

**T.C.
ISPARTA UYGULAMALI BİLİMLER ÜNİVERSİTESİ
LİSANSÜSTÜ EĞİTİM ENSTİTÜSÜ**

**YÜKSEK LİSANS TEZİ
BİTKİ KORUMA ANABİLİM DALI**

**ANTALYA KURŞUNLU ŞELALESİ TABİAT PARKINDA İNSAN
AKTİVİTESİNİN BÖCEK BİYOLOJİK ÇEŞİTLİLİĞİNE
ETKİSİNİN ARAŞTIRILMASI**

Ünver DEMİR

**Danışman
Doç. Dr. Gökhan AYDIN**

ISPARTA – 2020



© 2020 [Ünver DEMİR]

TEZ ONAYI

ANTALYA KURŞUNLU ŐELELESİ TABİAT PARKINDA İNSAN AKTİVİTESİNİN BÖCEK BİYOLOJİK ÇEŞİTLİLİĞİNE ETKİSİNİN ARAŞTIRILMASI

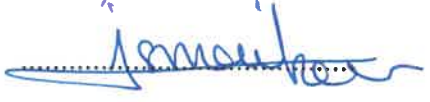
Őnver DEMİR tarafından hazırlanan bu tez çalışması aşağıdaki jüri tarafından Isparta Uygulamalı Bilimler Üniversitesi, Lisansüstü Eğitim Enstitüsü Bitki Koruma Anabilim Dalı'nda YÜKSEK LİSANS TEZİ olarak kabul edilmiştir.

İmza


Danışman **Doç. Dr. Gökhan AYDIN**
Isparta Uygulamalı Bilimler Üniversitesi

.....


Üye **Prof. Dr. İsmail KARACA**
Isparta Uygulamalı Bilimler Üniversitesi

.....


Üye **Prof. Dr. Deniz İNNAL**
Burdur Mehmet Akif Ersoy Üniversitesi

.....


Yukarıdaki Jüri kararı Lisansüstü Eğitim Enstitüsü Yönetim Kurulu'nun .../.../... tarih ve/..... sayılı kararıyla onaylanmıştır.

Prof. Dr. Yusuf UÇAR
Enstitü Müdürü

ETİK BEYANI

Isparta Uygulamalı Bilimler Üniversitesi Lisansüstü Eğitim Enstitüsü tez yazım kurallarına uygun olarak ve bilimsel ahlak ve geleneklere aykırı düşecek bir yol ve yardıma başvurmaksızın hazırladığım bu tez çalışmasında;

Tez içinde sunduğum verileri, bilgileri ve dokümanları akademik ve etik kurallar çerçevesinde elde ettiğimi, tüm bilgi, belge, değerlendirme ve sonuçları bilimsel etik ve ahlak kurallarına uygun olarak sunduğumu, tez çalışmasında yararlandığım eserlerin tümüne uygun atıfta bulunarak kaynak gösterdiğimi, kullanılan verilerde ve ortaya çıkan sonuçlarda herhangi bir değişiklik yapmadığımı, bu tezde sunduğum çalışmanın özgün olduğunu, tezimle ilgili yaptığım bu beyana aykırı bir durumun saptanması durumunda, ortaya çıkacak tüm ahlaki ve hukuki sonuçlara katlanacağımı bildirir, aksi bir durumda aleyhime doğabilecek tüm hak kayıplarını kabullendiğimi beyan ederim.

25/12/2019

Ünver DEMİR



İÇİNDEKİLER

	Sayfa
İÇİNDEKİLER	i
ÖZET.....	ii
ABSTRACT.....	iii
TEŞEKKÜR.....	iv
ŞEKİLLER DİZİNİ.....	v
ÇİZELGELER DİZİNİ	vi
SİMGELER VE KISALTMALAR DİZİNİ	vii
1. GİRİŞ	1
2. KAYNAK ÖZETLERİ	4
3. MATERYAL VE YÖNTEM	23
3.1. Çalışma Alanları.....	23
3.1.1. İnsan aktivitesinin yoğun olduğu çalışma alanı	24
3.1.2. İnsan aktivitesinin az yoğun olduğu çalışma alanı.....	26
3.1.1. İnsan aktivitesinin olmadığı çalışma alanı	28
3.2. Böcek Türlerinin Örneklenmesi ve Teşhisi.....	30
3.3. Biyolojik Çeşitlilik Hesaplamaları.....	33
3.4. Biyolojik Gösterge Türlerin Belirlenmesi.....	35
3.5. Tür Tahminleyicilerin Hesaplanması	37
3.5.1. Chao 1 tür tahminleyicisi	37
3.5.2. Chao 2 tür tahminleyicisi	37
3.5.1. Jackknife 1 tür tahminleyicisi	37
3.5.2. Jackknife 2 tür tahminleyicisi	38
3.5.5. Bootstrap tür tahminleyicisi	38
3.5.1. ACE (Abundance Coverage Estimator) tür tahminleyicisi	38
3.5.1. ICE (Incidence Coverage-based Estimator) tür tahminleyicisi	39
4. BULGULAR.....	40
4.1. Tespit Edilen Biyolojik Çeşitlilik Değerleri	40
4.2. Biyolojik Gösterge Türlerin Belirlenmesi.....	42
4.3. Tür Tahminleyicilerin Hesaplanması	43
4.3.1. Chao 1 tür tahminleyicisi	43
4.3.2. Chao 2 tür tahminleyicisi	45
4.3.3. Jackknife 1 tür tahminleyicisi	46
4.3.4. Jackknife 2 tür tahminleyicisi	47
4.3.5. Bootstrap tür tahminleyicisi	48
4.3.6. ACE (Abundance Coverage Estimator) tür tahminleyicisi	49
4.3.7. ICE (Incidence Coverage-based Estimator) tür tahminleyicisi	51
5. TARTIŞMA VE SONUÇ	58
KAYNAKLAR	68
EKLER.....	76
EK A. Denklemler.....	77
ÖZGEÇMİŞ	78

ÖZET

Yüksek Lisans Tezi

ANTALYA KURŞUNLU ŞELALESİ TABİAT PARKINDA İNSAN AKTİVİTESİNİN BÖCEK BİYOLOJİK ÇEŞİTLİLİĞİNE ETKİSİNİN ARAŞTIRILMASI

Ünver DEMİR

Isparta Uygulamalı Bilimler Üniversitesi
Lisansüstü Eğitim Enstitüsü
Bitki Koruma Anabilim Dalı

Danışman: Doç. Dr. Gökhan AYDIN

Bu çalışma farklı insan aktivitelerinin böcek türleri üzerine etkilerinin araştırılması amacı ile 2019 yılında Kurşunlu Şelalesi Tabiat Parkı (Antalya)'nda yürütülmüştür. Seçilen habitatlar kendi aralarında insan aktivitesinin yoğun olduğu (K0), az yoğun olduğu (K1) ve insan aktivitesinin olmadığı (K2) habitatlar olarak gruplandırılmış ve bu habitatlarda çukur tuzak örnekleme yöntemi kullanılmıştır. Çalışma sonucunda genel anlamda Shannon-Wiener ve Simpson çeşitlilik indeksleri insan aktivitesinin yoğun olduğu alanda, insan aktivitesinin az yoğun olduğu ve olmadığı alanlara göre daha yüksek tespit edilirken, habitatlardaki popülasyon yoğunluk ilişkisi üzerinde durulduğunda ise Shannon-Evennes yoğunluk indeksleri insan aktivitesinin yoğun olduğu habitatta böcek popülasyonlarının daha dengeli olduğu sonucunu ortaya çıkarmıştır. Habitatlar arasındaki yüzde benzerlik sonuçları ele alındığında habitatların birbirine benzemediği tespit edilmiştir. Farklı insan aktivitelerinden olumlu veya olumsuz yönde etkilenmesi açısından insan aktivitesinin yoğun olduğu habitata biyolojik gösterge olarak *Lethaeus cribratissimus* (Hemiptera: Lygaeidae) türü istatistiki açıdan önemli olarak değerlendirilmiştir. Tür tahminleyici sonuçları ele alındığında ise Bootstrap tür tahminleyicisi, gözlemlenen tür sayıları ile en yakın sonuçları verirken, ACE, ICE ve Chao tür tahminleyicileri en uzak değerleri ortaya çıkarmıştır. Ayrıca bu çalışma ile 48 numara ile anılan *Dasylabris intermedia* (Hymenoptera: Mutillidae) türü Türkiye'de ilk defa teşhis edilmiştir.

Anahtar Kelimeler: Biyolojik çeşitlilik, Biyolojik gösterge, İnsan aktiviteleri, Tür tahminleyicileri, Kurşunlu Şelalesi Tabiat Parkı, Antalya

2020, 78 sayfa

ABSTRACT

M.Sc.Thesis

INVESTIGATION OF ANTROPOGENIC EFFECT ON INSECT BIOLOGICAL DIVERSITY IN ANTALYA KURŞUNLU WATERFALL NATURAL PARK

Ünver DEMİR

Isparta University of Applied Sciences
The Institute of Graduate Education
Department of Plant Protection

Supervisor: Assoc. Prof. Dr. Gökhan AYDIN

This study was conducted in 2019 in Kurşunlu Waterfall Natural Park (Antalya) to investigate the effects of different human activities on insect species. The selected habitats were grouped as habitats with high human activity (K0), low density (K1) and no human activity (K2), and pit trap sampling method was used in these habitats. As a result of the study, Shannon-Wiener and Simpson diversity indexes were found to be higher in the area where human activity is intense compared to the areas where human activity is less and not more balanced. When the percent similarity results between habitats were considered, it was found that habitats did not resemble each other. *Lethaeus cribratissimus* (Hemiptera: Lygaeidae) species were considered to be statistically significant as a biological indicator of habitat where human activity is intense in terms of positive or negative effects from different human activities. When the species estimator results are taken into consideration, the Bootstrap species estimator yields the closest results with the observed number of species, while the ACE, ICE and Chao species estimators have revealed the most distant values. In addition, this study referred to by number 48 *Dasylabris intermedia* (Hymenoptera: Mutillidae) species were identified for the first time in Turkey.

Key Words: Biodiversity, Bio-indicator, Human activities, Species richness estimators, Kurşunlu Waterfall Natural Park, Antalya

2020, 78 pages

TEŞEKKÜR

Tezimin yürütülmesinde desteğini ve emeğini hiçbir zaman esirgemeyen tez danışmanım sayın Doç. Dr. Gökhan AYDIN' a teşekkürlerimi sunarım.

Tez çalışmamın savunma sınavında bana verdikleri emek için sınav jürileri sayın Prof. Dr. İsmail Karaca ve Prof. Dr. Deniz İNNAL' a teşekkürlerimi sunarım.

Tez çalışmam süresince topladığım böcek türlerinin teşhisinde yardımlarını aldığım değerli hocalarım; Toshko Ljubomirov (Mutillidae familyası) ve Prof. Dr. Meral FENT'e (Lygaeidae familyası) teşekkürlerimi sunarım.

2019- YL- 001 No'lu Proje ile tezimi maddi olarak destekleyen Isparta Uygulamalı Bilimler Üniversitesi Bilimsel Araştırma Projeleri Yönetim Birimi Başkanlığı'na teşekkür ederim.

Tezimin arazi çalışmaları aşamasında yanımda olan arkadaşlarım Aksel Barış ÇINAR ve Erkin ALBUZ'a teşekkür ederim.

Tezimin her aşamasında beni yalnız bırakmayan aileme sonsuz sevgi ve saygılarımı sunarım.

Ünver DEMİR
ISPARTA, 2020

ŞEKİLLER DİZİNİ

	Sayfa
Şekil 3.1. Kurşunlu Şelalesi Tabiat Parkı Google Map görüntüsü	23
Şekil 3.2. Kurşunlu Şelalesi kuş bakışı flora görüntüsü	24
Şekil 3.3. Bölgedeki turizm etkisine örnek bir görüntü	25
Şekil 3.4. Bölgedeki piknik alanlarından bir görüntü	25
Şekil 3.5. Seçilen habitatların ve kurulan çukur tuzakların Google Earth görüntüsü (1)	26
Şekil 3.6. Bölgedeki patika yol başlangıcından bir görüntü	27
Şekil 3.7. Görevlilerle bölge tanımlamasından bir görüntü	27
Şekil 3.8. Seçilen habitatların ve kurulan çukur tuzakların Google Earth görüntüsü (2)	28
Şekil 3.9. İnsan aktivitesinin olmadığı alandan bir görüntü (1)	29
Şekil 3.10. İnsan aktivitesinin olmadığı alandan bir görüntü (2)	29
Şekil 3.11. Seçilen habitatların ve kurulan çukur tuzakların Google Earth görüntüsü (3)	30
Şekil 3.12. Çukur tuzak örnekleme yöntemi kurulumundan bir görüntü	31
Şekil 3.13. Morfo-species düzeyinde teşhis edilmiş böcek türlerinin görüntüsü (1)	32
Şekil 3.14. Morfo-species düzeyinde teşhis edilmiş böcek türlerinin görüntüsü (2)	33
Şekil 4.1. İnsan aktivitesinin yoğun olduğu (K2), insan aktivitesinin az yoğun olduğu (K1) ve insan aktivitesinin olmadığı (K0) ekosistemlerden yakalanan böcek türlerinin yüzde benzerlik analizi	41
Şekil 4.2. İnsan aktivitesinin yoğun olduğu (K2), insan aktivitesinin az yoğun olduğu (K1) ve insan aktivitesinin olmadığı (K0) ekosistemlerden yakalanan böcek türlerinin Sorensen benzerlik analizi	42
Şekil 4.3. <i>Lethaeus cribratissimus</i> (Hemiptera, Lygaeidae)	43
Şekil 4.4. K01 habitatu için örneklenen tür sayısı ile tür tahminleyici sonuçlarının karşılaştırılması	53
Şekil 4.5. K02 habitatu için örneklenen tür sayısı ile tür tahminleyici sonuçlarının karşılaştırılması	53
Şekil 4.6. K03 habitatu için örneklenen tür sayısı ile tür tahminleyici sonuçlarının karşılaştırılması	54
Şekil 4.7. K11 habitatu için örneklenen tür sayısı ile tür tahminleyici sonuçlarının karşılaştırılması	54
Şekil 4.8. K12 habitatu için örneklenen tür sayısı ile tür tahminleyici sonuçlarının karşılaştırılması	55
Şekil 4.9. K13 habitatu için örneklenen tür sayısı ile tür tahminleyici sonuçlarının karşılaştırılması	55
Şekil 4.10. K21 habitatu için örneklenen tür sayısı ile tür tahminleyici sonuçlarının karşılaştırılması	56
Şekil 4.11. K22 habitatu için örneklenen tür sayısı ile tür tahminleyici sonuçlarının karşılaştırılması	56
Şekil 4.12. K23 habitatu için örneklenen tür sayısı ile tür tahminleyici sonuçlarının karşılaştırılması	57

ÇİZELGELER DİZİNİ

	Sayfa
Çizelge 4.1. Çalışılan ekosistemlerden çukur tuzak örnekleme yöntemi uygulanarak yakalanan böcek türlerinin biyolojik çeşitlilik parametre değerleri (K0: yoğun insan aktivitesi, K1: az yoğun insan aktivitesi, K2: insan aktivitesi yok).....	41
Çizelge 4.2. Farklı insan aktivitelerine göre seçilmiş olan habitatlarda gözlemlenen tür sayıları ile tür tahminleyici sonuçlarının karşılaştırılması	52



SİMGELER VE KISALTMALAR DİZİNİ

- K0 İnsan aktivitesinin yoğun olduğu ekosistem
- K1 İnsan aktivitesinin az yoğun olduğu ekosistem
- K2 İnsan aktivitesinin olmadığı ekosistem
- K01 İnsan aktivitesinin yoğun olduğu birinci habitat
- K02 İnsan aktivitesinin yoğun olduğu ikinci habitat
- K03 İnsan aktivitesinin yoğun olduğu üçüncü habitat
- K11 İnsan aktivitesinin az yoğun olduğu birinci habitat
- K12 İnsan aktivitesinin az yoğun olduğu ikinci habitat
- K13 İnsan aktivitesinin az yoğun olduğu üçüncü habitat
- K21 İnsan aktivitesinin olmadığı birinci habitat
- K22 İnsan aktivitesinin olmadığı ikinci habitat
- K23 İnsan aktivitesinin olmadığı üçüncü habitat



1. GİRİŞ

Biyolojik çeşitlilik, tüm canlı gurupları (hayvanlar, bitkiler, mantarlar, bakteriler ve mikroorganizmalar) ve organizasyon seviyeleri (genler, türler ve ekosistemler) ile yaşamın çeşitliliğini ifade etmektedir (Wilson, 1997; Allaby, 1998; Kocataş, 1999; Wilson, 1999; Çepel, 2003).

Biyolojik çeşitliliğin korunması ve bununla ilgili kavramlara yönelik ilgi dünya genelinde son yıllarda büyük ölçüde artmıştır (Spellerberg, 1996; Magurran, 2004; Aslan vd., 2008).

Böceklerin biyolojik gösterge olarak kullanılma olanaklarının araştırılması ve böcek biyoçeşitliliği konularında yurt dışında yapılmış sayısız çalışmalar bulunmasına karşın, ülkemizde bu konularla ilgili çalışmaların sayısı neredeyse yok denecek kadar azdır (Cranston, 2000; Gustafsson, 2000; Hermy ve Cornelis, 2000; Kerr vd., 2000; Soberon vd., 2000; Burns ve Ryder, 2001; Hogg vd., 2001; Rösch vd., 2001; Valero vd., 2001; Anderson vd., 2002; Matlock ve Cruz, 2003; Raposa vd., 2003).

Türlerin sayısal ve coğrafik dağılımları biyolojik çeşitlilik çalışmalarının temelini oluşturmaktadır (Wilson, 1992; May, 1992). Tespit edilmeyen türlerin ne kadarının ortadan kalktığını henüz bilinmemektedir. Çok kısa bir süre öncesine kadar dünyada yaşayan türlerin sayısı yaklaşık 1,5 ile 2 milyon olarak bildirilmekteydi (Wehner ve Gehring, 1995; Campbell, 1997). “Global Biodiversity Assessment” raporuna göre (Birleşmiş Milletler Çevre Kurumu UNEP) binlerce bilim adamının araştırmalarına dayanarak bu sayının tahmini değerinin 13-14 milyon olarak vermektedir (Heywood, 1995). Tanımlanan türlerin 2/3’ünü Artropoda şubesine bağlı canlılar oluşturmakta, bunlardan yaklaşık 950.000 tanesi böcekler sınıfına girmektedir (Erten, 2004). Bilinen hayvan türlerinin 3/4’ünü oluşturan böcekler, karasal ve sucul ekosistemlerin çeşitliliğinde baskın gruba temsil etmektedirler (Wilson, 1999; Schowalter, 2000; Aslan vd., 2008).

Biyolojik çeşitliliğin korunması sürdürülebilir bir yaşam için son derece gereklidir (Kocataş, 1999). Biyolojik çeşitliliğin korunması ve sürdürülebilirliğinin sağlanması adına yapılan çalışmalar son yıllarda oldukça büyük önem kazanmıştır (Magurran,

1998, 2003; Ortac vd., 2015). Habitatların yıpranma derecelerinin saptanması, bir başka deyişle enerji işleyişlerinin belirlenmesi, böceklerin biyolojik çeşitlilik değerlerinin ortaya çıkarılması ve bu değerlerden elde edilen verilere dayandırılabilir (Aydın, 2010). Bir ekosistemde var olan böcek türlerinin populasyon yoğunluklarındaki artış ve azalışlar ve/veya o ortamda bulunma ve bulunmama durumları biyolojik çeşitlilik değerlerini de olumlu yada olumsuz yönde etkilemektedir (Aydın ve Kazak, 2010). Biyolojik çeşitlilik parametre değerlerinin yıllar içerisinde artış yada azalışı, o habitat için habitatın sürdürülebilirlik seviyesinde bir gözlem niteliği taşıyabilir (Aydın vd., 2014).

Böceklerin biyolojik gösterge olarak kullanılmaları biyolojik çeşitliliğe bağlı olarak araştırılmaktadır. Farklı biyotoplarda yapılan gözlemler yoluyla elde edilen indikatör böceklerin ne tip habitatlarda artış, azalış yada yokoluş gösterme süreçleri biyolojik çeşitlilik çalışmaları ile ortaya çıkarılabilir (Aydın, 2006). Çevresel bir faktör etkisi ile değişen böcek biyolojik çeşitlilik değerleri habitatın iyileştirilmesinde ya da tam tersi olarak yıpranmasında matematiksel bir değer olarak karşımıza çıkmaktadır. Bu matematiksel değerlerin çeşitlilik adına artışı çoğu zaman habitatın doğal olduğunu ve sürdürülebilirlik seviyesinin yüksek olduğunu gösterse de bazen yıpranan habitatların da biyolojik çeşitlilik değerlerinde yapay bir yükselme görülmesi mümkün olabilmektedir (Aydın, 2011).

Ülkemiz coğrafi konumu nedeni ile çok zengin bir topoğrafya ve iklime sahiptir. Son zamanlarda “İran-Anadolu” sıcak noktası (korumada öncelikli bölge)’nin bulunması ile ülkemizdeki sıcak noktaların sayısı “Akdeniz” ve “Kafkasya” sıcak noktaları ile birlikte 3’e yükselmiş ve dünyada 3 sıcak noktayı birden bünyesinde barındıran ender ülkelerden biri haline gelmiştir (Aydın, 2006). Konumu itibariyle bu alanlar içerisinde değerlendirilen Isparta, aynı zamanda Akdeniz ve İran-Turan fitocoğrafik bölgeleri arasında geçiş özelliği sergilemesi bakımından önemli derecede tür zenginliğine sahiptir (Aslan vd., 2008).

İnsan aktivitelerinin ekosistemler ve dolayısıyla ekosistemde yaşayan böcekler üzerine olumsuz etkileri yapılan çalışmalarla açıkça ortaya konmuştur (Galante ve Cartagena, 1999; Molina vd., 1999; Kuhara vd., 2000; Nash vd., 2000; Ranede, 2000; Petit vd., 2001; Frutiger ve Buergisser, 2002; Kruess ve Tschardtke, 2002; Sanchez ve Avila,

2004). Herhangi bir ekosistemdeki topluluklarda besin ağı ve enerji döngüsü ne kadar karmaşık olursa, o sistemin dışarıdan gelecek çevresel etkilere karşı o kadar dayanıklı olacağı yani o ekosistemlerde var olan türlerin aşırı populasyon artışının baskı altına alınacağı söylenebilir. Tarım alanlarında biyolojik çeşitliliğin tarımsal etkiler sonucu azaldığı ve zayıflayan trofik ilişkiler nedeni ile çevresel etkilere karşı daha hassas bir duruma geldiği görülmektedir (Karaca vd., 1993).

Korunan alanlarda biyolojik çeşitliliği etkileyen en önemli unsurlardan biriside turizm etkisidir. Korunan alanlar her ne statüde korunurlarsa korunsunlar, bu alanlardaki insan aktivitelerinin, özellikle yol varlığı ve insan kaynaklı kirliliğin böcek biyolojik çeşitliliğini olumsuz yönde etkilediği, bu nedenle bu tür çalışmaların, korunan alanların sürdürülebilirliğine olumlu etkisi sayesinde alanların gelecek kuşaklara taşınmasında önemli rolü olduğu düşünölmektedir.

Bu çalışmadan elde edilmiş veriler ve alanlarda ölçölmüş olan biyolojik çeşitlilik parametreleri ile alanlarda bulunan böcek tür zenginliğinin olumlu ya da olumsuz etkilenme durumu, hatta habitatın sürdürülebilirliğinin sağlanıp sağlanmadığı belirlenmiştir. Ayrıca biyolojik gösterge olan türlerin varlıkları saptanmış ve sonuç olarak bu türlerin populasyon yoğunlukları ya da ortamda bulunma-bulunmama durumları ölçölmüştür. Böylece koruma alanının geleceğe taşınması ve dolayısıyla sürdürülebilirliğinin sağlanması amaçlanmıştır.

2. KAYNAK ÖZETLERİ

Burnham ve Overton (1978), yaptıkları çalışmada kapalı popülasyonlar üzerinde çoklu özetleme çalışmaları için yakalama potansiyellerinin bireylere göre değişmesine izin veren bir model tanıtmışlardır. Bireysel yakalama olasılıkları kümesini, birim aralık boyunca rastgele olasılık dağılımından rastgele bir örnek olarak modellenmişlerdir. Bu örneği birim aralık boyunca rastgele olasılık dağılımından göstermişlerdir. Ve yakalama frekanslarının yeterli bir istatistik olduğunu belirtmişlerdir. Genelleştirilmiş çakıta dayalı olarak parametrik olmayan bir nüfus büyüklüğü tahmincisi geliştirmişlerdir ve bu tahmin edicinin yakalama frekanslarının doğrusal bir kombinasyonu olduğu bulmuşlardır. Son olarak, temel varsayımların testlerini sunmuşlardır.

Burnham ve Overton (1979), yaptıkları çalışmada popülasyon büyüklüğü için parametrik olmayan bir tahmin prosedürü vermişlerdir. Tahmin edicinin, yakalama frekanslarının her birinin doğrusal kombinasyonları olan bir tahmin edici dizisinden birinin seçilmesi şeklinde çalıştığını belirtmişlerdir. Bireysel tahminleyicileri genelleştirilmiş Jackknife yönteminden türetmişlerdir. Ayrıca, modelin bireysel yakalama olasılıklarının çalışma sırasında değişmediği varsayımına uygunluk testi de vermişlerdir. Bu tahmin prosedürünün sağlamlığını bir simülasyon çalışması ile incelemişlerdir. Bu çalışma ve tahmin edicinin teorik doğası gereği, sık kullanılan kısa süreli canlandırma çalışmalarında ortaya çıkacak bireysel yakalama olasılıklarındaki değişkenlikleri ılımlı olarak değerlendirdiğine karar vermişlerdir.

Forrester ve Heltshe (1983), yaptıkları çalışmada Jackknife tür tahminleyicisinin davranışını, kuadrat büyüklüğünü, örneklem büyüklüğünü ve örnekleme alanından etkilenişini simülasyon ile incelemişler ve Jackknife tür tahminleyicinin gelişimine katkı sağlamışlardır.

Chao (1984), yaptığı çalışmada bilinmeyen sayıda sınıfa sahip bir popülasyondan rastgele bir örnek alındığını varsayarak; bilgilerin çoğu düşük dereceli doluluk sayılarına yoğunlaştığında sınıf sayısını tahmin etmek için parametrik olmayan bir yöntem önermiştir. Yüzdeler yöntemin (Efron, 1981, 1982), önyükleme dağılımlarına dayalı güven aralıklarını oluşturmak için uygulanabileceğini bildirmiştir. Gerçek veri

setlerini kullanarak, önerilen nokta ve aralık tahminlerini daha önce yayınlanan sonuçlarla da karşılaştırmıştır.

Smith ve van Belle (1984), yaptıkları çalışmada Jackknife ve Bootstrap modellerindeki, alanların örneklenmesiyle tür sayısını tahmin etme metodlarını tartışmışlardır. Az sayıdaki kuadrat örneklendiğinde, Jackknife'in daha iyi tahminler verdiği göstermişlerdir. Alan sayısı fazla olduğunda, Jackknife'in tür sayısını abartma eğiliminde olduğunu ve Bootstrap'ın daha iyi performans göstereceğini belirtmişlerdir.

Chao (1987), yaptığı çalışmada yakalama olasılığının heterojenliğini içeren modeller altında bir nokta tahmincisi ve kapalı popülasyonun büyüklüğü için ilgili güven aralığı önermiştir. Önerilen prosedürün performansını Monte Carlo deneyleri ile incelemiştir. Bu yöntemin özellikle ele geçirilen bireylerin çoğu örnekte bir veya iki kez yakalandığında kullanışlı olduğunu ve bu durumda Jackknife tür tahminleyicisinin genellikle iyi çalışmadığını bildirmiştir. Ayrıca sayısal sonuçların, önerilen güven aralığının nominal seviyelerin korunmasında tatmin edici bir performans gösterdiğini belirtmiştir.

Chao ve Lee (1992), yaptıkları çalışmada rasgele bir örneğin bilinmeyen sayıda sınıf ve muhtemelen eşit olmayan sınıf olasılıkları olan bir popülasyondan alındığını varsayarak; gözlemlenen sınıfların hücre olasılıklarının toplamı olarak tanımlanan, örnek kapsamı fikrini kullanarak sınıf sayısını tahmin etmek için parametrik olmayan bir tahmin tekniği önermişlerdir. Bu çalışma ile araştırmacılar Esty'nin sonucunu parametrik olmayan bir yaklaşımla genelleştirmişler ve Darroch ve Ratcliff'i sınıf olasılıklarının heterojenliğini içerecek şekilde genişletmişlerdir. Sınıf boyutlarının değişim katsayısının, önerilen tahmin prosedürlerinde önemli bir rol oynadığı bildirmişlerdir. Önerilen tahmin edicilerin performansını Monte Carlo simülasyonları ile incelemiştir.

Chao vd. (1993), yaptıkları çalışma ile tür tahminleyicilerindeki durma kuralı ve hesaplamalar için bozulmuş ve eşit olmayan oranları yeniden ele almışlardır ve tahminleyicilerin gelişimine katkı sağlamışlardır.

Colwell ve Coddington (1994), yaptıkları çalışmada bazı biyocoğrafik örneklerle basit bir tamamlayıcılık ölçütü sunmuşlardır ve örneklerden tamamlayıcılığı tahmin etmedeki zorluk sorununu açıklamışlardır. Araştırmacılar 'referans' sitelerin (veya alt sitelerin) tür topluluklarının gerçek zenginliğini ve kompozisyonunu değerlendirmek için, ilişkisiz taksonlar arasındaki ekolojik olarak önemli oranları ölçmenin, takson / alt takson (hiyerarşik) oranlarını ölçmek için tür topluluklarının kompozisyonunu değerlendirmenin önemini tartışmışlardır ve standartlaştırılmış örnekleme yöntemlerini kalibre etmişlerdir. Bu bilginin daha sonra, 'karşılaştırmalı' bölgelerdeki tür zenginliği ve faunal veya floral kompozisyonunun hızlı ve doğruya yakın değerlendirmesinde kullanılabileceğini belirtmişlerdir.

Lee ve Chao (1994), yaptıkları çalışmada zaman, davranış veya heterojenliğin yakalama olasılıklarını etkileyebileceği yakalama-yeniden yakalama modelleri için kapalı bir popülasyonun büyüklüğünü tahmin etmek amacıyla örnek kapsama kavramını kullanan parametrik olmayan bir tahmin tekniği önermişlerdir. Bu tekniğin aynı zamanda, çıkarma olasılıkları arasında heterojenliğe izin veren yakalama-efor modellerine birleşik bir yaklaşım sağladığını bildirmişlerdir. Gösterim için gerçek veri örnekleri vermişlerdir. Bir simülasyon çalışması ile önerilen prosedürün davranışını incelemişlerdir.

Gardner vd. (1995), yaptıkları çalışmada tür değişikliklerin yarı kurak Chaco ormanındaki toprakta yaşayan eklembacaklıların çeşitliliği üzerindeki etkisine odaklanmışlardır. Daha önce otlama, tomruk yapma ve çiftçilik uygulamalarına tabi tutulan ormanlık alanlardaki niceliksel yaşam alanı yapısı ve eklembacaklı çeşitliliği önlemlerini ele almışlardır. Sonuçların, eklembacaklı çeşitliliğinin, eklembacaklı familyasının bileşiminde belirgin değişikliklerle, yapısal karmaşıklığı azaltan bölgelerde daha küçük olduğunu bildirmişlerdir. Bitki mimarisinin ve dikey çeşitlilik ile ilgili habitat bileşenlerinin, eklembacaklı çeşitliliği üzerinde özellikle etkili olduğunu tespit etmişlerdir. Yırtıcı hayvanların yırtıcı olmayan eklembacaklılara olan lonca büyüklüğü oranının, bazı gruplar için mevcut olan kaynak tabanında bir değişiklik gösterdiğini öne sürmüşler ve habitatlar arasında da önemli ölçüde farklılık gösterdiğini bildirmişlerdir. Son olarak orman ekosisteminin işlevsel organizasyonunda, diğer trofik seviyelerin çeşitliliği için önemli yankılara sahip olabilecek bir kayma olduğunu savunmuşlardır.

Dufrene ve Legendre (1997), yaptıkları çalışmada gösterge gruplarını ve saha gruplarını karakterize eden tür topluluklarını bulmak için yeni ve basit bir yöntem sunmuşlardır. Yaklaşımlarının yeniliğinin, çeşitli saha gruplarında göreceli tür bolluğunu, ortaya çıkma sıklığı ile bir araya getirme biçiminde olduğunu belirtmişlerdir. TWINSPAN'ın aksine, belirli bir tür için gösterge endekslerinin, diğer türlerin nispi bolluklarından bağımsız olduğunu ve yalancı türlerin kullanılmasına gerek kalmadığını belirtmişlerdir ve yöntemlerini Belçika'nın açık habitatlardaki karabid böceği dağılımlarından oluşan geniş bir veri setiyle örnek bir çalışma yapmışlardır.

Galante ve Cartagena (1999), yaptıkları çalışmada Akdeniz Bölgesi'nin güney doğusundaki İber Yarımadası'nda ot gübreleri ve tavşan gübreleriyle beslenen *Coprophagous* böcek toplulukları incelemişlerdir ve bu topluluklar arasında kompozisyon (tür, birey ve biyokütle sayısı), yapı (Motomura'nın bolluk dağılımı modeline göre) ve çeşitlilik (Shannon ve Equitability E endeksleri) açısından oldukça önemli farklılıklar tespit etmişlerdir. Ot gübrelerinden elde ettikleri gübre böceği topluluklarının, baskın türler olmadan en yüksek çeşitlilik ve tür zenginliğini gösterirken, tavşan gübre yığınlarıyla beslenen toplulukların düşük bir çeşitlilik ve bazı baskın türler sunduğunu belirtmişlerdir. Sonuç olarak, tavşan gübresi yığınlarına özel olarak bağlı olan bir Akdeniz bok böceği topluluğunun olduğunu belirtmişlerdir.

Molina vd. (1999), yaptıkları çalışmada ChancanmH Tabiat Parkı ve Orman Koruma Alanı'ndaki yarı kurak Chaco ormanında toprak üzerinde yaşayan böcek topluluklarını incelemişlerdir. Bölgedeki doğal alanda bulunan böcek topluluğu ile otlatma tarzı faaliyetler ile bozulmuş alandaki böcek topluluğunu karşılaştırmışlardır. Coleoptera takımındaki baskın türlerdeki değişimin sığır gübresi, çöp gibi etkilere dayandırmışlardır. Sonuç olarak kurak bölgedeki temizlenen ayrıştırıcı böceklerin kilit rolü göz önüne alındığında bu durumun habitat tipinin işleyişi açısından derin etkilere neden olabileceğini savunmuşlardır.

Chao vd. (2000), yaptıkları çalışmada iki topluluk için ortak türlerin sayısını (ortak türlerin sayısını) tahmin etmek için örnek kapsam kavramını kullanmışlardır. Buldukları sonuç, Chao ve Lee (1992)' nin çalışmasını iki toplumlu bir duruma genelleştirmiştir. Önerilen tahmin edicilerin performansını incelemek için simülasyon

sonuçlarını rapor etmişlerdir. Tahmin prosedürünü göstermek için Ke-Yar ve Tayvan'daki Chung-Kang haliçlerinde toplanan kuş sayımı verileri kullanmışlardır.

Henry ve Cornelis (2000), yaptıkları çalışmada şehir parklarındaki biyolojik çeşitliliğin genel izlenmesi için bir yöntem geliştirmişlerdir. Geliştirdikleri bu metot, habitat çeşitliliği ve tür çeşitliliği olmak üzere iki hat üzerinde çalışmaktadır. Habitat düzeyinde, “habitat birimleri” olarak adlandırılan çeşitliliği ölçtüğünü ve birimlerin düzlemsel, doğrusal ve dakik ögelere ayrıldığını bildirmişlerdir. Her kategori için bir Shannon-Wiener çeşitlilik endeksi ve doyunluk endeksi hesaplamışlardır. İkinci hesaplamalarının ise çeşitlilik endeksinin mümkün olan maksimum çeşitliliğe göre oranı olduğunu bildirmişlerdir. Bu yöntemle 20 biyoçeşitlilik göstergesi elde etmişlerdir. Önerdikleri yöntemi, gerekli zaman bütçesinin hesaplandığı Loppem belediye parkına (West Flanders, Belçika) uygulamışlardır. Yeni bir yöntemin ilk uygulaması olduğundan ve diğer parklara atıfta bulunulmadığından, önerilen biyoendikatörlerin, biyolojik çeşitlilik göstergelerinin seçiminde literatürde verilen kriterlerin karşılaştırıldığını bildirmişlerdir.

Kerr vd. (2000), yaptıkları çalışmada tür çeşitliliği hakkında daha fazla teknik geliştirmek adına; gösterge taksonların seçimi, morfospektrere dayalı hızlı biyoçeşitlilik değerlendirmesinin kullanılması ve topluluk, yapı analizi de dahil olmak üzere güney Ontario'daki yüksek oranda parçalanmış meşe savanlarında kullanılması üzerine bir çalışma sunmuşlardır. Çalışma alanlarında Hymenoptera'nın zenginliğini tahmin etmek için kelebekler ve zıpzıpların kullanılabileceğini tespit edip, bu durumun kolayca incelenen Lepidoptera'nın gösterge durumu için iyi adaylar olduğu hipoteziyle uyumlu olduğunu bildirmişlerdir. Hymenoptera'nın zenginlik değerlerini sistematikler tarafından tahmin edildiği gibi, tür zenginliği değerleriyle güçlü bir şekilde ilişkili bulmuşlardır. Son olarak, bu meşe savanlarındaki hem Hymenoptera hem de Lepidoptera topluluklarının, savana çalışma alanlarındaki zenginlik kalıplarının önemli belirleyicileri olduğunu öne sürerek yüksek derecede iç içe geçmişlik sergilediklerini belirtmişlerdir. Ayrıca araştırmacılar muhtemelen çalışma alanlarının ayrılmasından dolayı kayda değer bir otokorelasyon kanıtı bulamadıklarını bildirmişlerdir.

Kuhara vd. (2000), yaptıkları çalışmada *Glossosoma* sp. varlığının hipotezlerini test etmek için manipülatif bir saha deneyi yapmışlardır ve deneyde, akarsu akışı ve *Glossosoma* yoğunluklarını ana faktörler olarak belirlemişlerdir. Üç mayıs böceği türünün yoğunluğunu azalttığını bildirmişlerdir: *Baetis thermicus*, *Cinygmula* sp. ve *Paraleptophlebia chocorata*. Bu türlerin düşüşünün akarsu akışının yavaşlaması durumunda daha güçlü olduğunu görmüşlerdir. Deneyin kısmen çelişkili olduğu durumları tespit etmişler ve *Glossosoma* yoğunluğundaki azalmanın, akış koşullarından bağımsız olarak daha yüksek bir *Baetis* yoğunluğu ile alakalı olduğunu bildirmişlerdir. *Glossosoma*'nın beslenme aktivitesinin, bu deneyde kullanılan akış değişimlerinden etkilenmediğini ve *Glossosoma* yoğunluğundaki azalmaların, yüksek hızlı *Cinygmula* ve *Paraleptophlebia* yoğunluklarına sebep olduğunu bildirmişlerdir. Ancak hızlı akış koşullarında deneysel hipotezleri desteklemeyen bir sonuç elde eden araştırmacılar, *Glossosoma*'nın mayıs sinekleri üzerindeki rekabetçi etkisinin, kaynak yapısında farklılıklara neden olan akış koşullarıyla değişebileceğini savunmuşlardır.

Nash vd. (2000), yaptıkları çalışmada karınca topluluklarının çalılıkların kaldırılması ve ardışık dört yıl boyunca evcil hayvanların yoğun şekilde mevsimsel otlatması konusuna tepkilerini incelemiştir. Chihuahuan Çölü otlaklarındaki karınca topluluğunda küçük, sıvı besleyen karıncalar, *Conomyrma insana* (Buckley) ve büyük tohum toplama karıncaları, *Pogonomyrma desertorum* Wheeler'ın hakim olduğunu tespit etmişlerdir. *C. insana*'nın ağırlıklı olarak bolluğunun, çalılıksız arazilerde önemli ölçüde azaldığını belirtmişlerdir. *P. desertorum*'un bolluğunun çalılıkların olmayan otlanmış alanlardaki yoğunluğunun yine çalılıkların olmayan açık alanlardakine göre önemli ölçüde düşük olduğunu tespit etmişlerdir. Daha az miktarda karınca türü için çalılıkların çıkarılması veya yoğun mevsimsel otlatmanın saptanabilir bir etkisi olmadığını belirtmişlerdir. Sonuç olarak çalılıkların Chihuahuan Çölü otlaklarına yayılmasının, bu topluluklardaki baskın karınca türlerinin göreceli bolluğu üzerinde artış sağlayacağını bildirmişlerdir ve ayrıca hayvancılık yöntemiyle yapılan yoğun otlatmanın en bol miktarda bulunan *P. desertorum*'u olumsuz etkilediğini belirtmişlerdir.

Soberon vd. (2000), yaptıkları çalışmada artan ilgi ve gerçek gereklilik ve sürdürülebilir insan faaliyetlerinin ne kadar sürdürülebilir olduğunu değerlendirmek için yeterli yoldan sürdürülebilirlik göstergelerini belirleme çabalarına değinmişlerdir.

Biyoçeşitliliğin hiyerarşik yapısını ele alırken, bileşim, yapı ve işlevi farklı biyolojik organizasyon düzeylerinde ayırt eden ekolojik sürdürülebilirlik göstergelerinin kullanımını önermişlerdir: Ekosistem-peyzaj, topluluk-popülasyon ve genetik seviyeler. Çeşitli kullanım ve yönetim projelerini inceleyerek farklı hiyerarşik seviyelerdeki göstergeleri seçme ve birleştirme avantajlarını değerlendirmişlerdir. Büyük ölçekli plantasyonlar gibi dönüştürülmüş alan örnekleri, ekosistem seviyesi göstergeleri ile değerlendirildiğinde iyi performans göstermiştir, ancak farklı seviyelerde değerlendirildiğinde bazı kompozisyon ve yapı bileşenlerinin ihmal edilmesine yol açtığını bildirmişlerdir. Ekosistem ve topluluk seviyelerinde iyi sonuçlar veren, ancak popülasyon ve genetik göstergeler altında başarısız olan, çıkartma rezervleri gibi kaynakların yoğun şekilde kullanılması durumunda, az sayıda göstergenin kullanılmasındaki sınırlamaların belirginleşmekte olduğunu bildirmişlerdir. Nüfus düzeyi göstergelerinin kullanımının yaygın bir örneği olan yabani tür yönetimi, daha geniş ölçeklerde diğer göstergeler altında iyi performans göstermediğini belirten araştırmacılar ayrıca kaynakların toplanmasının sürdürülebilir seviyelerde ya da altında olduğu bazı çok spesifik sömürü ormancılık yönetimi gibi, hiyerarşik seviyelerde sürdürülebilir olan projeleri seçmişlerdir. Göstergelerin yeterliliğinin evrensel olmadığını ve farklı biyolojik düzeylerde ve insan bileşenlerinde yer alan süreçlerin ve değişkenlerin karmaşıklığını göz önünde bulundurdıklarında, olası çatışmaları ve çelişkileri vurgularken kullanımda ve sömürde kalitenin korunması hakkındaki bilgileri arttırdığını belirtmişlerdir.

Burns ve Ryder (2001), yaptıkları çalışmada birbirini takip etme ve rahatsızlık yoluyla biyofilm yapısı, işlevi ve gelişimi anlatmışlardır. Yapısal ve işlevsel biyofilm özelliklerini birleştiren izleme programlarının, nehir sistemlerindeki etkilerin en iyi şekilde değerlendirilmesine olanak sağlayacağını belirtmişlerdir. Bu gibi programların sağlam temelli bir bilimsel metot ile izlenmesi ve tanımlanmış yönetim sonuçları, nehir işlevi hakkındaki bilgi havuzunu genişleteceğini ve Avustralya nehir sistemlerinin restorasyonuna katkıda bulunacağını belirtmişlerdir.

Chown vd. (2001), yaptıkları çalışmada kentleşmenin etkisi altında kalan doğal alanların biyolojik çeşitliliği koruma yeteneğinin biyolojik göstergeler kullanılarak değerlendirilebileceğini belirtmişlerdir. Bununla birlikte, bu tür biyoindikatörlerin sağlamlığı açısından farklı zamanlarda ve yerlerde çalışmaları tekrarlamak suretiyle

kurulması gerektiğini savunmuşlardır. Bu anlamda kentsel alanlarda habitat kalitesinde bir biyoindikatör olarak, Lepidoptera topluluğunun faydasını yeniden değerlendiren araştırmacılar tür zenginliği, larva yoğunluğu ve larva bolluğunun, şehir merkezine en yakın olan yerlerde, diğerlerinden daha düşük olduğunu belirtmişlerdir. Araştırmacılar bu çalışmanın, Lepidoptera topluluğunun sağlam bir biyoindikatör olduğunu ve şehirlerde ve kentsel ortamlarda çeşitliliği korumak için yeşil alanlarda kullanılmasının önemini yeniden vurgulamışlardır.

Hogg vd. (2001), yaptıkları çalışmada akarsularda yaşayan *Nemoura trispinosa* (Plecoptera: Nemouridae) 'nın su sıcaklığındaki 2-3.5°C'lik değişim ile dalgalanma asimetrisi gösterip göstermeyeceğini incelemişlerdir. Deney ve kontrol alanından topladıkları sıcaklık manipülasyonu ile desteklenmiş örnekler arasında dalgalanma asimetrisi açısından bir fark bulamadıklarını belirtmişlerdir. Dolayısıyla dalgalanma asimetrisinin bu tür için indikatör olarak küçük sıcaklık değişimlerinden kaynaklanan ufak çaplı biyolojik değişiklikleri saptamak için güvenilir olamayacağını ve tekniğin bir izleme aracı olarak çok dikkatli bir şekilde ele alınması konusunda diğer araştırmacılarla aynı fikirde olduklarını belirtmişlerdir.

Cranston (2000), yaptığı çalışmada Avusturalya'nın Kuzey Bölgesi'ndeki Timsah Nehirleri Bölgesi'nde, *Tanytarsus gulungül*, *Tanytarsus hardwicki*, *Tanytarsus micksmithi*, *Tanytarsus dostinei*, *Tanytarsus rosario*, *Tanytarsus humphreyi* ve *Tanytarsus reany* türlerinin larva, pupa ve yetişkin erkeklerini, *Tanytarsus wendylee* türünün pupa ve yetişkinlerini, *Tanytarsus bispinosus* Freeman ve *Tanytarsus richardsi* Glover türlerini tüm bölgelerde yeniden tanımlamıştır. Ayrıca yetişkinleri bilinmeyen beş türü tanımlamıştır fakat resmen adlandıramamıştır. Bu türlerin birinin *Tanytarsus manlyensis* Glover ve diğerinin *Tanytarsus dycei* Glover ile almalarını önermiştir.

Gotelli ve Colwell (2001), yaptıkları çalışmada takson zenginliğini ölçmek ve karşılaştırmak için bir dizi çukur tuzağı araştırmışlardır. Bu tuzakların, bireylere veya örneklerle dayanan birikim ve nadir yüzleşme eğrileri kullanılarak büyük ölçüde önlenebileceğini bildirmişlerdir. Bu takson örnekleme eğrilerinin, kategori alt kategori oranları (türe ve türe bireysel oranlar dahil) dahil olmak üzere geçerli zenginlik karşılaştırmaları için temel bilgileri içerdiğini belirtmişlerdir. Nadirlik yöntemlerinin

hem örneklere dayalı hem de bireysel temelli anlamlı veri standardizasyonu ve veri setlerinin karşılaştırılmasına olanak sağladığını bildirmişlerdir. Veri setlerini alana göre veya örnekleme eforuyla standartlaştırmanın, toplanan bireylerin sayısına göre standardizasyona kıyasla çok farklı sonuçlar doğurabileceğini ve hangi çeşitlilik ölçümünün daha uygun olduğunu her zaman kesin olmadığını bildirmişlerdir. Asimptotik zenginlik tahmin edicileri, gözlemlenen zenginliklerin yoğun örneklemeyle rağmen nadiren bir asimptota ulaştığı tropik eklembacaklılar gibi takson bakımından zengin gruplar için daha düşük sınır tahminleri sunduğunu belirtmişlerdir.

Petit vd. (2001), yaptıkları çalışmada biyolojik çeşitlilikte çevresel değişimin sonuçlarını analiz etmek için entegre bir kavramsal çerçeve olan MIRABEL'in uygulanmasının metodolojisini ve bazı sonuçlarını sunmuşlardır. Baskı ve etkilerin ciddiyetindeki bölgesel farklılıkları, 13 ekolojik bölgenin her biri için ayrı etki tablolarının derlenmesiyle dikkate almışlardır. Sonuç olarak tarımsal yoğunlaşmanın ana tehditlerden biri olduğunu, ancak MIRABEL'in baskıların yoğunluğunda kaydettiği farklılıkların, değişim oranlarının ve çeşitli ekolojik bölgelerde biyolojik çeşitlilik üzerindeki meydana gelmiş ve meydana gelmesi beklenen etkilerin Avrupa'nın biyocoğrafik çeşitliliğine dair kanıtlar olarak gösterdiğini ortaya koymuşlardır ve çevresel değişimi ele alırken bunun göz önünde bulundurulması gerektiğini bildirmişlerdir.

Valero vd. (2001), yaptıkları çalışmada Albarregas nehrinde su kalitesinin bir göstergesi olarak makro omurgasızlarla ilgili bir projenin parçasını ele almışlardır. Suyun bazı fiziksel ve kimyasal özelliklerini ölçmüşlerdir. İşlenen veriler doğrultusunda aşağıdaki sonuçları elde etmişlerdir: 1. İlk dört istasyondan, 11 familyaya ait toplam 5373 birey kaydetmişlerdir; burada en yüksek bireyi Mart ayında tespit etmişler (N = 1899). N = 34) ve aynı yakalama yöntemiyle. 2. Tespit edilen Trichoptera'yı larval durumda bulmuşlardır. Hydropsychidae, Smicridea (% 53.92), Leptonema (% 21.70), Ceratopsyche (% 1.92) ve Hydropsyche (% 2.42) cinslerini ise dört istasyonda mevcut olan dominant aile olarak bulmuşlardır (% 79.96). 3. Smicridea, ilk üç istasyonda, kaydedilen toplamdan sırasıyla % 23.6, 13.9 ve % 10.7'lik bir temsil oranına ulaşan en yüksek görünüm sıklığına sahip olarak tespit etmişlerdir. 4. Görünüme göre, ilk iki istasyon belirlenen grupların çoğunluğu için en uygun koşulları sunmakta olduğunu (19 takson) ve makro omurgasızların toplamının %

57.4'ünü oluşturduğunu bildirmişlerdir. Bu grubun, nehir yatağındaki artan organik atık suların verdiği rahatsızlıktan dolayı A5'in ötesinde toplanmadığından, su kalitesinin iyi bir göstergesi olduğunu bildirmişlerdir.

Andersen vd. (2002), yaptıkları çalışmada geniş bir arazi yöneticisi kapasitesine sahip olacak şekilde tasarlanmış basitleştirilmiş bir karınca değerlendirme protokolünün güvenilirliğini incelemişlerdir ve bu protokolün daha önce verdiği sonuçları tekrar üretme derecesini test etmişlerdir. Basitleştirilmiş protokollerinin, neredeyse yoğun bir şekilde bütün önemli bulguları çoğalttığını bildirmişlerdir ve sonuç olarak bu yöntemin, etkili bir karınca izlemesi ile çok çeşitli arazi yöneticileri kapasitesine soktuğunu belirtmişlerdir.

Kruus ve Tscarntke (2002), yaptıkları çalışmada yönetim yoğunluğunun azaltılmasının, otlakların biyolojik çeşitliliğinin uzun süreli korunması için yararlı bir araç olabileceğini bildirmişlerdir. Çiçek ve faunal çeşitliliği, yoğun ve yoğun olmayan otlak meralar ve kuzey Almanya'daki 5-10 yaşları arasındaki meşe otlakları üzerinde analiz etmişlerdir. Otlatma yoğunluğunda farklılık gösteren üç otlak habitatını her biri altı kez olmak üzere tekrarlamışlardır. Çekirge, yetişkin kelebekler ve Lepidoptera larvaları gibi çeşitli taksonlar ve yalnız arılar ve yaban arıları ile bitki örtüsü yapısını ilişkilendirmişlerdir. Meralardan meraların ekilemediği otlaklara kadar tür zenginliği ve bolluğu arttığını tespit etmişlerdir. Meralarda azalan otlatma sadece yetişkin kelebekler için tür zenginliğini arttırırken, yetişkin kelebekler, yalnız arılar ve eşek arısı ve doğal düşmanların bolluğunun arttığını bildirmişlerdir. Her ne kadar meralar ve ekilmemiş otlaklar arasındaki böcek çeşitliliği farklılıkları, mera alanları üzerinde daha büyük bir bitki örtüsü yüksekliğine ve heterojenliğine (aşağıdan yukarıya etkileri) atfedilebilse de, yoğun biçimde otlatılmış ve yoğun biçimde otlatılmayan meralar arasındaki farklılıkları bitki örtüsü özelliklerinde meydana gelen değişikliklerle açıklayamadıklarını bildirmişlerdir. Bu nedenle, yoğun otlatmanın, böcek-bitki etkileşimlerini engelleyerek böcek topluluklarını etkilediği görmüşlerdir.

Frutiger ve Buergisser (2002), yaptıkları çalışmada İsviçre Alpleri'ndeki farklı bölgelerden gelen on dört popülasyonda *Liponeura cinerascens* türünü araştırmışlardır. Hedeflerinin, bu balkabağı türlerinin yaşam tarihçesini tanımlamak ve bu türlerin sıcaklık ve gıda mevcudiyetinden nasıl etkilendiğini analiz etmek olduğunu

bildirmişlerdir. Araştırmacılar larva büyümesi ve pupa büyüklüğünün gıda mevcudiyeti ile anlamlı şekilde korele olduğunu tespit etmişlerdir. Spesifik olmayan gıda rekabeti için herhangi bir kanıt bulamadıklarını, oysa diğer Blepharicerid türlerinin başta *Hapalothrix lugubris* olmak üzere gıda rekabetinin, gözlemlenen gıda sınırlamasının ana nedenlerinden biri olduğunu ve bununla birlikte, *L. c. minor* türünün, *H. lugubris*'den çok daha yaygın olduğunu bildirmişlerdir. Bu iki tür arasındaki besin rekabetinin nadiren gerçekleşmesinin muhtemel olduğunu belirtmişlerdir. Sıcaklık bakımından incelediklerinde ise *L. c. minor* türünün yaşam tarihindeki değişimlerin termal kısıtlamaların bir sonucu olduğu görüşünü savunmuşlardır.

Matlock ve Cruz (2003), yaptıkları çalışmada karasal ekosistemlerin ayrılmaz bir parçası olan karıncaları biyolojik çeşitlilik değerlendirmelerinde ve habitat rehabilitasyon çalışmalarında biyolojik göstergeler olarak kullanmışlardır. Böylelikle, pestisitlerin muz ekim alanındaki omurgasızların üzerindeki etkilerini değerlendirmek için, karıncaları pestisitlerle muamele edilmiş altı geleneksel plantasyonda ve herbisit, nematosit ve böcek ilacı azaltılmış olan iki düşük girdili plantasyonlarda incelemiştir. Muzun diğer tropikal monokültürlere göre perspektife sokulması için, muzdaki karıncaları da diğer dört mahsulünkilerle karşılaştırmışlardır. Turunçgiller (*Citrus sinensis* L. Osbeck), hurma kalbi (*Bactris gasipaes* Kunth), macadamia (*Macadamia integrifolia* Maiden ve Betche) ve *Gmelina arborea* (L.) Roxb. 12 çalışma alanında 107 tür, 48 cins ve 6 alt familyadan oluşan toplam 23.364 karınca toplayan araştırmacılar, tür zenginliğini diğer mahsullerde en yüksek tespit etmişlerdir ve hem düşük girdi hem de geleneksel muzda daha düşük bir tür zenginliği olduğunu bildirmişlerdir. Çalışmacılar karınca türlerinin zenginliği ile aynı bölgelerden eşzamanlı olarak toplanan parazitoitlerin zenginliğinin orantılı olduğunu, ancak düşük girdili muz, geleneksel muz ve diğer dört monokültür arasındaki farkların parazitoitler için karıncalara göre daha belirgin olduğunu tespit etmişlerdir. Dolayısıyla çalışmanın sonuçlarını genel anlamda Andersen'dan bağımsız olarak belirtmişlerdir.

Raposa vd. (2003), yaptıkları çalışmada nektonların mekansal ve zamansal açıdan doğru biçimde izlenerek bio-indikatör olarak kullanılma olanakları hakkında tartışmışlardır ve uzun vadeli nekton izleme programlarının istasyon seçimi, örneklem

büyüklüğü, veri toplama, veri analizi gibi yöntemlerinin geliştirilmesinin değerlendirilmelere katkı sağlayacağını belirtmişlerdir.

Colwell vd. (2004), yaptıkları çalışmada bir alan veya diğer örnekleme birimlerindeki bir örnekte türlerin yokluğuna (insidansına) bağlı olarak türlerin birikim fonksiyonu için genel bir binom karışım modeli önermişlerdir. Modelin, sıfır ile gözlenen örnek sayısı arasındaki enterpolasyonu ve gözlenen örnek setin dışındaki ekstrapolasyonu kapsadığını bildirmişlerdir. İnterpolasyon için (numune bazlı nadir etki), hem beklenen zenginlik hem de güven sınırları için, kolay hesaplanan, kapalı formlu ifadeler, yeniden örnekleme yöntemlerine duyulan ihtiyacı tamamen ortadan kaldıran ve örnek kümeler arasındaki zenginliğin doğrudan istatistiksel olarak karşılaştırılmasına izin veren (anların yöntemi kullanılarak) bir model şeklinde geliştirmişlerdir. Coleman (rastgele yerleştirme) modelinin bir insidans tabanlı formu geliştirmişler ve moment bazlı enterpolasyon yöntemiyle karşılaştırmışlardır. Ampirik numune setinin ötesinde ekstrapolasyon için (ve aynı zamanda, alternatif bir enterpolasyon yöntemi olarak), karışım modeli parametrelerine uyması amacıyla sıralı, AIC rehberli bir algoritmaya dayanan bir önyükleme güven aralığı ile olasılık bazlı bir tahmin edici tarif etmişlerdir. Hem moment hem de olasılık bazlı tahmin edicileri ılıman kuşlar ve tropik tohumlar, karıncalar ve ağaçlar için veri setleri ile göstermişlerdir. Moment bazlı tahmin edicileri enterpolasyon için güvenle önermişlerdir (numune bazlı nadir görülen). Ekstrapolasyon için, olasılık temelli tahmin edicinin, ampirik örneklerin sayısını iki katına çıkardığını veya üçe katlamak için iyi bir performans sergilediğini belirtmişlerdir, ancak zenginliğin asimptotunu tahmin etmek için güvenilir olmadığını bildirmişlerdir. Bireysel ve örnek tabanlı nadir görülen yüzleşmenin mekansal (veya zamansal) yamalılığa duyarlılığını tartışmışlardır.

Mercan vd. (2004), yaptıkları çalışma ile Bozdağ'da dere içi, otsu bitkiler, çalı, meşe ve kestane olmak üzere beş farklı biyotopta toprak içine yerleştirilen etilen glikollü çukur tuzaklarla 2001 yılında Tenebrionidae familyasının on altıfamilyasına bağlı 20 tür belirlemişlerdir. Gerek yakalanan tür sayısı, gerekse birey sayısı yönünden en zengin biyotopu meşe biyotopu olarak belirleyip, her biyotopta yer alan ve en bol bulunan türü *Dendarus messenius* Brullé olarak belirtmişlerdir. *Tentyria rotundata*

mittrei Soliér, *Pimelia subglobosa polita* Soliér ve *Probaticus tenebri osus* Brullé 'un dörder biyotopta yer aldığı ortaya koymuşlardır.

Pinero ve Avila (2004), yaptıkları çalışmayı gübre-böcek topluluk kompozisyonuna destek bir çalışma niteliğinde İspanya'nın kurak bölgelerinde yürütmüşlerdir. Çalışmalarını böcek topluluğuna karıncalar, gübre sinekleri ve kınkanatlıları dahil ederek yürütmüşlerdir. Karıncalar bol olduğunu ve her üç bölgede de nispeten az gübre sineği olduğunu, kınkanatlı çeşitliliğinin ve bolluğunun ise bölgeler arasında ve yıllar arasında farklılık gösterdiğini bildirmişlerdir. Topluluk kompozisyonunun yıl boyunca tür zenginliği, bolluk ve biyokütle bakımından değiştiğini belirten araştırmacılar, kurak bölgelerdeki araştırılan toplulukların çeşitliliğinin ve trofik yapısının oldukça değişken olduğunu bildirmişlerdir.

Chao vd. (2005), yaptıkları çalışmada klasik Jaccard ve Sørensen'in sadece varlık-yokluk verilerine dayandığından, doğru tahmin ediciler elde edemeyeceğini belirtmişlerdir. Bu endekslerin klasik, insidansa dayalı formları için olasılıksal bir türetme sağlamışlar ve bu yaklaşımla türlerin bolluk verilerine dayanarak yeni Jaccard tipi veya Sørensen tipi endeksleri formüle etmek için genişletmişlerdir. Daha sonra, görülmemiş paylaşılan türlerin (çoğaltılan) insidans veya bolluğa dayalı örneklem verilerine dayanarak, görünmeyen paylaşılan türlerin etkisini içeren tahmin edicileri önermişlerdir. Örnekleme simülasyonlarında, bu yeni tahmin edicilerin, türlerin önemli bir kısmı numunelerden eksik olduğunda, klasik endekslerden önemli ölçüde daha az önyargılı olduklarını kanıtlamışlardır. Tür bakımından zengin ampirik veri kümelerine dayanarak, görünmeyen ama paylaşılan türlerin etkisinin sadece doğruluğu arttırmakla kalmadığını aynı zamanda sonuçları nasıl değiştirebileceğini göstermişlerdir.

Mao vd. (2005), yaptıkları çalışmada alan örneklemesinden kaynaklanan ampirik verilere dayanan türlerin birikim eğrisini tahmin etme sorununu parametrik olmayan bir binom karışım modelinde incelemişlerdir. Türlerin birikme eğrisini tahmin etmenin sadece bilinmeyen tür sayısından bağımsız değil, aynı zamanda tür sayısını sınırlayıcı bir durum olarak tahmin etmeyi de içerdiğini bildirmişlerdir. Enterpolasyon amacıyla, asimptotik güven aralıklarıyla ilişkili moment bazlı tahmin edicileri çeşitli açılardan geliştirmişlerdir. Olasılık temelli bir prosedürü önyükleme güven aralıklarıyla ilişkili

ekstrapolasyon amacıyla geliştirmişlerdir. Önerilen yöntemleri ekolojik veri setleri ile örneklendirerek açıklamışlardır.

Aydın (2006), çalışmasını böceklerin, habitat tanımlamasına, çevresel etkilere ve farklı insan aktivitelerine bağılı olarak biyolojik gösterge olarak kullanım olanaklarını belirlemek amacı ile Çukurova Deltası'nda yürütmüştür. Bu amaçla, Çukurova Deltası'nda bulunan kumul (Km), tuzlu bataklık (TB) ve tuzlu çayırılık (TÇ), çam (*Pinus sp.*) ormanı (Or), okaliptus (*Eucalyptus sp.*) ile ağaçlandırılmış alan (A), sulak alan (S) ve kıyı (Ky) alan biyotoplarını belirlemiştir. Çukur tuzak, süpürme, atrap, ışık tuzağı yöntemlerinden 2 yıl süresince toplam 709 türe ait 86958 birey örneklemiştir. Böcek türlerinin habitat tanımlamasında kullanımı için yaptığı biyolojik gösterge analizinin sonucuna göre; *Platycnemis dealbata*, *Trithemis arterosia*, *Ischnura elegans enberi*, *Lestes barbarus*, *Trithemis annulata* ve *Orthetrum sabina* böcek türleri sulak alan, *Megacephala euphratica euphratica* tuzlu bataklık, *Siagona europaea*, *Scarites planus*, *S. subcylindricus*, *Acinopus megacephalus* ve *Idaea aversata* tuzlu çayırılık, *Pimelia bajula solieri*, okaliptus ile ağaçlandırılmış alan, *Zophosis dilatata* kumul alan ve *Lophyridia concolor* kıyı alan biyotoplarına gösterge olarak kullanılma şansları bulunan türler olarak belirlediğini bildirmiştir.

Aslan (2007), yaptığı çalışmada Antalya ve Isparta illerinden seçtiğı farklı ekolojik özelliklere sahip Çıǵlıkara, Dibek ve Kasnak Meşesi Tabiatı Koruma Alanlarının Alticinae (Coleoptera, Chrysomelidae) tür kompozisyonu, zenginliğı ve bolluğunu karşılaştırmalı olarak çalışmıştır. Çalışma sonucunda 10 cinse bağılı 81 türe ait toplam 6895 Alticinae bireyini kaydetmiştir. Bu türler arasında *Phyllotreta bulgarica* Gruev, *Ph. fornuseki* Čížek, *Longitarsus helvolus* Kutschera, *Psylliodes gibbosus* Allard, *Ps. toelgi* Heikertinger ve *Ps. drusei* Furth türlerini Türkiye Alticinae faunası için yeni kayıt olarak belirlemiştir. Shannon-Wiener, Simpson ve Berger-Parker çeşitlilik indekslerine göre, Kasnak Meşesi'ne ait indeks değerlerinin belirgin şekilde yüksek çıktığını ve Jaccard ve Bray- Curtis benzerlik indekslerinin, Kasnak Meşesi ve Dibek Tabiatı Koruma Alanı için daha yakın ilişkili olduğunu bildirmiştir. Çıǵlıkara'nın ise, tür çeşitliliğinde olduğu gibi benzerlik açısından da diğeri iki alana uzak kaldığını bildirmiştir. En yüksek Alticinae tür çeşitliliğini, konak bitki çeşitliliğı ve bolluğunun fazla olduğu alanlarda tespit etmiştir. Ayrıca, 30 Alticinae türünün konak bitkisi tespit etmiştir.

Kazak ve Aydın (2007), yaptıkları çalışmada farklı insan aktivitelerinin böcek türleri üzerine etkilerinin araştırılması amacı ile Çukurova Deltası (Adana)'nda belirlenen kumul, tuzlu bataklık, tuzlu çayırılık, çam (*Pinus* sp.) ormanlık ve okaliptus (*Eucalyptus* sp.) ile ağaçlandırılmış alanları seçmişlerdir. Farklı insan aktivitelerinden olumlu ya da olumsuz yönde etkilenen böcek türlerinin belirlenmesinde ReDundancy Analysis (RDA) metodu altında Generalized Linear Model (GLM) binomial (bulunma-bulunmama) ve Guassian (populasyon yoğunluğu) yöntemlerini kullanmışlar ve elde ettikleri sonuçlara göre habitatlarda küçükbaş ve büyükbaş hayvanların otlatılması, tarım alanlarının habitatlara yakınlığı, habitatlardaki yol varlığı, turizm ve bitki kesimi aktivitelerinin toplam 16 böcek türü [*Scarabaeus sacer* L. (Coleoptera: Scarabaeidae), *Scarites eurytus* (Fischer-Waldheim), (Coleoptera: Carabidae), *Pentodon bidens* (Pallas) (Coleoptera: Scarabaeidae), *Scarites planus* (Bonelli) (Coleoptera: Carabidae), *Clitobius oblongiusculus oblongiusculus* (Fairmaire) (Coleoptera: Tenebrionidae), *Scaurus puncticollis dlabolai* Kaszab (Coleoptera: Tenebrionidae), *Pimelia bajula solieri* Mulsant & Wachandru (Coleoptera: Tenebrionidae), *Erodius orientalis oblongus* Solier (Coleoptera: Tenebrionidae), *Anoxia orientalis* (Krynecki) (Coleoptera: Scarabaeidae), *Centorus turcicus* (Kaszab) (Coleoptera: Tenebrionidae), *Onthophagus furcatus* (F.) (Coleoptera: Scarabaeidae), *Pogonus punctifrons* Reitter (Coleoptera: Carabidae) ve Coleoptera takımından Histeridae, Elateridae, Bostrichidae ve Anthicidae familyalarına ait birer tür]'nün ortamda bulunma-bulunmama, 6 böcek türü [*S. sacer*, *Sphenophorus* sp. (Coleoptera: Curculionidae), *Gonocephalum rusticum* (Olivier) (Coleoptera: Tenebrionidae), *Forficula* sp. (Dermaptera: Forficulidae), *Zophosis dilatata* Deyrolle (Coleoptera: Tenebrionidae) ve *P. Punctifrons*]'nün ise populasyon yoğunluklarındaki değişimlerinin olumlu ya da olumsuz şekilde etkilendikleri ve insan aktivitelerine bağlı olarak biyolojik gösterge olma şanslarının diğer türlere oranla daha yüksek olduğunu belirtmişlerdir.

Aslan vd. (2008), yaptıkları çalışmada Kasnak Meşesi Tabiatı Koruma Alanı'ndan 2006-2007 yıllarında seçilen meşe, otsu bitkiler ve dere yatağı habitatlarından çukur tuzak yöntemiyle Carabidae familyasına ait 9, Tenebrionidae familyasına ait 3 tür olmak üzere toplam 12 tür kaydedildiğini bildirmişlerdir. Shannon ve Simpson çeşitlilik indekslerine göre çalışılan habitatlar içinde otsu bitkiler habitatını en zengin habitat olarak belirlemişlerdir. Her iki çalışma yılında da bütün habitatlardan

örneklenen *Dailognatha quadricollis* (Brullé) ve *Pimelia subglobosa* (Pallas) türlerini sırasıyla %45 ve %24'lük dominansi değerleri ile en bol türler olarak saptadıklarını bildirmişlerdir.

Kazancı ve Türkmen (2008), yaptıkları çalışmada Yedigöller Milli Park alanı içindeki akarsuların Ephemeroptera faunası saptamışlar ve bir koruma alanındaki akarsuların tipleri ve özelliklerini indikatör Ephemeroptera türlerini kullanılarak belirlemişlerdir. Elde ettikleri sonuçlara göre, milli park alanı içindeki akarsuların bazı bölgelerindeki habitatlarda bozulmalar saptamışlardır. Ayrıca koruma alanı sınırlarının belirlenmesinde de Ephemeroptera türlerinin indikatör olarak kullanılmasını tartışmışlardır.

Aslan (2010), Isparta ili sınırları içerisinde yer alan Kovada Gölü Milli Parkı havzası böcek faunasını belirlemek amacıyla yaptığı çalışmada milli park havzasında 12 takım ve 77 familyaya bağlı 241 böcek türü saptadığını bildirmiştir. Araştırmacı yıllık veriler doğrultusunda Shannon-Wiener ve Simpson indekslerine göre çeşitlilik bakımında en zengin habitatları Orman Kıyısı ve Açık Alan Habitatları olarak belirlemiştir. Jaccard ve Yüzde Benzerlik katsayılarına göre birbirine en benzer habitatların ise yine Açık Alan ve Orman Kıyısı Habitatları olduğunu bildirmiştir.

Aydın ve Kazak (2010), yaptıkları çalışmada türlerin habitat tanımlaması için gösterge olarak kullanılıp kullanılmayacağını anlamak için klasik yöntemler yerine yenilikçi bir yöntem kullanmışlardır. İndikatör türler içerme olasılığının daha fazla olması beklenen böcek gruplarını, yaşam döngülerinin çoğunu Türkiye'nin güneyindeki Adana ilindeki Çukurova nehri deltasındaki toprak yüzey katmanında geçiren türler arasından seçmişlerdir. Beş farklı biyotopta kurulan çukur tuzakları tarafından yakalanan böcek türlerini, habitat tanımlaması için gösterge değerlerinin olup olmadığını belirlemek amacıyla Gösterge Türleri Analizi kullanılarak test etmişlerdir. Bir habitat tanımlaması için gösterge tür olarak istatistiksel öneme sahip yedi böcek türü bulduklarını belirtmişlerdir.

Aydın ve Avcı (2010), Burdur ilinde yaptıkları çalışmada kültürü yapılan önemli tıbbi ve aromatik bitkilerden pestisit uygulaması yapılmayan ve periyodik olarak münavebe yöntemi uygulanan anason (*Pimpinella anisum* L.), kişniş (*Coriandrum sativum* L.) ve

rezene (*Foeniculum vulgare* Mill.) agro-ekosistemlerinde böcek biyolojik çeşitliliklerini karşılaştırmışlardır. Çalışmalarında hesaplanan biyolojik çeşitlilik indekslerine göre rezene agro-ekosisteminde hem Shannon-Wiener hem de Simpson çeşitlilik indeks değerlerini sırası ile 2.5838 ve 0.8742 ile diğer agro-ekosistemlere göre en yüksek bulmuşlardır. Simpson dominantlık parametre sonucuna göre ise 0.2025 değeri ile kişnis agro-ekosistemini, anason ve rezene agro-ekosistemlerine göre dominantlığın en yüksek olduğu tarım alanı olarak belirlemişlerdir. Habitatlardaki populasyon yoğunluk ilişkisi incelediklerinde Shannon Evenness değerini anason agro-ekosisteminde en dengeli olarak bulmuşlar ve 0.7333 olarak hesaplandıklarını bildirmişlerdir. Bu sonuçlara göre pestisit uygulaması yapılmayan ve periyodik olarak münavebe yöntemi uygulanan agro-ekosistemlerdeki böcek türleri ve birey sayılarından elde edilen çeşitlilik değerlerinin doğal habitatlara benzerlik gösterdiğini bildirmişlerdir.

Colwell vd. (2012), yaptıkları çalışmada bireysel tabanlı veriler için, araştırmacı tarafından tanımlanmış bir tür topluluğundan veya bu topluluktan elde edilen tek bir ampirik tür bolluğu örneğini, iki örnekleme modelinde iki tahmin hedefi için bir referans noktası olarak ele almışlardır: beklenen tür sayısının tahmini (ve koşulsuz varyansı) (i) rastgele bir örneğinde, daha az sayıda birey (çok terimli model) veya örneklenmiş daha küçük bir alan (Poisson modeli) ve (ii) daha fazla sayıda kişi veya örneklenmiş daha büyük bir alan. Numune bazlı insidans (varlık yokluğu) verileri için, bir Bernoulli ürün modelinde, daha küçük ve daha fazla sayıda örnekleme ünitesinin zenginliğini tahmin etmek için referans noktası olarak tek bir tür insidans frekansını tartışmışlardır.

Küçükkayk (2013), yaptığı çalışmada Türkmen Dağları'ndaki (Eskişehir-Kütahya) Carabidae tür çeşitliliğinin yükseklik, mevsim ve temel çevresel etmenlere bağlı olarak değişimi araştırmıştır. Çalışmasında, bölgede 5 alt familya ve 13 cinse ait 32 yer böceği türünün yaşadığını tespit etmiştir ve bu türlerden 3 tanesinin; (*Leistus (Pogonophorus) montanus* (Stephens, 1827), *Bembidion (Philochthus) aeneum* (Germar, 1824) ve *Trechus (Trechus) subnotatus* (Dejean, 1831) ülkemiz faunası için yeni kayıt olduğu bildirmiştir. Bununla birlikte 28 türü Eskişehir'den ilk kez rapor etmiştir. Yükseklik faktörünün türlerin çeşitliliği üzerine birinci derecede etken olmadığı ancak bazı türlerin belirli yükseklik tercihi olduğunu belirlemiştir. Çeşitlilik

bakımından en yüksek değere sahip olan alanı, tür sayısı bakımından ilk sırada olan Açık Karaçam ormanı özelliği gösteren alanının değil, dere yatağı özelliği gösteren alan olarak belirlemiştir. Bazı türlerin belirli habitatlara özelleştiği belirlenmiş ve en çok tür özelleşmesi görülen alanların nemli habitatlar ve orman alanları olduğunu tespit etmiştir. Correspondence Analizi (CCA) sonucunda bölgede yer böceklerinin tür çeşitliliği üzerine en etkili olan çevresel faktörün “nem” faktörü olduğunu belirlemiştir.

Aydın vd. (2014), yaptıkları çalışmada karabid böceklerin her iki habitat için gösterge olarak kullanılıp kullanılmayacağını test etmişlerdir. Alan seçimi olarak bozulmuş-bozulmamış kumul alanları tercih etmişlerdir ve bu alanları ön kumul, kumul bolluğu, sarı kumul, gri kumul ve ormanlık alan olarak belirlemiştir. Yaptıkları çalışma sonucunda 23 tür ve 3404 birey karabid böceği kaydetmişlerdir. Karabid böcekleri arasında en yaygın olanını, bozulmamış gri kumul alanda meydana gelen *Calathus erratus* (Sahlberg, 1827) olarak belirlemiştir. Habitat tanımlaması için dokuz gösterge karabid böceği türü ve habitat tahliyesi için yedi gösterge karabid böceği türü tespit etmişlerdir. En yüksek gösterge değerinin, sadece kumul bolluğunda bulunan bir tür olan *Bembidion pallidipenne* (Illeger, 1802) (IndVal: 100%; P = 0.001) tarafından sağlandığını bildirmişlerdir. Araştırmacılar bu çalışmayla birlikte insan aktivitesinin biyolojik çeşitlilik üzerindeki etkileşimlerini ortaya koymuşlardır.

Ortaç vd. (2015), yaptıkları çalışmada 2012 yılında Isparta iline bağlı Keçiborlu İlçesi, Ardıçlı Köyü'nde seçilen ikisi organik ve ikisi konvansiyonel olarak yetiştirilen *Rosa damascena* Miller (Rosales: Rosaceae) (yağ gülü) alanlarından belirlenen habitatlarda yaşayan böceklerin çeşitlilik, dominantlık, populasyon yoğunluk ilişkisi ve benzerlik gibi biyolojik çeşitlilik parametrelerini karşılaştırmışlardır. Çalışma sonuçlarına göre, konvansiyonel tarımın yapıldığı her iki agro-ekosistemde de Shannon-Wiener ve Simpson çeşitlilik indeks değerleri organik tarımın yapıldığı yağ gülü habitatlarına göre düşük bulunurken, habitatlardaki populasyon yoğunluk ilişkisini incelediklerinde Shannon Evenness değeri organik alanlarda bulunan böcek popülasyonlarında daha dengeli olduğunu bildirmişlerdir. Ayrıca konvansiyonel tarım şeklinin uygulandığı gül bahçelerinin birbirlerine olan benzerlik değerlerinin % 72.38 oranında hesaplandığını ve birbirlerine en benzer bölgeler olduğunu belirlemiştir. Çalışmalarında adı geçen bölgede örneklenen Carabidae, Scarabaeidae ve Tenebrionidae gibi önemli

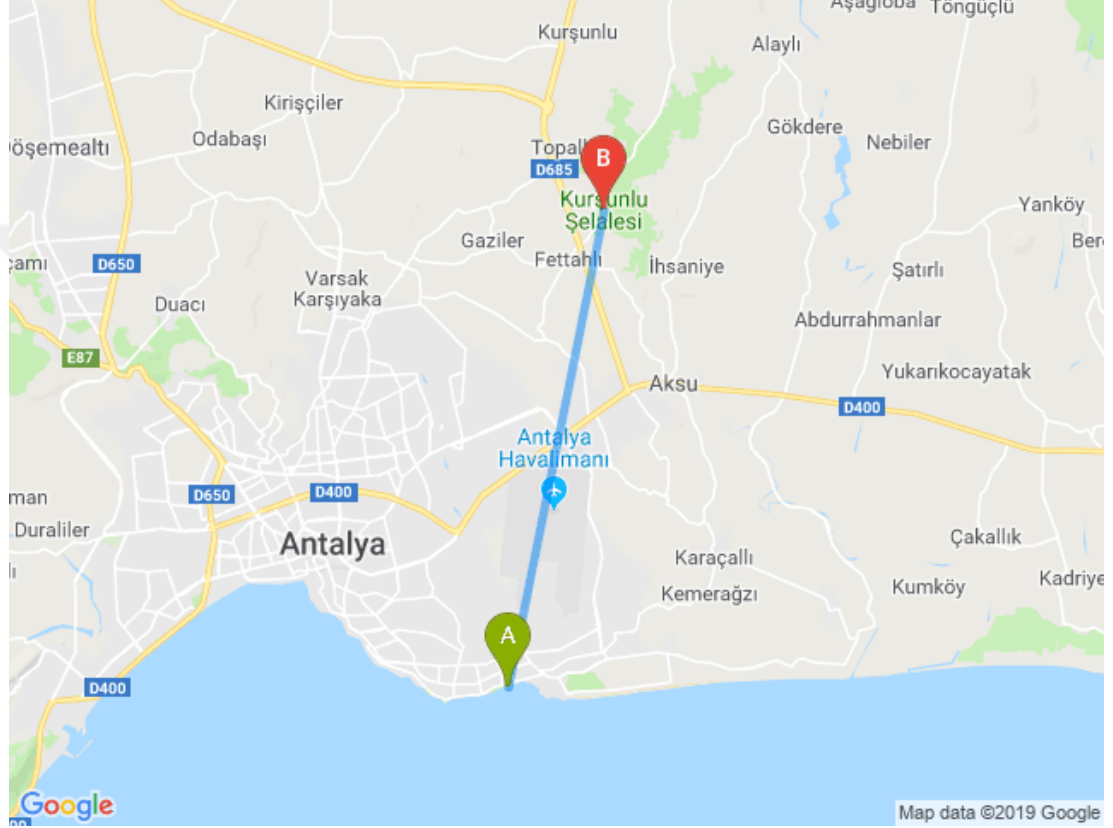
familyalara bağlı böceklerin tür bazında teğhislerini bu çalışma ile ilk kez belirlediklerini bildirmişlerdir.

Kaya (2018), yaptığı çalışmada Hatay ilinin, Antakya merkez ilçesine bağlı, Narlıca beldesinde bulunan iki farklı yonca tarlasında, yonca bitkisinde bulunan fitofağ türler, doğal düşman türleri ve bunların popülasyon yoğunluklarının belirlenmesini amaçlamıştır. Yaptığı rnekleme ve sayımlar sonucunda beş takıma ait 14 familyaya bağlı 53 fitofağ tür ve altı takıma ait dokuz familyaya bağlı 20 predatör ve 10 parazitoit olmak üzere 30 doğal düşman türü elde etmiştir. Cicadellidae, 19 tür ile en fazla tür içeren familya olduğunu ve bu familya içerisindeki türlerden ise *Asymmetrasca decedens* ve *Empoasca decipiens*'in en yoğun bulunan türler olduğunu belirtmiştir. *Lygus rugulipennis*'i ise tüm fitofağ türler içerisinde en baskın bulunan tür olarak belirtmiştir. Tüm zararlı tür popülasyonlarının her defasında biçimlerden etkilenerak düşüş gösterdiğini saptamıştır. Tr sayısı bakımından zengin olan doğal düşmanlara baktığında ise predatör türlerin ağırlıkta olduğu ve bölgede yılda yapılan yaklaşık 7-8 biçime rağmen tarlada popülasyonlarının süreklilik arz ettiği görmüştür.

3. MATERYAL VE YÖNTEM

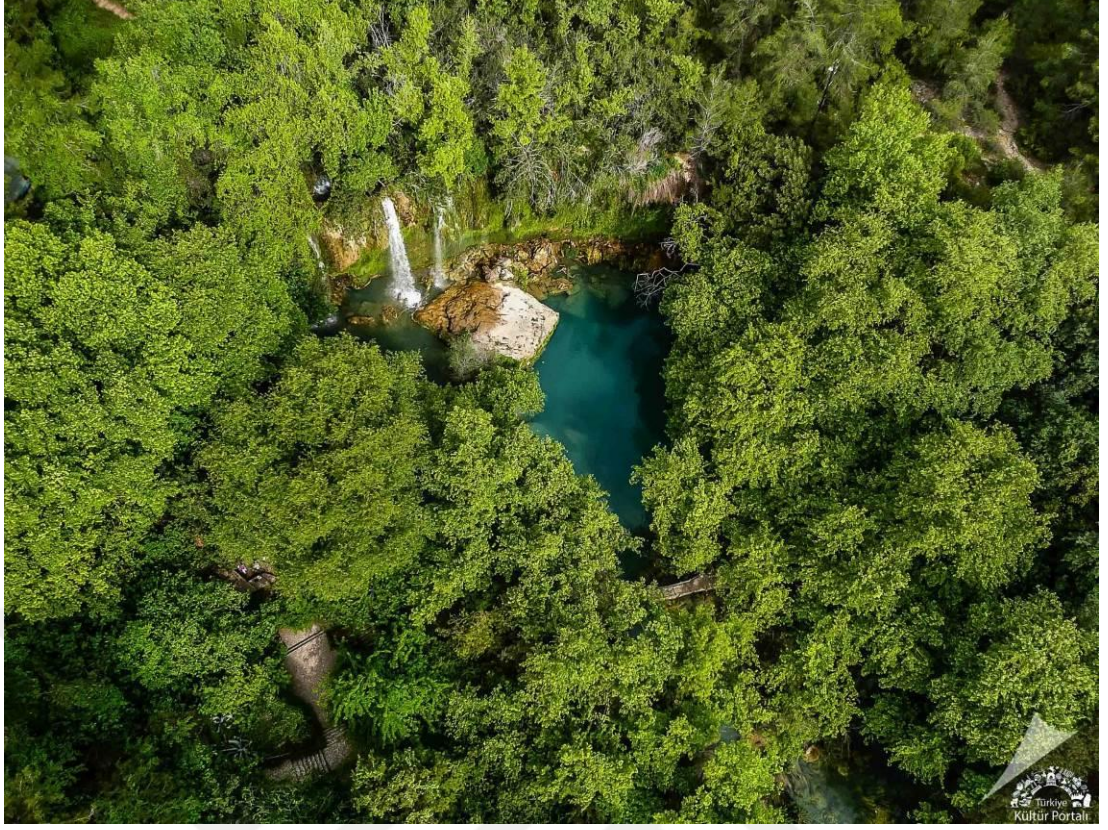
3.1. Çalışma Alanları

Çalışma alanı olarak Antalya'nın Aksu ilçe sınırları içerisinde, kent merkezinden 22 km uzaklıkta yer alan Kurşunlu Şelalesi Tabiat Parkı seçilmiştir (Şekil 3.1).



Şekil 3.1. Kurşunlu Şelalesi Tabiat Parkı Google Map görüntüsü (Anonim, 2019a)

Kızılçamın hakim olduğu alanda yer yer tek veya küçük gruplar halinde doğu çınarı, defne, harnup, yabani zeytin, sakız ağacı, söğüt ve incir ağaçları bulunmaktadır. Mersin, alıç, zakkum, böğürtlen, yabani gül, sütleğen, ılgın, ladin, kermes meşesi, kekik, yabani nane, kayıt, eğrelti ve sarmaşıklar orman altı florasını meydana getirmektedir (Anonim, 2019b), (Şekil 3.2).



Şekil 3.2. Kurşunlu Şelalesi kuş bakışı flora görüntüsü (Anonim, 2019c)

Çalışmanın ana materyalini yaşamını toprak üzerinde sürdüren tüm zararlı ve yararlı böcek türleri oluşturmuştur. Çalışma 2019 yılı Nisan-Eylül ayları arasında gerçekleştirilmiştir. İnsan aktivitelerinin olumlu ya da olumsuz etkilerini göstermesi açısından benzer özelliklerdeki orman ekosistemleri seçilmiştir. Seçilen bu habitatlar; insan aktivitesinin yoğun olduğu (K0), az yoğun olduğu (K1) ve insan aktivitesinin olmadığı (K2) bölgelerde bulunan ormanlık alan ve çevresi olarak belirlenmiştir. Bu özelliklere sahip üç ekosistem birbirleri ile karşılaştırılmıştır.

3.1.1. İnsan aktivitesinin yoğun olduğu çalışma alanı

İnsan aktivitesinin yoğun olduğu çalışma alanında turizm faktörü oldukça hakimdir. Bölgede ticari amaçlı deve, at, eşek, tavşan gibi hayvanlar beslenmekte, çocuklar için oyun parkı, aileler için piknik yerleri bulunmaktadır. Kurşunlu Şelalesi Tabiat Parkı'nın çevresinde arıcılık yapıldığı için çevrede pestisit uygulaması yapılmadığı görevliler tarafından bildirilmiştir (Şekil 3.3, Şekil 3.4).

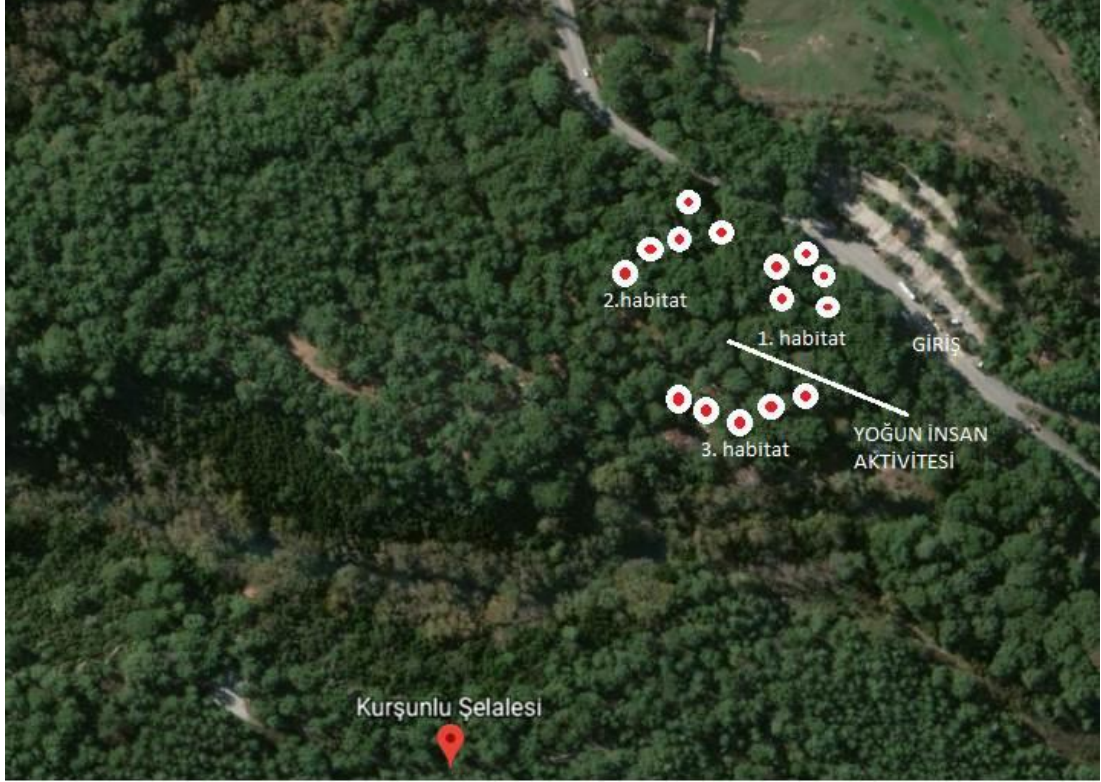


Şekil 3.3. Bölgedeki turizm etkisine örnek bir görüntü



Şekil 3.4. Bölgedeki piknik alanlarından bir görüntü

İnsan aktivitesinin yoğun olduğu çalışma alanında 3 habitat (K01, K02, K03) seçilmiştir. Bu seçilen habitatların her birine 5'er adet olmak üzere 10'ar metre arayla çukur tuzaklar yerleştirilmiştir (Şekil 3.5).



Şekil 3.5. Seçilen habitatların ve kurulan çukur tuzakların Google Earth görüntüsü (1)

3.1.2. İnsan aktivitesinin az yoğun olduğu çalışma alanı

İnsan aktivitesinin az yoğun olduğu çalışma alanında turizm faktörü etkisini kaybetmekte olup sadece insanların yürüyüş yapabileceği patika yollar bulunmaktadır. Görevlilerden alınan bilgiler doğrultusunda bölgeye fotoğrafçılık ve doğa yürüyüşleri amacıyla ziyaretler gerçekleştirilmektedir (Şekil 3.6, Şekil 3.7).



Şekil 3.6. Bölgedeki patika yol başlangıcından bir görüntü



Şekil 3.7. Görevlilerle bölge tanımlamasından bir görüntü

İnsan aktivitesinin az yoğun olduğu çalışma alanında 3 habitat (K11, K12, K13) seçilmiştir. Bu seçilen habitatların her birine 5'er adet olmak üzere 10'ar metre arayla çukur tuzaklar yerleştirilmiştir (Şekil 3.8).



Şekil 3.8. Seçilen habitatların ve kurulan çukur tuzakların Google Earth görüntüsü (2)

3.1.3. İnsan aktivitesinin olmadığı çalışma alanı

İnsan aktivitesinin olmadığı çalışma alanında turizm faktörü tamamen ortadan kalkmaktadır. Bölgeye özel durumlar hariç herhangi bir giriş veya müdahale söz konusu olmamaktadır. Bölge diğer seçilmiş olan bölgelere göre tamamen doğallığını korumaktadır (Şekil 3.9, Şekil 3.10).



Şekil 3.9. İnsan aktivitesinin olmadığı alandan bir görüntü (1)



Şekil 3.10. İnsan aktivitesinin olmadığı alandan bir görüntü (2)

İnsan aktivitesinin olmadığı çalışma alanında 3 habitat (K21, K22, K23) seçilmiştir. Bu seçilen habitatların her birine 5'er adet olmak üzere 10'ar metre arayla çukur tuzaklar yerleştirilmiştir (Şekil 3.11).



Şekil 3.11. Seçilen habitatların ve kurulan çukur tuzakların Google Earth görüntüsü (3)

3.2. Böcek Türlerinin Örneklenmesi ve Teşhisi

Böcek türlerin örneklenmesinde çukur tuzak örnekleme yöntemi uygulanmıştır. Çalışmanın yürütüldüğü ekosisteme, bölgenin mevsimsel özellikleri ve böceklerin yaşam döngüsü esas alınarak 2019 yılı Nisan-Eylül ayları arasında arazi çıkışları yapılmıştır. Bu yöntemde insan aktivitesinin yoğun olduğu, az yoğun olduğu ve insan aktivitesinin olmadığı habitatlara, 15 cm çapında ve 20 cm derinliğindeki plastik kaplar açık olan kısımları toprak seviyesi ile aynı düzeyde tutularak 10'ar metre aralıklarla her habitata 3'er tekerrürlü olacak şekilde 15'er adet yerleştirilmiştir (New, 1998) (Şekil 3.12). Kurulan bu tuzaklar haftada bir kez olmak üzere kontrol edilmiştir ve içerisine düşen böcekler öldürme şişelerinde öldürülmüştür. Her örnekleme alanı için ayrı ayrı hazırlanan cam şişelere konan ölü böcekler, iğneleme, etiketleme, sayım işlemleri ve teşhisleri yapılmak üzere laboratuvara götürülmüştür.

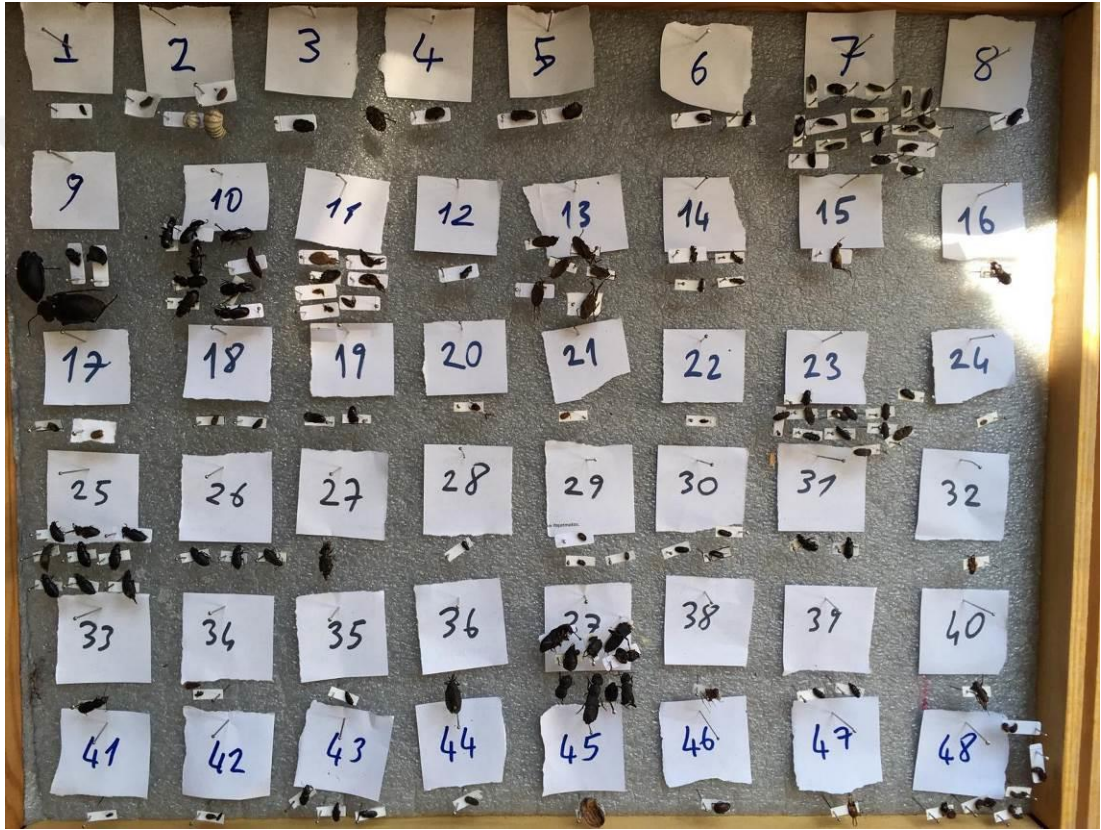


Şekil 3.12. Çukur tuzak örnekleme yöntemi kurulumundan bir görüntü

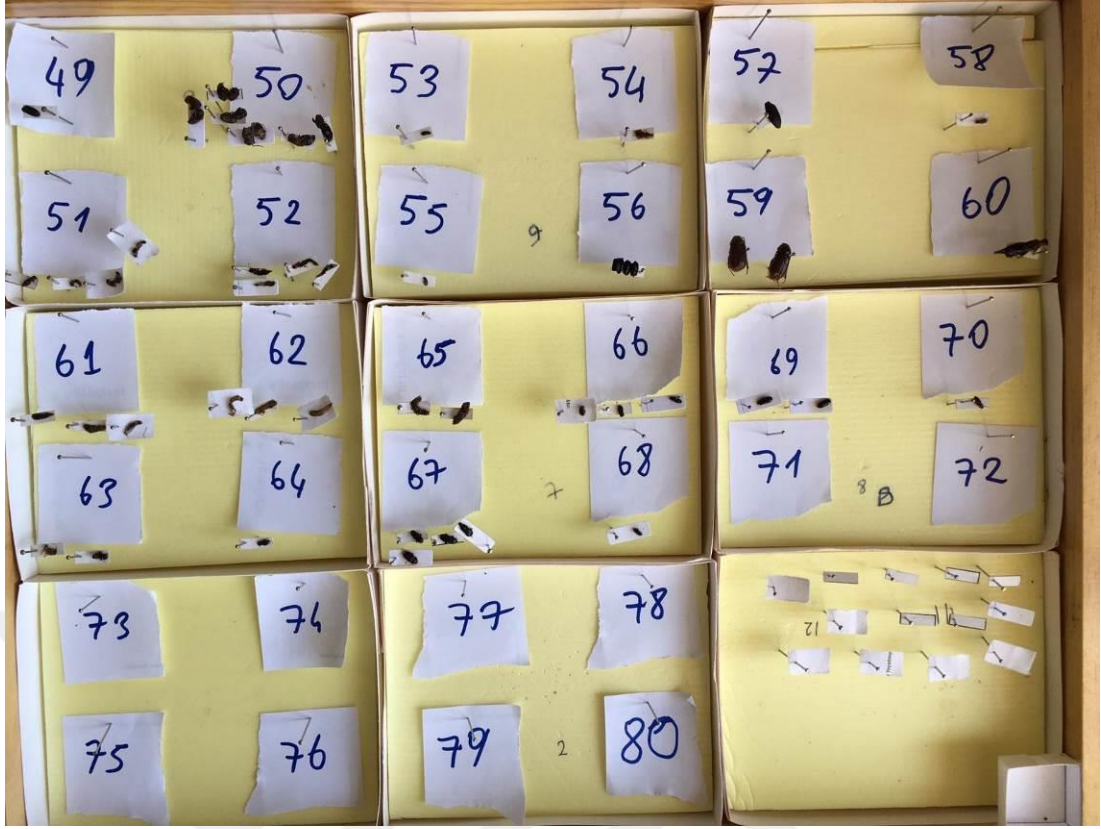
Toplanan familyalara ait türlerin teşhis işlemlerinin kolaylaştırılması için böcekler takson isimleriyle değil numaralarla kayıt altına alınmıştır. Bu yöntem için model böcek çekmeceleri hazırlanmış ve toplanan böcek türleri model böcek çekmecesine birden başlayarak sırayla dizilmiştir. Numaraları belirlenen böcek türleri için Microsoft Excel programında çizelge oluşturulduktan sonra böcek türleri numaraları

ile programa kayıt edilmiştir. Programda tür isimleri yerine kullanılan numaralar sütun bölümüne, böcek türleri hakkındaki diğer bilgiler ve sayıları ise satır bölümüne yazılarak her hafta için ayrı bir sayfa oluşturulmuştur. Yapılan bütün hesaplamalarda bu veriler kullanılmıştır.

Toplanan familyalara ait türlerin morfolojik farklılıklarına göre morpho-species düzeyinde teşhisleri yapılmıştır. Daha sonra tür bazında teşhisleri uzman kişiler tarafından yapılmıştır (Şekil 3.14, Şekil 3.15).



Şekil 3.13. Morfo-species düzeyinde teşhis edilmiş böcek türlerinin görüntüsü (1)



Şekil 3.14. Morfo-species düzeyinde teşhis edilmiş böcek türlerinin görüntüsü (2)

3.3. Biyolojik Çeşitlilik Hesaplamaları

İnsan aktivitesinin yoğun olduğu, yoğun olmadığı ve hiç olmadığı habitatlarda yaşamlarını toprak üzerinde sürdüren böceklerden elde edilen verilerden yararlanılarak hesaplanan biyolojik çeşitlilik parametreleri formülleri aşağıda verilmiştir.

Biyolojik çeşitlilik hesaplamalarında Shannon (H') ve Simpson (D) indeksleri, benzerlik değerlendirmelerinde ise Sorensen (CS) indeksi kullanılmıştır. (Magurran, 2004).

Tür çeşitlilikleri için;

- Shannon-Wiener;

$$H' = -\sum p_i \ln(p_i) \quad (3.1)$$

H': Shannon-Weaver çeşitlilik indeksi

p_i: i'inci türün diğerlerine göre oranı

- Simpson;

$$S_d = 1 - D \quad (3.2)$$

S_d: Simpson çeşitlilik indeksi

D: Simpson dominantlık indeksi

Dominantlık için;

- Simpson;

$$I = \sum n_i(n_i - 1) / N(N - 1) \quad (3.3)$$

I: Simpson'un Dominantlık indeksi

i: Tür sayısı

n_i: Bir türe ait birey sayısı

N: Bir bölgedeki türlerin toplamı

Tür yoğunluklarının birbirleri ile olan ilişkileri (Evenness) için;

- Shannon Evenness;

$$J = H' / \ln S \quad (3.4)$$

J: Shannon Evenness

H': Shannon-Weaver çeşitlilik indeksi

ln: Logaritma

S: Bir bölgedeki toplam tür sayısı

- Simpson Evenness;

$$E1/D = (1/D) / S \quad (3.5)$$

E1/D: Simpson Evenness indeksi

1/D: Simpson çeşitlilik indeksi

S: Toplam tür sayısı

Benzerlik için;

-Sorensen;

$$B_s = 2C / A + B \quad (3.6)$$

Bs: Sorensen'in Benzerlik indeksi

A: A habitatındaki tür sayısı

B: B habitatındaki tür sayısı

C: A ve B habitatlarından elde edilen ortak tür sayısını ifade etmektedir (Southwood, 1971; Magurran, 1988; Krebs, 1999; Magurran, 2003; Aydın, 2006).

Verilerin yorumlanmasının kolaylığı açısından yüzde benzerlik değerleri de çalışma içerisinde verilmiştir.

3.4. Biyolojik Gösterge Türlerin Belirlenmesi:

Öncelikli olarak çukur tuzak örnekleme yönteminden elde edilen verilerden yola çıkarak, bir türün habitata ait olup olmadığını test eden Engelman (1978) parametresi kullanılmıştır. Bu parametreye göre türün dominantlığı %0.32'den düşük ise biyolojik gösterge analizinde kullanılmayacağını bildirmektedir. Bu nedenle dominantlığı her habitat için %0.32'den düşük olan türler biyolojik gösterge analizi için değerlendirmeye alınmamıştır.

Belirtilen örnekleme yöntemi ile örneklenen her türün yüzde dominantlığı Heydemann's (1953)'a göre aşağıdaki formül ile hesaplanmıştır.

$$D(\%) = 100N_i / N \quad (3.7)$$

Burada;

N_i bir türe ait yakalanan birey sayısını, N ise örnekleme yöntemi ile yakalanan tüm türlerin toplam birey sayılarını göstermektedir.

Biyolojik gösterge analizi (BGA) (Dufrêne ve Legendre, 1997), bir türün habitat tanımlaması yada habitat yıpranmasına ve/veya insan aktivitelerine biyolojik gösterge olarak kullanım olanaklarını test etmek için kullanılmaktadır. Çalışmanın bu aşamasında değerlendirilmiş olan BGA için PC_Ord (Version 4.14) yazılım paketi kullanılmış ve dominantlık değeri %0.32'den fazla olan türler aşağıda gösterildiği şekilde analize dahil edilmiş ve BGA değerleri istatistiki olarak hesaplanmıştır. Hesaplama aşağıdaki adımlar izlenmiştir.

(1) Bir gruptaki belirli bir türün orantılı miktarı, bu türün tüm gruptaki bolluk seviyesine göre hesaplanmıştır. Sonuçta bu oran yüzde olarak gösterilmiştir.

Öncelikli olarak, grup k'daki j türlerinin ortalama bolluğu "xkj" saptanmıştır. Daha sonra k grubundaki j türlerinin göreceli bolluğu "RAkj" aşağıdaki formüle göre hesaplanmıştır:

$$x_{kj} = \sum_{i=0}^{nk} a_{ijk} / nk \quad (3.8)$$

Burada;

a_{ijk} = "k" grubu içerisindeki "i" örnekleme yönteminden elde edilen "j" türünün yoğunluğu

nk = "k" grubu içerisindeki örnekleme sayısı

$$RA_{kj} = x_{kj} / \sum_{k=1}^g x_{kj} \quad (3.9)$$

Burada;

A = x türünün örnekleme yöntemindeki matrisi

g = Toplam grup sayısını ifade etmektedir.

(2) Her bir gruptaki örnek birimlerin yüzdesi, bir başka deyişle her bir gruptaki türlerin orantılı frekansı yüzde olarak hesaplanmıştır.

Öncelikli olarak A, B'nin ortamda bulunma-bulunmama durumuna göre matrise dönüştürülmüştür.

$$b_{ij} = a_{ij}^0 \quad (3.10)$$

Sonrasında Grup k'daki j türlerinin göreceli frekansı "RFkj" hesaplanmıştır.

(3) Adım (1) ve adım (2) sonucunda hesaplanan oranlar birbiriyle çarpılıp, sonuç yüzde olarak ifade edilmiştir. Her bir grupta (k) "j" türü için bir gösterge değeri "IVkj" elde edilmiştir.

(4) Belirli bir tür için gruplar arasındaki en yüksek gösterge değeri (IVmax), bu tür için toplam gösterge değerinin bir özeti olarak ifade edilmiştir.

(5) IVmax'ın istatistiksel önemi Monte Carlo testi kullanılarak ölçülmüştür.

3.5. Tür Tahminleyicilerinin Hesaplanması:

“Örnekleme yöntemlerinin koruma alanında bulunan türleri belirlemede yeterliliklerinin test edilmesi” amacı için aşağıda formülleri verilen 7 farklı tür tahminleyicisi birbirleri ile karşılaştırılmıştır. Tür tahminleyicilerinin hesaplanmasında EstimateS programından yararlanılmıştır (Colwell, 1997).

3.5.1. Chao 1 tür tahminleyicisi: (Chao, 1984; Colwell ve Coddington, 1994)

$$S_{Chao1} = S_{obs} + F_1^2 / 2F_2 \quad (3.11)$$

S_{obs} = Gözlemlenen tür sayısı,

F_1 = Singletons (“bir” birey sayısı ile temsil edilen türler)

F_2 = Doubletons (“iki” birey sayısı ile temsil edilen türler) (Chao, 1984; Chazdon vd., 1998).

3.5.2. Chao 2 tür tahminleyicisi: (Chao, 1987; Colwell ve Coddington, 1994)

$$S_{Chao2} = S_{obs} + Q_1^2 / 2Q_2 \quad (3.12)$$

S_{obs} = Gözlemlenen tür sayısı,

Q_1 : Sadece bir örnekleme alanında bulunan türlerin sayısı (*uniques*)

Q_2 : Sadece iki örnekleme alanında bulunan türlerin sayısı (*dupes*)

3.5.3. Jackknife 1 tür tahminleyicisi: (Burnham ve Overton, 1978, 1979; Heltshe ve Forrester, 1983)

$$S_{Jack1} = S_{obs} + Q_1 (m - 1/m) \quad (3.13)$$

Q_1 : Sadece bir örnekleme alanında bulunan türlerin sayısı (*uniques*)

m: Örnekleme alanı sayısı

3.5.4. Jackknife 2 tür tahminleyicisi: (Smith ve van Belle, 1984)

$$S_{Jack\ 2} = S_{obs} + \left(\frac{Q_1(2m-3)}{m} - \frac{Q_2(m-2)^2}{m(m-1)} \right) \quad (3.14)$$

S_{obs} = Gözlemlenen tür sayısı,

Q_1 : Sadece bir örnekleme alanında bulunan türlerin sayısı (*uniques*)

Q_2 : Sadece iki örnekleme alanında bulunan türlerin sayısı (*dupes*)

m : Örnekleme alanı sayısı

3.5.5. Bootstrap tür tahminleyicisi (tekerrüre dayalı) (Smith ve van Belle, 1984)

$$S_{boot} = S_{obs} + \sum_{k=1}^{S_{obs}} (1 - p_k)^2 \quad (3.15)$$

S_{obs} = Gözlemlenen tür sayısı,

p_k = k türünün içerdiği örnekleme alanlarının oranı

3.5.6. ACE tür tahminleyicisi (Abundance Coverage Estimator) (Chao ve Lee, 1992; Chao vd., 1993)

$$S_{ace} = S_{abund} + \frac{S_{rare}}{C_{ace}} + \frac{F_1}{C_{ace}} Y_{ace}^2 \quad (3.16)$$

S_{abund} = Tüm örnekleme alanlarında yakalanma sayısı 10'dan fazla olan türlerin sayısı

S_{rare} = Tüm örnekleme alanlarında yakalanma sayısı 10'dan az olan türlerin sayısı

C_{ace} = Örnek yoğunluğu kapsama tahminleyicisi

Y_{ace}^2 = Varyasyon katsayısı – Nadir türler için F_1 'nin tahmini varyasyon katsayısı

3.5.7. ICE (Incidence Coverage-based Estimator) (Lee ve Chao, 1994)

$$S_{ice} = S_{freq} + \frac{S_{inf r}}{C_{ice}} + \frac{Q_1}{C_{ice}} Y_{ice}^2 \quad (3.17)$$

S_{freq} = sık görülen türlerin sayısı (her biri 10 örnekten daha fazla)

$S_{inf r}$ = Nadir görülen türlerin sayısı (Her biri 10 örnekten daha az)

C_{ice} = Örnek tekerrür kapsama tahminleyicisi

Q_1 : Sadece bir örnekleme alanında bulunan türlerin sayısı (*uniques*)

Y_{ice}^2
= Nadir türler için Q_i 'nin varyasyon katsayısı

4. BULGULAR

4.1. Tespit Edilen Biyolojik Çeşitlilik Değerleri

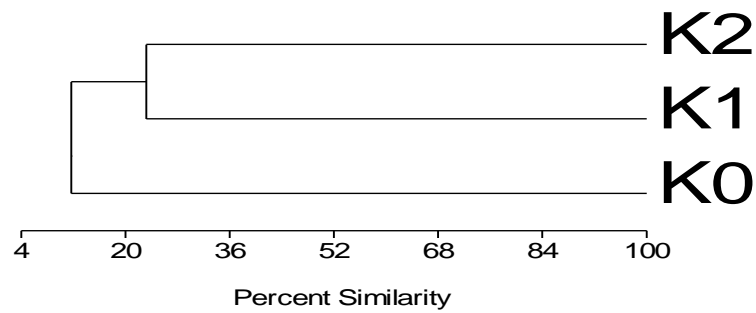
Çalışmanın yürütüldüğü ekosistemlerde çukur tuzak örnekleme yöntemiyle 63 böcek türüne ait toplam 1498 adet birey örneklenmiş ve bu böcek türlerinden iki tanesi tür bazında teşhis edilmiştir. Elde edilen verilere göre insan aktivitesinin yoğun olduğu (K0) ekosisteminde, insan aktivitesinin olmadığı (K2) ve insan aktivitesinin az yoğun olduğu (K1) ekosistemlerine göre daha fazla böcek türü yakalanmıştır. Türlerin birey sayılarına göre sıralamaları çoktan aza doğru K23;K22;K11;K13;K03;K02;K21;K01;K12 şeklinde olmuştur (Çizelge 4.1). Örneklenen böcek türlerinden ve bireysel yakalanma sayılarından elde edilen verilere göre; ekosistemlerdeki tür zenginliği en yüksekten en düşüğe doğru K11;K01;K02=K03=K21;K13;K22;K23;K12 şeklinde olmuştur. Shannon –Wiener çeşitlilik indeksi ile biyolojik çeşitlilik değerleri tür zenginliği açısından en yüksekten en düşüğe doğru K21;K01;K02;K03;K12;K13;K11;K22;K23 olarak hesaplanmıştır. Bir diğer çeşitlilik indeksi olan Simpson'a göre çeşitlilik açısından en zengin habitatlar ise sırasıyla K21;K02;K01;K03;K12;K13;K11;K22;K23 olarak hesaplanmıştır (Çizelge 4.1). Ekosistemler insan aktivitesinin yoğunluğuna göre düzenlenip ele alındığında ise tür zenginliği sıralaması yüksekten aza doğru K0;K1;K2 şeklinde olmuştur. Habitatlarda örneklenen türlerden elde edilen veriler ile yapılan dominantlık indeks ölçümüne göre en dominant habitatın K23 olduğu görülmüş ve bunu sırayla K22;K11;K13;K03;K02;K21;K01;K12 habitatları takip etmiştir (Çizelge 4.1). Ekosistemlerin insan aktivitesinin yoğunluğuna göre düzenlenip dominantlık indeksleri değerlendirildiğinde ise yüksekten aza doğru dominantlık sıralaması K2;K1;K0 şeklinde olmuştur. Habitatlardaki popülasyon yoğunluk ilişkisi üzerinde durulduğunda ve Shannon ve Simpson çeşitlilik indekslerinin değerleri incelendiğinde popülasyon yoğunluğunun en dengeli olduğu habitatlar K01, K02, K03 olarak belirlenmiştir. Yani yoğunluk açısından en dengeli habitat insan aktivitesinin yoğun olduğu K0 ekosistemi olmuş ve bunu sırasıyla K1 ve K2 ekosistemleri takip etmiştir. Üzerinde çalışılan ekosistemlerden tespit edilen ve tür sayılarına bağlı olarak hesaplaması yapılan biyolojik çeşitlilik parametrelerine ait değerler detaylı olarak Çizelge 4.1'de verilmiştir.

Çizelge 4.1. Çalışılan ekosistemlerden çukur tuzak örnekleme yöntemi uygulanarak yakalanan böcek türlerinin biyolojik çeşitlilik parametre değerleri (K0: yoğun insan aktivitesi, K1: az yoğun insan aktivitesi, K2: insan aktivitesi yok)

Seçilen Habitatlar	K01	K02	K03	K11	K12	K13	K21	K22	K23
Tür Sayısı	17	16	16	19	9	15	16	13	12
Birey Sayısı	27	32	41	103	26	60	29	347	833
Çeşitlilik İndeksleri									
Shannon-Wiener[H]	2,506	2,484	2,309	1,237	1,535	1,329	2,509	0,387	0,197
Simpson Index[D]	0,124	0,119	0,145	0,564	0,358	0,52	0,105	0,867	0,941
Simpson Diversity [1-D]	0,875	0,880	0,854	0,435	0,642	0,48	0,894	0,132	0,059
Yoğunluk İndeksleri									
Shannon-Evenness [EH]	0,884	0,896	0,833	0,420	0,699	0,490	0,905	0,151	0,079
Simpson-Evenness [E1/D]	0,471	0,524	0,429	0,093	0,310	0,128	0,590	0,088	0,088

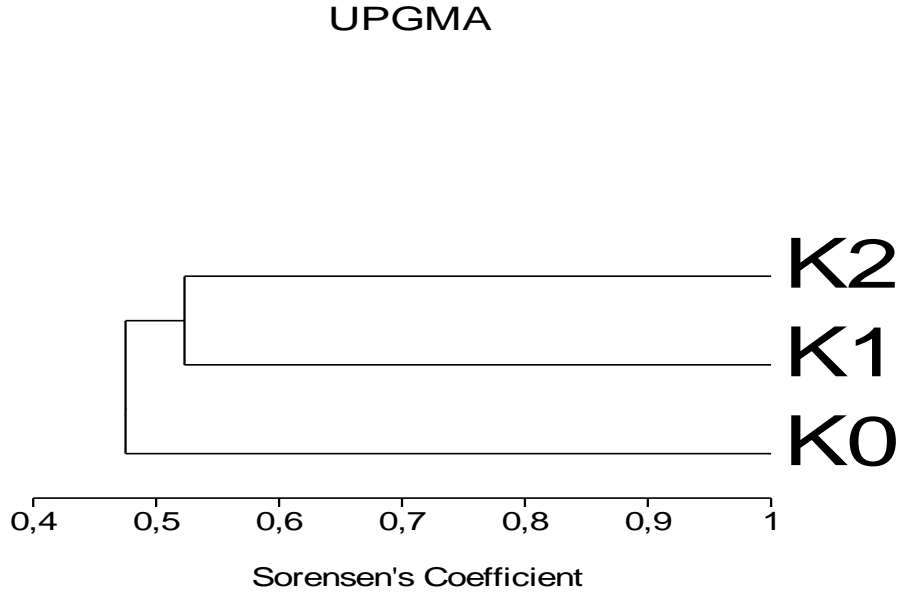
Çukur tuzaklama örnekleme yönteminden elde edilen türlere bağlı veriler doğrultusunda hazırlanan yüzde benzerlik indeksine göre; K0 ekosisteminin, K1 ekosistemine olan benzerliği %18,68 ve K2 ekosistemine olan benzerliği ise %4,58 olarak belirlenmiştir. K1 ekosisteminin K2 ekosistemine olan benzerliği ise %23,17 olarak belirlenmiştir (Şekil 4.1). Yüzde benzerlik analizinin sonuçları daha çok alanların birbirine benzemediğini ortaya koymuştur.

UPGMA



Şekil 4.1. İnsan aktivitesinin yoğun olduğu (K2), insan aktivitesinin az yoğun olduğu (K1) ve insan aktivitesinin olmadığı (K0) ekosistemlerinden yakalanan böcek türlerinin yüzde benzerlik analizi

Sorensen benzerlik değeri 1 ile 0 arasında değişkenlik göstermektedir. 1'e yaklaştıkça benzerlik artarken, sıfıra yaklaşan değerler benzemezliği ifade etmektedir. Sorensen benzerlik indeksinin sonuçları ele alındığında alanların birbirine benzemediği görülmektedir. Sorensen benzerlik analizinin yansıttığı bu dendogram aslında alanların benzemezliğini daha çok ifade etmektedir (Şekil 4.2).



Şekil 4.2. İnsan aktivitesinin yoğun olduğu (K2), insan aktivitesinin az yoğun olduğu (K1) ve insan aktivitesinin olmadığı (K0) ekosistemlerinden yakalanan böcek türlerinin Sorensen benzerlik analizi

4.2. Biyolojik Gösterge Türlerin Belirlenmesi:

Öncelikli olarak çukur tuzak örnekleme yönteminden elde edilen verilerden yola çıkarak, bir türün habitata ait olup olmadığını test eden Engelman (1978) parametresi kullanılmıştır. Bu parametreye göre türün dominantlığı %0.32'den düşük ise biyolojik gösterge analizinde kullanılmayacağını bildirmektedir. Bu nedenle dominantlığı her habitat için %0.32'den düşük olan türler biyolojik gösterge analizi için değerlendirmeye alınmamıştır.

Çalışmada 5 bireyin altındaki örneklenen türler habitattan gelip geçen türler olarak değerlendirilmiş ve istatistik olarak analize dahil edilmemiştir. 5 ve 5'in üzerinde örneklenen tüm türler Biyolojik Gösterge Analizi'ne tabi tutularak değerlendirilmiş ve

sonuçta yalnızca 7 numara ile anılan Hemiptera takımına, Lygaeidae familyasına ait *Lethaeus cribratissimus* türü insan aktivitesinin çok yoğun olduğu habitatlara biyolojik gösterge tür olarak istatistiki açıdan önemli bulunmuştur ($P<0.05$), (Şekil 4.2.1).



Şekil 4.3. *Lethaeus cribratissimus* (Hemiptera, Lygaeidae), (Anonim, 2019d).

4.3. Tür Tahminleyicilerinin Hesaplanması:

4.3.1. Chao 1 tür tahminleyicisi:

Kurşunlu Şelalesi Tabiat Parkı sınırları içerisinde yer alan ve K0 habitatu olarak adlandırılan insan aktivitesinin çok yoğun olduğu habitatta çalışma süresince örneklenen böcek türlerinin sayısı ile 1 ve 2 adet birey sayısı ile temsil edilen türlerin

yakalanma sayısına göre hesaplanan Chao 1 tür tahminleyicisinin sonuçları karşılaştırılmıştır. Buna göre K01 habitatu için çalışma süresince 17 adet farklı böcek türü örneklenmiş ve Chao 1 tür tahminleyici ile sözü edilen habitatta yaklaşık olarak 111 böcek türü olabileceği hesaplanmıştır. K02 habitatu için çalışma süresince 16 adet farklı böcek türü örneklenmiş ve Chao 1 tür tahminleyicisi ile sözü edilen habitatta yaklaşık olarak 21 böcek türü olabileceği hesaplanmıştır. K03 habitatu için çalışma süresince 16 adet farklı böcek türü örneklenmiş ve Chao 1 tür tahminleyicisi ile sözü edilen habitatta yaklaşık olarak 40 böcek türü olabileceği hesaplanmıştır (Çizelge 4.2).

Sözü edilen çalışma alanı sınırları içerisinde yer alan ve K1 habitatu olarak adlandırılan insan aktivitesinin az yoğun olduğu habitatta çalışma süresince örneklenen böcek türlerinin sayısı ile 1 ve 2 adet birey sayısı ile temsil edilen türlerin yakalanma sayısına göre hesaplanan Chao 1 tür tahminleyicisinin sonuçları karşılaştırılmıştır. Buna göre K11 habitatu için çalışma süresince 19 böcek türü örneklenmiş ve Chao 1 tür tahminleyicisi ile sözü edilen habitatta yaklaşık olarak 130 böcek türü olabileceği hesaplanmıştır. K12 habitatu için çalışma süresince 9 böcek türü örneklenmiş ve Chao 1 tür tahminleyicisi ile sözü edilen habitatta yaklaşık olarak 13 böcek türü olabileceği hesaplanmıştır. K13 habitatu için çalışma süresince 15 böcek türü örneklenmiş ve Chao 1 tür tahminleyicisi ile sözü edilen habitatta yaklaşık olarak 34 böcek türü olabileceği hesaplanmıştır (Çizelge 4.2).

Kurşunlu Şelalesi Tabiat Parkı sınırları içerisinde yer alan ve K2 habitatu olarak adlandırılan insan aktivitesinin olmadığı habitatta çalışma süresince örneklenen böcek türlerinin sayısı ile 1 ve 2 adet birey sayısı ile temsil edilen türlerin yakalanma sayısına göre hesaplanan Chao 1 tür tahminleyicisinin sonuçları karşılaştırılmıştır. Buna göre K21 habitatu için çalışma süresince 16 böcek türü örneklenmiş ve Chao 1 tür tahminleyicisi ile sözü edilen habitatta yaklaşık olarak 45 böcek türü olabileceği hesaplanmıştır. K22 habitatu için çalışma süresince 13 böcek türü örneklenmiş ve Chao 1 tür tahminleyicisi ile sözü edilen habitatta yaklaşık olarak 33 böcek türü olabileceği hesaplanmıştır. K23 habitatu için çalışma süresince 12 böcek türü örneklenmiş ve Chao 1 tür tahminleyicisi ile sözü edilen habitatta yaklaşık olarak 20 böcek türü olabileceği hesaplanmıştır (Çizelge 4.2).

4.3.2. Chao 2 tür tahminleyicisi:

Kurşunlu Şelalesi Tabiat Parkı sınırları içerisinde yer alan ve K0 habitatu olarak adlandırılan insan aktivitesinin çok yoğun olduğu habitatta çalışma süresince örneklenen böcek türlerinin sayısı ile sadece 1 ve sadece 2 örnekleme alanında bulunan türlerin yakalanma sayısına göre hesaplanan Chao 2 tür tahminleyicisinin sonuçları karşılaştırılmıştır. Buna göre K01 habitatu için çalışma süresince 17 böcek türü örneklenmiş ve Chao 2 tür tahminleyicisi ile sözü edilen habitatta yaklaşık olarak 62 böcek türü olabileceği hesaplanmıştır. K02 habitatu için çalışma süresince 16 böcek türü örneklenmiş ve Chao 2 tür tahminleyicisi ile sözü edilen habitatta yaklaşık olarak 22 böcek türü olabileceği hesaplanmıştır. K03 habitatu için çalışma süresince 16 böcek türü örneklenmiş ve Chao 2 tür tahminleyicisi ile sözü edilen habitatta yaklaşık olarak 89 böcek türü olabileceği hesaplanmıştır (Çizelge 4.2).

Sözü edilen çalışma alanı sınırları içerisinde yer alan ve K1 habitatu olarak adlandırılan insan aktivitesinin az yoğun olduğu habitatta çalışma süresince örneklenen böcek türlerinin sayısı ile sadece bir ve sadece iki örnekleme alanında bulunan türlerin yakalanma sayısına göre hesaplanan Chao 2 tür tahminleyicisinin sonuçları karşılaştırılmıştır. Buna göre K11 habitatu için çalışma süresince 19 farklı böcek türü örneklenmiş ve Chao 2 tür tahminleyicisi ile sözü edilen habitatta yaklaşık olarak 131 böcek türü olabileceği hesaplanmıştır. K12 habitatu için çalışma süresince 9 farklı böcek türü örneklenmiş ve Chao 2 tür tahminleyicisi ile sözü edilen habitatta yaklaşık olarak 31 böcek türü olabileceği hesaplanmıştır. K13 habitatu için çalışma süresince 15 farklı böcek türü örneklenmiş ve Chao 2 tür tahminleyicisi ile sözü edilen habitatta yaklaşık olarak 48 böcek türü olabileceği hesaplanmıştır (Çizelge 4.2).

Kurşunlu Şelalesi Tabiat Parkı sınırları içerisinde yer alan ve K2 habitatu olarak adlandırılan insan aktivitesinin olmadığı habitatta çalışma süresince örneklenen böcek türlerinin sayısı ile sadece bir ve sadece iki örnekleme alanında bulunan türlerin yakalanma sayısına göre hesaplanan Chao 2 tür tahminleyicisinin sonuçları karşılaştırılmıştır. Buna göre K21 habitatu için çalışma süresince 16 farklı böcek türü örneklenmiş ve Chao 2 tür tahminleyicisi ile sözü edilen habitatta yaklaşık olarak 55 böcek türü olabileceği hesaplanmıştır. K22 habitatu için çalışma süresince 13 farklı böcek türü örneklenmiş ve Chao 2 tür tahminleyicisi ile sözü edilen habitatta yaklaşık

olarak 31 böcek türü olabileceği hesaplanmıştır. K23 habitatu için çalışma süresince 12 farklı böcek türü örneklenmiş ve Chao 2 tür tahminleyicisi ile sözü edilen habitatta yaklaşık olarak 23 böcek türü olabileceği hesaplanmıştır (Çizelge 4.2).

4.3.3. Jacknife 1 tür tahminleyicisi:

Kurşunlu Şelalesi Tabiat Parkı sınırları içerisinde yer alan ve K0 habitatu olarak adlandırılan insan aktivitesinin yoğun olduğu habitatta çalışma süresince örneklenen böcek türlerinin sayısı ile sadece bir örnekleme alanında bulunan türlerin yakalanma sayısına ve örnekleme alanı sayısına göre hesaplanan Jacknife 1 tür tahminleyicisinin sonuçları karşılaştırılmıştır. Buna göre K01 habitatu için çalışma süresince 17 farklı böcek türü örneklenmiş ve Jacknife 1 tür tahminleyicisi ile sözü edilen habitatta yaklaşık olarak 30 böcek türü olabileceği hesaplanmıştır. K02 habitatu için çalışma süresince 16 farklı böcek türü örneklenmiş ve Jacknife 1 tür tahminleyicisi ile sözü edilen habitatta yaklaşık olarak 24 böcek türü olabileceği hesaplanmıştır. K03 habitatu için çalışma süresince 16 farklı böcek türü örneklenmiş ve Jacknife 1 tür tahminleyicisi ile sözü edilen habitatta yaklaşık olarak 28 böcek türü olabileceği hesaplanmıştır (Çizelge 4.2).

Sözü edilen çalışma alanı sınırları içerisinde yer alan ve K1 habitatu olarak adlandırılan insan aktivitesinin az yoğun olduğu habitatta çalışma süresince örneklenen böcek türlerinin sayısı ile sadece bir örnekleme alanında bulunan türlerin yakalanma sayısına ve örnekleme alanı sayısına göre hesaplanan Jacknife 1 tür tahminleyicisinin sonuçları karşılaştırılmıştır. Buna göre K11 habitatu için çalışma süresince 19 farklı böcek türü örneklenmiş ve Jacknife 1 tür tahminleyicisi ile sözü edilen habitatta yaklaşık olarak 34 böcek türü olabileceği hesaplanmıştır. K12 habitatu için çalışma süresince 9 farklı böcek türü örneklenmiş ve Jacknife 1 tür tahminleyicisi ile sözü edilen habitatta yaklaşık olarak 15 böcek türü olabileceği hesaplanmıştır. K13 habitatu için çalışma süresince 15 farklı böcek türü örneklenmiş ve Jacknife 1 tür tahminleyicisi ile sözü edilen habitatta yaklaşık olarak 26 böcek türü olabileceği hesaplanmıştır (Çizelge 4.2).

Kurşunlu Şelalesi Tabiat Parkı sınırları içerisinde yer alan ve K2 habitatu olarak adlandırılan insan aktivitesinin olmadığı habitatta çalışma süresince örneklenen böcek türlerinin sayısı ile sadece bir örnekleme alanında bulunan türlerin yakalanma sayısına

ve örnekleme alanı sayısına göre hesaplanan Jacknife 1 tür tahminleyicisinin sonuçları karşılaştırılmıştır. Buna göre K21 habitatu için çalışma süresince 16 farklı böcek türü örneklenmiş ve Jacknife 1 tür tahminleyicisi ile sözü edilen habitatta yaklaşık olarak 28 böcek türü olabileceği hesaplanmıştır. K22 habitatu için çalışma süresince 13 farklı böcek türü örneklenmiş ve Jacknife 1 tür tahminleyicisi ile sözü edilen habitatta yaklaşık olarak 21 böcek türü olabileceği hesaplanmıştır. K23 habitatu için çalışma süresince 12 farklı böcek türü örneklenmiş ve Jacknife 1 tür tahminleyicisi ile sözü edilen habitatta yaklaşık olarak 18 böcek türü olabileceği hesaplanmıştır (Çizelge 4.2).

4.3.4. Jacknife 2 tür tahminleyicisi:

Kurşunlu Şelalesi Tabiat Parkı sınırları içerisinde yer alan ve K0 habitatu olarak adlandırılan insan aktivitesinin yoğun olduğu habitatta çalışma süresince örneklenen böcek türlerinin sayısı ile sadece bir örnekleme ve sadece iki örnekleme alanında bulunan türlerin yakalanma sayısı ve örnekleme alanı sayısına göre hesaplanan Jacknife 2 tür tahminleyicisinin sonuçları karşılaştırılmıştır. Buna göre K01 habitatu için çalışma süresince 17 farklı böcek türü örneklenmiş ve Jacknife 2 tür tahminleyicisi ile sözü edilen habitatta yaklaşık olarak 40 böcek türü olabileceği hesaplanmıştır. K02 habitatu için çalışma süresince 16 farklı böcek türü örneklenmiş ve Jacknife 2 tür tahminleyicisi ile sözü edilen habitatta yaklaşık olarak 27 böcek türü olabileceği hesaplanmıştır. K03 habitatu için çalışma süresince 16 farklı böcek türü örneklenmiş ve Jacknife 2 tür tahminleyicisi ile sözü edilen habitatta yaklaşık olarak 39 böcek türü olabileceği hesaplanmıştır (Çizelge 4.2).

Sözü edilen çalışma alanı sınırları içerisinde yer alan ve K1 habitatu olarak adlandırılan insan aktivitesinin az yoğun olduğu habitatta çalışma süresince örneklenen böcek türlerinin sayısı ile sadece bir örnekleme ve sadece iki örnekleme alanında bulunan türlerin yakalanma sayısı ve örnekleme alanı sayısına göre hesaplanan Jacknife 2 tür tahminleyicisinin sonuçları karşılaştırılmıştır. Buna göre K11 habitatu için çalışma süresince 19 farklı böcek türü örneklenmiş ve Jacknife 2 tür tahminleyicisi ile sözü edilen habitatta yaklaşık olarak 48 böcek türü olabileceği hesaplanmıştır. K12 habitatu için çalışma süresince 9 farklı böcek türü örneklenmiş ve Jacknife 2 tür tahminleyicisi ile sözü edilen habitatta yaklaşık olarak 20 böcek türü olabileceği hesaplanmıştır. K13 habitatu için çalışma süresince 15 farklı böcek türü örneklenmiş ve Jacknife 2 tür

tahminleyicisi ile sözü edilen habitatta yaklaşık olarak 35 böcek türü olabileceği hesaplanmıştır (Çizelge 4.2).

Kurşunlu Şelalesi Tabiat Parkı sınırları içerisinde yer alan ve K2 habitatu olarak adlandırılan insan aktivitesinin olmadığı habitatta çalışma süresince örneklenen böcek türlerinin sayısı ile sadece bir örnekleme ve sadece iki örnekleme alanında bulunan türlerin yakalanma sayısı ve örnekleme alanı sayısına göre hesaplanan Jackknife 2 tür tahminleyicisinin sonuçları karşılaştırılmıştır. Buna göre K21 habitatu için çalışma süresince 16 farklı böcek türü örneklenmiş ve Jackknife 2 tür tahminleyicisi ile sözü edilen habitatta yaklaşık olarak 37 böcek türü olabileceği hesaplanmıştır. K22 habitatu için çalışma süresince 13 farklı böcek türü örneklenmiş ve Jackknife 2 tür tahminleyicisi ile sözü edilen habitatta yaklaşık olarak 27 böcek türü olabileceği hesaplanmıştır. K23 habitatu için çalışma süresince 12 farklı böcek türü örneklenmiş ve Jackknife 2 tür tahminleyicisi ile sözü edilen habitatta yaklaşık olarak 23 böcek türü olabileceği hesaplanmıştır (Çizelge 4.2).

4.3.5. Bootstrap tür tahminleyicisi (tekerrüre dayalı)

Kurşunlu Şelalesi Tabiat Parkı sınırları içerisinde yer alan ve K0 habitatu olarak adlandırılan insan aktivitesinin yoğun olduğu habitatta çalışma süresince örneklenen böcek türlerinin sayısı ile türü baz alıp bu türün içerdiği örneklemlerin oranına göre hesaplanan Bootstrap tür tahminleyicisinin sonuçları karşılaştırılmıştır. Buna göre K01 habitatu için çalışma süresince 17 farklı böcek türü örneklenmiş ve Bootstrap tür tahminleyicisi ile sözü edilen habitatta yaklaşık olarak 22 böcek türü olabileceği hesaplanmıştır. K02 habitatu için çalışma süresince 16 farklı böcek türü örneklenmiş ve Bootstrap tür tahminleyicisi ile sözü edilen habitatta yaklaşık olarak 19 böcek türü olabileceği hesaplanmıştır. K03 habitatu için çalışma süresince 16 farklı böcek türü örneklenmiş ve Bootstrap tür tahminleyicisi ile sözü edilen habitatta yaklaşık olarak 20 böcek türü olabileceği hesaplanmıştır (Çizelge 4.2).

Sözü edilen çalışma alanı sınırları içerisinde yer alan ve K1 habitatu olarak adlandırılan insan aktivitesinin az yoğun olduğu habitatta çalışma süresince örneklenen böcek türlerinin sayısı ile türü baz alıp bu türün içerdiği örneklemlerin oranına göre hesaplanan Bootstrap tür tahminleyicisinin sonuçları karşılaştırılmıştır. Buna göre K11

habitatu için çalışma süresince 19 farklı böcek türü örneklenmiş ve Bootstrap tür tahminleyicisi ile sözü edilen habitatta yaklaşık olarak 24 böcek türü olabileceği hesaplanmıştır. K12 habitatu için çalışma süresince 9 farklı böcek türü örneklenmiş ve Bootstrap tür tahminleyicisi ile sözü edilen habitatta yaklaşık olarak 11 böcek türü olabileceği hesaplanmıştır. K13 habitatu için çalışma süresince 15 farklı böcek türü örneklenmiş ve Bootstrap tür tahminleyicisi ile sözü edilen habitatta yaklaşık olarak 19 böcek türü olabileceği hesaplanmıştır (Çizelge 4.2).

Kurşunlu Şelalesi Tabiat Parkı sınırları içerisinde yer alan ve K2 habitatu olarak adlandırılan insan aktivitesinin olmadığı habitatta çalışma süresince örneklenen böcek türlerinin sayısı ile türü baz alıp bu türün içerdiği örneklemelerin oranına göre hesaplanan Bootstrap tür tahminleyicisinin sonuçları karşılaştırılmıştır. Buna göre K21 habitatu için çalışma süresince 16 farklı böcek türü örneklenmiş ve Bootstrap tür tahminleyicisi ile sözü edilen habitatta yaklaşık olarak 20 böcek türü olabileceği hesaplanmıştır. K22 habitatu için çalışma süresince 13 farklı böcek türü örneklenmiş ve Bootstrap tür tahminleyicisi ile sözü edilen habitatta yaklaşık olarak 16 böcek türü olabileceği hesaplanmıştır. K23 habitatu için çalışma süresince 12 farklı böcek türü örneklenmiş ve Bootstrap tür tahminleyicisi ile sözü edilen habitatta yaklaşık olarak 14 böcek türü olabileceği hesaplanmıştır (Çizelge 4.2).

4.3.6. ACE tür tahminleyicisi (Abundance Coverage Estimator)

Kurşunlu Şelalesi Tabiat Parkı sınırları içerisinde yer alan ve K0 habitatu olarak adlandırılan insan aktivitesinin yoğun olduğu habitatta çalışma süresince örneklenen böcek türlerinin sayısı ile tüm örnekleme alanındaki yakalanma sayısı 10'dan fazla ve 10'dan az olan türlerin sayısı ele alınarak hesaplanan ACE (Abundance Coverage Estimator) tür tahminleyicisinin sonuçları karşılaştırılmıştır. Buna göre K01 habitatu için çalışma süresince 17 farklı böcek türü örneklenmiş ve ACE (Abundance Coverage Estimator) tür tahminleyicisi ile sözü edilen habitatta yaklaşık olarak 99 böcek türü olabileceği hesaplanmıştır. K02 habitatu için çalışma süresince 16 farklı böcek türü örneklenmiş ve ACE (Abundance Coverage Estimator) tür tahminleyicisi ile sözü edilen habitatta yaklaşık olarak 31 böcek türü olabileceği hesaplanmıştır. K03 habitatu için çalışma süresince 16 farklı böcek türü örneklenmiş ve ACE (Abundance Coverage

Estimator) tür tahminleyicisi ile sözü edilen habitatta yaklaşık olarak 39 böcek türü olabileceği hesaplanmıştır (Çizelge 4.2).

Sözü edilen çalışma alanı sınırları içerisinde yer alan ve K1 habitatu olarak adlandırılan insan aktivitesinin az yoğun olduğu habitatta çalışma süresince örneklenen böcek türlerinin sayısı ile tüm örnekleme alanındaki yakalanma sayısı 10'dan fazla ve 10'dan az olan türlerin sayısı ele alınarak hesaplanan ACE (Abundance Coverage Estimator) tür tahminleyicisinin sonuçları karşılaştırılmıştır. Buna göre K11 habitatu için çalışma süresince 19 farklı böcek türü örneklenmiş ve ACE (Abundance Coverage Estimator) tür tahminleyicisi ile sözü edilen habitatta yaklaşık olarak 96 böcek türü olabileceği hesaplanmıştır. K12 habitatu için çalışma süresince 9 farklı böcek türü örneklenmiş ve ACE (Abundance Coverage Estimator) tür tahminleyicisi ile sözü edilen habitatta yaklaşık olarak 15 böcek türü olabileceği hesaplanmıştır. K13 habitatu için çalışma süresince 15 farklı böcek türü örneklenmiş ve ACE (Abundance Coverage Estimator) tür tahminleyicisi ile sözü edilen habitatta yaklaşık olarak 40 böcek türü olabileceği hesaplanmıştır (Çizelge 4.2).

Kurşunlu Şelalesi Tabiat Parkı sınırları içerisinde yer alan ve K2 habitatu olarak adlandırılan insan aktivitesinin olmadığı habitatta çalışma süresince örneklenen böcek türlerinin sayısı ile tüm örnekleme alanındaki yakalanma sayısı 10'dan fazla ve 10'dan az olan türlerin sayısı ele alınarak hesaplanan ACE (Abundance Coverage Estimator) tür tahminleyicisinin sonuçları karşılaştırılmıştır. Buna göre K21 habitatu için çalışma süresince 16 farklı böcek türü örneklenmiş ve ACE (Abundance Coverage Estimator) tür tahminleyicisi ile sözü edilen habitatta yaklaşık olarak 41 böcek türü olabileceği hesaplanmıştır. K22 habitatu için çalışma süresince 13 farklı böcek türü örneklenmiş ve ACE (Abundance Coverage Estimator) tür tahminleyicisi ile sözü edilen habitatta yaklaşık olarak 37 böcek türü olabileceği hesaplanmıştır. K23 habitatu için çalışma süresince 12 farklı böcek türü örneklenmiş ve ACE (Abundance Coverage Estimator) tür tahminleyicisi ile sözü edilen habitatta yaklaşık olarak 22 böcek türü olabileceği hesaplanmıştır (Çizelge 4.2).

4.3.7. ICE (Incidence Coverage-based Estimator)

Kurşunlu Şelalesi Tabiat Parkı sınırları içerisinde yer alan ve K0 habitatu olarak adlandırılan insan aktivitesinin yoğun olduğu habitatta çalışma süresince örneklenen böcek türlerinin sayısı ile her biri 10 örnekten fazla olacak şekilde sık görülen türler ve her biri 10 örnekten az olacak şekilde nadir görülen türler ele alınarak hesaplanan ICE (Incidence Coverage-Based Estimator) tür tahminleyicisinin sonuçları karşılaştırılmıştır. Buna göre K01 habitatu için çalışma süresince 17 farklı böcek türü örneklenmiş ve ICE (Incidence Coverage-Based Estimator) tür tahminleyicisi ile sözü edilen habitatta yaklaşık olarak 72 böcek türü olabileceği hesaplanmıştır. K02 habitatu için çalışma süresince 16 farklı böcek türü örneklenmiş ve ICE (Incidence Coverage-Based Estimator) tür tahminleyicisi ile sözü edilen habitatta yaklaşık olarak 27 böcek türü olabileceği hesaplanmıştır. K03 habitatu için çalışma süresince 16 farklı böcek türü örneklenmiş ve ICE (Incidence Coverage-Based Estimator) tür tahminleyicisi ile sözü edilen habitatta yaklaşık olarak 77 böcek türü olabileceği hesaplanmıştır (Çizelge 4.2).

Sözü edilen çalışma alanı içerisinde yer alan ve K1 habitatu olarak adlandırılan insan aktivitesinin az yoğun olduğu habitatta çalışma süresince örneklenen böcek türlerinin sayısı ile her biri 10 örnekten fazla olacak şekilde sık görülen türler ve her biri 10 örnekten az olacak şekilde nadir görülen türler ele alınarak hesaplanan ICE (Incidence Coverage-Based Estimator) tür tahminleyicisinin sonuçları karşılaştırılmıştır. Buna göre K11 habitatu için çalışma süresince 19 farklı böcek türü örneklenmiş ve ICE (Incidence Coverage-Based Estimator) tür tahminleyicisi ile sözü edilen habitatta yaklaşık olarak 121 böcek türü olabileceği hesaplanmıştır. K12 habitatu için çalışma süresince 9 farklı böcek türü örneklenmiş ve ICE (Incidence Coverage-Based Estimator) tür tahminleyicisi ile sözü edilen habitatta yaklaşık olarak 45 böcek türü olabileceği hesaplanmıştır. K13 habitatu için çalışma süresince 15 farklı böcek türü örneklenmiş ve ICE (Incidence Coverage-Based Estimator) tür tahminleyicisi ile sözü edilen habitatta yaklaşık olarak 94 böcek türü olabileceği hesaplanmıştır (Çizelge 4.2).

Kurşunlu Şelalesi Tabiat Parkı sınırları içerisinde yer alan ve K2 habitatu olarak adlandırılan insan aktivitesinin olmadığı habitatta çalışma süresince örneklenen böcek türlerinin sayısı ile her biri 10 örnekten fazla olacak şekilde sık görülen türler ve her

biri 10 örnekten az olacak şekilde nadir görülen türler ele alınarak hesaplanan ICE (Incidence Coverage-Based Estimator) tür tahminleyicisinin sonuçları karşılaştırılmıştır. Buna göre K21 habitatu için çalışma süresince 16 farklı böcek türü örneklenmiş ve ICE (Incidence Coverage-Based Estimator) tür tahminleyicisi ile sözü edilen habitatta yaklaşık olarak 85 böcek türü olabileceği hesaplanmıştır. K22 habitatu için çalışma süresince 13 farklı böcek türü örneklenmiş ve ICE (Incidence Coverage-Based Estimator) tür tahminleyicisi ile sözü edilen habitatta yaklaşık olarak 46 böcek türü olabileceği hesaplanmıştır. K23 habitatu için çalışma süresince 12 farklı böcek türü örneklenmiş ve ICE (Incidence Coverage-Based Estimator) tür tahminleyicisi ile sözü edilen habitatta yaklaşık olarak 26 böcek türü olabileceği hesaplanmıştır (Çizelge 4.2).

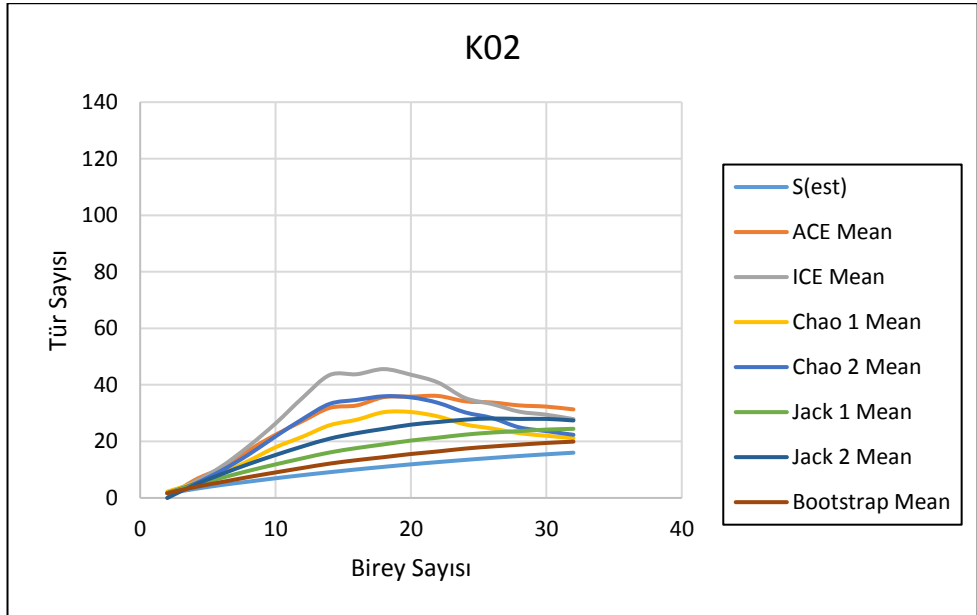
Sözü edilen habitatlardaki örneklenen tür sayıları ile tür tahminleyici sonuçlarının birbirleriyle karşılaştırıldığı grafikler Şekil 4.4, Şekil 4.5, Şekil 4.6, Şekil 4.7, Şekil 4.8, Şekil 4.9, Şekil 4.10, Şekil 4.11 ve Şekil 4.12’de sırasıyla ayrıntılı bir biçimde verilmiştir.

Çizelge 4.2. Farklı insan aktivitelerine göre seçilmiş olan habitatlarda gözlemlenen tür sayıları ile tür tahminleyici sonuçlarının karşılaştırılması

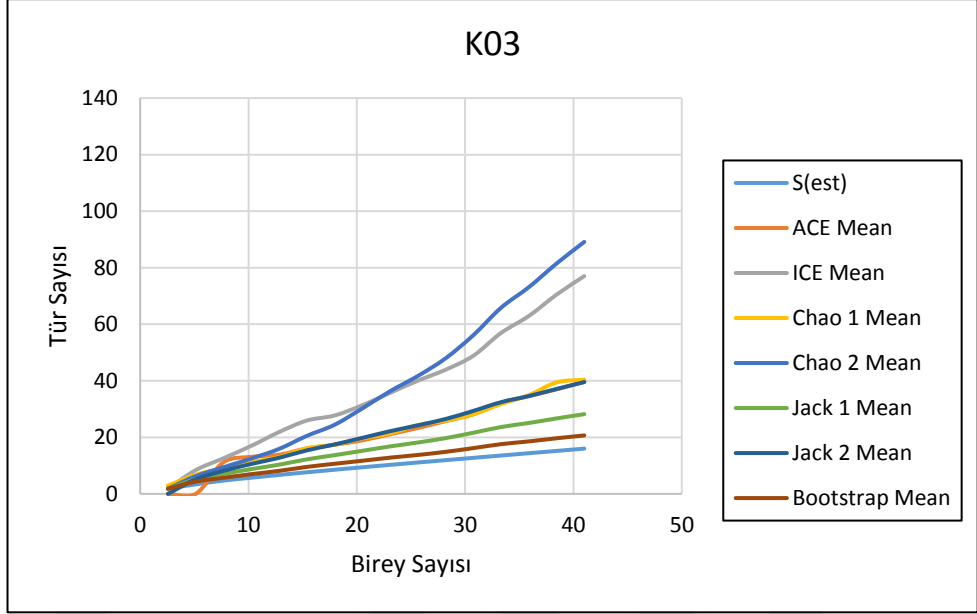
Habitatlar	Gözlem	Chao1	Chao2	Jack1	Jack2	Bootstrap	ACE	ICE
K01	17	111	62	30	40	22	99	72
K02	16	21	22	24	27	19	31	27
K03	16	40	89	28	39	20	39	77
K11	19	130	131	34	48	24	96	121
K12	9	13	31	15	20	11	15	45
K13	15	34	48	26	35	19	40	94
K21	16	45	55	28	37	20	41	85
K22	13	33	31	21	27	16	37	46
K23	12	20	23	18	23	14	22	26



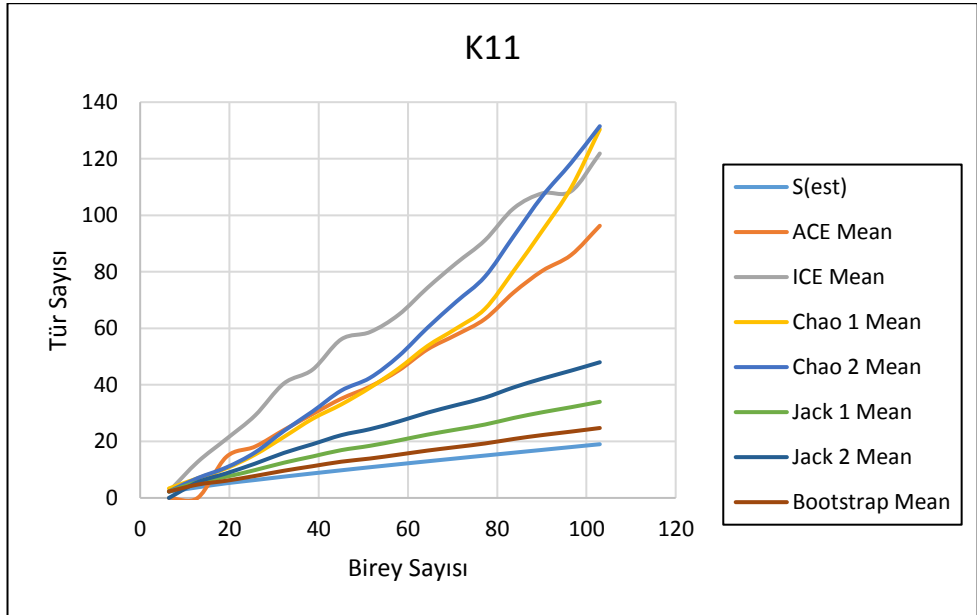
Şekil 4.4. K01 habitatu için örneklenen tür sayısı ile tür tahminleyici sonuçlarının karşılaştırılması



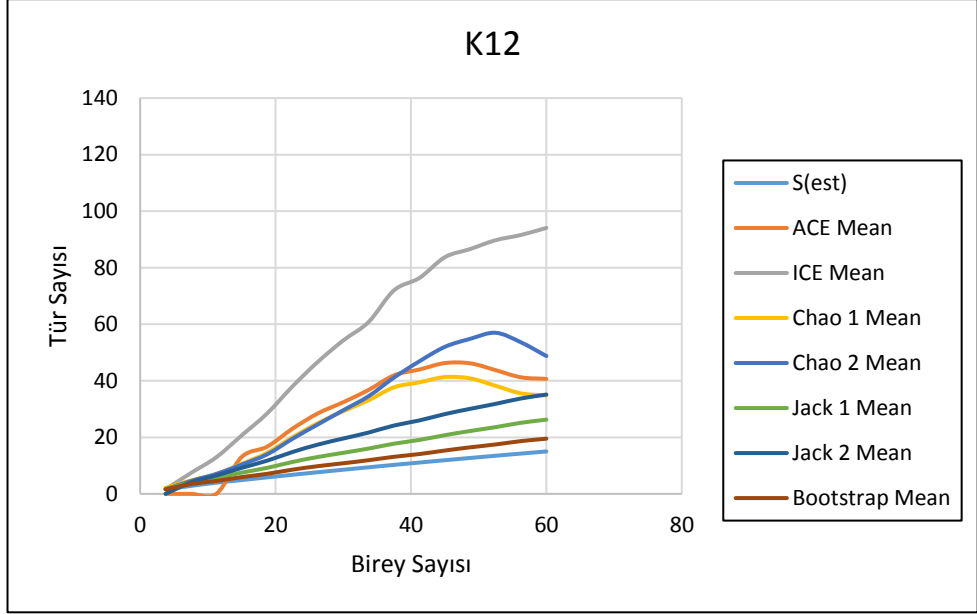
Şekil 4.5. K02 habitatu için örneklenen tür sayısı ile tür tahminleyici sonuçlarının karşılaştırılması



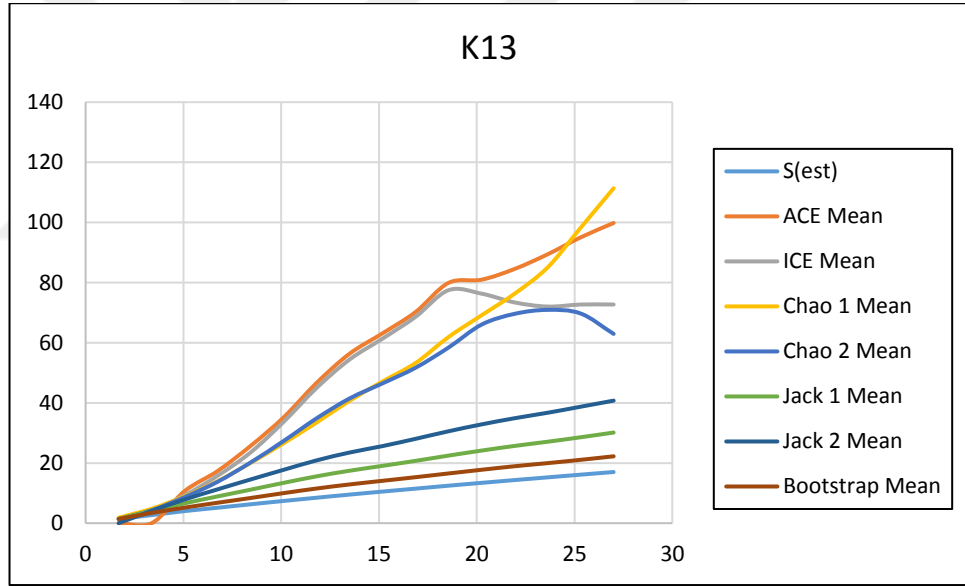
Şekil 4.6. K03 habitatu için örneklenen tür sayısı ile tür tahminleyici sonuçlarının karşılaştırılması



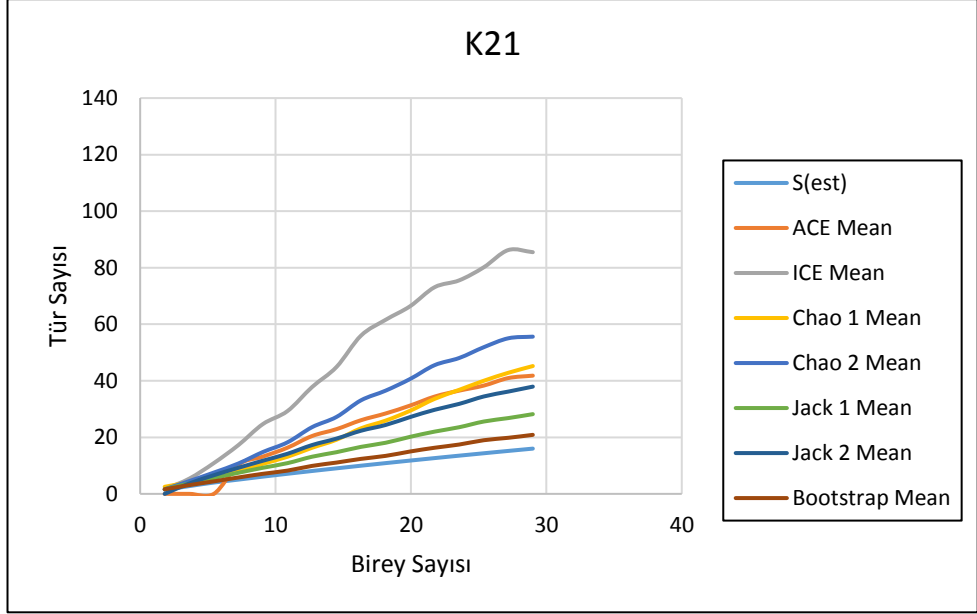
Şekil 4.7. K11 habitatu için örneklenen tür sayısı ile tür tahminleyici sonuçlarının karşılaştırılması



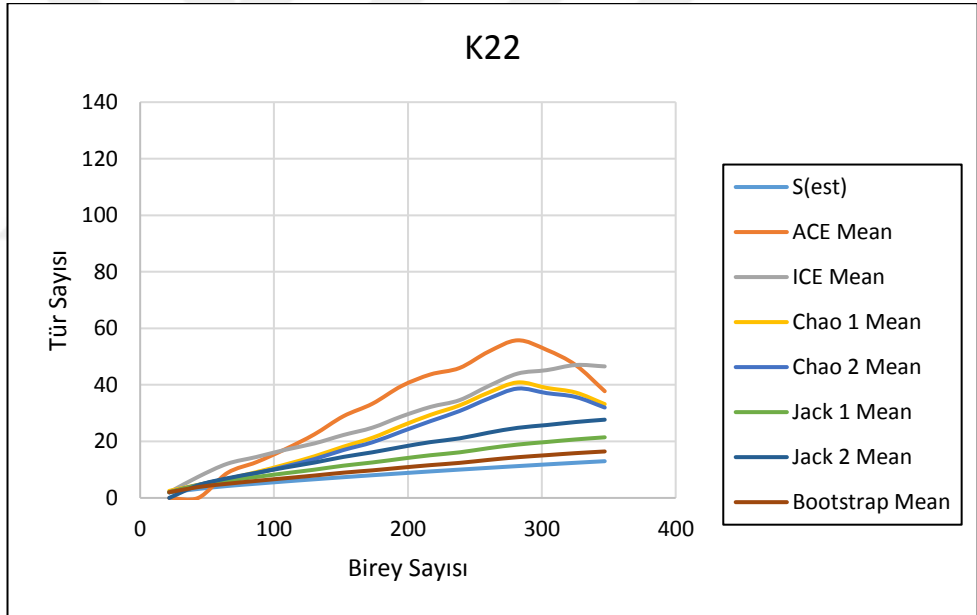
Şekil 4.8. K12 habitatu için örneklenen tür sayısı ile tür tahminleyici sonuçlarının karşılaştırılması



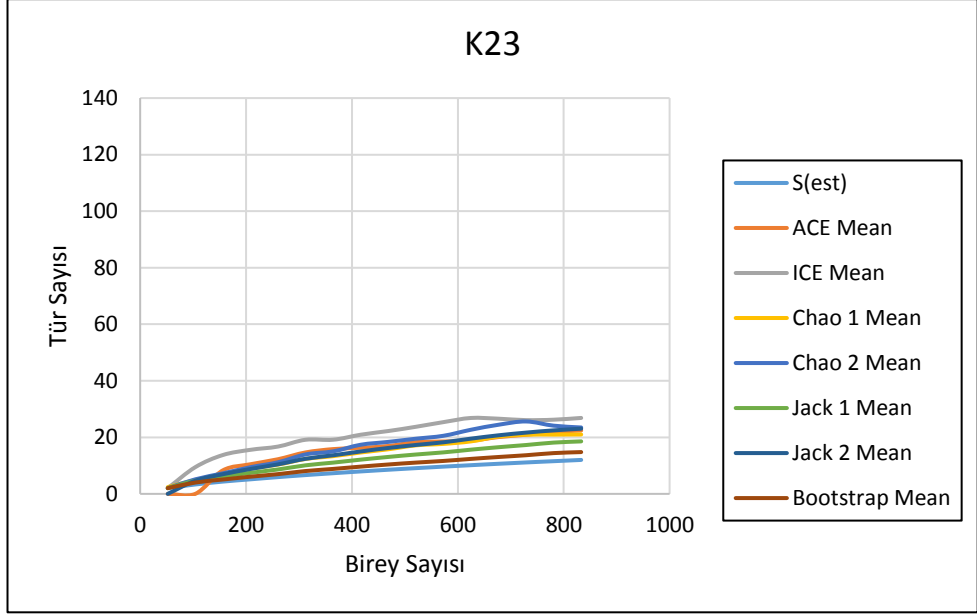
Şekil 4.9. K13 habitatu için örneklenen tür sayısı ile tür tahminleyici sonuçlarının karşılaştırılması



Şekil 4.10. K21 habitatu için örneklenen tür sayısı ile tür tahminleyici sonuçlarının karşılaştırılması



Şekil 4.11. K22 habitatu için örneklenen tür sayısı ile tür tahminleyici sonuçlarının karşılaştırılması



Şekil 4.12. K23 habitadı için örneklenen tür sayısı ile tür tahminleyici sonuçlarının karşılaştırılması

5. TARTIŞMA VE SONUÇ

Çalışmadan elde edilen verilere göre genel olarak insan aktivitesinin yoğun olduğu (K0) ekosistemde, insan aktivitesinin olmadığı (K2) ve insan aktivitesinin az yoğun olduğu (K1) ekosistemlere göre daha fazla böcek türü yakalanmış ve dolayısıyla insan aktivitesinin yoğun olduğu (K0) ekosistemde biyolojik çeşitlilik değeri diğer ekosistemlere göre yüksek bulunmuştur. Ekosistemler insan aktivitesinin yoğunluğuna göre düzenlenip ele alındığında tür zenginliği sıralaması yüksekten aza doğru K0;K1;K2 şeklinde olmuş ve dominantlık sıralaması bu durumun tersi olarak K2;K1;K0 şeklinde takip etmiştir. Yine ekosistemlerdeki popülasyon yoğunluk ilişkisi üzerinde durulduğunda popülasyon yoğunluğunun en dengeli olduğu ekosistemler sırasıyla K0;K1;K2 olarak belirlenmiştir.

Çalışmamızın sonuçlarını daha önce yapılmış olan çalışmalarla karşılaştıracak olursak; Sutrisno (2010), çalışmasında insan aktivitesinin böcek biyolojik çeşitliliği üzerine etkilerini beş farklı habitatta ölçmüş ve sonuç olarak insan aktivitesinin arttığı bölgelerde sırasıyla %10-20, %20- 50'ye varan böcek biyolojik çeşitlilik ve yoğunluk azalmasına neden olduğunu belirtmiştir. Adeduntan (2009), böcek biyolojik çeşitlilik ve bolluğunu tespit etmek üzere insan aktivitesinin olduğu ve olmadığı alanları değerlendirmiş ve Shannon-Wiener çeşitlilik indeksine göre en yüksek çeşitliliği insan aktivitesinin olmadığı alanda tespit etmiştir. Samb vd. (2011), termitlerin insan aktiviteleri ile ilişkisini incelemek için yaptıkları çalışmada çevredeki bozulmalar nedeniyle böcek biyolojik çeşitlilik değerlerinin düştüğünü bildirmişlerdir. Aydın vd. (2010), doğal alanlar ile insan aktivitesinin olduğu alanlardaki böcek biyolojik çeşitlilik değerlerini karşılaştırmışlar ve Shannon-Wiener çeşitlilik indeks sonuçlarının doğal alanlarda daha yüksek olduğunu bildirmişlerdir. Yukarıda sözü edilen çalışmalar bu çalışmanın sonuçlarıyla ilişkilidir. K21 ismiyle anılan insan aktivitesinin olmadığı habitat hem Shannon-Wiener hem de Simpson çeşitlilik yönünden diğer habitatlara göre çeşitlilik açısından en zengin bulunmuştur. Öte yandan insan aktivitesinin çok yoğun olduğu K01, K02 ve K03 habitatlarının buna paralel olarak çeşitlilik açısından zengin çıkmasının sebebinin habitat tahribinin başlangıç seviyesi olduğu söylenebilmektedir. Habitatlardaki yıpranma başlangıcında habitatlara dahil olan faktör sebebiyle dışarıdan içeriye göç çeşitliliği geçici olarak artmış gibi gösterebilmektedir. Çalışmamızda insan aktivitesinin çok yoğun olduğu habitatların

biyolojik çeşitlilik parametrelerinin beklenmedik şekilde yüksek hesaplanması bu şekilde açıklanabilmektedir. İnsan aktivitesinin yoğun olduğu ekosistemdeki K21 habitatu biyolojik çeşitlilik açısından en zengin habitat bulunurken yine aynı ekosistemdeki K22 ve K23 habitatu biyolojik çeşitlilik açısından en düşük habitatlar olarak tespit edilmiştir ve bu durum sözü edilen bu iki habitattaki 25 numara ile adlandırılan türün dominantlığına bağlanmaktadır. 25 numaralı dominant türün K21 habitatında yakalanmamasının sebebi ise bu türün yaşam alanı açısından K22 ve K23 habitatlarına göre çevresel açıdan daha elverişsiz olmasına bağlanmaktadır.

Emery ve Emery (2004), çalışmalarında insan faaliyetlerinin böcek biyolojik çeşitliliği üzerindeki etkisini farklı rekreasyonel kullanım düzeyleri olan üç farklı bölgede incelemişler ve bölgeler arasında anlamlı bir böcek biyolojik çeşitlilik farkının olmadığını ve böcek biyolojik çeşitliliğini belirleyen en önemli faktörün yerel bitki örtüsü olduğunu savunmuşlardır. Nash vd. (2000), insan aktivitesinin karıncalar üzerindeki etkilerini araştırdıkları çalışmalarında bazı türlerin bu aktivitelerden olumsuz etkilenirken, bazı türlerin ise olumlu veya olumsuz etkilenmediklerini bildirmişlerdir.

Shah vd. (2003), yaptıkları çalışmayla türlerin çeşitliliği, yoğunluğu üzerine organik ve konvansiyonel alanlardaki böcek biyolojik çeşitlilik indekslerini karşılaştırmışlar ve sonuç olarak organik alanlarda biyolojik çeşitlilik indeks sonuçlarını konvansiyonel alanlara göre daha düşük tespit etmişlerdir. Bunun nedeninin ise tek bir türün organik alanda dominant olmasına bağlı olduğunu savunmuşlardır. Gardner vd. (1995), insan aktiviteleri ve hayvanların otlatılmasının eklem bacaklılar üzerindeki etkilerini ortaya çıkarmak için yaptıkları çalışmada, eklem bacaklılar üzerinde daha çok yırtıcı hayvanların ve ekosistemdeki bitki çeşitliliği ve mimarisinin etkili olduğunu dolayısıyla trofik etkilerin sonuçlar üzerinde büyük yankılar doğurabileceğini savunmuşlardır. Yukarıda sözü edilen çalışmalar yapılan bu çalışma ile paralellik göstermektedir. İnsan aktivitesinin olmadığı alanda böcek biyolojik çeşitlilik değerinin insan aktivitesinin yoğun olduğu alanlara nazaran düşük çıkması, 25 numara ile anılan tek bir türün dominant olmasına bağlanmaktadır. Ayrıca çalışmamızda K0 olarak anılan insan aktivitesinin yoğun olduğu habitatın, K1 olarak anılan insan aktivitesinin az yoğun olduğu habitata göre biyolojik çeşitlilik indeks sonuçlarının yüksek çıkması, K1 habitatında bulunan yakın patika yol varlığı ve K0 habitatındaki insanlar tarafından

bırakılan besin atıkları, çöp kutuları, turizm amaçlı kullanılan hayvanlar (at, deve, eşek, papağan vb.) ve son olarak K0 habitatında böceklerle beslenebilecek vahşi hayvanların (tilki, kuş, kertenkele vb.) yoğunluğunun K1 habitatına göre daha az olmasının bu farklılığın nedenleri arasında olabileceği düşünülmektedir.

Çalışmanın sonucunda 7 numara ile anılan Hemiptera takımına, Lygaeidae familyasına ait *Lethaeus cribratissimus* türü insan aktivitesinin yoğun olduğu (turizm, çöplük, piknik alanı, hayvan otlatılması vb.) habitatlara biyolojik gösterge tür olarak istatistiki açıdan önemli bulunmuştur.

Aydın (2006), böcek türlerinin habitat tanımlamasına, çevresel etkilere ve habitatlardaki farklı insan aktivitelerine biyolojik gösterge olarak kullanımlarını değerlendirmiştir. Çalışmasının sonucunda Coleoptera takımına ait 20, Hymenoptera takımına ait 1, Lepidoptera takımına ait 5 ve Odonata takımına ait 4 türü, otlatma, tarım alanı, turizm, çöplük, bitki kesimi ve yakımı gibi insan aktivitelerine gösterge olarak istatistiki açıdan önemli türler olarak belirlemiştir. Kazak ve Aydın (2007), farklı insan aktivitelerinin böcek türlerinin üzerindeki etkilerini belirlemek amacıyla yaptıkları çalışmada hayvan otlatılması, yol varlığı, turizm ve bitki kesim aktivitelerine 16 böcek türünün ortamda bulunma-bulunmama ve 6 böcek türünün populasyon yoğunluklarındaki değişimden olumlu veya olumsuz şekilde etkilendiklerini dolayısıyla biyolojik gösterge tür olarak kullanılabilirliklerini belirtmişlerdir. McGeoch vd. (2002), ekolojik değişikliklere gösterge olması beklenen böcek türlerini insan aktivitesinin de bulunduğu 3 farklı habitatta karşılaştırmışlardır ve buna göre *Onthophagus sugillatus* Klug yıpranmış kumul ormanlara, *O. Stigmosus* D' Orbigny ve *Neosisyphus mirabilis* Arrow doğal kumul ormanlara, *Catharsius tricornutus* De Geer, *O. Fimetarius* Roth, *O. Vinctus* Erichson ve *Proagoderus dives* Harold türlerini karışık ormanlık alanlara gösterge olarak istatistiki açıdan önemli olarak değerlendirmişlerdir. Anderson vd. (2001), insan aktivitesine biyolojik gösterge olarak belirlenmiş olan türleri inceledikleri çalışmada, *Acrida conica* (F.) ve *Gastrimargus musicus* (f.) türlerini insan aktivitesinin olmadığı habitatlarda yakalayamazken, insan aktivitesinin olduğu yıpranmış ve çöplük habitatlarda yakalamışlardır. *Goniaea vocans* (F.) türünü ise doğal habitatta daha fazla yakaladıkları için doğal habitata gösterge olarak kullanabileceğini savunmuşlardır. Kazancı ve Türkmen (2008), bir koruma alanındaki akarsuların kolları üzerine

yaptıkları çalışmada, habitatın insan müdahalesi sonucu bozulma gösterdiğini ve bu bozulmanın bölgedeki Ephemeroptera türlerinin faunistik sonuçlarına yansıdığını bildirmişlerdir. Yukarıda sözü edilen çalışmalar yapılan bu çalışma ile benzerlik göstermektedir. Genel olarak çalışmaları ele aldığımızda gösterge türlerin farklı insan aktivitelerinden olumlu veya olumsuz olarak etkilendiği ortaya çıkmaktadır. Çalışmada gösterge tür olarak belirlediğimiz Hemiptera takımına, Lygaeidae familyasına ait *Lethaeus cribratissimus* türü ile ilgili herhangi bir çalışmaya veya yaşam döngüsüne dair bilgiye ulaşamadık. Kurşunlu Şelalesi Tabiat Parkı'nda bu alının sürdürülebilirliği açısından bu türle ilgili çalışmaların artırılması gerektiği ve ekosistemde yapılacak herhangi bir değişiklik durumunda istatistiki açıdan önemli bulunan bu türün dikkate alınması gerektiği düşünülmektedir.

Çalışmanın sonucunda habitatlardan örneklenen tür sayıları insan aktivitesine göre düzenlendiğinde sırasıyla insan aktivitesinin yoğun olduğu habitatlarda K01: 17, K02: 16, K03: 16, insan aktivitesinin az yoğun olduğu habitatlarda K11: 19, K12: 9, K13: 15, insan aktivitesinin olmadığı habitatlarda K21: 16, K22: 13, K23: 12 olarak belirlenmiştir. Chao1 tür tahminleyicisi ile sonuçlar insan aktivitesinin yoğun olduğu habitatlarda K01: 117, K02: 21, K03: 40, insan aktivitesinin az yoğun olduğu habitatlarda K11: 130, K12: 13, K13: 34, insan aktivitesinin olmadığı habitatlarda K21: 45, K22: 33, K23: 20 olarak hesaplanmıştır. Chao2 tür tahminleyicisi ile sonuçlar insan aktivitesinin yoğun olduğu habitatlarda K01: 62, K02: 22, K03: 89, insan aktivitesinin az yoğun olduğu habitatlarda K11: 131, K12: 31, K13: 48, insan aktivitesinin olmadığı habitatlarda K21: 55, K22: 31, K23: 23 olarak hesaplanmıştır. Jackknife1 tür tahminleyicisi ile sonuçlar insan aktivitesinin yoğun olduğu habitatlarda K01: 30, K02: 24, K03: 28, insan aktivitesinin az yoğun olduğu habitatlarda K11: 34, K12: 15, K13: 26, insan aktivitesinin olmadığı habitatlarda K21: 28, K22: 21, K23: 18 olarak hesaplanmıştır. Jackknife2 tür tahminleyicisi ile sonuçlar insan aktivitesinin yoğun olduğu habitatlarda K01: 40, K02: 27, K03: 39, insan aktivitesinin az yoğun olduğu habitatlarda K11: 34, K12: 15, K13: 26, insan aktivitesinin olmadığı habitatlarda K21: 37, K22: 27, K23: 23 olarak hesaplanmıştır. Bootstrap tür tahminleyicisi ile sonuçlar insan aktivitesinin yoğun olduğu habitatlarda K01: 22, K02: 19, K03: 20, insan aktivitesinin az yoğun olduğu habitatlarda K11: 24, K12: 11, K13: 19, insan aktivitesinin olmadığı habitatlarda K21: 20, K22: 16, K23: 14 olarak hesaplanmıştır. ACE tür tahminleyicisi ile sonuçlar insan aktivitesinin yoğun olduğu

habitatlarda K01: 99, K02: 31, K03: 34, insan aktivitesinin az yoğun olduğu habitatlarda K11: 96, K12: 15, K13: 40, insan aktivitesinin olmadığı habitatlarda K21: 41, K22: 37, K23: 22 olarak hesaplanmıştır. ICE tür tahminleyicisi ile sonuçlar insan aktivitesinin yoğun olduğu habitatlarda K01: 72, K02: 27, K03: 77, insan aktivitesinin az yoğun olduğu habitatlarda K11: 121, K12: 45, K13: 94, insan aktivitesinin olmadığı habitatlarda K21: 85, K22: 46, K23: 26 olarak hesaplanmıştır.

Coddington vd. (1996), farklı toplama tekniklerinin, tür zenginliğini tahmin etme kabileyitini değerlendirmek amacıyla yaptıkları çalışmada, tür tahminleyicilerin 182 tür bulduğunu ve örnekleme yöntemlerinin ise 100-130 tür şeklinde kümelenildiğini bildirmişlerdir. Araştırmacılar yaptıkları çalışmada örnekleme yöntemlerinin, uygulanış metodunun ve günle olan etkileşiminin önemli ölçüde etkilediği varsayarak bu durumun olağan olduğunu ve gelecekteki çalışmalara rehberlik edeceğini savunmuşlardır. Brose ve Martinez (2004), türlerin hareketli oluşunun tür zenginliği üzerine etkilerini araştırarak, 250 türe varan örnekleri 10 farklı parametrik olmayan tür tahminleyiciyle karşılaştırmışlar ve türler arasındaki hareket heterojenliğinin ise tahmin edicilerin performansını düşürdüğünü bildirmişlerdir. Sonuç olarak bu yöndeki çalışmaların faunal tür zenginliğinin tahmin edilmesini geliştirebileceğini belirtmişlerdir. Longino vd. (2002), tropikal bir yağmur ormanındaki karınca faunası envanterini, tür tahminleyicilerini değerlendirmek için kullandıkları çalışmalarında, aralarında ICE (Incidence-based Coverage Estimator) tür tahminleyicisinde bulunduğu tahmin edicilerin sonuçlarını genel anlamda gözlemlenen tür zenginliğine çok yakın tespit etmişlerdir. Bazı gözlem sonuçlarının tür tahminleyicileri ile örtüşmemesinin sebebinin ise nadirlik ve kenar etkilerine bağlamışlar ve tür tahminleyicilerinin çoklu örnekleme yöntemleri ve kapsamlı çalışmalar ile daha doğru sonuçlara ulaşabileceğini belirtmişlerdir. Beck ve Kitching (2007), tür zenginliğini müze koleksiyonu ve yerel taksonomik kontrol listelerinden elde edilen envanterlerle tahmin etmeyi hedefledikleri çalışmada, F3, ICE ve Chao2 tür tahminleyici sonuçlarında iyi örneklenmiş envanter ile zayıf örneklenmiş envanter arasında çok farklı olmadıklarını, bu şekilde bir çalışmada en iyi sonuçları F3 tür tahminleyicisinin verdiğini ve aradaki farksızlığın sebebinin örnekleme sayısının azlığına, müze ve kontrol listesinin eksikliğine bağlamışlardır. King ve Porter (2005), karıncaların tür zenginliğini, yapısal envanterler ve tür tahminleyicileri ile hesapladıkları çalışmada, tür tahminleyicilerinin doğruluğunun karıncalar için uygun olmadığını ve karıncalar

üzerindeki çalışmalarda yapısal envanterlerin benimsenmesinin daha doğru sonuçlar doğurabileceğini belirtmişlerdir. Kery ve Plattner (2007), kelebek izleme programları ile tür zenginliğini tahmin etmeyi hedefledikleri çalışmada, tüm mevsim boyunca tür zenginliğinin mevcut yakalama yöntemleriyle tespit edilemeyeceğini ve tür tahminleyici sonuçlarının her durumda gözlemlere göre daha fazla çıktığını belirtmişlerdir. Araştırmacılar bu çalışma sonuçlarının beklenmedik olmadığını, açık populasyonlar ve heterojen türlerin tespit edilebilirliğine yakın çalışmaların öncelikli olarak ele alınmasıyla daha doğru sonuçlar elde edilebileceğini savunmuşlardır. Yukarıda sözü geçen çalışmalar yapılan bu çalışma ile benzerlik göstermektedir. Çalışmanın sonucunda genel anlamda gözlemlenen tür sayıları ile tür tahminleyici sonuçları birbiriyle örtüşmemektedir. Bootstrap tür tahminleyicisi ile çalışmada gözlemlenen tür sayıları ile en yakın değerler hesaplanırken, Chao 1 ve 2, ICE ve ACE tür tahminleyicileri ile gözlemlenen tür sayıları ile en uzak değerler hesaplanmıştır. Bootstrap tür tahminleyicisi ile gözlemlenen tür sayıları ile en yakın sonuçların hesaplanmasını, tahminleyicinin türü baz alıp örneklenme oranına göre çalışmasına yani tekerrüre dayalı olarak hesaplama yapmasına dolayısıyla çalışma alanındaki tekerrür sayısının sıklığına bağlanarak sonuçların olağan olduğunu düşünülmektedir. Chao1 tür tahminleyicisi ile hesaplanan sonuçların gözlemlenen değerlerle yüksek oranda farklılıklar gösteriyor olmasını, tahminleyicinin habitatta yakalanan türlerin birey sayılarının 1 ve 2 adet olanlarının sayısını baz almasına ve bu çalışmada K01 habitatını örnek alırsak yakalanmış olan 17 türün 14 tanesi bir birey ve sadece bir tür ise iki birey sayısı ile örneklenmesine bağlanmaktadır. Bu nedenle Chao1 tür zenginliğini sözü geçen habitatta bu denli yüksek bulması olağandır. ACE ve ICE tür tahminleyicileri ile yapılan hesaplama sonuçlarının, gözlemlenen tür sayılarına göre yüksek farklılıklar ortaya çıkarmasını ise tahminleyicilerin her biri 10 örnekten fazla yani sık görülen türlerin verilerine dayalı tahmin yaptığından dolayı ve yapılan bu çalışmada örnek alanlarından toplanan türlerin birey sayılarının genel olarak 10'dan az olmasına bağlı olarak tahminleyiciler ile hesaplanan sonuçların yüksek olmasının olağan olduğu düşünülmektedir.

İnsan aktiviteleri, tabiat parkları, korunan alanlar, doğal yaşam alanları gibi bölgelerde çok hassas olan besin zincirine büyük zararlar vererek bölgelerdeki biyolojik çeşitlilik değerlerini büyük ölçüde etkileyebilmekte ve insan aktivitelerinin habitatta meydana getirdiği olumlu veya olumsuz sonuçlar biyolojik çeşitlilik değerleriyle

ölçülebilmektedir. Biyolojik çeşitlilik ölçümlerinde örnekleme yöntemlerinin arasından çukur tuzak örnekleme yönteminin en verimli sonuçları verdiği yapılan çalışmalarla doğrultusunda bilinmektedir. Bu örnekleme yöntemiyle yakalanan böcek türlerinin habitata dışarıdan gelme olasılıkları oldukça düşük olarak değerlendirilebilmektedir. Ancak çukur tuzak örnekleme yöntemi kullanılırken yaşamlarını toprak üstünde sürdürmekte olan böcek türleri hedef alınmalıdır. Yukarıda sözü edilen alanlarda çalışmalar yaparak ve yine bu çalışmaların yoğunluğunu arttırarak alanların sürdürülebilirliğinin sağlanması açısından adımlar atmak oldukça önemlidir.

Çalışma sonucunda çukur tuzak örnekleme yöntemi kullanılarak yapılan farklı insan aktivitelerine yönelik biyolojik çeşitlilik değerleri, insan aktivitesinin yoğun olduğu ekosistemde insan aktivitesinin az yoğun olduğu ve olmadığı ekosistemlere göre daha yüksek bulunmuştur. Bu durum genel olarak bu konuda yapılmış olan çalışmalarla farklılık göstermektedir. Bunun bir sebebinin insan aktivitesinin olmadığı ekosistemdeki dominant tür sayısının, biyolojik çeşitlilik değerlerini düşürdüğü dolayısıyla ekosistemler arasında farklılıklara neden olduğu düşünülmektedir. Ayrıca habitatlar insan aktivitelerinden olumsuz yönde etkilenebilirken bazen bu insan aktiviteleri habitatı olumlu yönde de etkileyebilmektedir. Çalışmanın sonucu Aydın ve Kazak (2010)'ın aşağıdaki teorileriyle de açıklanabilir:

1) Bulunma-bulunmama (presence-absence): Ortama giren etki bazı türlerin yaşamasına izin vermeyecek düzeydedir. Bu nedenle bu türler etkiden olumsuz yönde etkilenebilir ve ortamdaki dışarıya göç ederler. Eğer türler habitata özelleşmiş, bir başka deyişle yalnız bu tip habitatlarda yaşama yeteneğine sahipler ise yaşayabilecekleri benzer ya da aynı özelliklerdeki habitatları bulmaları gerekmektedir. Türlerin yaşayabilecekleri benzer habitat bulamamaları türlerin yok olmalarına neden olur. Bulunma durumunda ise bazı türler habitata giren etki nedeni ile dışarıdan ortama girerler. Bu türler etkiden olumlu yönde yararlanırlar. Sözü edilen türlerin ortamda bulunma-bulunmama durumları dışarı göç (migration) ve içeri göç (immigration) olarak da adlandırılabilir.

2) Populasyon yoğunluğundaki değişim (differentiation in population density): Ortama giren etki o habitatta yaşıyan türlerden bazılarının populasyonlarının yükselmesine bazı türlerin ise populasyonlarının düşüşüne neden olabilir. Türlerin populasyonlarının yükselme nedeni ortama giren etkiden olumlu yönde, populasyonlarının düşme sebebi ise olumsuz yönde etkilenmelerinden kaynaklanabilir. Yukarıda belirtilen türlerin habitat tanımlaması, yıpranması, çevresel faktörler gibi parametrelere biyolojik gösterge olarak kullanılma şansları diğer türlere göre oldukça fazladır.

3) Etkileşimsizlik (irresponsive species): Ortama giren etki bazı türlerin ortamda bulunma-bulunmama ve/veya populasyon yoğunluğundaki değişim durumlarını etkilemeyebilir. Bir başka deyişle faktör, sözü edilen türlerin yaşamlarını olumlu ya da olumsuz şekilde etkilemez. Bu türlerin o etkiye/faktöre biyolojik gösterge olarak kullanılma şansları, etkinin türün ortamda bulunma-bulunmama ve populasyon yoğunluğundaki artış-azalışını etkilememesinden dolayı mümkün değildir. Bu nedenle biyolojik çeşitlilik çalışmalarında ölçülmesi istenen habitat ya da habitatların oluşum sürecini tamamlaması, habitat karşılaştırmalarında habitatlar üzerine etkili tüm faktörler göz önünde bulundurulması, örnekleme yönteminin standardizasyonu, toplanan avcı böceklerin tuzak içerisinde örneklenen sayısını etkilememesi gibi faktörler göz önüne alınarak yapılmalıdır. Aksi halde çalışmada doğru sonuca ulaşılmayacaktır.

Çalışma sonucunda elde edilen yüzde benzerlik indeksleri habitatlarda yaşıyan böcek türleri ve sayılarını ele alarak hesaplanmış olup, sözü edilen farklı insan aktivitesine sahip ekosistemlerin birbirine olan benzerlik oranlarını ortaya çıkarmıştır. Sonuçlara göre ekosistemlerin birbirine benzemekten çok benzemediği ortaya çıkmıştır. Bu durum ekosistemlerdeki böcek tür çeşitliliklerinin kendine özgü olduğunu ortaya koymaktadır ve ileride bu bölgede yapılacak olan çalışmalar adına ön bilgi niteliğindedir.

Çalışma alanındaki gösterge tür olma potansiyeline sahip olan türler ele alındığında sonuç olarak insan aktivitesinin yoğun olduğu ekosisteme biyolojik gösterge tür olarak 7 numara ile anılan Hemiptere takımına, Lygaeidae familyasına ait *Lethaeus cribratissimus* böcek türü istatistiki açıdan önemli bulunmuştur. Böcek türleri ele

alındığında bazılarının biyolojik gösterge tür olarak kullanılma şansları diğer böcek türlerine göre daha yüksektir. Bir türün ortamdaki baskınlığı veya azlığı, bulunma veya bulunmama durumu, bölgedeki değişimlerden olumlu veya olumsuz yönde etkilenmesi biyolojik gösterge olarak kullanılabilme şansını yükseltebilmektedir. Dolayısıyla bu durum farklı insan aktivitelerine bağlı olarak belirlenmiş, özellikleri bakımından homojenlik gösteren ekosistemlerin birbirleriyle karşılaştırmasında kullanılabilir. Besin zinciri kapsamında ekosistemlere dışarıdan gelen etkiler sonucunda bazı türlerin popülasyonlarının azalması veya yok olmasından dolayı değişimler meydana gelebilmekte ve bu durum ise ortamda bulunan diğer türlerin popülasyonlarında artışa neden olabilmektedir. Dolayısıyla bu etki sözü edilen türlerin farklı insan aktivitelerine karşı duyarlılıklarını arttırarak biyolojik gösterge tür olarak kullanılma olanaklarını ortaya çıkarabilmektedir. Bu nedenle ekosistemde belirlenen biyolojik gösterge türlerin çoğunluğu ekosistemdeki diğer türlere göre popülasyon yoğunluğu ve baskınlık açısından daha yüksek seviyelerde tespit edilmektedir. Sonuç olarak biyolojik gösterge tür olarak kullanılması mümkün olan böcek türünün belirlenmesindeki ölçütler detaylı bir şekilde değerlendirilip daha sonra bir sonuca ulaşılmalıdır.

Tür zenginliğini ölçmek genel anlamda zor olabilmektedir çünkü alanda tespit edilemeden kalan birçok tür, tahminleyici sonuçlarının gözlemlenen tür sonuçlarına göre düşük sayıda kalmasını sağlayabilmektedir. Çalışma sonucunda tür tahminleyici sonuçları genel olarak değerlendirildiğinde gözlemlenen tür sayıları ile tam anlamıyla hiçbir tahminleyici sonucu örtüşmemiştir. Ancak örnekleme alanının büyüklüğü, örnekleme sıklığı, bitki örtüsünün dağılımı ve sıklığı gibi etmenlerin detaylı bir şekilde ele alınıp uygulanmasıyla gözlemlenen tür sayıları ile tahminleyici sonuçlarının birbirine daha yakın değerler sunabileceğini düşünülmektedir. Ayrıca tür tahminleyicileri ile daha doğru sonuçlar elde etmek adına örnekleme yöntemlerinin üzerinde yapılacak olan iyileştirme çalışmaları ile tahminleyici ve gözlemlenen tür sayıları arasındaki yakınlığın arttırılabileceği de düşünülmektedir.

Bu çalışma ile birlikte, örneklenen türler arasında bulunan ve 48 numara ile anılan *Dasylabris intermedia* (Hymenoptera: Mutillidae) türü Türkiye faunası için ilk defa teşhis edilmiştir.

Bu çalışmadan elde edilen sonuçlar Kurşunlu şelalesi Tabiat Parkında yapılacak olan veya yapılması planlanan yeni çalışmalar için n çalışma ve yol gösterici niteliktedir. Bu ve buna benzer çalışmaların sürdürülüp alandaki türler hakkında daha kesin ve doğru sonuçlara ulaşılması alanının sürdürülebilirliği açısından büyük önem taşımaktadır.



KAYNAKLAR

- Adeduntan, S. A. (2009). Influence of Human Activites on Diversity and Abundance of Insects in Akure Forest Reserve. *Int. J. Biol. Chemc. Sci.*, 3(6): 1320-1335.
- Allaby, M. (1998). *A Dictionary of Ecology*. Oxford University Press, London, 440 p.
- Anderson, A. N., Hoffmann B. D., Müller W. J. & Griffiths A. D. (2002). Using Ants as Bioindicators in Land Management: Simplifying Assessment of Ant Community Responses. *Journal of Applied Ecology*, 39: 8-17.
- Anderson, A. N., Ludwig, J. A., Lowe L. M. & Rentz, D. C. F. (2001). Grassopher Biodiversity and Bioindicators in Australian Tropical Savannas: Responses to Disturbance in Kakadu National Park, *Austral Ecology*, 26: 213-222.
- Anonim (2019a). http://www.arasikackm.com/m/antalya-duden-selalesi_antalya-kursunlu-selalesi, (Erişim tarihi: 13 Eylül 2019).
- Anonim (2019b). https://tr.wikipedia.org/wiki/Kur%C5%9Funlu_%C5%9Eelalesi, (Erişim tarihi: 13 Eylül 2019).
- Anonim (2019c). <https://www.tarihiolaylar.com/galeriler/havadan-fotograflarla-muazzam-dogal-guzelliklere-sahip-ulkemiz-turkiye-648> (Erişim tarihi: 13 Eylül 2019).
- Anonim (2019d). <http://dogalhayat.org/property/lygaeidae-31/#prettyPhoto>, (Erişim tarihi: 7 Ekim 2019).
- Aslan, E. G. (2007). *Çığlıkara, Dibek ve Kasnak Meşesi Tabiatı Koruma Alanlarındaki Alticinae (Coleoptera: Chrysomelidae) Türlerinin Dağılımı ve Çeşitliliği*. (Doktora Tezi, Süleyman Demirel Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü).
- Aslan, B., Aslan, E. G., Karaca, İ. & Kaya, A., (2008). Kasnak Meşesi Tabiatı Koruma Alanında (Isparta) Farklı Habitatlarda Çukur Tuzak Yöntemi ile Yakalanan Carabidae ve Tenebrionidae (Coleoptera) Türleri İle Biyolojik Çeşitlilik Parametrelerinin Karşılaştırılması. *Sdü Fen Edebiyat Fakültesi Fen Dergisi*, 3 (2): 122-132.
- Aslan, B. (2010). *Kovada Gölü Milli Parkı Havzası Böcek Faunası ve Biyolojik Çeşitlilik Analizi*. (Doktora Tezi, Süleyman Demirel Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü)
- Aydın, G. (2006). *Çukurova Deltası'nda Böceklerin Sürdürülebilir Alan Kullanımında Biyolojik Gösterge Olarak Değerlendirilme Olanakları*. (Doktora Tezi, Çukurova Üniversitesi, Fen Bilimleri Fakültesi).
- Aydın, G. & Avcı, A. B. (2010). Burdur İli Anason (*Pimpinella anisum L.*), Kisnis (*Coriandrum sativum L.*) ve Rezene (*Foeniculum vulgare Mill.*) Agro-

Ekosistemlerinde Böcek Biyolojik Çeşitliliklerinin Belirlenmesi. Fen Bilimleri Enstitüsü Dergisi, 14 (1), 38-45.

- Aydın, G. & Avcı, A. B. (2010). YYÜ Yerleşkesi ve Edremit (Van)'te Belirlenen Bazı Habitatların Böcek Biyolojik Çeşitlilik Parametrelerinin Karşılaştırılması. *Biyoloji Bilimleri Araştırma Dergisi*, 3(4): 43-46.
- Aydın, G. & Kazak, C. (2010). Selecting Indicator Species Habitat Description and Sustainable Land Utilization: A Case Study in a Mediterranean Delta. *International Journal of Agriculture & Biology* 12(6): 931-934.
- Aydın, G. (2010). Isparta İli Koruma Alanları ve Biyolojik Çeşitlilik. Isparta İli Değerleri ve Değer Yaratma Potansiyeli Sempozyumları. 26 Nisan-03 Mayıs 2010. Isparta. 252-260.
- Aydın, G. (2011). Insect Bio-diversity and Evaluation of Using Insect as Bio-indicator for Sustainability of Protected Areas. *Protected Areas (Planning-Management-Monitoring)*. 273-289.
- Aydın, G., Magurran, A., Matthews, I. & Barown, G. (2014). Determination of Indicator Species in Coastal Successions in Tentsmuir National Nature Reserves (NNR), Scotland. V. Plant Protection Congress of Turkey. 3-5 February 2014, Antalya. 41.
- Beck, J. & Kitching, I. J. (2007). Estimating regional species richness of tropical insects from museum data: a comparison of a geography-based and sample-based methods. *Journal of Applied Ecology*, 44(1): 672-681.
- Brose, U. & Martinez, N. (2004). Estimating of Richness of Species with Variable Mobility. *OIKOS*, 105(2): 292-300.
- Burnham, K. P. & Overton, W. S. (1978). Estimation of the Size of a Closed Population When Capture Probabilities Vary Among Animals. *Biometrika* 65, 623-633.
- Burnham, K. P. & Overton, W. S. (1979). Robust Estimation of Population Size When Capture Probabilities Vary Among Animals. *Ecology* 60, 927-936.
- Burns, B. A. & Ryder, D. S. (2001). Potential for Biofilm as Biological Indicators in Australian Riverine Systems. *Ecological Management and Restoration*. 2(1): 53-63.
- Campbell, N. A. (1997). *Biologie*. Spektrum Akademischer Verlag. Berlin, Oxford
- Chao, A. (1984). Non-parametric Estimation of the Number of Classes in a Population. *Scandinavian Journal of Statistics* 11, 265-270.
- Chao, A. (1987). Estimating the Population Size for Capture-Recapture Data with Unequal Catchability. *Biometrics* 43, 783-791.

- Chao, A. & Lee, S. M. (1992) Estimating the Number of Classes via Sample Coverage. *Journal of the American Statistical Association* 87, 210-217.
- Chao, A., Ma, M. C. & Yang, M. C. K. (1993). Stopping Rules and Estimation for Recapture Debugging with Unequal Failure Rates. *Biometrika* 80, 193-201.
- Chao, A., Hwang, W. H., Chen, Y. C. & Kuo C. Y. (2000). Estimating the Number of Shared Species in Two Communities. *Statistica Sinica*, 10(1), 226-246.
- Chao, A., Chazdon, R. L., Colwell, R. K. & Shen, T. J. (2005). A New Statistical Approach for Assessing Similarity of Species Composition with Incidence and Abundance Data. *Ecology Letters* 8, 148-159.
- Chazdon, R. L., Colwell, R. K., Denslow, J. S. & Guariguata, M. R. (1998). Statistical Methods for Estimating Species Richness of Woody Regeneration in Primary and Secondary Rain Forests of NE Costa Rica. Pp. 285-309 in F. Dallmeier and J. A. Comiskey, eds. *Forest Biodiversity Research, Monitoring and Modeling: Conceptual Background and Old World Case Studies*. Parthenon Publishing, Paris.
- Chown, S. L., McGeoch, M. A. & Rosch, M. (2001). Testing a Bioindicator Assemblage : Gall-Inhabiting Moths and Urbanization. *African Entomology*, 9 (1), 85-94.
- Coddington, J. A., Young, L. H. & Coyle, F. A. (1996). Estimating Spider Species Richness in a Southern Appalachian Cove Hardwood Forest. *Journal of Arachnology*. 24(2): 111-128.
- Colwell, R. K., & J. A. Coddington. (1994). Estimating Terrestrial Biodiversity Through Extrapolation. *Philosophical Transactions of the Royal Society (Series B)* 345, 101-118.
- Colwell, R. (1997). EstimateS: Statistical Estimation of Species Richness and Shared Species from Samples. Version 7.5. User's Guide and Application Published Online.
- Colwell, R. K., Mao, C. X. & Chang, J. (2004). Interpolating, Extrapolating, and Comparing Incidence-Based Species Accumulation Curves. *Ecology*, 85(10), 2717-2727.
- Colwell, R. K., Chao, A., Gotelli, N. J., Ling, S. Y., Mao, C. X., Chazdon R. L. & Longino, J. T. (2012). Models and Estimator Linking Individual-Based and Sample-Based Rarefaction, Extrapolation and Comparison of Assemblages. *Journal of Plant Ecology*, 5(1), 3-21.
- Cranston, P. S. (2000). Monsoonal Tropical Tanytarsus van der Wulp (Diptera: Chironomidae) Reviewed: New Species, Life Histories and Significance as Aquatic Environmental Indicators. *Australian Journal of Entomology*. 39: 138-159.

- Çepel, N. (2003). *Ekolojik Sorunlar ve Çözümleri*. Tübitak Popüler Bilim Kitapları, Aydoğdu Matbaası, Ankara, 183 s.
- Dufrêne, M. & Legendre, P. (1997). Species Assemblages and Indicator Species: the need for a Flexible Asymmetrical Approach.” *Ecological monograph*, 67(3): 345-366.
- Emery, T. J. & Emery, D. L. (2004). *Insect Biodiversity in Sydney Urban Parklands with Different Levels of Human Usage*. Royal Zoological Society of New South Wales. 124-130.
- Engelmann, A. D. (1978). Dominant Klassifizierung von Bodenarthropoden. *Pedobiologia*, 18: 378-380.
- Erten, S. (2004). Uluslararası Düzeyde Yükselen Bir Değer Olarak Biyolojik Çeşitlilik. *H.Ü. Eğitim Fakültesi Dergisi* 27 (2004) 98-105.
- Forrester, N. E. & Heltshe, J. F. (1983). Estimating Species Richness Using the Jackknife Procedure. *Biometrics*, 39, 1-11.
- Frutiger, A & Buerigisser, G. M. (2002). Life History Variability of a Grazing Stream Insect (*Liponeura cinerascens minor*; Diptera: Blephariceridae). *Freshwater Biology*, 47: 1618–1632.
- Galante, E. & Cartagena, M. C. (1999). Comparison of Mediterranean Dung Beetles (Coleoptera: Scarabaeoidea) in Cattle and Rabbit Dung. *Environ. Entomol.*, 28(3): 420-424.
- Gardner, S. M., Cabido, M. R., Valladares, G. R. & Diaz, S. (1995). The Influence of Habitat Structure on Arthropod Diversity in Argentine Semi-Arid Chaco Forest. *Journal of Vegetation Science*, 6(3), 349-356.
- Gotelli, N. K. & Colwell, R. K. (2001). Quantifying biodiversity: procedures and pitfalls in the measurement and comparison of species richness. *Ecology Letters*, 4, 379-391.
- Gustafsson, L. (2000). Red-Listed Species and Indicators: Vascular Plants in Woodland Key Habitats and Surrounding Production Forest in Sweden. *Biological Conservation*, 92: 35-43.
- Heltshe, J. & Forrester, N. E. (1983). Estimating Species Richness Using the Jackknife Procedure. *Biometrics* 39, 1-11.
- Hermý, M. & Cornelis J. (2000). Towards a Monitoring Method and a Number of Multifaced and Hierarchical Biodiversity Indicators for Urban and Suburban Parks. *Landscape and Urban Planning*, 49: 149-162.
- Heydemann, B. (1953). *Agrarökologische Problematik (dargetan an Untersuchungen über die Tierwelt der Bodenoberfläche der Kulturfelder)* PhD Thesis University of Kiel.

- Heywood, V. H. (1995). *Global Biodiversity Assessment*. Published for The United Nations Environment Programme. University Press, Cambridge.
- Hogg, I. D., Eadie J. M., Williams D. D. & Turner D. (2001). Evaluating Fluctuating Asymmetry in a Steam-Dwelling Insect as an Indicator of Low- Level Thermal Stress: A Large-Scale Field Experiment. *Journal of Applied Ecology*, 38: 1326-1339.
- Karaca, İ., Uygun, N. & Şekeroğlu, E. (1993). Farklı Ekosistemlerin Çeşitlilik ve Benzerliklerinin Karşılaştırılması. *Zir. Fak. Derg.*, 8(3): 141-150.
- Kaya, K. (2018). Hatay İli Yonca Üretim Alanlarında Bulunan Böcek Faunasının Tespiti ve Bazı Türlerin Popülasyon Yoğunlukları. *Türk Tarım – Gıda Bilim ve Teknoloji Dergisi*, 6 (3), 352-359.
- Kazak, C. & Aydın, G. (2007). Çukurova Deltası (Adana) Biyotoplarında Böceklerin Farklı İnsan Aktivitelerine Biyolojik Gösterge Olarak Kullanılma Olanakları. *Türkiye Entomoloji Dergisi*, 31 (2), 111-128.
- Kazancı, N. & Türkmen, G. (2008). Ephemeroptera (Insecta) Türlerinin Bir Koruma Alanındaki Akarsuların Habitat Özelliklerini ve Koruma Alanı Sınırlarını Belirlemede İndikatör Olarak Kullanılması. *Ege Üniversitesi Su Ürünleri Dergisi*, 25(4), 325-331.
- Kerr, J. T., Sugar A. & Packer L. (2000). Indicator Taxa, Rapid Biodiversity Assessment and Nestedness in an Endangered Ecosystem. *Conservation Biology*, 14(6): 1726-1734.
- Kery, M. & Plattner, M. (2007). Species Richness Estimation and Determinants of Species Detectability in Butterfly Monitoring Programmes. *Ecological Entomology*, 32(1): 53-61.
- King, J. R. & Porter, S. D. (2005). Evaluation of Sampling Methods and Species Richness Estimators for Ants in Upland Ecosystems in Florida. *Environ. Entomol.*, 34(6): 1566- 1578.
- Kocataş, A. (1999). *Ekoloji ve Çevre Biyolojisi*. Ege Üniversitesi, Su Ürünleri Fakültesi Yayınları, 51: 564 s.
- Krebs, C. J. (1999). *Ecological Methodology*. An Imprint of Addison Wesley Longman, Inc., 620 p.
- Kruess, A. & Tschardtke T. (2002). Grazing Intensity and the Diversity of Grasshoppers, Butterflies, and Trap-Nesting Bees and Wasps. *Conservation Biology*, 16(6):1570-1580.
- Kuhara, N., Nakano, S. & Miyasaka, H. (2000). Flow Rate Mediates the Competitive Influence of a Grazing Caddisfly on Mayflies. *Ecological research*, 15: 145-152.

- Küçükkaykı, E. C. (2013). *Türkmen Dağları (Eskişehir-Kütahya) Yer Böcekleri (Coleoptera: Carabidae)'nin Fenolojileri ve Vertikal Tür Çeşitliliğinin Araştırılması*. (Yüksek Lisans Tezi, Eskişehir Osmangazi Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü)
- Lee, S. M. & Chao, A. (1994). Estimating Population Size via Sample Coverage for Closed Capture-Recapture Models. *Biometrics*, 50(1), 88-97.
- Longino, J. T., Coddington, J. & Colwell, R. K. (2002). The Ant Fauna of A Tropical Rain Forest: Estimating Species Richness Three Different Ways.
- Magurran, A. E. (1988). *Ecological Diversity and Its Measurement*. Princeton University Press., 179 p.
- Magurran, A. E. (2003). *Measuring Biological Diversity*. Blackwell Science Ltd., 256 p.
- Magurran, A. E. (2004). *Measuring Biological Diversity*. Blackwell Publishing, UK. pp. 256.
- Mao, C. X., Colwell, R. K. & Chang, J. (2005). Estimating the Species Accumulation Curve Using Mixtures. *Biometrics*, 61, 433-441.
- May, R. M. (1992). Wie viele Arten von Lebewesen gibt es? *Spektrum der Wissenschaft*, 72-79.
- Matlock R. B. & Cruz R. (2003). Ants as Indicators of Pesticide Impacts in Banana. *Environ. Entomol.*, 32(4):816-829.
- McGeoch, M. A., Rensburg, B. V. & Botes, A. (2002). The verification and application of bioindicators: a case study of dung beetles in a savanna ecosystem. *Journal of Applied Ecology*, 39: 661-672.
- Mercan, T., Keskin, B. & Tezcan, S. (2004) Bozdağ (Ödemiş, İzmir)'in Tenebrionidae (Coleoptera) Faunasının Çukur Tuzaklarla Belirlenmesi Üzerinde Bir Araştırma. *Ekoloji*, 14(53), 44-48.
- Molina, S. I., Valladares, A, G. R., Gardner, S. & Cabido, M. R. (1999). The Effects of Logging and Grazing on the Insect Community Associated with a Semi-arid Chaco Forest in Central Argentina. *Journal of Arid Environments*, 42: 29-42.
- Nash, M. S., Whitford, W. G., Zee, J. V. & Havstad, K. M. (2000). Ant (Hymenoptera: Formicidae) Responses to Environmental Stressors in the Northern Chihuahuan Desert. *Environ. Entomol.*, 29(2): 200-206.
- New, T. R. (1998). *Invertebrate Surveys for Conservation*. Oxford University Press, 240p.
- Ortaç, Ö. D., Yaşar, B. & Aydın, G. (2015). Comparison of Insect Bio-Diversity Between Organic and Conventional Oil Rose Farming *Rosa damascena* Miller

(Rosales: Rosaceae): Isparta Case (Turkish: Organik ve Konvansiyonel Yağ Gülü *Rosa damascena* Miller (Rosales: Rosaceae) Yetiştirilen Alanlarda Böcek Biyolojik Çeşitlilik Değerlerinin Karşılaştırılması: Isparta Örneği). *SDÜ Fen Bilimleri Enstitüsü Dergisi*. 19(2): 161-173.

Petit, S., Firbank, L., Wyatt, B. & Howard, D. (2001). Mirabel: Models for Integrated Review and Assessment of Biodiversity in European Landscapes. *Ambio*, 30 (2): 81-88.

Pinero, F. S. & Avila, J. M. (2004). Dung-Insect Community Composition in Arid Zones of South-Eastern Spain. *Journal of Arid Environments*, 56 (2), 303-327.

Ranede, A. (2000). Herb Species Richness of Pune City Habitats. 4 p.

Raposa, K. B., Roman C. T. & Heltshe J. F. (2003). Monitoring Nekton As a Bioindicator in Shallow Estuarine Habitats. *Environmental Monitoring and Assessment*, 81: 239-255.

Rösch, M., Chown S. L. & Mcgeoch M. A. (2001). Testing a Bioindicator Assemblage: Gall-Inhabiting Moths and Urbanization. *African Entomology*, 9(1), 85-94.

Samb, T., Ndiaye, A. B. & Diarra, K. (2011). Diversity of Termites in Relation to Human Activity: Impact on the Environment in Matam (Senegal). *Research Journal of Pharmaceutical, Biological and Chemical Sciences*. 2(1): 313.

Sanchez, F. & Avila, J. M. (2004). Dung-Insect Community Composition in Arid Zones of South-Eastern Spain. *Journal of Arid Environments*, 56(2): 303-327.

Schowalter, T. D. (2000). *Insect Ecology, An Ecosystem Approach*. Academic Press, USA. pp. 483.

Shah, P. A., Brooks, D. R., Ashby, J. E., Perry, J. N. & Woiwood, I.P. (2003). Diversity and Abundance of the Coleopteran Fauna from Organic and Conventional Management Systems in Southern England. *Agricultural and Forest Entomology*, 5(1): 51-60.

Smith, E. P. & van Belle, G. (1984). Nonparametric estimation of species richness. *Biometrics* 40, 119-129.

Soberon, J., Rodriguez P. & Dominguez E.V. (2000). Implications of the Hierarchical Structure of Biodiversity for the Development of Ecological Indicators of Sustainable Use. *Ambio*, 29(3): 136-142.

Southwood, T. R. E. (1971). *Ecological Methods with Particular Reference to the Study of Insect Populations*. Chapman and Hall., 391 p.

Spellerberg, I. F. (1996). *Conservation Biology*. Longman Group Limited, England. pp. 242.

- Sutrisno, H. (2010). The Impact of Human Activities to Dynamic of Insect Communities: a Case Study in Gunung Salak, West Java. *HAYATI Journal of Biosciences*, 17(4): 2086-4094.
- Ter Braak, C. J. F. & Smilauer, P. (2002). *CANOCO Reference Manual and CanoDraw for Windows User's Guide: Software for Canonical Community Ordination (version 4.5)*. Microcomputer Power (Ithaca, NY, USA), 500 p.
- Valero L., Durant P. & Arellano E. (2001). Trichoptera Como Indicadora de Calidad de Agua. Rio Albarregas Merida, Venezuela. *Rev. Ecol. Lat. Am.*, 8 (1): 11-16.
- Wehner, R. & Gehrin, W. (1995). *Zoologie*. Thieme Verlag. Stuttgart, New York.
- Wilson, E. O. (1992). *Ende der biologischen Vielfalt. Verlust an Arten, Genen und Lebensräumen und die Chancen für eine Umkehr*. Spektrum, Heidelberg.
- Wilson, E. O. (1997). *Biodiversity II* (M. L. Reaka-Kudla, D. E. Wilson & E. O. Wilson, editors). *Biodiversity II: Understanding and Protecting Our Biological Resources*. Joseph Henry Press, Washington D.C. US, 1-3.
- Wilson, E. O. (1999). *Biological Diversity: The oldest Human Heritage*. New York State Biodiversity Research Institute, 72 p.

EKLER

EK A. Denklemler



EK A. Denklemler

- 3.1. Shannon-Weaver çeşitlilik indeksi
- 3.2. Simpson çeşitlilik indeksi
- 3.3. Simpson'un dominantlık indeksi
- 3.4. Shannon Evenness tür yoğunluklarının birbirleri ile olan ilişkilerinin indeksi
- 3.5. Simpson Evenness tür yoğunluklarının birbirleri ile olan ilişkilerinin indeksi
- 3.6. Sorensen'in benzerlik indeksi
- 3.7. Heydemanns'ın yüzde dominantlık formülü
- 3.8. Türlerin ortalama bolluk formülü
- 3.9. Türlerin göreceli bolluk formülü
- 3.10. Bulunma-bulunmama matris formülü
- 3.11. Chao 1 tür tahminleyicisi formülü
- 3.12. Chao 2 tür tahminleyicisi formülü
- 3.13. Jackknife 1 tür tahminleyicisi formülü
- 3.14. Jackknife 2 tür tahminleyicisi formülü
- 3.15. Bootstrap tür tahminleyicisi formülü
- 3.16. ACE (Abundance Coverage Estimator) tür tahminleyicisi formülü
- 3.17. ICE (Incidence Coverage-based Estimator) tür tahminleyicisi formülü

ÖZGEÇMİŞ

Adı Soyadı : Ünver DEMİR

Doğum Yeri ve Yılı : Antalya, 1994

Medeni Hali : Bekar

Yabancı Dili : İngilizce

E-posta : unver.demir@hotmail.com

Eğitim Durumu

Lisans : Ankara Üniversitesi Ziraat Fakültesi Bitki Koruma Bölümü,
2017

Mesleki Deneyim

Batı Akdeniz Tarımsal Araştırma Enstitüsü Müdürlüğü 2016-2017

Haymana Araştırma ve Uygulama Çiftliği 2015-2016