırmacı, yapısal denklik modelleme sonuçlarına göre nitrifikasyon potansiyeli üzerinde doğrudan kontrolü sağlayan baskın faktörlerin pH, sıcaklık, C/N kütle oranı ve toplam N gibi toprak faktörleri olduğunu; nitrifikasyon potansiyelinin işlevsel çeşitliliğe göre dominant yaprak özellikleriyle daha kuvvetli ilişkiye sahip olduğu sonucuna varmıştır. Bu nedenle de bu sonucun kütle oran hipotezini daha fazla desteklediğini, bununla beraber işlevsel çeşitliliğin biyokütle üretiminde gözlenen değişimin bir kısmını hala açıklayamadığını, yaprak özelliklerinin içsel N döngüsü oranlarının vejetasyon yapısındaki değişimle nasıl etkilenebileceğini anlamada kullanılabilir olduğunu ifade etmiştir.

Arslan ve ark. (2010), Bursa ilinin Uludağ Üniversitesi kampüs alanında farklı orman tiplerinin (çam plantasyonu, doğal ve seyrekleştirilmiş meşe) topraklarında N mineralleşmesini bir yıl boyunca alan inkübasyon yöntemi ile belirlemişlerdir. Mineralleşme ve nitrifikasyon oranlarının ilkbahar ve yaz aylarında arttığı, fakat incelenen ormanların topraklarında mevsimsel değişimler olmadığı, toprağın 0-5 cm'lik katmanında yıllık net NO_3^- -N birikiminin Meşe I (doğal) ve Meşe II (seyrekleştirilmiş) topraklarında (14 kg / ha / yıl ve 12 kg / ha / yıl) çam plantasyonlarından (8 kg / ha / yıl) daha yüksek olduğu tespit edilmiştir. İncelenen toprak parametreleri ile topraktaki net nitrifikasyon ve mineralleşme oranları arasında anlamlı bir ilişki bulunmadığı belirlenmiş olup ($P>0,05$), araştırmacılar orman ekosistemlerinde ağaç türlerinin ve orman yönetimi uygulamalarının N mineralleşmesinde önemli rol oynadığını ifade etmişlerdir.

Smolander ve Kitunen (2011) ağaç türlerinin C ve N döngüsüyle ilişkili olarak toprak mikrobiyal faaliyetlerini devamlı olarak etkileyip etkilemediğini araştırmışlar ve toprak çözülmüş organik madde (DOM) özellikleri ile bu faaliyetleri karşılaştırmışlardır. Örnekler, Finlandiya'nın çeşitli bölgelerindeki farklı yerlerden 20-72 yaşındaki altı ağaç türünü çalışmak için podzol topraklarda organik tabakanın mor humus kısmından (Of+Oh) alınmıştır. Örnekleme alanları gümüş huş (*Betula pendula*), Norveç ladini (*Picea abies*) veya sarıçamın (*Pinus sylvestris*, sadece dört bölge) baskın olduğu alanlardır. Mikrobiyal biyokütle C ve N oranları, C mineralleşme (CO₂ üretimi) ile net N mineralleşme oranları ve çözülmüş organik karbon (DOC) ile çözülmüş organik N (DON) konsantrasyonları belirlenmiştir. Araştırmacılar sonuç olarak, ağaç türlerinin etkisinin genel anlamda araştırma alanına bağlı olduğunu ve ağaç türlerinin etkisinin farklı alanlar için genelleştirilebilir olmadığını belirlemişlerdir. Bununla beraber alan verimliliğini göstermek için kullanılan nispeten düşük C/N oranı, yüksek mineral N konsantrasyonu, yüksek pH ile yüksek mikrobiyal biyokütlenin miktarı gibi bazı organik tabaka özelliklerinin gümüş huş ağacı alanlarında saptandığını ancak bu sonuçların Norveç ladini ile sarı çam alanlarında saptanmadığını rapor etmişlerdir.

Zhang ve ark. (2011) tarafından Çin'in subtropikal bölgesinde doğal ikincil iğne yapraklı ve herdem yeşil geniş yapraklı orman topraklarında potansiyel brüt azot (N) dönüşümleri araştırılmıştır. Toprakta aynı anda gerçekleşen brüt N dönüşümleri ¹⁵N izleme çalışması ile ölçülmüştür. Sonuçlar her iki toprakta da N dinamiklerinde NH₄⁺ dönüşümünün hâkim olduğunu göstermiştir. Geniş yapraklı orman içinde toplam mineralleşmenin (kararsız ve organik N) iğne yapraklı orman toprağına göre iki katı oranında daha fazla çıktığı tespit edilmiştir. Büyük zor ayrışabilir organik N havuzunda mineral N üretiminin toplam oranının (NH₄⁺ + NO₃⁻) iki orman toprağında da benzer çıktığı belirlenmiştir. Ancak, kayda değer NO₃⁻ üretiminin heterotrofik nitrifikasyon (yani organik azotun NO₃⁻'a doğrudan oksidasyonu) nedeniyle sadece iğne yapraklı orman toprağında gözlemlendiği, buna karşın, geniş yapraklı orman içinde nitrifikasyonun çok az olduğu (ya da ihmal edilebilir) saptanmıştır. Bu yüzden, iğne yapraklı orman toprağında NH₄⁺ ve NO₃⁻'in dengeli üretimine nazaran geniş yapraklı orman toprağında ağırlıklı NH₄⁺ üretiminden dolayı farklı bir değişim meydana geldiği belirlenmiştir. Bu durumun iğne yapraklı orman toprağında mevcut mineral N kaynağının yeterliliğini sağlamak ve büyük olasılıkla

mikrobiyal topluluk durumlarını (muhtemelen saprofit, mantar, iğne yapraklı topraklardaki faaliyetleri) yansıtmak için olabileceği öne sürülmüştür. Araştırmacılar tarafından bu topraklarda ilk kez yüksek nitrifikasyon oranının ototrofikten ziyade heterotrofik nitelikte olabileceği gösterilmiştir. Ayrıca, yüksek NO_3^- üretiminin sadece geniş yapraklı orman toprağında değil iğne yapraklıda da belirgin olduğu tespit edilmiştir. Bu durumla sonuç olarak gerek sadece NH_4^+ 'un veya gerek yüksek bir NO_3^- dönüşümünün varlığını belirleyen toprak organik maddesi havuzlarının büyüklüğü ve aktivitesiyle vejetasyon tipinin ilişkisi vurgulanmıştır.

Koçyiğit ve Demirci (2012) Türkiye'nin kuzeyindeki doğal ormanların otlak alan ve tarım alanına dönüştürüldükten sonra agregat ilişkilerinde ve kararsız toprakta organik C ve N fraksiyonlardaki değişiklikleri araştırmışlardır. Ormandaki mikrobiyal biyokütle C ve toplam organik C'nun otlak alandan hemen hemen iki kat, tarım alanından dört kat daha fazla olduğunu bildirmişlerdir. Araştırma sonunda, orman tarımının toplam organik N, mineral N ve mikrobiyal N'ü yarıya kadar azalttığı; organik karbonun en büyük kısmının üç alan kullanımında da makroagregatlarda ($>250 \mu\text{m}$) depolandığı rapor edilmiş olup, doğal ormanların otlak alan ve tarım alanlarına uzun dönem dönüşümünün toplam organik C ve N'ü, mikrobiyal biyokütle C ve N'ü ve ayrıca C ve N mineralleşmesini önemli ölçüde azalttığı ve değişikliklerin tarım alanında otlak alana göre daha fazla olduğu gösterilmiş; bu anlamlı azalmanın küresel ısınmaya katkı sağladığı araştırmacılarca vurgulanmıştır.

Olsson ve ark. (2012) zıt iklim koşullarındaki iki alanda (alanlardan biri Tönnersjöheden Güney Batı İsveç'te ılıman kuşakta ve diğeri ise Kivalo Kuzey Finlandiya'daki kuzey boreal kuşak) üç ağaç türünde (norveç ladini, iskoç çamı ve gümüş huş) farklı toprak tabakalarında (humus, 0-10 cm, 10-20 cm mineral toprak) C ve N havuzları ile C ve N mineralleşme oranlarını araştırmışlardır. Tönnersjöheden alanında toprak C ve N havuzunun (g C ve N m^{-2}) ladin>çam>huş şeklinde sıralandığı; C mineralleşme oranının huş alanlarında diğerlerine göre daha yüksek çıktığı, ladin alanlarında daha büyük C havuzu nedeniyle, alan C mineralleşmesinin ladinde çam ve huştan daha fazla çıktığı tespit edilmiştir. Net alan N mineralleşmesinin ($80-90 \text{ kg N / ha / yıl}$) ağaç türleri arasında anlamlı derecede bir farklılık göstermediği, fakat nitrifikasyon oranlarının toprak üst

düzeyinde huş alanlarında diğerlerine göre daha yüksek çıktığı saptanmıştır. Araştırmacılar, huş alanlarının toprak solucanlarının daha yüksek bir popülasyonuna sahip olması ve diğer konifer alanların herbirinden daha yüksek bir biyoturbalık derecesine sahip olması nedeniyle muhtemelen huş toprak organik maddesinin daha yüksek dönüşüm oranına sahip olduğunu ileri sürmüşler; Kivalo'da ise toprak C ve N havuzlarının ladinde huş alanlarına göre önemli derecede daha yüksek ve C mineralleşme oranının huş ve ladin humusunda çam humusuna göre daha yüksek çıktığını; net N mineralleşme oranı ile yıllık alan net N mineralleşmesinin (<4 kg N / ha / yıl) ağaç türlerinin etkileri olmadan çok düşük olduğunu saptamışlardır.

GüneyBatı Çin'de Gongga Dağında olgun orman, orta yaş ormanı, karışık *Abies fabri* ve *Populus purdomii* süksesyon ormanını kapsayan subalpin *Abies fabri* ormanında toprak organik karbonu (TOK), toprak mikrobiyal biyokütle C, toprak toplam azot (N), NH_4^+ -N ve NO_3^- -N dinamikleri araştırılmıştır. Araştırma sonunda TOK konsantrasyonlarının derinliğin artışıyla önemli ölçüde azaldığı ve toprak organik karbonunun olgun ormanda orta yaş ormanı ile subalpin *Abies fabri* ormanına göre daha yüksek olup hemen hemen altı katı olduğu; toprak mikrobiyal biyokütle C'nun zamanla değiştiğini ve tüm *Abies fabri* ormanları altında Ağustos'ta Haziran ve Ekim'e göre daha yüksek; toprak NH_4^+ -N ve NO_3^- -N ile toprak alınabilir N'ü olgun ormanında orta yaş ormanı ile subalpin *Abies fabri* ormanından daha yüksek olduğu gösterilmiştir (Xiao ve Huang, 2012).

Orman topraklarında azot (N) dönüşümleri bitki ve mikrobiyal N beslenmesi ve orman ekosistemlerinin N dengesi için temelde önemlidir, ancak orman süksesyonu boyunca N dönüşümlerinin durumu ve oranlarındaki değişimleri tam olarak anlayamamıştır. Nave ve arkadaşları (2014) tarafından ekosistem süksesyonu boyunca toprak N döngüsündeki değişikliklerin nasıl olduğunu daha iyi anlamak için, gölgelik ağaçların baskın olduğu erken süksesyonel aşamadaki taç kurumalarının olduğu 90 yaşındaki ikincil ormanda toprak N döngüsü ölçümleri dört yıl boyunca analiz edilmiştir. Çalışma sonunda, ağaç ölümlerinin toprak NH_4^+ alınabilirliğini artırarak kök biyokütlesini azaltabildiği; bu değişikliklerin azot döngüsündeki anlamlı nitrifikasyonun başlaması ve gaz fazında ve toprak solüsyonunda okside N bileşiklerinin döngüsünün artması gibi temel değişiklikleri teşvik edebildiği belirtilmiştir. Beklendiği gibi, toprak NH_4^+ -N ve NO_3^- -N

alınabilirliğinin belirteçlerinin süksesyonel safha ile arttığı (ölü ağaçların oranı olarak tanımlanmıştır) ve ince kök biyokütle miktarı ile negatif ilişkili olduğu; bununla birlikte, sabit ince kök biyokütle miktarının ağaç ölümlerinden etkilenmediği; toprak $\text{NH}_4^+\text{-N}$ ve $\text{NO}_3^-\text{-N}$ alınabilirliğinin arttığı ve bu nedenle bunun daha büyük olasılıkla kökte N alımı azlığından ziyade N mineralleşmesinde süksesyonel artışlarından kaynaklandığı ifade edilmiştir. Nitrifikasyonun (temsilen NO akışıyla gösterilmiş olduğu gibi) yüksek substrat mevcudiyeti ($\text{NH}_4^+\text{-N}$) nedeniyle arttığı ve bunun bir sonucu olarak toprak solüsyonu $\text{NO}_3^-\text{-N}$ konsantrasyonunun arttığı; toprak N_2O akışının ise süksesyonla etkilenmediği ve diğer N döngüsü parametreleriyle ilişkili olmadığı bulunmuştur. Tüm bu sonuçlara göre yeni süksesyonel ilerlemenin toprak N döngüsünü hızlandırdığı gösterilmiş ve bu durumdaki ekosistemin N ekonomisinin daha fazla $\text{NO}_3^-\text{-N}$ lehine doğru değişmekte olduğu vurgulanmıştır.

Döküntü oranı ile azotun serbest kalmasını döküntü ile toprak organik maddesinin karşılıklı olarak etkileşiminin nasıl etkilediğini açıklamak isteyen Xiong ve ark. (2014) topraktan döküntüye N transferi yoluyla döküntü parçalanma oranının arttığı; toprak N havuzu ile karşılaştırılan küçük miktarda N içeren döküntünün parçalanması sırasında meydana gelen net N mineralleşme oranının, ayrışan döküntüden ziyade toprak organik maddesinin bitkilerce alınabilir N kaynağına daha fazla katkı sağladığı sonucuna varmışlardır.

Ilıman kuşağın yaşlı ladin (*Picea abies*) ormanının doğal gelişimi boyunca örtülülük durumuna göre azot mineralleşmesinin nasıl etkilendiği Bade ve ark. (2015) tarafından araştırılmıştır. Araştırmacılar net N mineralleşme (ve amonifikasyon) oranlarının optimum kapalı alanlarda ve aşırı olgun aşamalarda daha fazla açıklığa sahip alanlar ile yenilenme aşamalarındaki alanlara göre daha yüksek olduğunu; sadece çalışılan asidik topraklarda $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 'un $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 'e çok düşük oranlarda yükseltgendiğini bulmuşlardır. Bu doğal ormanın kapalı yamalarına göre açıklığı daha fazla olan alanlarında daha düşük N mineralleşmesinin olmasının yapay boşluk bulguları ile zıtlık oluşturmasının beklenen bir sonuç olmadığını, bunun olası nedenlerini yüksek N depolanmasına maruz kalan bu ormandaki açıklık alanlarda döküntü kaynağının azalması ile daha düşük örtünün daha az N alıkonmasına bağlamışlardır. Araştırmacılar diğer yaşlı ormanlarda orman gelişimi ile

N döngüsünde uzun vadeli değişikliğe neden olan mekanizmaları anlamak için ileri çalışmalara gereksinim olduğunu bildirmişlerdir.

Chodak ve ark. (2016) topraktaki mikrobiyal analizler (mikrobiyal biyokütle, bazal temel solunum, topluluk düzeyinde fizyolojik profiller) ile fosfolipit yağ asidi profillerinin toprak dokusu ile C_{org} , N_t ve P_t içeriğine bağlı olmasının, ılıman ormanlarda toprağın mikrobiyal toplulukların taksonomik ve fonksiyonel bileşiminin toprak özellikleri ve bitki örtüsünün her ikisi tarafından şekillendirildiğini; toprak mikrobiyal topluluklarının işlevsel çeşitliliğinin ılıman ormanlarda bitki çeşitliliği ile ilişkili olmamasının bitki tür sayısının farklı organik bileşiklerin parçalanmasında iş gören toprak mikroorganizmalarının yeteneği üzerinde küçük bir etkiye sahip olduğunu gösterdiğini bildirmişlerdir.

Tüm bunlara ilave olarak, ormanlarda kereste üretimi için yapılan tıraşlama kesimi sonucu ortamda biriken tomruk kalıntılarının N mineralleşmesi üzerindeki etkileri de araştırılmıştır. Törmänen ve ark. (2018) tarafından güneydoğu Finlandiya'da yapılan çalışmada Norveç ladini (*Picea abies*), Sarı çam (*Pinus sylvestris*) ve gümüş huş ağacının (*Betula pendula*) tomruk kalıntılarının orman topraklarında son kesim sonrası N ve C döngüsü dinamiklerini nasıl etkilediği karşılaştırılmıştır. Tıraşlama kesiminden sonra, her bir ağaç türünün 40 kg m^{-2} 'lık taze kütük kalıntılarında oluşan yığınlar ile bunlara ilave olarak bir örneklik alan kontrol olarak oluşturulduğu; örneklemin organik tabakadan ve en üstteki mineral toprağından denemenin başlangıcında ve takip eden iki yılda her ilkbahar ve sonbaharda yapıldığı bildirilmiştir. Araştırma sonunda, tomruk kalıntılarının net N mineralleşmesini ve net nitrifikasyonu teşvik ettiği ve organik tabakada hem NH_4^+ hem de NO_3^- N konsantrasyonlarını arttırdığı; toprak pH'sını, organik madde içeriğini (%) ve C mineralleşmesini artırırken, mikrobiyal biyokütle C ve N'unu azalttığı tespit edilmiştir. Araştırmacılar, toprak süreçlerinin dinamikleri üzerinde ağaç türüne özgü farklılıklar olmasına rağmen, ayrı ağaç türlerinin etkileri arasında büyük, tutarlı farklılıklar gözlenmediğini; ladin, çam ve huş ağacının tomruk kalıntılarının tıraşlama kesiminden hemen sonra toprak N döngüsü süreçlerini kuvvetli bir şekilde hızlandırdığını bildirmişlerdir.

Haghverdi ve Kooch (2019) tarafından İran'ın Caspian-Hyrkania ekobölgesindeki karışık geniş yapraklı yaşlı ormanlarda yapılan çalışmada saf doğu kayını (*Fagus orientalis*) ormanı ile bu ormana katılan diğer karışık yaprak dökken (*Fagus orientalis-Carpinus betulus-Acer velutinum-Alnus glutinosa*, *Fagus orientalis-Carpinus betulus-Acer velutinum* ve *Fagus orientalis-Carpinus betulus*) orman topluluklarında besin döngüsü ve topraklara ilgili süreçlere ağaç türlerinin etkisi araştırılmıştır. Çalışma sonucunda kayınların bolluğunun, döküntü kalitesi ve döngü zamanı yoluyla besin döngüsünü etkilediği; geniş yapraklı türlerin kayın ormanlarına karışmasıyla toprak verimliliğinin artmasına neden olduğu bildirilmiştir.

2.4. Bitkilerce Üretilen Döküntüdeki İkincil Metabolitler ve Toprak Organik Maddesinin Parçalanması Üzerindeki Etkileri

2.4.1. İkincil metabolitler

Bitki ikincil metabolitleri genellikle biyotik ve abiyotik stresle baş edebilmek için bitki türlerinin çoğunluğu tarafından üretildiği düşünülen kimyasal bileşiklerin geniş bir grubudur. Bu metabolitler bir organizmanın büyüme, gelişme ve üremesi için temel olmayan bileşiklerdir (Hartmann 2007). Hatta solunum, taşınma, protein sentezi, besin özümlemesi, fotosentez veya farklılaşmaya doğrudan katılmazlar (Gershenzon 2008). Ancak, Chomel ve ark.'na (2016) göre bu basit sınıflandırma bitki ve diğer organizmalarla ilişkileri için ikincil metabolitlerin önemini ve bitki ikincil metabolitlerin ekosistem işlevleri üzerinde sahip olabildiği daha geniş etkilerini göz ardı etmektedir.

İkincil metabolitlerin üç büyük grubu bulunmaktadır (Michalak 2006):

(1) Terpenler (terpenoidler veya izoprenoidler):

- 2 izopren birimli (C10 terpenler) monoterpenler olarak adlandırılırlar.
- 3 izopren birimli (C15 terpenler) seskiterpenler olarak adlandırılırlar.
- 4 izopren birimli (C20 terpenler) diterpenler olarak adlandırılırlar.
- 6 izopren birimli (C30 terpenler) triterpenler olarak adlandırılırlar.
- 8 izopren birimli (C40 terpenler) tetraterpenler olarak adlandırılırlar.
- 8 izopren birimli (C40 terpenler) politerpenoidler olarak adlandırılırlar.

(2) Fenolikler: flavonoidler, taninler, ligninler ve diğerleri.

(3) Azot İçeren İkincil Metabolitler: kokain, kafein ve morfin gibi alkaloidler; siyanojenik

glikositler, glikosinatlar ve diğeri.

Hadacek (2002) 100 000 'den daha fazla farklı ikincil metabolit olduğunu rapor etmiştir. İkincil metabolitlerin en karakteristik özelliği hepsinin alifatik, aromatik, hidroaromatik ve heterosiklik özellikteki organik bileşiklerin ana sınıfları için temsil edilen büyük bir kimyasal çeşitliliğe sahip olmasıdır. Benzersiz karbon iskeletleri işlevsel gruplarının çeşitliliğine dayalı olarak oluşmaktadır. İkincil metabolitlerin adaptasyon açısından önemi uzun yıllar öğrenilememiştir. Son yıllarda bitkilerde çoğu ikincil metabolitin bitki ve bitki-mikroorganizma/böcek/memeli ilişkilerinde rol oynayarak önemli ekolojik işlevlere sahip olduğu öne sürülmektedir. Bunlar:

- Bitkileri herbivorlara ve hastalık oluşturan mikrobiyal patojenlere karşı koruma, herbivorun varlığını komşu bitkilere haber vermek gibi (Arimura ve ark. 2000, Karban ve ark. 2014) iletişimi sağlama,
- Bitkiler arasında rekabet araçları olarak (allelpati) ve tozlaşma ya da tohum dağılımına katkıda bulunan hayvanları çekici işlevi görürler (Fernandez ve ark. 2006, 2013, Ormeño ve ark. 2007).

Son yıllarda da döküntünün içerdiği ikincil metabolitlerden fenolik bileşiklerin toprak organik maddesinin parçalanmasında iş gören organizmaları etkileyerek, örneğin N ve C mineralleşmesi üzerinde dengeleyici bir role sahip olduğu dikkat çekmektedir (Smolander ve ark. 2012). Bitkiler ve diğer organizmalar arasındaki tüm bu ilişkiler ekosistemin tüm fonksiyonunun kilit bir bileşeni olabilir. Chomel ve ark.'na (2016) göre ikincil metabolitler ekosistemlerin toprak-üstü bileşenlerinde geniş ölçüde çalışılmış iken, toprak-altı bileşenlerinde yetersiz araştırılmıştır. Bitki ikincil metabolitler esas itibariyle dört yolla ekosisteme serbest bırakılmaktadır:

- (1) bitki dokularından buharlaşma ve difüzyon yoluyla,
- (2) toprak-üstü bitki materyalinin süzülmesiyle,
- (3) bitki köklerinden sızıntı ile ve
- (4) döküntü ayrışması ile (Rice 1984).

Fenolik bileşikler bitki ikincil bileşiklerinin yaygın ve farklı gruplarıdır. Bitkilerden bugüne kadar 10 000 civarında fenolik bileşik izole edilmiştir. Bu bileşikler basit fenolik asitlerden tanin ve lignin gibi büyük kompleks polimerlere kadar değişen bir aralıkta bir

hayli çeşitlidir (Hopkins 2003). Bu bileşikler bitkiler, bakteriler ve mantarlar tarafından üretilmektedir. Bitkilerde, toplam yeşil yaprak kuru ağırlığının %1'inden %25'in fazlasına kadarını oluşturmaktadır (Hättenschwiler ve Vitousek 2000). Fenolik bileşikler en azından bir hidrosillenmiş aromatik halkanın varlığı ile karakterize edilmektedir.

Bitkilerde ve topraktaki ikincil fenolik bileşikler basit fenolik asitler ile daha karmaşık flavonoidler ve taninleri içermektedir. Bazı durumlarda, polimerizasyon dereceleri aracılığıyla da sınıflandırılabilir: (i) düşük molekül ağırlıklı fenolik bileşikler, çoğu bitkide glikolize edilmiş ve çözülmüş formda bulunmaktadır ve çoğu ayrıştırıcı organizmalarca karbon kaynakları olarak kolaylıkla kullanılmaktadır, fakat bazıları sinamik asit gibi özel biyolojik aktivitelere de sahiptir, (ii) suda çözünen bileşikler de fazlaca polimerize haldedir ve iki alt aileye ait olan taninler gibi yüksek molekül ağırlıklı fenolik bileşikler olup farklı özelliklere sahiptirler.

Yoğun olarak araştırmaların yürütüldüğü fenollerin en önemli grubu taninlerdir. Bunlar proteinlerle etkileşebilen karmaşık polifenolik bileşiklerdir. Taninlerin damarlı bitkilerce en bol olarak üretilen bileşiklerden selüloz, hemiselüloz ve ligninden sonra dördüncü bileşik olduğu hesaplanmıştır (Kraus ve ark. 2003a). Yüksek bitkilerde taninlerin temel iki tipi bulunmaktadır: hidrolize edilebilir taninler ve kondanse taninler (proantosiyanidinler olarak tanımlanmaktadır) (Hagerman 2002). Hidrolize edilebilir taninler de kendi içerisinde ikiye ayrılmaktadır: gallotaninler ve elajitaninler. Gallotaninler gallik asitten, elajitaninler heksahidroksidifenik asit esterlerinden şeker halkasıyla bağlantılı olarak oluşmaktadır.

Kondanse taninler eğreltilerin ve açık tohumluların tamamının, kapalı tohumlu familyalarının yaklaşık yarısının (odunlu üyeleri) yapraklarında bulunur ve yaygındır (Harborne 1997, Hernes ve Hedges 2004), ancak otsu bitkilerde bulunmazlar (Hättenschwiler ve Vitousek 2000). Buna karşılık hidrolize edilebilir taninler sadece çift çeneklilerin bir kısmında saptanmış olup daha sınırlı halde bulunmaktadır. En kararlı taninler yapraklarda bulunmaktadır, ancak çiçek, meyve, tohum ve gövdeyi kapsayan bitkinin tüm kısımlarında oluşabilmektedir (Harborne 1997). Kraus ve ark. (2003a) odunsu türlerde yaprak tanin düzeylerinin kuru ağırlığın %15-20'si arasında; köklerde ise

bu değerlerin %1-35 arasında olduğunu rapor etmişlerdir.

2.4.2. Toprak organik maddesinin parçalanması üzerindeki etkileri

Birçok çalışmada ağaç türlerinin döküntünün nitelik ve niceliğini belirleyerek toprak özelliklerini etkileyebildiği rapor edilmiştir (Bauhus ve ark. 1998, Priha ve Smolander 1999, Côté ve ark. 2000, Priha ve ark. 2001, Smolander ve Kitunen 2002, Menyailo ve ark. 2002, Grayston ve Prescott 2005, Prescott ve Vesterdal 2005). Döküntü kalitesi iklim, toprak özellikleri ve mikrobiyal aktivite de olduğu gibi ayrışma oranları üzerinde kuvvetli etkiye sahiptir (Swift ve ark. 1979, Melillo ve ark. 1982, 1989). Genellikle, N ve lignin konsantrasyonu veya C:N ve lignin:N oranları gibi parametreler döküntü ayrışmasının oranlarını tahmin etmek için kullanılmaktadır. Birkaç çalışmada tanin ve/veya polifenol içeriğinin ayrışma, net N mineralleşmesi ve N immobilizasyonu için daha iyi bir öngösterge olduğu gösterilmiştir (Fox ve ark. 1990, Palm ve Sanchez 1991, Gallardo ve Merino 1992, Oglesby ve Fownes 1992, Constantinides ve Fownes 1994, Campbell ve Fuchshuber 1995, Kalburtji ve ark. 1999, Driebe ve Whitham 2000). Genelde, düşük toprak verimliliği ve düşük pH koşullarında büyüyen bitkilerde tanin içeren fenolik bileşiklerin yüksek konsantrasyonları bulunabilmektedir (Northup ve ark. 1998, Thoss ve ark. 2004). Fenolik bileşiklerin orman ekosistemlerinde toprak mikrobiyal popülasyonu için önemli bir karbon kaynağı olduğu iyi bilinmektedir (Schimel ve ark. 1996, Souto ve ark. 2000). Döküntü materyalindeki yüksek tanin içeriği genellikle azalan ayrışma oranlarıyla ilişkilendirilmektedir (örn., Gallardo ve Merino 1992, Horner ve ark. 1988, Kalburtji ve ark. 1999). Çeşitli çalışmalar bitki taninlerinin proteinlerle kompleks oluşturarak (Bradley ve ark. 2000), mikroorganizmaların toksisitesini artırarak (Scalbert 1991, Field ve Lettinga 1992, Schultz ve ark. 1992, Hättenschwiler ve Vitousek, 2000) ve enzim aktivitelerini etkileyerek (Schimel ve ark. 1996, Fierer ve ark. 2001, Kraus ve ark. 2003a, Kanerva ve ark. 2006, Nierop ve ark. 2006a, Joannis ve ark. 2007) orman topraklarında hem N hem de C mineralleşmesini etkileyebildiğini göstermektedir (Kanerva ve ark. 2006, Smolander ve ark. 2012). Genel bir görüş olarak taninler döküntü ayrışmasını birkaç farklı yolla sınırlandırabilmektedir: (1) kendilerinin ayrışmaya dirençli olmasıyla, (2) ayrışmaya dirençli protein-tanin bileşikleri olarak proteinlerin tutulmasıyla, (3) selüloz gibi diğer bileşiklerin örtmesiyle ve onları mikrobiyal saldırılardan korumasıyla, (4) mikroplara doğrudan toksisite ile ve (5) mikrobiyal

ekzoenzimleri kompleksleştirmesiyle veya etkisizleştirmesiyle.

Nitrifikasyon üzerinde taninlerin etkisini gösteren birbiriyle zıt sonuçlar bulunmaktadır. Birkaç çalışmada taninlerin nitrifikasyonu engellediği (Basaraba 1964, Blum ve Rice 1969, Rice ve Pancholy 1972, Rice ve Pancholy 1973, Lodhi ve Killingbeck 1980, Thibault ve ark. 1982, Baldwin ve ark. 1983, Olson ve Reiners 1983) saptanmışken, başka araştırmalarda nitrifikasyon üzerinde herhangi bir etkisinin olmadığı bildirilmiştir (McCarty ve Bremner 1986, Clein ve Schimel 1995, Schimel ve ark. 1996, DeLuca ve ark. 2002). De Boer ve Kester (1996) bodur çalılarda polifenollerin nispeten yüksek içeriğinin nitrifikasyon süreçlerinin düzenleyicisi olarak önemli olduğuna dair gösterge bulunmadığını saptamışlardır. DeLuca ve ark. (2002) toplam absorbe fenollerin özgün olmayan ölçümleri ile nitrifikasyon oranları arasında ilişki olmadığını göstermişlerdir. Nierop ve ark. (2006a) yaptıkları çalışmada bazı bitki türlerinden ekstrakte edilen kondanse taninlerin net nitrifikasyonu sadece çok az etkilediğini saptamışlardır. Mineralleşme süreçlerinde olduğu gibi, nitrifikasyon üzerinde taninlerin etkisi muhtemelen toprak özelliklerine ve tanin konsantrasyonu ile yapısına bağlıdır. McCarty ve Bremner (1986) topraklara amonyum sülfatla birlikte $250 \mu\text{g g}^{-1}$ konsantrasyonlara kadar beş farklı tanin ilavesinin nitrifikasyon üzerinde hiçbir etkisi olmadığını; bazı durumlarda, nitrifikasyondaki azalmanın, nitrifikasyonun kendi kendini engellemesinden ziyade NH_4^+ alınabilirliğinin azalmasıyla olabildiğini bildirmişlerdir. Ancak Baldwin ve ark. (1983) saflaştırma tekniği ile elde ettikleri taninlerin nitrifikasyonu engellediğini bulmuşlardır. Ancak araştırmacılar bu engellenmenin nedenini net amonifikasyon üzerinde etkinin ölçülememesinden mi yoksa karbon ilavesinden dolayı (taninlerin içerdiği karbon) N'un mikroorganizmalarca immobilizasyonundan dolayı nitrifikasyonun engellenişi nedeniyle mi olup olmadığını açıklamamışlardır. Burada bu konuyla ilgili çeşitli alanlarda yapılan bazı araştırma sonuçları özetlenmiştir.

DeLuca ve ark. (2002) genellikle azotun sınırlı olduğu Kuzey İsveç'in boreal kuşağında yer alan ve bu sınırlamanın doğal bozulma olarak iş gören doğal yangınlarla ortadan kalktığı *Pinus sylvestris* ormanlarında ardışık yangınların geçmiş durumlarına göre topraktaki fenolik bileşiklerin değişiminin azot mineralleşmesi üzerindeki etkisini araştırmışlardır. Araştırmacılar, son yangından günümüze kadar gelişen 3 ila 352

yaşındaki sekiz orman alanının toprağında net azot mineralleşmesi ve nitrifikasyon ile serbest fenolik bileşiklerin miktarını belirlemek için iyonik reçine kapsülleri kullanmışlar; alan yaşı ile reçine kapsüllerince net tutulan inorganik azot miktarı arasında güçlü bir ilişki olduğunu saptamışlar; reçine kapsüllerinde amonyum ve nitratın net birikiminin zamana bağlı olarak doğrusal bir azalış gösterdiğini; bunun süksesyonel süreç boyunca karbon yüklenmesiyle azotun immobilizasyonunun artışının bir sonucu olabileceğini bildirmişlerdir. Sadece bir alanda (geç süksesyonel alanda) azot dönüşümü üzerinde aktif kömür ve işaretli azot kaynağının (glisin) etkisini değerlendiren araştırmacılar; net amonifikasyonun işaretli azot kaynağının ilavesiyle hızla arttığını ancak amonyumdaki bu artışın nitrifikasyonu teşvik etmediğini; nitrifikasyonun aktif kömür ilavesi ile hafifçe teşvik edildiğini, bunun da erken süksesyonel aşamadaki alanlarda saptanan nitrat miktarına benzer olduğunu ortaya koymuşlardır. Reçinenin adsorpladığı polifenol konsantrasyonlarının aktif kömür ilavesiyle azaldığını ancak azot ilavesiyle (olasılıkla polifenollerin parçalanmasından dolayı) arttığını belirleyen araştırmacılar, net azot mineralleşmesinin amonyumun immobilizasyonu ile sınırlandırıldığını, nitrifikasyonun ise ortamın uygun olmaması veya Kuzey İsveç'in geç süksesyonel ormanlarında engelleyici bileşiklerin varlığı ile sınırlandırıldığını ileri sürmüşlerdir.

Rice ve Pancholy (1973) *Quercus marilandica*, uzun boylu otlak alan (Prairie), *Quercus stellata-Pinus echinata* klimaks alanlarında nitrifikasyonun taninler ve tanin türevlerince nasıl etkilendiğini belirlemeye yönelik yaptıkları çalışmada; nitrifikasyonun engellenmesini her bir vejetasyon tipinde orta süksesyonel aşamadakine göre klimaks alanlarında her zaman daha yüksek olduğunu ve benzer şekilde toprağın 15 cm'lik üst katmanında tanin konsantrasyonlarının orta seviyedeki süksesyonel aşamadakilere göre klimaks alanlarında her zaman daha yüksek olduğunu saptamışlardır. Araştırmacılar tanin ve tanin türevlerinin vejetasyon tarafından nitrifikasyonun engellenmesinde devamlı ve oldukça belirgin bir rolü olabildiği sonucuna varmışlardır.

Farklı bitkilerden ekstraksiyon yapılarak elde edilen taninlerin toprağa ilavesiyle yapılan çalışmalarda N mineralleşmesinin azaldığı bulunmuştur (Schimel ve ark. 1998, Bradley ve ark. 2000, Hattenschwiler ve Vitousek 2000, Fierer ve ark. 2001, Kraus 2002, Kraus

ve ark. 2004, Schweitzer ve ark. 2004, Kanerva ve ark. 2006, Nierop ve ark. 2006b, Kanerva ve Smolander 2008, Kraal ve ark. 2009, Norris ve ark. 2011).

Northup ve ark. (1995, 1998) polifenol ve taninlerin yüksek düzeylerinin sadece N mineralleşmesini engellemediği aynı zamanda mineralden organik forma kadar egemen olan tüm yollarda N döngüsünü değiştirdiğini belirtmişlerdir. Araştırmacılar yaprak ve döküntü tanin konsantrasyonları ile mineral formlarla ($\text{NH}_4^+ + \text{NO}_3^-$) bağlantılı olan çözülmüş organik azot olarak salınan N oranı arasında kuvvetli bir ilişki bulmuşlardır.

Schimel ve ark. (1998) kavak taninlerinin Alaska tayga topraklarındaki mineral N havuzunu azalttığını bulmuşlardır. Kavak taninlerinin farklı büyüklükte parçalara ayrıldığında, daha büyük molekül ağırlıktaki kısımlarının azot içeren parçaya bağlandığını ve mineral N havuzunu azaltırken, daha düşük molekül ağırlıklı taninlerin (tetramerler ve daha küçükleri) substrat veya toksinler gibi davrandığını, ancak Fierer ve ark. (2001) tarafından elde edilen sonuçlardaki gibi etkilerin toprak tipine dayandığı belirtilmiştir. Araştırmacılar sonuç olarak, taninlerin substrat gibi davranarak, mikrobiyal büyümeyi artırabildiği bunun da artan immobilizasyon vasıtasıyla N alınabilirliğinin azalmasına yol açtığını ileri sürmüşlerdir.

Nitekim Fierer ve ark. (2001) da akçaağaç (*Alnus tenuifolia*) ve kavak (*Populus balsamifera*) topraklarında N döngüsü üzerinde dondurulup kurutulmuş kavak (*Populus balsamifera*) yapraklarından ekstre edilen kondanse tanin fraksiyonunun etkisini araştırmışlardır. Taninler hem kavak hem de akçaağaç alanlarındaki orman katı toprak örneklerine ilave edilmiştir. Araştırmacılar tanin ilavesiyle tüm topraklarda N alınabilirliğinin azaldığını; ancak taninin molekül ağırlığı ve yerel toprak mikrobiyal komünitelerine dayanan mekanizmaların farklılık gösterdiğini; düşük molekül ağırlıklı tanin fraksiyonlarının kavağın Oi ve Oe ile akçaağacın Oe tabakalarında kararsız C kaynağı olarak görev yaptığını, buna karşın akçaağaç'ın Oi tabakasında mikroorganizmalara karşı zehirli etkiye sahip olduğunu; yüksek molekül ağırlıklı tanin fraksiyonlarının ise öncelikli olarak substratın ekstraselüler bağlanmasıyla C ve N mineralleşmesini sınırlandırdığını ve en kuvvetli etkinin akçaağaç topraklarında gözlemlendiğini bildirmişlerdir.

Bradley ve ark. (2000) Kalmiya ve Kanada balsamından (gök nar yaprağı) (*Kalmia angustifolia* ve *Abies balsamea*) yoğunlaştırılmış tanin ilavesiyle siyah ladin humusunda mineral N alınabilirliğinin azaldığını göstermişlerdir. Araştırmacılar C mineralleşmesinin değişmediğinden dolayı, taninlerin mikropları baskılamasından veya immobilizasyonu teşvik etmesinden ziyade organik N kaynaklarının bağlanması ve tutulmasıyla N mineralleşmesini azalttığını tespit etmişlerdir.

Kraus (2002) tarafından saflaştırılmış taninler orman toprağının A tabakasına ilave edildiğinde artan mineral N tüketimi ve azalan N üretimi nedeniyle büyük ölçüde N mineralleşmesini düşürdüğünü ortaya koyan bir çalışma yürütülmüştür. Araştırmacı beş saflaştırılmış taninden dördünün toprak solunumunu arttırdığını ve bu taninlerin mikrobiyal C kaynağı olarak davrandığını göstermiştir. Diğer bir araştırmada, Kraus ve arkadaşları (2003b) organik azotun tutulması ve buna ilaveten değişken C kaynağının ilavesiyle ilişkili olan immobilizasyon nedeniyle taninler tarafından N alınabilirliğinin azaltıldığını bildirmişlerdir.

Genotipi bilinen kavak ağaçlarının bulunduğu ortak bahçelerden yararlanarak Schweitzer ve ark. (2004) tarafından yapılan çalışmada kondanse tanin konsantrasyonlarının genetik bir temeli olduğu ve ekosistem düzeyindeki süreçlerin en iyi öngörücüsü olduğu ileri sürülmüştür. Araştırmacılar yapraktan kondanse tanin girişlerinin hem alan hem de laboratuvar koşulları altında toprak net N mineralleşmesindeki varyasyonun %55-65'ini açıkladığını; döküntüdeki lignin ile alternatif ilişkilerin, toprak nemi veya toprak sıcaklığının döküntü ayrışması ve net N mineralleşmesinde nispeten zayıf öngörücüler olduğunu; buna karşın genlerin etkisini kabul eden paradigmanın ekosistem düzeyinde çok yaygın öneme sahip olduğunu; azot döngüsü oranları üzerinde bitki genlerinin bitki polifenollerle bağlantılı olarak ekosistem işlevleri üzerinde kuvvetli ve doğrudan etkilere sahip olduğunu göstermişlerdir. Talbot ve Finzi (2008) tanin konsantrasyonunun önemli olduğunu; düşük tanin (hem kondanse hem de hidrolize edilebilir tanin içeren ekstreler) konsantrasyonlarında daha fazla mikrobiyal immobilizasyon (bağlanma olduğundan dolayı) nedeniyle net N mineralleşmesinde azalış olduğunu, yüksek konsantrasyonlarda ise tanin-protein kompleks oluşumu ile tutarlı olarak mineralleşme de azalış olduğunu

belirtmişlerdir. Batı Amerika boyunca iyi çalışılan nehir kıyısındaki *Populus angustifolia* × *P. fremontii* hibrit orman sistemlerinde kullanılan “genden ekosistemlere” yaklaşımı ekosistem işlevinde bitki ikincil bileşiklerinin temel rol oynayabileceğinin önemini vurgulamaktadır (Schweitzer ve ark. 2004, 2007, 2008, 2012, Bailey ve ark. 2005, 2009, LeRoy ve ark. 2006, Whitham ve ark. 2006). Bu çalışmaların ana kısmı iki türün ve onların hibritlerinin yaprak kondanse tanin konsantrasyonları arasındaki genetik varyasyona dayandırılmaktadır. *P. fremontii* yapraklarında tanin konsantrasyonları düşük düzeyde (yapraklarda 0 mg g⁻¹'a yakın), *P. angustifolia* yapraklarında yüksek konsantrasyonlarda bulunurken (yapraklarda 50 mg g⁻¹'dan daha fazla), bu türler arasındaki hibritler ise ara konsantrasyonlar içermektedir (Whitham ve ark. 2006). Bu çalışmalarda, tanin içeriğindeki farklılıkların ağaç döküntülerinde yaşayan artropodlar (Whitham ve ark. 2006), endofit mantar (Bailey ve ark. 2005) ve akarsu yakınındaki kavak döküntüsünü tüketen sucul makro omurgasızların (LeRoy ve ark. 2006) bulunması gibi çoğu komünite fenotipinin ortaya çıkışını kontrol ettiği; ayrıca kondanse taninlerin azot mineralleşmesini (kondanse taninler net azot mineralleşmesindeki değişimin %63'ünü açıklamaktadır; Schweitzer ve ark. 2004) veya sucul çevredeki döküntü ayrışmasını (kondanse taninler akarsudaki yaprak ayrışmasındaki değişimin %97'sini açıklamaktadır) kontrol etme gibi süreçler ekosistemin fenotipleri olarak açıklanmaktadır.

Smolander ve ark. (2005) toprak C ve N dönüşümleri ile organik madde karakteristikleri üzerinde gümüş huş (*Betula pendula*) ve Norveç ladini (*Picea abies*)'nin etkilerini karşılaştırmışlardır. Araştırmacılar, toprak örneklerini orta-doğu Finlandiya'daki *Vaccinium myrtillus* alan tipi üzerinde gelişen 35 yaşındaki huş-ladin alanından tekrarlı denemeler şeklinde humus tabakasından almışlar; toprağın podzol ve humus tipinin mor olduğunu, toprak pH'sının ladine göre (4,1) huşun altında (4,7) daha yüksek ve C/N oranının ladine göre (23) huşun altında (17) daha düşük çıktığını; birim organik madde başına C_{mic} ve N_{mic}, net N mineralleşmesi ve net nitrifikasyonun ladin topraklarına göre huş topraklarının hepsinde daha yüksek olduğunu; buna karşın C mineralleşme oranının (CO₂ üretimi) ağaç türlerinin hepsinde aynı olduğunu tespit etmişlerdir. Çalışmada, suda çözünebilir organik C ve N konsantrasyonları analiz edilmiş ve ultrafiltrasyonla moleküler büyüklük dağılımına ve reçine fraksiyon tekniği kullanılarak kimyasal

kompozisyona göre karakterize edilmiştir. Elde edilen sonuçlara göre, suda çözünebilir organik N'un konsantrasyonunun özellikle huş topraklarında ladin topraklarından daha yüksek olduğu; moleküler büyüklük ve kimyasal kompozisyonları temel alan farklı fraksiyonlar içindeki suda çözünebilir organik C ve N'un dağılımının her iki toprakta da oldukça benzer olduğu; huş humus tabakasının ladin humus tabakasına göre anlamlı derecede daha fazla düşük molekül ağırlıklı fenolikler içerdiğinden tannik asit eşdeğeri olarak açıklanan toplam fenoliklerin konsantrasyonunun ladin altındaki humus tabakasına göre huş altındaki humus tabakasında daha yüksek olduğu saptanmıştır. Araştırmada ayrıca, proantosiyanidinlerin konsantrasyonunun (kondanse taninler) huş topraklarına göre ladin topraklarında daha yüksek olduğu; en bol bulunan beş fenolik asitten ferulik ve p-kumarik asidin konsantrasyonlarının ladin topraklarında daha bol olduğu; huş toprağının ladin toprağına göre hafifçe daha uçucu olmayan seskiterpenleri içerme eğilimi gösterdiği; diterpenlerin konsantrasyonlarının her iki toprakta benzerlik gösterdiği, buna karşın huş toprağının ladin toprağındakine göre önemli şekilde daha fazla triterpen (esas olarak steroller) içerdiği bildirilmiştir.

Gümüş huş (*Betula pendula*), Norveç ladini (*Picea abies*) ve İskoç çamı'nın (*Pinus sylvestris*) hakim olduğu alanlardaki toprak organik katmanlarının döküntü (L), fermantasyon (F) ve humuslaşmış (H) tabakasında ve huş yaprakları ile ladin ve çam iğne yapraklarından alınan örneklerde düşük ve yüksek molekül ağırlıklı fenolikler, kondanse taninler (proantosiyanidin) ve seski-, di- ve triterpenler gibi bazı bitki ikincil metabolitlerinin konsantrasyonları Kanerva ve arkadaşları (2008) tarafından tayin edilmiştir. Araştırmacılar ayrıca alandan alınan orman altı vejetasyonunun en baskın olan dört türündeki (*Vaccinium myrtillus*, *V. vitis-idea*, *Pleurozium schreberi* ve *Deschampsia flexuosa*) düşük ve yüksek molekül ağırlıklı fenolikler ve terpenlerin konsantrasyonlarını belirlemişlerdir. Araştırma sonunda, genelde döküntü tabakasının fermantasyon ve humuslaşmış tabakaya göre hem fenolik bileşiklerin hem de terpenlerin daha yüksek konsantrasyonlarını içerdiği; terpenlerin konsantrasyonlarının toplam fenoliklerin (düşük+yüksek) veya kondanse taninlerin konsantrasyonlarına göre toprak derinliğiyle birlikte nispeten daha çok azaldığı; toplam fenoliklerin, düşük molekül ağırlıklı fenolikle oranının tüm ağaç türlerinde döküntüden humuslaşmış tabakaya doğru arttığı; tüm terpenlerin konsantrasyonlarının çam altında en yüksek, huş altında en düşük çıktığı

saptanmıştır. Ayrıca çalışmada orman altı vejetasyon türlerinde çalışılan ikincil metabolitlerin konsantrasyonlarının farklı ağaç türleri altında benzer çıktığı; yaban mersini (*Vaccinium myrtillus*) ve kırmızı yaban mersininde (*Vaccinium vitis-idea*), kuzey orman yosunu (*Pleurozium schreberi*) ve eğri çayır saçına (*Deschampsia flexuosa*) göre toplam fenoliklerin dikkate değerinde daha yüksek konsantrasyonları içerdiği tespit edilmiştir. Araştırmada toprakta toplam fenoliklerin konsantrasyonunun toprak solunumu ve mikrobiyal biyokütle C ile pozitif bir ilişki gösterirken, terpenlerin ise toprak C/N oranı ile pozitif bir ilişki gösterdiği saptanmıştır.

Bitki döküntüsündeki kondanse taninler topraktaki N döngüsü açısından bitki-toprak ilişkilerinde önemli bir rol oynamaktadır. Bununla birlikte, toprak net N mineralleşmesinin toprak enzimleriyle etkileşiminin döküntü taninleri tarafından nasıl etkilendiği belirsiz kalmaktadır. Zong ve ark. (2018) yaptıkları çalışmada toprak N mineralleşmesi ve doğrudan veya dolaylı olarak toprak N mineralleşmesi ile ilgili toprak enzim aktiviteleri üzerinde farklı yapıdaki döküntü taninlerinin etkilerini araştırmışlardır. Çalışmada, topraklar tanince zengin otsu türleri içeren *Polygonum viviparum* türünün egemen olduğu Tibet alpin çayır topluluklarından toplanmış; döküntüden saflaştırılan kondanse taninler yapısında ortalama polimerizasyon derecesi ve daha yüksek prodelfinidin:prosiyanidin monomer oranına sahip olma durumuna göre hafif (daha düşük) ve ağır fraksiyonlu (daha yüksek) taninler olarak ayrılmıştır. Araştırma sonunda, enzim aktiviteleri arasında test edilen sonuçlar lakkaz ve peroksidaz aktivitelerinin üç tanin tarafından önemli ölçüde engellendiği, buna karşın polifenol oksidaz aktivitesinin sadece ağır-fraksiyonlu taninlerce önemli ölçüde baskılandığı; üreaz aktivitesinin ise tanin ilavesiyle önemli ölçüde etkilenmediği; N-asetil-b-D-glukozaminidaz aktivitesinin ise üç tanin tarafından önemli ölçüde arttırıldığı tespit edilmiştir. Bu sonuçlara göre döküntü taninleri ve toprak enzimleri arasındaki etkileşimin hem taninin yapısına hem de enzimin türüne bağlı olduğu; toprak net N mineralleşmesinin üç tanin tarafından önemli ölçüde azaltıldığı; bunun da net amonifikasyondaki azalışın ve inorganik azotun immobilizasyonun artışının özneliği olabileceği; hafif-fraksiyonlu taninlerin ağır-fraksiyonlu ve fraksiyonsuz taninlere göre toprak net N mineralleşmesi üzerinde daha çok engelleyici etkiye sebep olduğu; bunun muhtemelen prodelfinidin monomerlerinin prosiyanidin monomerlerine göre toprak enzimleri ve toprak organik N bileşikleri ile

daha güçlü karşılıklı etkileşiminden kaynaklandığı; N döngüsünde bitki-toprak ilişkileri açısından farklı yapıdaki döküntü taninlerinin net N mineralleşmesi üzerinde olduğu kadar enzim aktiviteleri üzerinde de farklı derecelerde etkisi olabileceği ileri sürülmüştür.

3. MATERYAL VE YÖNTEM

3.1. Materyal

Uludağ'ın 1300-1600 m arasında yer alan yaşlı *Fagus orientalis*, *Pinus nigra* ve *Abies bornmuelleriana* saf orman toplulukları ile yer yer bu toplulukların arasında geçiş toplulukları olarak yer alan diğer toplulukların 0-5 cm ve 5-20 cm'lik toprak katmanlarından (0-20 cm) alınan toprak örnekleri çalışmanın materyalini oluşturmaktadır. Çalışma Uludağ'ın kuzeybatı yamaçlarında yürütülmüş olup ana kaya granittir. Araştırma materyalini oluşturan toprak örnekleri 2013-2014 yıllarında azot mineralleşmesi çalışmalarına bağlı olarak altışar haftalık aralıklarla alındı. Belirlenen alanlarda ilk örnekleme, kış mevsimi süresince örnekleme yapılacak alanlar kar örtüsüyle kaplı olduğundan 3 Mayıs 2013'te gerçekleştirildi. Toplam fenolik bileşikler ve suda eriyebilir tannik asit tayini için döküntü örnekleri 15.09.2013 tarihinde alındı.

Nomenklatür

Bu çalışmada, çalışmanın konusu olan taksonlar Türkiye ve Doğu Ege Adaları Florası'ndaki (Davis, 1965-1985) aile, cins, tür ve türaltı düzeyinde isimlendirilmelerine göre yer almıştır. Sistematik sınıflandırılarda ve takson adlandırılmalarında yapılan değişikliklerin belirlenip düzeltilmesi amacıyla veri tabanına ait tür listesi Taxonomic Name Resolution Service (<http://www.tnrs.iplantcollaborative.org>, versiyon 4.0, 2020; Boyle ve ark. 2013) hizmeti kullanılarak güncellenmiştir. Güncellenen listede eksik kalan takson isimleri The Plant List veritabanı (The Plant List, <http://www.theplantlist.org>; 2020) kullanılarak düzeltilmiştir.

3.2. Yöntem

3.2.1. Örneklik alanların belirlenmesi

Uludağ'ın 1300-1600 m arasındaki rakımlardan *Pinus nigra* (PN), *Abies bornmuelleriana* (AB), *Fagus orientalis* (FO), *Abies bornmuelleriana-Pinus nigra* (AP) ve *Abies-Pinus-Fagus* (APF) olmak üzere beş farklı bitki kompozisyonuna ait birer örneklik alanın

(100×100 m) farklı yerinden üç tekrarlı örnekleme yapıldı. Her topluluğa ait örneklik alanların genel özellikleri Çizelge 3.1’de verildi.

Çizelge 3.1. Her topluluğa ait örneklik alanların genel özellikleri

Topluluklar	Genel özellikler
<i>Abies bornmuelleriana</i> (AB)	40°10'94"K 29°09'60"D, örtü derecesi 100%, eğim 15% B, 1590 m, <i>Vaccinium myrtillus</i> , <i>Lamium garganicum</i> , <i>Galium rotundifolium</i> , <i>Crepis</i> sp.
Saf Topluluklar <i>Pinus nigra</i> (PN)	40°19'87"K 29°07'69"D, örtü derecesi 90%, eğim 10% B, 1397 m, <i>Dorycnium bithynicum</i> , <i>Galium rotundifolium</i>
<i>Fagus orientalis</i> (FO)	40°11'26"K 29°07'59"D, örtü derecesi 100%, eğim 10% B, 1358 m, <i>Scilla bifolia</i> , <i>Crocus biflorus</i> , <i>Pyrola minor</i>
Karışık Topluluklar <i>A. bornmuelleriana</i> - <i>P. nigra</i> (AB-PN)	40°11'48"K 29°08'76"D, örtü derecesi 95%, eğim 10% B, 1510 m, <i>Rubus ideaus</i> , <i>Galium rotundifolium</i> , <i>Viola</i> sp., <i>Lamium garganicum</i> , <i>Scilla bifolia</i> , <i>Galium odoratum</i> , <i>Crepis</i> sp.
<i>A. bornmuelleriana</i> - <i>P. nigra</i> - <i>F. orientalis</i> (AB-PN-FO)	40°11'45"K 29°08'34"D, örtü derecesi 95%, eğim 10% B, 1461 m, <i>Pyrola minor</i> , <i>Crepis</i> sp.

3.2.2. Alanlardan örnek alınması ve alan koşullarında toprak inkübasyonu

Her kompozisyona ait belirlenen beş örneklik alandan, her bir alanı temsil edecek şekilde üç farklı yerinden 20×20×20 cm ölçekli çelik kalıplarla toprak ve döküntü örnekleme yapıldı. Çelik kalıplar toprağa çakıldıktan sonra öncelikle 20×20 cm’lik örnekleme kalıbının kapladığı alanın (400 cm²) toprak yüzeyindeki döküntü (ölü örtü) el ile dikkatlice alınarak toprak örneklerinden uzaklaştırıldı. Sadece sonbahar döneminde (15.09.2013) çelik kalıbın kapladığı alan içindeki kısımdan döküntü örnekleri alınarak

naylon torbalara ayrı ayrı konulup etiketlendi. Döküntü materyali alındıktan sonra kalıbın içerdiği toprak kısımları çıkarılıp testere yardımıyla 0-5 ve 5-20 cm'lik iki katmana ayrıldı. Her katman içerdiği büyük taş ve köklerden temizlemek için ayrı ayrı 4 mm'lik elek ile elendi. Eleğin altına geçen topraklardan yaklaşık 100-200 gramı polietilen kutulara (250 ml) yerleştirilip alındığı derinliğe tekrar gömüldü (Alan İnkübasyon Yöntemi: Eno 1960, Rehder 1970, Gerlach 1973). Geri kalan toprak kısımlarından 100-200 gr alınarak ayrı ayrı naylon torbalara konulup (aktüel mineral azot tayini için) etiketlenerek buz kutusuna yerleştirildi. Her katmana ait geri kalan toprak örneklerinin ağırlıkları tartılarak kayıt edildi (bu değerler ile inkübasyona gömülen ve aktüel mineral azot tayini için alınan örneklerin ağırlıkları laboratuvarında tartılarak her katman ve toplam katman için hacimsel toplam toprak ağırlıkları hesaplandı). Vejetasyon başında yapılan örneklemeyi takiben 6 haftalık periyotlarla örnekleme tekrarlandı. Tekrar örnek almaya gidildiğinde polietilen kutularda inkübasyona bırakılan topraklar (alan inkübasyon ile toprakta oluşan ve bitkilerce kullanılmayan üretilmiş mineral azot tayini için) ile yeni alınan örneklerle birlikte buz kutusunda laboratuvara getirilerek ilgili örnek alma tarihlerine ait mineral azot ve diğer tayinler yapıldı. Araştırmada, 3 Mayıs 2013 tarihinde başlanan ve 6 haftalık aralıklarla 26 Ekim 2013'e kadar süren alan inkübasyon denemeleri, kış boyunca kar örtüsü olduğundan kış başında (26 Ekim 2013) alana gömülen toprak örnekleri 01 Mayıs 2014'de alandan alınarak 1 yıllık örnekleme çalışmaları tamamlandı (1. Periyot, 03.05.2013-22.06.2013; 2. Periyot, 22.06.2013-02.08.2013; 3. Periyot, 02.08.2013-15.09.2013; 4. Periyot, 15.09.2013-26.10.2013; 5. Periyot, 26.10.2013-01.05.2014).

CO₂ ve O₂ gibi gazları kolaylıkla geçiren, ancak su ve su buharının geçişini engelleme özelliğine sahip polietilen torbaların özellikleri, Runge (1970) tarafından geniş olarak verilmiştir. Günümüzde ise polietilen torbalar yerine daha dayanıklı ve aynı özelliklere sahip olan polietilen kutular kullanılmaktadır. Araştırmamızda, arazide inkübasyon denemesi için toprak örnekleri polietilen kutulara konuldu. Runge (1983), toprak örneklerinin yıllık net mineral azot veriminin hesaplanmasında kullanılan inkübasyon yönteminin ilk olarak 1917 yılında Hesselman tarafından başlatıldığını ve çeşitli araştırmacılarca geliştirilerek günümüzde de bu tür çalışmalar için geçerli yöntem olduğunu bildirmektedir.

3.2.3. Toprak minimum-maksimum sıcaklığının tayini

Örnek alma sırasında 5 cm toprak derinliğine minimum-maksimum termometreler gömülerek en düşük ve en yüksek toprak sıcaklıkları örnek alma tarihleri arasında ve dolayısıyla bir yıl için tespit edildi.

3.2.4. Laboratuvarda örneklerin analize hazırlanması ve kullanılan analiz yöntemleri

Araziden alınan 4 mm'lik standart elekten elenmiş her bir alana ait laboratuvara getirilen örnekler analizlere kadar buzdolabında (+4 °C) muhafaza edildi. Laboratuvara getirilen taze toprak örneklerinde NO₃⁻-N, NH₄⁺-N, pH ve nem (%) ölçümleri yapıldı. Ayrıca, bir kısım toprak havada ve etüvde kurutularak kese kağıtlarına konularak etiketlenip organik C, toplam N ve maksimum su tutma kapasitesi (MSK, %) analizleri için saklandı. Sonbahar döneminde araziden toplanan döküntü örnekleri laboratuvar koşullarında havada kurutuldu ve kese kağıtlarına konularak etiketlenilerek koruma altına alındı.

3.2.4.1. Toprak pH'sının ölçümü

Taze toprak örneklerinde pH tayinleri, saf su ile doymuş hale getirilen çamurda (20 g toprak örneği, 50 ml saf su) Ingold® cam elektrotlu Nel, Mod 821® dijital pH-metresi ile ölçüldü (Öztürk ve ark. 1997).

3.2.4.2. Toprak örneklerinde oransal nem (%) tayini

Alanlardan alınan ve naylon torbalarda laboratuvara getirilen taze toprak örneklerinin önce yaş ağırlıkları belirlendi. Belirli miktar (yaklaşık 40 g) yaş ağırlıktaki örnekler alınıp kurutma dolabında ağırlıkları sabitleşinceye kadar (24 saat, 105 °C) bekletildi ve kuru ağırlıkları ölçüldü. Belirlenen yaş ve kuru ağırlıklar arasındaki farktan hareketle toprağın örnek alma tarihindeki oransal nemi saptandı.

$$\text{Oransal Nem (\%)} = \frac{\text{Toprak Yaş ağırlığı (gr)} - \text{Toprak Kuru Ağırlığı (gr)}}{\text{Toprak Kuru Ağırlığı (gr)}} \times 100$$

3.2.4.3. Toprak örneklerinin maksimum su tutma kapasitelerinin (% MSK) tayini

Sızıntı suyu süzildükten sonra, toprakta kalan su miktarına o toprağın su tutma kapasitesi denilmektedir. Toprak örneklerinin % MSK analizleri için, erlenlerin üzerine oturtulan hunilere filtre kâğıtları yerleştirildikten sonra, hava kurusu toprak örnekleri konuldu. Bu örneklerin üzerine yavaş yavaş su dökülerek, toprak iyice suya doymuş hale getirildi. Bu arada fazla suyun huninin altından süzülmesi duruncaya kadar beklendi. Su ile iyice doymuş hale gelmiş toprak örnekleri darası alınmış bir petri kabında tartılıp ağırlığı kaydedildi. Daha sonra yaş örnekler 105 °C'ye ayarlı etüvde ağırlıkları sabitleşinceye kadar, yaklaşık olarak 24 saat kurutulup kuru ağırlıklarının da belirlenmesiyle oransal nemdeki gibi hesaplanarak % MSK değerleri tayin edildi (Öztürk ve ark. 1997).

3.2.4.4. Toprak toplam N ve organik bağlı C tayini

Toplam azot tayini Kjeldahl yaş yakma yöntemi (Steubing 1965) kullanılarak yapıldı. Bu yöntemde, hava kurusu toprak örneğinden 1-2 g alınarak Kjeldahl balonuna konulup, üzerine 15 ml salisilik (50 gr HOC₆H₄COOH; Merck®)- sülfürik asit (1000 ml H₂SO₄; Merck® %95-97) karışımı, 2 g sodyumtiyosülfat (Na₂O₃S₂; Merck®) ve 0,5 g selen metal karışımı (8 gr Se + 8 gr CuSO₄ + 500 gr Na₂SO₄; Merck®) ilave edildi. Toprak örnekleri beyazlaşmaya kadar yakma yapıldı ve daha sonra soğuyan balonların içeriği saf suyla seyreltilerek filtre kağıdından süzülüp, hacmi saf suyla 100 ml'ye tamamlandı. Ergitilmiş ve 100 ml'ye tamamlanmış örnekten 20 ml alınıp distilasyon cihazının balonuna konulup, üzerine 10 ml %33'lük NaOH (Merck®) ilave edilerek su buharı distilasyonu yapıldı. Açığa çıkan amonyak soğutucunun altına yerleştirilmiş indikatör (Mixed indicator 5 for ammonia titrations, Merck®) içeren erlende %2'lik borik asit (H₃BO₃, Merck®) tarafından amonyum borat olarak yakalanmaktadır. Biriken amonyum borat 0,1 N H₂SO₄ ile geri titre edilerek, harcanan H₂SO₄ hacminden toplam azot oranı hesaplandı (Öztürk ve ark. 1997).

$$\text{Toplam N (\%)} = \frac{a \times 0.14 \times d}{b}$$

a: Titrasyonda harcanan 0,1 N H₂SO₄ (ml)

b: Yakılan toprak örneğinin ağırlığı (g)

d: Kjeldahl balonundaki çözeltinin bölünme faktörü

Toplam N (%)’un kg / ha değerine dönüştürülmesi

$$\text{Toplam N (kg / ha)} = \frac{\text{Toplam N (\%)} \times \text{gr/cm}^2 \text{ Kuru toprak}}{100} \times 250$$

Organik karbon yaş yakma yöntemi (Steubing 1965) ile tayin edildi. Hava kurusu toprak örneğinden 5 g alınarak 250 ml’lik bir balon jøjeye konuldu. Üzerine 40 ml derişik H₂SO₄ (Merck® %95-97) ve 25 ml 2N K₂Cr₂O₇ (Merck®) ilave edilerek 120 °C’ye ayarlı etüvde 1,5 saat ısıtıldı. Daha sonra soğuyan örneklere balon jöjenin işaret çizgisine kadar saf su ilave edildikten sonra bir gece beklemeye bırakıldı. Bu çözeltiden 10 ml alınıp 100 ml’lik bir erlene konulduktan sonra üzerine 25 ml 0,2 N Morsches tuzu (Merck®; 39,18 gr (NH₄)₂ Fe(SO₄)₂.6H₂O + 1000 ml saf su) ve 2 ml sülfürik asit/fosforik asit (150 ml H₂SO₄ + 150 ml H₃PO₄; Merck®) karışımı ilave edildi. Sonra 8 damla difenilamin sülfonasidi (Merck®; 0,5 gr difenilamin + 20 ml su + 100 ml H₂SO₄) damlatıldı. Bu karışım 0,1 N K₂Cr₂O₇ ile titre edilerek, titrasyonda sarfedilen K₂Cr₂O₇ miktarından yararlanılarak % C miktarı hesaplandı (Öztürk ve ark. 1997).

$$\text{Toprak Organik C (\%)} = \frac{0,03 (c - d) \times f \times b}{a \times e}$$

c: Sarfedilen 0,1 N K₂Cr₂O₇ (ml)

d: Kör için sarf edilen 0,1 N K₂Cr₂O₇ (ml)

f: Faktör (f=1)

b: Çözeltinin hacmi (250 ml)

a: Toprak örneğinin ağırlığı (g)

e: Çözeltiden alınan miktar

Organik C’un kg / ha birimine dönüştürülmesi

$$\text{Organik C (kg / ha)} = \frac{\% \text{ C} \times \text{gr/cm}^2 \text{ Kuru toprak}}{100} \times 250$$

3.2.4.5. Mineral azot tayini

Araştırmanın sürdürüldüğü alanlara ait, laboratuvara getirilen taze topraklarda ölçüm anındaki mineral azot ve polietilen kutular içinde arazide inkübasyona bırakılmış örneklerdeki $\text{NH}_4^+\text{-N}$ ve $\text{NO}_3^-\text{-N}$ tayininden elde edilen verilerle alan koşullarında mineral azot verimi tayini yapıldı. İnkübasyon sonrası elde edilen değerlerden inkübasyon başlangıcındaki ölçüm anındaki mineral azot değerleri arasındaki fark, o inkübasyon aralığı için mineral azot verimini ortaya koymaktadır.

Toprakta mineral azot tayininde mikro-destilasyon yöntemi kullanıldı (Bremner ve Keeney 1965, Runge 1970, Gerlach 1973, Güteryüz 1992). Taze toprak örneklerinden (ölçüm anında ve inkübasyon toprakları) 40 g alınarak 500 ml'lik erlenmayer içine konuldu. Üzerine 100 ml %1'lik $\text{KAl}(\text{SO}_4)_2$ çözeltisi ilave edildikten sonra Gerhard® marka düşey dönerli çalkalama cihazında 7 devir / dakikada 30 dakika çalkalandı. Toprak çözeltisi Whatman 42 filtre kâğıdı ile süzülerek gerekli süzüntü elde edildi. Süzüntü içine mikrobiyal faaliyeti engellemek için bir miktar thymol kristali ($\text{C}_{10}\text{H}_{14}\text{O}$, Merck®) ilave edilerek mineral azot analizi yapılncaya kadar buzdolabında saklandı. Elde edilen toprak süzüntüsünden 20'şer ml alınarak mikro-kjeldahl cihazının iki ağızlı balonlarına konuldu. Çözeltideki amonyumun amonyağa dönüşmesi için süzüntüye önce 0,2 g MgO (Merck®) ilave edilerek buhar verildi, oluşan amonyağın geri soğutucudan geçirilerek içinde 200 µl karışık indikatör (Mixed indicator 5 for ammonia titrations, Merck®) bulunan 5 ml %2'lik borik asit (H_3BO_3 , Merck) tarafından amonyum borat olarak tutulması sağlandı. Altlıkta biriken amonyum borat çözeltisinin, içerdiği azot miktarına göre solüsyon menekşeden yeşil renge dönüşene kadar altlıktaki çözelti 0,005 N H_2SO_4 ile geri titre edildi ve harcanan 0,005 N H_2SO_4 (Merck®) değerinden (ml) hareketle amonyum ($\text{NH}_4^+\text{-N}$) miktarı hesaplandı. Bundan sonra geri soğutucu altına ikinci bir altlık (200 µl karışık indikatör ve 5 ml %2'lik borik asit içeren) yerleştirildi ve çift ağızlı kjeldahl balonunun yan kapakçığı açılarak balondaki aynı çözeltiye 0,2 g Devardas's alloy (Merck®) konulup bazikleşen bu ortamda $\text{NO}_2^-\text{-N}$ ve $\text{NO}_3^-\text{-N}$ şeklindeki azotun amonyağa dönüşmesi sağlandı. Yine, amonyumda olduğu gibi azot miktarına göre menekşeden yeşil renge dönüşen altlıktaki çözelti 0,005 N H_2SO_4 ile geri titre edildi ve titrasyon sırasında harcanan miktardan hareketle nitrat ($\text{NO}_3^-\text{-N}$) tayin edildi (Güteryüz 1992). $\text{NH}_4^+\text{-N}$ ve $\text{NO}_3^-\text{-N}$ değerlerinin toplamı, toplam mineral azot olarak değerlendirildi. Her periyot için

inkübasyona bırakılan topraklarda tayin edilen $\text{NH}_4^+\text{-N}$ ve $\text{NO}_3^-\text{-N}$ değerlerinden örnek alma anındaki değerler (aktüel mineral N) çıkarılarak alan koşullarında net mineral azot verimi hesaplandı.

Toprak örneklerinde Mineral azotun hesaplanması:

$X = A \times f$ eşitliği ile hesaplanır (Gerlach 1973, Öztürk ve ark. 1997):

X: mineral azot (mg N_{\min} / 100 g kuru toprak)

A: Titrasyonda harcanan 0,005 N H_2SO_4 (ml)

f: Faktör (toprak örneklerinde su içeriğinin oransal miktarı dikkate alınarak hesaplanır)

$f = 1,225 \times S/K + 0,875$

S: Nemli toprağın su içeriği (gr)

K: Kuru toprak ağırlığı

Mineral Azotun kg / ha cinsinden hesaplanması:

$$\text{kg/ha } N_{\min} = \frac{A \times B \times 0,25}{100}$$

A: 20×20×20 cm ölçekle alınmış hacimsel toprağın kuru ağırlığı

$$\text{Net Kuru Toprak Ağırlığı} = \frac{\text{Net Yaş Ağırlık}}{\% \text{ Nem} + 100} \times 100$$

B: mg N_{\min} / 100 g kuru toprak

0,25: g / cm^2 'lik alana sahip kalıbın içerdiği toprak ağırlığının kg / ha birimine dönüştürülmesi için hesaplanan katsayı değeridir.

3.2.4.6. Döküntüdeki toplam fenolik bileşikler ve tannik asit tayini

Kullanılan ayıraçların hazırlanışı:

Folin Ciocalteu ayıracağı (1N): Ticari olarak hazırlanmış Folin-Ciocalteu ayıracağı (2N) kullanıldı. Distile su ile eşdeğer hacime tamamlanarak hazırlandıktan sonra kahverengi şişeye aktarıldı ve buzdolabında (+4°C) saklandı.

Sodyum Karbonat ($\text{Na}_2\text{CO}_3 \cdot 10\text{H}_2\text{O}$) (%20): 40 g sodyum karbonat tartılarak 200 ml'lik ölçü kabına konuldu ve üzerine yaklaşık 15 ml distile su ilave edilerek çözüldükten sonra 200 ml'ye tamamlandı.

Standart eğrinin hazırlanışı:

Standart eğri hazırlamak için düz bir şişede 25 ml distile suda 12,5 mg tannik asit (Merck® 1007739024) eritilip stok solüsyonu hazırlandı. Bu stok solüsyonundan belli oranlarda alınarak aşağıda verilen şekilde farklı konsantrasyonlarda standart tanin içerikleri hazırlandıktan sonra her konsantrasyonun UV/VISIBLE spektrofotometresinde (Optizen POP®) 725 nm'de absorbens değeri okundu ve korelasyon eğrisi hazırlandı (Şekil 3.1).

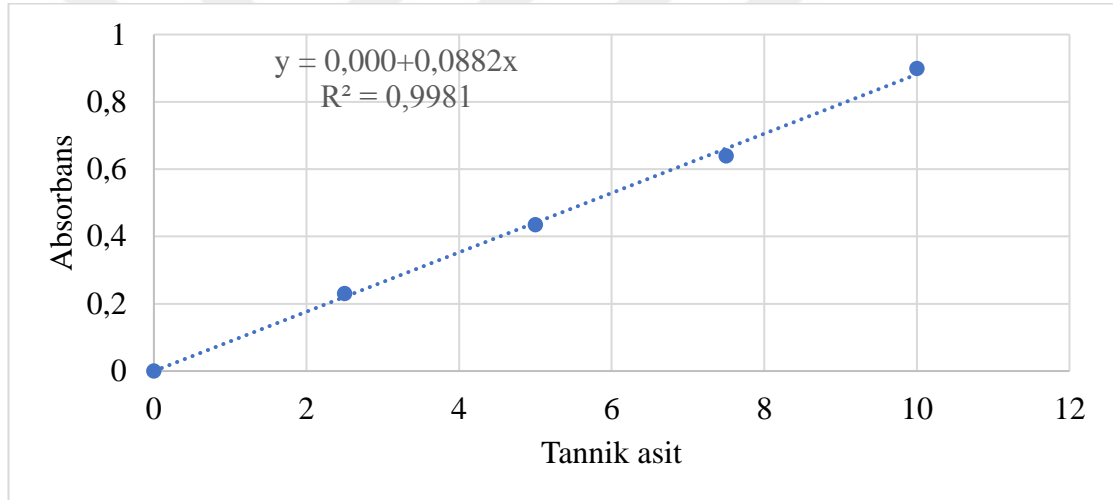
Kalibrasyon eğrisi için aşağıdaki standart tannik asit çözeltisi kullanıldı:

20 µl Tannik asit + 980 µl H₂O + 500 µl Folin Ciocalteu + 2500 µl Na₂CO₃ (%20)

40 µl Tannik asit + 960 µl H₂O + 500 µl Folin Ciocalteu + 2500 µl Na₂CO₃ (%20)

60 µl Tannik asit + 940 µl H₂O + 500 µl Folin Ciocalteu + 2500 µl Na₂CO₃ (%20)

80 µl Tannik asit + 920 µl H₂O + 500 µl Folin Ciocalteu + 2500 µl Na₂CO₃ (%20)



Şekil 3.1. Farklı konsantrasyonlarda hazırlanan standart tannik asit için ölçülen absorbens değerleri ile korelasyon grafiği ve regresyon denkleminin gösterildiği grafik.

3.2.4.6.1. Toplam fenolik bileşiklerin tayini

Örneklerde Toplam Fenolik Bileşiklerin Tayini için Özütlemlerin Hazırlanması:

Sulu özüt hazırlanırken deneylerde kullanılan bitki döküntü örnekleri blendırda öğütülerek toz haline getirildi (homojenize edildi). Toz haline getirilmiş örnekten 10 gr alınıp ekstraksiyon kartuşu içine konulduktan sonra üzerine 100 ml distile su eklendi. Sulu özüt hazırlama işlemi, Gerhardt (Soxtherm® extraction system) ekstraksiyon cihazı kullanılarak 130°C'de gerçekleştirildi. Ekstraksiyon işleminden sonra elde edilen özüt doğrudan liyofilizatörde (Labconco® Freze Dryer) liyofilize edilerek suda kolay çözünen

granüler forma dönüştürüldü (Makkar 2000).

Toplam Fenolik Bileşiklerin Spektrofotometrik Tayini:

Toplam fenolik bileşiklerin tayininde granül haline getirilen örnekten 0,05 gr alınıp üzerine 10 ml su eklendi ve 500 µl Folin Ciocalteu eklendikten sonra 8 dakika beklendi. Daha sonra 1,5 ml Na₂CO₃ ve 900 µl distile su eklenip 2 saat beklendi. Elde edilen solüsyonun 765 nm dalga boyuna ayarlanmış spektrofotometrede absorbans değeri okundu. Toplam fenolik bileşikleri miktarı standart tannik asit ile hazırlanan kalibrasyon eğrisinden eşdeğer tannik asit olarak hesaplandı. Toplam fenolik bileşikler litre başına mg olarak ifade edildi (mg / L) (Makkar 2000).

3.2.4.6.2. Tannik asit tayini

Örneklerde Tannik Asit Tayini İçin Özütlerin Hazırlanması:

Tanin analizi için buzdolabında saklanan örnekler öğütücüde toz haline getirilip homojenize edildi ve 1 mm'lik elekten geçirildi. Tanin özütü için öğütülen döküntüden 200 mg 25 ml'lik test tüpüne kondu, üzerine soğuk 10 ml %70'lik aseton ilave edildi. Bu karışımı homojenleştirmek için tüpün ağzı sıkıca kapatılarak vortekste yaklaşık 1 dakika karıştırıldı ve buzdolabında muhafaza edildi. Daha sonra soğutuculu santrifüjde 4°C'de, 3000 g'de, 15-20 dakika santrifüj edildi. Tam çökme gerçekleşmediği durumlarda santrifüj işlemi 5-10 dakika daha uzatıldı. Üstte kalan kısım ayrı bir tüpe alındı ve tanin analizi yapılmak üzere buzdolabında muhafaza edildi (Makkar 2000).

Örneklerde Tannik Asit Spektrofotometrik Tayini:

Döküntüden elde edilen özütten 50 µl alınarak üzerine 950 µl soğuk su, 500 µl Folin Ciocalteu ayracı konduktan 3 dakika sonra 2500 µl Na₂CO₃ (%20) ilave edildi. Cam tüp araç eklendikten sonra vortekste çalkalanıp 1 saat sonra 725 nm'de absorbans değeri okundu (Makkar 2000). Standart eğriden karşılık gelen konsantrasyonlar hesaplanarak mg / g KM olarak bulundu.

3.2.5. Bulguların değerlendirilmesi ve uygulanan istatistik yöntemler

Örnek alma tarihlerinde alınan taze topraklarda yapılan mineral azot analiz sonuçları aktüel (aktüel N_{min}; inkübasyon başlangıcı) ile yaklaşık 6 hafta inkübasyona bırakılan

topraklarda tayin edilen mineral azot değerleri (inkübasyon sonu) her bir inkübasyon periyodu için $\text{mg N}_{\text{min}} / 100 \text{ g}$ kuru toprak olarak hesaplandı. Örnekleme sırasında örnekleme kabında bulunan hacimsel toprak miktarı tartıldı ve toprak örneklerinin oransal nem içeriği (%) tayin edildikten sonra toplam net kuru ağırlıkları gr olarak hesaplandı. Her bir örneklik alan, toprak katmanı ve tarih/periyot için tayin edilen N_{min} değerleri ($\text{mg N}_{\text{min}} / 100 \text{ g}$ kuru toprak) ve net kuru toprak ağırlıkları kullanılarak [toprak net kuru ağırlığı (g) \times N_{min} (mg /100 g kuru toprak) \times 0,25 / 100] formülü ile kg / ha birimine dönüştürüldü. Alan inkübasyonu ile her bir periyot için yaklaşık 6 hafta için alanda gömülüp alan inkübasyonuna bırakılan örneklerde tayin edilen mineral azot değerleri ile ölçüm anındaki mineral azot değerlerinin arasındaki farktan o periyot için net verim hesaplandı. Her periyot için hesaplanan net verim değerleri toplanarak yıllık toplam mineral azot verimleri her toprak katmanı ve her topluluk için hesaplandı (net $\text{kg NH}_4^+-\text{N} / \text{ha} / \text{yıl}$, $\text{kg NO}_3^--\text{N} / \text{ha} / \text{yıl}$, $\text{kg NH}_4^++\text{NO}_3^--\text{N} / \text{ha} / \text{yıl}$). Bölgede kış boyunca kar örtüsü olduğundan 26 Ekim 2013 tarihinde alana gömülen örnekler 01 Mayıs 2014 tarihinde (187 gün inkübasyon) alandan alınarak laboratuvara getirildi ve mineral azot analizleri yapıldı. Dolayısıyla, inkübasyon periyotları arasında gün bakımından fark bulunduğundan mineral azot birikimi güne bağlı olarak farklı bulundu. Bundan dolayı net mineral azot veriminin yıl içindeki mevsimsel değişimi her bir inkübasyon periyodu için günlük verim hesaplandıktan sonra elde edilen değerler haftalık değerlere dönüştürülerek ($\text{kg N}_{\text{min}} / \text{ha} / \text{hafta}$) belirlendi.

Her bir bitki topluluğu için farklı tarihlerde analiz edilen ölçüm anındaki (aktüel) ve alan inkübasyonu ile belirlenen net mineral azot değerlerinin ($\text{kg N}_{\text{min}} / \text{ha} / \text{hafta}$), toprak pH'ı, oransal nem içeriğinin yıl içindeki mevsimsel değişimi, yıllık net mineral azot verimi (net $\text{kg NH}_4^+-\text{N} / \text{ha} / \text{yıl}$, net $\text{kg NO}_3^--\text{N} / \text{ha} / \text{yıl}$, net $\text{kg NH}_4^++\text{NO}_3^--\text{N} / \text{ha} / \text{yıl}$), bazı toprak özellikleri [toplam azot (% ve kg / ha), organik karbon (% ve kg / ha), C/N oranı, nem (%), pH (H_2O) ve maksimum su tutma kapasitesi (MSK)] ve döküntü toplam fenolik bileşikleri ile tannik asit içerikleri bakımından topluluklar arasındaki fark bir yönlü varyans analizi (one-way ANOVA) ile test edildi. Karşılaştırılan gruplar arasında fark anlamlı ise fark grupları Tukey HSD (Honestly Significant Difference) testi ile oluşturuldu. Toprak özellikleri ile (toprak nemi, maksimum su tutma kapasitesi, pH, toplam azot, organik karbon, C/N) yıllık net mineral azot (net $\text{kg NH}_4^+-\text{N} / \text{ha} / \text{yıl}$, kg

NO_3^- -N / ha / yıl ve $\text{kg NH}_4^+ + \text{NO}_3^-$ -N / ha / yıl) verimi arasındaki ilişki; ayrıca döküntü toplam fenolik bileşikler ve suda eriyebilir tannik asit içeriği ile toprağın 0-5 cm katmanındaki mineral azot verimi (yıllık net NO_3^- -N ve NH_4^+ -N) arasındaki ilişki basit korelasyon yöntemiyle test edildi. Tüm istatistik analizler α ; 0,05 anlamlılık düzeyinde Statistica Ver 6.0 paket programı kullanılarak yapıldı.



4. BULGULAR

4.1. Toprak Minimum-Maksimum Sıcaklığı

Araştırmada 5 cm toprak derinliğine yerleştirilen minimum ve maksimum termometreler ile örnek alanların toprağının, belli periyotlardaki en düşük ve en yüksek sıcaklıkları tespit edilmiştir. Buna göre tüm topluluklarda en düşük toprak sıcaklıkları ekim-mayıs (26/10/2013-01/05/2014; kış boyunca) arasında ölçülmüştür (Çizelge 4.1). En yüksek toprak sıcaklıklarının haziran-ağustos (22/06/2013-02/08/2013; yaz boyunca) aralığında bulunduğu tespit edilmiştir (Çizelge 4.2)

Çizelge 4.1. Toprağın 5 cm derinliğinde belli periyotlar için saptanan en düşük sıcaklıklar (°C) (AB: *Abies bornmuelleriana*, FO: *Fagus orientalis*, PN: *Pinus nigra*, AP: *Abies bornmuelleriana-Pinus nigra*, APF: *Abies-Pinus-Fagus*)

Bitki Toplulukları					
Periyot	AB	FO	PN	AB-PN	AB-PN-FO
03/05/2013					
22/06/2013	11	7	10	11	9
22/06/2013					
02/08/2013	13	12	11	11	10
02/08/2013					
15/09/2013	8	8	8	8	9
15/09/2013					
26/10/2013	1	1	3	2	2
26/10/2013					
01/05/2014	2	0	0	0	-1

Çizelge 4.2. Toprağın 5 cm derinliğinde belli periyotlar için saptanan en yüksek sıcaklıklar (°C) (AB: *Abies bornmuelleriana*, FO: *Fagus orientalis*, PN: *Pinus nigra*, AP: *Abies bornmuelleriana-Pinus nigra*, APF: *Abies-Pinus-Fagus*)

Bitki Toplulukları					
Periyot	AB	FO	PN	AB-PN	AB-PN-FO
03/05/2013	21	23	19	19	21
22/06/2013					
22/06/2013	18	23	19,5	27	19,5
02/08/2013					
02/08/2013	16	21	19	19	20
15/09/2013					
15/09/2013	11	14	15	12	14
26/10/2013					
26/10/2013	9	10	11	11	12
01/05/2014					

4.2. Toprak Özellikleri

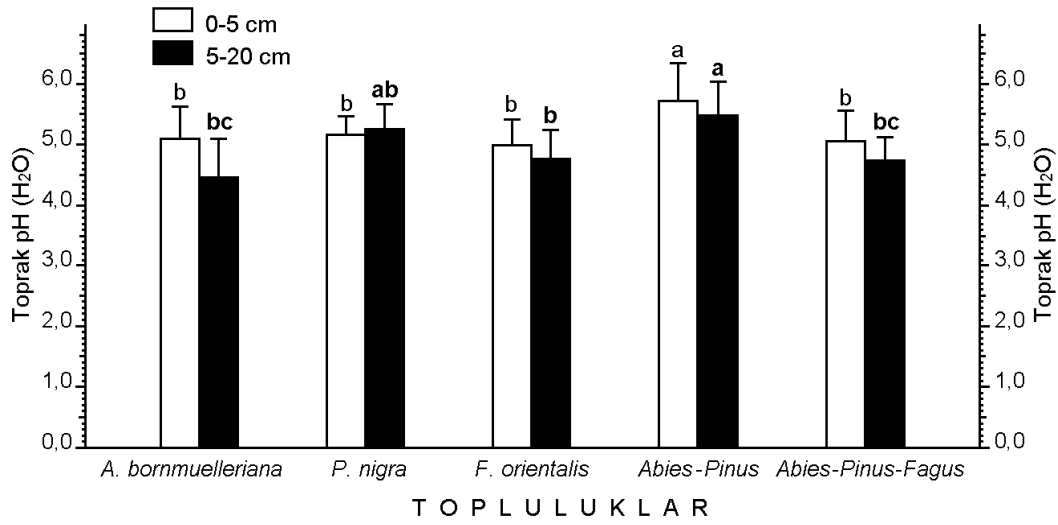
A. bornmuelleriana, *Pinus nigra*, *Fagus orientalis*, *A. bornmuelleriana - Pinus nigra* ve *A. bornmuelleriana - Pinus nigra - Fagus orientalis* topluluklarında toprak pH değerlerinin ve oransal nemin (%) yıl içindeki mevsimsel değişimi Çizelge 4.3-Çizelge 4.4'de; toplulukların toplam N (% ve kg / ha), organik C (% ve kg / ha), C/N oranı, oransal nem (%), pH ve maksimum su tutma kapasitesi (%MSK) değerlerinin ortalamaları, standart sapmaları ve oluşan fark grupları 0-5 cm toprak katmanı için Çizelge 4.5'de, 5-20 cm toprak katmanı için Çizelge 4.6'da verilmiştir.

4.2.1. Toprak pH'sı

Toplulukların pH değerlerinin yıl içindeki mevsimsel ve topluluklar arasındaki değişimi varyans analizi ile test edilmiştir.

Her iki toprak katmanında da tayin edilen pH değerlerinin topluluklar arasındaki farkı varyans analizine göre anlamlı ($P<0,05$) bulunmuştur. Toprağın 0-5 cm katmanında *A.*

bornmuelleriana - *P. nigra* ($5,73 \pm 0,62$) en yüksek, *A. bornmuelleriana* ($5,09 \pm 0,52$), *P. nigra* ($5,18 \pm 0,28$), *F. orientalis* ($5,00 \pm 0,41$) ve *A. bornmuelleriana* -*P. nigra* - *F. orientalis* ($5,07 \pm 0,50$) ise en düşük fark grubunda yer alırken (Çizelge 4.5; Şekil 4.1); toprağın 5-20 cm katmanında *A. bornmuelleriana* - *P. nigra* ($5,48 \pm 0,56$) en yüksek, *A. bornmuelleriana* - *P. nigra* - *F. orientalis* ($4,73 \pm 0,38$) ve *A. bornmuelleriana* ($4,46 \pm 0,64$) en düşük fark grubunda, *P. nigra* ($5,25 \pm 0,41$) ve *F. orientalis* ($4,75 \pm 0,49$) ikisi arasında yer almıştır (Çizelge 4.6; Şekil 4.1).



Şekil 4.1. Yaşlı klimaks orman topluluklarının iki farklı toprak katmanında pH bakımından toplulukların karşılaştırılması (ortalama değer \pm standart sapma, $n=15$, $\alpha;0,05$, $P<0,05$ ilişki anlamlı, $P>0,05$ ilişki anlamsız)

A. bornmuelleriana topluluğunda pH değerlerinin yıl içindeki mevsimsel değişimi 0-5 cm'lik toprak katmanında anlamsız ($P>0,05$) bulunmuştur. Toprağın 5-20 cm'lik katmanında pH'nın yıl içindeki mevsimsel değişimi varyans analizi ile anlamlı ($P<0,05$) bulunmuş ve fark grupları oluşmuştur. Toprağın 5-20 cm'lik katmanında pH bakımından $5,43 \pm 0,29$ ile mayıs ayında en yüksek, $4,17 \pm 0,42$ ile haziran, $4,09 \pm 0,53$ ile ağustos ve $4,05 \pm 0,31$ ile eylül ayında en düşük fark grubunda, $4,55 \pm 0,44$ ile ekim ayında bu grupların arasında olduğu saptanmıştır (Çizelge 4.3; Şekil 4.2).

P. nigra topluluğunda pH değerlerinin yıl içindeki mevsimsel değişimi 0-5 cm'lik toprak katmanında anlamlı ($P<0,05$) bulunmuştur ve ortalamalar arasında fark grupları oluşmuştur. Toprağın 0-5 cm'lik katmanında pH'nın yıl içindeki mevsimsel değişimi $5,43$

$\pm 0,26$ ile mayıs, $5,40 \pm 0,08$ ile haziran ve $5,18 \pm 0,06$ ile eylül ayında en yüksek fark grubunda, $4,75 \pm 0,14$ ile ekim ayında en düşük fark grubunda, $5,16 \pm 0,17$ ile ağustos ayında bu ikisi arasında yer almıştır. Toprağın 5-20 cm'lik katmanında pH'nın yıl içindeki mevsimsel değişimi $5,83 \pm 0,30$ ile mayıs ayında en yüksek, $4,80 \pm 0,18$ ile ekim ayında en düşük fark grubunda, $5,46 \pm 0,14$ ile haziran, $5,08 \pm 0,25$ ile ağustos ve $5,07 \pm 0,06$ ile eylül ayında bu ikisi arasında olduğu tespit edilmiştir (Çizelge 4.3; Şekil 4.2).

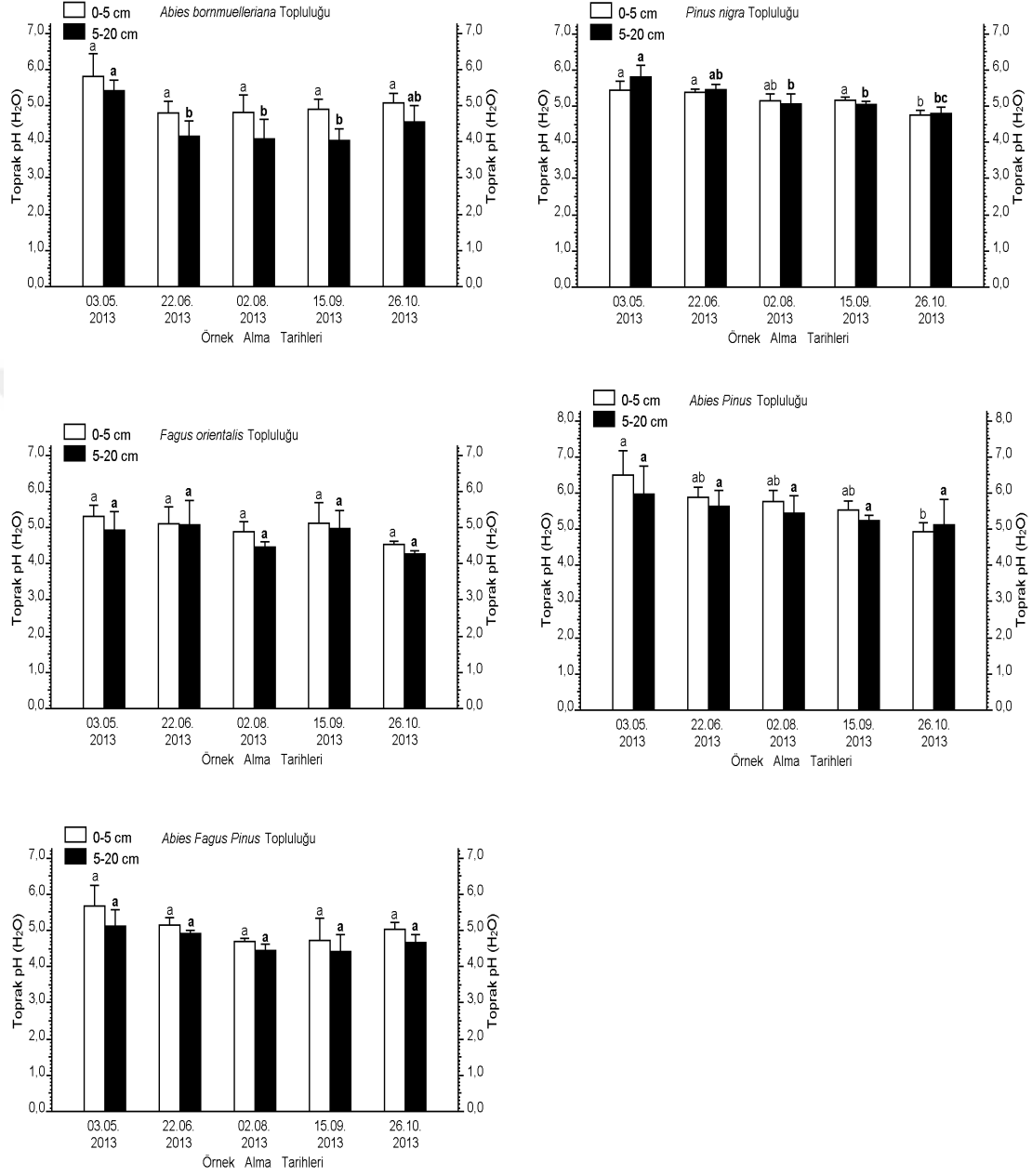
F. orientalis topluluğunda pH değerlerinin yıl içindeki mevsimsel değişimi her iki katmanda da anlamsız ($P > 0,05$) bulunmuştur. Toprağın 0-5 cm'lik katmanında $5,30 \pm 0,33$ ile mayıs ayında en yüksek, $4,56 \pm 0,06$ ile ekim ayında en düşük pH değerleri saptanmıştır. Toprağın 5-20 cm'lik katmanında $5,09 \pm 0,67$ ile haziran ayında en yüksek, $4,29 \pm 0,05$ ile ekim ayında en düşük pH değerleri tespit edilmiştir (Çizelge 4.3; Şekil 4.2).

A. bornmuelleriana - *P. nigra* topluluğunda pH değerlerinin yıl içindeki mevsimsel değişimi 0-5 cm'lik toprak katmanında anlamlı ($P < 0,05$) bulunmuştur ve ortalamalar arasında fark grupları oluşmuştur. Toprağın pH bakımından yıl içindeki mevsimsel değişimi 0-5 cm'lik katmanında en yüksek fark grubu $6,50 \pm 0,67$ ile mayıs ayında, en düşük fark grubu $4,93 \pm 0,25$ ile ekim ayında yer alırken; $5,89 \pm 0,27$ ile haziran, $5,77 \pm 0,30$ ile ağustos ve $5,53 \pm 0,24$ ile eylül ayının bu ikisi arasında olduğu hesaplanmıştır. Aynı topluluğun pH değerlerinin yıl içindeki mevsimsel değişimi 5-20 cm'lik toprak katmanında anlamsız ($P > 0,05$) bulunmuştur (Çizelge 4.3; Şekil 4.2).

A. bornmuelleriana - *P. nigra* - *F. orientalis* topluluğunda pH değerlerinin yıl içindeki mevsimsel değişimi her iki katmanda da anlamsız ($P > 0,05$) bulunmuştur. Toprağın 0-5 cm'lik katmanında $5,68 \pm 0,55$ ile mayıs ayında en yüksek, $4,70 \pm 0,09$ ile ağustos ayında en düşük pH değerleri saptanmıştır. Toprağın 5-20 cm'lik katmanında $5,14 \pm 0,43$ ile mayıs ayında en yüksek, $4,43 \pm 0,45$ ile eylül ayında en düşük pH değerleri tespit edilmiştir (Çizelge 4.3; Şekil 4.2).

Çizelge 4.3. Toprağın iki farklı katmanında pH'ın yıl içindeki mevsimsel değişimi (ortalama değer ± standart sapma, n= 3, α;0,05, P<0,05 ilişki anlamlı, P>0,05 ilişki anlamsız)

Topluluklar	Toprak Katmanı	Örnek Alma Tarihleri					
		13.05.2013	22.06.2013	02.08.2013	15.09.2013	26.10.2013	
pH (H ₂ O)	<i>A. bornmuelleriana</i>	0-5 cm	5,81 ^a ±0,62	4,80 ^a ±0,31	4,83 ^a ±0,46	4,92 ^a ±0,27	5,10 ^a ±0,23
		5-20 cm	5,43 ^a ±0,29	4,17 ^b ±0,42	4,09 ^b ±0,53	4,05 ^b ±0,31	4,55 ^{ab} ±0,44
	<i>Pinus nigra</i>	0-5 cm	5,43 ^a ±0,26	5,40 ^a ±0,08	5,16 ^{ab} ±0,17	5,18 ^a ±0,06	4,75 ^b ±0,14
		5-20 cm	5,83 ^a ±0,30	5,46 ^{ab} ±0,14	5,08 ^b ±0,25	5,07 ^b ±0,06	4,80 ^{bc} ±0,18
	<i>Fagus orientalis</i>	0-5 cm	5,30 ^a ±0,33	5,12 ^a ±0,46	4,88 ^a ±0,28	5,14 ^a ±0,54	4,56 ^a ±0,06
		5-20 cm	4,93 ^a ±0,51	5,09 ^a ±0,67	4,48 ^a ±0,12	4,97 ^a ±0,50	4,29 ^a ±0,05
	<i>Abies - Pinus</i>	0-5 cm	6,50 ^a ±0,67	5,89 ^{ab} ±0,27	5,77 ^{ab} ±0,30	5,53 ^{ab} ±0,24	4,93 ^b ±0,25
		5-20 cm	5,97 ^a ±0,79	5,64 ^a ±0,42	5,43 ^a ±0,51	5,24 ^a ±0,14	5,14 ^a ±0,67
	<i>Abies - Pinus - Fagus</i>	0-5 cm	5,68 ^a ±0,55	5,17 ^a ±0,19	4,70 ^a ±0,09	4,73 ^a ±0,61	5,05 ^a ±0,17
		5-20 cm	5,14 ^a ±0,43	4,93 ^a ±0,06	4,46 ^a ±0,17	4,43 ^a ±0,45	4,68 ^a ±0,21

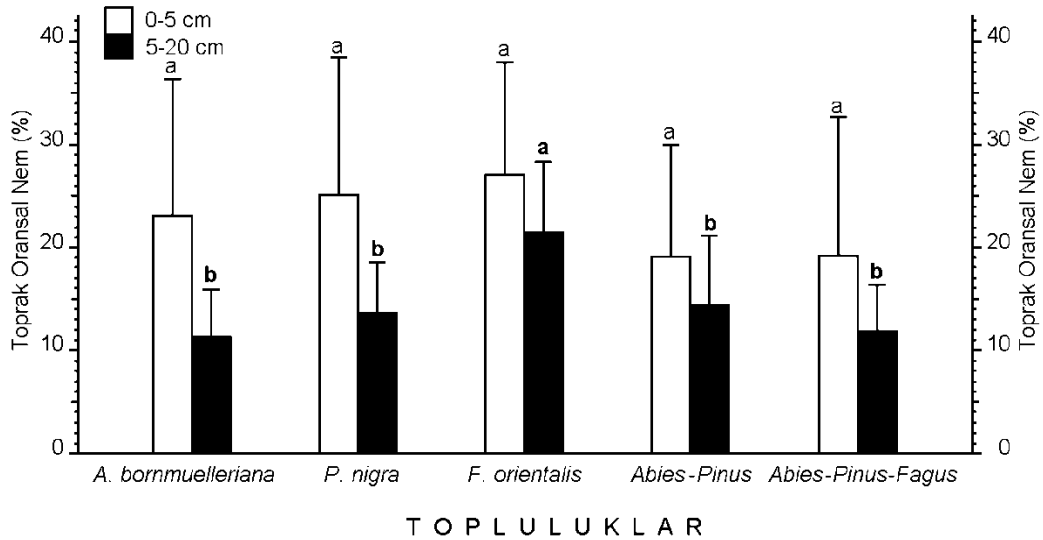


Şekil 4.2. Uludağ’da yayılış gösteren yaşlı klimaks orman topluluklarının iki farklı toprak katmanında tayin edilen pH’ın yıl içindeki mevsimsel değişimi (ortalama değer ± standart sapma, n= 3, α ;0,05, $P < 0,05$ ilişki anlamlı, $P > 0,05$ ilişki anlamsız)

4.2.2. Toprak nemi (%)

Toprakta mineral azot üretimini etkileyen en önemli ortam etmenlerinden oransal nemin (%) yıl içindeki mevsimsel ve topluluklar arasındaki değişimi varyans analizi ile test edilmiştir.

Toprağın 0-5 cm'lik katmanında tayin edilen oransal neminin topluluklar arasındaki farkı varyans analizine göre anlamsız ($P>0,05$) bulunmuştur. Toprağın 0-5 cm katmanında oransal nem açısından en yüksek ortalama değer $27,18 \pm 10,77$ ile *F. orientalis* topluluğunda, en düşük ortalama değer ise $19,14 \pm 10,79$ ile *A. bornmuelleriana* - *P. nigra* topluluğunda saptanmıştır (Çizelge 4.5; Şekil 4.3). Toprağın 5-20 cm'lik katmanında oransal neminin topluluklar arasındaki farkı varyans analizi ile anlamlı ($P<0,05$) bulunmuş ve ortalamalar arasında fark grupları oluşmuştur. Toprağın 5-20 cm'lik katmanında oransal nem bakımından *F. orientalis* ($21,44 \pm 6,83$) en yüksek, *A. bornmuelleriana* ($11,28 \pm 4,69$), *P. nigra* ($13,73 \pm 4,78$), *A. bornmuelleriana* - *P. nigra* ($14,42 \pm 6,71$) ile *A. bornmuelleriana* - *P. nigra* - *F. orientalis* ($11,98 \pm 4,39$) en düşük fark grubunda yer almıştır (Çizelge 4.6; Şekil 4.3).



Şekil 4.3. Yaşlı klimaks orman topluluklarının iki farklı toprak katmanında oransal nem (%) bakımından toplulukların karşılaştırılması (ortalama değer \pm standart sapma, $n= 15$, $\alpha;0,05$, $P<0,05$ ilişki anlamlı, $P>0,05$ ilişki anlamsız)

Toprak oransal nemin yıl içindeki değişimi topluluklara ve toprak katmanlarına göre farklılık göstermiştir. *A. bornmuelleriana* topluluğunda 0-5 cm'lik toprak katmanında anlamlı ($P<0,05$) bulunmuştur ve ortalamalar arasında fark grupları oluşmuştur. Toprağın 0-5 cm'lik katmanında oransal nemin yıl içindeki mevsimsel değişimi $\%36,13 \pm 20,69$ ile mayıs ayında en yüksek, $\%9,34 \pm 3,84$ ile eylül ayında en düşük fark grubunda, $\%22,94 \pm 5,16$ ile haziran, $\%17,05 \pm 4,78$ ile ağustos ve $\%30,43 \pm 6,76$ ile ekim ayında bu ikisi arasında olduğu tespit edilmiştir. Oransal nemin yıl içindeki mevsimsel değişimi 5-20 cm'lik toprak katmanında anlamsız ($P>0,05$) bulunmuştur (Çizelge 4.4; Şekil 4.4).

P. nigra topluluğunda oransal nemin yıl içindeki mevsimsel değişimi her iki katmanda da anlamlı ($P<0,05$) bulunmuştur. Tukey HSD testi uygulanarak örnek alma tarihleri arasında oluşturulan fark gruplarına göre ortalama oransal nem açısından 0-5 cm'lik toprak katmanında $\%43,61 \pm 9,71$ ile mayıs ayında en yüksek, $\%8,56 \pm 2,14$ ile eylül ayında en düşük fark grubunda olduğu saptanmıştır. Toprağın 5-20 cm'lik katmanında ise $\%19,00 \pm 2,25$ ile mayıs ayında en yüksek $\%7,50 \pm 0,82$ ile eylül ayında en düşük fark grubunda olduğu tespit edilmiştir (Çizelge 4.4; Şekil 4.4).

F. orientalis topluluğunda oransal nemin yıl içindeki mevsimsel değişimi her iki katmanda da anlamlı ($P<0,05$) bulunmuştur ve ortalamalar arasında fark grupları oluşmuştur. Her iki toprak katmanında da en yüksek fark grubu mayıs, haziran ve ekim aylarında, en düşük fark grubu ağustos ve eylül aylarında yer almıştır. Bu değerler toprağın 0-5 cm'lik katmanında mayısta $\%35,72 \pm 5,66$, haziranda $\%35,33 \pm 2,85$, ağustosta $\%20,50 \pm 3,74$, eylül $\%10,80 \pm 1,62$ ve ekim ayında $\%33,55 \pm 3,92$; toprağın 5-20 cm'lik katmanında mayısta $\%25,40 \pm 2,22$, haziranda $\%26,37 \pm 0,71$, ağustosta $\%17,05 \pm 1,87$, eylül $\%11,16 \pm 0,89$ ve ekim ayında $\%27,21 \pm 4,38$ olarak saptanmıştır (Çizelge 4.4; Şekil 4.4).

A. bornmuelleriana - *P. nigra* topluluğunda oransal nemin yıl içindeki mevsimsel değişimi her iki katmanda da anlamlı ($P<0,05$) bulunmuştur ve ortalamalar arasında fark grupları oluşmuştur. Toprağın 0-5 cm'lik katmanında $\%33,22 \pm 6,95$ ile haziran ayında en yüksek, $\%12,72 \pm 0,94$ ile ağustos ve $\%6,37 \pm 2,54$ ile eylül aylarında en düşük fark grubunda olduğu saptanmıştır. Toprağın 5-20 cm'lik katmanında $\%21,21 \pm 6,71$ ile mayıs

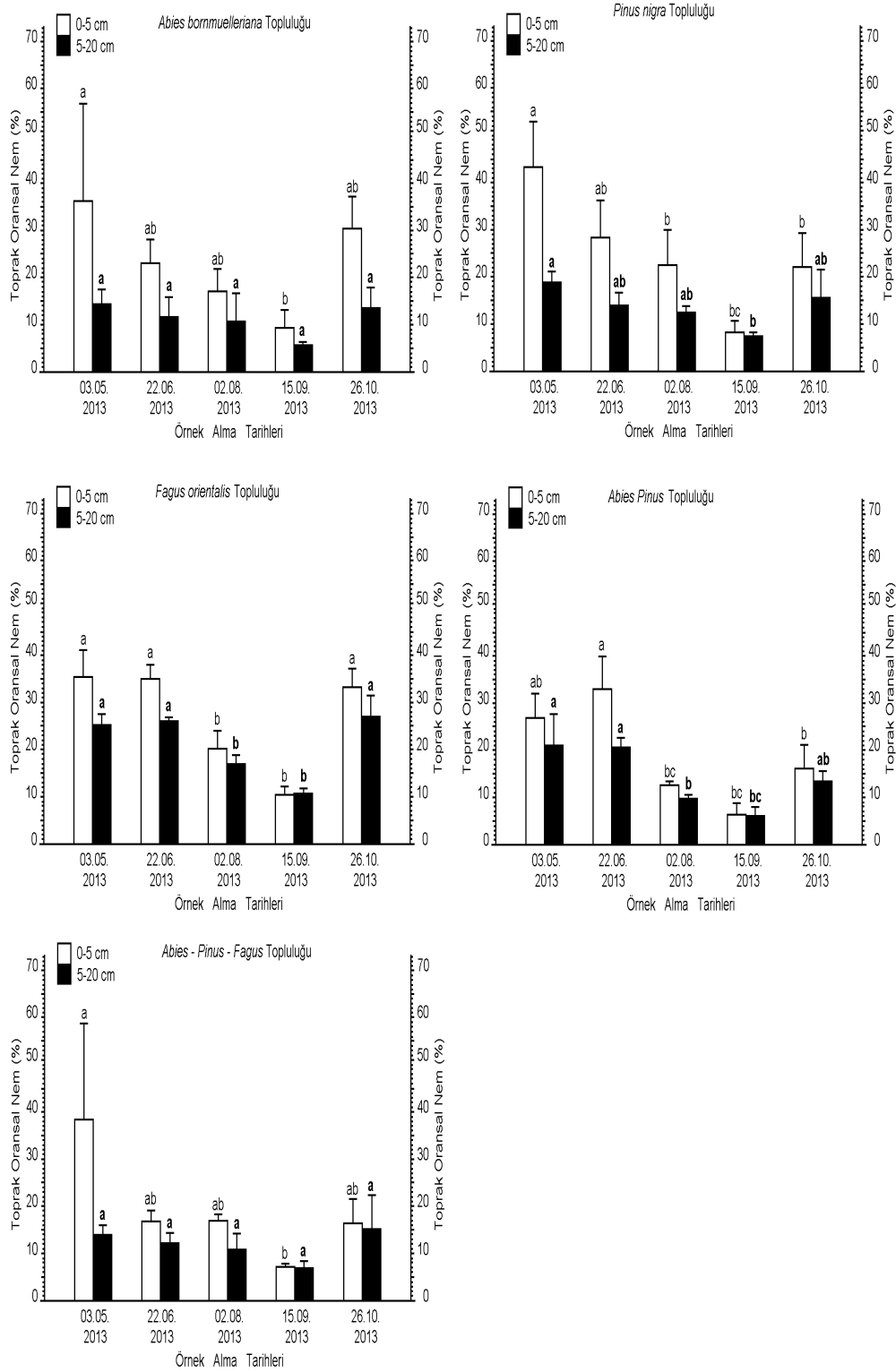
ve $20,86 \pm 1,93$ ile haziran aylarında en yüksek, $6,28 \pm 1,74$ ile eylül ayında en düşük fark grubunda olduğu tespit edilmiştir (Çizelge 4.4; Şekil 4.4).

A. bornmuelleriana - *P. nigra* - *F. orientalis* topluluğunda oransal nemin yıl içindeki mevsimsel değişimi 0-5 cm'lik toprak katmanında anlamlı ($P < 0,05$) bulunmuştur ve ortalamalar arasında fark grupları oluşmuştur. Toprağın oransal neminin yıl içindeki mevsimsel değişimine göre 0-5 cm'lik katmanında en yüksek fark grubu $38,57 \pm 20,58$ ile mayıs ayında, en düşük fark grubu ise $7,14 \pm 0,56$ ile eylül ayında yer almıştır. Aynı topluluğun oransal neminin yıl içindeki mevsimsel değişimi 5-20 cm'lik toprak katmanında anlamsız ($P > 0,05$) bulunmuştur (Çizelge 4.4; Şekil 4.4).



Çizelge 4.4. Toprak neminin (%) yıl içindeki mevsimsel değişimi (ortalama değer \pm standart sapma, n= 3, α ;0,05, P<0,05 ilişki anlamlı, P>0,05 ilişki anlamsız)

Topluluklar	Toprak Katmanı	Örnek Alma Tarihleri					
		13.05.2013	22.06.2013	02.08.2013	15.09.2013	26.10.2013	
Nem (%)	<i>A. bornmuelleriana</i>	0-5 cm	36,13 ^a \pm 20,69	22,94 ^{ab} \pm 5,16	17,05 ^{ab} \pm 4,78	9,34 ^b \pm 3,84	30,43 ^{ab} \pm 6,76
		5-20 cm	14,54 ^a \pm 3,04	11,78 ^a \pm 4,08	10,72 ^a \pm 6,05	5,70 ^a \pm 0,56	13,63 ^a \pm 4,44
	<i>Pinus nigra</i>	0-5 cm	43,61 ^a \pm 9,71	28,71 ^{ab} \pm 7,83	22,67 ^b \pm 7,52	8,56 ^{bc} \pm 2,14	22,28 ^b \pm 7,19
		5-20 cm	19,00 ^a \pm 2,25	13,95 ^{ab} \pm 2,83	12,56 ^{ab} \pm 1,24	7,50 ^b \pm 0,82	15,65 ^{ab} \pm 6,11
	<i>Fagus orientalis</i>	0-5 cm	35,72 ^a \pm 5,66	35,33 ^a \pm 2,85	20,50 ^b \pm 3,74	10,80 ^b \pm 1,62	33,55 ^a \pm 3,92
		5-20 cm	25,40 ^a \pm 2,22	26,37 ^a \pm 0,71	17,05 ^b \pm 1,87	11,16 ^b \pm 0,89	27,21 ^a \pm 4,38
	<i>Abies - Pinus</i>	0-5 cm	26,96 ^{ab} \pm 5,30	33,22 ^a \pm 6,95	12,72 ^{bc} \pm 0,94	6,37 ^{bc} \pm 2,54	16,42 ^b \pm 4,92
		5-20 cm	21,21 ^a \pm 6,71	20,86 ^a \pm 1,93	10,17 ^b \pm 0,64	6,28 ^{bc} \pm 1,74	13,56 ^{ab} \pm 2,14
	<i>Abies - Pinus - Fagus</i>	0-5 cm	38,57 ^a \pm 20,58	16,95 ^{ab} \pm 2,25	17,09 ^{ab} \pm 1,31	7,14 ^b \pm 0,56	16,46 ^{ab} \pm 5,15
		5-20 cm	14,13 ^a \pm 2,02	12,34 ^a \pm 2,05	11,04 ^a \pm 3,24	7,00 ^a \pm 1,46	15,38 ^a \pm 7,16

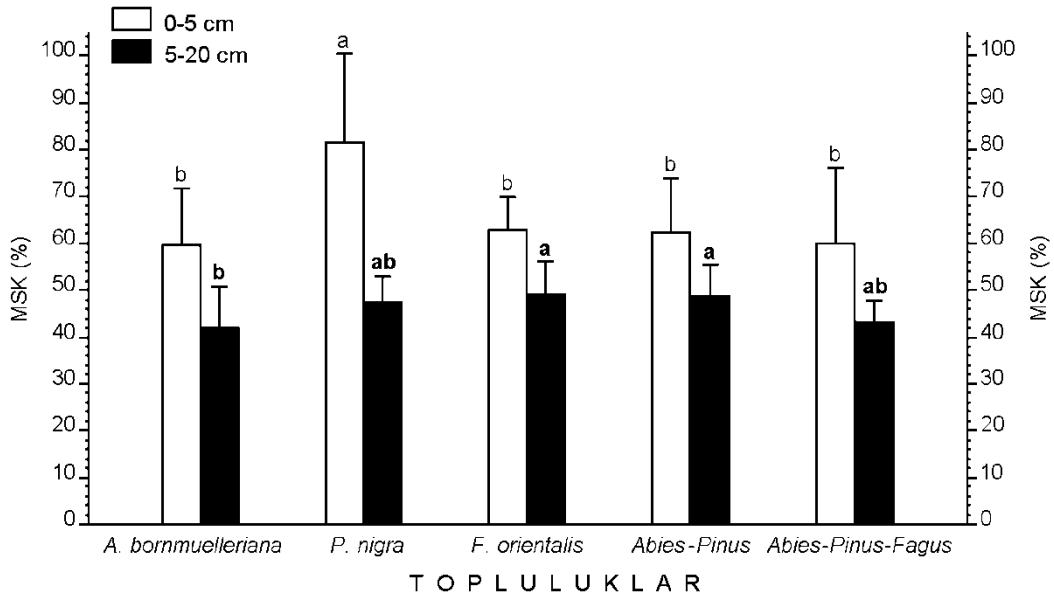


Şekil 4.4. Uludağ'da yayılış gösteren yaşlı klimaks orman topluluklarının iki farklı toprak katmanında tayin edilen oransal nemin (%) yıl içindeki mevsimsel değişimi (ortalama değer \pm standart sapma, $n = 3$, $\alpha; 0,05$, $P < 0,05$ ilişki anlamlı, $P > 0,05$ ilişki anlamsız)

4.2.3. Maksimum su tutma kapasitesi (%MSK)

Toprak örneklerinin maksimum su tutma kapasitesinin (% MSK) topluluklar arasındaki farkı varyans analizi ile belirlenmiştir.

Toprağın 0-5 cm'lik katmanında tayin edilen % MSK'nın topluluklar arasındaki farkı varyans analizine göre anlamlı ($P < 0,05$) bulunmuştur ve ortalamalar arasında fark grupları oluşmuştur. Ortalama % MSK değerlerine göre toprağın 0-5 cm katmanı için *P. nigra* ($81,50 \pm 18,96$) en yüksek, *A. bornmuelleriana* ($59,58 \pm 12,17$), *F. orientalis* ($63,01 \pm 6,89$), *A. bornmuelleriana - P. nigra* ($62,36 \pm 11,57$) ve *A. bornmuelleriana - P. nigra - F. orientalis* ($59,79 \pm 16,33$) ise en düşük fark grubunda yer alırken (Çizelge 4.5; Şekil 4.5); toprağın 5-20 cm katmanı için *F. orientalis* ($48,96 \pm 6,91$) ve *A. bornmuelleriana - P. nigra* ($48,67 \pm 6,50$) en yüksek, *A. bornmuelleriana* ($41,95 \pm 8,70$) en düşük fark grubunda, *P. nigra* ($47,64 \pm 5,33$) ve *A. bornmuelleriana - P. nigra - F. orientalis* ($43,27 \pm 4,35$) ikisi arasında yer almıştır (Çizelge 4.6; Şekil 4.5).



Şekil 4.5. Yaşlı klimaks orman topluluklarının iki farklı toprak katmanında % MSK bakımından toplulukların karşılaştırılması (ortalama değer \pm standart sapma, $n = 15$, $\alpha; 0,05$, $P < 0,05$ ilişki anlamlı, $P > 0,05$ ilişki anlamsız)

4.2.4. Toplam azot

Her bir bitki topluluğunun iki farklı toprak katmanı için bulunan % ve kg / ha azot değerlerinin ortalamaları dikkate alınarak topluluklar arasındaki fark bir yönlü varyans analizi ile test edilerek karşılaştırılan gruplar arasında fark anlamlı bulunmuş ($P<0,05$) ve Tukey HSD testine göre topluluklar arasında fark grupları oluşmuştur (Çizelge 4.5-4.6; Şekil 4.6- 4.7).

Toprağın 0-5 cm'lik katmanında toplam azotun yüzde (%) ve kg / ha değerine göre *P. nigra* ($0,41 \pm 0,06$; 1784 ± 433 kg N / ha), *F. orientalis* ($0,39 \pm 0,08$; 1936 ± 369 kg N / ha) ile *A. bornmuelleriana* - *P. nigra* ($0,39 \pm 0,06$; 1782 ± 362 kg N / ha) en yüksek, *A. bornmuelleriana* ($0,31 \pm 0,09$; 1404 ± 382 kg N / ha) ile *A. bornmuelleriana* - *P. nigra* - *F. orientalis* ($0,28 \pm 0,09$; 1260 ± 195 kg N / ha) en düşük fark grubunda yer almıştır (Çizelge 4.5; Şekil 4.6- 4.7).

Toprak derinliğinin 5-20 cm'lik katmanında toplam azotun her iki birim bakımından topluluklar arasındaki farkı varyans analizi ile anlamlı ($P<0,05$) bulunmuştur. Toplam azot yüzde (%) ve kg / ha bakımından *A. bornmuelleriana* - *P. nigra* ($0,26 \pm 0,03$; 2481 ± 838 kg N / ha), *F. orientalis* ($0,24 \pm 0,06$; 2241 ± 476 kg N / ha) ile *P. nigra* ($0,22 \pm 0,04$; 1896 ± 226 kg N / ha) en yüksek, *A. bornmuelleriana* - *P. nigra* - *F. orientalis* ($0,15 \pm 0,02$; 1429 ± 321 kg N / ha) ile *A. bornmuelleriana* ($0,12 \pm 0,07$; 1140 ± 439 kg N / ha) en düşük fark grubunda yer almıştır (Çizelge 4.6; Şekil 4.6- 4.7).

Çizelge 4.5. Yaşlı klimaks orman topluluklarının 0-5 cm'lik katmanından alınan toprak örneklerinin bazı özelliklerine göre toplulukların karşılaştırılması (ortalama değer \pm standart sapma, n= 15, α :0,05, P<0,05 ilişki anlamlı, P>0,05 ilişki anlamsız, AB: *Abies bornmuelleriana*, FO: *Fagus orientalis*, PN: *Pinus nigra*, AP: *Abies bornmuelleriana-Pinus nigra*, APF: *Abies-Pinus-Fagus*)

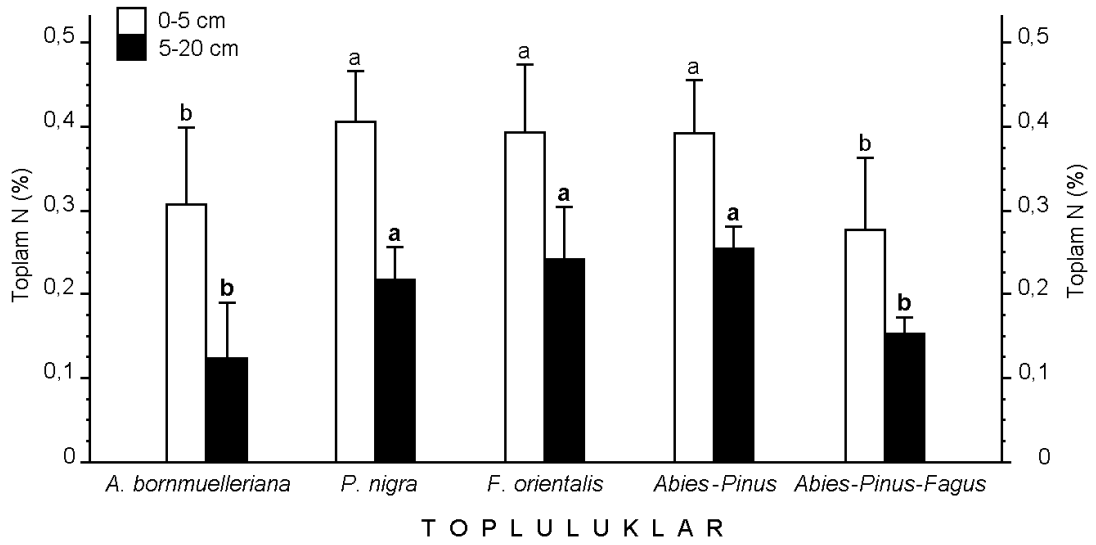
Toprak özellikleri	Topluluklar				
	AB	PN	FO	AB-PN	AB-PN-FO
pH (H ₂ O)*	5,09 ^b \pm 0,52	5,18 ^b \pm 0,28	5,00 ^b \pm 0,41	5,73 ^a \pm 0,62	5,07 ^b \pm 0,50
Nem (%)	23,18 ^a \pm 13,16	25,17 ^a \pm 13,27	27,18 ^a \pm 10,77	19,14 ^a \pm 10,79	19,24 ^a \pm 13,44
MSK (%)*	59,58 ^b \pm 12,17	81,50 ^a \pm 18,96	63,01 ^b \pm 6,89	62,36 ^b \pm 11,57	59,79 ^b \pm 16,33
Toplam N (%)*	0,31 ^b \pm 0,09	0,41 ^a \pm 0,06	0,39 ^a \pm 0,08	0,39 ^a \pm 0,06	0,28 ^b \pm 0,09
Toplam N (kg / ha)*	1404 ^b \pm 382	1784 ^a \pm 433	1936 ^a \pm 369	1782 ^a \pm 362	1260 ^b \pm 195
OrganikC (%)	3,41 ^a \pm 0,27	3,25 ^a \pm 0,37	3,31 ^a \pm 0,28	3,50 ^a \pm 0,23	3,47 ^a \pm 0,43
OrganikC (kg / ha)	16034 ^a \pm 4034	14351 ^a \pm 3623	16630 ^a \pm 3358	16069 ^a \pm 3386	16885 ^a \pm 4720
C/N Oranı*	11,79 ^{ab} \pm 3,00	8,60 ^{bc} \pm 2,63	8,75 ^{bc} \pm 1,87	9,15 ^b \pm 1,67	13,58 ^a \pm 3,99

* P<0,05

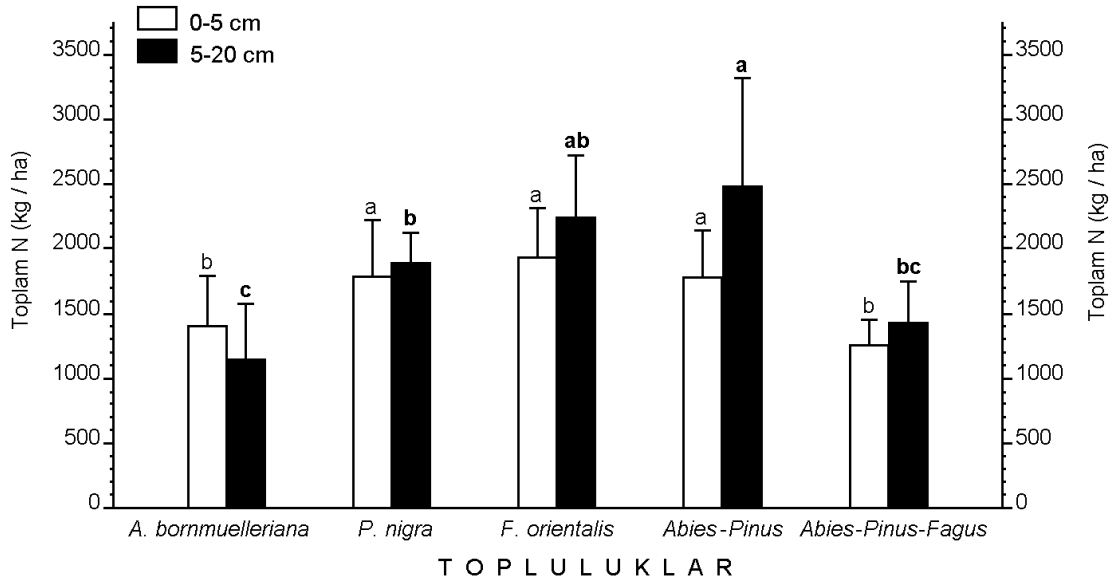
Çizelge 4.6. Yaşlı klimaks orman topluluklarının 5-20 cm'lik katmanından alınan toprak örneklerinin bazı özelliklerine göre toplulukların karşılaştırılması (ortalama değer \pm standart sapma, n= 15, α :0,05, P<0,05 ilişki anlamlı, P>0,05 ilişki anlamsız, AB: *Abies bornmuelleriana*, FO: *Fagus orientalis*, PN: *Pinus nigra*, AP: *Abies bornmuelleriana-Pinus nigra*, APF: *Abies-Pinus-Fagus*)

Toprak özellikleri	Topluluklar				
	AB	PN	FO	AB-PN	AB-PN-FO
pH (H ₂ O)*	4,46 ^{bc} \pm 0,64	5,25 ^{ab} \pm 0,41	4,75 ^b \pm 0,49	5,48 ^a \pm 0,56	4,73 ^{bc} \pm 0,38
Nem (%)*	11,28 ^b \pm 4,69	13,73 ^b \pm 4,78	21,44 ^a \pm 6,83	14,42 ^b \pm 6,71	11,98 ^b \pm 4,39
MSK (%)*	41,95 ^b \pm 8,70	47,64 ^{ab} \pm 5,33	48,96 ^a \pm 6,91	48,67 ^a \pm 6,50	43,27 ^{ab} \pm 4,35
Toplam N (%)*	0,12 ^b \pm 0,07	0,22 ^a \pm 0,04	0,24 ^a \pm 0,06	0,26 ^a \pm 0,03	0,15 ^b \pm 0,02
Toplam N (kg / ha)*	1140 ^c \pm 439	1896 ^b \pm 226	2241 ^{ab} \pm 476	2481 ^a \pm 838	1429 ^{bc} \pm 321
OrganikC (%)*	2,90 ^{bc} \pm 0,56	3,31 ^{ab} \pm 0,39	3,03 ^b \pm 0,42	3,41 ^a \pm 0,44	3,17 ^{abc} \pm 0,64
OrganikC (kg / ha)	28040 ^a \pm 8348	29353 ^a \pm 5927	28618 ^a \pm 5396	32758 ^a \pm 9018	29580 ^a \pm 7018
C/N Oranı*	25,95 ^a \pm 6,19	15,55 ^c \pm 2,69	13,11 ^c \pm 3,08	13,56 ^c \pm 2,48	21,04 ^b \pm 4,79

* P<0,05



Şekil 4.6. Yaşlı klimaks orman topluluklarının farklı toprak katmanlarında toplam azot (%) bakımından toplulukların karşılaştırılması (ortalama değer \pm standart sapma, $n= 15$, $\alpha;0,05$, $P<0,05$ ilişki anlamlı, $P>0,05$ ilişki anlamsız)

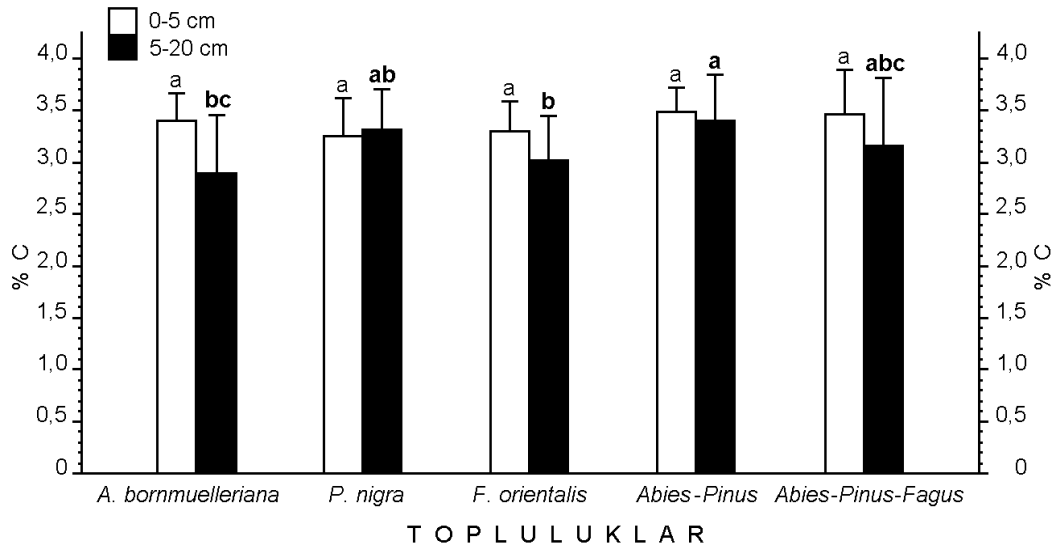


Şekil 4.7. Yaşlı klimaks orman topluluklarının farklı toprak katmanlarında toplam azot (kg / ha) bakımından toplulukların karşılaştırılması (ortalama değer \pm standart sapma, $n= 15$, $\alpha;0,05$, $P<0,05$ ilişki anlamlı, $P>0,05$ ilişki anlamsız)

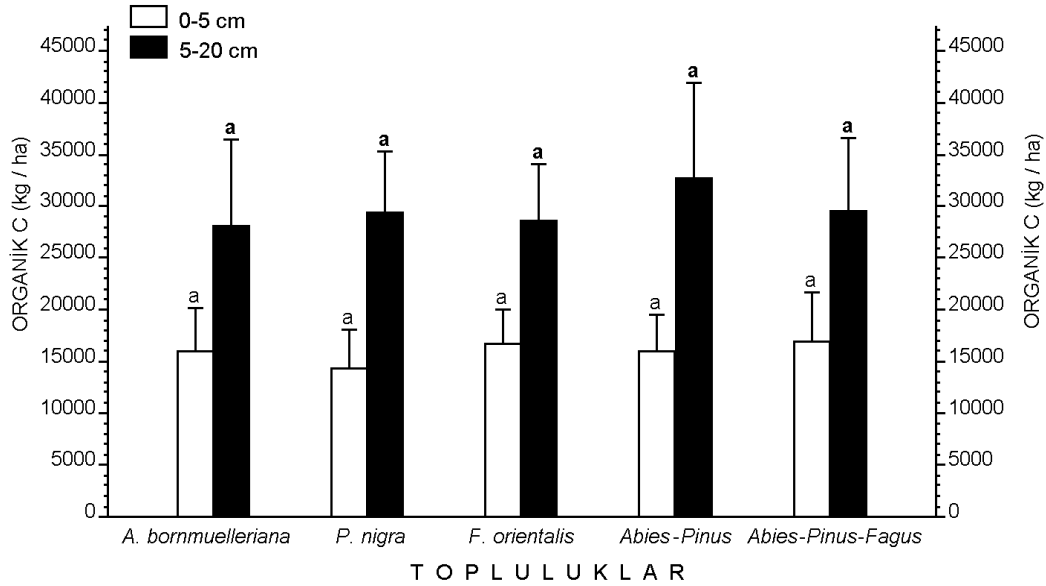
4.2.5. Organik karbon

Organik karbonun, toprağın 0-5 cm'lik katmanında tayin edilen hem % ve hem de kg / ha bakımından topluluklar arasındaki farkı varyans analizi ile anlamsız ($P>0,05$) bulunmuştur (Çizelge 4.5; Şekil 4.8- 4.9). Buna göre 0-5 cm'de % bakımından *A. bornmuelleriana* - *P. nigra* topluluğunun $3,50 \pm 0,23$ ile en yüksek, *P. nigra* topluluğunun $3,25 \pm 0,37$ ile en düşük değerlere sahip olduğu belirlenirken; kg / ha bakımından ise *A. bornmuelleriana* - *P. nigra* - *F. orientalis* topluluğunun 16885 ± 4720 kg C / ha ile en yüksek, *P. nigra* topluluğunun ise 14351 ± 3623 kg C / ha ile en düşük değere sahip olduğu saptanmıştır (Çizelge 4.5; Şekil 4.8- 4.9).

Toprağın 5-20 cm'lik katmanında organik karbonun % bakımından topluluklar arasındaki farkı varyans analizi ile anlamlı ($P<0,05$) bulunmuş ve ortalamalar arasında fark grupları oluşmuştur. Buna göre, *A. bornmuelleriana* - *P. nigra* ($3,41 \pm 0,44$) en yüksek, *A. bornmuelleriana* ($2,90 \pm 0,56$) en düşük fark grubunu oluştururken, *P. nigra* ($3,31 \pm 0,39$), *A. bornmuelleriana* - *P. nigra* - *F. orientalis* ($3,17 \pm 0,64$) ve *F. orientalis* ($3,03 \pm 0,42$) bu iki grup arasında yer almıştır (Çizelge 4.6; Şekil 4.8- 4.9). Organik karbonun toprağın 5-20 cm'lik katmanında kg / ha değerine göre ise topluluklar arasındaki farkı varyans analizi ile anlamsız ($P>0,05$) bulunmuştur. Toprak organik karbonun 5-20 cm'de kg / ha değerlerine göre *A. bornmuelleriana* - *P. nigra* topluluğunun 32758 ± 9018 kg C / ha ile en yüksek, *A. bornmuelleriana* topluluğunun 28040 ± 8348 kg C / ha ile en düşük değerde olduğu bulunmuştur (Çizelge 4.6; Şekil 4.8- 4.9).



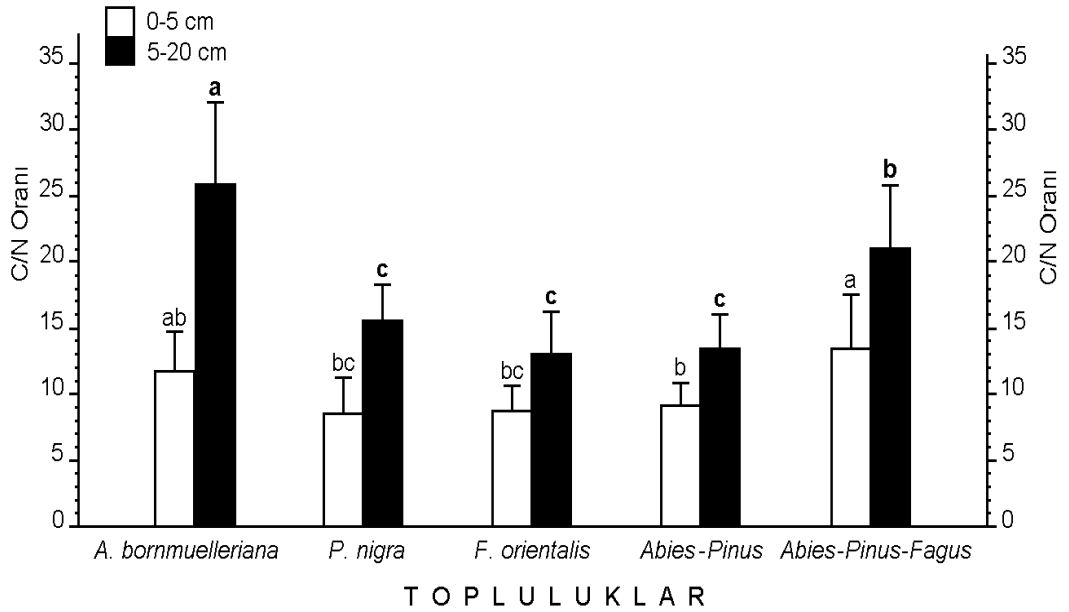
Şekil 4.8. Yaşlı klimaks orman topluluklarının farklı toprak katmanlarında organik karbon (%) bakımından toplulukların karşılaştırılması (ortalama değer ± standart sapma, n= 15, α :0,05, $P < 0,05$ ilişki anlamlı, $P > 0,05$ ilişki anlamsız)



Şekil 4.9. Yaşlı klimaks orman topluluklarının farklı toprak katmanlarında organik karbon (kg / ha) bakımından toplulukların karşılaştırılması (ortalama değer ± standart sapma, n= 15, α :0,05, $P < 0,05$ ilişki anlamlı, $P > 0,05$ ilişki anlamsız)

4.2.6. Toprak C/N oranı

Toprak C/N oranı bakımından topluluklar arasındaki fark, 0-5 cm ve 5-20 cm’de varyans analizi ile anlamlı ($P < 0,05$) bulunmuştur. Toprağın 0-5 cm katmanındaki C/N oranı *A. bornmuelleriana* - *P. nigra* - *F. orientalis* ($13,58 \pm 3,99$) en yüksek fark grubunda, *P. nigra* ($8,60 \pm 2,63$) ile *F. orientalis* ($8,75 \pm 1,87$) en düşük fark grubunda ve *A. bornmuelleriana* ($11,79 \pm 3,00$) ile *A. bornmuelleriana* - *P. nigra* ($9,15 \pm 1,67$) ise bu grupların arasında bulunmuşken (Çizelge 4.5; Şekil 4.10); toprağın 5-20 cm katmanında *A. bornmuelleriana* ($25,95 \pm 6,19$) en yüksek fark grubunda, *P. nigra* ($15,55 \pm 2,69$), *F. orientalis* ($13,11 \pm 3,08$) ile *A. bornmuelleriana* - *P. nigra* ($13,56 \pm 2,48$) en düşük fark grubunda, *A. bornmuelleriana* - *P. nigra* - *F. orientalis* ($21,04 \pm 4,79$) ise bu grupların arasında olduğu saptanmıştır (Çizelge 4.6; Şekil 4.10).



Şekil 4.10. Yaşlı klimaks orman topluluklarının farklı toprak katmanlarındaki C/N oranları bakımından toplulukların karşılaştırılması (ortalama değer \pm standart sapma, $n = 15$, $\alpha = 0,05$, $P < 0,05$ ilişki anlamlı, $P > 0,05$ ilişki anlamsız)

4.3. Mineral Azot

4.3.1. Ölçüm anındaki mineral azot

Uludağ'da yayılış gösteren yaşlı klimaks orman topluluklarının iki farklı toprak katmanında tayin edilen ölçüm anındaki mineral azot değerleri ve buna göre yıl içindeki değişimin anlamlılık düzeyleri Çizelge 4.7- 4.15 ve Şekil 4.11- 4.16'da gösterilmiştir.

Toprağın 0-5 cm katmanında ölçüm anındaki $\text{NH}_4^+\text{-N}$ miktarlarının yıl içindeki mevsimsel değişimi bir yönlü varyans analizi sonucuna göre *A. bornmuelleriana*, *F. orientalis* ve *A. bornmuelleriana* - *P. nigra* - *F. orientalis* topluluklarında anlamlı ($P<0,05$), *P. nigra* ve *A. bornmuelleriana* - *P. nigra* topluluklarında anlamsız ($P>0,05$) bulunmuştur. Yıl içindeki en yüksek fark grubu *A. bornmuelleriana* topluluğunda $3,23 \pm 0,65$ kg $\text{NH}_4^+\text{-N}$ / ha, $2,56 \pm 0,28$ kg $\text{NH}_4^+\text{-N}$ / ha ve $2,43 \pm 0,39$ kg $\text{NH}_4^+\text{-N}$ / ha ile mayıs, ağustos ve eylül aylarında, *F. orientalis* topluluğunda $3,65 \pm 0,96$ kg $\text{NH}_4^+\text{-N}$ / ha ile mayıs ayında, *A. bornmuelleriana* - *P. nigra* - *F. orientalis* topluluğunda $2,55 \pm 0,32$ kg $\text{NH}_4^+\text{-N}$ / ha ve $2,38 \pm 0,35$ kg $\text{NH}_4^+\text{-N}$ / ha ile mayıs ve ağustos aylarında yer alırken, mevsimsel olarak yıl içindeki değişimin anlamsız olduğu *P. nigra* topluluğunda en yüksek $\text{NH}_4^+\text{-N}$ değeri $2,46 \pm 0,91$ kg $\text{NH}_4^+\text{-N}$ / ha ile ağustos ve *A. bornmuelleriana* - *P. nigra* topluluğunda ise $2,92 \pm 1,86$ kg $\text{NH}_4^+\text{-N}$ / ha ile haziran ayında saptanmıştır. En düşük fark grubu *A. bornmuelleriana* topluluğunda $1,03 \pm 0,39$ kg $\text{NH}_4^+\text{-N}$ / ha ve $1,18 \pm 0,13$ kg $\text{NH}_4^+\text{-N}$ / ha ile haziran ve ekim, *F. orientalis* topluluğunda $0,88 \pm 0,27$ kg $\text{NH}_4^+\text{-N}$ / ha ile ekim, *A. bornmuelleriana* - *P. nigra* - *F. orientalis* topluluğunda $0,90 \pm 0,18$ kg NH_4^+ / ha, $0,95 \pm 0,14$ kg $\text{NH}_4^+\text{-N}$ / ha ve $1,07 \pm 0,33$ kg $\text{NH}_4^+\text{-N}$ / ha ile haziran, eylül ve ekim aylarında yer alırken, *P. nigra* topluluğunun en düşük değeri $0,78 \pm 0,33$ kg $\text{NH}_4^+\text{-N}$ / ha ile ekim ve *A. bornmuelleriana* - *P. nigra* topluluğunda $1,11 \pm 0,14$ kg $\text{NH}_4^+\text{-N}$ / ha ile ekim ayında tespit edilmiştir (Çizelge 4.7; Şekil 4.11- 4.16).

Toprağın 5-20 cm katmanı için ölçüm anındaki $\text{NH}_4^+\text{-N}$ miktarlarının yıl içindeki mevsimsel değişimi bir yönlü varyans analizi sonucuna göre tüm topluluklarda anlamlı ($P<0,05$) bulunmuştur. En yüksek fark grubu *A. bornmuelleriana* topluluğunda $2,82 \pm 0,50$ kg $\text{NH}_4^+\text{-N}$ / ha ile ağustos ayında, *P. nigra* topluluğunda $2,55 \pm 0,85$ kg $\text{NH}_4^+\text{-N}$ / ha, $3,64 \pm 0,95$ kg $\text{NH}_4^+\text{-N}$ / ha ve $2,85 \pm 0,43$ kg $\text{NH}_4^+\text{-N}$ / ha ile mayıs, ağustos ve eylül

aylarında, *F. orientalis* topluluğunda $3,12 \pm 0,57$ kg $\text{NH}_4^+\text{-N}$ / ha ve $4,32 \pm 0,16$ kg $\text{NH}_4^+\text{-N}$ / ha ile Mayıs ve Ağustos ayında, *A. bornmuelleriana* - *P. nigra* topluluğunda $3,74 \pm 1,28$ kg $\text{NH}_4^+\text{-N}$ / ha, $3,53 \pm 1,99$ kg $\text{NH}_4^+\text{-N}$ / ha ve $3,48 \pm 0,34$ kg $\text{NH}_4^+\text{-N}$ / ha ile Mayıs, Haziran ve Ağustos aylarında, *A. bornmuelleriana* - *P. nigra* - *F. orientalis* topluluğunda $4,52 \pm 2,53$ kg $\text{NH}_4^+\text{-N}$ / ha ile Mayıs ayında yer alırken; en düşük fark grubu *A. bornmuelleriana* topluluğunda $0,78 \pm 0,26$ kg $\text{NH}_4^+\text{-N}$ / ha, *P. nigra* topluluğunda $0,82 \pm 0,23$ kg $\text{NH}_4^+\text{-N}$ / ha, *F. orientalis* topluluğunda $1,41 \pm 0,77$ kg $\text{NH}_4^+\text{-N}$ / ha, *A. bornmuelleriana* - *P. nigra* topluluğunda $0,94 \pm 0,13$ kg $\text{NH}_4^+\text{-N}$ / ha ile Ekim ayında, *A. bornmuelleriana* - *P. nigra* - *F. orientalis* topluluğunda $1,36 \pm 0,38$ kg $\text{NH}_4^+\text{-N}$ / ha, $0,98 \pm 0,27$ kg $\text{NH}_4^+\text{-N}$ / ha ve $0,98 \pm 0,15$ kg $\text{NH}_4^+\text{-N}$ / ha ile Haziran, Eylül ve Ekim aylarında bulunduğu saptanmıştır (Çizelge 4.8; Şekil 4.11- 4.16).

Toprağın 0-20 cm'lik toplam katmanında ölçüm anındaki $\text{NH}_4^+\text{-N}$ miktarlarının yıl içindeki mevsimsel değişimi bir yönlü varyans analizi sonucuna göre *A. bornmuelleriana*, *P. nigra*, *F. orientalis* ve *A. bornmuelleriana* - *P. nigra* - *F. orientalis* topluluğunda anlamlı ($P < 0,05$), *A. bornmuelleriana* - *P. nigra* topluluğunda anlamsız ($P > 0,05$) bulunmuştur. En yüksek fark grubu *A. bornmuelleriana* topluluğunda $5,65 \pm 0,78$ kg $\text{NH}_4^+\text{-N}$ / ha, $5,38 \pm 0,53$ kg $\text{NH}_4^+\text{-N}$ / ha ve $4,13 \pm 0,61$ kg $\text{NH}_4^+\text{-N}$ / ha ile Mayıs, Ağustos ve Eylül aylarında, *P. nigra* topluluğunda $6,10 \pm 1,77$ kg $\text{NH}_4^+\text{-N}$ / ha ve $4,74 \pm 0,59$ kg $\text{NH}_4^+\text{-N}$ / ha ile Ağustos ve Eylül aylarında, *F. orientalis* topluluğunda $7,34 \pm 0,67$ kg $\text{NH}_4^+\text{-N}$ / ha ile Ağustos ayında, *A. bornmuelleriana* - *P. nigra* - *F. orientalis* topluluğunda $7,07 \pm 2,41$ kg $\text{NH}_4^+\text{-N}$ / ha ve $5,41 \pm 0,31$ kg $\text{NH}_4^+\text{-N}$ / ha ile Mayıs ve Ağustos aylarında yer alırken, *A. bornmuelleriana* - *P. nigra* topluluğunun en yüksek değeri $6,45 \pm 3,81$ kg $\text{NH}_4^+\text{-N}$ / ha ile Haziran ayında saptanmıştır. En düşük fark grubu *A. bornmuelleriana* topluluğunda $2,34 \pm 1,07$ kg $\text{NH}_4^+\text{-N}$ / ha ve $1,96 \pm 0,17$ kg $\text{NH}_4^+\text{-N}$ / ha ile Haziran ve Ekim, *P. nigra* topluluğunda $1,60 \pm 0,52$ kg $\text{NH}_4^+\text{-N}$ / ha ve *F. orientalis* topluluğunda $2,29 \pm 0,50$ kg $\text{NH}_4^+\text{-N}$ / ha ile Ekim, *A. bornmuelleriana* - *P. nigra* - *F. orientalis* topluluğunda $2,26 \pm 0,22$ kg $\text{NH}_4^+\text{-N}$ / ha, $1,93 \pm 0,41$ kg $\text{NH}_4^+\text{-N}$ / ha ve $2,05 \pm 0,42$ ile Haziran, Eylül ve Ekim aylarında yer alırken, *A. bornmuelleriana* - *P. nigra* topluluğunun en düşük değeri $2,05 \pm 0,09$ kg $\text{NH}_4^+\text{-N}$ / ha ile Ekim ayında olduğu bulunmuştur (Çizelge 4.9; Şekil 4.11- 4.16).

Çizelge 4.7. Bitki Topluluklarının 0-5 cm toprak katmanında tayin edilen ölçüm anındaki NH₄⁺-N (kg / ha) miktarlarının mevsimsel değişimi (ortalama değer ± standart sapma, n= 3, α;0,05, P<0,05 ilişki anlamlı, P>0,05 ilişki anlamsız)

Örnek Alma Tarihleri	BİTKİ TOPLULUKLARI				
	<i>A. bornmuelleriana</i>	<i>P. nigra</i>	<i>F. orientalis</i>	<i>Abies - Pinus</i>	<i>Abies - Pinus - Fagus</i>
03/05/2013	3,23 ^a ± 0,65	1,81 ^a ± 0,71	3,65 ^a ± 0,96	1,94 ^a ± 0,27	2,55 ^a ± 0,32
22/06/2013	1,03 ^b ± 0,39	1,62 ^a ± 0,20	1,51 ^b ± 0,36	2,92 ^a ± 1,86	0,90 ^b ± 0,18
02/08/2013	2,56 ^a ± 0,28	2,46 ^a ± 0,91	3,02 ^{ab} ± 0,60	2,10 ^a ± 0,28	2,38 ^a ± 0,35
15/09/2013	2,43 ^a ± 0,39	1,89 ^a ± 0,37	1,82 ^b ± 0,43	2,10 ^a ± 0,50	0,95 ^b ± 0,14
26/10/2013	1,18 ^b ± 0,13	0,78 ^a ± 0,33	0,88 ^{bc} ± 0,27	1,11 ^a ± 0,14	1,07 ^b ± 0,33

Çizelge 4.8. Bitki Topluluklarının 5-20 cm toprak katmanında tayin edilen ölçüm anındaki NH₄⁺-N (kg / ha) miktarlarının mevsimsel değişimi (ortalama değer ± standart sapma, n= 3, α;0,05, P<0,05 ilişki anlamlı, P>0,05 ilişki anlamsız)

Örnek Alma Tarihleri	BİTKİ TOPLULUKLARI				
	<i>A. bornmuelleriana</i>	<i>P. nigra</i>	<i>F. orientalis</i>	<i>Abies - Pinus</i>	<i>Abies - Pinus - Fagus</i>
03/05/2013	2,43 ^{ab} ± 0,66	2,55 ^a ± 0,85	3,12 ^a ± 0,57	3,74 ^a ± 1,28	4,52 ^a ± 2,53
22/06/2013	1,31 ^b ± 0,70	2,13 ^{ab} ± 0,43	1,59 ^b ± 0,25	3,53 ^a ± 1,99	1,36 ^b ± 0,38
02/08/2013	2,82 ^a ± 0,50	3,64 ^a ± 0,95	4,32 ^a ± 0,16	3,48 ^a ± 0,34	3,03 ^{ab} ± 0,40
15/09/2013	1,70 ^{abc} ± 0,37	2,85 ^a ± 0,43	3,04 ^{ab} ± 0,73	1,87 ^{ab} ± 0,20	0,98 ^b ± 0,27
26/10/2013	0,78 ^{bc} ± 0,26	0,82 ^b ± 0,23	1,41 ^{bc} ± 0,77	0,94 ^b ± 0,13	0,98 ^b ± 0,15

Çizelge 4.9. Bitki Topluluklarının 0-20 cm toprak katmanında tayin edilen ölçüm anındaki NH₄⁺-N (kg / ha) miktarlarının mevsimsel değişimi (ortalama değer ± standart sapma, n= 3, α;0,05, P<0,05 ilişki anlamlı, P>0,05 ilişki anlamsız)

Örnek Alma Tarihleri	BİTKİ TOPLULUKLARI				
	<i>A. bornmuelleriana</i>	<i>P. nigra</i>	<i>F. orientalis</i>	<i>Abies - Pinus</i>	<i>Abies - Pinus - Fagus</i>
03/05/2013	5,65 ^a ± 0,78	4,36 ^{ab} ± 1,43	6,77 ^{ab} ± 1,41	5,67 ^a ± 1,29	7,07 ^a ± 2,41
22/06/2013	2,34 ^b ± 1,07	3,75 ^{ab} ± 0,28	3,10 ^{bc} ± 0,24	6,45 ^a ± 3,81	2,26 ^b ± 0,22
02/08/2013	5,38 ^a ± 0,53	6,10 ^a ± 1,77	7,34 ^a ± 0,67	5,58 ^a ± 0,61	5,41 ^a ± 0,31
15/09/2013	4,13 ^a ± 0,61	4,74 ^a ± 0,59	4,86 ^b ± 1,11	3,97 ^a ± 0,70	1,93 ^b ± 0,41
26/10/2013	1,96 ^b ± 0,17	1,60 ^b ± 0,52	2,29 ^c ± 0,50	2,05 ^a ± 0,09	2,05 ^b ± 0,42

Toprağın 0-5 cm katmanında ölçüm anındaki NO₃⁻-N miktarlarının yıl içindeki mevsimsel değişimi bir yönlü varyans analizi sonucuna göre tüm topluluklarda anlamlı (P<0,05) bulunmuştur. En yüksek fark grubu *A. bornmuelleriana* topluluğunda 1,87 ± 0,56 kg NO₃⁻-N / ha ile mayıs ayında, *P. nigra* topluluğunda 0,87 ± 0,35 kg NO₃⁻-N / ha ve 0,69 ± 0,02 kg NO₃⁻-N / ha ile mayıs ve ekim aylarında, *F. orientalis* topluluğunda 0,50 ± 0,19 kg NO₃⁻-N / ha ve 0,73 ± 0,29 kg NO₃⁻-N / ha ile eylül ve ekim ayında, *A. bornmuelleriana* - *P. nigra* topluluğunda 1,72 ± 0,56 kg NO₃⁻-N / ha ve *A. bornmuelleriana* - *P. nigra* - *F. orientalis* topluluğunda 1,69 ± 0,24 kg NO₃⁻-N / ha ile mayıs ayında yer alırken; en düşük fark grubu *A. bornmuelleriana* topluluğunda 0,32 ± 0,34 kg NO₃⁻-N / ha, 0,75 ± 0,04 kg NO₃⁻-N / ha, 0,71 ± 0,24 kg NO₃⁻-N / ha ve 0,63 ± 0,08 kg NO₃⁻-N / ha ile haziran, ağustos, eylül ve ekim aylarında, *P. nigra* topluluğunda 0,09 ± 0,15 kg NO₃⁻-N / ha ve *F. orientalis* topluluğunda 0,00 ± 0,00 kg NO₃⁻-N / ha ile haziran ayında, *A. bornmuelleriana* - *P. nigra* topluluğunda 0,77 ± 0,26 kg NO₃⁻-N / ha, 0,65 ± 0,19 kg NO₃⁻-N / ha, 0,18 ± 0,11 kg NO₃⁻-N / ha ve 0,69 ± 0,09 kg NO₃⁻-N / ha ile haziran, ağustos, eylül ve ekim aylarında, *A. bornmuelleriana* - *P. nigra* - *F. orientalis* topluluğunda 0,00 ± 0,00 kg NO₃⁻-N / ha ile haziran ayında bulunduğu saptanmıştır (Çizelge 4.10; Şekil 4.11- 4.16).

Toprağın 5-20 cm katmanında ölçüm anındaki NO₃⁻-N miktarlarının yıl içindeki mevsimsel değişimi bir yönlü varyans analizi sonucuna göre *A. bornmuelleriana*, *P. nigra* ve *A. bornmuelleriana* - *P. nigra* topluluğunda anlamlı (P<0,05), *F. orientalis* ve *A. bornmuelleriana* - *P. nigra* - *F. orientalis* topluluğunda anlamsız (P>0,05) bulunmuştur. En yüksek fark grubu *A. bornmuelleriana* topluluğunda 1,43 ± 0,78 kg NO₃⁻-N / ha, *P. nigra* topluluğunda 1,29 ± 0,49 kg NO₃⁻-N / ha ve *A. bornmuelleriana* - *P. nigra* topluluğunda 2,19 ± 0,56 kg NO₃⁻-N / ha ile mayıs ayında yer alırken, *F. orientalis* topluluğunun en yüksek değeri 0,83 ± 0,15 kg NO₃⁻-N / ha ile ekim, *A. bornmuelleriana* - *P. nigra* - *F. orientalis* topluluğunda 2,03 ± 2,44 kg NO₃⁻-N / ha ile mayıs ayında saptanmıştır. En düşük fark grubu *A. bornmuelleriana* topluluğunda 0,15 ± 0,26 kg NO₃⁻-N / ha ve *P. nigra* topluluğunda 0,00 ± 0,00 kg NO₃⁻-N / ha ile haziran ayında, *A. bornmuelleriana* - *P. nigra* topluluğunda 0,47 ± 0,18 kg NO₃⁻-N / ha, 0,71 ± 0,11 kg NO₃⁻-N / ha, 0,11 ± 0,18 kg NO₃⁻-N / ha ve 0,57 ± 0,06 kg NO₃⁻-N / ha ile haziran, ağustos, eylül ve ekim aylarında yer alırken, *F. orientalis* topluluğunun en düşük değeri 0,00 ±

0,00 kg NO₃⁻-N / ha ve *A. bornmuelleriana* - *P. nigra* - *F. orientalis* topluluğunda 0,00 ± 0,00 kg NO₃⁻-N / ha ile haziran ayında tespit edilmiştir (Çizelge 4.11; Şekil 4.11- 4.16).

Toprağın 0-20 cm'lik toplam katmanında ölçüm anındaki NO₃⁻-N miktarlarının yıl içindeki mevsimsel değişimi bir yönlü varyans analizi sonucuna göre tüm topluluklarda anlamlı (P<0,05) bulunmuştur. En yüksek fark grubu *A. bornmuelleriana* topluluğunda 3,30 ± 1,33 kg NO₃⁻-N / ha, *P. nigra* topluluğunda 2,16 ± 0,41 kg NO₃⁻-N / ha, *A. bornmuelleriana* - *P. nigra* topluluğunda 3,91 ± 0,93 kg NO₃⁻-N / ha ve *A. bornmuelleriana* - *P. nigra* - *F. orientalis* topluluğunda 3,72 ± 2,55 kg NO₃⁻-N / ha ile mayıs ayında, *F. orientalis* topluluğunda 1,56 ± 0,23 kg NO₃⁻-N / ha ile ekim ayında yer alırken; en düşük fark grubu *A. bornmuelleriana* topluluğunda 0,47 ± 0,58 kg NO₃⁻-N / ha, 1,20 ± 0,58 kg NO₃⁻-N / ha ile haziran ve eylül aylarında, *P. nigra* topluluğunda 0,09 ± 0,15 kg NO₃⁻-N / ha, *F. orientalis* topluluğunda 0,00 ± 0,00 kg NO₃⁻-N / ha ve *A. bornmuelleriana* - *P. nigra* - *F. orientalis* topluluğunda 0,00 ± 0,00 kg NO₃⁻-N / ha ile haziran ayında, *A. bornmuelleriana* - *P. nigra* topluluğunda 1,25 ± 0,12 kg NO₃⁻-N / ha, 1,35 ± 0,26 kg NO₃⁻-N / ha, 0,29 ± 0,25 kg NO₃⁻-N / ha ve 1,26 ± 0,13 kg NO₃⁻-N / ha ile haziran, ağustos, eylül ve ekim aylarında bulunduğu saptanmıştır (Çizelge 4.12; Şekil 4.11- 4.16).

Çizelge 4.10. Bitki Topluluklarının 0-5 cm toprak katmanında tayin edilen ölçüm anındaki NO₃⁻-N (kg / ha) miktarlarının mevsimsel değişimi (ortalama değer ± standart sapma, n= 3, α;0,05, P<0,05 ilişki anlamlı, P>0,05 ilişki anlamsız)

Örnek Alma Tarihleri	BİTKİ TOPLULUKLARI				
	<i>A. bornmuelleriana</i>	<i>P. nigra</i>	<i>F. orientalis</i>	<i>Abies - Pinus</i>	<i>Abies - Pinus - Fagus</i>
03/05/2013	1,87 ^a ± 0,56	0,87 ^a ± 0,35	0,43 ^{ab} ± 0,05	1,72 ^a ± 0,56	1,69 ^a ± 0,24
22/06/2013	0,32 ^b ± 0,34	0,09 ^b ± 0,15	0,00 ^b ± 0,00	0,77 ^b ± 0,26	0,00 ^c ± 0,00
02/08/2013	0,75 ^b ± 0,04	0,57 ^{ab} ± 0,32	0,38 ^{ab} ± 0,11	0,65 ^b ± 0,19	0,67 ^b ± 0,16
15/09/2013	0,71 ^b ± 0,24	0,35 ^{ab} ± 0,08	0,50 ^a ± 0,19	0,18 ^b ± 0,11	0,71 ^b ± 0,18
26/10/2013	0,63 ^b ± 0,08	0,69 ^a ± 0,02	0,73 ^a ± 0,29	0,69 ^b ± 0,09	0,79 ^b ± 0,26

79

Çizelge 4.11. Bitki Topluluklarının 5-20 cm toprak katmanında tayin edilen ölçüm anındaki NO₃⁻-N (kg / ha) miktarlarının mevsimsel değişimi (ortalama değer ± standart sapma, n= 3, α;0,05, P<0,05 ilişki anlamlı, P>0,05 ilişki anlamsız)

Örnek Alma Tarihleri	BİTKİ TOPLULUKLARI				
	<i>A. bornmuelleriana</i>	<i>P. nigra</i>	<i>F. orientalis</i>	<i>Abies - Pinus</i>	<i>Abies - Pinus - Fagus</i>
03/05/2013	1,43 ^a ± 0,78	1,29 ^a ± 0,49	0,57 ^a ± 0,61	2,19 ^a ± 0,56	2,03 ^a ± 2,44
22/06/2013	0,15 ^b ± 0,26	0,00 ^{bc} ± 0,00	0,00 ^a ± 0,00	0,47 ^b ± 0,18	0,00 ^a ± 0,00
02/08/2013	0,64 ^{ab} ± 0,08	0,48 ^b ± 0,14	0,74 ^a ± 0,36	0,71 ^b ± 0,11	0,68 ^a ± 0,07
15/09/2013	0,50 ^{ab} ± 0,35	0,46 ^b ± 0,15	0,33 ^a ± 0,41	0,11 ^b ± 0,18	0,60 ^a ± 0,06
26/10/2013	0,80 ^{ab} ± 0,27	0,82 ^{ab} ± 0,15	0,83 ^a ± 0,15	0,57 ^b ± 0,06	0,61 ^a ± 0,11

Çizelge 4.12. Bitki Topluluklarının 0-20 cm toprak katmanında tayin edilen ölçüm anındaki NO₃⁻-N (kg / ha) miktarlarının mevsimsel değişimi (ortalama değer ± standart sapma, n= 3, α;0,05, P<0,05 ilişki anlamlı, P>0,05 ilişki anlamsız)

Örnek Alma Tarihleri	BİTKİ TOPLULUKLARI				
	<i>A. bornmuelleriana</i>	<i>P. nigra</i>	<i>F. orientalis</i>	<i>Abies - Pinus</i>	<i>Abies - Pinus - Fagus</i>
03/05/2013	3,30 ^a ± 1,33	2,16 ^a ± 0,41	1,00 ^{ab} ± 0,65	3,91 ^a ± 0,93	3,72 ^a ± 2,55
22/06/2013	0,47 ^b ± 0,58	0,09 ^c ± 0,15	0,00 ^b ± 0,00	1,25 ^b ± 0,12	0,00 ^b ± 0,00
02/08/2013	1,38 ^{ab} ± 0,11	1,05 ^b ± 0,46	1,11 ^{ab} ± 0,27	1,35 ^b ± 0,26	1,34 ^{ab} ± 0,18
15/09/2013	1,20 ^b ± 0,58	0,81 ^{bc} ± 0,18	0,83 ^{ab} ± 0,60	0,29 ^b ± 0,25	1,30 ^{ab} ± 0,12
26/10/2013	1,43 ^{ab} ± 0,31	1,51 ^{ab} ± 0,16	1,56 ^a ± 0,23	1,26 ^b ± 0,13	1,40 ^{ab} ± 0,16

Toprağın 0-5 cm katmanında ölçüm anındaki toplam mineral azot ($\text{NH}_4^+ + \text{NO}_3^- - \text{N}$; toplam N_{min}) miktarlarının yıl içindeki mevsimsel değişimi bir yönlü varyans analizi sonucuna göre *A. bornmuelleriana*, *F. orientalis* ve *A. bornmuelleriana* - *P. nigra* - *F. orientalis* topluluğunda anlamlı ($P < 0,05$), *P. nigra* ve *A. bornmuelleriana* - *P. nigra* topluluğunda anlamsız ($P > 0,05$) bulunmuştur. En yüksek fark grubu *A. bornmuelleriana* topluluğunda $5,10 \pm 0,42$ kg toplam N_{min} / ha, *F. orientalis* topluluğunda $4,09 \pm 0,93$ kg toplam N_{min} / ha ve *A. bornmuelleriana* - *P. nigra* - *F. orientalis* topluluğunda $4,24 \pm 0,51$ kg toplam N_{min} / ha ile mayıs ayında yer alırken, *P. nigra* topluluğunun en yüksek değeri $3,04 \pm 1,22$ kg toplam N_{min} / ha ile ağustos ve *A. bornmuelleriana* - *P. nigra* topluluğunda $3,70 \pm 1,76$ kg toplam N_{min} / ha ile haziran ayında saptanmıştır. En düşük fark grubu *A. bornmuelleriana* topluluğunda $1,35 \pm 0,62$ kg toplam N_{min} / ha ve $1,81 \pm 0,11$ kg toplam N_{min} / ha ile haziran ve ekim, *F. orientalis* topluluğunda $1,51 \pm 0,36$ kg toplam N_{min} / ha ve $1,61 \pm 0,54$ kg toplam N_{min} / ha ile haziran ve ekim, *A. bornmuelleriana* - *P. nigra* - *F. orientalis* topluluğunda $0,90 \pm 0,18$ kg toplam N_{min} / ha, $1,65 \pm 0,31$ kg toplam N_{min} / ha ve $1,85 \pm 0,57$ kg toplam N_{min} / ha ile haziran, eylül ve ekim aylarında yer alırken, *P. nigra* topluluğunun en düşük değeri $1,48 \pm 0,34$ kg toplam N_{min} / ha ve *A. bornmuelleriana* - *P. nigra* topluluğunun $1,80 \pm 0,22$ kg toplam N_{min} / ha ile ekim ayında tespit edilmiştir (Çizelge 4.13; Şekil 4.11- 4.16).

Toprağın 5-20 cm katmanında ölçüm anındaki toplam mineral azot ($\text{NH}_4^+ + \text{NO}_3^- - \text{N}$; toplam N_{min}) miktarlarının yıl içindeki mevsimsel değişimi bir yönlü varyans analizi sonucuna göre *A. bornmuelleriana*, *F. orientalis*, *P. nigra* ve *A. bornmuelleriana* - *P. nigra* topluluğunda anlamlı ($P < 0,05$), *A. bornmuelleriana* - *P. nigra* - *F. orientalis* topluluğunda anlamsız ($P > 0,05$) bulunmuştur. En yüksek fark grubu *A. bornmuelleriana* topluluğunda $3,86 \pm 0,88$ kg toplam N_{min} / ha ve $3,45 \pm 0,42$ kg toplam N_{min} / ha, *P. nigra* topluluğunda $3,84 \pm 1,09$ kg toplam N_{min} / ha ve $4,12 \pm 1,04$ kg toplam N_{min} / ha ile mayıs ve ağustos aylarında, *F. orientalis* topluluğunda $5,05 \pm 0,29$ kg toplam N_{min} / ha ile ağustos ayında, *A. bornmuelleriana* - *P. nigra* topluluğunda $5,93 \pm 0,85$ kg toplam N_{min} / ha ile mayıs ayında yer alırken, *A. bornmuelleriana* - *P. nigra* - *F. orientalis* topluluğunun en yüksek değeri $6,55 \pm 4,97$ kg toplam N_{min} / ha ile mayıs ayında hesaplanmıştır. En düşük fark grubu *A. bornmuelleriana* topluluğunda $1,46 \pm 0,82$ kg toplam N_{min} / ha ve $1,58 \pm 0,50$ kg toplam N_{min} / ha ile haziran ve ekim aylarında, *P. nigra* topluluğunda $1,64$

$\pm 0,37$ kg toplam N_{\min} / ha ile ekim ayında, *F. orientalis* topluluğunda $1,59 \pm 0,25$ kg toplam N_{\min} / ha ile haziran, *A. bornmuelleriana* - *P. nigra* topluluğunda $1,98 \pm 0,38$ kg toplam N_{\min} / ha ve $1,52 \pm 0,19$ kg toplam N_{\min} / ha ile eylül ve ekim aylarında yer alırken, *A. bornmuelleriana* - *P. nigra* - *F. orientalis* topluluğunun en düşük değeri $1,36 \pm 0,38$ kg toplam N_{\min} / ha ile haziran ayında saptanmıştır (Çizelge 4.14; Şekil 4.11- 4.16).

Toprağın 0-20 cm'lik toplam katmanında ölçüm anındaki toplam mineral azot ($NH_4^+ + NO_3^- - N$; toplam N_{\min}) miktarlarının yıl içindeki mevsimsel değişimi bir yönlü varyans analizi sonucuna göre tüm topluluklarda anlamlı ($P < 0,05$) bulunmuştur. En yüksek fark grubu *A. bornmuelleriana* topluluğunda $8,96 \pm 0,64$ kg toplam N_{\min} / ha, *A. bornmuelleriana* - *P. nigra* topluluğunda $9,58 \pm 0,46$ kg toplam N_{\min} / ha ve *A. bornmuelleriana* - *P. nigra* - *F. orientalis* topluluğunda $10,79 \pm 4,95$ kg toplam N_{\min} / ha ile mayıs ayında, *P. nigra* topluluğunda $7,15 \pm 2,19$ kg toplam N_{\min} / ha ve *F. orientalis* topluluğunda $8,45 \pm 0,42$ kg toplam N_{\min} / ha ile ağustos ayında yer alırken; en düşük fark grubu *A. bornmuelleriana* topluluğunda $2,81 \pm 1,44$ kg toplam N_{\min} / ha ve *F. orientalis* topluluğunda $3,10 \pm 0,24$ kg toplam N_{\min} / ha ile haziran ayında, *P. nigra* topluluğunda $3,11 \pm 0,67$ kg toplam N_{\min} / ha ile ekim ayında, *A. bornmuelleriana* - *P. nigra* topluluğunda $4,25 \pm 0,94$ kg toplam N_{\min} / ha ve $3,31 \pm 0,22$ kg toplam N_{\min} / ha ile eylül ve ekim aylarında, *A. bornmuelleriana* - *P. nigra* - *F. orientalis* topluluğunda $2,26 \pm 0,22$ kg toplam N_{\min} / ha, $3,23 \pm 0,52$ kg toplam N_{\min} / ha ve $3,44 \pm 0,58$ kg toplam N_{\min} / ha ile haziran, eylül ve ekim aylarında bulunduğu tespit edilmiştir (Çizelge 4.15; Şekil 4.11- 4.16).

Çizelge 4.13. Bitki Topluluklarının 0-5 cm toprak katmanında tayin edilen ölçüm anındaki toplam N_{\min} ($\text{kg NH}_4^+ + \text{NO}_3^- - \text{N} / \text{ha}$) miktarlarının mevsimsel değişimi (ortalama değer \pm standart sapma, $n = 3$, $\alpha; 0,05$, $P < 0,05$ ilişki anlamlı, $P > 0,05$ ilişki anlamsız)

Örnek Alma Tarihleri	BİTKİ TOPLULUKLARI				
	<i>A. bornmuelleriana</i>	<i>P. nigra</i>	<i>F. orientalis</i>	<i>Abies - Pinus</i>	<i>Abies - Pinus - Fagus</i>
03/05/2013	5,10 ^a \pm 0,42	2,69 ^a \pm 0,65	4,09 ^a \pm 0,93	3,66 ^a \pm 0,76	4,24 ^a \pm 0,51
22/06/2013	1,35 ^c \pm 0,62	1,70 ^a \pm 0,35	1,51 ^{bc} \pm 0,36	3,70 ^a \pm 1,76	0,90 ^c \pm 0,18
02/08/2013	3,31 ^b \pm 0,27	3,04 ^a \pm 1,22	3,40 ^{ab} \pm 0,71	2,75 ^a \pm 0,45	3,05 ^b \pm 0,33
15/09/2013	3,13 ^b \pm 0,33	2,24 ^a \pm 0,43	2,32 ^b \pm 0,57	2,28 ^a \pm 0,59	1,65 ^c \pm 0,31
26/10/2013	1,81 ^c \pm 0,11	1,48 ^a \pm 0,34	1,61 ^{bc} \pm 0,54	1,80 ^a \pm 0,22	1,85 ^c \pm 0,57

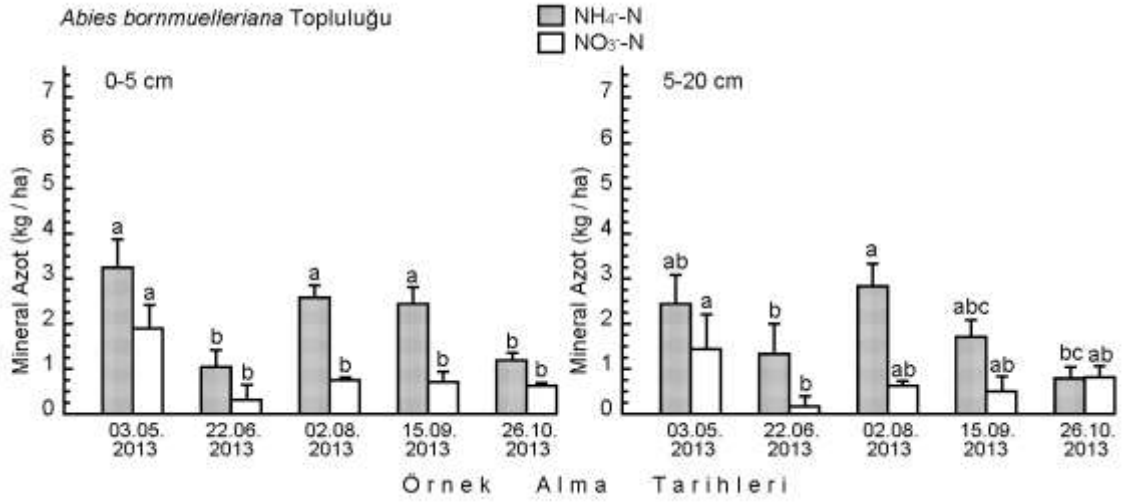
∞

Çizelge 4.14. Bitki Topluluklarının 5-20 cm toprak katmanında tayin edilen ölçüm anındaki toplam N_{\min} ($\text{kg NH}_4^+ + \text{NO}_3^- - \text{N} / \text{ha}$) miktarlarının mevsimsel değişimi (ortalama değer \pm standart sapma, $n = 3$, $\alpha; 0,05$, $P < 0,05$ ilişki anlamlı, $P > 0,05$ ilişki anlamsız)

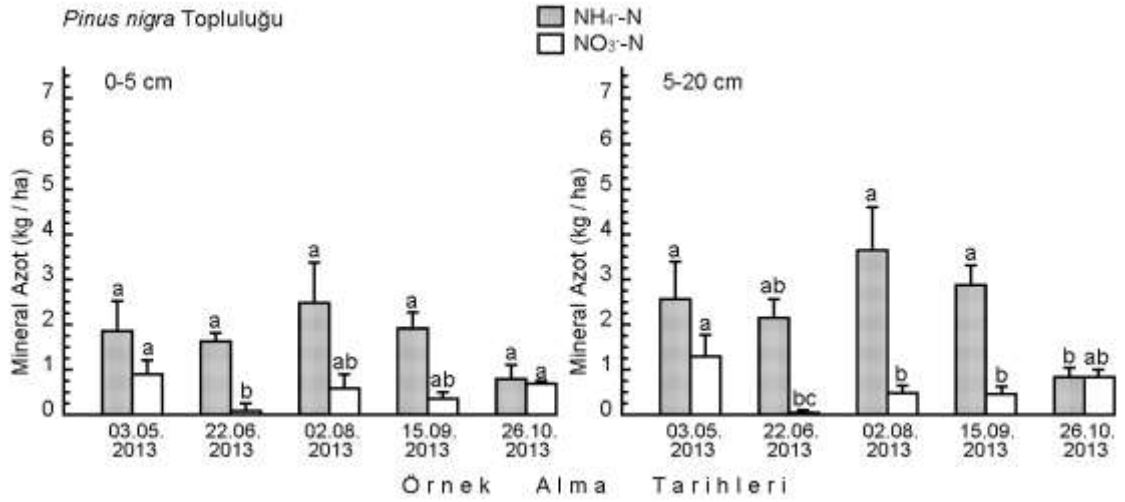
Örnek Alma Tarihleri	BİTKİ TOPLULUKLARI				
	<i>A. bornmuelleriana</i>	<i>P. nigra</i>	<i>F. orientalis</i>	<i>Abies - Pinus</i>	<i>Abies - Pinus - Fagus</i>
03/05/2013	3,86 ^a \pm 0,88	3,84 ^a \pm 1,09	3,69 ^{ab} \pm 0,50	5,93 ^a \pm 0,85	6,55 ^a \pm 4,97
22/06/2013	1,46 ^b \pm 0,82	2,13 ^{ab} \pm 0,43	1,59 ^{bc} \pm 0,25	4,00 ^{ab} \pm 2,05	1,36 ^a \pm 0,38
02/08/2013	3,45 ^a \pm 0,42	4,12 ^a \pm 1,04	5,05 ^a \pm 0,29	4,19 ^{ab} \pm 0,41	3,71 ^a \pm 0,43
15/09/2013	2,19 ^{ab} \pm 0,62	3,31 ^{ab} \pm 0,55	3,37 ^{ab} \pm 1,13	1,98 ^b \pm 0,38	1,58 ^a \pm 0,24
26/10/2013	1,58 ^b \pm 0,50	1,64 ^b \pm 0,37	2,24 ^b \pm 0,79	1,52 ^b \pm 0,19	1,59 ^a \pm 0,06

Çizelge 4.15. Bitki Topluluklarının 0-20 cm katmanında tayin edilen ölçüm anındaki toplam N_{min} (kg NH₄⁺+NO₃⁻-N / ha) miktarlarının mevsimsel değişimi (ortalama değer ± standart sapma, n= 3, α;0,05, P<0,05 ilişki anlamlı, P>0,05 ilişki anlamsız)

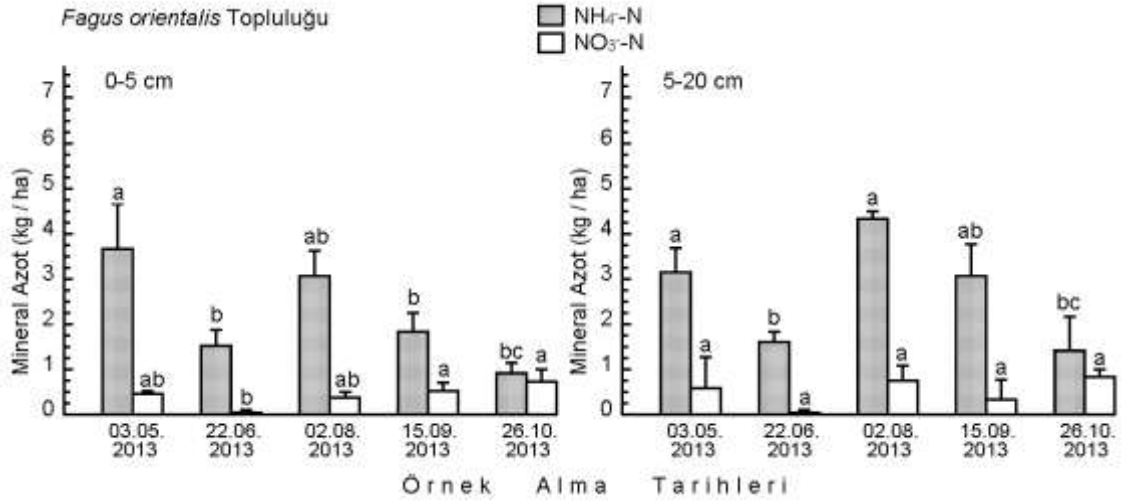
Örnek Alma Tarihleri	BİTKİ TOPLULUKLARI				
	<i>A. bornmuelleriana</i>	<i>P. nigra</i>	<i>F. orientalis</i>	<i>Abies - Pinus</i>	<i>Abies - Pinus - Fagus</i>
03/05/2013	8,96 ^a ± 0,64	6,53 ^{ab} ± 1,15	7,77 ^{ab} ± 0,84	9,58 ^a ± 0,46	10,79 ^a ± 4,95
22/06/2013	2,81 ^{cd} ± 1,44	3,83 ^b ± 0,20	3,10 ^c ± 0,24	7,70 ^{ab} ± 3,70	2,26 ^b ± 0,22
02/08/2013	6,77 ^b ± 0,42	7,15 ^a ± 2,19	8,45 ^a ± 0,42	6,94 ^{ab} ± 0,84	6,75 ^{ab} ± 0,43
15/09/2013	5,33 ^{bc} ± 0,63	5,55 ^{ab} ± 0,72	5,69 ^b ± 1,66	4,25 ^b ± 0,94	3,23 ^b ± 0,52
26/10/2013	3,39 ^c ± 0,44	3,11 ^{bc} ± 0,67	3,85 ^{bc} ± 0,27	3,31 ^b ± 0,22	3,44 ^b ± 0,58



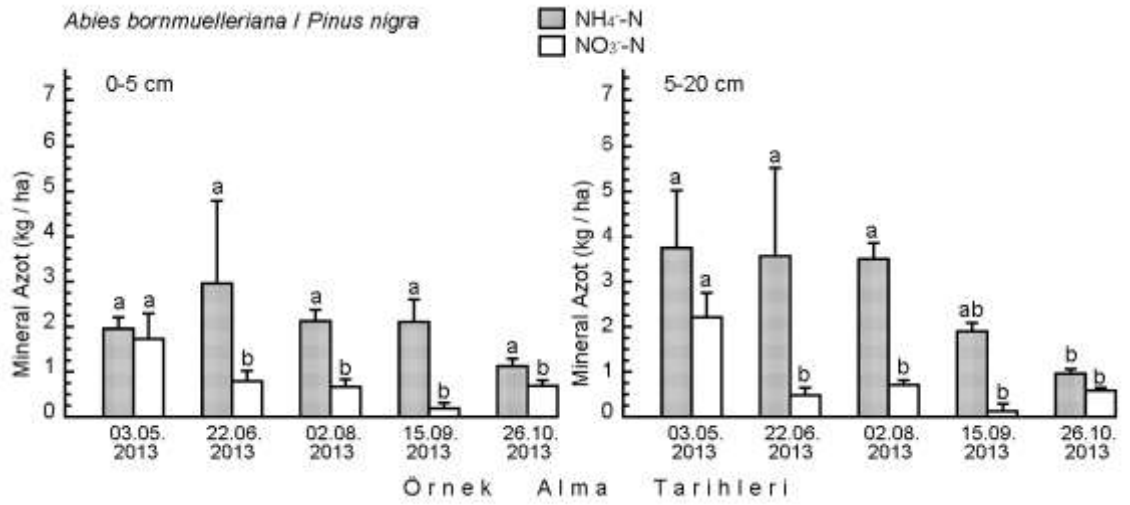
Şekil 4.11. *A. bornmuelleriana* topluluğunun iki farklı toprak katmanında tayin edilen ölçüm anındaki mineral azotun (kg N_{min} / ha) yıl içindeki değişimi (ortalama değer ± standart sapma, n= 3, α;0,05, P<0,05 ilişki anlamlı, P>0,05 ilişki anlamsız)



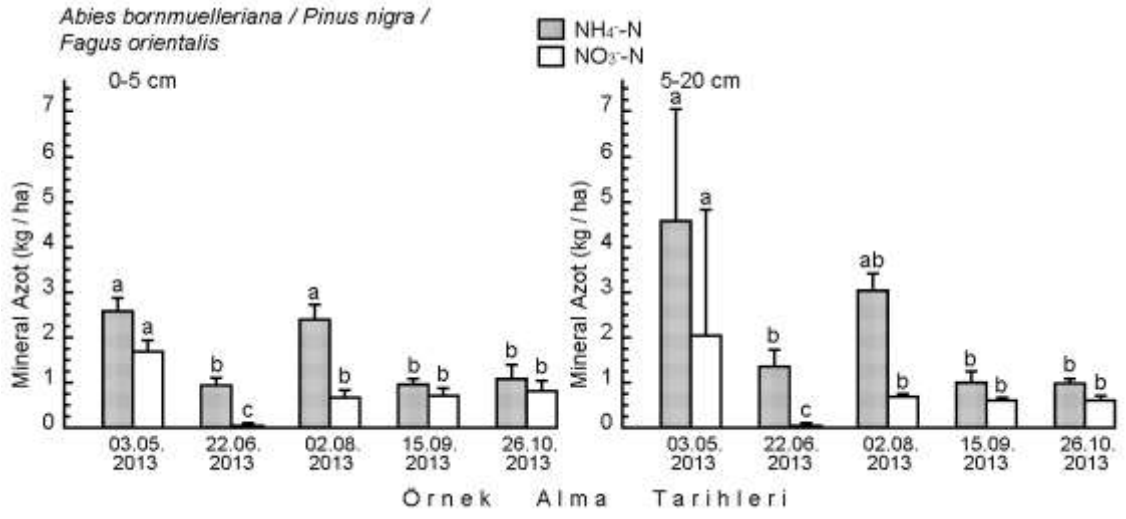
Şekil 4.12. *P. nigra* topluluğunun iki farklı toprak katmanında tayin edilen ölçüm anındaki mineral azotun yıl içindeki değişimi (ortalama değer ± standart sapma, n= 3, α;0,05, P<0,05 ilişki anlamlı, P>0,05 ilişki anlamsız)



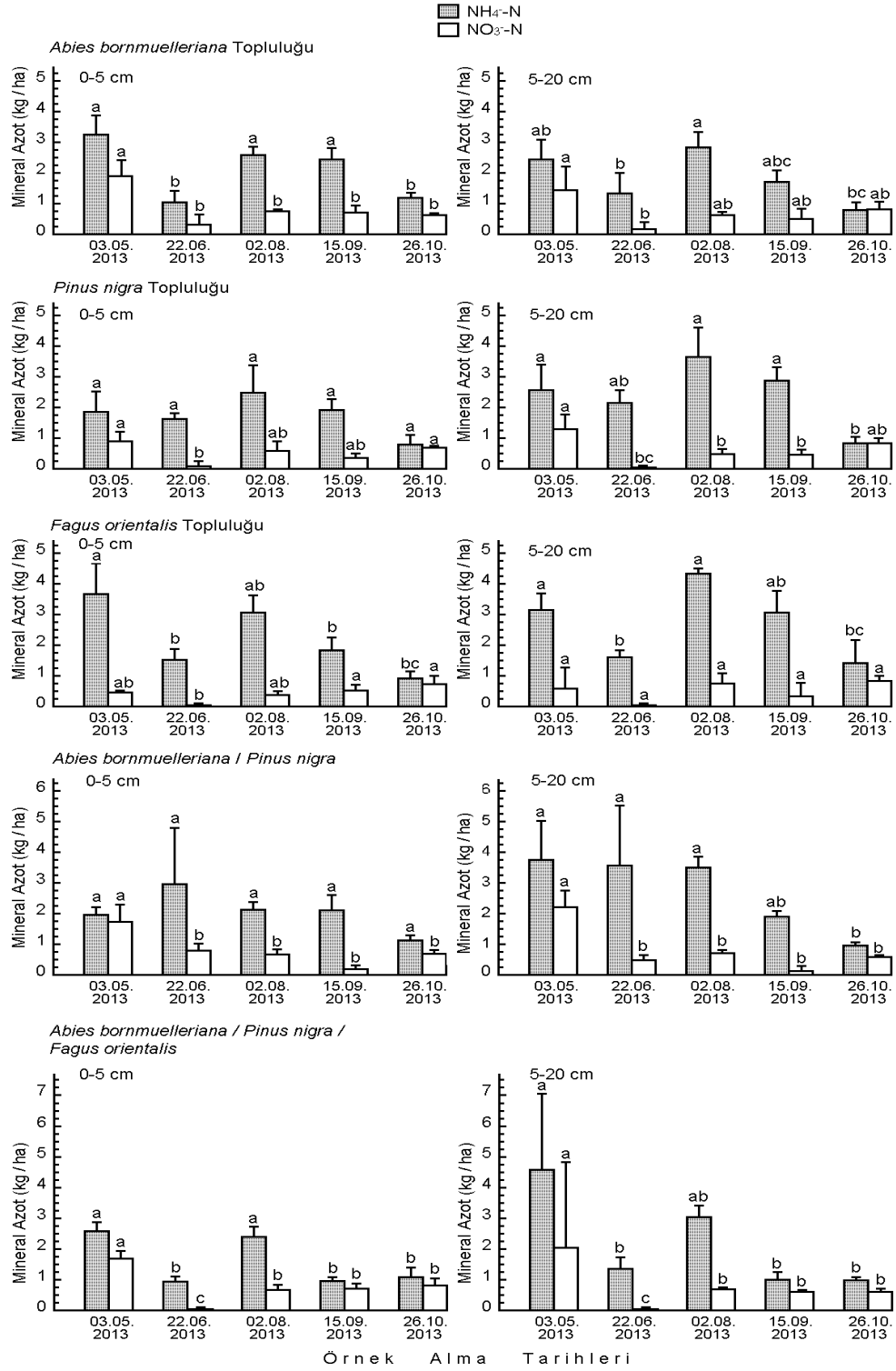
Şekil 4.13. *F. orientalis* topluluğunun iki farklı toprak katmanında tayin edilen ölçüm anındaki mineral azotun (kg N_{min} / ha) yıl içindeki değişimi (ortalama değer ± standart sapma, n= 3, α;0,05, P<0,05 ilişki anlamlı, P>0,05 ilişki anlamsız)



Şekil 4.14. *A. bornmuelleriana* - *P. nigra* topluluğunun iki farklı toprak katmanında tayin edilen ölçüm anındaki mineral azotun (kg N_{min} / ha) yıl içindeki değişimi (ortalama değer ± standart sapma, n= 3, α;0,05, P<0,05 ilişki anlamlı, P>0,05 ilişki anlamsız)



Şekil 4.15. *A. bornmuelleriana* - *P. nigra* - *F. orientalis* topluluğunun iki farklı toprak katmanında tayin edilen ölçüm anındaki mineral azotun (kg N_{min} / ha) yıl içindeki değişimi (ortalama değer ± standart sapma, n= 3, α;0,05, P<0,05 ilişki anlamlı, P>0,05 ilişki anlamsız)



Şekil 4.16. Uludağ'da yayılış gösteren yaşlı klimaks orman topluluklarının iki farklı toprak katmanında tayin edilen ölçüm anındaki mineral azotun (kg N_{min} / ha) yıl içindeki değişimi (ortalama değer ± standart sapma, n= 3, α;0,05, P<0,05 ilişki anlamlı, P>0,05 ilişki anlamsız)

4.3.2. Alan koşullarında mineral azot veriminin yıl içindeki değişimi ve yıllık net verim

Her bir periyot için net mineral azot verimi inkübasyon sonu değerlerinden inkübasyon başlangıcındaki (ölçüm anındaki) değerlerinin çıkarılmasıyla hesaplanmıştır. Toplam 5 inkübasyon periyodu için net mineral azot verimleri toplanarak her bir topluluk için yıllık net mineral azot verimi hesaplanmış ve topluluklar karşılaştırılmıştır (Çizelge 4.20). Ayrıca inkübasyon periyotları arasında gün bakımından fark bulunduğundan mineral azot birikimi de inkübasyon periyodunun uzunluğuna bağlı olarak farklı olmuştur. Bundan dolayı her bir inkübasyon periyodu için günlük verim hesaplandıktan sonra elde edilen değerler haftalık net mineral azot değerlerine dönüştürülmüş ve bu haftalık değerler kullanılarak her bir topluluktaki net mineral azot veriminin yıl içindeki mevsimsel değişimi varyans analizi ile α ; 0,05 anlamlılık düzeyinde test edilmiştir.

İnkübasyona bırakılan örneklerde amonyumun nitrata dönüşümü bazı durumlarda daha fazla olmuş, bu nedenle amonyum başlangıçtaki değerinden düşük bulunmuş ve negatif işaretiyle gösterilmiştir. Aynı zamanda bu durumun tersi nitrat için de geçerli olmuştur. Toplulukların toprağında net mineral azot veriminin yıl içindeki mevsimsel değişimi Çizelge 4.16-4.19 ve Şekil 4.17- 4.21’de verilmiştir.

4.3.2.1. Mineral azot veriminin yıl içindeki değişimi

Toprağın 0-5 cm’lik katmanındaki NH_4^+ -N veriminin inkübasyon aralıkları arasındaki değişimi varyans analizi ile *A. bornmuelleriana*, *P. nigra*, *F. orientalis* ve *A. bornmuelleriana* - *P. nigra* - *F. orientalis* topluluğunda anlamlı ($P < 0,05$), *A. bornmuelleriana* - *P. nigra* topluluğunda anlamsız ($P > 0,05$) bulunmuştur. En yüksek fark grubu *A. bornmuelleriana* topluluğunda $0,36 \pm 0,08 \text{ NH}_4^+$ -N kg / ha / hafta, $0,37 \pm 0,13 \text{ NH}_4^+$ -N kg / ha / hafta ve $0,33 \pm 0,08 \text{ NH}_4^+$ -N kg / ha / hafta ile Mayıs-haziran, haziran-ağustos ve ağustos-eylül arasında, *P. nigra* topluluğunda $1,08 \pm 0,31 \text{ NH}_4^+$ -N kg / ha / hafta ve *A. bornmuelleriana* - *P. nigra* - *F. orientalis* topluluğunda $1,30 \pm 0,34 \text{ NH}_4^+$ -N kg / ha / hafta ile Mayıs-haziran arasında, *F. orientalis* topluluğunda $0,29 \pm 0,02 \text{ NH}_4^+$ -N kg / ha / hafta ile haziran-ağustos arasında, *A. bornmuelleriana* - *P. nigra* topluluğunda en yüksek haftalık verim ise $0,07 \pm 0,04 \text{ NH}_4^+$ -N kg / ha / hafta ile Ekim-Mayıs arasında

tespit edilmiştir. En düşük fark grubu *A. bornmuelleriana* topluluğunda $0,08 \pm 0,08$ NH_4^+ -N kg / ha / hafta ve $0,08 \pm 0,03$ NH_4^+ -N kg / ha / hafta ile eylül-ekim ve ekim-mayıs arasında, *P. nigra* topluluğunda $0,25 \pm 0,19$ NH_4^+ -N kg / ha / hafta, $0,03 \pm 0,18$ NH_4^+ -N kg / ha / hafta, $0,06 \pm 0,05$ NH_4^+ -N kg / ha / hafta ve $0,21 \pm 0,05$ NH_4^+ -N kg / ha / hafta ile haziran-ağustos, ağustos-eylül, eylül-ekim ve ekim-mayıs arasında, *F. orientalis* topluluğunda $-0,22 \pm 0,15$ NH_4^+ -N kg / ha / hafta ile mayıs-haziran arasında, *A. bornmuelleriana* - *P. nigra* - *F. orientalis* topluluğunda $0,33 \pm 0,04$ NH_4^+ -N kg / ha / hafta, $0,22 \pm 0,12$ NH_4^+ -N kg / ha / hafta, $0,26 \pm 0,12$ NH_4^+ -N kg / ha / hafta ve $0,08 \pm 0,05$ NH_4^+ -N kg / ha / hafta ile haziran-ağustos, ağustos-eylül, eylül-ekim ve ekim-mayıs arasında yer alırken, *A. bornmuelleriana* - *P. nigra* topluluğunda en düşük verim miktarı ise $-0,18 \pm 0,24$ NH_4^+ -N kg / ha / hafta ile haziran-ağustos arasında saptanmıştır (Çizelge 4.16; Şekil 4.17- 4.21).

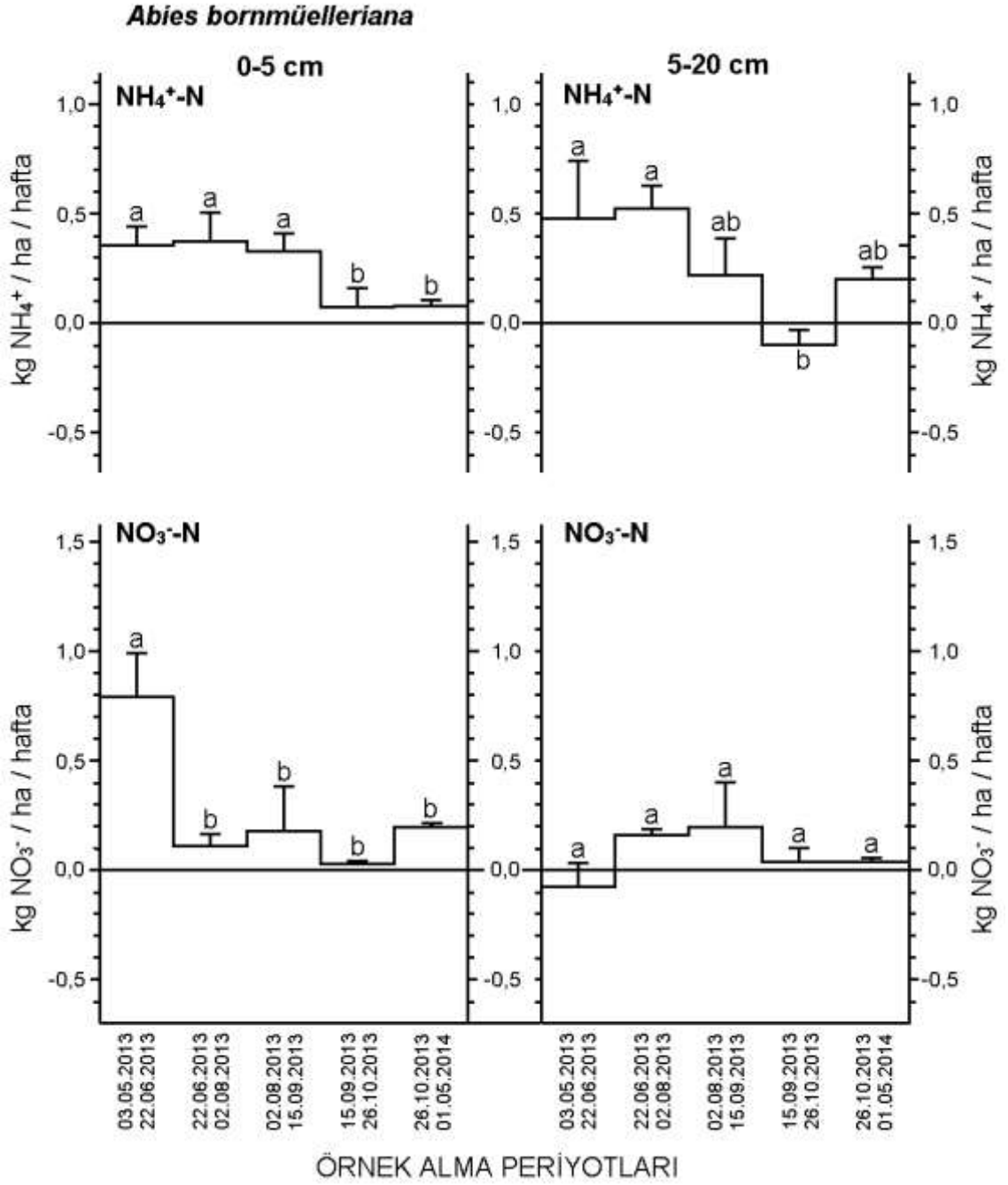
Toprağın 5-20 cm'lik katmanındaki NH_4^+ -N veriminin inkübasyon aralıkları arasındaki değişimi varyans analizi ile tüm topluluklarda anlamlı ($P < 0,05$) bulunmuştur. En yüksek fark grubu *A. bornmuelleriana* topluluğunda $0,48 \pm 0,26$ NH_4^+ -N kg / ha / hafta ve $0,52 \pm 0,11$ NH_4^+ -N kg / ha / hafta ve *F. orientalis* topluluğunda $0,31 \pm 0,19$ NH_4^+ -N kg / ha / hafta ve $0,52 \pm 0,15$ NH_4^+ -N kg / ha / hafta ile mayıs-haziran ve haziran-ağustos arasında, *P. nigra* topluluğunda $0,86 \pm 0,09$ NH_4^+ -N kg / ha / hafta ve *A. bornmuelleriana* - *P. nigra* topluluğunda $0,86 \pm 0,52$ NH_4^+ -N kg / ha / hafta ile mayıs-haziran arasında, *A. bornmuelleriana* - *P. nigra* - *F. orientalis* topluluğunda $0,34 \pm 0,04$ NH_4^+ -N kg / ha / hafta ile haziran-ağustos arasında yer almıştır. En düşük fark grubu *A. bornmuelleriana* topluluğunda $-0,10 \pm 0,07$ NH_4^+ -N kg / ha / hafta ile eylül-ekim arasında, *P. nigra* topluluğunda $-0,11 \pm 0,15$ NH_4^+ -N kg / ha / hafta ve $-0,01 \pm 0,15$ NH_4^+ -N kg / ha / hafta, *F. orientalis* topluluğunda $-0,10 \pm 0,03$ NH_4^+ -N kg / ha / hafta ve $-0,21 \pm 0,16$ NH_4^+ -N kg / ha / hafta ve *A. bornmuelleriana* - *P. nigra* topluluğunda $0,04 \pm 0,13$ NH_4^+ -N kg / ha / hafta ve $0,12 \pm 0,10$ NH_4^+ -N kg / ha / hafta ile ağustos-eylül ve eylül-ekim arasında, *A. bornmuelleriana* - *P. nigra* - *F. orientalis* topluluğunda $-0,19 \pm 0,39$ NH_4^+ -N kg / ha / hafta ile mayıs-haziran arasında tespit edilmiştir (Çizelge 4.17; Şekil 4.17- 4.21).

Çizelge 4.16. Bitki Topluluklarının 0-5 cm toprak katmanında tayin edilen haftalık net amonyum veriminin (kg NH₄⁺-N / ha / hafta) yıl içindeki mevsimsel değişimi (ortalama değer ± standart sapma, n= 3, α;0,05, P<0,05 ilişki anlamlı, P>0,05 ilişki anlamsız)

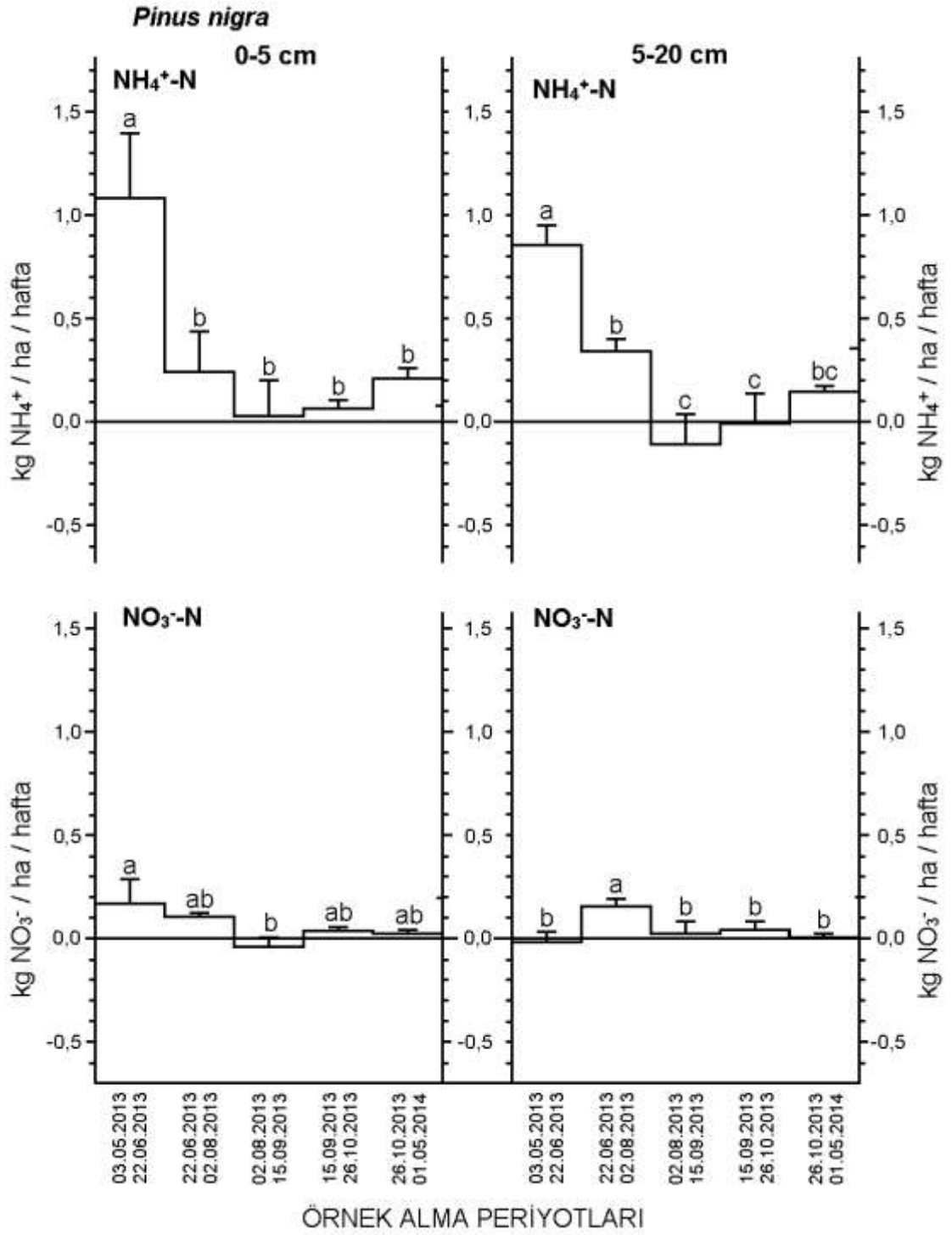
İnkübasyon Periyotları	Net amonyum verimi (kg NH ₄ ⁺ -N / ha / hafta)				
	BİTKİ TOPLULUKLARI				
	<i>A. bornmuelleriana</i>	<i>P. nigra</i>	<i>F. orientalis</i>	<i>Abies - Pinus</i>	<i>Abies - Pinus - Fagus</i>
03/05/2013 22/06/2013	0,36 ^a ± 0,08	1,08 ^a ± 0,31	-0,22 ^{bc} ± 0,15	-0,06 ^a ± 0,08	1,30 ^a ± 0,34
22/06/2013 02/08/2013	0,37 ^a ± 0,13	0,25 ^b ± 0,19	0,29 ^a ± 0,02	-0,18 ^a ± 0,24	0,33 ^b ± 0,04
02/08/2013 15/09/2013	0,33 ^a ± 0,08	0,03 ^b ± 0,18	-0,12 ^b ± 0,11	0,01 ^a ± 0,12	0,22 ^b ± 0,12
15/09/2013 26/10/2013	0,08 ^b ± 0,08	0,06 ^b ± 0,05	0,03 ^{ab} ± 0,16	-0,06 ^a ± 0,10	0,26 ^b ± 0,12
26/10/2013 01/05/2014	0,08 ^b ± 0,03	0,21 ^b ± 0,05	0,10 ^{ab} ± 0,01	0,07 ^a ± 0,04	0,08 ^b ± 0,05

Çizelge 4.17. Bitki Topluluklarının 5-20 cm toprak katmanında tayin edilen haftalık net amonyum veriminin (kg NH₄⁺-N / ha / hafta) yıl içindeki mevsimsel değişimi (ortalama değer ± standart sapma, n= 3, α;0,05, P<0,05 ilişki anlamlı, P>0,05 ilişki anlamsız)

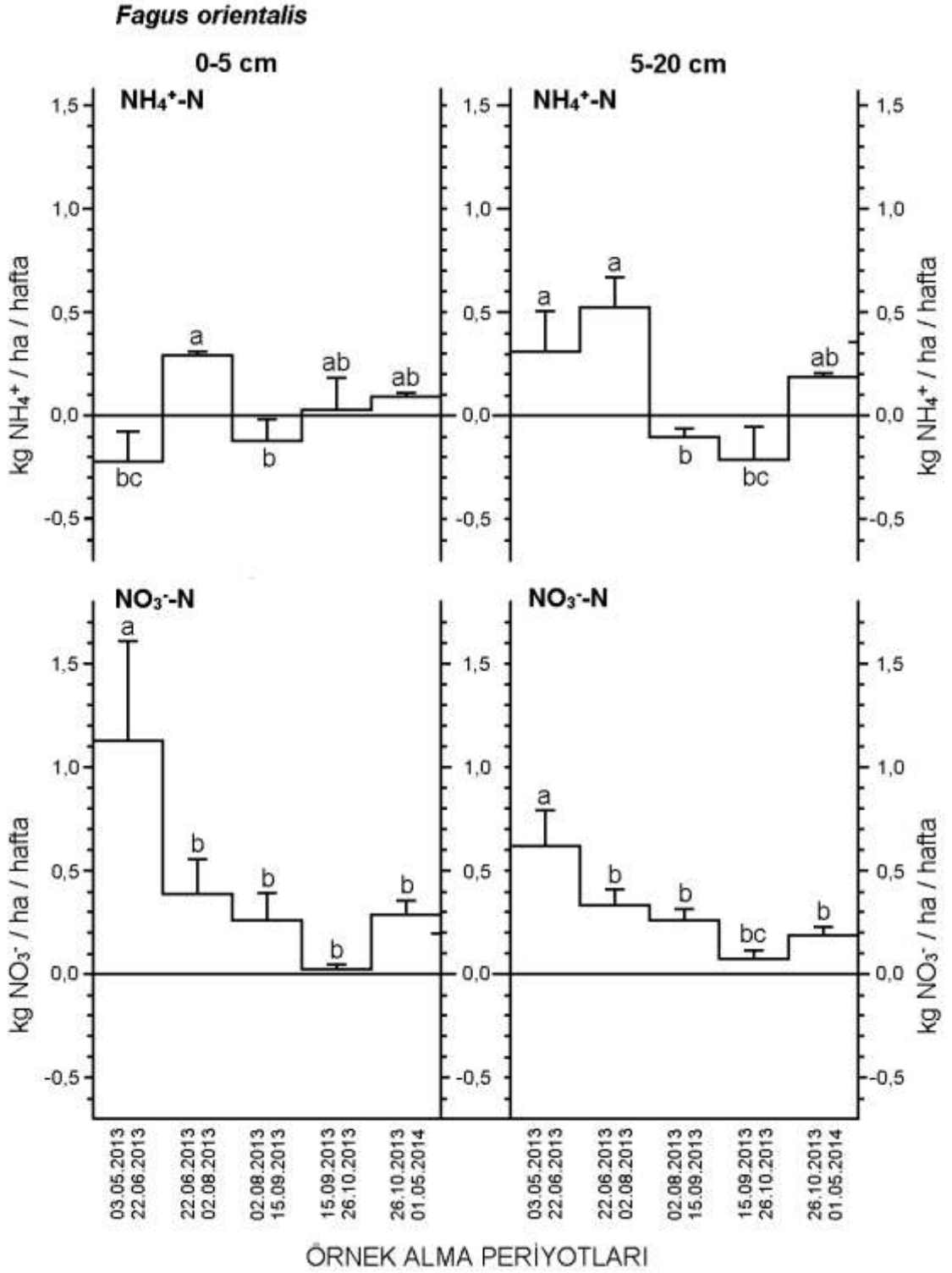
İnkübasyon Periyotları	Net amonyum verimi (kg NH ₄ ⁺ -N / ha / hafta)				
	BİTKİ TOPLULUKLARI				
	<i>A. bornmuelleriana</i>	<i>P. nigra</i>	<i>F. orientalis</i>	<i>Abies - Pinus</i>	<i>Abies - Pinus - Fagus</i>
03/05/2013 22/06/2013	0,48 ^a ± 0,26	0,86 ^a ± 0,09	0,31 ^a ± 0,19	0,86 ^a ± 0,52	-0,19 ^b ± 0,39
22/06/2013 02/08/2013	0,52 ^a ± 0,11	0,34 ^b ± 0,06	0,52 ^a ± 0,15	0,31 ^{ab} ± 0,26	0,34 ^a ± 0,04
02/08/2013 15/09/2013	0,22 ^{ab} ± 0,17	-0,11 ^c ± 0,15	-0,10 ^b ± 0,03	0,04 ^b ± 0,13	-0,10 ^{ab} ± 0,16
15/09/2013 26/10/2013	-0,10 ^b ± 0,07	-0,01 ^c ± 0,15	-0,21 ^{bc} ± 0,16	0,12 ^b ± 0,10	0,33 ^{ab} ± 0,03
26/10/2013 01/05/2014	0,20 ^{ab} ± 0,05	0,15 ^{bc} ± 0,03	0,19 ^{ab} ± 0,02	0,16 ^{ab} ± 0,06	0,07 ^{ab} ± 0,01



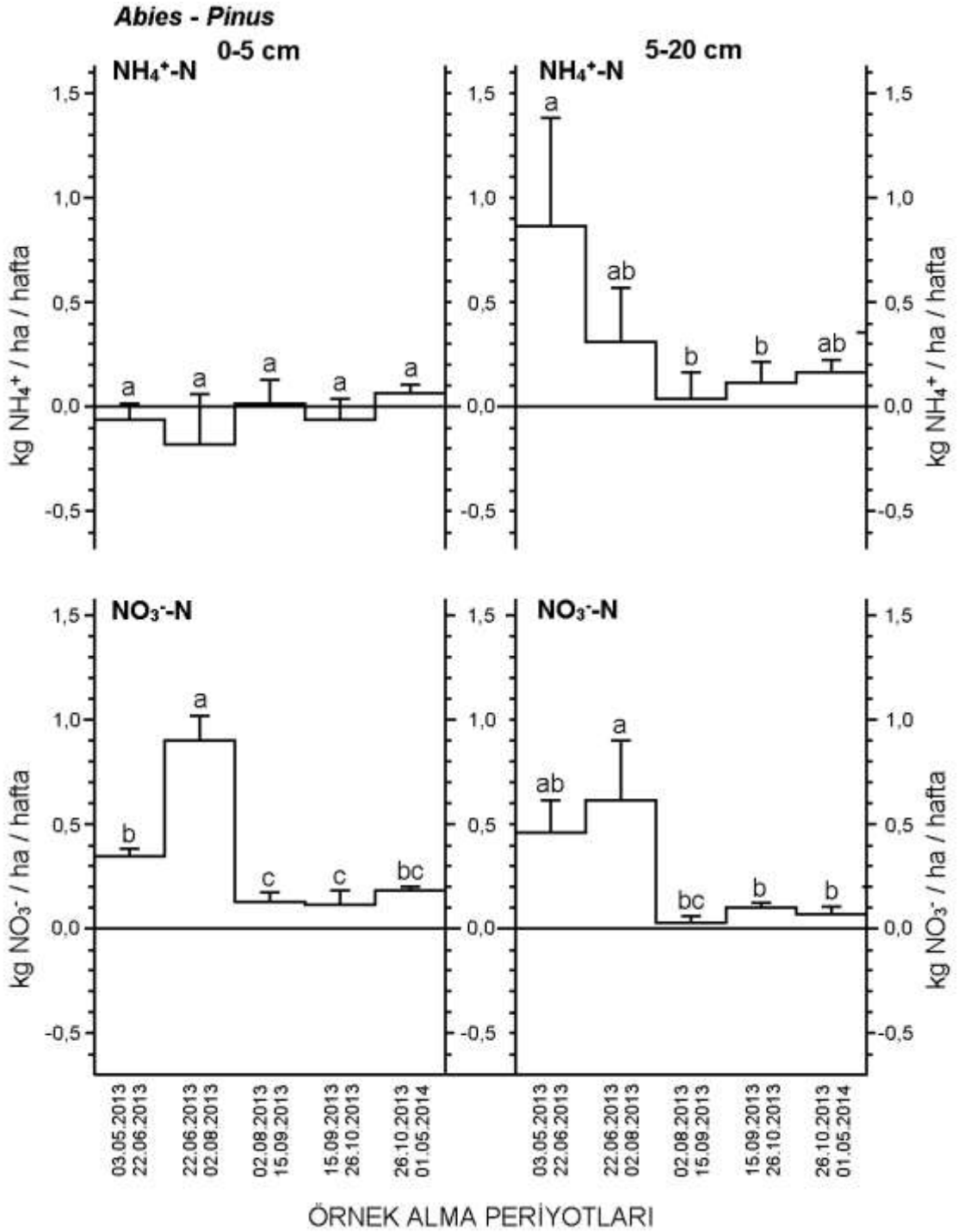
Şekil 4.17. *A. bornmuelleriana* topluluğunda toprağın farklı derinlik katmanlarında net mineral azot veriminin (haftalık net amonyum ve nitrat verimi; kg / ha / hafta) yıl içindeki mevsimsel değişimi (ortalama değer ± standart sapma, n= 3, α;0,05, P<0,05 ilişki anlamlı, P>0,05 ilişki anlamsız)



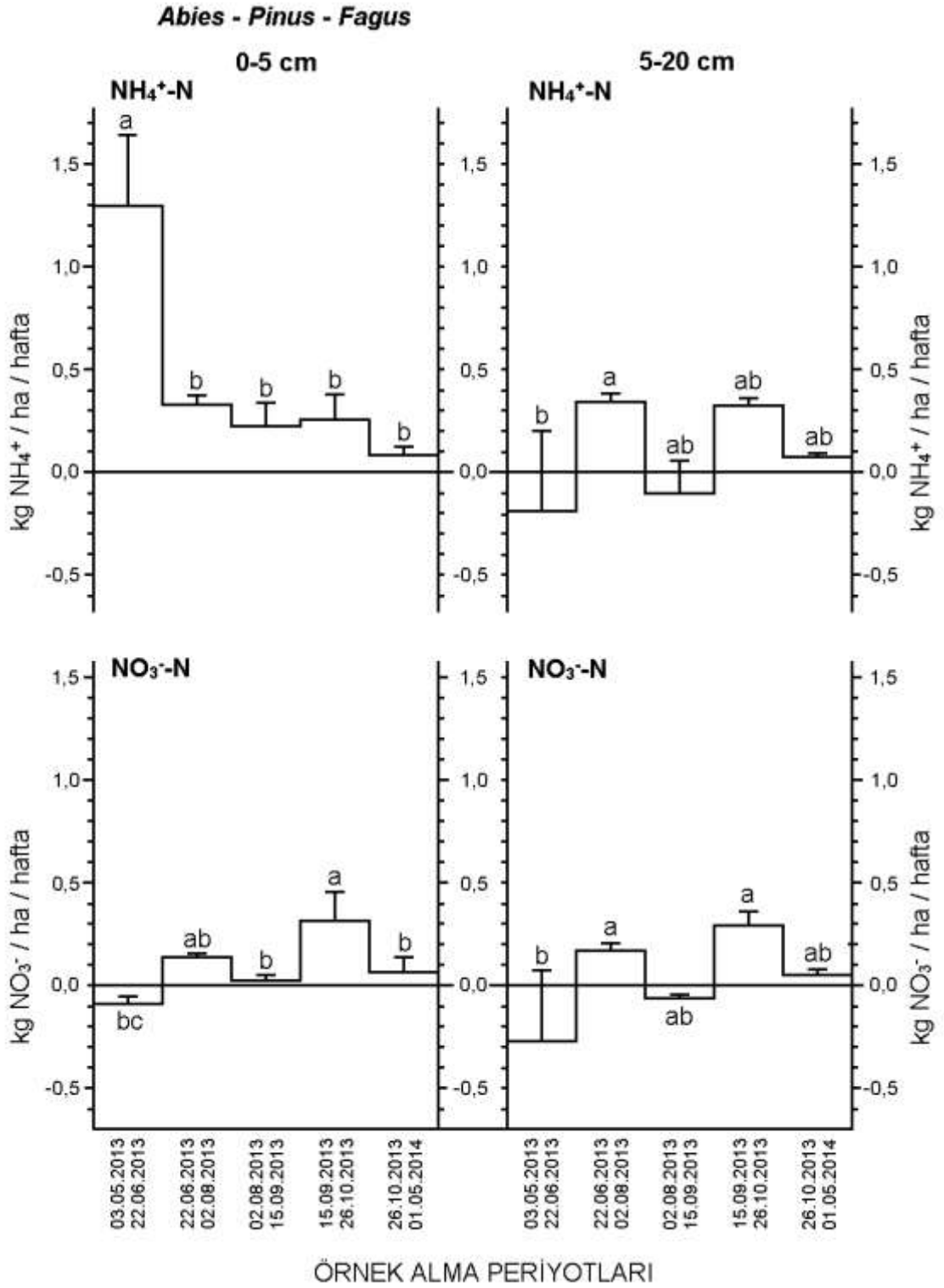
Şekil 4.18. *P. nigra* topluluğunda toprağın farklı derinlik katmanlarında net mineral azot veriminin (haftalık net amonyum ve nitrat verimi; kg / ha / hafta) yıl içindeki mevsimsel değişimi (ortalama değer ± standart sapma, n= 3, α;0,05, P<0,05 ilişki anlamlı, P>0,05 ilişki anlamsız)



Şekil 4.19. *F. orientalis* topluluğunda toprağın farklı derinlik katmanlarında net mineral azot veriminin (haftalık net amonyum ve nitrat verimi; kg / ha / hafta) yıl içindeki mevsimsel değişimi (ortalama değer ± standart sapma, $n = 3$, $\alpha = 0,05$, $P < 0,05$ ilişki anlamlı, $P > 0,05$ ilişki anlamsız)



Şekil 4.20. *A. bornmuelleriana* - *P. nigra* topluluğunda toprağın farklı derinlik katmanlarında net mineral azot veriminin (haftalık net amonyum ve nitrat verimi; kg / ha / hafta) yıl içindeki mevsimsel değişimi (ortalama değer \pm standart sapma, $n = 3$, $\alpha; 0,05$, $P < 0,05$ ilişki anlamlı, $P > 0,05$ ilişki anlamsız)



Şekil 4.21. *A. bornmuelleriana* - *P. nigra* - *F. orientalis* topluluğunda toprağın farklı derinlik katmanlarında net mineral azot veriminin (haftalık net amonyum ve nitrat verimi; kg / ha / hafta) yıl içindeki mevsimsel değişimi (ortalama değer ± standart sapma, n= 3, α;0,05, P<0,05 ilişki anlamlı, P>0,05 ilişki anlamsız)

Toprağın 0-5 cm'lik katmanındaki NO₃⁻-N veriminin inkübasyon aralıkları arasındaki değişimi varyans analizi ile tüm topluluklarda anlamlı (P<0,05) bulunmuştur. En yüksek fark grubu *A. bornmuelleriana* topluluğunda 0,79 ± 0,20 kg NO₃⁻-N / ha / hafta, *P. nigra* topluluğunda 0,17 ± 0,12 kg NO₃⁻-N / ha / hafta ve *F. orientalis* topluluğunda 1,13 ± 0,48 kg NO₃⁻-N / ha / hafta ile mayıs-haziran arasında, *A. bornmuelleriana* - *P. nigra* topluluğunda 0,90 ± 0,12 kg NO₃⁻-N / ha / hafta ile haziran-ağustos arasında, *A. bornmuelleriana* - *P. nigra* - *F. orientalis* topluluğunda 0,31 ± 0,15 kg NO₃⁻-N / ha / hafta ile eylül-ekim arasında saptanmıştır. En düşük fark grubu *A. bornmuelleriana* topluluğunda -0,11 ± 0,06 kg NO₃⁻-N / ha / hafta, 0,18 ± 0,21 kg NO₃⁻-N / ha / hafta, 0,03 ± 0,01 kg NO₃⁻-N / ha / hafta ve 0,20 ± 0,01 kg NO₃⁻-N / ha / hafta ve *F. orientalis* topluluğunda 0,39 ± 0,17 kg NO₃⁻-N / ha / hafta, 0,26 ± 0,13 kg NO₃⁻-N / ha / hafta, 0,03 ± 0,02 kg NO₃⁻-N / ha / hafta ve 0,29 ± 0,07 kg NO₃⁻-N / ha / hafta ile haziran-ağustos, ağustos-eylül, eylül-ekim ve ekim-mayıs arasında, *P. nigra* topluluğunda -0,04 ± 0,04 kg NO₃⁻-N / ha / hafta ile ağustos-eylül arasında, *A. bornmuelleriana* - *P. nigra* topluluğunda 0,13 ± 0,05 kg NO₃⁻-N / ha / hafta ve 0,12 ± 0,07 kg NO₃⁻-N / ha / hafta ile ağustos-eylül ve eylül-ekim arasında, *A. bornmuelleriana* - *P. nigra* - *F. orientalis* topluluğunda -0,09 ± 0,03 kg NO₃⁻-N / ha / hafta ile mayıs-haziran arasında yer almıştır (Çizelge 4.18; Şekil 4.17- 4.21).

Toprağın 5-20 cm'lik katmanındaki NO₃⁻-N veriminin inkübasyon aralıkları arasındaki değişimi varyans analizi ile *P. nigra*, *F. orientalis*, *A. bornmuelleriana* - *P. nigra* ve *A. bornmuelleriana* - *P. nigra* - *F. orientalis* topluluğunda anlamlı (P<0,05), *A. bornmuelleriana* topluluğunda anlamsız (P>0,05) bulunmuştur. En yüksek fark grubu *P. nigra* topluluğunda 0,16 ± 0,04 kg NO₃⁻-N / ha / hafta ve *A. bornmuelleriana* - *P. nigra* topluluğunda 0,62 ± 0,29 kg NO₃⁻-N / ha / hafta ile haziran-ağustos arasında, *F. orientalis* topluluğunda 0,62 ± 0,17 kg NO₃⁻-N / ha / hafta ile mayıs-haziran arasında, *A. bornmuelleriana* - *P. nigra* - *F. orientalis* topluluğunda 0,29 ± 0,07 kg NO₃⁻-N / ha / hafta ile eylül-ekim arasında, *A. bornmuelleriana* topluluğunda en yüksek haftalık verim ise 0,20 ± 0,20 kg NO₃⁻-N / ha / hafta ile ağustos-eylül arasında tespit edilmiştir. En düşük fark grubu *P. nigra* topluluğunda -0,01 ± 0,04 kg NO₃⁻-N / ha / hafta, 0,02 ± 0,06 kg NO₃⁻-N / ha / hafta, 0,04 ± 0,04 kg NO₃⁻-N / ha / hafta ve 0,01 ± 0,01 kg NO₃⁻-N / ha / hafta ile mayıs-haziran, ağustos-eylül, eylül-ekim ve ekim-mayıs arasında, *F. orientalis*

topluluğunda $0,08 \pm 0,04$ kg NO_3^- -N / ha / hafta ile eylül-ekim arasında, *A. bornmuelleriana* - *P. nigra* topluluğunda $0,03 \pm 0,03$ kg NO_3^- -N / ha / hafta ile ağustos-eylül arasında, *A. bornmuelleriana* - *P. nigra* - *F. orientalis* topluluğunda $-0,27 \pm 0,35$ kg NO_3^- -N / ha / hafta, $-0,06 \pm 0,02$ kg NO_3^- -N / ha / hafta ve $0,05 \pm 0,03$ kg NO_3^- -N / ha / hafta ile mayıs-haziran, ağustos-eylül ve ekim-mayıs arasında, *A. bornmuelleriana* topluluğunda en düşük verim miktarı ise $-0,08 \pm 0,11$ kg NO_3^- -N / ha / hafta ile mayıs-haziran arasında saptanmıştır (Çizelge 4.19; Şekil 4.17- 4.21).



Çizelge 4.18. Bitki Topluluklarının 0-5 cm katmanında tayin edilen haftalık net nitrat veriminin (kg NO₃⁻-N / ha / hafta) yıl içindeki mevsimsel değişimi (ortalama değer ± standart sapma, n= 3, α;0,05, P<0,05 ilişki anlamlı, P>0,05 ilişki anlamsız)

İnkübasyon Periyotları	Net nitrat verimi (kg NO ₃ ⁻ -N / ha / hafta)				
	BİTKİ TOPLULUKLARI				
	<i>A. bornmuelleriana</i>	<i>P. nigra</i>	<i>F. orientalis</i>	<i>Abies - Pinus</i>	<i>Abies - Pinus - Fagus</i>
03/05/2013	0,79 ^a ± 0,20	0,17 ^a ± 0,12	1,13 ^a ± 0,48	0,35 ^b ± 0,04	-0,09 ^{bc} ± 0,03
22/06/2013					
22/06/2013	0,11 ^b ± 0,06	0,10 ^{ab} ± 0,01	0,39 ^b ± 0,17	0,90 ^a ± 0,12	0,14 ^{ab} ± 0,02
02/08/2013					
02/08/2013	0,18 ^b ± 0,21	-0,04 ^b ± 0,04	0,26 ^b ± 0,13	0,13 ^c ± 0,05	0,02 ^b ± 0,03
15/09/2013					
15/09/2013	0,03 ^b ± 0,01	0,04 ^{ab} ± 0,02	0,03 ^b ± 0,02	0,12 ^c ± 0,07	0,31 ^a ± 0,15
26/10/2013					
26/10/2013	0,20 ^b ± 0,01	0,03 ^{ab} ± 0,01	0,29 ^b ± 0,07	0,19 ^{bc} ± 0,01	0,07 ^b ± 0,07
01/05/2014					

Çizelge 4.19. Bitki Topluluklarının 5-20 cm katmanında tayin edilen haftalık net nitrat veriminin (kg NO₃⁻-N / ha / hafta) yıl içindeki mevsimsel değişimi (ortalama değer ± standart sapma, n= 3, α;0,05, P<0,05 ilişki anlamlı, P>0,05 ilişki anlamsız)

İnkübasyon Periyotları	Net nitrat verimi (kg NO ₃ ⁻ -N / ha / hafta)				
	BİTKİ TOPLULUKLARI				
	<i>A. bornmuelleriana</i>	<i>P. nigra</i>	<i>F. orientalis</i>	<i>Abies - Pinus</i>	<i>Abies - Pinus - Fagus</i>
03/05/2013					
22/06/2013	-0,08 ^a ± 0,11	-0,01 ^b ± 0,04	0,62 ^a ± 0,17	0,46 ^{ab} ± 0,16	-0,27 ^b ± 0,35
22/06/2013					
02/08/2013	0,16 ^a ± 0,03	0,16 ^a ± 0,04	0,33 ^b ± 0,08	0,62 ^a ± 0,29	0,17 ^a ± 0,03
02/08/2013					
15/09/2013	0,20 ^a ± 0,20	0,02 ^b ± 0,06	0,26 ^b ± 0,06	0,03 ^{bc} ± 0,03	-0,06 ^{ab} ± 0,02
15/09/2013					
26/10/2013	0,04 ^a ± 0,07	0,04 ^b ± 0,04	0,08 ^{bc} ± 0,04	0,10 ^b ± 0,02	0,29 ^a ± 0,07
26/10/2013					
01/05/2014	0,04 ^a ± 0,02	0,01 ^b ± 0,01	0,19 ^b ± 0,04	0,07 ^b ± 0,04	0,05 ^{ab} ± 0,03

4.3.2.2. Yıllık net mineral azot verimi

Toprağın 0-5 cm'lik katmanında yıllık $\text{NH}_4^+\text{-N}$ veriminin bitki topluluklarının ortalamaları arasındaki fark varyans analizine göre anlamlı ($P<0,05$) bulunmuştur. Ortalamalar arasında Tukey HSD testine göre fark grupları oluşmuştur (Çizelge 4.20). Buna göre *A. bornmuelleriana* - *P. nigra* - *F. orientalis* $16,2 \pm 2,1$ kg $\text{NH}_4^+\text{-N}$ / ha / yıl ile en yüksek fark grubunu oluştururken, *F. orientalis* $2,1 \pm 0,8$ kg $\text{NH}_4^+\text{-N}$ / ha / yıl ve *A. bornmuelleriana* - *P. nigra* $-0,01 \pm 2,6$ kg $\text{NH}_4^+\text{-N}$ / ha / yıl ile en düşük fark grubunu oluşturmuştur. *A. bornmuelleriana* $9,3 \pm 0,8$ kg $\text{NH}_4^+\text{-N}$ / ha / yıl ile üçüncü grupta yer alırken, *P. nigra* ise $15,3 \pm 3,8$ kg $\text{NH}_4^+\text{-N}$ / ha / yıl ile *A. bornmuelleriana* ve *A. bornmuelleriana* - *P. nigra* - *F. orientalis* arasında yer almıştır.

Toprağın 5-20 cm'lik katmanında yıllık $\text{NH}_4^+\text{-N}$ veriminin topluluklar arasındaki farkı varyans analizi ile anlamsız ($P>0,05$) bulunmuştur (Çizelge 4.20). Buna göre en fazla yıllık verim $13,2 \pm 7,1$ kg $\text{NH}_4^+\text{-N}$ / ha / yıl ile *A. bornmuelleriana* - *P. nigra*'da, en az yıllık verim $3,9 \pm 2,1$ kg $\text{NH}_4^+\text{-N}$ / ha / yıl ile *A. bornmuelleriana* - *P. nigra* - *F. orientalis*'de hesaplanmıştır. Diğer toplulukların yıllık verimi ise *A. bornmuelleriana*'da $12,7 \pm 3,3$ kg $\text{NH}_4^+\text{-N}$ / ha / yıl, *P. nigra*'da $11,3 \pm 1,3$ kg $\text{NH}_4^+\text{-N}$ / ha / yıl, *F. orientalis*'de $8,5 \pm 2,0$ kg $\text{NH}_4^+\text{-N}$ / ha / yıl olarak bulunmuş olup, tüm topluluklar aynı grupta yer almıştır.

Toprağın 0-20 cm'lik toplam katmanında yıllık $\text{NH}_4^+\text{-N}$ veriminin topluluklar arasındaki farkı varyans analizi ile anlamlı bulunmuş ($P<0,05$) ve Tukey HSD testine göre de fark grupları oluşmuştur (Çizelge 4.20). Tukey HSD testine göre iki fark grubu oluşmuştur. *P. nigra* $26,7 \pm 2,5$ kg $\text{NH}_4^+\text{-N}$ / ha / yıl ile en yüksek verime sahip olmakla beraber, *A. bornmuelleriana* $22,0 \pm 2,6$ kg $\text{NH}_4^+\text{-N}$ / ha / yıl ve *A. bornmuelleriana* - *P. nigra* - *F. orientalis* $20,1 \pm 3,7$ kg $\text{NH}_4^+\text{-N}$ / ha / yıl ile aynı fark grubunda yer almıştır. *F. orientalis* $10,6 \pm 2,1$ kg $\text{NH}_4^+\text{-N}$ / ha / yıl ile en düşük değere sahip olup, *A. bornmuelleriana* - *P. nigra* $13,2 \pm 8,4$ kg $\text{NH}_4^+\text{-N}$ / ha / yıl ile aynı fark grubunda yer almıştır.

Toprağın 0-5 cm'lik katmanında yıllık $\text{NO}_3^-\text{-N}$ veriminin topluluklar arasındaki farkı varyans analizi ile anlamlı bulunmuştur ($P<0,05$). Ortalama yıllık nitrat verimi

bakımından Tukey HSD testine göre topluluklar arasında fark grupları oluşmuştur (Çizelge 4.20). Buna göre, *F. orientalis* $19,8 \pm 4,5$ kg NO₃⁻-N / ha / yıl, *A. bornmuelleriana* - *P. nigra* $14,2 \pm 1,1$ kg NO₃⁻-N / ha / yıl ve *A. bornmuelleriana* $12,9 \pm 2,5$ kg NO₃⁻-N / ha / yıl ile yüksek fark grubunda, *P. nigra* $2,5 \pm 1,1$ kg NO₃⁻-N / ha / yıl ve *A. bornmuelleriana* - *P. nigra* - *F. orientalis* $4,0 \pm 2,7$ kg NO₃⁻-N / ha / yıl ile düşük fark grubunda yer almıştır.

Toprağın 5-20 cm lik katmanında yıllık NO₃⁻-N veriminin topluluklar arasındaki farkı varyans analizi ile anlamlı bulunmuş (P<0,05) ve Tukey HSD testine göre iki fark grubu oluşmuştur (Çizelge 4.20). *F. orientalis* $13,5 \pm 2,6$ kg NO₃⁻-N / ha / yıl ve *A. bornmuelleriana* - *P. nigra* $9,6 \pm 1,6$ kg NO₃⁻-N / ha / yıl ile yüksek fark grubunda yer alırken, diğerler topluluklar düşük fark grubunda yer almıştır. Düşük fark grubunda yer alan topluluklarda hesaplanan verim ise *A. bornmuelleriana* $2,9 \pm 1,2$ kg NO₃⁻-N / ha / yıl, *P. nigra* $1,4 \pm 1,0$ kg NO₃⁻-N / ha / yıl ve *A. bornmuelleriana* - *P. nigra* - *F. orientalis* $1,7 \pm 1,9$ kg NO₃⁻-N / ha / yıl şeklindedir.

Toprağın 0-20 cm'lik toplam katmanında yıllık NO₃⁻-N veriminin topluluklar arasındaki farkı varyans analizi ile anlamlı bulunmuş (P<0,05) ve Tukey HSD testine göre de fark grupları oluşmuştur (Çizelge 4.20). Tukey HSD testine göre üç fark grubu oluşmuştur. Buna göre, *F. orientalis* $33,3 \pm 3,8$ kg NO₃⁻-N / ha / yıl ile en yüksek fark grubunda, *P. nigra* $3,9 \pm 1,9$ kg NO₃⁻-N / ha / yıl ve *A. bornmuelleriana* - *P. nigra* - *F. orientalis* $5,7 \pm 4,3$ kg NO₃⁻-N / ha / yıl ile en düşük fark grubunda bulunurken, *A. bornmuelleriana* $15,8 \pm 3,7$ kg NO₃⁻-N / ha / yıl ve *A. bornmuelleriana* - *P. nigra* $23,8 \pm 2,7$ kg NO₃⁻-N / ha / yıl ile diğer ikisi arasında yer almıştır.

Toprağın 0-5 cm lik katmanında yıllık toplam mineral azot (NH₄⁺ + NO₃⁻-N) veriminin topluluklar arasındaki farkı varyans analizi ile anlamsız bulunmuş (P>0,05) ve tüm topluluklar aynı fark grubunda yer almışlardır (Çizelge 4.20). Buna göre en yüksek yıllık toplam mineral azot verimi *A. bornmuelleriana*'da $22,2 \pm 2,8$ kg toplam N_{min} / ha / yıl, en düşük ise *P. nigra*'da $17,8 \pm 4,3$ kg toplam N_{min} / ha / yıl olarak saptanmıştır. Diğer toplulukların yıllık verimi *F. orientalis*'de $21,9 \pm 5,2$ kg toplam N_{min} / ha / yıl, *A. bornmuelleriana* - *P. nigra* 'da $14,2 \pm 2,3$ kg toplam N_{min} / ha / yıl ve *A. bornmuelleriana*

- *P. nigra* - *F. orientalis*'de $20,2 \pm 3,2$ kg toplam N_{\min} / ha / yıl olarak belirlenmiştir.

Toprağın 5-20 cm lik katmanında yıllık toplam mineral azot ($NH_4^+ + NO_3^-$ -N) veriminin topluluklar arasındaki farkı varyans analizi ile anlamsız bulunmuştur ($P>0,05$) (Çizelge 4.20). En yüksek ortalama yıllık verim $22,8 \pm 8,6$ kg toplam N_{\min} / ha / yıl ile *A. bornmuelleriana* - *P. nigra* 'da, en düşük verim ise $5,6 \pm 4,0$ kg toplam N_{\min} / ha / yıl ile *A. bornmuelleriana* - *P. nigra* - *F. orientalis*'de tespit edilmiştir. Diğer toplulukların verimi *A. bornmuelleriana*'da $15,6 \pm 3,7$ kg toplam N_{\min} / ha / yıl, *P. nigra*'da $12,7 \pm 0,6$ kg toplam N_{\min} / ha / yıl, *F. orientalis*'de $22,0 \pm 4,6$ kg toplam N_{\min} / ha / yıl olarak bulunmuştur.

Toprağın 0-20 cm'lik toplam katmanında toplam mineral azotun ($NH_4^+ + NO_3^-$ -N) yıllık veriminin topluluklar arasındaki farkı varyans analizi ile anlamsız bulunmuştur ($P>0,05$) (Çizelge 4.20). En yüksek ortalama yıllık mineral azot verimi $43,9 \pm 4,8$ kg toplam N_{\min} / ha / yıl ile *F. orientalis*'de, en düşük ortalama yıllık toplam mineral azot verimi $25,8 \pm 7,2$ kg toplam N_{\min} / ha / yıl ile *A. bornmuelleriana* - *P. nigra* - *F. orientalis*'de hesaplanmıştır. Diğer toplulukların yıllık verimi ise *A. bornmuelleriana* 'da $37,8 \pm 4,9$ kg toplam N_{\min} / ha / yıl, *P. nigra*'da $30,5 \pm 4,2$ kg toplam N_{\min} / ha / yıl ve *A. bornmuelleriana* - *P. nigra*'da $37,0 \pm 10,3$ kg toplam N_{\min} / ha / yıl olarak belirlenmiş olup, tüm topluluklar aynı grupta yer almıştır.

Ellenberg (1977) nitrat veriminin toplam mineral azot içerisindeki yüzde oranını nitrifikasyon derecesi olarak tanımlamış ve çeşitli ekosistemleri nitrifikasyon derecesine göre karşılaştırmıştır. Araştırmacı toplam azot mineral azot verimi içindeki NO_3^- -N yüzdesine göre; V > %90 NO_3^- , IV %75-90, III %50-75, II %25-50, I %5-25, 0 < %5 NO_3^- skalasını önermiştir. Bu sınıflandırmaya göre toprağın 0-5 cm katmanı için hesaplanan %99,9 ve %90,4 değeri ile *Abies* - *Pinus* ve *F. orientalis* topluluğu V. grupta, %58,1 değeri ile *A. bornmuelleriana* topluluğu III. grupta, %19,8 ve %14,0 değeri ile *Abies* - *Pinus* - *Fagus* ve *P. nigra* topluluğu I. grupta yer almaktadır (Çizelge 4.20).

Çizelge 4.20. Yaşlı klimaks orman topluluklarının farklı toprak katmanlarında yıllık net mineral azot verimi ve nitrifikasyon derecesi açısından toplulukların karşılaştırılması (ortalama değer ± standart sapma, n= 3, α;0,05, P<0,05 ilişki anlamlı, P>0,05 ilişki anlamsız)

N _{min}	Toprak Derinliği	Kg N _{min} / ha / yıl				
		<i>A. bornmuelleriana</i>	<i>P. nigra</i>	<i>F. orientalis</i>	<i>Abies - Pinus</i>	<i>Abies - Pinus - Fagus</i>
NH₄⁺-N	0-5 cm	9,3 ^B ±0,8	15,3 ^{AB} ±3,8	2,1 ^C ±0,8	-0,01 ^C ±2,6	16,2 ^A ±2,1
	5-20 cm	12,7 ^A ±3,3	11,3 ^A ±1,3	8,5 ^A ± 2,0	13,2 ^A ± 7,1	3,9 ^A ± 2,1
	0-20 cm	22,0 ^A ±2,6	26,7 ^A ±2,5	10,6 ^B ±2,1	13,2 ^B ±8,4	20,1 ^A ±3,7
NO₃⁻-N	0-5 cm	12,9 ^A ±2,5	2,5 ^B ±1,1	19,8 ^A ±4,5	14,2 ^A ±1,1	4,0 ^B ±2,7
	5-20 cm	2,9 ^B ±1,2	1,4 ^B ±1,0	13,5 ^A ±2,6	9,6 ^A ±1,6	1,7 ^B ±1,9
	0-20 cm	15,8 ^B ±3,7	3,9 ^C ±1,9	33,3 ^A ±3,8	23,8 ^B ±2,7	5,7 ^C ±4,3
Toplam N_{min}	0-5 cm	22,2 ^A ±2,8	17,8 ^A ±4,3	21,9 ^A ±5,2	14,2 ^A ±2,3	20,2 ^A ±3,2
	5-20 cm	15,6 ^A ±3,7	12,7 ^A ±0,6	22,0 ^A ±4,6	22,8 ^A ±8,6	5,6 ^A ±4,0
	0-20 cm	37,8 ^A ± 4,9	30,5 ^A ± 4,2	43,9 ^A ± 4,8	37,0 ^A ± 10,3	25,8 ^A ±7,2
Nitrifikasyon derecesi NO₃⁻/Toplam N_{min} Oranı (%)	0-5 cm	58,1	14,0	90,4	99,9	19,8
	5-20 cm	18,5	11,0	61,3	42,1	30,3
	0-20 cm	41,7	12,7	75,8	64,3	22,0

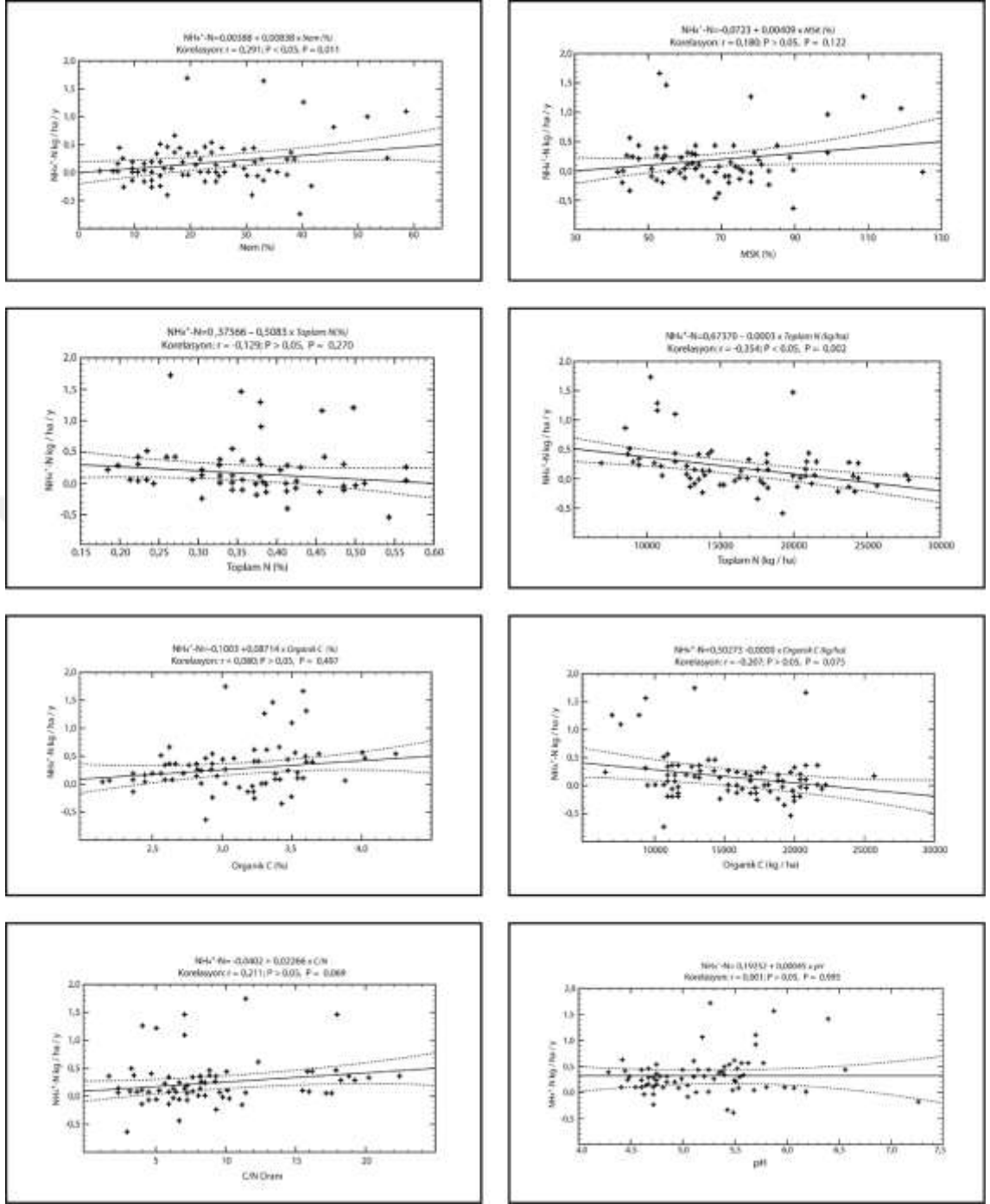
4.3.3. Net mineral azot verimi ve bazı ortam etmenleri ile arasındaki ilişki

Bazı ortam etmenlerinin yıllık net mineral azot verimi ile toplam azot, organik bağlı karbon, C/N oranı, oransal nem, maksimum su tutma kapasitesi (MSK) ve pH'sı arasındaki ilişki 0-5 cm ve 5-20 cm'lik toprak katmanları için basit korelasyon testi ile analiz edilmiştir (Çizelge 4.21- 4.23; Şekil 4.22- 4.27).

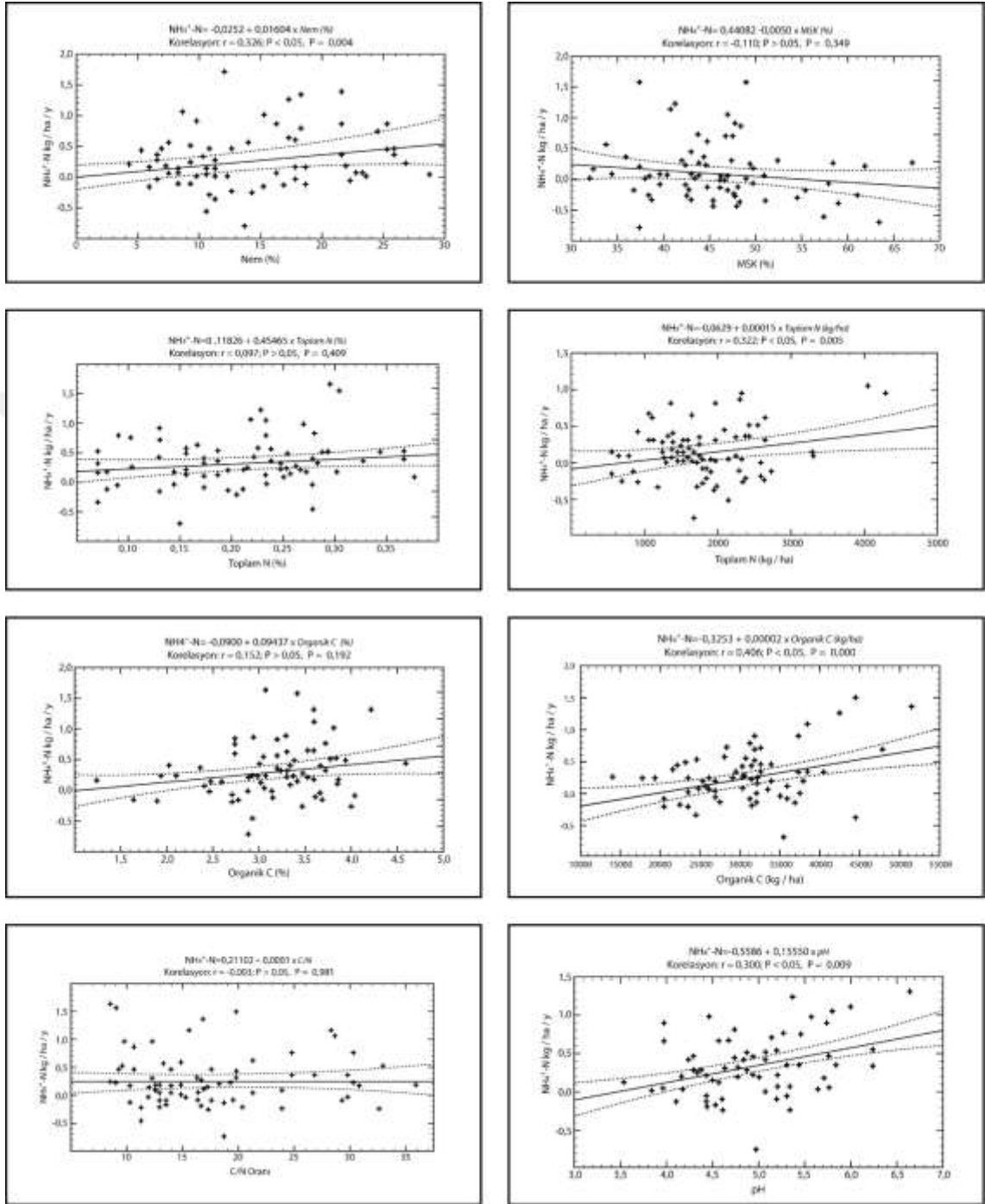
Toprağın 0-5 cm'lik katmanında yıllık $\text{NH}_4^+\text{-N}$ veriminin oransal nem ($r=0,291$) ile ilişkisi pozitif ve anlamlı ($P<0,05$), MSK ($r=0,180$), pH ($r=0,001$), organik bağlı karbon (%) ($r=0,080$) ve C/N oranı ($r=0,211$) ile ilişkisi pozitif ve anlamsız ($P>0,05$), toplam azot (kg / ha) ($r=-0,354$) ile ilişkisi negatif ve anlamlı ($P<0,05$), toplam azot (%) ($r=-0,129$) ve organik bağlı karbon (kg / ha) ($r=-0,207$) ile ilişkisi negatif ve anlamsız ($P>0,05$) bulunmuştur (Çizelge 4.21; Şekil 4.22). Toprağın 5-20 cm'lik katmanında yıllık amonyum azot veriminin oransal nem ($r=0,326$), pH ($r=0,300$), organik bağlı karbon (kg / ha) ($r=0,406$) ve toplam azot (kg / ha) ($r=0,322$) ile pozitif ve anlamlı ($P<0,05$), organik bağlı karbon (%) ($r=0,152$) ve toplam azot (%) ($r=0,097$) ile pozitif ve anlamsız ($P>0,05$), C/N oranı ($r=-0,003$) ve MSK ($r=-0,110$) ile negatif ve anlamsız ($P>0,05$) ilişki saptanmıştır (Çizelge 4.21; Şekil 4.23).

Çizelge 4.21. Toprağın 0-5 cm ve 5-20 cm'lik katmanında net $\text{NH}_4^+\text{-N}$ verimi (kg / ha / yıl) ile toprak etmenleri arasındaki basit korelasyon katsayıları, anlamlılık düzeyleri ve regresyon denklemleri (n=75, α ;0,05; $P<0,05$ ilişki anlamlı, $P>0,05$ ilişki anlamsız)

Toprak Katmanı	Parametre	r	P	Y=a+bx
0-5 cm	Nem (%)	0,291	0,011	$\text{NH}_4^+\text{-N}=0,00388+0,00838x\text{Nem} (\%)$
	MSK (%)	0,180	0,122	$\text{NH}_4^+\text{-N}=-0,0723+0,00409x\text{MSK} (\%)$
	N_{Topl} (%)	-0,129	0,270	$\text{NH}_4^+\text{-N}=0,37566-0,5083x\text{N}_{\text{Topl}} (\%)$
	N_{Topl} (kg/ha)	-0,354	0,002	$\text{NH}_4^+\text{-N}=0,67370-0,0003x\text{N}_{\text{Topl}} (\text{kg/ha})$
	C_{Org} (%)	0,080	0,497	$\text{NH}_4^+\text{-N}=-0,1003+0,08714x\text{C}_{\text{Org}} (\%)$
	C_{Org} (kg/ha)	-0,207	0,075	$\text{NH}_4^+\text{-N} =-0,50273-0,0000x\text{C}_{\text{Org}} (\text{kg/ha})$
	C/N oranı	0,211	0,069	$\text{NH}_4^+\text{-N}=-0,0402+0,02266xC/\text{N}$
	pH (H₂O)	0,001	0,995	$\text{NH}_4^+\text{-N}=0,19252+0,00045xp\text{H}$
5-20 cm	Nem (%)	0,326	0,004	$\text{NH}_4^+\text{-N}=-0,0252+0,01604x\text{Nem} (\%)$
	MSK (%)	-0,110	0,349	$\text{NH}_4^+\text{-N}=0,44082-0,0050x\text{MSK} (\%)$
	N_{Topl} (%)	0,097	0,409	$\text{NH}_4^+\text{-N}=0,11826+0,45465x\text{N}_{\text{Topl}} (\%)$
	N_{Topl} (kg/ha)	0,322	0,005	$\text{NH}_4^+\text{-N}=-0,0629+0,00015x\text{N}_{\text{Topl}} (\text{kg/ha})$
	C_{Org} (%)	0,152	0,192	$\text{NH}_4^+\text{-N}=-0,0900+0,09437x\text{C}_{\text{Org}} (\%)$
	C_{Org} (kg/ha)	0,406	0,000	$\text{NH}_4^+\text{-N}=-0,3253+0,00002x\text{C}_{\text{Org}} (\text{kg/ha})$
	C/N oranı	-0,003	0,981	$\text{NH}_4^+\text{-N}=0,21102-0,0001xC/\text{N}$
	pH (H₂O)	0,300	0,009	$\text{NH}_4^+\text{-N}=-0,5586+0,15550xp\text{H}$



Şekil 4.22. Toprağın 0-5 cm'lik katmanında yıllık net $\text{NH}_4^+\text{-N}$ verimi ile toprak etmenleri arasındaki ilişkinin basit korelasyon grafikleri ile gösterilmesi, ilişkinin anlamlılık düzeyleri ($n=75$, $\alpha,0,05$; $P<0,05$ ilişki anlamlı, $P>0,05$ ilişki anlamsız) ve lineer regresyon denklemleri



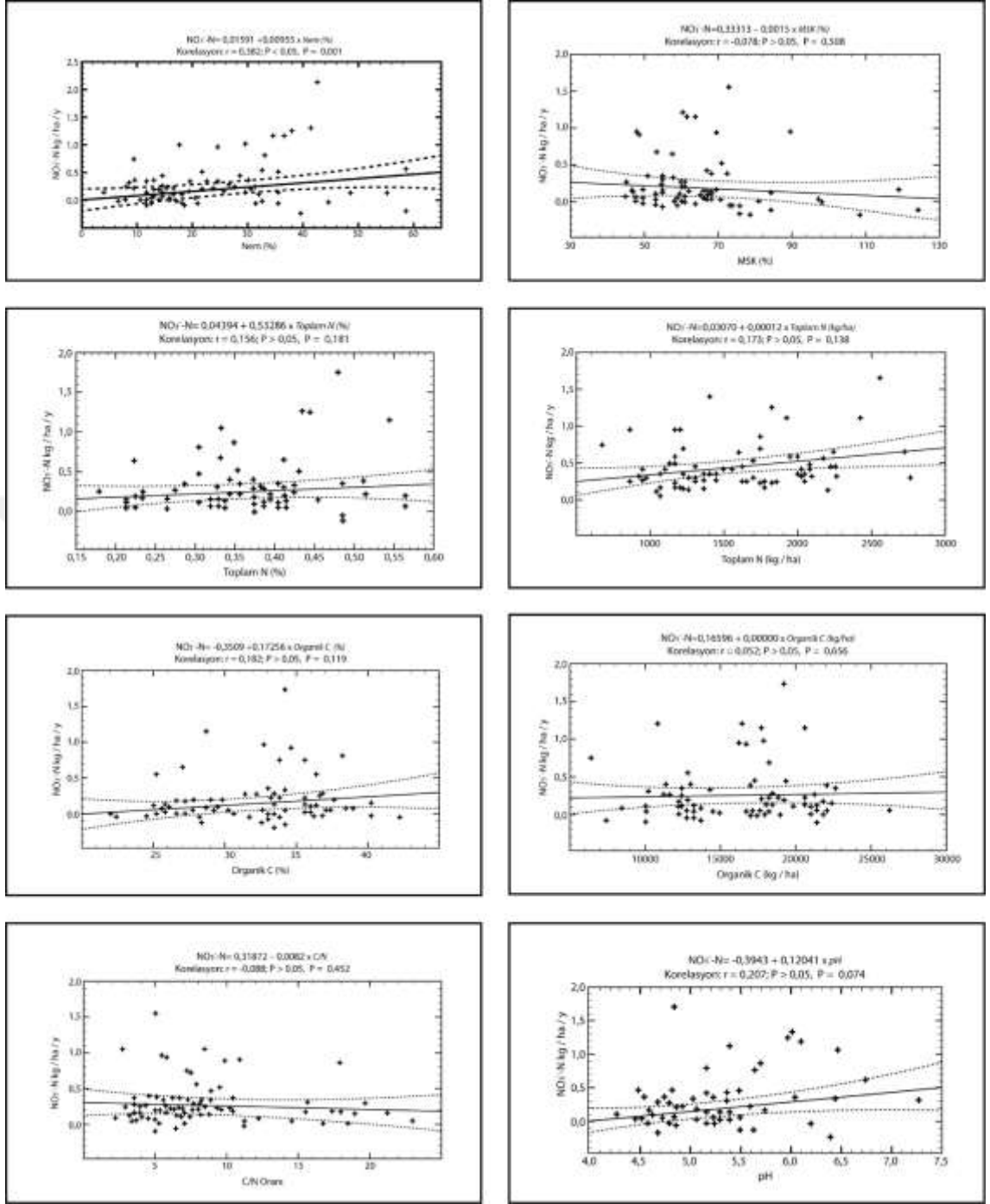
Şekil 4.23. Toprağın 5-20 cm'lik katmanında yıllık net $\text{NH}_4^+\text{-N}$ verimi ile toprak etmenleri arasındaki ilişkinin basit korelasyon grafikleri ile gösterilmesi, ilişkinin anlamlılık düzeyleri ($n=75$, $\alpha;0,05$; $P<0,05$ ilişki anlamlı, $P>0,05$ ilişki anlamsız) ve lineer regresyon denklemleri

Toprağın 0-5 cm'lik katmanında yıllık NO_3^- -N veriminin oransal nem ($r=0,382$) ile ilişkisi pozitif ve anlamlı ($P<0,05$), pH ($r=0,207$), organik bağlı karbon (kg / ha) ($r=0,052$), organik bağlı karbon (%) ($r=0,182$), toplam azot (kg / ha) ($r=0,173$) ve toplam azot (%) ($r=0,156$) ile ilişkisi pozitif ve anlamsız ($P>0,05$), MSK ($r=-0,078$) ve C/N oranı ($r=-0,088$) ile ilişkisi ise negatif ve anlamsızdır ($P>0,05$) (Çizelge 4.22; Şekil 4.24).

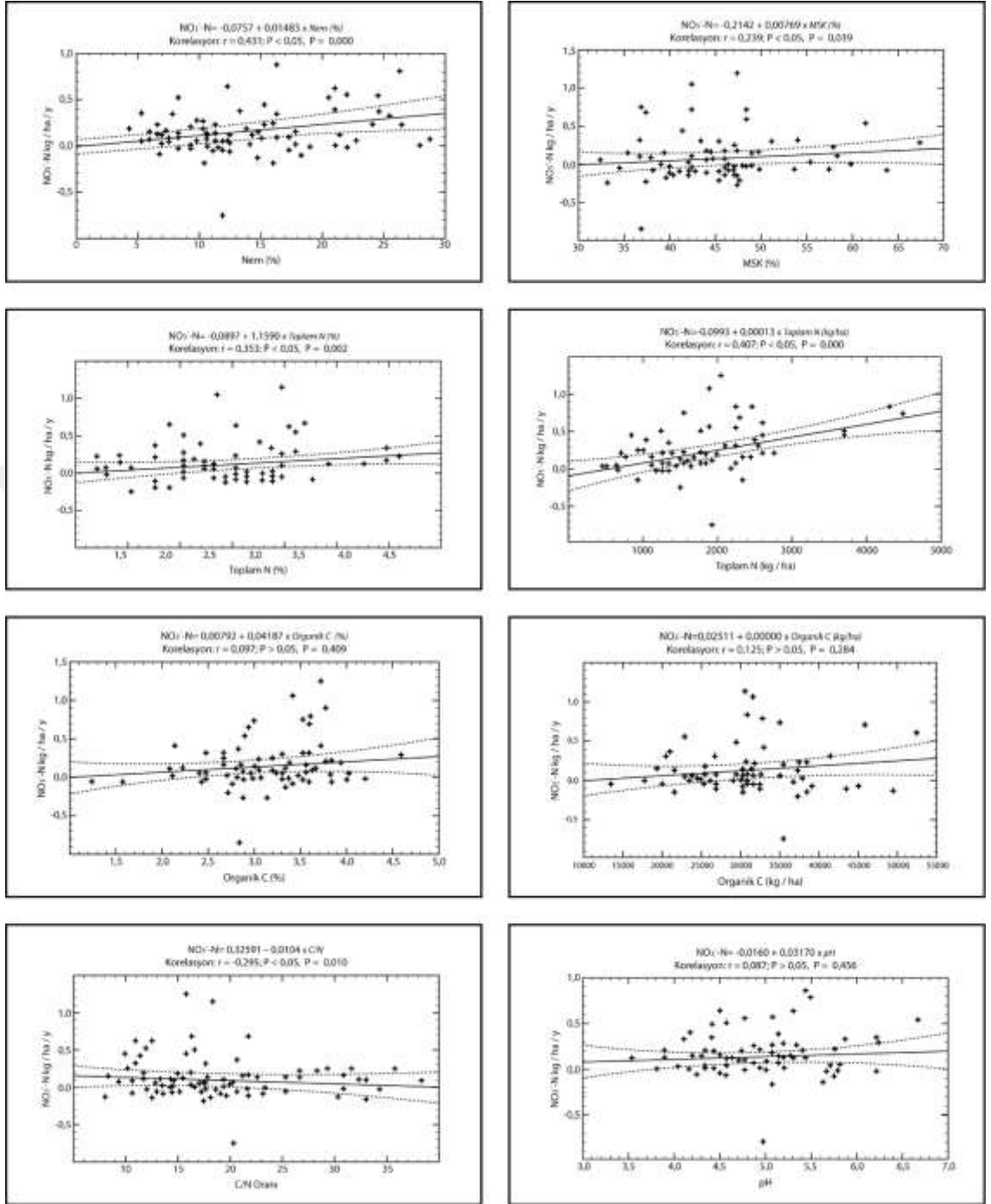
Toprağın 5-20 cm'lik katmanında yıllık nitrat azot veriminin oransal nem ($r=0,431$), MSK ($r=0,239$), toplam azot (kg / ha) ($r=0,407$) ve toplam azot (%) ($r=0,353$) ile pozitif ve anlamlı ($P<0,05$), pH ($r=0,087$), organik bağlı karbon (kg / ha) ($r=0,125$) ve organik bağlı karbon (%) ($r=0,097$) ile pozitif ve anlamsız ($P>0,05$), C/N oranı ($r=-0,295$) ile ise negatif ve anlamlı ($P<0,05$) ilişki saptanmıştır (Çizelge 4.22; Şekil 4.25).

Çizelge 4.22. Toprağın 0-5 cm ve 5-20 cm'lik katmanında net NO₃⁻-N verimi (kg / ha / yıl) ile toprak etmenleri arasındaki basit korelasyon katsayıları, anlamlılık düzeyleri ve regresyon denklemleri (n=75, α;0,05; P<0,05 ilişki anlamlı, P>0,05 ilişki anlamsız)

Toprak Katmanı	Parametre	r	P	Y=a+bx
0-5 cm	Nem (%)	0,382	0,001	NO ₃ ⁻ -N=0,01591+0,00955xNem (%)
	MSK (%)	-0,078	0,508	NO ₃ ⁻ -N=0,33313-0,0015xMSK (%)
	N_{Topl} (%)	0,156	0,181	NO ₃ ⁻ -N=0,04394+0,53286xN _{Topl} (%)
	N_{Topl} (kg/ha)	0,173	0,138	NO ₃ ⁻ -N=0,0307+0,00012xN _{Topl} (kg/ha)
	C_{Org} (%)	0,182	0,119	NO ₃ ⁻ -N=-0,3509+0,17256 x C _{Org} (%)
	C_{Org} (kg/ha)	0,052	0,656	NO ₃ ⁻ -N=0,16596+0,00000xC _{Org} (kg/ha)
	C/N oranı	-0,088	0,452	NO ₃ ⁻ -N=0,31872-0,0082xC/N
	pH (H₂O)	0,207	0,074	NO ₃ ⁻ -N=-0,3943+0,12041xpH
5-20 cm	Nem (%)	0,431	0,000	NO ₃ ⁻ -N=-0,0757+0,01483xNem (%)
	MSK (%)	0,239	0,039	NO ₃ ⁻ -N=-0,2142+0,00769xMSK (%)
	N_{Topl} (%)	0,353	0,002	NO ₃ ⁻ -N=-0,0897+1,1590xN _{Topl} (%)
	N_{Topl} (kg/ha)	0,407	0,000	NO ₃ ⁻ -N=-0,0993+0,00013xN _{Topl} (kg/ha)
	C_{Org} (%)	0,097	0,409	NO ₃ ⁻ -N=0,00792+0,04187xC _{Org} (%)
	C_{Org} (kg/ha)	0,125	0,284	NO ₃ ⁻ -N=0,02511+0,00000xC _{Org} (kg/ha)
	C/N Oranı	-0,295	0,010	NO ₃ ⁻ -N=0,32591-0,0104xC/N
	pH (H₂O)	0,087	0,456	NO ₃ ⁻ -N=-0,0160+0,03170xpH



Şekil 4.24. Toprağın 0-5 cm'lik katmanında yıllık net NO_3^- -N verimi ile toprak etmenleri arasındaki ilişkinin basit korelasyon grafikleri ile gösterilmesi, ilişkinin anlamlılık düzeyleri ($n=75$, $\alpha;0,05$; $P<0,05$ ilişki anlamlı, $P>0,05$ ilişki anlamsız) ve lineer regresyon denklemleri

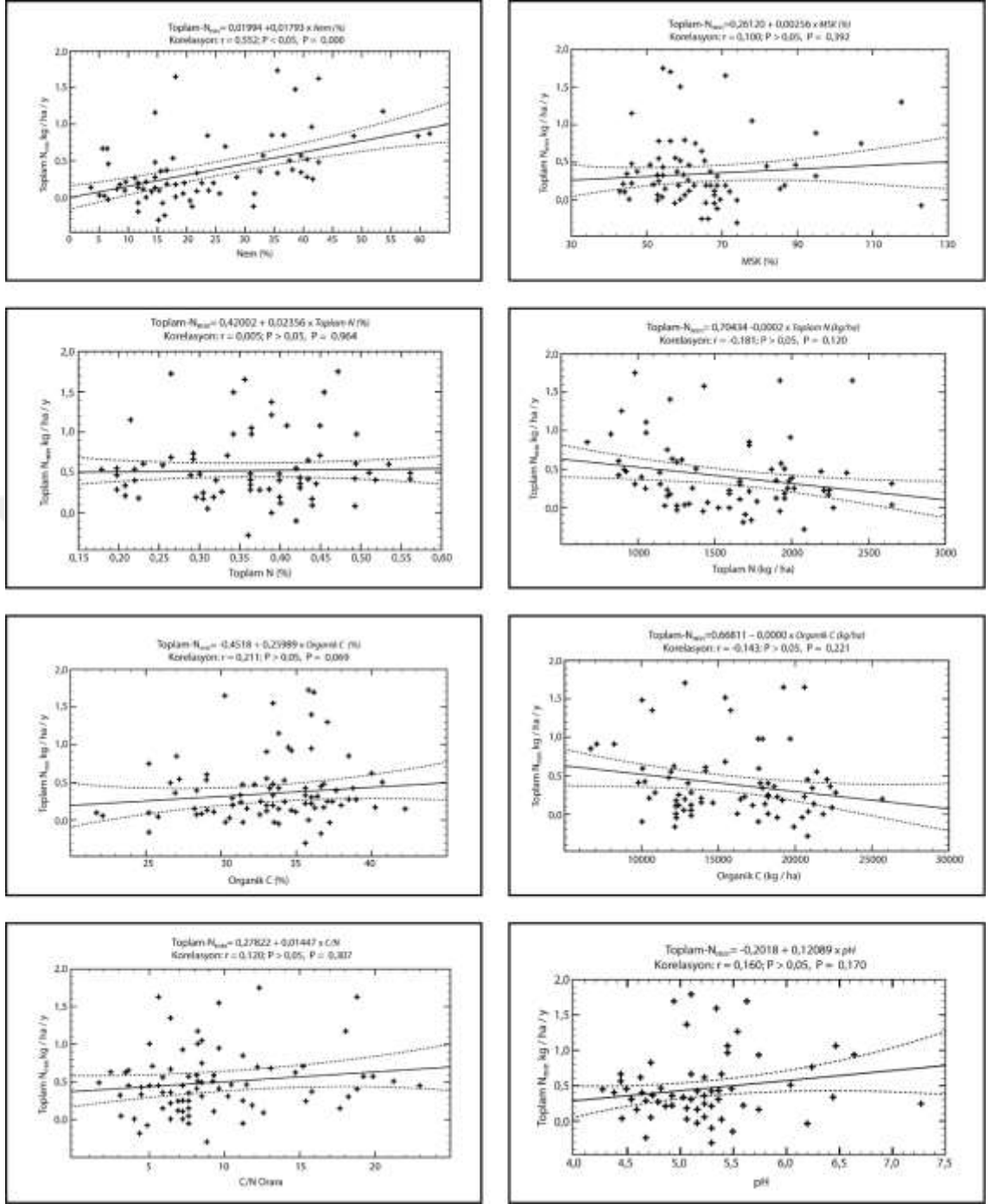


Şekil 4.25. Toprağın 5-20 cm'lik katmanında yıllık net NO₃⁻-N verimi ile toprak etmenleri arasındaki ilişkinin basit korelasyon grafikleri ile gösterilmesi, ilişkinin anlamlılık düzeyleri (n=75, α;0,05; P<0,05 ilişki anlamlı, P>0,05 ilişki anlamsız) ve lineer regresyon denklemleri

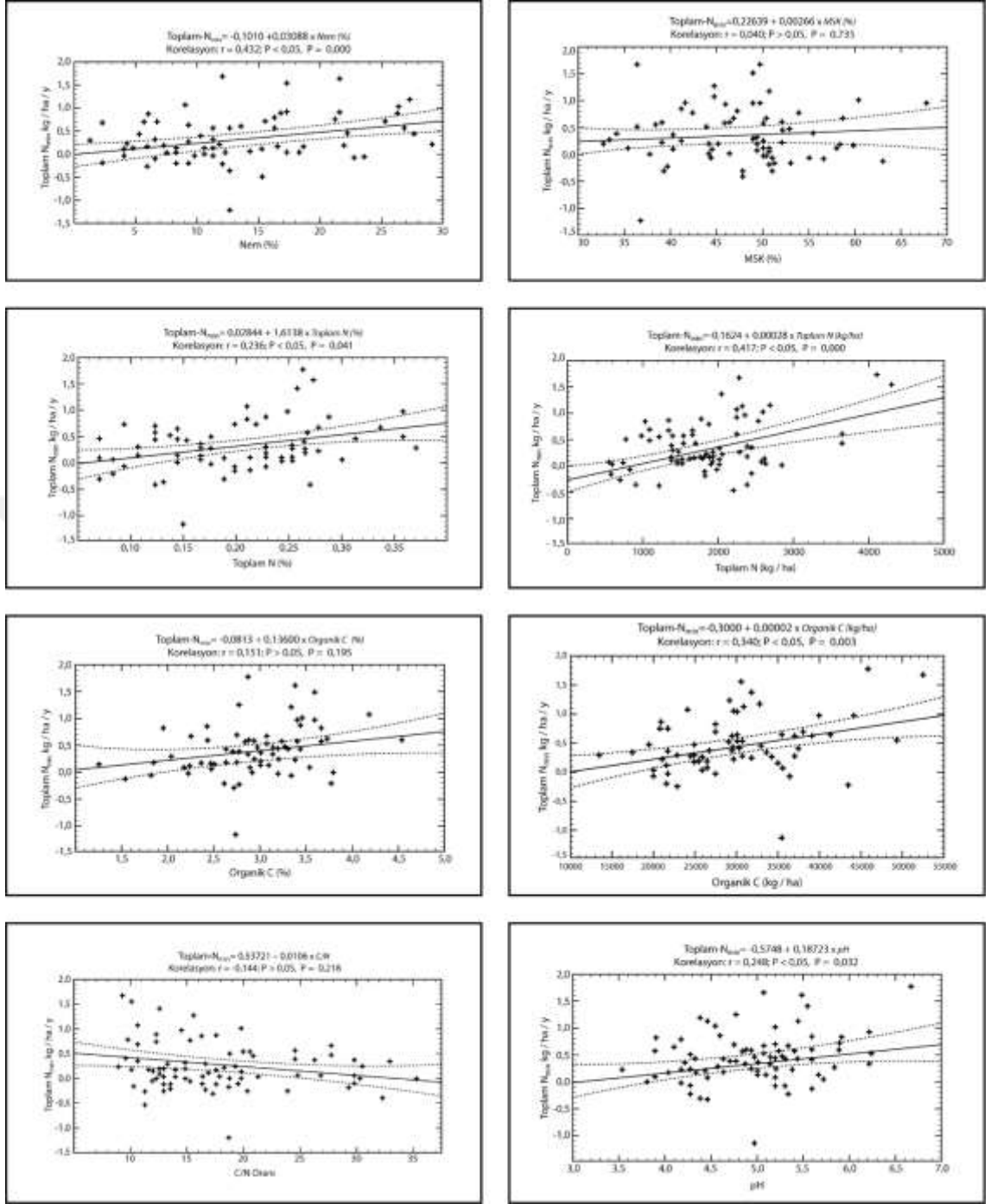
Toprağın 0-5 cm'lik katmanında yıllık toplam mineral azot ($\text{NH}_4^+ + \text{NO}_3^- - \text{N}$) veriminin oransal nem ($r=0,552$) ile ilişkisi pozitif ve anlamlı ($P<0,05$), toplam azot (%) ($r=0,005$), MSK ($r=0,100$), pH ($r=0,160$), organik bağlı karbon (%) ($r=0,211$) ve C/N oranı ($r=0,120$) ile pozitif ve anlamsız ($P>0,05$), organik bağlı karbon (kg / ha) ($r=-0,143$) ve toplam azot (kg / ha) ($r=-0,181$) ile ise negatif ve anlamsız ($P>0,05$) bulunmuştur (Çizelge 4.23; Şekil 4.26). Toprağın 5-20 cm'lik katmanında yıllık toplam mineral azot veriminin oransal nem ($r=0,432$), pH ($r=0,248$), organik bağlı karbon (kg / ha) ($r=0,340$), toplam azot (kg / ha) ($r=0,417$) ve toplam azot (%) ($r=0,236$) ile pozitif ve anlamlı ($P<0,05$), MSK ($r=0,040$), organik bağlı karbon (%) ($r=0,151$) ile pozitif ve anlamsız ($P>0,05$), C/N oranı ($r=-0,144$) ile ise negatif ve anlamsız ($P>0,05$) ilişki belirlenmiştir (Çizelge 4.23; Şekil 4.27).

Çizelge 4.23. Toprağın 0-5 cm ve 5-20 cm'lik katmanında net Toplam N_{min} ($NH_4^++NO_3^-$ -N) verimi (kg / ha / yıl) ile toprak etmenleri arasındaki basit korelasyon katsayıları, anlamlılık düzeyleri ve regresyon denklemleri (n=75, α ;0,05; $P<0,05$ ilişki anlamlı, $P>0,05$ ilişki anlamsız)

Toprak Katmanı	Parametre	r	P	$Y=a+bx$
0-5 cm	Nem (%)	0,552	0,000	Topl.- $N_{min}=0,01994+0,01793xNem$ (%)
	MSK (%)	0,100	0,392	Topl.- $N_{min}=0,26120+0,00256xMSK$ (%)
	N_{Topl} (%)	0,005	0,964	Topl.- $N_{min}=0,42002+0,02356xN_{Topl}$ (%)
	N_{Topl} (kg/ha)	-0,181	0,120	Topl.- $N_{min}=0,70434-0,0002xN_{Topl}$ (kg/ha)
	C _{Org} (%)	0,211	0,069	Topl.- $N_{min}=-0,4518+0,25989xC_{Org}$ (%)
	C _{Org} (kg/ha)	-0,143	0,221	Topl.- $N_{min}=0,66811-0,0000xC_{Org}$ (kg/ha)
	C/N oranı	0,120	0,307	Topl.- $N_{min}=0,27822+0,01447xC/N$
	pH (H ₂ O)	0,160	0,170	Topl.- $N_{min}=-0,2018+0,12089xpH$
5-20 cm	Nem (%)	0,432	0,000	Topl.- $N_{min}=-0,1010+0,03088xNem$ (%)
	MSK (%)	0,040	0,735	Topl.- $N_{min}=0,22639+0,00266xMSK$ (%)
	N_{Topl} (%)	0,236	0,041	Topl.- $N_{min}=0,02844+1,6138xN_{Topl}$ (%)
	N_{Topl} (kg/ha)	0,417	0,000	Topl.- $N_{min}=-0,1624+0,00028xN_{Topl}$ (kg/ha)
	C _{Org} (%)	0,151	0,195	Topl.- $N_{min}=-0,0813+0,13600xC_{Org}$ (%)
	C _{Org} (kg/ha)	0,340	0,003	Topl.- $N_{min}=-0,3000+0,00002xC_{Org}$ (kg/ha)
	C/N oranı	-0,144	0,218	Topl.- $N_{min}=0,53721-0,0106xC/N$
	pH (H ₂ O)	0,248	0,032	Topl.- $N_{min}=-0,5748+0,18723xpH$



Şekil 4.26. Toprağın 0-5 cm'lik katmanında yıllık net $NO_3^- + NH_4^+$ -N verimi ile toprak etmenleri arasındaki ilişkinin basit korelasyon grafikleri ile gösterilmesi, ilişkinin anlamlılık düzeyleri ($n=75$, $\alpha;0,05$; $P < 0,05$ ilişki anlamlı, $P > 0,05$ ilişki anlamsız) ve lineer regresyon denklemleri



Şekil 4.27. Toprağın 5-20 cm'lik katmanında yıllık net $\text{NO}_3^- + \text{NH}_4^+ -\text{N}$ verimi ile toprak etmenleri arasındaki ilişkinin basit korelasyon grafikleri ile gösterilmesi, ilişkinin anlamlılık düzeyleri ($n=75$, $\alpha;0,05$; $P < 0,05$ ilişki anlamlı, $P > 0,05$ ilişki anlamsız) ve lineer regresyon denklemleri

4.4. Döküntüdeki Toplam Fenolik Bileşikler ve Tannik Asit

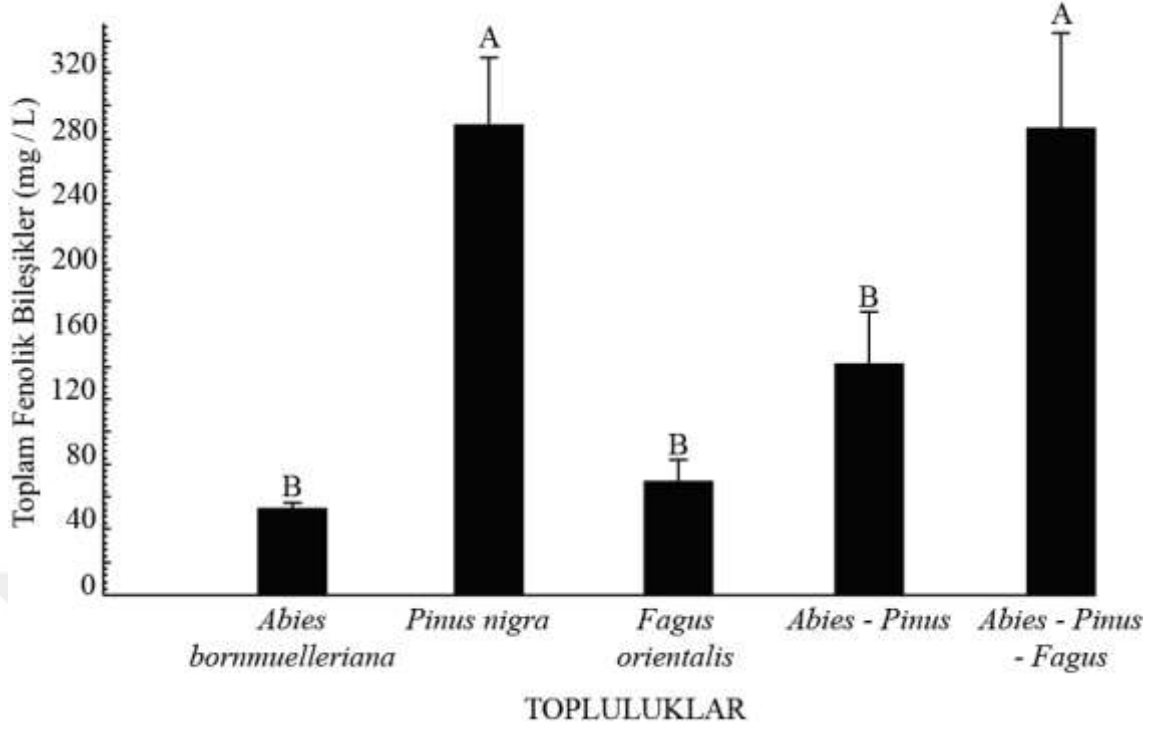
Her bir bitki topluluğunun orman örtüsü altından toplanan döküntünün toplam fenolik bileşikleri ve tannik asit değerlerinin ortalamaları dikkate alınarak topluluklar arasındaki fark bir yönlü varyans analizi ile anlamlı bulunmuş olup ($P < 0,05$) Tukey HSD testine göre topluluklar arasında fark grupları oluşmuştur (Çizelge 4.24; Şekil 4.28- Şekil 4.29).

Çizelge 4.24. Orman örtüsü altından toplanan döküntünün toplam fenolik bileşikler ve tannik asit içeriklerine göre yaşlı klimaks orman topluluklarının karşılaştırılması (ortalama değer \pm standart sapma, $n = 3$, $\alpha = 0,05$, $P < 0,05$ ilişki anlamlı, $P > 0,05$ ilişki anlamsız)

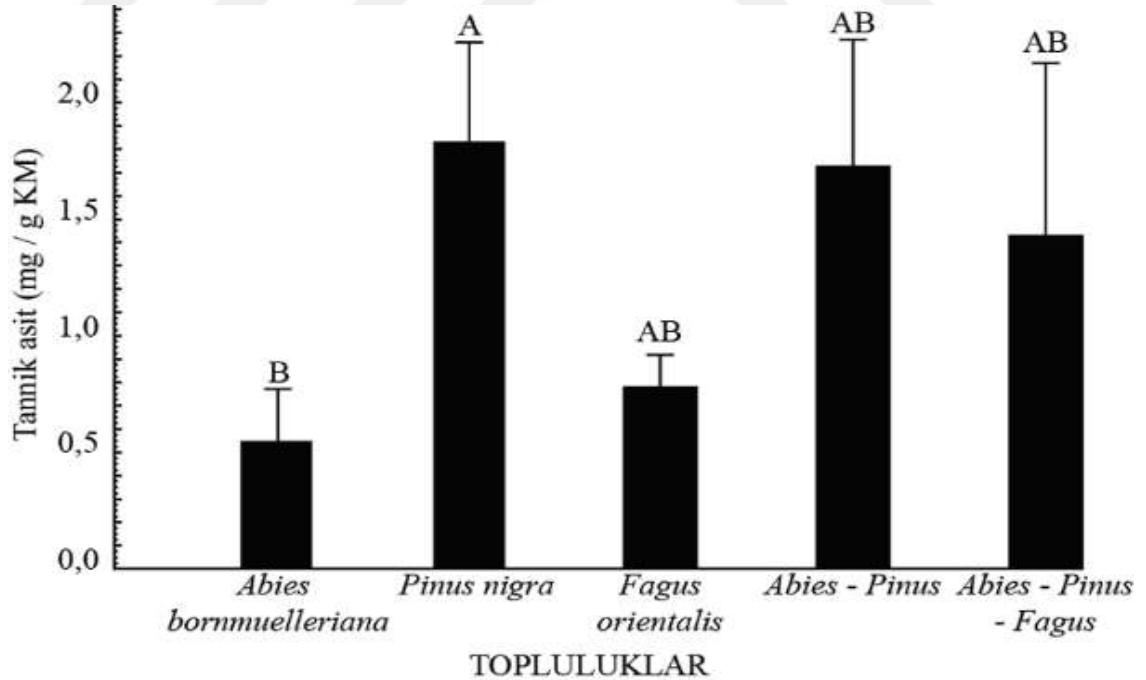
Topluluklar	İkincil metabolitler	
	Toplam Fenolik bileşikler (mg/L)	Tannik Asit (mg/ g / KM)
<i>Abies bornmuelleriana</i>	53,2 ^b \pm 3,55	0,553 ^b \pm 0,22
<i>Pinus nigra</i>	288,2 ^a \pm 41,47	1,833 ^a \pm 0,42
<i>Fagus orientalis</i>	69,7 ^b \pm 13,63	0,783 ^{ab} \pm 0,14
<i>Abies - Pinus</i>	141,6 ^b \pm 32,17	1,727 ^{ab} \pm 0,55
<i>Abies - Pinus - Fagus</i>	285,6 ^a \pm 59,46	1,437 ^{ab} \pm 0,74

Döküntünün toplam fenolik içeriğine göre *P. nigra* (288,2 \pm 41,47) ile *A. bornmuelleriana* – *P. nigra* – *F. orientalis* (285,6 \pm 59,46) en yüksek, *A. bornmuelleriana* – *P. nigra* (141,6 \pm 32,17), *F. orientalis* (69,7 \pm 13,63) ile *A. bornmuelleriana* (53,2 \pm 3,55) en düşük fark grubunda yer almıştır (Çizelge 4.24; Şekil 4.28).

Döküntünün tannik asit içeriğine göre *P. nigra* (1,833 \pm 0,42) en yüksek, *A. bornmuelleriana* (0,553 \pm 0,22) ile en düşük fark grubunda, *A. bornmuelleriana* – *P. nigra* (1,727 \pm 0,55), *A. bornmuelleriana* – *P. nigra* – *F. orientalis* (1,437 \pm 0,74) ve *F. orientalis* (0,783 \pm 0,14) ikisi arasında yer almıştır (Çizelge 4.24; Şekil 4.29).



Şekil 4.28. Orman örtüsü altından toplanan döküntünün toplam fenolik bileşikler içeriklerine göre yaşlı klimaks orman topluluklarının karşılaştırılması (ortalama değer \pm standart sapma, $n= 3$, $\alpha;0,05$, $P<0,05$ ilişki anlamlı, $P>0,05$ ilişki anlamsız)



Şekil 4.29. Orman örtüsü altından toplanan döküntünün tannik asit içeriklerine göre yaşlı klimaks orman topluluklarının karşılaştırılması (ortalama değer \pm standart sapma, $n= 3$, $\alpha;0,05$, $P<0,05$ ilişki anlamlı, $P>0,05$ ilişki anlamsız)

4.5. Toprak Net Mineral Azot Verimi ile Döküntüdeki Toplam Fenolik Bileşikler ve Tannik Asit Arasındaki İlişki

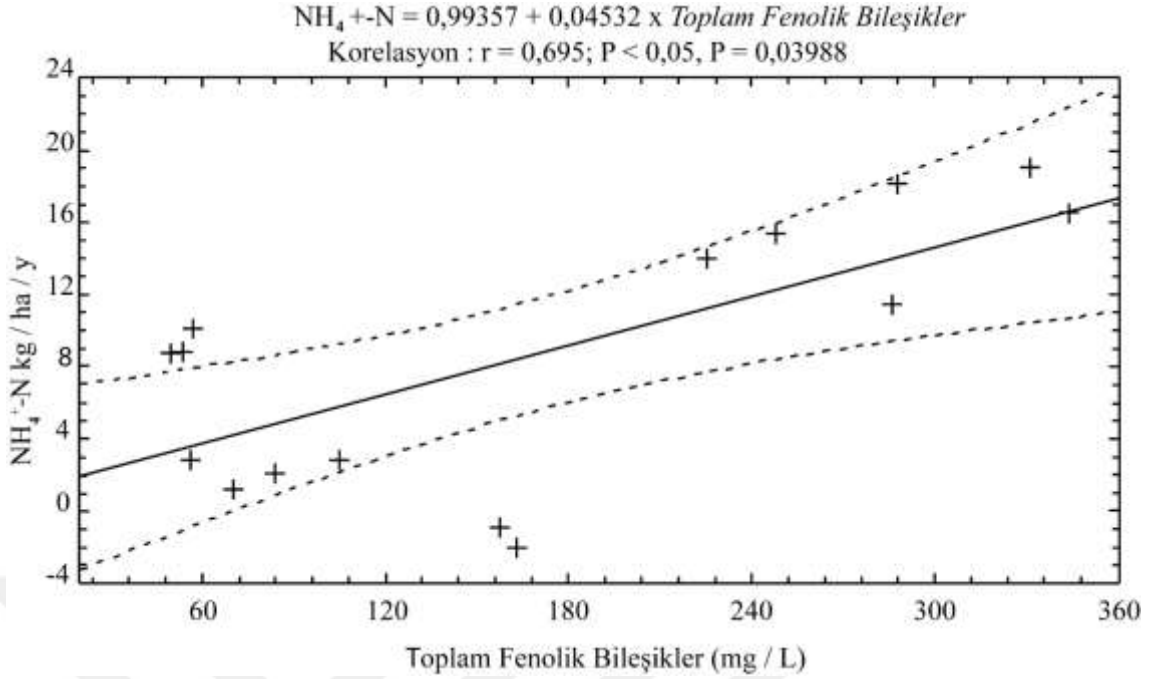
Orman örtüsü altından toplanan döküntünün toplam fenolik bileşikleri ve tannik asit içerikleri ile toprağın 0-5 cm katmanındaki yıllık net $\text{NH}_4^+\text{-N}$ ve $\text{NO}_3^-\text{-N}$ verimi arasındaki ilişki basit korelasyon testi ile analiz edilmiştir (Çizelge 4.25; Şekil 4.30- Şekil 4.33).

Toprağın 0-5 cm katmanındaki yıllık net $\text{NH}_4^+\text{-N}$ veriminin orman örtüsü altından toplanan döküntünün toplam fenolik bileşikler arasındaki ilişki pozitif ($r=0,695$) ve anlamlı ($P<0,05$), tannik asit içeriği ile pozitif ($r=0,168$) ve anlamsız ($P>0,05$) bulunmuştur (Çizelge 4.25; Şekil 4.30, Şekil 4.32).

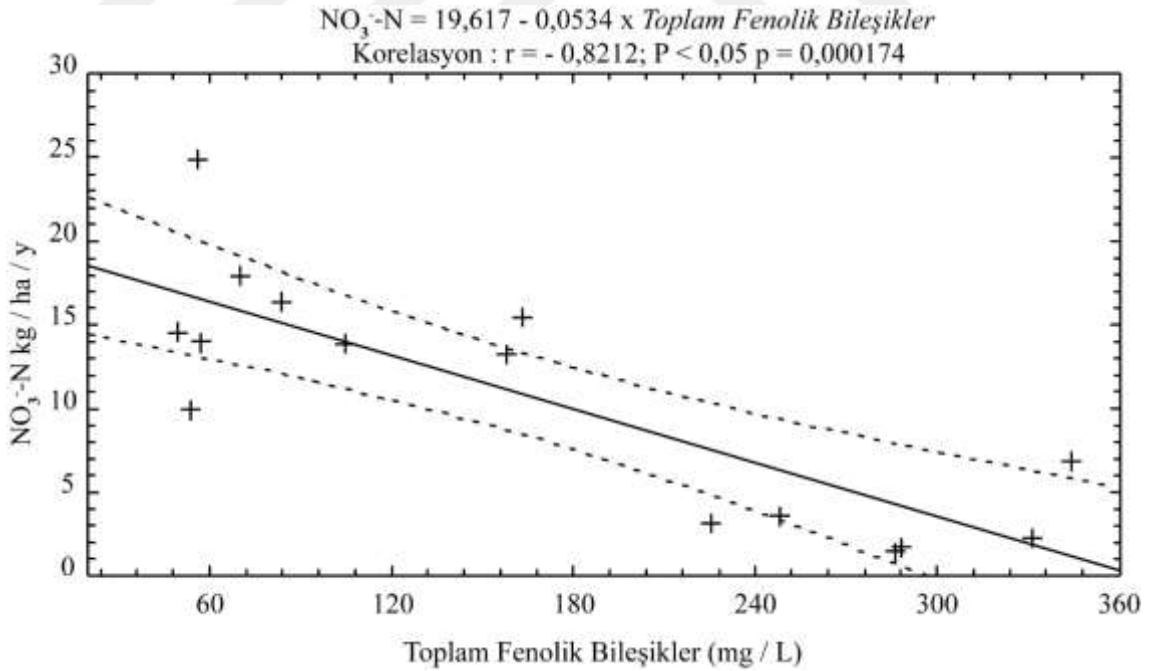
Toprağın 0-5 cm katmanındaki yıllık net $\text{NO}_3^-\text{-N}$ veriminin orman örtüsü altından toplanan döküntünün toplam fenolik bileşikler arasındaki ilişki negatif ($r=-0,821$) ve anlamlı ($P<0,05$), tannik asit içeriği ile negatif ($r=-0,551$) ve anlamlı ($P<0,05$) bulunmuştur (Çizelge 4.25; Şekil 4.31, Şekil 4.33).

Çizelge 4.25. Toprağın 0-5 cm'lik katmanında net $\text{NH}_4^+\text{-N}$ ve $\text{NO}_3^-\text{-N}$ verimi (kg / ha / yıl) ile orman örtüsü altından toplanan döküntünün toplam fenolik bileşikleri (TFB) ve tannik asit (TA) içerikleri arasındaki basit korelasyon katsayıları, anlamlılık düzeyleri ve regresyon denklemleri ($n= 15$, $\alpha;0,05$, $P<0,05$ ilişki anlamlı, $P>0,05$ ilişki anlamsız)

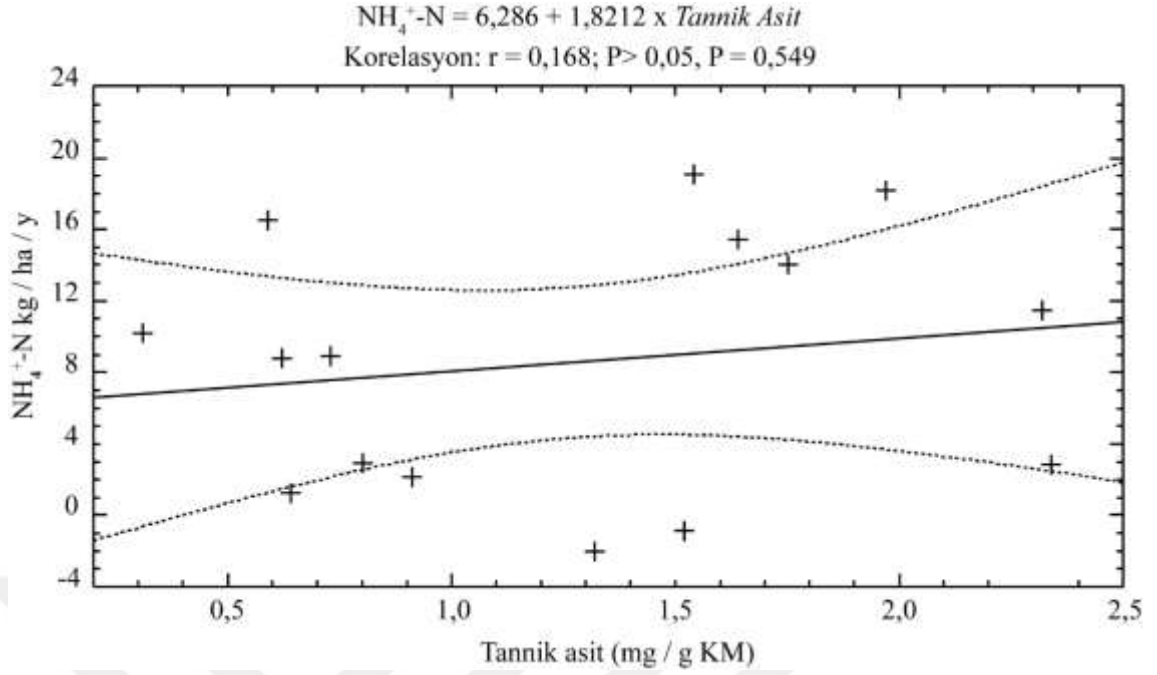
Parametre	r	P	Y=a+bx
Döküntü TFB- $\text{NH}_4^+\text{-N}$	0,695	0,040	$\text{NH}_4^+\text{-N}=0,99357+0,04532x$ Döküntü TFB
Döküntü TA- $\text{NH}_4^+\text{-N}$	0,168	0,549	$\text{NH}_4^+\text{-N}=6,286+1,8212xDöküntü TA$
Döküntü TFB- $\text{NO}_3^-\text{-N}$	-0,821	0,000	$\text{NO}_3^-\text{-N}=19,617-0,0534xDöküntü TFB$
Döküntü TA- $\text{NO}_3^-\text{-N}$	-0,551	0,033	$\text{NO}_3^-\text{-N}=18,212-5,954xTannik asit$



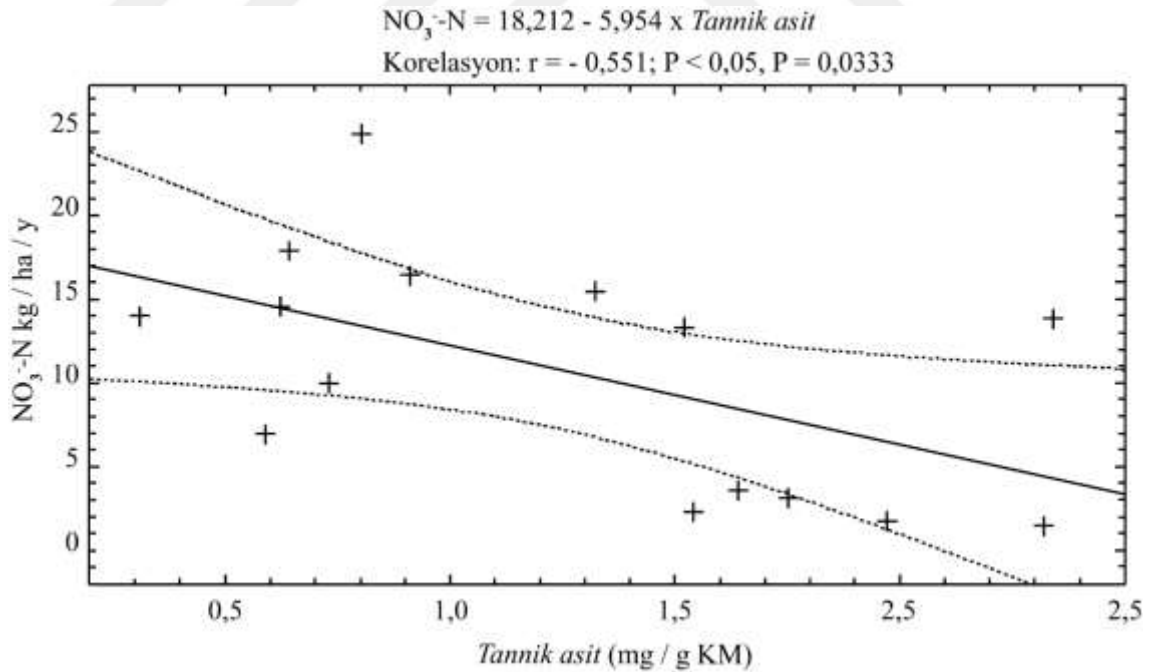
Şekil 4.30. Toprağın 0-5 cm katmanındaki yıllık net NH_4^+-N verimi ile orman örtüsü altından toplanan döküntünün toplam fenolik bileşikler arasındaki korelatif ilişki ve lineer regresyon denklemi ($n= 15$, $\alpha;0,05$; $P<0,05$ ilişki anlamlı, $P>0,05$ ilişki anlamsız)



Şekil 4.31. Toprağın 0-5 cm katmanındaki yıllık net $NO_3^- -N$ verimi orman örtüsü altından toplanan döküntünün toplam fenolik bileşikler arasındaki korelatif ilişki ve lineer regresyon denklemi ($n= 15$, $\alpha;0,05$; $P<0,05$ ilişki anlamlı, $P>0,05$ ilişki anlamsız)



Şekil 4.32. Toprağın 0-5 cm katmanındaki yıllık net $\text{NH}_4^+\text{-N}$ verimi ile orman örtüsü altından toplanan döküntünün tannik asit içeriği arasındaki korelatif ilişki ve lineer regresyon denklemi ($n = 15$, $\alpha; 0,05$; $P < 0,05$ ilişki anlamlı, $P > 0,05$ ilişki anlamsız)



Şekil 4.33. Toprağın 0-5 cm katmanındaki yıllık net $\text{NO}_3^-\text{-N}$ verimi ile orman örtüsü altından toplanan döküntünün tannik asit içeriği arasındaki korelatif ilişki ve lineer regresyon denklemi ($n = 15$, $\alpha; 0,05$; $P < 0,05$ ilişki anlamlı, $P > 0,05$ ilişki anlamsız)

5. TARTIŞMA VE SONUÇ

Yaşlı klimaks orman topluluklarının 0-5 cm'lik toprak katmanında araştırılan toprak özelliklerinden oransal nem (%) ile organik karbon (% ve kg / ha) içeriği bakımından topluluklar arasında farklılık görülmemesine rağmen pH, toplam azot (% ve kg / ha), C/N oranı, maksimum su tutma kapasitesi (%MSK) bakımından farklılık tespit edilmiştir (bkz. Çizelge 4.5). Bu özellikler topraktaki azot mineralleşmesini etkileyen temel özellikler arasında sayılmaktadır (Stanford ve Smith 1972, Runge 1974, 1983, Singer ve Muns 1999, Owen ve ark. 2003, Parfitt ve ark. 2005, Knoepp ve Vose 2007, Menyailo 2009).

Araştırılan topluluklar arasında toprağın farklı katmanlarında toprak pH'ı bakımından farklılıklar belirlenmiş olup (bkz. Çizelge 4.5; Çizelge 4.6), toprağın 0-5 cm katmanında pH değerleri 5,00 ile 5,73 arasında değişmektedir. Toprak pH'ı toprağın 0-5 cm katmanında *Fagus orientalis* ($5,00 \pm 0,41$), *A. bornmuelleriana* ($5,09 \pm 0,52$), *P. nigra* ($5,18 \pm 0,28$) ve *A. bornmuelleriana* – *P. nigra* – *F. orientalis* ($5,07 \pm 0,50$), toprağın 5-20 cm katmanında *A. bornmuelleriana* – *P. nigra* – *F. orientalis* ($4,73 \pm 0,38$) ve *A. bornmuelleriana* ($4,46 \pm 0,64$) topluluğunun toprağında daha düşüktür (bkz. Çizelge 4.5; Çizelge 4.6). Çalışma alanlarındaki toprak pH'ı hem ana materyalin granit olması hem de orman topluluklarının ürettiği organik maddenin yapısı (özellikle toprağın asitlik derecesinin artmasına katkı yapan iğne yapraklı türlerin ürettiği organik madde) sebebiyle düşük olup toprak hafif asidik özellik göstermektedir. Toprak pH'ı nitrifikasyon süreçlerini kontrol eden önemli bir faktördür. Genel olarak 6,0-8,0 pH aralığında bulunan toprak pH'ının nitrifikasyonu artırdığı (Kyveryga ve ark. 2004), düşük toprak pH'ının ise nitrifikasyonu engellediği ifade edilmektedir (Runge 1983, Haynes 1986b, Priha ve Smolander 1997, Myrold 1998, Ste-Marie ve Pare 1999, Page ve ark. 2002). İğne yapraklı ormanların toprağında pH'ın düşük olmasından dolayı özellikle nitrifikasyon oranının ya çok düşük olması ya da nitrat üretimi gerçekleşmemesi nedeniyle orman topraklarında biyolojik olarak alınabilir azotun en büyük kaynağını organik maddenin parçalanmasıyla serbest kalan amonyum oluşturmaktadır (Vitousek ve Matson 1985). Toprak pH'ı ile ilgili olarak asidik bir pH değerine sahip olan *P. nigra* topluluğunun topraklarında elde ettiğimiz düşük nitrat verimi ve amonyumun artış göstermesi amonyumun iğne yapraklı orman topraklarında egemen olmasıyla açıklanabilir ve bu çalışmalarla uyumaktadır.

Buna karşın ülkemizde yapılan çalışmalarda Spil Dağı (Manisa) (Güleryüz ve ark. 2010b) ve Toros Dağlarında (Güleryüz ve Everest 2010) yayılış gösteren *Pinus nigra* topluluğunda nitrifikasyonun meydana gelmediği ve net verimin negatif olduğu; nitrifikasyonla pH arasında anlamlı ($P < 0,05$) negatif ilişkinin olduğu bildirilmiştir. Fakat, düşük toprak pH'ına sahip olduğunu belirlediğimiz *A. bornmuelleriana* topluluğundaki yüksek nitrat verimi, asidik topraklarda nitrat üretiminin de var olduğu ifadesini desteklemektedir (Zöttl 1960a, Runge 1974). Bauhus ve ark. (1998) koniferlerin toprak özelliklerini dezavantajlı bir yönde fazlasıyla değiştirebileceğini, oysaki yaprak döken türlerin pH'ı yükselterek ve besin döngüsünü artırarak toprak özelliklerini geliştirdiği hipotezini öne sürmüşlerdir. *Pinus nigra* topluluğunda belirlenen düşük nitrat verimi ile yaprak döken *Fagus orientalis* topraklarında belirlenen yüksek nitrat verimi bu hipotezle örtüşmekle beraber *Fagus orientalis* için sadece toprak pH'ının topraktaki nitrifikasyonun değerlendirilmesinde tek başına yeterli bir özellik olmayacağını ortaya koymaktadır. Nitekim korelasyon analiz sonuçlarına göre her iki toprak katmanında da nitrifikasyon esasen pH'a bağlı değildir. Bunun nedeni daha sonraki bölümlerde döküntünün toplam fenolik asit ve suda eriyebilir tannik asit içeriğiyle açıklanacaktır. Booth ve ark. (2005)'lerinin toprak pH'ının nitrifikasyon üzerinde etkisi olmadığı bulgusu sonucumuzu destekler niteliktedir. Araştırmacılar nitrifikasyon ve pH arasında, muhtemelen düşük pH'a sahip olma eğiliminde olan organik topraklarda bulunan en yüksek nitrifikasyon oranlarından dolayı hafifçe anlamlı bir negatif ilişkinin olduğunu ve genellikle artan toprak organik maddesi konsantrasyonlarının pH'ı düşürmesine rağmen, yüksek organik madde içerikli topraklarda yüksek NH_4^+ üretiminin nitrifikasyon üzerinde baskın bir etkisinin olduğunu bildirmişlerdir. Araştırmacılara göre organik N veya NH_4^+ 'un bir grup çeşitli organizmalar tarafından NO_2^- veya NO_3^- 'a dönüştürüldüğü heterotrofik nitrifikasyon süreçlerinin düşük pH derecesinde özellikle de düşük C:N organik maddesi içeren topraklarda nitrifikasyon oranlarının oransal artışının nedenini açıklayabilmesi de mümkün görünmektedir. *Nitrosospira* sp. suşlarının analizlerinde kullanılan bazı düşük pH'lı topraklarda tespit edildiğini (Mintie ve ark. 2003) ve bunların aside toleranslı suşlar olabileceğini veya N mineralleşmesinin proton kullandığı ve pH'ı arttırdığı mikroalanlarda koloni kuran aside duyarlı suşlar olabileceğini bildirmişlerdir. Nitekim heterotrofik nitrifikasyonun bazı orman topraklarında ölçülebilir bir nitrifikasyon oranını oluşturduğu bildirilirken (Schimel ve ark. 1984, Duggin ve ark.

1991, Barraclough ve Puri 1995, Hart ve ark. 1997), diğer araştırmalar çok düşük pH'da bile heterotrofik nitrifikasyonun çok az veya hiç olmadığını göstermiştir (Stark ve Hart 1997). Bununla birlikte, son bulgular asidik topraklarda bile ototrofik nitrifikasyon bakterilerinin büyük ihtimalle heterotrofik nitrifikasyon bakterilerine göre asıl etken olduğunu göstermektedir (DeBoer ve Kowalchuck 2001).

Topraktaki azot mineralleşmesini etkileyen maksimum su tutma kapasitesi temel özellikler arasında sayılmaktadır. Zöttl (1960b), toprak sıcaklığının 20°C olduğu şartlarda, ince yapılı humusta maksimum su tutma kapasitesinin mineralleşme üzerinde etkisini araştırmış ve %60 değerinin en uygun maksimum su tutma kapasitesi (MSK) değeri olduğunu saptamıştır. Nitrifikasyon oranlarının 20°C ile 40°C arasındaki toprak sıcaklıklarında (Brady ve Wail 1999) ve %50 suya doymuş boşluk hacminde (Robertson 1982b, Haynes 1986b, Robertson ve Groffman 2007) optimum olduğu saptanmıştır. Topraklarındaki maksimum su tutma kapasitesi (%MSK) değerleri bakımından araştırdığımız bitki toplulukları arasında fark anlamlı ($P < 0,05$) olup, *P. nigra* topluluğunun 0-5 cm toprak katmanında maksimum su tutma kapasitesi en yüksektir (%81,50) (bkz. Çizelge 4.5). Diğer topluluklar ise birbirine benzer olup bu toplulukların topraklarındaki maksimum su tutma kapasitesi nitrifikasyon için ifade edilen değer civarındadır. Nitekim yüksek maksimum su tutma kapasitesine sahip *P. nigra* topluluğunun toprağın 0-5 cm'lik katmanında yıllık $\text{NH}_4^+\text{-N}$ verimi *Abies - Pinus - Fagus* topluluğu hariç diğer toplulukların $\text{NH}_4^+\text{-N}$ veriminden yüksek, yıllık $\text{NO}_3^-\text{-N}$ verimi ise diğer toplulukların $\text{NO}_3^-\text{-N}$ veriminden düşüktür. İnce yapılı toprağa sahip alanlarda, daha yüksek su tutma kapasitesi ve temel kanyonların daha yüksek içeriği bitki büyümesini ve organik madde üretimini teşvik etmektedir (Prescott ve ark. 2000c). Ancak, araştırmamızda maksimum su tutma kapasitesi ile toprağın 0-5 cm'lik katmanında yıllık $\text{NH}_4^+\text{-N}$, $\text{NO}_3^-\text{-N}$ ve $\text{NH}_4^+\text{+NO}_3^-\text{-N}$ verimi arasında anlamlı ilişki bulunmamıştır. Bu sonuç önceki çalışmalarla uyumludur (Gülyüz ve ark. 2008, Gülyüz ve Everest 2010).

Ağaç türleri toprak nemi ve sıcaklığı gibi mikro iklim şartlarına ilaveten döküntü ve yapraklardan aşağı dökülen suyun kimyası (Barbier ve ark. 2008) vasıtasıyla zemin vejetasyonu ile toprak karbon (C) ve azot (N) dönüşümlerini etkilemektedir. Bitkilerce üretilen organik maddenin miktarı ve onların ayrışma oranları bitki türleri arasında büyük

farklılıklar göstermektedir (Van Cleeve ve ark. 1983, Nadelhoffer ve ark. 1983, Gökçeoğlu 1988, Scott ve Binkley 1997, Lovett ve ark. 2004). Toprak organik maddesinin kalitesi ve miktarı ana toprak karakteristikleri olarak kabul edilmektedir (Runge 1983, Köhler ve ark. 1995, Paul ve Clark 1996, Chapin 2003).

Araştırılan bitki toplulukları topraklarındaki organik karbon içeriği açısından benzer olmakla birlikte toplam azot içerikleri açısından farklılık göstermektedir. Toprak organik karbon miktarı araştırılan topluluklarda birbirine yakın bulunmuştur (bkz. Çizelge 4.5). İlginç bir şekilde *P. nigra* topluluğunun Toros dağlarından toplanan toprak örneklerinde (0-10 cm) tayin edilmiş olan ortalama $3,4 \pm 0,3$ % C değeri (Güleryüz ve Everest 2010) araştırmamızı sürdürdüğümüz aynı topluluğa ait 0-5 cm'lik toprak katmanındaki ortalama $3,25 \pm 0,37$ değerine yakın bulunmuştur. Spil dağında aynı topluluk için bu değer $12,32 \pm 5,35$ olarak bildirilmiştir (Güleryüz ve ark. 2010b). Farklı bitki topluluklarının mineral toprağında (0-5 cm) organik % C ile mineral azot verimi arasında anlamlı bir ilişkinin olmaması ($r=0,211$, $P>0,05$; bkz. Çizelge 4.23) daha önceki çalışmalarla benzerlik göstermektedir (Augusto ve ark. 2002, Zhong ve Makeschin 2006, Güleryüz ve Everest 2010). Toprağın 0-5 cm'lik katmanında toplam azotun hem % hem de kg / ha bakımından *A. bornmuelleriana* ile *A. bornmuelleriana* - *P. nigra* - *F. orientalis* topluluklarında diğerlerinden daha düşük olduğu tespit edilmiştir. Buna bağlı olarak, en yüksek C/N oranları bu toplulukların topraklarında tespit edilmiştir (*A. bornmuelleriana* - *P. nigra* - *F. orientalis*, C/N: 13,58 ve *A. bornmuelleriana*, C/N: 11,79) (bkz. Çizelge 4.5). Toprakta azot dönüşümlerinin özellikle nitrifikasyonun C/N oranı ile ters orantılı olduğu göz önüne alındığında (McNulty ve ark. 1991, Gundersen ve ark. 1998, Lovett ve Rueth 1999, Persson ve ark. 2000, Goodale ve Aber 2001, Lovett ve ark. 2004, Leuschner 2006, Zeller ve ark. 2007, Li ve ark. 2014) *A. bornmuelleriana* topluluğunun topraklarında yıllık net nitrat veriminin de yüksek olması beklenebilir. Çalışmada yıllık net nitrat veriminin *A. bornmuelleriana*, *F. orientalis* ve *A. bornmuelleriana* - *P. nigra* topluluklarının topraklarında yüksek ve birbirine benzer olduğu görülmektedir. Ayrıca N mineralleşmesinin sadece C/N oranından etkilenmediği göz önünde bulundurulmalıdır. Scott ve Binkley (1997) döküntü kalitesinin (lignin/N) hem organik hem de mineral tabakada N mineralleşmesinin kontrolünde iklim ve diğer faktörlerden ziyade daha fazla etkili olabildiğini bulmuşlardır. Lignin/N ve C/N oranlarıyla karakterize edilen yaprak

döküntüsünün miktarı ve kalitesinin ağaç türleri arasında değiştiği (Prescott ve Preston 1994, Nugroho ve ark. 2006) ve ormanlarda döküntü ayrışma oranını, N mineralleşmesini ve nitrifikasyonu etkilediği bildirilmiştir (Melillo ve ark. 1982, Taylor ve ark. 1989, 1991, Scott ve Binkley 1997, Persson ve ark. 2000). Sonuç olarak, ağaç türleri kuvvetli bir şekilde humus tipini etkilemektedir. Yüksek lignin veya diğer zor ayrışabilir bileşikler ile toksik bileşikler yüksek konsantrasyonda içeren döküntüdeki azotun daha kararsız karbon bileşikler içeren döküntüdekine nazaran daha yavaş mineralize olduğu bildirilmektedir (Chapin 2003). Yüksek düzeyli azot içeren döküntünün düşük azot içeren döküntüye göre daha fazla net azot mineralleşmesi gösterdiği kabul gören genel bir görüştür (Gosz 1981, Prescott ve ark. 2000b, Chapin 2003). Çünkü mikroorganizmalar 25/1 C/N oranının altındaki azotça sınırlı ortamlarda nadirdir (Chapin 2003). Bu hipotezi destekleme anlamında kg / ha azot değerleri bakımından en yüksek toprak azot içeriği *F. orientalis* topluluğunda görülmektedir. Buna karşın *A. bornmuelleriana* topluluğu düşük azot içeriğine rağmen daha fazla net azot mineralleşmesi göstermiştir. Potansiyel azot mineralleşme oranının pH, N_{mic}/N_t , C_{mic}/C_t gibi göz önünde bulundurulmuş bazı geleneksel faktörlerden ziyade toplam N içeriği ve C/N oranından anlamlı derecede etkilendiğini rapor eden çalışmalar bulunmaktadır (Boone 1992, Prescott 1995, Alison ve ark. 2000, Fernandez ve ark. 2000, Vervaet ve ark. 2002). Toprak toplam N konsantrasyonunun potansiyel net N mineralleşmesinin iyi bir göstergesi olduğu daha önceki diğer çalışmalarda gösterilmiştir (Schomberg ve ark. 2009, Dessureault-Rompré ve ark. 2010, Ros ve ark. 2011). Çalışmamızda 0-5 cm'lik toprak katmanında yıllık toplam mineral azot veriminin toplam N içeriği (%) ile ilişkisi anlamlı bulunmadığı ($r=0,005$, $P>0,05$, bkz. Çizelge 4.23) belirlenmiştir. Mineral azot veriminin C/N oranı ile ilişkisinin anlamsız bulunması Andrianarisoa ve ark.'nın (2010) bulgularıyla uyumludur. Ayrıca, Persson ve ark.'da (2000) nitrifikasyonda pH ve C/N oranı gibi bazı temel özelliklerin mineral topraktan ziyade humus için bir gösterge olabileceğini belirtmişlerdir. Bunun yanında, Lovett ve ark. (2004), azot mineralleşme mekanizmalarında döküntünün lignin:N oranı ve polifenol bileşiklerin konsantrasyonu veya toprak C:N oranı gibi döküntü ve toprak karakterlerinden daha karmaşık bir kontrol mekanizmalarına sahip olduğunu bildirmişlerdir. Tüm bunların yanında, Chodak ve ark. (2016) topraktaki mikrobiyal analizler (mikrobiyal biyokütle, bazal temel solunum, topluluk düzeyinde fizyolojik profiller) ile fosfolipit yağ asidi profillerinin toprak dokusu ile organik karbon

(C_{org}), toplam azot (N_t) ve toplam fosfor (P_t) içeriğine bağlı olmasının, ılıman ormanlarda toprağın mikrobiyal toplulukların taksonomik ve fonksiyonel bileşiminin toprak özellikleri ve bitki örtüsünün her ikisi tarafından şekillendirildiğini bildirmişlerdir. Araştırmacılar toprak mikrobiyal topluluklarının işlevsel çeşitliliğinin ılıman ormanlarda bitki çeşitliliği ile ilişkili olmamasının bitki tür sayısının farklı organik bileşiklerin parçalanmasında iş gören toprak mikroorganizmalarının yeteneği üzerinde küçük bir etkiye sahip olduğunu ileri sürmüşlerdir.

Topluluklar arasındaki net N mineralleşmesindeki ve nitrifikasyondaki mevsimsel değişimler toprak nem içeriği ile anlamlı (P<0,05) ve pozitif ilişkilidir (sırasıyla r=0,552 ve r=0,382) (bkz. Çizelge 4.23; Çizelge 4.22). Toprak neminin yüksek olduğu yaz başında net N mineralleşmesi yüksektir. Çalışma alanı kurak sıcak yazların ve toprak nem içeriğinde yıllık değişimlerin olduğu Akdeniz bitki coğrafyası bölgesinde yer almaktadır. Bu iklimsel koşullar altındaki ölçüm anındaki ve yıllık net azot verimindeki değişiklikler toprak nem içeriğinin ve iklimsel özelliklerin bir yansımasıdır. Powers (1990) bitki türlerinin yüksekliğe bağlı kademe kademe değişimi boyunca ortaya çıkan sıcaklık ve nemdeki farklılıkların, yıllık net N mineralleşmesi üzerinde tür değişimine nazaran daha fazla etkili olduğunu saptamıştır. Hackl ve ark. (2004) da mikroalan farklılıklarının ve orman topraklarındaki N₂O üretimindeki mevsimsel değişimlerin en önemli sorumlusunun toprak nemi olduğunu belirtmişlerdir. Araştırma sonuçlarımız nemin net N mineralleşmesi üzerinde kontrol sağlayan önemli bir etmen olduğunu ifade eden çalışmalarla uyumaktadır (Pinay ve ark. 1995, Pérez ve ark. 2004, Knoepp ve Vose 2007, Güteryüz ve ark. 2010b).

Toprağın 0-5 cm katmanında ölçüm anındaki NH₄⁺-N miktarlarının yıl içindeki mevsimsel değişimi *P. nigra* ve *A. bornmuelleriana* - *P. nigra* topluluğu hariç diğer topluluklarda anlamlı (P<0,05) bulunurken, toprağın 5-20 cm katmanı için tüm topluluklarda anlamlı (P<0,05) bulunduğu tespit edilmiştir (bkz. Çizelge 4.7- 4.8; Şekil 4.11- 4.16). Toprağın 0-5 cm katmanında ölçüm anındaki NO₃⁻-N miktarlarının yıl içindeki mevsimsel değişimi tüm topluluklarda anlamlı (P<0,05) bulunmuştur (bkz. Çizelge 4.10; Şekil 4.11- 4.16). Genel olarak, en yüksek ölçüm anındaki amonyum ve nitrat miktarları topluluklara bağlı olarak farklı aylarda yer almıştır. Tüm topluluklarda

ölçüm anındaki NO_3^- -N miktarı NH_4^+ -N miktarına göre düşük miktarlarda kalmıştır. Araştırmamızda ölçüm anındaki toplam mineral azotu oluşturan NH_4^+ -N ve NO_3^- -N miktarlarının oranı dikkate alındığında, NH_4^+ -N miktarının tüm topluluk ve katmanlarda daha fazla olduğu görülmektedir. Toprağın 0-20 cm katmanında ölçüm anındaki NH_4^+ + NO_3^- -N miktarlarının yıl içindeki mevsimsel değişimi tüm topluluklara göre farklılık göstermektedir. Topraktaki ölçüm anındaki mineral azot değerleri mikroorganizmaların immobilizasyonu ve bitkilerin kullandıklarının dışında kalan miktarları ifade etmektedir. Ölçüm anındaki mineral azotun miktarı bitkilerin ve mikroorganizmaların azotu bağlama ile mineralleşmede iş gören mikroorganizmaların aktifliğine bağlı olarak ortaya çıkmaktadır. Bu nedenle ölçüm anındaki mineral azotun mevsimsel değişiminin düzgün bir model olarak ortaya çıkarılması oldukça güç olmaktadır.

Alan inkübasyonu koşulları altında mineral azot birikiminde mevsimsel bir değişim gözlenmiştir. Her inkübasyon periyodu farklı gün uzunluklarına sahip olduğundan dolayı, net verim haftalık değerlere dönüştürülmüştür (kg / ha / hafta). Toprağın 0-5 cm'lik katmanındaki NH_4^+ -N veriminin inkübasyon aralıkları arasındaki değişimi *A. bornmuelleriana* - *P. nigra* topluluğunda hariç anlamlı ($P < 0,05$) bulunmuştur. *A. bornmuelleriana* - *P. nigra* topluluğunda amonyum verimi başlangıçta mayıs ayından ağustos ayına kadar negatif değerdedir. Ayrıca, *F. orientalis* topluluğunda da mayıs ayından haziran ayına kadar ki periyot boyunca negatif verim kaydedilmiştir (bkz. Çizelge 4.16; Şekil 4.17- 4.21). Oysa ki toprağın 0-5 cm'lik katmanındaki nitrifikasyon oranları en yüksek *A. bornmuelleriana* ($0,79 \pm 0,20$ kg NO_3^- -N / ha / hafta), *P. nigra* ($0,17 \pm 0,12$ kg NO_3^- -N / ha / hafta) ve *F. orientalis* ($1,13 \pm 0,48$ kg NO_3^- -N / ha / hafta) saf topluluklarda mayıs-haziran arasında iken, *A. bornmuelleriana* - *P. nigra* karışık topluluğunda $0,90 \pm 0,12$ kg NO_3^- -N / ha / hafta ile haziran-ağustos arasında ve *A. bornmuelleriana* - *P. nigra* - *F. orientalis* karışık topluluğunda $0,31 \pm 0,15$ kg NO_3^- -N / ha / hafta ile eylül-ekim arasında saptanmıştır (bkz. Çizelge 4.18; Şekil 4.17- 4.21). Saf topluluklardaki sonuçlar, Xiao ve Huang'ın (2012) bulgularıyla benzerdir. Araştırmacılar Gongga dağında (Sichuan, Güneybatı Çin) subalpin *Abies fabri* ormanının üç tipinde [olgun orman (3100 m), ortayaş ormanı (2998 m), karışık *Abies fabri* ve *Populus purdomii* süksesyon ormanı (2947 m)] toprak NH_4^+ -N ve NO_3^- -N konsantrasyonlarını

nisan ve haziran ayında daha yüksek ağustos ve ekim ayında ise daha düşük bulmuşlardır. Gökçeoğlu (1988) volkanik Karadivrit dağındaki (Kula, Manisa) *Pinus brutia* orman topluluğu için (750-850 m) mineral azot veriminin Akdeniz iklim tipi yağış rejimine paralel olarak ilkbahar ve sonbaharda yüksek olduğunu bildirmiştir. Bizim çalışmamızda da özellikle toprağın 0-5 cm katmanında nitrat veriminin de benzer bir model izlediği görülmektedir. Buna karşın Güteryüz ve ark. (2010b) tarafından Spil dağında (Manisa) yayılış gösteren *P. nigra* topluluğunda nitrat veriminin sonbaharda en yüksek seviyeye çıktığı ve bunu ilkbahar mevsiminin izlediği bildirilmiştir. Araştırmamızın konusunu oluşturan karışık topluluklarda ise net mineral azot veriminin mevsimsel değişiminin düzensiz bir durum gösterdiği saptanmıştır.

Araştırılan toplulukların 0-20 cm toplam toprak katmanında yıllık $\text{NH}_4^+\text{-N}$ verimi en yüksek *P. nigra* saf topluluğunda ($26,7 \pm 2,5$ kg $\text{NH}_4^+\text{-N}$ / ha / yıl), en düşük verim ise *F. orientalis* topluluğunda ($10,6 \pm 2,1$ kg $\text{NH}_4^+\text{-N}$ / ha / yıl) saptanmıştır (bkz. Çizelge 4.20). Bu değer Spil dağında yapılan çalışmada *P. nigra* topluluğu için $5,7 \pm 4,3$ kg $\text{NH}_4^+\text{-N}$ / ha / yıl olarak bildirilmiştir (Güteryüz ve ark. 2010b). Arslan ve ark. (2010) Uludağ Üniversitesi kampüs alanındaki (rakım 100 m) yıllık $\text{NH}_4^+\text{-N}$ verimini çam plantasyonu için 16 ± 0 kg $\text{NH}_4^+\text{-N}$ / ha / yıl, doğal meşe toplulukları için 22 ± 2 kg $\text{NH}_4^+\text{-N}$ / ha / yıl olarak belirlemişlerdir.

Toprağın 0-20 cm'lik katmanında yıllık $\text{NO}_3^-\text{-N}$ verimi en yüksek *F. orientalis* topluluğunda ($33,3 \pm 3,8$ kg $\text{NO}_3^-\text{-N}$ / ha / yıl), en düşük verim ise *P. nigra* ($3,9 \pm 1,9$ kg $\text{NO}_3^-\text{-N}$ / ha / yıl) topluluğunda saptanmıştır (bkz. Çizelge 4.20). İğne yapraklı orman olmasına rağmen *A. bornmuelleriana* orman topluluğunda yıllık nitrat verimi $15,8 \pm 3,7$ kg $\text{NO}_3^-\text{-N}$ / ha / yıl değeri ile *P. nigra* topluluğundan oldukça yüksek değerde bulunmuştur. Nitekim, Güteryüz ve Everest (2010) standart inkübasyon yöntemiyle Orta Toros dağlarındaki iğne yapraklı orman topluluklarından *A. cilicica* topluluğunda nitrifikasyon oranının diğer iki (*Cedrus libani* ve *Pinus nigra*) topluluğa göre daha yüksek olduğunu; hatta nitrat veriminin negatif olduğunu bildirmişlerdir. Güteryüz ve ark. (2010b) Spil dağının *P. nigra* örtülü yüksek rakım kuşağında yıllık nitrat verimini $12,4$ kg $\text{NO}_3^-\text{-N}$ / ha / yıl olarak hesaplamışlardır. Bu değer Uludağ'daki *P. nigra* topluluk değerinden daha yüksek olup *A. bornmuelleriana* topluluğuna daha yakın bir değerdir.

Olsson ve ark. (2012) çam ve ladin alanlarına göre huş ağacı alanlarının daha yüksek nitrifikasyon oranına sahip olduğunu bildirmişlerdir. Zhong ve Makeshin (2006) de potansiyel nitrifikasyon oranlarının kayın altında (*Fagus sylvatica*) koniferlere göre (*Picea abies* ve *Pinus sylvestris*) daha yüksek olduğunu göstermişlerdir. Bu sonuçlar yaprak dökken türlerin koniferlere göre toprakta daha fazla mikrofloranın varlığını teşvik ettiği hipotezini desteklemektedir (Scheu ve Parkinson 1995). Ancak bunun tam tersi bir sonuç olarak Zhang ve ark. (2011) subtropikal bölgedeki iğne yapraklı ve herdem yeşil orman topluluklarını karşılaştırdıklarında heterotrofik nitrifikasyon nedeniyle daha yüksek nitrat üretiminin iğne yapraklı orman toprağında gözlemlendiğini; geniş yapraklı orman topluluğunda nitrifikasyonun çok az ya da ihmal edilebilir olduğunu saptamışlardır. Ellenberg (1977)'in önerdiği nitrifikasyon derecesi değerlerine göre de toprağın 0-5 cm katmanı için hesaplanan %99,9 ve %90,4 değeri ile *Abies - Pinus* ve *F. orientalis* topluluğu V. grupta, %58,1 değeri ile *A. bornmuelleriana* topluluğu III. grupta, %19,8 ve %14,0 değeri ile *Abies - Pinus -Fagus* ve *P. nigra* topluluğu I. grupta yer almaktadır (bkz. Çizelge 4.20). Bu da ağaç tür çeşitliliğine bağlı olarak toplulukların nitrifikasyon derecesinin de değişim gösterdiğini ortaya koymaktadır.

Yıllık net N_{min} verimi saf topluluklardan *F. orientalis* topluluğunda $43,9 \pm 4,8$ kg N_{min} / ha / yıl, *A. bornmuelleriana* topluluğunda $37,8 \pm 4,9$ kg N_{min} / ha / yıl ve *P. nigra* topluluğunda $30,5 \pm 4,2$ kg N_{min} / ha / yıl bulunmuştur. Karışık topluluklarda söz konusu değerler *Abies - Pinus* topluluğu için $37,0 \pm 10,3$ kg N_{min} / ha / yıl ve *Abies - Pinus -Fagus* $25,8 \pm 7,2$ kg N_{min} / ha / yıl'dır. Bu değerlere göre toplam mineral azot açısından topluluklar arasında anlamlı fark görülmemektedir (bkz. Çizelge 4.20). Gökçeoğlu (1988) Karadivrit dağının volkanik topraklarında, *Pinus brutia* ormanlık alanı için yıllık net N_{min} verimini 28 kg N_{min} / ha / yıl olarak rapor etmiştir. Oysaki Güteryüz ve ark. (2010b) tarafından çalışılan Spil dağının *P. nigra* örtülü yüksek rakım kuşağında yıllık net mineral N değeri amonyum değeri negatif olduğundan dolayı negatif bir değer gözlenmiştir. Arslan ve ark. (2010) çam plantasyonları için yıllık net mineral azot verimini 40 ± 1 kg N_{min} / ha / yıl ve doğal meşe alanları için 47 ± 3 kg N_{min} / ha / yıl olarak bildirmişlerdir. Araştırmacılar ağaç türleri ve orman yönetimi uygulamalarının orman ekosistemlerindeki N döngüsünde önemli role sahip olduğunu öne sürmüşlerdir. Pérez ve ark. (1998) Güney Şili'nin sahili boyunca yayılış gösteren yaşlı iğne yapraklı *Fitzroya cupressoides* orman

topluluğu için yıllık mineral azot veriminin 20 ile 23 kg N_{min} / ha / yıl ve karışık angiosperm ormanı olan *Nothofagus nitida* topluluğu için ise 31 ile 37 kg N_{min} / ha / yıl olarak bildirmiştir. Araştırmacılar iki orman tipi arasındaki azot mineralleşmesindeki farklılıkların biyolojik yapı, alan dinamikleri ve bölge etmenlerindeki farklılıkların özneliği olduğunu rapor etmişlerdir. Adı geçen çalışmada bildirilen yıllık mineral azot verim değerleri bizim çalışmamızda elde ettiğimiz değerlere yakın değerlerdir. Olsson ve ark. (2012) zıt iklim koşullarındaki iki bölgeden (ılıman kuşağı temsilen Güney Batı İsveç'te yer alan Tönnersjöheden bölgesi ve kuzey boreal kuşağı temsilen Kuzey Finlandiya'daki Kivalo bölgesi) üç ağaç türünde [*Picea abies* (Norveç ladini), *Pinus sylvestris* (İskoç çamı) ve *Betula pendula* (Huş)] farklı toprak katmanlarında N mineralleşme oranlarını araştırmışlardır. Tönnersjöheden bölgesinde net N mineralleşmesinin (80-90 kg N_{min} / ha / yıl) ağaç türleri arasında anlamlı derecede bir farklılık göstermediği, fakat nitrifikasyon oranlarının huş alanlarında üst toprak katmanında (humus tabakası) diğerlerine göre daha yüksek çıktığı saptanmıştır. Çam ve ladin alanlarına göre huş ağacı alanlarındaki daha yüksek nitrifikasyon oranı; toprak solucanlarının daha yüksek bir popülasyonuna sahip olmasına, muhtemelen diğer konifer alanlarından daha yüksek bir biyoturbalık derecesine sahip olması nedeniyle huş toprak organik maddesinin (SOM) daha yüksek dönüşüm oranı ile daha yüksek pH'a sahip olmasının yanında daha yüksek bollukta ve aktivitede nitrifikasyon bakterilerinin bulunmasına dayandırılmıştır. Bunun yanısıra, yaprak döken ağaçlar altında nitrifikasyonun kış boyunca artan toprak amonyum düzeyleri tarafından teşvik edilmesiyle ortamda nitratın varlığına bağlı olarak yaprak döken ağaçların herdem yeşil koniferlere göre daha kısa bir büyüme periyoduna sahip olabileceği ileri sürülmüştür. Buna karşın kuzey boreal kuşağı temsilen Kivalo bölgesinde ise yıllık N mineralleşmesinin ağaç türlerinin etkileri olmadan çok düşük (<4 kg N_{min} / ha / yıl) olduğu saptanmıştır. Becker ve ark. (2018) iyi drene olmuş bataklık alanda yetişen *Picea abies*, *Pinus sylvestris* ve *Betula pubescens* türlerinin egemen olduğu alanlarda yıllık net mineral azot veriminin sırasıyla 87,7 kg N_{min} / ha / yıl, 11,8 kg N_{min} / ha / yıl ve 127,5 kg N_{min} / ha / yıl olduğunu bildirmişlerdir. Bu değerlere göre araştırdığımız orman topluluklarındaki yıllık mineral azot verimi *P. sylvestris* topluluğundan daha yüksek diğer topluluklardan daha düşük değerdedir. Stump ve Binkley (1993) kontorta çamının (*Pinus contorta*) orman katındaki net N mineralleşmesi oranlarını Amerika titrek kavak (*Populus*

tremuloides) veya Engelmann ladini (*Picea engelmannii*) - alpin göknarı (*Abies lasiocarpa*)'na kıyasla önemli ölçüde daha düşük bulmuşlardır. Ayrıca Prescott ve ark. (1992) bir aylık inkübasyon süresi boyunca kontorta çamının orman katındaki net N mineralleşmesi oranının alpin göknarına göre daha düşük olduğunu tespit etmişlerdir. Andrianarisoa ve ark. (2010) tarafından yapılan çalışmada ise *Fagus sylvatica*, *Pinus nigra*, *Pseudotsuga menziesii* plantasyonlarının (yüksek nitrifikasyon alanları olarak gösterilen) topraklarında potansiyel net nitrifikasyonun yüksek, *Picea abies* ve *Abies nordmanniana* plantasyonlarında ise doğal orman alanlarında olduğu gibi (düşük nitrifikasyon alanları olarak gösterilen) potansiyel net nitrifikasyonun düşük olduğu inkübasyon yöntemi ile tespit edilmiştir. Bizim sonucumuz *F. orientalis* topraklarında nitrifikasyon potansiyelinin yüksek olması Andrianarisoa ve ark. (2010)'nın bu çalışmasıyla uyumludur. Aksine çalışmamızda belirlediğimiz *Pinus nigra* nitrat veriminin düşük ve *Abies bornmuelleriana* için nitrat veriminin yüksek olması topraktaki azot dönüşüm oranlarında sadece bitki türlerinin değil abiyotik faktörlerinde etkili olduğunu düşündürmektedir. Diğer taraftan bizim çalışmamızda belirlediğimiz sonuçlardan farklı olarak; Hackl ve ark. (2004) tarafından belirlenen N mineralleşme potansiyelinin N havuzu bakımından daha yüksek olan ladin-köknar-kayın, taşkın ova ve çam ormanlarında daha düşük N havuzlu meşe ve kayın ormanlarına göre genellikle daha yüksek olması, potansiyel N dönüşümünde ormanlar arasındaki farklılıkların toprakta toplam N deposunun büyüklüğü ve bitki örtüsü kompozisyonu ile ilgili olduğunu ifade etmektedir.

İğne yapraklı ve yaprak döken türler arasında mineralleşme oranlarında genel olarak bir farklılık olduğu görünmektedir. Priha ve Smolander (1999) N dönüşüm oranlarının huş topraklarında ladin ve çama göre daha yüksek olduğunu belirlemişlerdir. Smolander ve Kitunen (2002) huş alanlarının organik tabakasındaki net N mineralleşmesinin çam alanlarına göre önemli ölçüde daha yüksek olduğunu rapor etmişlerdir. Diğer birçok araştırmacı N döngüsü modelleri ile vejetasyon tipi arasındaki ilişkiyi araştırmışlardır. Çalışmalar toprak ve ormanaltı N konsantrasyonları ile C:N oranlarının farklı vejetasyon tipleriyle alanlar arasında genellikle önemli ölçüde değiştiğini göstermiştir (Knoepp ve Swank 1998, Fernandez ve ark. 2000, Garten 2004, Ross ve ark. 2004). Bu değişikliklerin sadece iğne yapraklı ve yaprak döken türler arasında değil, aynı zamanda iğne yapraklı

türler arasında da meydana geldiğini gösteren araştırmalar da bulunmaktadır (Knoepp ve Swank 1998, Fernandez ve ark. 2000, Garten 2004, Ross ve ark. 2004). Thomas ve Prescott (2000) üç ağaç türünün (*Pseudotsuga menziesii*, *Pinus contorta* var. *latifolia* ve *Betula papyrifera*) egemen olduğu plantasyon orman zemininde CO₂-C mineralleşme oranlarında farklılık olmadığı ve azot mineralleşme oranlarının orman zeminindeki azot konsantrasyonu ile ayrıca C/N oranı ve NH₄⁺-N konsantrasyonu ile pozitif korelasyon gösterdiğini; orman zeminindeki azot mineralleşmesinin yaprak döküntüsündeki lignin konsantrasyonlarıyla negatif korelasyon gösterdiğini tespit ederek *P. menziesii* türünün düşük lignin konsantrasyonlarına sahip olması nedeniyle daha çok azot mineralleşmesine izin verdiği sonucuna varmışlardır.

Ayrıca son yıllarda yapılan bir araştırmada geniş yapraklı orman topluluklarının topraklarında organik maddenin ayrışma süreçleri karşılaştırılmıştır. Haghverdi ve Kooch (2019) tarafından İran'ın Caspian-Hyrkania eko-bölgesindeki karışık geniş yapraklı yaşlı ormanlarda yapılan çalışmada saf doğu kayını (*Fagus orientalis*) ormanı ile bu ormana katılan diğer karışık yaprak döken (*Fagus orientalis-Carpinus betulus-Acer velutinum-Alnus glutinosa*, *Fagus orientalis-Carpinus betulus-Acer velutinum* ve *Fagus orientalis-Carpinus betulus*) orman topluluklarında kayınların bolluğunun, döküntü kalitesi ve döngü zamanı yoluyla besin döngüsünü etkilediği; geniş yapraklı türlerin kayın ormanlarına karışmasıyla toprak verimliliğinin artmasına neden olduğu bildirilmiştir. Guckland ve ark. (2009) yüzey toprağının verimliliği ve asitleşme düzeylerinin kayın bolluğu ve ağaç türlerindeki farklılık ile toprak-ağaç sistemindeki besin döngüsünün miktarına bağlı olarak değiştiğini ortaya koymuşlardır. Tüm bunların yanında ılıman kuşağın yaşlı ladin (*Picea abies*) ormanının doğal gelişimi boyunca örtülülük durumuna göre azot mineralleşmesinin nasıl etkilendiğini araştıran Bade ve ark. (2015) örtülülüğün yüksek olduğu alanlarda amonifikasyonun yüksek olduğunu; ormanın kapalı yamalarına göre açıklığı daha fazla olan alanlarda daha düşük azot mineralleşmesinin meydana gelmesindeki zıtlık nedeniyle yaşlı ormanlarda orman gelişimiyle azot döngüsünde uzun vadeli değişikliğe yol açan mekanizmaların anlaşılabilmesi için daha ileri çalışmalara gereksinim olduğunu bildirmişlerdir.

Son yıllarda, özellikle bitkilerce üretilen ikincil metabolitler ile N mineralleşmesi

arasındaki etkileşimler alan ve/veya laboratuvar koşullarında araştırmalar ile açıklanmaya çalışılmaktadır (Bradley ve ark. 2000, DeLuca ve ark. 2002, Kraus ve ark. 2004, Kanerva ve ark. 2006, Nierop ve ark. 2006a, Kanerva ve Smolander 2008, Kraal ve ark. 2009, Norris ve ark. 2011, Smolander ve ark. 2012, Chomel ve ark. 2016 ve diğerleri). Araştırmamızda alandan toprak örnekleme sırasında döküntü de alınmış ve laboratuvarda havada kurutulduktan sonra öğütülerek toplam fenolik ile suda eriyebilir tanin içerikleri belirlenmiştir. Bitki ikincil bileşiklerinin miktarlarında topluluklar arasında anlamlı fark bulunmuştur ($P < 0,05$; bkz. Çizelge 4.24; Şekil 4.28- Şekil 4.29). Toplulukların döküntüsündeki toplam fenoliklerin konsantrasyonları 53,2 mg / L ile 288,2 mg / L arasında değişmekte olup *P. nigra* döküntüsünde, *F. orientalis* ve *A. bornmuelleriana* döküntüsüne göre toplam fenolik bileşiklerin konsantrasyonlarının beş katına kadar ulaşmıştır. Döküntüdeki suda eriyebilir tanin konsantrasyonları 0,553 ile 1,833 mg / g KM arasında değişmekte olup *F. orientalis* ve *A. bornmuelleriana* topluluklarında diğerlerine göre oldukça düşük bulunmuştur. *Pinus nigra* topluluğu hem toplam fenolik bileşikler hem de tannik asit içeriği açısından en yüksek değere sahiptir. Toprağın 0-5 cm katmanındaki yıllık net NH_4^+ -N veriminin orman örtüsü altından toplanan döküntünün toplam fenolik bileşikler arasındaki ilişki pozitif ($r=0,695$) ve anlamlı ($P < 0,05$), tannik asit içeriği ile pozitif ($r=0,168$) ve anlamsız ($P > 0,05$) bulunmuştur (bkz. Çizelge 4.25; Şekil 4.30, Şekil 4.32). Toprağın 0-5 cm katmanındaki yıllık net NO_3^- -N veriminin orman örtüsü altından toplanan döküntünün toplam fenolik bileşikler arasındaki ilişki negatif ($r=-0,821$) ve anlamlı ($P < 0,05$), tannik asit içeriği ile negatif ($r=-0,551$) ve anlamlı ($P < 0,05$) bulunmuştur (bkz. Çizelge 4.25; Şekil 4.31, Şekil 4.33).

Vejetasyon topraktaki fenolik bileşiklerin ana kaynağını oluşturmaktadır (Swift ve ark. 1979) ve buna bağlı olarak toprak fenolik bileşiklerinin konsantrasyonu ve kompozisyonu ağaç türleri tarafından etkilenmektedir. Farklı yapısal karakteristiklerinden dolayı toplam fenolikler ve tannik asidin *F. orientalis* ve *A. bornmuelleriana* toplulukları ile *P. nigra* ile karşılaştırıldığında N mineralleşmesi üzerinde farklı bir etki gösterdiği ortaya çıkmaktadır. Amonyum veriminin *P. nigra* topluluğunda daha yüksek olması döküntüsündeki yüksek fenolik bileşiklerin amonifikasyon üzerinde olumlu bir etkisinin olduğunu göstermektedir. Bu bulgular çam yapraklarındaki toplam fenoliklerin huş

yapraklarından daha yüksek konsantrasyonlara sahip olduğunu gösteren Kanerva ve arkadaşlarının (2008) bulgularıyla da desteklenmektedir. Fakat konsantrasyonları birbirlerine yakın değerlerdedir. Bununla birlikte, Kanerva ve ark. (2008) ladin yapraklarındaki toplam fenolik konsantrasyonlarının huş veya çam yapraklarından daha yüksek olduğunu belirlemişlerdir. Doğu Akdeniz saf ve karışık orman toplulukları için net NO_3^- -N verimi ve fenolik bileşiklerin ve taninlerin konsantrasyonları arasında negatif bir ilişki vardır. Net N mineralleşmesinin düşük oranları çam döküntüsündeki fenolik bileşiklerin ve taninlerin daha yüksek konsantrasyonları ile ilişkili olabilir. Bu durum döküntüdeki polifenol ve taninlerin yüksek düzeylerinin N mineralleşmesini engelleyebildiği kuramıyla uyumludur (Northup ve ark. 1995, Schimel ve Bennett 2004). Valachovic ve ark. (2004) birçok bitki türü için kondanse taninlerin konsantrasyonu ve bitki materyalinin ayrışma oranı arasında kuvvetli pozitif bir ilişki bulmuşlardır. Talbot ve Finzi (2008) tarafından da açıklandığı gibi konsantrasyon önemli olup, bu durum düşük tanin konsantrasyonlarında N mineralleşmesindeki azalış daha fazla mikrobiyal immobilizasyon nedeniyle gerçekleşirken, daha yüksek tanin konsantrasyonlarında mineralleşmedeki azalış ise tanin-protein kompleksi oluşumu ile ortaya çıkan bir sonuçtur. Çalışmamızdan farklı olarak Kanerva ve ark. (2008) çeşitli konifer ve huş alanlarından elde ettikleri veri ile humus tabakasındaki toplam fenolikler veya kondanse taninler ile net N mineralleşmesinde doğrusal bir ilişki bulmamışlardır. Sonuçlarımız altı farklı bitki türünde kondanse taninleri çalışan topraktaki C ve N döngüsü üzerine tanin yapılarının belirgin ve tutarlı etkilerinin olmadığını gösteren Norris ve arkadaşlarının (2011) sonuçları ile uyumsuzdur.

Kondanse tanin ilavesiyle toprak veya döküntüdeki N mineralleşmesinin azaldığı çeşitli çalışmalarda gösterilmiştir. *Kalmia angustifolia* ve *Abies balsamea* (Bradley ve ark. 2000, Nierop ve ark. 2006a, Norris ve ark. 2011), *Pinus nigra* (Nierop ve ark. 2006b, Norris ve ark. 2011), *Pinus muricata* (Kraus ve ark. 2004), *P. sylvestris* (Kanerva ve ark. 2006, Kanerva ve Smolander 2008), *Picea abies* (Kanerva ve ark. 2006, Kanerva ve Smolander 2008), *P. mariana* (Nierop ve ark. 2006a) ve *Populus balsamifera* (Schimel ve ark. 1996, 1998, Fierer ve ark. 2001) gibi çeşitli ağaç veya çalı türlerinde bu durum belirlenmiştir. Sonuçlarımız önceki bu bulguları desteklemektedir.

Fenolik bileşiklerin nitrifikasyonu engellediğini belirten bazı çalışmalar bulunmasına rağmen (Basaraba 1964, Blum ve Rice 1969, Rice ve Pancholy 1973, Lodhi ve Killingbeck 1980, Thibault ve ark. 1982, Olson ve Reiners 1983, Baldwin ve ark. 1983, Kraal ve ark. 2009), çoğu çalışma ise bu fikir ile çelişmektedir (Robertson ve Vitousek 1981, McCarty ve Bremner 1986, Clein ve Schimel 1995, Schimel ve ark. 1996, Fierer ve ark. 2001, DeLuca ve ark. 2002).

McCarty ve Bremner (1986) topraklara amonyum sülfatla birlikte $250 \mu\text{g g}^{-1}$ konsantrasyonlara kadar beş farklı tanin ilavesinin nitrifikasyon üzerine hiçbir etkisi olmadığını bulmuşlardır. De Boer ve Kester (1996) bodurçalılarda polifenollerin nispeten yüksek içeriğinin nitrifikasyon süreçlerinin düzenleyicisi olarak önemli bulgu olmadığını saptamışlardır. Ancak, bazı laboratuvar denemelerinde, polifenoller veya kondanse taninler toprakta nitrifikasyonu engellemiştir (Lodhi ve Killingbeck 1980, Kraal ve ark. 2009). Baldwin ve ark. (1983) saflaştırılmış yoğunlaştırılmış taninlerin nitrifikasyonu engellediğini bulmuşlardır. Nierop ve ark. (2006a)'nın yaptıkları çalışmada bazı bitki türlerinden ekstrakte edilen kondanse taninlerin net N mineralleşmesini açıkça azaltmasına rağmen, net nitrifikasyonu sadece çok az etkilediği saptanmıştır. Çalışmamızda tüm toplulukların topraklarında ana eğilim benzer olup orman ekosistemlerinde topraktaki nitrifikasyon oranını döküntü tabakasındaki toplam fenolik ve tanin içeriklerinin engellediği saptanmıştır. Ancak, ilave edilen taninlerin toprakları doğal topraklarda taninlerin yaptığı gibi etkilememiş olabilmeleri de mümkündür. Ayrıca toprak fenolik bileşiklerinin konsantrasyonu ve kompozisyonunun sadece baskın ağaç türleri tarafından değil zemin vejetasyonu türleri tarafından da etkilendiği göz önünde bulundurulmalıdır.

Bu sonuçlara dayanarak, döküntünün içerdiği toplam fenoliklerin ve taninlerin orman ekosistemlerinde N dönüşümlerini kontrol etmede önemli bir rol oynadığı görülmektedir. Bitki ikincil bileşiklerindeki ağaç türüne özgü farklılıklar toprak N dönüşümlerindeki farklılıkları açıklayabilmektedir. Topraktaki diğer ikincil metabolitlerin etkilerini ve Doğu Akdeniz'in önemli topluluklarının N mineralleşmesi üzerindeki etkilerini daha iyi anlamak için daha fazla araştırmaya ihtiyaç vardır. Sonuçlarımız ağaç türlerinin N döngüsü (Lovett ve ark. 2004, Olsson ve ark. 2012), özellikle de nitrifikasyon (Zeller ve

ark. 2007) üzerinde etkin bir kontrole sahip olduğu görüşünü desteklemektedir. Lovett ve ark. (2004) standart döküntü kalitesi ölçümlerinin kontrol mekanizmasını açıklayamamasına rağmen toprak organik madde kalitesi aracılığıyla ağaç türlerinin orman ekosistemlerinde N döngüsü üzerinde kuvvetli bir kontrol sağlayabildiğini göstermişlerdir.

Günümüzde bilim insanları “bilim insanları insanlığı uyarıyor” başlığı altında küresel ısınma tehditi ile ilgili çalışma sonuçlarını yayınlamaktadırlar (Cavicchioli ve ark. 2019, Ripple ve ark. 2017, 2020). Küresel iklim değişimi açısından Akdeniz Bölgesi, bölgenin ısınması ve kuraklığa maruz kalması beklendiğinden “*hot spot*; sıcak nokta” olarak tanımlanmaktadır (Giorgi 2016, Lionello ve ark. 2006, 2012, 2018). Literatürde 21. yüzyılda Akdeniz bölgesinin geniş bir kısmında yağışın azalacağı ve ısının artacağı beklenmektedir (örn. Collins ve ark. 2013, Planton ve ark. 2012, Ulbrich ve ark. 2013). İklim, toprak azot mineralleşmesi ve nitrifikasyon oranlarında değişim yoluyla toprak azot dinamiklerini etkilemektedir. Bu dinamikler, bitki beslenmesi ve toprak organik maddesinin oluşmasını belirlemektedir. İklim değişiminin senaryolarına göre iklim olaylarındaki aşırılığın sıklık ve yoğunluğunun gelecek yüzyıl boyunca artacağı (IPCC 2007), bu nedenle ormanlardaki bitki örtüsü bileşenleri ile toprak mikroorganizmaları arasındaki N için meydana gelen rekabetin ve N kazancının yüksek oranda etkileneği varsayılmaktadır. Topraktaki azot mineralleşme süreçleri karmaşık olmasına rağmen, bu yüzyıldaki beklenen sıcaklık artışının azot mineralleşme ve nitrifikasyonu genel anlamda artıracığı kabul edilmektedir (Stark ve Firestone 1996, Hart ve Perry 1999, Emmett ve ark. 2004, Domisch ve ark. 2006, Rennerberg ve ark. 2009). İnsan kaynaklı olarak bozulmamış doğal ekosistemlerde toprakta besin döngüsünün araştırılması gelecekte meydana gelebilecek düzensiz iklim olaylarının ekosistemin işlevinde ne tür değişiklikler meydana getireceğinin açıklanması bakımından temel veri tabanı oluşturacaktır. Ülkemizde biyolojik çeşitlilik açısından önemli zenginliğe sahip doğal orman topluluklarının N döngüsü açısından karşılaştırmasını içeren yeterli araştırma bulunmamaktadır. Bu tür araştırmalar türlerin ekolojik işlev açısından önemini ortaya koymak ve habitat çeşitliliği ile türlerin korunmasına yönelik bilimsel temel oluşturması bakımından önem arz etmektedir. Çalışmamızın konusunu oluşturan orman topluluklarının aynı ana kaya, aynı bakı ve birbirine yakın rakımlarda yer alması

nedeniyle tür çeşitliliğinin azot mineralleşmesi üzerindeki etkisinin alan koşullarında araştırılması, ileriki çalışmalara temel oluşturması bakımından da önemlidir. Bu çalışma model alınarak, Türkiye’de yer alan diğer orman ekosistemlerinde de bu konu araştırılmalı ve orman örtüsünün N mineralleşmesi ile olan ilişkisi ve farklı orman tiplerindeki farklılıklar ortaya konmalıdır.



KAYNAKLAR

- Aber, J.D., Melillo, J.M., McClaugherty, C.A. 1990.** Predicting long-term patterns of mass-loss, nitrogen dynamics, and soil organic-matter formation from initial fine litter chemistry in temperate forest ecosystems. *Canadian Journal of Botany*, 68: 2201-2208.
- Aber, J.D., Nadelhoffer, K.J., Steudler, P., Melillo, J.M. 1989.** Nitrogen saturation in northern forest ecosystems. *BioScience*, 39: 378-386.
- Akman, Y. 1990.** İklim ve biyoiklim tipleri (Biyoiklim metodları ve Türkiye iklimleri). Palme Yayın Dağıtım, Ankara, Turkey, 319 s.
- Alison, H., Aber, J.D., Berntson, G.M., Mcdowell, W.H., Nadelhoffer, K.J., Melillo, J.M., Steudler, P. 2000.** Long-term nitrogen additions and nitrogen saturation in two temperate forests. *Ecosystems*, 3: 238-253.
- Andrianarisoa, S.K., Zeller, B., Dupouey, J.L., Dambrine, E. 2009.** Comparing indicators of N status of 50 beech stands (*Fagus sylvatica* L.) in northeastern France. *Forest Ecology and Management*, 257(11): 2241-2253.
- Andrianarisoa, S.K., Zeller, B., Poly, F., Siegenfuhr, H., Bienaimé, S., Ranger, J., Dambrine, E. 2010.** Control of nitrification by tree species in a common-garden experiment. *Ecosystems*, 13: 1171-1187.
- Arimura, G.-I., Ozawa, R., Shimoda, T., Nishioka, T., Boland, W., Takabayashi, J. 2000.** Herbivory-induced volatiles elicit defence genes in lima bean leaves. *Nature*, 406: 512-515.
- Arslan, H., Güleriyüz, G. 2002.** Yüksek bitkilerde azotun asimilasyonu. *Anadolu Üniversitesi Bilim ve Teknoloji Dergisi*, 3: 13-30.
- Arslan, H., Güleriyüz, G., Kırmızı, S. 2010.** Nitrogen mineralization in the soil of indigenous oak and pine plantation forests in a Mediterranean environment. *European Journal of Soil Biology*, 46: 11-17.
- Atalay, İ. 1994.** Türkiye vejetasyon coğrafyası. Vegetation geography of Turkey. 1. Baskı First Edition. Ege Üniversitesi Basımevi, Bornova, İzmir, 352 s.
- Augusto, L., Ranger, J. 2001.** Impact of tree species on soil solutions in acidic conditions. *Annals of Forest Science*, 58(1): 47-58.
- Augusto, L., Ranger, J., Binkley, D., Rothe, A. 2002.** Impact of several common tree species of European temperate forests on soil fertility. *Annals of Forest Science*, 59: 233-253.
- Augusto, L., Dupouey, J.L., Ranger, J. 2003.** Effects of tree species on understorey vegetation and environmental conditions in temperate forests. *Annals of Forest Science*, 60(8): 823-831.
- Bade, C., Jacob, M., Jungkunst, H.F., Leuschner, C., Markus Hauck, M. 2015.** Nitrogen mineralization peaks under closed canopy during the natural forest development cycle of an old-growth temperate spruce forest. *Annals of Forest Science*, 72: 67-76.

Bagherzadeh, A., Brumme, R., Beese, F. 2008. Temperature dependence of nitrogen mineralization and microbial status in O_H horizon of a temperate forest ecosystem. *Journal of Forestry Research*, 19: 37-43.

Bailey, J.K., Deckert, R., Schweitzer, J.A., Rehill, B.J., Lindroth, R.L., Gehring, C., Whitham, T.G. 2005. Host plant genetics affect hidden ecological players: links among *Populus*, condensed tannins, and fungal endophyte infection. *Canadian Journal of Botany*, 83: 356-361.

Bailey, J.K., Schweitzer, J.A., Ubeda, F., Koricheva, J., LeRoy, C.J., Madritch, M.D., Rehill, B.J., Bangert, R.K., Fischer, D.G., Allan, G.J., Whitham, T.G. 2009. From genes to ecosystems: a synthesis of the effects of plant genetic factors across levels of organization. *Philosophical Transactions of the Royal Society B-Biological Sciences*, 364: 1607-1616.

Baldwin, I.T, Olson, R.K., Reiners, W.A. 1983. Protein binding phenolics and the inhibition of nitrification in subalpine balsam fir soils. *Soil Biology and Biochemistry*, 15: 419-423.

Balvanera, P., Pfisterer, A.B., Buchmann, N., He, J.S., Nakashizuka, T., Raffaelli, D., Schmid, B. 2006. Quantifying the evidence for biodiversity effects on ecosystem functioning and services. *Ecology Letters*, 9: 1146-1156.

Barbier, S., Gosselin, F., Balandier, P. 2008. Influence of tree species on understory vegetation diversity and mechanisms involved – a critical review for temperate and boreal forests. *Forest Ecology and Management*, 254: 1-15.

Barg, A. K., Edmonds, R. L. 1999. Influence of partial cutting on site microclimate, soil nitrogen dynamics, and microbial biomass in Douglas-fir stands in western Washington. *Canadian Journal of Forest Research*, 29(6): 705-713.

Barraclough, D., Puri, G. 1995. The use of ¹⁵N pool dilution and enrichment to separate the heterotrophic and autotrophic pathways of nitrification. *Soil Biology and Biochemistry*, 27: 17-22.

Basaraba, J. 1964. Influence of vegetable tannins on nitrification in soil. *Plant and Soil*, 21:8-16.

Bauhus, J., Barthel, R. 1995. Mechanisms for carbon and nutrient release and retention in beech forest gaps II. The role of soil microbial biomass. *Plant and Soil*, 168: 585-592.

Bauhus, J., Paré, D., Côté, L. 1998. Effects of tree species, stand age and soil type on soil microbial biomass and its activity in a southern boreal forest. *Soil Biology and Biochemistry*, 30: 1077-1089.

Bauhus, J., Vor, T., Bartsch, N., Cowling, A. 2004. The effects of gaps and liming on forest floor decomposition and soil C and N dynamics in a *Fagus sylvatica* forest. *Canadian Journal of Forest Research*, 34(3): 509-518.

Becker, H., Aosaar, J., Varik, M., Morozov, G., Aun, K., Mander, Ü., Soosaar, K., Uri, V. 2018. Annual net nitrogen mineralization and litter flux in well-drained downy birch, Norway spruce and Scots pine forest ecosystems. *Silva Fennica*, 52(4): 1-18.

- Berendse, F. 1983.** Interspecific competition and niche differentiation between *Plantago lanceolata* and *Anthoxanthum odoratum* in a natural hayfield. *Journal of Ecology*, 71: 379-390.
- Berendse, F. 1990.** Organic matter accumulation and nitrogen mineralization during secondary succession in heathland ecosystems. *Journal of Ecology*, 78: 413-427.
- Berendse, F., Bobbink, R., Rouwenhorst, G. 1989.** A comparative-study on nutrient cycling in wet heathland ecosystems. 2. Litter decomposition and nutrient mineralization. *Oecologia*, 78: 338-348.
- Berg, B. 2000a.** Litter decomposition and organic matter turnover in northern forest soils. *Forest Ecology and Management*, 133: 13-22.
- Berg, B. 2000b.** Initial rates and limit values for decomposition Scots pine and Norway spruce needle litter: a synthesis for N-fertilized forest stands. *Canadian Journal of Forest Research*, 30: 122-135.
- Billings, W.D., Golley, F., Lange, O.L., Olson, J.S. 1951.** Grassland simulation model. *Ecological Studies*, 26: 186-203.
- Blum, U., Rice, E.L. 1969.** Inhibition of symbiotic nitrogen fixation by gallic and tannic acid and possible roles in old-field succession. *Bulletin of The Torrey Botanical Club*, 96: 531-544.
- Bobbink, R., Roelofs, J.G.M. 1995.** Nitrogen critical loads for natural and semi-natural ecosystems: the empirical approach. *Water Air and Soil Pollution*, 85: 2413-2418.
- Boone, R.D. 1992.** Influence of sampling date and substrate on nitrogen mineralization: comparison of laboratory and buried-bag methods for two Massachusetts forest soils. *Canadian Journal of Forest Research*, 22: 1895-1900.
- Booth, M.S., Stark, J.M., Rastetter, E.B. 2005.** Controls on nitrogen cycling in terrestrial ecosystems: a synthetic analysis of literature data. *Ecological Monographs*, 75: 139-157.
- Bottner, P., Austrui, F., Cortez, J., Billes, G., Couteaux, M.M. 1998.** Decomposition of ¹⁴C- and ¹⁵N-labelled plant material, under controlled conditions, in coniferous forest soils from a North-South climatic sequence in Western Europe. *Soil Biology and Biochemistry*, 30(5): 597-610.
- Boyle, B., Hopkins, N., Lu, Z., Garay, J.A.R., Mozzherin, D., Rees, T., Matasci, N., Narro, M.L., Piel, W.H., Mckay, S.J., Lowry, S., Freeland, C., Peet, R.K., Enquist, B.J. 2013.** The taxonomic name resolution service: an online tool for automated standardization of plant names. *BMC Bioinformatics*, 14:16.
- Bradley, R.L., Titus, B.D., Preston, C.P. 2000.** Changes to mineral N cycling and microbial communities in black spruce humus after additions of (NH₄)₂SO₄ and condensed tannins extracted from *Kalmia angustifolia* and balsam fir. *Soil Biology and Biochemistry*, 32:1227-1240.
- Brady, N.C., Weil, R.R. 1999.** The Nature and Properties of Soils. 12th edn. Prentice Hall, Inc., Upper Saddle River, NJ, USA, 881 pp.

Brauman, K.A., Daily, G.C., Duarte, T.K., Mooney, H. A. 2007. The nature and value of ecosystem services: an overview highlighting hydrologic services. *The Annual Review of Environment and Resources*, 32: 67-98.

Bremner, J.M., Keeney, D.R. 1965. Steam distillation methods for determination of ammonium, nitrate and nitrite. *Analytica Chimica Acta*, 32: 485-495.

Brierley, E.D.R., Wood, M., Shaw, P.J.A. 2001. Influence of tree species and ground vegetation on nitrification in an acid forest soil. *Plant and Soil*, 229: 97-104.

Campbell, I.C., Fuchshuber, L. 1995. Polyphenols, condensed tannins, and processing rates of tropical and temperate leaves in an Australian stream. *Journal of the North American Benthological Society*, 14: 174-182.

Cavicchioli, R., Ripple, W.J., Timmis, K.N., Azam, F., Bakken, L.R., Baylis, M., Behrenfeld, M.J., Boetius, A., Boyd, P.W., Classen, A.T., Crowther, T.W., Danovaro, R., Foreman, C.M., Huisman, J., Hutchins, D.A., Jansson, J.K., Karl, D.M., Koskella, B., Welch, D.B.M., Martiny, J.B.H., Moran, M.A., Orphan, V.J., Reay, D.S., Remais, J.V., Rich, V.I., Singh, B.K., Stein, L.Y., Stewart, F.J., Sullivan, M.B., van Oppen M.J.H., Weaver, S.C., Webb, E.A., Webster, N.S. 2019. Scientists' warning to humanity: microorganisms and climate change. *Nature Reviews Microbiology*, 17(9): 569-586.

Chapin, F.S. 1980. III, The mineral nutrition of wild plants. *The Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 11: 233-260.

Chapin, III, F.S. 2003. Effects of plant traits on ecosystem and regional processes: a conceptual framework for predicting the consequences of global change. *Annals of Botany*, 91: 455-463.

Chapman, S.K., Langley, J.A., Hart, S.C., Koch, G.W. 2006. Plants actively control nitrogen cycling: uncorking the microbial bottleneck. *New Phytologist*, 169: 27-34.

Chodak, M., Klimek, B., Niklińska, M. 2016. Composition and activity of soil microbial communities in different types of temperate forests. *Biology and Fertility of Soils*, 52: 1093-1104.

Chomel, M., Guittonny-Larchevêque, M., Fernandez, C., Gallet, C., DesRochers, A., Paré, D., Jackson, B.G. and Baldy, V. 2016. Plant secondary metabolites: a key driver of litter decomposition and soil nutrient cycling. *Journal of Ecology*, 104(6):1527-1541.

Clein, J.S., Schimel, J.P. 1995. Nitrogen turnover and availability during succession from alder to poplar in Alaskan taiga forests. *Soil Biology and Biochemistry*, 27: 743-752.

Colin-Belgrand, M., Dambrine, E., Bienaimé, S., Nys, C., Turpault, M.P. 2003. Influence of tree roots on nitrogen mineralization. *Scandinavian Journal of Forest Research*, 18(3): 260-268.

Collins, M., Knutti, R., Arblaster, J., Dufresne, J.L., Fichet, T., Friedlingstein, P., Gao, X., Gutowski, W.J., Johns, T., Krinner, G., Shongwe, M., Tebaldi, C., Weaver, A.J., Wehner, M. 2013. Long-term climate change: projections, commitments and irreversibility, Climate change 2013: The Physical science basis, Contribution of working group I to the fifth assessment report of the intergovernmental panel on climate change.

Ed.: Stocker, T.F., Qin, D., Plattner, G.K., Tignor, M., Allen, S.K., Boschung, J., Nauels, A., Xia, Y., Bex, V., Midgley, P.M. Cambridge University Press, Cambridge.

Constantinides, M., Fownes, J.H. 1994. Nitrogen mineralization from leaves and litter of tropical plants – relationship to nitrogen, lignin and soluble polyphenol concentrations. *Soil Biology and Biochemistry*, 26: 49-55.

Côté, L., Brown, S., Paré, D., Fyles, J., Bauhus, J. 2000. Dynamics of carbon and nitrogen mineralization in relation to stand type, stand age and soil texture in the boreal mixedwood. *Soil Biology and Biochemistry*, 32: 1079-1090.

De Boer, W., Kester, R.A. 1996. Variability of nitrification potentials in patches of undergrowth vegetation in primary Scots pine stands. *Forest Ecology and Management*, 86: 97-103.

DeBoer, W., Kowalchuk, G.A. 2001. Nitrification in acid soils: micro-organisms and mechanisms. *Soil Biology and Biochemistry*, 33: 853-866.

De Groot, R.S., Wilson, M., Boumans, R.M.J. 2002. A typology for the classification, description and valuation of ecosystem functions, goods and services. *Ecological Economics*, 41: 393-408.

Deluca, T.H., Nilsson, M.C., Zackrisson, O. 2002. Nitrogen mineralization and phenol accumulation along a fire chronosequence in northern Sweden. *Oecologia*, 133: 206-214.

Dessureault-Rompré, J., Zebarth, B.J., Burton, D.L., Sharifi, M., Cooper, J., Grant, C.A., Drury, C.F. 2010. Relationships among mineralizable soil nitrogen, soil properties, and climatic indices. *Soil Fertility and Plant Nutrition*, 74: 1218-1227.

Diaz-Ravina, M., Acea, M.J., Carballas, T. 1995. Seasonal changes in microbial biomass and nutrient flush in forest soils. *Biology and Fertility of Soils*, 19: 220-226.

Dilly, O., Munch, J.C. 1996. Microbial biomass content, basal respiration and enzyme activities during the course of decomposition of leaf litter in a black alder (*Alnus glutinosa* (L) Gaertn.) forest. *Soil Biology and Biochemistry*, 28: 1073-1081.

Domisch, T., Finér, L., Laine, J., Laiho, R. 2006. Decomposition and nitrogen dynamics of litter in peat soils from two climatic regions under different temperature regimes. *European Journal of Soil Biology*, 42: 74-81.

Driebe, E.M., Whitham, T.G. 2000. Cottonwood hybridization affects tannin and nitrogen content of leaf litter and alters decomposition. *Oecologia*, 123: 99-107.

Duggin, J.A., Voigt, G.K., Bormann, F.H. 1991. Autotrophic and heterotrophic nitrification in response to clear-cutting northern hardwood forest. *Soil Biology and Biochemistry*, 23: 779-787.

Ellenberg, H. 1977. Stickstoff als Standortsfaktor, insbesondere für mitteleuropäische Pflanzengesellschaften. *Oecologia Plantarum*, 12: 1-22.

Emmett, B.A., Beier, C., Estiarte, M., Tietema, A., Kristensen, H.L., Williams, D., Peñuelas, J., Schmidt, I., Sowerby, A. 2004. The response of soil processes to climate change: results from manipulation studies of shrublands across an environmental gradient. *Ecosystems*, 7: 625-637.

- Eno, F. 1960.** Nitrate production in the field by incubating the soil in polyethylene bags. *Soil Science Society of America Proceedings*, 24: 277-279.
- Ergül, C.C. 1987.** The anatomical studies on *Thlaspi joubertii* Hedge. *M.Sc. Thesis*, University of Uludağ, Bursa, Turkey.
- Fernandez, C., Lelong, B., Vila, B., Mévy, J., Robles, C., Greff, S., Dupouyet, S., Bousquet-Mélou, A. 2006.** Potential allelopathic effect of *Pinus halepensis* in the secondary succession: an experimental approach. *Chemoecology*, 16: 97-105.
- Fernandez, C., Santonja, M., Gros, R., Monnier, Y., Chomel, M., Baldy, V., Bousquet-Melou, A. 2013.** Allelochemicals of *Pinus halepensis* as drivers of biodiversity in Mediterranean open mosaic habitats during the colonization stage of secondary succession. *Journal of Chemical Ecology*, 39: 298-311.
- Fernandez, I.J., Simmons, J.A., Briggs, R.D. 2000.** Indices of forest floor nitrogen status along a climate gradient in maine, USA. *Forest Ecology and Management*, 134: 177-187.
- Field, J.A., Lettinga, G. 1992.** Toxicity of tannic compounds to microorganisms: Plant polyphenols, synthesis, properties, significance. Ed.: Hemingway, R.W., Laks, P.E., Plenum Press, New York, pp: 673-692.
- Fierer, N., Schimel, J.P., Cates, R.G., Zou, J.P. 2001.** Influence of balsam poplar tannin fractions on carbon and nitrogen dynamics in Alaskan taiga floodplain soils. *Soil Biology and Biochemistry*, 33: 1827-1839.
- Finzi, A.C., Breemen, N.V., Canham, C.D. 1998.** Canopy tree-soil interactions within temperate forests: Species effects on soil carbon and nitrogen. *Ecological Applications*, 8(2): 440-446.
- Finzi, A.C., Canham, C.D. 1998.** Non-additive effects of litter mixtures on net N mineralization in a southern New England forest. *Forest Ecology and Management*, 105(1-3): 129-136.
- Fox, R.H., Myers, F.J.K., Vallis, I. 1990.** The nitrogen mineralization rate of legume residues in soil as influenced by their polyphenol, lignin and nitrogen contents. *Plant and Soil*, 129: 251-259.
- Gallardo, A., Merino, J. 1992.** Nitrogen immobilization in leaf litter at two Mediterranean ecosystems of SW Spain. *Biogeochemistry*, 15: 213-228.
- Gallardo, A., Schlesinger, W. 1994.** Factors limiting microbial biomass in the mineral soil and forest floor of a warm-temperate forest. *Soil Biology and Biochemistry*, 26: 1409-1415.
- Gartner, T.B., Cardon, Z.G. 2004.** Decomposition dynamics in mixed-species leaf litter. *Oikos*, 104: 230-246.
- Garten, C.T. 2004.** Potential net soil N mineralization and decomposition of glycine-C-13 in forest soils along an elevation gradient. *Soil Biology and Biochemistry*, 36: 1491-1496.

- Gebauer, G., Schulze, E.D. 1997.** Nitrate nutrition of Central European forest trees: Trees: contributions to modern tree physiology, Ed.: Rennenberg, H., Eschrich, W., Ziegler, H., Backhuys Publishers, Leiden, pp: 273-291.
- Gerlach, A. 1973.** Methodische Untersuchungen zur Bestimmung der Stickstoffnetto-mineralisation. Scripta Geobotanica, Bd 5. Göttingen: Goltze.
- Gershenson, J. 2008.** Sekonder metabolitler ve bitkisel savunma: Bitki fizyolojisi (Üçüncü Baskı), Editörler: Taiz, L., Zeiger, E., Çeviri Editörü: Türkan, İ., Palme Yayıncılık, Ankara, s. 283-308.
- Gilliam, F.S., Yurish, B.M., Adams, M.B. 2001.** Temporal and spatial variation of nitrogen transformations in nitrogen-saturated soils of a central Appalachian hardwood forest. *Canadian Journal of Forest Research*, 31: 1768-1785.
- Giorgi, F. 2006.** Climate change hot-spots. *Geophysical Research Letters*, 33(8): L08707.
- Goodale, C.L., Aber, J.D. 2001.** The long-term effects of land-use history on nitrogen cycling in northern hardwood forests. *Ecological Applications*, 11: 253-267.
- Gosz, J.R., 1981.** Nitrogen cycling in coniferous ecosystems: Terrestrial nitrogen cycles, Ed.: Clark, F.E., Roswall, T., *Ecological Bulletins-NFR* 33, pp: 405-426.
- Gower, S.T., Son, Y. 1992.** Differences in soil and leaf litterfall nitrogen dynamics for five forest plantations. *Soil Science Society of America Journal*, 56:1959-1966.
- Gökçeoğlu, M. 1988.** Nitrogen mineralization in volcanic soil under grassland, scrub and forest vegetation in Aegean region of Turkey. *Oecologia*, 77: 242-249.
- Grayston, S., Prescott, C. 2005.** Microbial communities in forest floors under four tree species in coastal British Columbia. *Soil Biology and Biochemistry*, 37:1157-1167.
- Gregorich, E.G., Carter, M.R., Angers, D.A., Monreal, C.M., Ellert, B.H. 1994.** Towards a minimum data set to assess soil organic matter quality in agricultural soils. *Canadian Journal of Soil Science*, 74: 367-385.
- Guckland, A., Jacob, M., Flessa, H., Thomas, F., Leuschner, C. 2009.** Acidity, nutrient socks and organic matter content in soils of a temperate deciduous forest with different abundance of European beech (*Fagus sylvatica* L.). *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*, 172: 500-511.
- Gundersen, P., Callensen, I., De Vries, W. 1998.** Leaching in forest ecosystems is related to forest floor C/N ratios. *Environmental Pollution*, 102(1): 403-407.
- Güleryüz, G. 2000.** Alpine flowers of Uludağ (Uludağ'ın alpin çiçekleri). Dönence Basım ve Yayın Hizmetleri, İstanbul, 162 s.
- Güleryüz, G, Everest, A. 2010.** Nitrogen mineralization in the soils of conifer forest communities from the Eastern Mediterranean. *Ekoloji*, 74: 51-59.
- Güleryüz, G. 1992.** Uludağ alpin zonu bazı bitki topluluklarında besin maddesi dolaşımı ve verimlilik üzerinde araştırmalar. *Doktora Tezi*, Uludağ Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü, Bursa.

- Güleryüz, G. 1998.** The nitrogen mineralization in soil of some grassland communities in the alpine region of Uludağ Mountain, Bursa. *Turkish Journal of Botany*, 22: 59-63.
- Güleryüz, G., Gökçeoğlu, M. 1994.** The nitrogen mineralization and productivity of some plant communities in the Uludağ alpine region (Bursa-Turkey). *Turkish Journal of Botany*, 18: 65-72.
- Güleryüz, G., Gücel, S., Öztürk, M. 2010b.** Nitrogen mineralization in a high altitude ecosystem in the Mediterranean phytogeographical region of Turkey. *Journal of Environmental Biology*, 31: 219-223.
- Güleryüz, G., Kırmızı, S., Arslan, H. 2007.** Nitrogen mineralisation in the soils of alpine mat communities: an incubation experiment under laboratory conditions. *Turkish Journal of Botany*, 31: 277-286.
- Güleryüz, G., Malyer, H., Kaynak, G., Özhatay, N. 2010a.** Uludağ A2 (A) Bursa: Important plant areas in Turkey: 122 key Turkish botanical sites, Ed.: Özhatay, N., Byfield, A., Atay, S., WWF, İstanbul, Turkey, pp: 77-79.
- Güleryüz, G., Titrek, E., Arslan, H. 2008.** Nitrogen mineralization in the ruderal sub-alpine communities in Mount Uludağ, Turkey. *European Journal of Soil Biology*, 44: 408-418.
- Hättenschwiler, S., Vitousek, P. 2000.** The role of polyphenols in terrestrial ecosystem nutrient cycling. *Trends in Ecology and Evolution*, 15: 238-243.
- Hättenschwiler, S., Tiunov, A.V., Scheu, S., 2005.** Biodiversity and litter decomposition in terrestrial ecosystems. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 36: 191-218.
- Hackl, E., Bachmann, G., Zechmeister-Boltenstern, S. 2004.** Microbial nitrogen turnover in soils under different types of natural forest. *Forest Ecology and Management*, 188: 101-12.
- Hadacek, F. 2002.** Secondary metabolites as plant traits: current assessment and future perspectives. *Critical Reviews in Plant Sciences*, 21: 273-322.
- Hagerman, A.E. 2002.** The tannin handbook. Miami University, Oxford, OH, 45056. Available at <http://www.users.muohio.edu/hagermae/> (Accessed 06/2010).
- Haghverdi, K., Kooch, Y. 2019.** Effects of diversity of tree species on nutrient cycling and soil-related processes. *Catena*, 178: 335-344.
- Harborne, J.B. 1997.** Role of phenolic secondary metabolites in plants and their degradation in nature: Driven by nature: plant litter quality and decomposition, Ed.: Cadisch, G., Giller, K.E., CAB International, pp: 67-74.
- Harrison, K.A., Bol, R., Bardgett, R.D. 2007.** Preferences for different nitrogen forms by coexisting plant species and soil microbes. *Ecology*, 88(4): 989-999.
- Hartmann, T. 2007.** From waste products to ecochemicals: fifty years research of plant secondary metabolism. *Phytochemistry*, 68: 2831-2846.

- Hart, S.C., Binkley, D., Perry, D.A. 1997.** Influence of red alder on soil nitrogen transformations in two conifer forests of contrasting productivity. *Soil Biology and Biochemistry*, 29: 1111-1123.
- Hart, S.C., Nason, G.E., Myrold, D.D., Perry, D.A. 1994.** Dynamics of gross nitrogen transformations in an old-growth forest: the carbon connection. *Ecology*, 75: 880-891.
- Hart, S.C., Perry, D.A. 1999.** Transferring soils from high- to low-elevation forests increases nitrogen cycling rates: climate change implications. *Global Change Biology*, 5: 23-32.
- Haynes, R.J. 1986b.** Nitrification. Mineral nitrogen in the plant-soil system. Physiological ecology. A series of monographs, texts and treatises. Mineral nitrogen in the plant-soil system, Ed.: Haynes, R.J., Academic Press, London and Orlando, pp: 127-165.
- Haynes, R.J. 1986a.** Uptake and assimilation of mineral nitrogen by plants. Physiological ecology. A series of monographs, texts and treatises. Mineral nitrogen in the plant-soil system, Ed.: Haynes, R.J., Academic Press, London and Orlando, pp: 303-362.
- Hernes, P.J., Hedges, J.I. 2004.** Tannin signatures of barks, needles, leaves, cones, and wood at the molecular level. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 68:1293-1307.
- Hopkins, W.G. 2003.** Physiologie végétale. De Boeck & Larcier, Bruxelles, Belgium, 514 pp.
- Horner, J.D., Gosz, J.R., Cates, R.G. 1988.** The role of carbon based plant secondary metabolites in decomposition interterrestrial ecosystems. *American Naturalist*, 132: 869-883.
- Hornung, M., Reynolds, B. 1995.** The effects of natural and anthropogenic environmental changes on ecosystem processes at the catchment scale. *Trends in Ecology and Evolution*, 10: 443-449.
- IPCC 2007.** Climate change 2007: The Physical science basis, Contribution of working group I to the fourth assessment report of the intergovernmental panel on climate change. Ed.: Solomon, S., Qin, D., Manning, M., Chen, Z., Marquis, M., Averyt, K.B., Tignor, M., Miller, H.L., Cambridge University Press, Cambridge, UK: 996 pp.
- Jackson, L.E., Schimel, J.P., Firestone, M.K. 1989.** Short-term partitioning of ammonium and nitrate between plants and microbes in an annual grassland. *Soil Biology and Biochemistry*, 21(3): 409-415.
- Jerabkova, L., Prescott, C.E., Kishchuk, B.E. 2006.** Nitrogen availability in soil and forest floor of contrasting types of boreal mixedwood forests. *Canadian Journal of Forest Research*, 36: 112-122.
- Joanisse, G.D., Bradley, R.L., Preston, C.M., Munson, A.D. 2007.** Soil enzyme inhibition by condensed litter tannins may drive ecosystem structure and processes: the case of *Kalmia angustifolia*. *New Phytologist*, 175: 535-546.
- Jussy, J.H., Colin-Belgrand, M., Dambrine, E., Ranger, J., Zeller, B., Bienaime, S. 2004.** N deposition, N transformation and N leaching in acid forest soils. *Biogeochemistry*, 69: 241-62.

- Kalburtsji, K.L., Mosjidis, J.A., Mamolos, A.P. 1999.** Litter dynamics of low and high tannin sericea lespedesa plants under field conditions. *Plant and Soil*, 208: 217-281.
- Kanerva, S., Kitunen, V., Kiikkilä, O., Loponen, J., Smolander, A. 2006.** Response of soil C and N transformations to tannin fractions extracted from Norway spruce and Scots pine needles. *Soil Biology and Biochemistry*, 38: 1364-1374.
- Kanerva, S., Kitunen, V., Loponen, J., Smolander, A. 2008.** Phenolic compounds and terpenes in soil organic horizon layers under silver birch, Norway spruce and Scots pine. *Biology and Fertility of Soils*, 44: 547-556.
- Kanerva, S., Smolander, A. 2007.** Microbial activities in forest floor layers under silver birch, Norway spruce and Scots pine. *Soil Biology and Biochemistry*, 39: 1459-1467.
- Kanerva, S., Smolander, A. 2008.** How do coniferous needle tannins influence C and N transformations in birch soil. *European Journal of Soil Biology*, 44: 1-9.
- Karban, R., Yang, L.H., Edwards, K.F. 2014.** Volatile communication between plants that affects herbivory: a meta-analysis. *Ecology Letters*, 17: 44-52.
- Kaya, Z., Raynal, D.J. 2001.** Biodiversity and conservation of Turkish forests. *Biological Conservation*, 97: 131-141.
- Keeney, D.R. 1980.** Prediction of soil nitrogen availability in forest ecosystems: literature review. *Forest Science*, 26: 159-171.
- Ketin, İ. 1983.** Türkiye jeolojisine genel bakış, Sayı 1259, T.C. İstanbul Teknik Üniversitesi Kütüphanesi, İstanbul, Turkey, s. 20-22, 337-341 (in Turkish), 480 s.
- Knoepp, J.D., Coleman, D.C., Crossley, D.A., Clark, J.S. 2000.** Biological indices of soil quality: an ecosystem case study of their use. *Forest Ecology and Management*, 138: 357-368.
- Knoepp, J.D., Swank, W.T. 1998.** Rates of nitrogen mineralization across an elevation and vegetation gradient in the southern Appalachians. *Plant and Soil*, 204: 235-241.
- Knoepp, J.D., Vose, J.M. 2007.** Regulation of nitrogen mineralization and nitrification in Southern Appalachian ecosystems: Separating the relative importance of biotic vs. abiotic controls. *Pedobiologia*, 51: 89-97.
- Koçyiğit, R., Demirci, S. 2012.** Long-term changes of aggregate-associated and labile soil organic carbon and nitrogen after conversion from forest to grassland and cropland in northern Turkey. *Land Degradation and Development*, 23: 475-482.
- Köhler, H.R., Wein, C., Reiss, S., Storeh, V., Alberti, G. 1995.** Impact of heavy metals on mass and energy flux within the decomposition process in deciduous forests. *Ecotoxicology*, 4: 114-137.
- Kraal, P., Nierop, K.G.J., Kaal, J., Tietema, A. 2009.** Carbon respiration and nitrogen dynamics in Corsican pine litter amended with aluminium and tannins. *Soil Biology and Biochemistry*, 41: 2318-2327.
- Kraus, T.E.C. 2002.** Tannins and nutrient dynamics in forest soils: plant-litter-soil interactions. *Ph.D. Thesis*, University of California, Davis, CA, 182 pp.

- Kraus, T.E.C., Dahlgren, R.A., Zasoski, R.J. 2003a.** Tannins in nutrient dynamics of forest ecosystems – a review. *Plant and Soil*, 256: 41-66.
- Kraus, T.E.C., Yu, Z., Preston, C.M., Dahlgren, R.A. and Zasoski, R.J.Z. 2003b.** Linking chemical reactivity and protein precipitation to structural characteristics of foliar tannins. *Journal of Chemical Ecology*, 29: 703-730.
- Kraus, T.E.C., Zasoski, R.J., Dahlgren, R.A., Horwath, W.R., Preston, C.M. 2004.** Carbon and nitrogen dynamics in a forest soil amended with purified tannins from different plant species. *Soil Biology and Biochemistry*, 36: 309-321.
- Kyveryga, P.M., Blackmer, A.M., Ellsworth, J.W., Isla, R. 2004.** Soil pH effects on nitrification of fall-applied anhydrous ammonia. *Soil Science Society of America Journal*, 68: 545-551.
- Laughlin, D.C. 2011.** Nitrification is linked to dominant leaf traits rather than functional diversity. *Journal of Ecology*, 99: 1091-1099.
- LeRoy, C.J., Whitham, T.G., Keim, P., Marks, J.C. 2006.** Plant genes link forests and streams. *Ecology*, 87: 255-261.
- Leuschner, C. 2006.** On the niche breadth of *Fagus sylvatica*: soil nutrient status in 50 Central European beech stands on a broad range of bedrocks types. *Annals of Forest Science*, 63: 355-368.
- Li, M., Zhou, X., Zhang, Q., Cheng, X. 2014.** Consequences of afforestation for soil nitrogen dynamics in central China. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 183: 40-46.
- Lionello, P., Malanotte-Rizzoli, P., Boscolo, R., Alpert, P., Artale, V., Li, L., Luterbacher, J., May, W., Trigo, R., Tsimplis, M., Ulbrich, U., Xoplaki, E. 2006.** The Mediterranean climate: an overview of the main characteristics and issues, Mediterranean climate variability, Ed.: Lionello, P., Malanotte-Rizzoli P., Boscolo, R., Amsterdam, Elsevier, pp: 1-26.
- Lionello, P., Abrantes, F., Congedi, L., Dulac, F., Gacic, M., Gomis, D., Goodess, C., Hoff, H., Kutiel, H., Luterbacher, J., Planton, S., Reale, M., Schröder, K., Struglia, M.V., Toreti, A., Tsimplis, M., Ulbrich, U., Xoplaki, E. 2012.** Introduction: Mediterranean climate: background information, The climate of the Mediterranean region, From the past to the future, Ed.: Lionello, P., Elsevier, Amsterdam, pp: xxxv-xxxx.
- Lionello, P., Scarascia, L. 2018.** The relation between climate change in the Mediterranean region and global warming. *Regional Environmental Change*, 18:1481-1493.
- Lodhi, M.A.K., Killingbeck, K.T. 1980.** Allelopathic inhibition of nitrification and nitrifying bacteria in a ponderosa pine (*Pinus ponderosa* Dougl.) community. *American Journal of Botany*, 67: 1423-1429.
- Lovett, G.M., Lindberg, S.E. 1986.** Dry deposition of nitrate to a deciduous forest. *Biogeochemistry*, 2: 137-48.

- Lovett, G.M., Rueth, H. 1999.** Soil nitrogen transformations in beech and maple stands along a nitrogen deposition gradient. *Ecological Applications*, 9: 1330-1344.
- Lovett, G.M., Weathers, K.C., Arthur, M.A., Schultz, J.C. 2004.** Nitrogen cycling in a northern hardwood forest: do species matter? *Biogeochemistry*, 67: 289-308.
- Makkar, H.P.S. 2000.** Quantification of tannins in tree foliage. IAEA. (FAO/IAEA Working Document). Vienna, Austria, 31 pp.
- McCarty, G.W., Bremner, J.M. 1986.** Effects of phenolic compounds on nitrification in soil. *Soil Science Society of American Journal*, 50: 920-923.
- McNulty, S.G., Aber, J.D., Boone, R.D. 1991.** Spatial changes in forest floor and foliar chemistry of spruce-fir forests across New England. *Biogeochemistry*, 14: 13-29.
- Melillo, J.M., Aber, J.D., Linkins, A.E., Ricca, A., Fry, B., Nadelhoffer, K.J. 1989.** Carbon and nitrogen dynamics along the decay continuum: plant litter to soil organic matter. *Plant and Soil*, 115: 189-198.
- Melillo, J.M., Aber, J.D., Muratore, J.F. 1982.** Nitrogen and lignin control of hardwood leaf litter decomposition dynamics. *Ecology*, 63: 621-626.
- Menyailo, O.V. 2009.** The effect of Siberian tree species on the mineralization rate of soil organic matter. *Eurasian Soil Science*, 42(10): 1156-1162.
- Menyailo, O.V., Hungate, B., Zech, W. 2002.** The effect of single tree species on soil microbial activities related to C and N cycling in the Siberian artificial afforestation experiment. Tree species and soil microbial activities. *Plant and Soil*, 242: 183-196.
- Michalak, A. 2006.** Phenolic compounds and their antioxidant activity in plants growing under heavy metal stress. *Polish Journal of Environmental Studies*, 15 (4): 523-530.
- Mintie, A.T., Heichen, R.S., Cromack, K., Myrold, D.D., Bottomley, P.J. 2003.** Ammonia-oxidizing bacteria along meadow-to-forest transects in the Oregon Cascade mountains. *Applied and Environmental Microbiology*, 69: 3129-3136.
- Moukoui, J., Munier-Lamy, C., Berthelin, J., Ranger, J. 2006.** Effect of tree species substitution on organic matter biodegradability and mineral nutrient availability in a temperate topsoil. *Annals of Forest Science*, 63: 763-771.
- Myrold, D.D. 1998.** Transformations of nitrogen: Principles and applications of soil microbiology, Ed.: Sylvia, D.M., Fuhrmann, J.J., Hartel, P.G., Zuberer, D.A., Prentice Hall, Upper Saddle River, New Jersey, USA, pp: 259-294.
- Nadelhoffer, K.J., Aber, J.D., Melillo, J.M. 1983.** Leaf-litter production and soil organic-matter dynamics along a nitrogen-availability gradient in southern Wisconsin (USA). *Canadian Journal of Forest Research*, 13: 12-21.
- Nadelhoffer, K.J., Aber, J.D., Melillo, J.M. 1985.** Fine roots, net primary production, and soil nitrogen availability: a new hypothesis. *Ecology*, 66: 1377-1390.
- Nadelhoffer, K.J., Downs, M.R., Fry, B. 1999a.** Sinks for ¹⁵N enriched additions to an oak forest and a red pine plantation. *Ecological Applications*, 9: 72-86.

- Nadelhoffer, K.J., Emmett, B.A., Gundersen, P., Kjonaas, O.J., Koopmans, C.J., Schleppei, P., Tietema, A., Wright, R.F. 1999b.** Nitrogen deposition makes a minor contribution to carbon sequestration in temperate forests. *Nature*, 398: 145-148.
- Nave, L.E., Sparks, J.P., Le Moine, J., Hardiman, B.S., Nadelhoffer, K.J., Tallant, J.M., Vogel, C.S., Strahm, B.D., Curtis, P.S. 2014.** Changes in soil nitrogen cycling in a northern temperate forest ecosystem during succession. *Biogeochemistry*, 121(3): 471-488.
- Nierop, K.G.J., Preston, C.M., Verstraten, J.M. 2006a.** Linking the B ring hydroxylation pattern of condensed tannins to C, N and P mineralization. A case study using four tannins. *Soil Biology and Biochemistry*, 38: 2794-2802.
- Nierop, K.G.J., Verstraten, J.M., Tietema, A., Westerveld, J.W., Wartenbergh, P.E. 2006b.** Short- and long-term tannin induced carbon, nitrogen and phosphorus dynamics in Corsican pine litter. *Biogeochemistry*, 79: 275-296.
- Norris, C.E., Preston, C.M., Hogg, K.E., Titus, B.D. 2011.** The influence of condensed tannin structure on rate of microbial mineralization and reactivity to chemical assays. *Journal of Chemical Ecology*, 37: 311-319.
- Northup, R.R., Dahlgren, R.A., McColl, J.G. 1998.** Polyphenols as regulators of plant–litter–soil interactions in northern California’s pygmy forest: a positive feedback? *Biogeochemistry*, 42: 189-220.
- Northup, R.R., Yu, Z., Dahlgren, R.A., Vogt, K.A. 1995.** Polyphenol control of nitrogen release from pine litter. *Nature*, 377: 277-229.
- Norton, J.M., Firestone, M.K. 1996.** N dynamics in the rhizosphere of *Pinus ponderosa* seedlings. *Soil Biology and Biochemistry*, 28(3): 351-362.
- Nugroho, R.A., Röling, W.F.M., Laverman, A.M., Verhoef, H.A. 2006.** Net nitrification rate and presence of *Nitrospira* cluster 2 in acid coniferous forest soils appear to be tree species specific. *Soil Biology and Biochemistry*, 38: 1166-1171.
- Oglesby K.A., Fownes, J.H. 1992.** Effects of chemical composition on nitrogen mineralization from green manures of seven tropical leguminous trees. *Plant and Soil*, 143: 127-132.
- Oloff, H., Berendse, F., De Visser, W. 1994.** Changes in N mineralization, tissue nutrient concentrations and biomass compartmentation after cessation of fertilizer application to mown grassland. *Journal of Ecology*, 82: 611-620.
- Olson, R.K., Reiners, W.A. 1983.** Nitrification in subalpine balsam fir soils: tests for inhibitory factors. *Soil Biology and Biochemistry*, 15: 413-418.
- Olsson, B.A., Hansson, K., Persson, T., Beuker, E., Helmisaari, H.S. 2012.** Heterotrophic respiration and nitrogen mineralisation in soils of Norway spruce, Scots pine and silver birch stands in contrasting climates. *Forest Ecology and Management*, 269: 197-205.
- Ormeño, E., Fernandez, C., Mévy, J.-P. 2007.** Plant coexistence alters terpene emission and content of Mediterranean species. *Phytochemistry*, 68: 840-852.

- Owen, J.S., Wang, M.K., Wang, C.H., King, H.B., Sun H.L. 2003.** Net N mineralization and nitrification rates in a forested ecosystem in northeastern Taiwan. *Forest Ecology and Management*, 176: 519-530.
- Öztürk, M., Pirdal, M., Özdemir, F. 1997.** Bitki ekolojisi uygulamaları, Ege Üniversitesi, Fen Fakültesi Kitaplar Serisi No:157, Bornova, İzmir, 129 s.
- Paavolainen, L., Kitunen, V., Smolander, A. 1998.** Inhibition of nitrification in forest soil by monoterpenes. *Plant and Soil*, 205(2): 147-154.
- Page, K.L., Dalal, R.C., Menzies, N.W., Strong, W.M. 2002.** Nitrification in a Vertisol subsoil and its relationship to the accumulation of ammonium-nitrogen at depth. *Australian Journal of Soil Research*, 40: 727-735.
- Palm, C.A., Sanchez, P.A. 1991.** Nitrogen release from the leaves of some tropical legumes as affected by their lignin and polyphenolic contents. *Soil Biology and Biochemistry*, 23: 83-88.
- Parfitt, R.L., Scott, N.A., Ross, D.J., Salt, G.J., Tate, K.R. 2003.** Land-use change effects on soils of high N status: comparisons under indigenous forest, pasture and pine plantation. *Biogeochemistry*, 66: 203-221.
- Parfitt, R.L., Yeates, G.W., Ross, D.J., Mackay, A.D., Budding, P.J. 2005.** Relationships between soil biota, nitrogen and phosphorus availability, and pasture growth under organic and conventional management. *Applied Soil Ecology*, 28: 1-13.
- Parton, W.P., Silver, W.L., Burke, I.C., Grassens, L., Harmon, M.E., Currie, W.S., King, J.Y., Adair, E.C., Brandt, L.A., Hart, S.C., Fasth, B. 2007.** Global-scale similarities in nitrogen release patterns during long-term decomposition. *Science*, 315: 361-364.
- Pastor, J., Aber, J.D., McClaugherty, C.A., Melillo, J.M. 1984.** Aboveground production and N and P cycling along a nitrogen mineralization gradient on Blackhawk Island, Wisconsin. *Ecology*, 65: 256-268.
- Paul, E.A., Clark, F.E. 1996.** Soil microbiology and biochemistry, 2nd ed. *Academic Press*, San Diego, 340 pp.
- Pérez, C.A., Hedin, L.O., Armesto, J.J. 1998.** Nitrogen mineralization in two unpolluted old-growth forests of contrasting biodiversity and dynamics. *Ecosystems*, 1: 361-373.
- Pérez, C.A., Carmona, M.R., Aravena, J.C., Armesto, J.J. 2004.** Successional changes in soil nitrogen availability, non-symbiotic nitrogen fixation and carbon/nitrogen ratios in southern Chilean forest ecosystems. *Oecologia*, 140: 617-625.
- Persson, T., Rudebeck, A., Jussy, J.H., Colin-Belgrand, M., Priemé, A., Dambrine, E., Karlsson, P.S., Sjöberg, R.M. 2000.** Soil nitrogen turnover – mineralization, nitrification and denitrification in European forest soils: Carbon and nitrogen cycling in European forest ecosystems, Ed.: Schulze E.D., Ecological Studies 142, Springer, Berlin, pp: 297-331.

- Pinay, G., Ruffinoni, C., Fabre, A. 1995.** Nitrogen cycling in two riparian forest soils under different geomorphic conditions. *Biogeochemistry*, 30: 9-29.
- Planton, S., Lionello, P., Artale, V., Aznar, R., Carrillo, A., Colin, J., Congedi, L., Dubois, C., Elizalde, A., Gualdi, S., Hertig, E., Jacobeit, J., Jordà, G., Li, L., Mariotti, A., Piani, C., Ruti, P., Sanchez-Gomez, E., Sannino, G., Sevault, F., Somot, S, Tsimplis, M. 2012.** The climate of the Mediterranean region in future climate, The Climate of the Mediterranean region, From the past to the future. Ed.: Lionello, P., Elsevier, Amsterdam, pp: 449-502.
- Powers, R.F. 1990.** Nitrogen mineralization along an altitudinal gradient: interactions of soil temperature, moisture, and substrate quality. *Forest Ecology and Management*, 30: 19-29.
- Prescott, C.E. 1995.** Does nitrogen availability control rates of litter decomposition in forests? *Plant and Soil*, 168-169: 83-88.
- Prescott, C.E. 2002.** The influence of the forest canopy on nutrient cycling. *Tree Physiology*, 22: 1193-1200.
- Prescott, C.E., Corbin, J.P., Parkinson, D. 1992.** Immobilization and availability of N and P in the forest floors of fertilized Rocky Mountain coniferous forests. *Plant and Soil*, 143: 1-10.
- Prescott, C.E., Hope, G.D., Blevins, L.L. 2003.** Effects of gap size on litter decomposition and soil nitrate concentrations in a high elevation spruce-fir forest. *Canadian Journal of Botany*, 33(11): 2210-2220.
- Prescott, C.E., Preston, C.M. 1994.** Nitrogen mineralization and decomposition in forest floors in adjacent plantations of western red cedar western hemlock and Douglas-fir. *Canadian Journal of Forest Research*, 24: 2424-2431.
- Prescott, C.E., Vesterdal, L. 2005.** Effects of British Columbia tree species on forest floor chemistry: Tree species effects on soils: implications for global change, Ed.: Binkley, D., Menyailo, O., Springer, Netherlands, pp: 17-29.
- Prescott, C.E., Zabek, L.M., Staley, C.L., Kabzems, R. 2000a.** Decomposition of broadleaf and needle litter in forests of British Columbia: Influences of litter type, forest type and litter mixtures. *Canadian Journal of Forest Research*, 30: 1742-50.
- Prescott, C.E., Chappell, H.N., Vesterdal, L. 2000b.** Nitrogen turnover in forest floors of coastal Douglas-fir at sites differing in soil nitrogen capital. *Ecology*, 81: 1878-1886.
- Prescott, C.E., Vesterdal, L. Pratt, J., Venner, K.H., de Montigny, L.M., Trofymow, J.A. 2000c.** Nutrient concentrations and nitrogen mineralization in forest floors of single species conifer plantations in coastal British Columbia. *Canadian Journal of Forest Research*, 30(9): 1341-1352.
- Priha, O., Grayston, S.J., Pennanen, T., Smolander, A. 1999a.** Microbial activities related to C and N cycling and microbial community structure in the rhizospheres of *Pinus sylvestris*, *Picea abies* and *Betula pendula* seedlings in an organic and mineral soil. *Fems Microbiology Ecology*, 30(2): 187-199.

Priha, O., Hallantie, T., Smolander, A. 1999b. Comparing microbial biomass, denitrification enzyme activity, and numbers of nitrifiers in the rhizospheres of *Pinus sylvestris*, *Picea abies* and *Betula pendula* seedlings by microscale methods. *Biology and Fertility of Soils*, 30(1-2): 14-19.

Priha, O., Smolander, A. 1999. Nitrogen transformations in soil under *Pinus sylvestris*, *Picea abies* and *Betula pendula* at two forest sites. *Soil Biology and Biochemistry*, 31: 965-977.

Priha, O., Grayston, S.J., Hiukka, R., Pennanen, T., Smolander, A. 2001. Microbial community structure and characteristics of the organic matter in soils under *Pinus sylvestris*, *Picea abies* and *Betula pendula* at two forest sites. *Biology and Fertility of Soils*, 33:17-24.

Priha, O., Smolander, A. 1997. Microbial biomass and activity in soil and litter under *Pinus sylvestris*, *Picea abies* and *Betula pendula* at originally similar field afforestation sites. *Biology and Fertility of Soils*, 24: 45-51.

Ranger, J., Andreux, F., Bienaimé, S., Berthelin, J., Bonnaud, P., Boudot, J.P., Brechet, C., Buée, M., Calmet, J.P., Chaussod, R., Gelhaye, D., Gelhaye, L., Gerard, F., Jaffrain, J., Lejon, D., Le Tacon, F., Lévêque, J., Maurice, J.P., Merlet, D., Moukouri, J., Munier-Lamy, C., Nourisson, G., Pollier, B., Ranjard, L., Simonsson, M., Turpault, M.P., Vairelles, D., Zeller, B. 2004. Effet des substitutions d'essence sur le fonctionnement organo-minéral de l'écosystème forestier, sur les communautés microbiennes et sur la diversité des communautés fongiques mycorhiziennes et saprophytes (cas du dispositif expérimental de Breuil- Morvan). INRA, Nancy, 201 pp.

Rehder, H. 1970. Zur Ökologie, insbesondere Stickstoffversorgung subalpiner und alpiner Pflanzengesellschaften im Naturschutz-gebiet Schachen (Wetterstingebirge), *Dissertationes Botanicae*, Bd. 6, J. Cramer, Lehre, Stuttgart, Germany.

Rehder, H., Gökçeoğlu, M., Gebauer, G., Güleryüz G. 1994. Die vegetation des Uludağ-Gebirges (Anatolien). *Phytocoenologia*, 24(1-4): 169-194.

Rennenberg, H., Dannenmann, M., Gessler, A., Kreuzwieser, J., Simon, J., Papen, H. 2009. Nitrogen balance in forest soils: nutritional limitation of plants under climate change stresses. *Plant Biology*, 11: 4-23.

Reydellet, I., Laurent, F., Oliver, R., Siband, P., Ganry, F. 1997. Quantification par méthode isotopique de l'effet de la rhizosphère sur la minéralisation de l'azote (cas d'un sol ferrugineux tropical). *Comptes Rendus de l'Académie des Sciences-Series III-Sciences de la Vie*, 320(10): 843-847.

Rice, E.L. 1984. Allelopathy. Academic Press, London, UK, 422 pp.

Rice, E.L., Pancholy, S.K. 1972. Inhibition of nitrification by climax ecosystems. *American Journal of Botany*, 59: 1033-1040.

Rice, E.L., Pancholy, S.K. 1973. Inhibition of nitrification by climax ecosystems. II. Additional evidence and possible role of tannins. *American Journal of Botany*, 60: 691-702.

- Rice, E.L., Pancholy, S.K. 1974.** Inhibition of nitrification by climax ecosystems. III. Inhibitors other than tannins. *American Journal of Botany*, 61: 1095-1103.
- Ripple, W.J., Wolf, C, Newsome, T.M., Galetti, M., Alamgir, M., Crist, E., Mahmoud, M.I., Laurance, W.F., 15364 Scientist Signatories From 184 Countries. 2017.** World scientists' warning to humanity: a second notice. *Bioscience*, 67(12): 1026-1028.
- Ripple, W.J., Wolf, C, Newsome, T.M., Barnard, P., Moomaw, W.R., 11258 Scientist Signatories From 153 Countries. 2020.** World scientists' warning of a climate emergency. *Bioscience*, 70(1): 8-12.
- Robertson, G.P. 1982a.** Factors regulated nitrification in primary and secondary succession. *Ecology*, 63: 1561-1573.
- Robertson, G.P. 1982b.** Nitrification in forested ecosystems. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London B.*, 296: 445-457.
- Robertson, G.P., Groffman, P.M. 2007.** Nitrogen transformations: Soil microbiology, ecology, and biochemistry, Ed.: Paul, E.A., Academic Press, Elsevier, Amsterdam, pp: 341-364.
- Robertson, G.P., Vitousek, P.M. 1981.** Nitrification potentials in primary and secondary succession. *Ecology*, 62: 376-386.
- Ros, G.H., Temminghoff, E.J.M., Hoffland, E. 2011.** Nitrogen mineralization: a review and meta-analysis of the predictive value of soil tests. *European Journal of Soil Science*, 62: 162-173.
- Ross, D.S., Lawrence, G.B., Fredriksen, G. 2004.** Mineralization and nitrification patterns at eight northeastern USA forested research sites. *Forest Ecology and Management*, 188: 317-335.
- Runge, M. 1970.** Untersuchungen zur Bestimmung der Mineralstickstoff-Nachlieferung am Standort. *Flora (Jena) Abt. B*, 159: 233-257.
- Runge, M. 1974.** Die Stickstoff-Mineralisation in Boden eines sauerhumus-Buchenwaldes. i. Mineralstickstoff-gehalt und Netto-Mineralisation. *Oecologia Plantarum*, 9: 201-218.
- Runge, M. 1983.** Physiology and ecology of nitrogen nutrition: Encyclopedia of plant physiology, NS 12C, Ed.: Lange, O.L., Nobel, P.S., Osmond, C.B., Ziegler, H., Springer, Berlin, Hiedelberg, New York, pp: 164-200.
- Russell, A.E., Raich, J.W., Valverde-Barrantes, O.J., Fisher, R.F. 2006.** Tree species effects on soil properties in experimental plantations in tropical moist forest. *Soil Science Society of America Journal*, 71: 1389-1397.
- Sarıyıldız, T., Anderson, J.M., Küçük, M. 2005.** Effects of tree species and topography on soil chemistry, litter quality, and decomposition in Northeast Turkey. *Soil Biology and Biochemistry*, 37: 1695-1706.
- Scalbert, A. 1991.** Antimicrobial properties of tannins. *Phytochemistry*, 30: 3875-3883.

- Scheu, S., Parkinson, D. 1995.** Successional changes in microbial biomass, respiration and nutrient status during litter decomposition in an aspen and pine forest. *Biology and Fertility of Soils*, 19: 237-332.
- Schimel, J.P., Bennett, J. 2004.** Nitrogen mineralization: challenges of a changing paradigm. *Ecology*, 85:591-602.
- Schimel, J.P., Cates, R.G., Ruess, R. 1998.** The role of balsam poplar secondary chemicals in controlling soil nutrient dynamics through succession in the Alaskan taiga. *Biogeochemistry*, 42: 221-234.
- Schimel, J.P., Firestone, M.K., Killham, K.S. 1984.** Identification of heterotrophic nitrification in a Sierran forest soil. *Applied and Environmental Microbiology*, 48: 802-806.
- Schimel, J.P., Jackson, L.E., Firestone, M.K. 1989.** Spatial and temporal effects on plant-microbial competition for inorganic nitrogen in a California annual grassland. *Soil Biology and Biochemistry*, 21: 1059-1066.
- Schimel, J.P., Van Cleve, K., Cates, R.G., Clausen, T.P., Reichardt, P.B. 1996.** Effects of balsam poplar (*Populus balsamifera*) tannins and low molecular weight phenolics on microbial activity in taiga floodplain: soil implications for changes in N cycling during succession. *Canadian Journal of Botany*, 74: 84-90.
- Schomberg, H.H., Wietholter, S., Griffin, T.S., Reeves, D.W., Cabrera, M.L., Fisher, D.S., Endale, D.M., Novak, J.M., Balkcom, K.S., Raper, R.L., Kitchen, N.R., Locke, M.A., Potter, K.N., Schwartz, R.C., Truman, C.C., Tyler, D.D. 2009.** Assessing indices for predicting potential nitrogen mineralization in soils under different management systems. *Soil Science Society of America Journal*, 73: 1575-1586.
- Schrijver, A.D., Geudens, G., Augusto, L., Staelens, J., Mertens, J., Wuyts, K., Gielis L, Verheyen, K. 2007.** The effect of forest type on throughfall deposition and seepage flux: a review. *Oecologia*, 153(3): 663-674.
- Schultz, J.C., Hunter, M.D., Appel, H.M. 1992.** Antimicrobial activity of polyphenols mediates plant-herbivore interactions: Plant polyphenols. Synthesis, properties, significance, Ed.: Hemingway, R.W., Laks, P.E., Plenum Press, New York, pp: 621-637.
- Schweitzer, J.A., Bailey, J.K., Bangert, R.K., Hart, S.C., Whitham, T.G. 2007.** The role of plant genetic variation in determining above- and below-ground microbial communities: Microbial ecology of aerial plant surfaces, Ed.: Bailey, M.J., Lilley, A.K., Timms-Wilson, T.M., Spencer-Phillips, P.T.N., CABI Publishing, Wallingford, UK, pp: 107-199.
- Schweitzer, J.A., Bailey, J.K., Rehill, B.J., Martinsen, G.D., Hart, S.C., Lindroth, R.L., Keim, P., Whitham, T.G. 2004.** Genetically based trait in a dominant tree affects ecosystem processes. *Ecology Letters*, 7:127-134.
- Schweitzer, J.A., Madritch, M., Felker-Quinn, E., Bailey, J.K. 2012.** From genes to ecosystems: plant genetics as a link between above- and below-ground processes: Soil ecology and ecosystem services, Ed.: Wall, D.H., Oxford University Press, New York, NY, USA, pp: 82-97.

Schweitzer, J.A., Madritch, M.D., Bailey, J.K., LeRoy, C.J., Fischer, D.G., Rehill, B.J., Lindroth, R.L., Hagerman, A.E., Wooley, S.C., Hart, S.C., Whitham, T.G. 2008. From genes to ecosystems: the genetic basis of condensed tannins and their role in nutrient regulation in a *Populus* model system. *Ecosystems*, 11: 1005-1020.

Scott, N.A., Binkley, D. 1997. Foliage litter quality and annual net N mineralization: Comparison across North American forest sites. *Oecologia*, 111: 151-159.

Singer, M.J., Munns, D.N. 1999. Soils: An Introduction. Prentice-Hall, Inc, New Jersey, 527 pp.

Singh, J.S., Raghubanshi, A.S., Sigh, R.S., Srivastava, S.C. 1989. Microbial biomass acts as a source of plant nutrients in dry tropical forest and savana. *Nature*, 338: 499-500.

Smolander, A., Kanerva, S., Adamczyk, B., Kitunen, V. 2012. Nitrogen transformations in boreal forest soils – does composition of plant secondary compounds give any explanations? *Plant and Soil*, 350: 1-26.

Smolander, A., Kitunen, V. 2002. Soil microbial activities and characteristics of dissolved organic C and N in relation to tree species. *Soil Biology and Biochemistry*, 34: 651-660.

Smolander, A., Kitunen, V. 2011. Comparison of tree species effects on microbial C and N transformations and dissolved organic matter properties in the organic layer of boreal forests. *Applied Soil Ecology*, 49: 224-233.

Smolander, A., Kitunen, V., Mälkönen, E. 2001. Dissolved soil organic nitrogen and carbon in a Norway spruce stand and an adjacent clear-cut. *Biology and Fertility of Soils*, 33:190-196.

Smolander, A., Loponen, J., Suominen, K., Kitunen, V. 2005. Organic matter characteristics and C and N transformations in the humus layer under two tree species, *Betula pendula* and *Picea abies*. *Soil Biology and Biochemistry*, 37: 1309-1318.

Son, Y., Lee, I.K. 1997. Soil nitrogen mineralization in adjacent stands of larch, pine and oak in Central Korea. *Annals of Forest Science*, 54:1-8.

Souto, X.C., Chiapusio, G., Pellissier, F. 2000. Relationships between phenolics and soil microorganisms in spruce forests: significance for natural regeneration. *Journal of Chemical Ecology*, 26: 2025-2034.

Stanford, G., Smith, S.J. 1972. Nitrogen mineralization potentials of soils. *Soil Science Society of America Proceedings*, 36, 465-472.

Stark, J.M., Firestone, M.K. 1996. Kinetic characteristics of ammonium-oxidizer communities in a California oak woodland–annual grassland. *Soil Biology and Biochemistry*, 28: 1307-1317.

Stark, J.M., Hart, S.C. 1997. High rates of nitrification and nitrate turnover in undisturbed coniferous forests. *Nature*, 385: 61-74.

Ste-Marie, C., Pare, D. 1999. Soil, pH, and N availability effects on net nitrification in the forest floors of a range of boreal forest stands. *Soil Biology and Biochemistry*, 31: 1579-1589.

- Steubing, L. 1965.** Pflanzenökologisches Praktikum, Parey, Berlin-Hamburg.
- Stone, E.L. 1975.** Effects of species on nutrient cycles and soil change. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London*, 271: 149-162.
- Stump, L.M., Binkley, D. 1993.** Relationships between litter quality and nitrogen availability in Rocky mountain forests. *Canadian Journal of Forest Research*, 23: 492-502.
- Subbarao, G.V., Ishikawa, T., Ito, O., Nakahara, K., Wang, H.Y., Berry, W.L. 2006.** A bioluminescence assay to detect nitrification inhibitors released from plant roots: a case study with *Brachiaria humidicola*. *Plant and Soil*, 288(1-2): 101-112.
- Subbarao, G.V., Rondon, M., Ito, O., Ishikawa, T., Rao, I.M., Nakahara, K., Lascano C, Berry, W.L. 2007.** Biological nitrification inhibition (BNI)—is it a widespread phenomenon? *Plant and Soil*, 294(1-2): 5-18.
- Swift, M.J., Heal, O.W., Anderson, J.M. 1979.** Decomposition in terrestrial ecosystems. Blackwell Scientific Publications, Oxford. 372 pp.
- Talbot, J.M., Finzi, A.C. 2008.** Differential effects of sugar maple, red oak, and hemlock tannins on carbon and nitrogen cycling in temperate forest soils. *Oecologia*, 155: 583-592.
- Taylor, B.R., Parkinson, D., Parsons, W.F.J. 1989.** Nitrogen and lignin content as predictors of litter decay rates: a microcosm test. *Ecology*, 70: 97-104.
- Taylor, B.R., Prescott, C.E., Parsons, W.F.J., Parkinson, D. 1991.** Substrate control of litter decomposition in four Rocky Mountain coniferous forests. *Canadian Journal of Botany*, 69: 2242-2250.
- Taxonomic Name Resolution Service** (<http://www.tnrs.iplantcollaborative.org>, versiyon 4.0, 2020).
- Templer, P., Findlay, S., Lovett, G. 2002.** Soil microbial biomass and nitrogen transformations among five tree species of the Catskill Mountains, New York, USA. *Soil Biology and Biochemistry*, 35: 607-613.
- The Plant List**, <http://www.theplantlist.org>, 2020.
- Thibault, J.-R., Fortin, J.-A., Smirnoff, W.A. 1982.** In vitro allelopathic inhibition of nitrification by balsam poplar and balsam fir. *American Journal of Botany*, 69: 676-679.
- Thomas, K.D., Prescott, C.E. 2000.** Nitrogen availability in forest floors of tree species on the same site: the role of litter quality. *Canadian Journal of Forest Research*, 30: 1698-1706.
- Thoss, V., Shevtsova, A., Nilsson, M.C. 2004.** Environmental manipulation treatment effects on the reactivity of water-soluble phenolics in a subalpine tundra ecosystem. *Plant and Soil*, 259: 355-356.
- Tilman, D., Wedin, D., Knops, J. 1996.** Productivity and sustainability influenced by biodiversity in grassland ecosystems. *Nature*, 379: 718-720.
- Törmänen, T., Kitunen, V., Lindroos, A.J., Heikkinen, J., Smolander, A. 2018.** How

do logging residues of different tree species affect soil N cycling after final felling? *Forest Ecology and Management*, 427: 182-189.

Trofymow, J.A., Moore, T.R., Titus, B., Prescott, C., Morrison, I., Siltanen, M., Smith, S., Fyles, J., Wein, R., Camiré, C., Duschene, L., Kozak, L., Kranabetter, M., Visser, S. 2002. Rates of litter decomposition over 6 years in Canadian forests: influence of litter quality and climate. *Canadian Journal Forest Research*, 32: 789-804.

Ulbrich, U., Lionello, P., Belušić, D., Jacobeit, J., Knippertz, P., Kuglitsch, F.G., Leckebusch, G.C., Luterbacher, J., Maugeri, M., Maheras, P., Nissen, K.M., Pavan, V., Pinto, J.G., Saaroni, H., Seubert, S., Toreti, A., Xoplaki, E., Ziv, B. 2012. Climate of the Mediterranean: synoptic patterns, temperature, precipitation, winds, and their extremes, The climate of the Mediterranean region, From the past to the future. Ed.: Lionello, P., Elsevier, Amsterdam, pp: 301-346.

Valachovic, Y.S., Caldwell, B.A., Cromack, K., Griffiths, R.P. 2004. Leaf litter chemistry controls on decomposition of Pacific Northwest trees and woody shrubs. *Canadian Journal of Forest Research*, 34: 2131-2147.

Van Cleeve, K., Oliver, L., Schlentner, R., Viereck, L.A., Dyrness, C.T. 1983. Productivity and nutrient cycling in taiga forest ecosystems. *Canadian Journal of Forest Research*, 13: 747-766.

Van Vuuren, M.M.I., Aerts, R., Berendse, F., De Visser, W. 1992. Nitrogen mineralization in heatland ecosystems dominated by different plant species. *Biogeochemistry*, 16: 151-166.

Venterea, R.T., Lovett, G.M., Groffman, P.M., Schearz, P.A. 2003. Landscape patterns of net nitrification in a northern hardwood-conifer forest. *Soil Science Society of America Journal*, 67: 527-539.

Vervaet, H., Massart, B., Boeckx, P., Van Cleemput, O., Hofman, G. 2002. Use of principle component analysis to assess factors controlling net N mineralization in deciduous and coniferous forest soils. *Biology and Fertility of Soils*, 36: 93-101.

Vitousek, P.M. 1982. Nutrient cycling and nutrient use efficiency. *The American Naturalist*, 119: 533-571.

Vitousek, P.M. 1984. Litterfall, nutrient cycling, and nutrient limitation in tropical forests. *Ecology*, 65: 285-298.

Vitousek, P.M., Howarth, R.W. 1991. Nitrogen limitation on land and in the sea: how can it occur? *Biogeochemistry*, 13: 87-115.

Vitousek, P.M., Matson, P.A. 1985. Disturbance, nitrogen availability and nitrogen losses in an intensively managed loblolly pine plantation. *Ecology*, 66: 1360-1376.

Walter, H., Lieth, H. 1960-1967. Klimadiagramm-Weltatlas. Gustav Fischer Verlag, Jena.

Wardle, D.A. 1998. Controls of temporal variability of the soil microbial biomass: a global-scale synthesis. *Soil Biology and Biochemistry*, 30: 1627-1637.

Wedin, D.A., Tilman, D. 1990. Species effects on nitrogen cycling: a test with perennial grasses. *Oecologia*, 84: 433-441.

Wedraogo, F.X., Belgy, G., Berthelin, J. 1993. Seasonal nitrification measurements with different species of forest litters applied to granite sand filled lysimeters in the field. *Biology and Fertility of Soils*, 15: 28-34.

Whalen, J.K., Bottomley, P.J., Myrold, D.D. 2001. Short-term nitrogen transformations in bulk and root-associated soils under ryegrass. *Soil Biology and Biochemistry*, 33(14): 1937-1945.

White, C.S. 1986. Volatile and water-soluble inhibitors of nitrogen mineralization and nitrification in a ponderosa pine ecosystem. *Biology and Fertility of Soils*, 2(2): 97-104.

Whitham, T.G., Bailey, J.K., Schweitzer, J.A., Shuster, S.M., Bangert, R.K., Leroy, C.J., Lonsdorf, E.V., Allan, G.J., DiFazio, S.P., Potts, B.M., Fischer, D.G., Gehring, C.A., Lindroth, R.L., Marks, J.C., Hart, S.C., Wimp, G.M., Wooley, S.C. 2006. A framework for community and ecosystem genetics: from genes to ecosystems. *Nature Reviews Genetics*, 7: 510-523.

Xiao, F., Huang, W. 2012. Soil carbon, nitrogen and microbial biomass dynamics of subalpine *Abies fabri* forest in Gongga Mountain, Southwest China. *African Journal of Microbiology Research*, 6(31): 6091-6098.

Xiong, Y., Zeng, H., Xia, H., Guo, D. 2014. Interactions between leaf litter and soil organic matter on carbon and nitrogen mineralization in six forest litter-soil systems. *Plant and Soil*, 379: 217-229.

Zeller, B., Recous, S., Kunze, M., Moukoui, J., Colin-Belgrand, M., Bienaimé, S., Ranger, J., Dambrinne, E. 2007. Influence of tree species on gross and net N transformations in forest soils. *Annals of Forest Science*, 64: 151-158.

Zhang, J.B., Müller, C., Zhu, T.B., Cheng, Y., Cai, Z.C. 2011. Heterotrophic nitrification is the predominant NO₃⁻ production mechanism in coniferous but not broad-leaf acid forest soil in subtropical China. *Biology and Fertility of Soils*, 47: 533-542.

Zhong, Z., Makeschin, F. 2003. Soluble organic nitrogen in temperate forest soils. *Soil Biology and Biochemistry*, 35: 333-338.

Zhong, Z., Makeschin, F. 2004. Comparison of soil nitrogen dynamics under beech, Norway spruce and Scots pine in central Germany. *European Journal of Forest Research*, 123(1): 29-37.

Zhong, Z., Makeschin, F. 2006. Differences of soil microbial biomass and nitrogen transformation under two forest types in central Germany. *Plant and Soil*, 283: 287-297.

Zong, W., Wang, J., He, Y., Qiu, Y., Guo, D., Fu, H. 2018. Net nitrogen mineralization and enzyme activities in an alpine meadow soil amended with litter tannins. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*, 181: 954-965.

Zötll, H. 1960a. Dynamik der Stickstoffmineralisation im organischen Waldbodenmetriol. III. PH-Wert und Mineralstickstoff-Nachlieferung. *Plant and Soil*, 13: 207-223.

Zötll, H. 1960b. Metodische Untersuchungen zur Bestimmung der Mineralstickstoff-Nachlieferung des Waldbodens. *Forstwiss. Centralt.*, 79: 72-90.

ÖZGEÇMİŞ

- Adı Soyadı : Fatma Selcen SAKAR
Doğum Yeri ve Tarihi : Konya, 06/04/1980
Yabancı Dili : İngilizce
Eğitim Durumu (Kurum ve Yıl)
- Lise : Bursa Yıldırım Beyazıt Lisesi (1994-1998)
Lisans : Uludağ Üniversitesi Fen-Edebiyat Fakültesi Biyoloji Bölümü (1999-2003)
- Tezsiz Yüksek Lisans : Uludağ Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü Ortaöğretim Fen ve Matematik Alanları Eğitimi Anabilim Dalı Biyoloji Öğretmenliği Bilim Dalı (2005-2006)
- Tezli Yüksek Lisans : Uludağ Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü Biyoloji ABD Botanik Bilim Dalı (2006-2009)
- Erasmus Değişim Programı : Uludağ Üniversitesi LLP/Erasmus Programı Öğrenci Yerleştirme Hareketliliği (Staj) (2013-2014 Eğitim-Öğretim Yılı Yaz Dönemi) Lizbon Üniversitesi Fen Fakültesi Bitki Biyolojisi Bölümü Çevre Biyolojisi Merkezi, Portekiz (Departamento de Biologia Vegetal e Centro de Biologia Ambiental da Faculdade de Ciências da Universidade de Lisboa, Portugal) (31/05/2014-30/08/2014)
- Çalıştığı Kurum/Kurumlar ve Yıl : Uludağ Üniversitesi (2000-2009)
Milli Eğitim Bakanlığı (2009-....)
- İletişim (e-posta) : selcensakar@hotmail.com
- Yayımları : SCI, SSCI, AHCI indekslerine giren dergilerde yayınlanan makaleler

Güleryüz, G., Arslan, H., Leblebici, Z., Kırmızı, S., Aksoy, A., Sakar, F.S. 2014. Trace element status of *Asphodelus aestivus* Brot. from degraded Mediterranean environment. *Fresenius Environmental Bulletin*, 23(2): 400-407.

Arslan, H., Kırmızı, S., Güleryüz, G., Sakar, F.S. 2011. Germination requirements of *Androsace villosa* L. (Primulaceae). *Acta Biologica Cracoviensia Series Botanica*, 53(2):32-36.

Güteryüz, G., Kırmızı, S., Arslan, H., Sakar, F.S. 2011. Dormancy and germination in *Stachys germanica* L. subsp. *bithynica* (Boiss.) Bhattacharjee seeds: effects of short-time moist chilling and plant growth regulators. *Flora*, 206(11): 943-948.

Sakar, F.S., Arslan, H., Kırmızı, S., Güteryüz, G. 2010. Nitrate reductase activity (NRA) in *Asphodelus aestivus* Brot. (Liliaceae): distribution among organs, seasonal variation and differences among populations. *Flora*, 205(8):527-531.

Kırmızı, S., Güteryüz, G., Arslan, H., Sakar, F.S. 2010. Effects of moist chilling, GA₃, and scarification on seed dormancy of a rare endemic *Pedicularis olympica* Boiss. (Scrophulariaceae). *Turkish Journal of Botany*, 34(3):225-232.

Arslan, H., Kırmızı, S., Sakar, F.S., Güteryüz, G. 2009. Akdeniz bitki coğrafyası bölgesinde yayılış gösteren bazı çalı türlerinde nitrat redüktaz aktivitesi (NRA). *Ekoloji*, 71: 49-56.

Diğer Uluslararası bilim indeksleri ve ULAKBİM de taranan dergilerdeki makaleler

Arslan, H., Kırmızı, S., Güteryüz, G., Akpınar, A., Sakar, F.S. 2019. Seasonal antioxidant capacity of *Asphodelus aestivus* Brot. root tubers in response to aridity from degraded Mediterranean environments. *Eskişehir Teknik Üniversitesi Bilim ve Teknoloji Dergisi C-Yaşam Bilimleri ve Biyoteknoloji*, 8(1): 32-39.

Bildiri/Posterler

Sakar, F.S., Güteryüz, G. 2017. Nitrogen mineralization in the oldest forest communities from Eastern Mediterranean. BIOGEOMON 9th International Symposium on Ecosystem Behavior, 20-24 August, 2017, Litomyšl, Czech Republic, Book of Abstracts pp: 157.

Sakar, F.S., Güteryüz, G., Semiz, G. 2017. Influence of total phenolics and tannins on nitrogen mineralisation in soils of native oldest forest from Eastern Mediterranean. The 3rd International

Symposium on EuroAsian Biodiversity, 05-08 July 2017, Minsk, BELARUS, Abstract eBook, PP-267, pp: 455.

Akpınar, A., Arslan, H., Güteryüz, G., Sakar, F.S. 2017. The effects of chromium on some metabolic activities of ruderal *Verbascum olympicum* Boiss. which is potentially candidate for heavy metal contaminated sites. 2nd International Caparica Conference on Pollutant Toxic Ions and Molecules, 6th–9th November, 2017, Caparica-Portugal, Proceedings Book PTIM 2017, pp: 151-152 (Sözlü Bildiri).

Kırmızı, S., Akpınar, A., Arslan, H., Güteryüz, G., Sakar, F.S. 2013. Responses of ruderal *Verbascum olympicum* Boiss. (Scrophulariaceae) growing under copper (Cu) stress. XVII. International Plant Nutrition Colloquium, 19-22 August, 2013, Istanbul/Turkey.

Kırmızı, S., Akpınar, A., Sakar, S., Arslan, H., Güteryüz, G. 2012. *Asphodelus aestivus* yumrularında antioyidant enzim aktivitelelerinin yıllık değişimi. 21. Ulusal Biyoloji Kongresi, 03-07 Eylül, 2012, Ege Üniversitesi, İzmir, Bildiri Kitabı, s. 925 (Poster Bildiri).

Kırmızı, S., Arslan, H., Sakar, S., Akpınar, A., Güteryüz, G. 2012. Endemik *Linum olympicum* ve *Jasione supine* subsp. *supine* tohumlarında dormansi ve çimlenme üzerine stratifikasyon ve gibberellik asitin etkileri. 21. Ulusal Biyoloji Kongresi, Uluslararası Katılımlı. 3-7 Eylül 2012, İzmir. Bildiri Kitabı, Ankamat Matbaacılık, Palme, SD-024, s. 195 (Sözlü Bildiri).

Derya, S., Güteryüz, G., Akpınar, A., Sakar, S., Kırmızı, S., Arslan, H. 2012. Endemik *Verbascum olympicum* (Scrophulariaceae) tohumlarında ağır metallerin çimlenme ve erken fide gelişimi üzerindeki etkileri. 21. Ulusal Biyoloji Kongresi, Uluslararası Katılımlı, 3-7 Eylül, 2012, İzmir, Bildiri Kitabı, Ankamat Matbaacılık, Palme, PB-147, s. 564-565 (Poster Bildiri).

Kırmızı, S., Akpınar, A., Güteryüz, G., Arslan, H., Sakar, S., Derya, S. 2012. Endemik *Verbascum*

bombyciferum (Scrophulariaceae) tohumlarında ağır metallerin çimlenme ve erken fide gelişimi üzerindeki etkileri. 21. Ulusal Biyoloji Kongresi, Uluslararası Katılımlı, 3-7 Eylül, 2012, İzmir, Bildiri Kitabı, Ankamat Matbaacılık, Palme, PB-151, s. 568-569 (Poster Bildiri).

Arslan, H., Kırmızı, S., Leblebici, Z., Sakar, F.S., Gülerüz, G., Aksoy, A. 2011. *Asphodelus aestivus* Brot. türünün ağır metal (Cd^{2+} , Cr^{3+} , Cu^{2+} , Mn^{2+} , Ni^{2+} , Pb^{2+} , Zn^{2+}) içeriği. X. Ulusal Ekoloji ve Çevre Kongresi, 04-07 Ekim, 2011, Çanakkale, Bildiri Özetleri, s. 433 (PB).

Arslan, H., Kırmızı, S., Gülerüz, G., Sakar, F.S. 2011. *Androsacea villosa* L. (Primulaceae) tohumlarının çimlenme özellikleri. Ekoloji 2011 Sempozyumu, Düzce Üniversitesi Orman Fakültesi, Düzce, 5-7 Mayıs, 2011, Bildiri Özetleri, s. 37.

Kırmızı, S., Gülerüz, G., Arslan, H., Sakar, F.S. 2011. Nadir ve endemik *Pedicularis olympica* Boiss. (Scrophulariaceae) türünde nemli soğuklama, gibberellik asit ve skarifikasyonun tohum dormansisi üzerindeki etkileri. Ekoloji 2011 Sempozyumu, Düzce Üniversitesi Orman Fakültesi, Düzce, 5-7 Mayıs, 2011, Bildiri Özetleri, s. 108.

Gülerüz, G., Kırmızı, S., Arslan, H., Sakar, F.S. 2011. *Stachys germanica* L. subsp. *bithynica* Boiss. Battarjee tohumlarında dormansi ve çimlenme: Kısa süreli nemli üşütme ve bitki büyüme regülâtörlerinin etkileri. Ekoloji 2011 Sempozyumu, Düzce Üniversitesi Orman Fakültesi, Düzce, 5-7 Mayıs, 2011, Bildiri Özetleri, s. 125.

Kırmızı, S., Arslan, H., Gülerüz, G., Sakar, F.S. 2010. Effects of moist chilling and gibberellic acid on dormancy and germination in two endemic *Thlaspi* (Brassicaceae) species occurring in the Uludağ Mountain, Turkey. FESPB 2010- XVII. Congress of the Federation of European Societies of Plant Biology, 4-9 July, 2010, Valencia, Spain, Book of Abstracts, Sec: P09 Natural Variation and Adaptation, P09-002.

Kırmızı, S., Gülerüz, G., Arslan, H., Sakar, F.S. 2009. Alpin kuşakta yetişen bazı endemik/nadir

bitkilerin çimlenme dinamikleri. IX. Ulusal Ekoloji ve Çevre Kongresi, Nevşehir Üniversitesi, 7-10 Ekim, 2009, Nevşehir, Bildiri Özetleri, s. 68.

Arslan, H., Kırmızı, S., Güteryüz, G., Sakar, F.S. 2009. Asteraceae üyesi bazı endemik türlerin çimlenme fizyolojileri üzerinde araştırmalar. IX. Ulusal Ekoloji ve Çevre Kongresi, Nevşehir Üniversitesi, 7-10 Ekim 2009, Nevşehir, Bildiri Özetleri, s. 231.

Sakar, F.S., Güteryüz, G., Arslan, H., Kırmızı, S. 2008. *Asphodelus aestivus* Brot. (Liliaceae) türünde nitrat redüktaz aktivitesi. 19. Ulusal Biyoloji Kongresi, Karadeniz Teknik Üniversitesi, 23-27 Haziran, 2008, Trabzon, Gündüz Ofset Matbaacılık, Özetler, SB 089, s. 170.

Arslan, H., Kırmızı, S., Sakar, F.S., Güteryüz, G. 2008. Akdeniz bitki coğrafyası bölgesinde yayılış gösteren bazı çalı türlerinde nitrat redüktaz aktivitesi. 19. Ulusal Biyoloji Kongresi, Karadeniz Teknik Üniversitesi, 23-27 Haziran, 2008, Trabzon, Gündüz Ofset Matbaacılık, Özetler, PB 152, s. 383.

Araştırma Projeleri : “Uludağ subalpin ve alpin kuşakta yayılış gösteren bazı nadir ve endemik bitki türlerinin çimlenme fizyolojileri üzerinde araştırmalar” TÜBİTAK, TBAG 107T494 (Bursiyer) (2007-2010).

Katıldığı Çalıştay, Yaz Kursu : Uluslararası Katılımlı “Trace Elements In The Environment: Contamination Cleanup To Phytoproducts”, (11-17 Haziran, 2010, İstanbul).

“Uludağ Milli Parkı, Bursa ve Çevresinde Ekoloji Temelli Doğa Eğitimi”, (15-24 Temmuz, 2011).

“TÜBİTAK 2237- Proje Eğitimi Etkinliklerini Destekleme Programı- Doğa Bilimleri Alanı Proje Yönetimi Eğitimi”, (05-07 Şubat, 2014).