



Çevresel güvenlik değerlendirmesinin nihai hedefi olarak biyoçeşitliliğin korunması: kimyasal kirlilik biyoçeşitliliği nasıl etkiler?

Baccaro, M., Focks, A., Worth, A., Chinchio, E., Dubois, G., Robuchon, M., Carletti, A., Bernasconi, C., Bopp, S.

2025



EUR 40236

EUR 40236

Bu belge, Avrupa Komisyonu'nun bilim ve bilgi servisi olan Ortak Araştırma Merkezi'nin (JRC) bir yayınıdır. Avrupa politika oluşturma sürecine kanıta dayalı bilimsel destek sağlamayı amaçlamaktadır. Bu yayının içeriği Avrupa Komisyonu'nun pozisyonunu veya görüşünü yansıtmak zorunda değildir. Ne Avrupa Komisyonu ne de Komisyon adına hareket eden herhangi bir kişi bu yayının kullanımından sorumlu değildir. Bu yayında kullanılan ve kaynağı ne Eurostat ne de diğer Komisyon hizmetleri olan verilerin altında yatan metodoloji ve kalite hakkında bilgi almak isteyen kullanıcılar, atıfta bulunan kaynakla temasa geçmelidir. Haritalarda kullanılan tanımlamalar ve materyallerin sunumu, Avrupa Birliği'nin herhangi bir ülke, bölge, şehir veya alanın veya yetkililerinin yasal statüsü veya sınırlarının veya sınırlarının sınırlandırılmasıyla ilgili herhangi bir görüş ifade ettiği anlamına gelmez.

AB Bilim Merkezi

<https://joint-research-centre.ec.europa.eu>

JRC140133 EUR

40236

PDF ISBN 978-92-68-24987-1 ISSN 1831-9424 doi:10.2760/1215173

KJ-01-25-105-EN-N

Lüksemburg: Avrupa Birliği Yayınlar Ofisi, 2025

© Avrupa Birliği, 2025



Avrupa Komisyonu belgelerinin yeniden kullanım politikası, Komisyon belgelerinin yeniden kullanımına ilişkin 12 Aralık 2011 tarihli ve 2011/833/EU Komisyon Kararı ile uygulanmaktadır (OJ L 330, 14.12.2011, s. 39). Aksi belirtilmedikçe, bu belgenin yeniden kullanımına Creative Commons Attribution 4.0 International (CC BY 4.0) (<https://creativecommons.org/licenses/by/4.0/>) lisansı altında izin verilmektedir. Bu, uygun şekilde atıfta bulunulması ve değişikliklerin belirtilmesi koşuluyla yeniden kullanıma izin verildiği anlamına gelmektedir.

Avrupa Birliği'ne ait olmayan fotoğrafların veya diğer materyallerin herhangi bir şekilde kullanılması veya çoğaltılması için doğrudan telif hakkı sahiplerinden izin alınmalıdır.

Kapak sayfası illüstrasyonu, © coco / stock.adobe.com

Bu rapora nasıl atıf yapılır? Avrupa Komisyonu: Ortak Araştırma Merkezi, Baccaro, M., Focks, A., Worth, ., Chinchio, E., Dubois, G., Robuchon, M., Carletti, A., Bernasconi, C. ve Bopp, S., *Çevresel güvenlik değerlendirmesinin nihai hedefi olarak biyoçeşitliliğin korunması: kimyasal kirlilik biyoçeşitliliği nasıl etkiler*, Avrupa Birliği Yayınlar Ofisi, Lüksemburg, 2025, <https://data.europa.eu/doi/10.2760/1215173>, JRC140133.

İçindekiler

Özet	4
Teşekkür	5
1. Giriş	6
1.1. Raporun Amacı	6
1.2. Biyoçeşitlilik nedir ve nasıl ölçülür?	7
1.3. Biyoçeşitlilik kaybı ve kimyasal kirlilik	8
1.4. Ekotoksikolojik bir perspektiften biyoçeşitlilik	9
2. Biyolojik organizasyonun farklı seviyelerindeki kimyasal etkiler ile biyolojik çeşitlilik arasındaki bağlantı	13
2.1. Genetik seviye	13
2.2. Özellik seviyesi	14
2.3. Tür popülasyonları	16
2.4. Topluluk	17
2.5. Ekosistem işleyişi ve yapısı	19
3. Modelleme yaklaşımları "biyoçeşitlilik toksikolojisini" mümkün kılıyor	20
4. Kimyasalların mevcut çevresel risk değerlendirmesinde biyoçeşitlilik ve gelecek perspektifleri	26
5. Sonuçlar	28
Referanslar	29
Şekillerin listesi	45

Özet

Biyçeşitlilik tartışmasız bir şekilde azalmaktadır ve kimyasal kirlilik bu kaybın başlıca nedenidir. Ekotoksikolojik çalışmalar, kimyasalların farklı biyolojik organizasyon seviyelerinde, çoğunlukla bireysel ve alt organizma seviyelerinde çeşitli etkilerini rapor ederken, biyçeşitlilik tipik olarak taksonomik zenginlik ve bolluk ile ölçülür. Ölçütlerdeki bu uyumsuzluk, kimyasal kirlilik ile biyçeşitlilik üzerindeki etkileri arasında nedensel bir bağlantı kurulmasını engellemektedir. Bu derleme, kimyasalların Temel Biyçeşitlilik Değişkenleri (EBV'ler) listesi tarafından önerilen tanımlayıcıların her bir alt sınıfı üzerindeki etkisine dair mevcut kanıtları (açık ve gizli olanlar) ele almaktadır. Her bir biyolojik organizasyon seviyesi için, kimyasal kirliliğin belirli biyçeşitlilik tanımlayıcıları üzerindeki etkilerini tanımlamada güçlü ve zayıf yönleri vurgulayan ekotoksikolojik çalışma örnekleri rapor edilmektedir. Son bölümde, modelleme, böylesine karmaşık bir soruya cevap vermek için en güçlü yaklaşımlardan biri olarak sunulmaktadır. Farklı modelleme yaklaşımları potansiyellerine göre tanımlanmıştır; örneğin mekanistik modeller kimyasalların organizmalar ve popülasyonlar üzerindeki etkilerini simüle edebilirken, Bayesian ağ modelleri ve Eşik Gösterge Takson Analizi (TITAN) kimyasalların topluluklar ve ekosistemler üzerindeki riskini tahmin etmek için kullanılabilir. Son , ekoloğlar ve ekotoksikoloğlar arasındaki işbirliğinin yanı sıra saha ve laboratuvar çalışmalarından elde edilen verilerin entegrasyonunun ve biyçeşitliliğin korunmasına yönelik ilerlemeyi izlemek için yeni özel göstergelerin geliştirilmesinin ne kadar önemli olduğu vurgulanarak, düzenleyici bağlamda biyçeşitlilik ve gelecekteki perspektifler tartışılmaktadır.

Teşekkür

Yazarlar grafik desteği için Veronique Vanherck'e (NTT Data Belgium, Brüksel, Belçika, JRC hizmet sağlayıcısı) teşekkür eder (Şekil 1).

Yazarlar

Marta Baccaro¹, Andreas Focks², Andrew Worth⁽¹⁾, Eleonora Chinchio⁽¹⁾, Gregoire Dubois¹, Marine Robuchon¹, Alessandro Carletti¹, Camilla Bernasconi⁽¹⁾, Stephanie Bopp⁽¹⁾

¹Avrupa Komisyonu, Ortak Araştırma Merkezi JRC), Ispra, İtalya

²Osnabrück Üniversitesi, Matematik Enstitüsü & Çevre Sistemleri Araştırma Enstitüsü, Osnabrück, Almanya

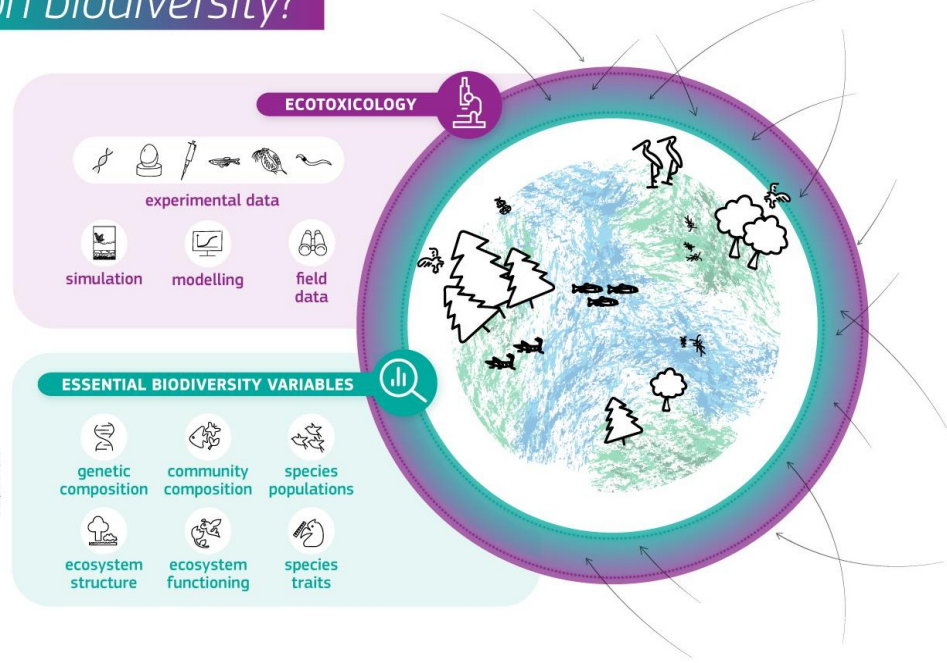
1. Giriş

1.1. Raporun Amacı

Kimyasal kirlilik, biyolojik çeşitlilik kaybının ana nedenlerinden biridir. Bu nedenle, düzenleyicilerin kimyasal yönetimi için gelişmiş bir çerçeve oluşturmalarını sağlamak amacıyla kimyasalların biyoçeşitlilik üzerindeki etkisini ölçen araçlara ve yaklaşımlara acil ihtiyaç vardır. Ancak, kimyasal kirlenmenin biyoçeşitlilik üzerindeki etkisinin bilimsel olarak sağlam bir şekilde kanıtlanması ve etkilerinin ölçülmesi birçok zorluğu beraberinde getirmektedir. Biyoçeşitlilik kaybının ölçütleri ve ekotoksikolojik etkilerin ölçümleri çoğunlukla uyumlu ve bağlantılı değildir ve ekotoksikologlar, kontrollü koşullarda birkaç model türde birkaç kimyasalı test ederek, değişen bir ortamda ve birçok tür üzerinde düşük konsantrasyonlardaki kimyasal karışımların etkilerini uzun vadede tahmin etmenin zorluğuyla karşı karşıyadır (Şekil 1). Bu karmaşık konu, ekologlar ve ekotoksikologlar arasında disiplinler arası bir çaba gerektirmektedir. Biyoçeşitliliğin tanımı ve küresel önemi hakkında kısa bir girişten sonra, bu derleme, kimyasalların Temel Biyoçeşitlilik Değişkenleri (EBV'ler) listesi tarafından önerilen tanımlayıcıların her bir alt sınıfı üzerindeki etkisine ilişkin mevcut kanıtları (açık ve gizli olanlar) ele almaktadır. Her bir biyolojik organizasyon seviyesi için, kimyasal kirliliğin belirli biyoçeşitlilik tanımlayıcıları üzerindeki etkilerini tanımlamada güçlü ve zayıf vurgulayan ekotoksikolojik çalışma örnekleri rapor edilmektedir. Son bölümde modelleme, böylesine karmaşık bir konuyu ele almak için en güçlü yaklaşımlardan biri olarak sunulmakta ve farklı modelleme yaklaşımları potansiyellerine göre açıklanmaktadır. Son olarak, mevzuat bağlamında biyoçeşitlilik ve geleceğe yönelik perspektifler tartışılmaktadır.

Şekil 1 Biyoçeşitlilik kaybının ölçütlerini ve ekotoksikolojik etkilerin ölçüm gösteren grafiksel özet

How do we measure the impact of chemical pollution on biodiversity?



Kaynak: Kendi detaylandırması

1.2. Biyoçeşitlilik nedir ve nasıl ölçülür?

veya biyolojik çeşitlilik, doğal yaşamın çeşitliliğidir ve korunması küresel ekosistem dengesinin sürdürülmesi için çok önemlidir. Su ve hava kalitesinin düzenlenmesi, toprak verimliliği, haşere kontrolü, tozlaşma, gıda ve kereste üretimi, hastalıkların önlenmesi ve genel fiziksel, zihinsel ve kültürel sağlık dahil olmak üzere birçok yönden insan refahı üzerinde derin bir etkiye sahiptir (Harrison ., 2014; Prakash ., 2023). Biyolojik Çeşitlilik Sözleşmesi (Birleşmiş Milletler Çevre) tarafından sağlanan biyolojik çeşitlilik tanımı, insana doğrudan katkılarından bağımsız olarak "türlerin çeşitliliğini, türler içindeki çeşitliliği ve ekosistemleri" içermektedir. Ancak, bu varlıkları çok yönlü karmaşıklıkları içinde bilimsel olarak sağlam ve uyumlu bir şekilde tanımlamak, ölçmek ve nicelleştirmek zordur. Pereira ve (Pereira vd., 2013), çevresel kompartımanlara dayalı biyoçeşitlilik verilerinin toplanmasını ve izlenmesini standartlaştırmaya ve koordine etmeye yardımcı olmak için 84 biyoçeşitlilik tanımlayıcısından türetilen bir dizi Temel Biyoçeşitlilik Değişkeni (EBV) (Pereira vd., 2013) önermiştir. Özellikle, biyoçeşitlilik tanımlayıcıları genetik kompozisyon, tür popülasyonları, tür özellikleri, topluluk kompozisyonu, ekosistem yapısı ve ekosistem işlevi olmak üzere altı sınıf altında gruplandırılmıştır. Genel olarak tür zenginliği, biyoçeşitlilik terimiyle en çok ilişkilendirilen ve ekolojide en sık ölçülen metriklerden biridir (Roswell vd., 2021). Bununla birlikte

Tür zenginliği, belirli bir coğrafi alandaki veya ekosistemdeki türlerin sayısını ifade eder, bolluklarını hesaba katmaz. Benzer şekilde, tür zenginliği ve bolluğundaki bir değişiklik, ekosistemlerinin işlevsel çeşitliliği hakkında herhangi bir bilgi vermez. Örneğin, ekili arazilerde toprak patojenlerinin artması, ormanlık alanlara kıyasla toprak mikrobiyal tür zenginliğinde bir artışa çevrilebilir, ancak tarım alanlarındaki işlevsel çeşitlilik ormanlık alandakinden daha düşüktür (Labouyrie vd., 2023). EBV tanımlayıcılarının çeşitliliği, biyoçeşitlilik tanımı kapsamına giren özelliklerin geniş spektrumunu vurgulamaktadır. Örneğin, EBV'ler seçilmiş karasal kuş türlerinin, karasal memelilerin, kelebeklerin tür bolluklarını, aynı zamanda karasal eklembacaklıların seçilmiş işlevsel gruplarının (örn. avcılar, ayrıştırıcılar) topluluk biyokütlesini, çok göç eden deniz balıklarının göç fenolojisini veya seçilmiş tatlı su taksonlarının genetik çeşitliliğini içerir. EBVs tanımlayıcılarının bazı ek örnekleri şekil 2'de rapor edilmiştir. 1. Biyoçeşitlilik ölçütlerinin belirlenmesi ve uyumlaştırılması sadece biyoçeşitliliğin izlenmesi için değil, aynı zamanda yanlış ölçümlerden ve yanlış yorumlamalardan kaçınmak için de çok önemlidir. Gerçekten de, biyoçeşitliliğin küresel olarak azalmasına rağmen, biyoçeşitlilik eğilimleri hakkında belirgin çelişkili bulgular bildiren bazı çalışmalar vardır (Crossley vd., 2020; Haase vd., 2023; Pilotto ., 2020). Bu sonuçlar, farklı zamansal ve mekânsal ölçeklerle ve birçok farklı biyoçeşitlilik ölçütüyle uğraşmanın zorluğundan kaynaklanıyor olabilir (IPBES, 2019; Kuczynski vd., 2023; Ritter vd., 2019). Muhtemelen, daha etkili bir biyoçeşitlilik koruması için önemli bir adım, baskıları ve tehditlere verilen son tepkileri doğru bir şekilde değerlendirmek için uyumlaştırılmış ölçütlerdir.

1.3. Biyoçeşitlilik kaybı ve kimyasal kirlilik

Biyoçeşitlilik ve Ekosistem Hizmetleri Hükümetlerarası Bilim-Politika Platformu'nun (IPBES) 2019 tarihli Biyoçeşitlilik ve Ekosistem Hizmetleri Küresel Değerlendirme Raporu (IPBES, 2019), küresel ölçekte azaldığına dair genel ve ayrıntılı bir tablo sunmuştur. O zamandan bu yana, biyoçeşitliliğin hem küresel hem de bölgesel eğilimine ilişkin tahminlerin IPBES raporuyla uyumlu olduğu çok sayıda çalışma yayınlandı: böceklerin biyoçeşitliliği (Sánchez-Bayo & Wyckhuys, 2019; Wagner, 2020), kuşlar (Burns et al, 2021; Gorta vd., 2019; Ogada vd., 2022), amfibiler (Luedtke vd., 2023), bitkiler (Daru ., 2021; Jandt vd., 2022), memeliler (Brodie vd., 2021) küresel olarak azalmaktadır. Diğerlerinin yanı sıra, kirlilik biyoçeşitliliğe yönelik beş ana küresel tehditten biri olarak tanımlanmıştır (IPBES, 2019; Isbell vd., 2023; Jaureguiberry vd., 2022). Yine de, kimyasal kirliliğin olumsuz etkilerine ilişkin toplumun temel endişesi insan sağlığı üzerindeyken, iklim değişikliği biyoçeşitlilik kaybına ilişkin endişelere öncülük ediyor gibi görünmektedir (Groh ve ark., 2022). Kimyasal kirliliğin ekolojik durum üzerindeki etkilerinin analizi genellikle diğer baskılar ve bunların kıyasla ayrı ve daha az ilgili olarak algılanmaktadır. Ancak, bu durum muhtemelen kimyasal etki değerlendirmelerinin kusurlu ve kapsamlı olmamasından kaynaklanmaktadır, özellikle de gecikmeli ve bazen dikkate alınmayan ince etkiler nedeniyle (Posthuma ., 2020). Uluslararası Doğa Koruma Birliği'nin tehdit altındaki türlere ilişkin Kırmızı Listesi (IUCN, 2024), kirliliği, farklı kirlilik sınıfları ve bunların ciddiyetine ilişkin bir gösterge de dahil olmak üzere, türlerin sağlığı için başlıca tehditler arasına yerleştirmektedir. IUCN kırmızı liste veri tabanından, Avrupa bölgesinde, 118 endemik ve kritik tehlike altındaki türün kentsel atık su ve endüstriyel, askeri, tarımsal, ormancılık atık suları ile bağlantılı kirlilik nedeniyle tehdit altında olduğu sonucuna varılmıştır (Haziran 2024'te erişilmiştir). Ancak, kirlilik ile türler üzerindeki etkisi arasında net bir nedensellik bağı veya niceliksel bir ilişki rapor edilmemiştir. Örneğin, Kanarya uzun kulaklı yarasasının popülasyonundaki azalmanın, diğer stres faktörlerinin yanı sıra pestisitler nedeniyle meydana geldiği bildirilmektedir (Russo & Cistrone, 2023). Özellikle kirliliğin, yavaş ama önemli bir popülasyon düşüşüne yol açan ölümler yoluyla türleri etkilediği bildirilmektedir. Endemik bir tür olan *Bythinella markovi*'nin durumunda

Tatlı su gastropodunda, evsel ve kentsel atık su kaynaklı kirlilik, azalmanın ana nedeni olarak bildirilmektedir, ancak raporda bu verilerin kaynağı belirtilmemiştir. Muhtemelen her iki çalışma da iyi belgelenmiş saha gözlemlerine ve ölçümlerine dayanmasına rağmen, bu veriler kimyasal maruziyet ve etkiler arasında nedensel bir ilişki sağlayamamaktadır. Ancak, kimyasala maruz kalmanın biyoçeşitlilik üzerindeki olumsuz etkilerini sınırlandırmak ve bir kimyasal çevreye salınmadan önce potansiyel etkiyi ölçebilmek için, biyoçeşitliliği tanımlayan farklı biyolojik seviyelerdeki toksik etkileri anlayabilmeli ve tahmin edebilmeliyiz. Başka bir deyişle, kirleticilere maruz kalma nedeniyle biyoçeşitlilik ölçütlerinin nasıl değişeceğini tahmin edebilmeliyiz. Bu nedenle, buna paralel olarak biyoçeşitlilik ölçümlerinin uyumlaştırılması hayati önem taşımaktadır. Biyoçeşitlilik kaybı, doğrudan veya dolaylı bir şekilde birlikte hareket edebilen beş ana faktör (istilacı yabancı türler, kara ve deniz kullanımındaki değişiklikler, iklim değişikliği, doğal kaynakların aşırı hasadı, kirlilik) tarafından yönlendirilmektedir. Bununla birlikte, bu makalede kasıtlı olarak sadece kimyasal kirliliğin doğrudan etkisine odaklanıyoruz; kimyasal kirlilik, doğal olarak mevcut olmayan bir maddenin çevreye girmesi veya bir madde konsantrasyonunun doğal seviyeleri aşması durumunda ortaya çıkar.

1.4. Ekotoksikolojik bir perspektiften biyoçeşitlilik







Kimyasalların biyoçeşitlilik üzerindeki etkisini ileriye dönük bir şekilde ölçme ve tahmin etme gerekliliği göz önüne alındığında, popülasyon etkisinin "erken uyarıları" olarak kabul edilebilecek ölçülebilir toksik etkiler (son noktalar) aramalı ve bu etkileri ekolojik ilgili senaryolara ekstrapole edebilmeliyiz. Mevcut kimyasallar yönetmeliği yaklaşımı şu gibi bazı zorluklarla karşı karşıyadır: tüm türler üzerindeki etkileri ideal olarak tahmin etmek için birkaç model test türü tarafından üretilen verileri ekstrapole etme; farklı türler arasında ve abiyotik faktörlerle ekosisteme özgü ekolojik etkileşimleri dahil etme; (biyo)izleme saha verilerini en iyi şekilde kullanma; kasıtsız kimyasal karışımların toksisitesini tahmin etme ve son olarak bireysel ve alt organizma düzeyindeki etkilere ilişkin verileri daha yüksek biyolojik organizasyon düzeylerine ölçeklendirme ihtiyacı. Biyoçeşitlilik, birbirlerine sıkı sıkıya bağlı oldukları için diğer tüm biyolojik (alt) organizasyonların örneğin hücre, organizma, popülasyon, topluluk ve ekosistem) sağlıklı işleyişini içeren ve gerektiren kapsayıcı bir biyolojik seviye olarak tanımlanabilir. Bu bakış açısı altında, potansiyel olarak tüm ekotoksikolojik son noktalar, kimyasal maruziyetin biyoçeşitlilik üzerindeki etkisini değerlendirmek için yararlıdır. Örneğin bir popülasyonun sağlığı, bu ölüm oranı popülasyonun artık kendini idame ettiremeyeceği bir orana ulaştığında bireylerinin ölümünden etkilenecektir. Benzer şekilde, çiftleşme başarı oranı ikincil bir cinsel özellik tarafından değiştirilirse popülasyon dinamiği de değişecektir. Bazı çalışmalar, geleneksel ekotoksikolojik son noktaların (örn. büyüme, ölüm oranı, yavru sayısı) popülasyon seviyeleriyle nasıl ilişkilendirileceğine dair örnekler sunarak laboratuvarında üretilen verilere anlamlı bir ekolojik perspektif kazandırmıştır (Martin vd., 2013; Salice vd., 2014; Theodorakis, 2001; Weir ve Salice, 2021). Örneğin, arıların risk değerlendirmesine yönelik Avrupa Gıda Güvenliği Otoritesi (EFSA) kılavuzunda (EFSA, 2023a), bireyler üzerindeki ölümcül etkilere dayanan alt kademe risk değerlendirmesinde, ekstrapolasyon adımı tüm deneyler için bireyden koloni düzeyindeki etkilere muhafazakar bir çeviri varsaymaktadır. İlginç bir şekilde, yakın tarihli bir makale, bireylerin değişen davranışları, uygunlukla ilgili morfolojik özelliklerdeki değişiklikler, popülasyon dinamiklerindeki kaymalar ve nihayetinde bolluk düşüşleri gibi popülasyonları çöküşe sürükleyen öngörülebilir değişiklik dizisini araştırmıştır (Cerini ve ark., 2023). Çalışma kimyasal kirliliğe odaklanmasa da, bu ilkelerin ekotoksikolojiye aktarılması, bireysel düzeydeki toksikolojik son noktaların popülasyon çöküşünü öngörebileceğini göstermektedir. Bu nedenle, bir kimyasala maruz kalmak bazı olumsuzluklara yol açıyorsa, belirli bir etki eşliğine ulaşıldığı anda maruz kalmanın bir şekilde biyoçeşitlilik üzerinde doğrudan veya dolaylı bir etkiye neden olma ihtimali vardır. Bununla birlikte, biyolojik çeşitliliğin

Biyoeeşitliliği etkileyen faktörlerin karmaşıklığı hakkındaki bilgi, başlatıcı bir olayın (düşük bir biyolojik organizasyon seviyesinde) biyoeeşitliliğin değişmesiyle sonuçlanan bir dizi olayı tetiklediği eşiği net bir şekilde belirlemeyi zorlaştırmaktadır. Niceliksel bir ilişki kurmak ve dolayısıyla bu olaylar dizisinin çıkış noktası olarak herhangi bir çevresel maruziyet dozunu tahmin etmek daha da zordur. Kavramsal olarak, kimyasalların biyoeeşitlilik üzerindeki etkisinin karmaşıklığını çözmek için van Straalen (Van Straalen, 1993) tarafından önerilen yaklaşımı uygulayabiliriz. Van Straalen tarafından önerilen ve Rubach ve diğerleri (Rubach vd., 2011b) tarafından yeniden önerilen model popülasyon kırılganlığı için geliştirilmiştir, ancak yaklaşım biyoeeşitlilik üzerindeki etkiyi ancak biyoeeşitliliği biyolojik organizasyonun en üst seviyesi olarak kabul edersek yakalayabilir. Bir kirleticinin biyoeeşitlilik üzerindeki ekotoksikolojik etkileri üç kategoriye ayrılabilir, 1) ekolojik sürdürülebilirlik: kimyasallar esnekliği, adaptasyonu, diğer popülasyonlarla rekabeti, demografi ve yeniden kolonizasyon üzerinde sonuçları olan trofik zincirdeki değişiklikleri etkileyebilir; 2) toksisite, kimyasallar toksikokinetik ve toksikodinamik (TK-TD) süreçleri içeren doğrudan toksisiteye neden olabilir; 3) maruz kalma, kimyasallar organizmanın habitatını ve besin seçimini etkileyebilir ve bu da ekolojik ve davranışsal faktörlerden etkilenir; bu kategori kirletici karışımlarına maruz kalmayı ve zaman seyrini içerir. Bununla birlikte, maruziyet ve ekolojik sürdürülebilirlik tipik olarak kontrollü koşullar olmaksızın gözlem ve ölçümlerin kaydedilmesiyle sahada, tüm değişkenlerin kontrol edilmediği deneysel bir tasarımı takip eden yarı saha sistemlerinde veya kontrollü koşullar altında karmaşık ekosistemleri simüle eden mezokozm sistemlerinde ölçülür. Toksisite genellikle laboratuvar koşulları altında değerlendirilir. Bu durum, farklı ilgili araştırma sorularına başarılı bir şekilde cevap veren ancak biyoeeşitlilik üzerindeki değerlendirmek için üç etki kategorisini de değerlendirmemiz gerektiğinde yeterince tamamlayıcı olmayan çok çeşitli veri türlerinin (laboratuvarda, sahada, model tahminiyle üretilen veriler) üretildiği bir duruma yol açmaktadır.

Biyoeeşitlilik üzerindeki etkileri değerlendirmek için laboratuvar ekotoksikolojik son noktalarının kullanılması büyük zorlukları beraberinde getirmektedir. Laboratuvar testleri, kimyasal ile organizma üzerindeki belirli arasında nedensel bir ilişki kurulmasını kolaylaştıran kontrollü koşullar sağlarken, laboratuvar testleri biyoeeşitlilik üzerindeki etkilerin araştırılmasıyla ilgili tüm çevresel koşullara benzemez. Laboratuvar testleri genellikle mevsimsellik, habitat bozulması, sıcaklık, aşırı hava olayları, avlanma veya yem bulunabilirliği yoluyla baskı veya çoklu kimyasal maruziyet gibi zaman ve mekan boyunca değişen koşullar altında çoklu tür etkileşimlerini ve abiyotik faktörleri göz ardı eder. Bununla birlikte, laboratuvar testleri doz-cevap fonksiyonlarının hesaplanmasını sağlar, zengin veri toplanmasını teşvik eder ve en önemlisi, kimyasalın kullanımdan ve bunun sonucunda çevreye salınmadan önce test edilmesini mümkün kılar. (Biyo)izleme alanında toplanan veriler, kimyasalların biyolojik çeşitlilik üzerindeki etkisini ölçmek için en değerli veri türü olmaya devam etmektedir, çünkü yerel çevrenin gerçekçi bir resmini temsil etmektedirler. Saha çalışmalarının kullanımının önemini desteklemek için biyoidikatör kavramı bir hatırlatma görevi görmektedir. Bu kesinlikle yeni bir kavram değildir: habitata özgü hassas türlerin (gösterge türler) oluşumu ve/veya bolluğunun kaydı, çevresel kalite değerlendirmesine cevap vermek için onlarca yıldır yaygın olarak kullanılmaktadır (Holt ve Miller, 2011; Parmar ., 2016). Gösterge türler, Su Çerçeve Direktifi (AB, 2000) kapsamında su kütlelerinin ekolojik durumunun değerlendirilmesinde önemli bir rol oynamaktadır ve yakın zamanda yapılan bir çalışmada, 12 Avrupa nehrindeki ekolojik durumdaki sapmanın yaklaşık %26'sının toksik maddelerin varlığı ile açıklandığı bildirilmiştir (Lemm ., 2021). Benzer şekilde, liken türlerinin çeşitliliği hava kalitesi ve kirletici konsantrasyonlarıyla (Abas vd., 2022) ve toprak mikroorganizmalarının çeşitliliği de toprak kirliliğiyle ilişkilidir. Yerel kimyasal konsantrasyonlarının hassas türler üzerindeki etkisinin değerlendirilmesi biyoeeşitlilik üzerindeki etkilerin bir göstergesi değil midir? Bununla birlikte, belirli bir alanla ilgili olması, sahadan toplanan verilerin genel bir değerlendirme için temsilci olmamasına neden olmaktadır.

değerlendirme. Ayrıca nedenselliğin temelini oluştururken laboratuvar testlerinden daha zayıf oldukları düşünülmektedir ve sadece geriye dönük bir değerlendirmeye izin vermektedirler. Şekil 2'de, her bir EBV sınıfı için, bir biyoçeşitlilik tanımlayıcısı örneği ile birlikte, laboratuvar ve daha karmaşık bir sistemde gerçekleştirilen ve şu anda söz konusu tanımlayıcı üzerindeki kimyasal etkinin değerlendirilmesinin vektörlerini temsil edebilen bir ekotoksikolojik test örneğini rapor ediyoruz.

Şekil 2 Her bir EBV sınıfı için biyoçeşitlilik tanımlayıcısı, laboratuvar ve daha karmaşık sistemde gerçekleştirilen ekotoksikolojik test örnekleri. BioRender'da oluşturuldu

EBV classes	Examples descriptor	Examples ecotoxicological measurement	
		Laboratory testing	Mesocosm, field-scale testing or field observation
 Ecosystem structure	Vertical structure of vegetation (e.g. height of vegetation)	Height and density of a group of plants	Height and density of vegetation in a contaminated site
 Ecosystem function	Terrestrial ecosystem productivity expressed as gross primary production	Impact on soil respiration in a soil jar	Impact on soil respiration at a contaminated site
 Community composition	Community biomass of selected functional groups of terrestrial arthropods (e.g. predator, decomposer)	Changes of functional activities in bacterial communities in soil jar (e.g. enzyme activities)	Taxonomical changes of bacterial communities in a contaminated site
 Species Populations	Species abundances of selected terrestrial bird species	Survival of a group of organisms of model species	Impact on species abundance of a specific species in a highly contaminated site
 Species traits	Phenology of flowering	Inhibition of flowering on crop plants	Impact on phenology and inhibition of flowering in fallow fields
 Genetic composition	Genetic diversity of selected species	Genotoxicity or different genetic susceptibility to chemicals	Genetic diversity difference of a selected species from polluted/non-polluted site

Kaynak: Kendi detaylandırması

Genel olarak, tipik olarak bireysel ve alt bireysel ölçümlerin (örneğin biyokimyasal değişiklikler) verileriyle sonuçlanan laboratuvar testlerini daha yüksek biyolojik organizasyona (örneğin popülasyon seviyesi) bağlama ve ekolojik faktörleri örneğin çoklu tür etkileşimleri) dahil etme ihtiyacı vardır. Buna paralel olarak, saha verilerini (tipik olarak özellik/popülasyon/taksonomik gözlemlere dayalı) mekanistik süreçlere bağlama ve Özellik Tabanlı Ekolojik Risk Değerlendirmesi (TERA) yaklaşımında önerildiği gibi ileriye dönük bilgi sağlama ihtiyacı da vardır (Culp vd., 2011; Van den Brink vd., 2011). İdeal olarak, birden fazla veri türünün entegrasyonu, ekosistem düzeyinde veya biyoçeşitlilik düzeyinde son noktaları içeren bir AOP olan Ekolojik Olumsuz Sonuç Yoluna (eco-AOP) yol açacaktır. AOP'nin ilk tanımı ekotoksikolojik araştırma ve risk değerlendirmesini desteklemek için oluşturulmuş olsa da (Ankley ., 2010), hesaplama stratejileri (örneğin yapay zeka ile metin madenciliği) insan sağlığı bağlamında daha gelişmiştir. Entegre in silico metodolojilerinin ekotoksikolojik bir perspektife aktarılmasına acil ihtiyaç vardır (Baudiffier ve ark., 2024). Daha geniş anlamda, mekanistik modelleme gibi in silico metodolojiler, olumsuz sonuçların biyolojik organizasyonlar boyunca (yukarı ve aşağı) ölçeklendirilmesine (Schmolke ., 2010), hayvan deneylerinin azaltılmasına (Larras vd., 2022) ve daha yüksek çevresel uygunluğa ulaşılmasına (Forbes ve Galic, 2016) olanak tanıyan önemli araçlardır. Aşağıdaki paragraflarda, kimyasalların ekotoksikolojik etkilerle biyoçeşitlilik üzerindeki etkisi

(ölçülebilir son noktalar) EUROPABON tarafından tanımlanan Temel Biyoçeşitlilik Değişkenleri sınıflarını takiben sunulmuştur. Daha sonra, "Modelleme yaklaşımları "biyoçeşitlilik toksikolojisi" sağlar" paragrafında, ekotoksikolojik son noktaları daha yüksek biyolojik seviyelere veya ekolojik olarak daha ilgili sonuçlara ekstrapole etme yetenekleri açısından ilgili örneklerin bir listesi verilmektedir.

2. Biyolojik organizasyonun farklı seviyelerindeki kimyasal etkiler ile biyolojik çeşitlilik arasındaki bağlantı

2.1. Genetik seviye

Yabani popülasyonlardaki küresel genetik çeşitlilik kaybının sanayi devriminden bu yana yaklaşık %6 olduğu tahmin edilmektedir (Leigh vd., 2019). Genetik çeşitlilik, genotip varyasyonu tarafından belirlenen bir popülasyon veya tür içindeki bireyler arasındaki farklılıktır (Freeman & Herron, 2007). Korunması, Kunming-Montreal Biyoçeşitlilik Çerçevesi'nin (<https://www.cbd.int/gbf>) temel konularından biridir ve yabani hayvan ve bitki popülasyonlarının ve türlerinin yaşayabilirliğinin ve adaptif potansiyelinin sürdürülmesi için çok önemli bildirilmektedir (Kardos ., 2021).

Bir kimyasal, 1) DNA yapısını bozarak, DNA'da mutasyona neden olarak veya DNA onarım süreçlerini etkileyerek, 2) daha toleranslı genotipleri tercih ederek (Abdullahi ve ark, 2022), 3) diğer toksik son noktalar yoluyla popülasyonun büyüklüğünü azaltmak, 4) bireylerin davranışlarını etkileyerek gen akışını ve göç, üreme veya beslenme alışkanlıkları gibi birey sayısını azaltan belirli alışkanlıkları değiştirmek (Ribeiro & Lopes, 2013; van Straalen & Timmermans, 2002). Özellikle 3. ve 4. noktalar, bir kimyasalın bir popülasyonun genetik çeşitliliğini azaltabileceği dolaylı yolları temsil etmektedir. Aslında, bir popülasyon darboğazının meydana gelmesi nedeniyle genetik bir sürüklenme beklenmektedir. Darboğaz, doğrudan ölümcüllük veya kirleticilere maruz kalmanın dolaylı etkileri de dahil olmak üzere dış olaylar nedeniyle bir popülasyonun büyüklüğünde ciddi bir azalmadır.

Genetik değişkenlik, kimyasal kirleticilere maruz kalmanın dışında sayısız başka çevresel faktör tarafından da değiştirilebilir. Tüm bu diğer faktörler arasında, evrimin temelinde alan çeşitli doğal süreçler de bulunmaktadır. Bu nedenle, doğal bir genetik varyasyon ile kimyasallara maruz kalmaya bağlı bir genetik değişikliği birbirinden ayırmak zordur. Bu sorunun üstesinden gelmek için yaygın bir yöntem, kirlenmiş bir alınan örneklerde ölçülen genetik çeşitliliğin belirli bir özelliğini ifade eden farklı değerleri, kirlenmemiş bir alınan örneklerle karşılaştırmaktır (Meng ve Wang, 2023; Švara vd., 2022; Theodorakis vd., 2024; Yang ., 2020) veya farklı kirlilik seviyelerine dayalı bir strateji izlenerek örneklenen örnekler (Bourret vd., 2008). Bununla birlikte, belirli stres faktörlerinin sahadaki genetik değişkenlik üzerindeki etkisini değerlendirmek için deneyler tasarlanırken dikkatli olunmalıdır. Bu amaçla Belfiore ve Anderson, farklı biyolojik ve çevresel faktörlerin neden olduğu kovaryans oranlarını tahmin etmek, takson ve genetik lokusa dayalı mutasyon olasılığını değerlendirmek ve arka plan genetik yapısını anlamak için tarihsel kanıtları dahil etmek gibi izlenmesi gereken önemli adımlar önermektedir (Belfiore & Anderson, 1998). Theodorakis, kirliliğin popülasyon genetiğinde değişikliğe neden olduğuna dair kanıt ararken kullanılacak nedensel kriterlerin kapsamlı bir listesini sunmuştur; örneğin birden fazla referans ve kirlenmiş popülasyonun kullanılması ve biyolojik akla yatkınlığın sağlanması gibi (Theodorakis, 2003). Genotoksik bir bileşiğe maruz kalmanın mutasyonlar nedeniyle nükleotid çeşitliliğinde bir artışa da yol açabileceğini ve bunun da genetik çeşitlilikte bir artışa dönüşebileceğini belirtmek önemlidir. Gerçekten de, kirlenmiş bölgelerde genetik çeşitliliğin arttığına dair raporlar bulmak yaygındır (DiBattista, 2008; Eeva ve ark., 2006).

Genetik çeşitliliğin farklı yönlerini değerlendirmek için ölçütler önerilmiştir (Hoban ve ark., 2020). Bununla birlikte, bir popülasyonun genetik sağlığını tanımlamanın en iyi yolu hakkında, özellikle de fenotiple bağlantılı olmayan nötr genetik çeşitlilikle ilgili devam eden bir tartışma vardır. Doğal seçilime tabi olan adaptif genetik çeşitliliğe odaklanan metriklerin, çeşitliliğin nüanslarını yakalamada potansiyel olarak daha etkili olduğu öne sürülmüştür (García-Dorado & Caballero, 2021; Teixeira & Huber, 2021). Her halükarda, yukarıda bahsedilen değerlendirmelerin fark edilmeyen çeşitliliği etkili bir şekilde tahmin ettiği gösterilmiştir.

biyoçeşitlilik seviyeleri ve ekoloji ve evrim araştırmaları için değerli bilgiler sağlar (Mastretta- Yanes ., 2024). Bununla birlikte, ekotoksikolojik bir değerlendirmeye doğrudan uygulanamazlar. Tam , bir bileşik laboratuvarında mutajenik veya genotoksik olarak test edildiğinde, bir popülasyonda ne ölçüde genetik bir değişikliğe neden olabileceğini değerlendirmek zordur. Bu boşluğu doldurmaya yardımcı olmak için, genetik ekotoksikolojik son noktaların biyo-izleme kampanyalarına entegre edilmesi, popülasyon düzeyinde genetik etkiyi kapsayacak şekilde arzu edilir (Theodorakis, 2001). Laboratuvarında, kimyasal maruziyete karşı genetik duyarlılık, işlevsel olarak genetik varyantları belirlemek için halihazırda kullanılan AOP'ler kullanılarak değerlendirilebilir (Kosnik ve ark., 2024). Bir başka yaklaşımda, kimyasal olarak indüklenen farklı olumsuz sonuçlarda potansiyel olarak rol oynayan genetik varyant havuzunu tanımlamak için yeni, varsayılan kimyasal-genetik varyant-sonuç bağlantıları oluşturmak olabilir (Kosnik ve ark., 2024).

Genetik çeşitliliğin önemi ve ölçülmesindeki zorluklar dikkate alındığında, evrimsel toksikolojinin düzenlemelere ve ERA'ya dahil edilip edilmemesi ve nasıl dahil edilmesi gerektiği tartışılmaktadır (Oziolor ve ark., 2020; Straub ve ark., 2020). Genel olarak, genetik biyoçeşitlilik üzerindeki kimyasal etkiyi ele almak için, çeşitli biyolojik organizasyon seviyelerinde çoklu çalışmalar ve çoklu ölçütler bir kanıt ağırlığı yaklaşımı içinde değerlendirilmelidir (Kanaka ve ark., 2023) (Theodorakis, 2003) .

2.2. Özellik seviyesi

Özellikler organizmaların iyi tanımlanmış, ölçülebilir özellikleridir, genellikle bireysel düzeyde ölçülür ve türler içinde ve arasında karşılaştırmalı olarak kullanılır. Fonksiyonel özellikler, organizmanın performansını güçlü bir şekilde etkileyen özelliklerdir (Violle ve ark., 2007). Bir yandan, özellikler bir kimyasalın organizmalarla etkileşime şeklini şekillendirebilir. Morfoloji ve fizyoloji bir kimyasalın toksikokinetiğini etkileyebilir; örneğin bir dış iskeletin varlığı, kimyasalın alımını esas olarak diyetle maruz kalma ile sınırlar veya lipid miktarı lipofilik maddelerin birikimini etkiler (Rubach vd., 2011a; van den Brink vd., 2019). Öte yandan kimyasallar, popülasyonların kırılabilirliği üzerinde potansiyel olarak sonuçları çok sayıda özelliği etkileyebilir.

Tür özellikleri için EBV alt sınıfları, fenolojinin farklı tanımlayıcılarını içerir. Bununla birlikte, etkilendiği kanıtlanmış ve popülasyonların sağlığı ile daha doğrudan bir şekilde bağlantılı olduğu için bahsetmeye değer birkaç özellik daha vardır. Davranışsal özellikler, kimyasal maruziyete karşı oldukça hassas olduğu gösterilen önemli bir özellik sınıfıdır (Saaristo ve ark., 2018). 1) yiyecek arama değişiklikleri, 2) predasyon (Relyea & Edwards, 2010), 3) çiftleşme, 4) ebeveyn bakımı, 5) [cinsel] iletişim, 6) sosyal davranış, 7) mekânsal davranış, hayatta kalma ve üreme gibi hayati hususlarla ve dolayısıyla popülasyon sağlığı ve uygunluğuyla (Bro-Jørgensen ., 2019; Ford ., 2021) ve nihayetinde biyoçeşitlilikle doğrudan bağlantılıdır. Örneğin, laboratuvarında, ilgili konsantrasyonlardaki böcek ilacı endosülfan, amfibilerin feromonal sistemine müdahale ederek eş seçiminin bozulmasına ve çiftleşme başarısının düşmesine neden olmuştur (Park ve ark., 2001). Saha gözlemlerinden, feromonal sistemin amfibilerin tür tanıma, göç ve sosyal davranış gibi günlük yaşamlarında çok önemli olduğunu biliyoruz. Çevresel olarak ilgili 17 α -etinilestradiol (EE2) konsantrasyonlarına maruz kalma, erkek balıkların çekiciliğinde (ikincil cinsel özellik ifadesi) bir değişikliğe yol açarak dışıdan daha güçlü cinsel seçilimle sonuçlanmıştır. Eşler için artan bu rekabet, etkili popülasyon boyutunu azaltarak genetik sürüklenme nedeniyle varyasyon kaybına neden olabilir (Partridge ve ark., 2010). Hedef olmayan türlerin (herbisitler gibi kimyasal kontrolle kasıtlı olarak hedeflenmeyen türler) çiçeklenme fenolojisi ve bolluğunun herbisit ve pestisitlerden (Carpenter vd., 2020; Dupont vd., 2018) ve ağır metallerden (Ryser ve Sauder, 2006) olumsuz etkilendiği gösterilmiştir. Meksika'da mangrov fenolojisinin eser elementlerden etkilendiği gösterilmiştir (Celis-Hernandez ve ark., 2022). Bir pestisitinin metamorfoz boyunca kızböceği dişilerinin zindeliği üzerindeki etkileri büyük ölçüde yumurtadan çıkma fenolojisine bağlıdır (Tuzun & Stoks, 2017). Kimyasal toksisite

Biyolojik ritimler bilim insanlarının dikkatini yeni yeni çekmeye başlamıştır ve bilgilerimiz hala sınırlı olsa da, kimyasal maruziyete bağlı sirkadiyen bozulmanın balıkların (Tan ., 2023) ve sivrisineklerin (Melvin vd., 2016) günlük aktivite düzenini ve performansını etkilediğine ve dolayısıyla organizmanın işleyişi üzerinde sonuçları olduğuna dair kanıtlar bulunmaktadır (Thoré vd., 2024). Enerji metabolizması kimyasallara maruz kalındığında değişebilir (Dutra ve ark., 2011; English ve ark., 2021). Enerji metabolizmasındaki değişikliklerin hayatta kalma, büyüme gibi daha apikal işlevler üzerinde doğrudan etkileri olabilir (Feijão ve ark., 2020). Üreme de enerji mevcudiyetinden etkilenebilir ve bu, organizmanın yavru üretmek yerine hayatta kalmayı "tercih edeceği" ilkesine dayanır (Kooijman, 2010). Enerji düzenlemesindeki bir değişiklik, hareket etme ve dolayısıyla avdan kaçma kabiliyeti, yiyecek arama verimliliği, göç kabiliyeti (Gerson vd., 2019), yuva yapma (Goodchild vd., 2016) ve hastalıklara yatkınlık gibi diğer işlevlerin de değişmesine olabilir (Goodchild vd., 2019) ve yaşam evresine bağlı olarak farklı etkilere yol açabilir (Fidder ., 2016). Bazı morfolojik değişkenlerin kimyasal kirlenmeye maruz kalma ile doğrudan değiştiği gösterilmiştir. D. melanogaster'de kanat uzunluğundaki değişiklikler (Cvetkovic ., 2020), vahşi erkek vizonlarda ano-genital mesafe (Persson ve Magnusson, 2015), kutup aylarında cinsel organların boyutu (Sonne vd., 2006), iribaş kuyruğunun kalınlığı (Relyea, 2012) bunlara örnektir. Morfoloji, bir EBV olan doğal popülasyonlardaki türlerin tanımlanması için bir araç olarak kabul edilir (Dwivedi & De, 2023).

Bir diğer özellik kategorisi ise üreme performansını belirleyen özelliklerle ilgilidir. Üremeyi etkileyen toksisite, sezgisel olarak popülasyon kırılabilirliği ve biyoçeşitlilik kaybı ile daha bağlantılıdır. Gerçekten de, popülasyon istikrarı yeni nesil yavruların sağlığına bağlıdır. Kimyasal maruziyet nedeniyle azalan üreme başarısı, popülasyonun azalmasına ve hatta yok olmasına yol açabilir. Yavruların sayısı, hayatta kalması, büyümesi, genel gelişimi ve üreme performansı gibi olumsuz etkiler, ekotoksikologlar tarafından on yıllardır laboratuvar ortamında farklı model türlerde kirlenmelerin kronik etkilerini değerlendirmek için vekil olarak kullanılmaktadır. Alt birey düzeyinde, üreme organlarının gelişimi, doku ve hücrelerinin incelenmesi ve alt hücresel belirteçler kimyasalların üreme toksisitesini tahmin etmek için kullanılır. Bir dizi kimyasal hormonal reseptörlerle etkileşime girerek kandaki hormon konsantrasyonlarını, metabolizmayı ve cinsel gelişimi değiştirebilir ve bu da değişen sperm kalitesi, penis anatomisi, oosit üretimi vb. gibi anormalliklere yol açabilir. Bununla birlikte, değişen üreme özelliklerini değerlendiren laboratuvar testleri standart ekotoksikolojik test olarak gerçekleştirilirken, kirliliğin üreme performansı üzerindeki etkisine dair geçici kanıtlar sağlayan saha çalışmaları azdır. Örneğin, Kanada'da 7 yıl boyunca gölün tamamında yapılan bir çalışma, yağ başlı minnow'un düşük konsantrasyonlarda 17 α -etinilestradiol'e kronik olarak maruz kalmasının vitellogenin mRNA ve protein üretimi yoluyla erkeklerin dişileşmesine, gonadal gelişim üzerinde etkilere ve nihayetinde bu türün gölden neredeyse yok olmasına yol açtığını göstermiştir (Kidd ve ark., 2007). Bununla birlikte, kimyasal maruziyet veya endokrin aktivite ya da yaban hayatında üreme sıkıntısına ilişkin kanıt eksikliği, bağlantıyı bilimsel olarak sağlam bir şekilde kurmayı çok zorlaştırmaktadır.

Bir yandan, daha fazla ve daha iyi tasarlanmış saha çalışmalarına ihtiyaç duyulurken (Marlatt ve ark., 2022); diğer yandan, popülasyon uygunluğu ile kesin biyolojik bağlantı sağladığından, laboratuvar test deneylerinden elde edilen verilerin kullanımı optimize edilmeli ve en üst düzeye çıkarılmalıdır. Bu amaçla, üreme uç noktalarını popülasyon seviyesine ekstrapole eden çeşitli modeller önerilmiştir (Gabsi ve ark., 2014; Kuhn ve ark., 2000). Son olarak, ekotoksikolojideki özellik temelli araçlar, ekolojiyi kimyasalların ekolojik risk değerlendirmesine daha iyi dahil etmek için umut verici yaklaşımlar olarak son yıllarda tartışılmıştır (Van den Brink ve ark., 2013). Son zamanlarda, bu tür araçları uygulamaya yönelik somut girişimler olmuştur. Örneğin, akut kimyasal duyarlılık, özellikler ve ilgili taksonomisi hakkındaki bilgileri birleştirerek, tür topluluklarının farklı kimyasal etki biçimlerine karşı mekansal farklılıkları ortaya çıkarmak için öngörücü duyarlılık modelleri geliştirilmiştir (Van den Berg ve ark., 2020). Özelliklerin birbirine bağımlı olduğu fikrine dayanan türler arası özellik entegrasyonu yaklaşımı, bir toprak metali gradyanı boyunca bitki türü zenginliğini açıklamak için bir araç olarak kullanılmıştır. Çalışma

yeni yaklaşımın bitki tür zenginliğindeki kaybı işlevsel çeşitlilik endekslerinden daha iyi tanımladığını bildirmiştir: bu durum, kirlenmeye maruz kalmanın giderek daha koordineli işlevsel özellik setlerinin seçilmesine yol açmasıyla bağlantılı (Delhaye ., 2020).

2.3. Tür popülasyonları

Tür popülasyonu, tür dağılımı ve tür bolluğunun farklı tanımlayıcılarını içeren bir EBV sınıfıdır (örneğin, karasal kuşların tür dağılımları, kelebeklerin tür bolluğu). Tür dağılımının ekolojik tanımı, bir türün mekansal olarak dağılımı şeklidir ve değerlendirildiği mekansal ölçekten etkilenir (Henderson vd., 2023; Mirmonsef vd., 2017). Türlerin dağılımını etkileyen faktörlerin sayısı nedeniyle, kimyasal maruziyetin etkisine dair kanıtların büyük bölgelerde kesin olarak ortaya konması zordur. Bununla birlikte, toksik maddelerin daha küçük bir mekansal ölçekte popülasyonların dağılımı üzerindeki etkisine örnek olarak birden fazla çalışma listelenebilir. Tipik olarak, mekansal ölçek ve ölçütler, taksonomik grubun ortalama vücut büyüklüğüne ve yaşam alanına bağlıdır. Bu çalışmalar küçük vücut boyutuna ve/veya sapsız organizmalara odaklandığında, örneğin bakteriler, mayalar, eDNA teknikleriyle tanımlanabilen omurgasızlar veya uzaktan algılama ile tanımlanabilen bitkiler, çalışmalar mekansal dağılımdan ziyade tür zenginliği ve topluluk yapısı (veya topluluk kompozisyonu) değişimini rapor etmektedir. Ayrıca, bu çalışmaların belirli bir kaynaktan (örneğin atık su deşarjı, araç trafiği olan yol, maden) gelen belirli bir kirlenme gradyanı boyunca yapılması çok yaygındır. Bunun nedeni, kimyasal maruziyetin yüksek biyolojik organizasyon seviyeleri üzerindeki etkisinin değerlendirilmesinin, geniş bir kirlenme konsantrasyonu aralığına sahip küçük bir alanda daha kolay olmasıdır. Örneğin, bir kereste fabrikasından, topraktaki bakır konsantrasyonlarının farklı büyüklük derecelerini kapsayan 80 metrelik bir transekt, farklı toprak solucanı türlerinin dağılımını ölçmek için tanımlanmıştır (Mirmonsef ., 2017). Benzer bir çalışmada (Lévêque ve ark., 2015) toprak solucanı yoğunluğu, çeşitliliği (zenginlik olarak ifade edilir) ve yetişkin/genç toprak solucanı oranı rapor edilmiştir. Başka bir çalışmada (Phillips ve ark., 2021), tozlayıcı yoğunluğu yol kenarlarından metrelerce uzakta değerlendirilmiştir. Benzer şekilde, tatlı su bölümünde, kimyasal kirliliğin topluluk üzerindeki etkisi daha çok tek hücreli organizmaların, alglerin, makro omurgasızların ve böceklerin zenginliğinin ölçülmesiyle değerlendirilmektedir (Armitage vd., 2007; Cortelezzi vd., 2011; Iwasaki vd., 2011). Kuşlar iyi çalışılmış bir yabancı hayvan grubunu temsil etmektedir. Kirliliğin kuş toplulukları üzerindeki etkisine ilişkin son yirmi yıllık araştırmaların bir özeti Richard ve çalışma arkadaşları tarafından sunulmuştur (Richard vd., 2021).

EBV tür popülasyon sınıfı altında ikinci değişken, birey sayısı olan popülasyon bolluğudur. Ancak, bolluk çoğu zaman göreceli bir şekilde ölçülür ve yoğunluk (bir taksonun bir yüzey/hacim birimindeki popülasyon bolluğu) olarak ifade edilir (Callaghan vd., 2024). Mutlak bolluk olarak veri toplama yeteneği, örneklerin sayısı ve belirli taksonların hareketliliği ile engellenir, özellikle düşük yoğunluğa sahip ve sapsız olan taksonlar veri açısından daha zengindir. Çok yüksek yoğunluğa sahip taksonların bolluğu tipik olarak çok daha küçük bir alanda ölçülür (örneğin topraktaki bakteri topluluğu). Bunun yanı sıra, her bir popülasyon için örnekleme metodolojilerinin ve mekansal kapsamların çeşitliliği, türler arasında mutlak bolluğun karşılaştırılmasını zorlaştırmaktadır (Leung vd., 2022). Tüm bu nedenlerden dolayı, kirlenmelerin toksisitesinin popülasyon üzerindeki etkisinin değerlendirilmesi nadiren doğrudan ölçülmektedir. Tür dağılımı ile ilgili daha önce de belirtildiği gibi, popülasyon bolluğu üzerindeki kimyasal etkiyi ölçmek için saha çalışmaları , ancak çalışmaların hedefleri genellikle pratik gerekçeleri takip etmektedir. Daha sık olarak bu çalışmalar, örneğin bir olay (örneğin petrol sızıntısı) nedeniyle meydana gelen aşırı kirlenme konsantrasyonlarıyla ilgilidir ve etki popülasyon düzeyinde tespit edilebilir (Zhou ., 2019). Yüksek kirlenme konsantrasyonu durumunda bile, demografi etki değerlendirmesi için seçilen son noktalar söz konusu tür için hassas olmadığından, çalışma vahşi doğada kirlenme kaynaklı herhangi bir değişiklik popülasyon düzeyinde son noktayı tespit edememiş olabilir. Örneğin, bir

çalışma, su kaplumbağalarının popülasyon parametrelerindeki değişiklikleri PCB kontaminasyonu gradyanı boyunca tespit edememiştir çünkü kaplumbağalar uzun ömürlü ve büyük ölçüde hareketsiz yırtıcılardır, bu da onları popülasyonlar üzerindeki kirlenici etkilerin zayıf göstergeleri haline getirebilecek özelliklerdir (Gibbs ve ark., 2017). Uzun ömürlü türler için, olumsuz kirlenici etkilerinin tespit edilmesi zor olabilir çünkü tepki gecikebilir ve popülasyon oranı çok yavaş azalır. Bu durum, maruziyet sürekli veya kirleniciler kalıcı ise daha da önemlidir (Salice ve ark., 2014). Bununla birlikte, aynı çalışmada PCB'lerin kaplumbağaların popülasyon düzeyindeki etkileri, yaşam öyküsü verileri hayatta kalma ve büyüme son noktalarından başlayan bütünleştirici bir demografik matris modeli kullanılarak kanıtlanmıştır (Salice ve ark., 2014). Çalışmada kullanılan model, PCB'lerin yavruların hayatta kalması, büyümesi ve yumurtadan çıkıştaki büyüklüğü üzerindeki etkilerinin popülasyon düzeyinde bir etkiye yol açabileceğini göstererek saha gözlemlerinin tek başına yakalayamayacağı bir etkiyi vurgulamıştır. Aslında, bireysel etkilerden yola çıkarak popülasyon üzerindeki potansiyel etkiyi tahmin eden simülasyonlar daha sık yapılmaktadır. Bergek ve arkadaşları, popülasyon matrislerinden (Leslie, 1945) elde edilen çıktılar laboratuvar ve saha çalışmalarından elde edilen verilerle birleştirilerek kirliliğin doğal yılanbalığı popülasyonları üzerindeki etkisini incelemiştir. Sonuçlar, larvaların hayatta kalmasının popülasyon büyümesi için en önemli olduğunu göstermiştir (Bergek ., 2012). Diğer bir yaklaşım ise, birden fazla kimyasala maruz kalmanın birleşik etkileri nedeniyle incelenen bir grup tür içindeki türlerin potansiyel kaybını tahmin eden türlerin çok maddeli potansiyel etkilenme oranının (msPAF) hesaplanmasıyla temsil edilmektedir (de Zwart & Posthuma, 2005). Tür duyarlılık dağılımı (SSD) kavramına benzer şekilde (Posthuma ., 2001), msPAF, bir veya daha fazla kirlenicinin çevresel konsantrasyonlarını referans toksisite değerleriyle karşılaştırarak çevresel kirlenicilerin varlığından potansiyel olarak etkilenen türlerin yüzdesinin tahmin edilmesini sağlar (Posthuma ve de Zwart, 2006; Rämö ., 2018). Başlangıçta kirlenicilerin birden fazla tür üzerindeki toksik riskini tahmin etmek için geliştirilmiş olsa da, PAF yaklaşımı, tek bir takson ve özellikle balık türleri üzerindeki beklenen etkileri görselleştirmek için de kullanılmıştır (Bellier ve ark., 2024). Popülasyon bolluğu, tür dağılımı, topluluk kompozisyonu için farklı ekolojik tanımlar olmasına rağmen (Kissling ve ark., 2018), bu varlıklar üzerindeki kimyasal etkinin nasıl ölçüleceğine dair seçimler, mevcut teknikler, belirli bir ekolojik işleve olan ilgi, türlerin hareketliliği ve yaşam alanları ve toksikolojik son noktaların hassasiyeti tarafından belirlenir.

2.4. Topluluk

EBV listesine dayanarak, topluluk kompozisyonu dört tür tanımlayıcı ile tanımlanır: topluluk bolluğu, taksonomik/filogenetik çeşitlilik, özellik çeşitliliği ve etkileşim çeşitliliği. Topluluk bolluğu, belirli bir topluluktaki tüm bireylerin (bir veya daha fazla türe ait), bitişik mekansal ve zamansal birimler üzerinden ölçülen (veya modellenen) sayısı veya biyokütlesidir. Ekotoksikolojik bir bakış açısı altında, kimyasalların topluluk bolluğu üzerindeki etkisi, topluluğa ait türlerin popülasyon demografisindeki herhangi bir değişiklikten etkilenebilir. Bu nedenle, kimyasalların tür popülasyonu üzerindeki etkilerini ölçmek için kullanılan yöntemler topluluk bolluğu için de geçerlidir. Bununla birlikte, topluluk bir bütün olarak ele alındığında, bir türün bir kirleniciye karşı toleransının değişmesinin bir sonucu olarak topluluk yapısında bir değişim meydana gelebilir. Bu durum, hassas türlerin toleranslı türlerle yer değiştirmesine yol açabilir (Tlili vd., 2016). Kirlilik kaynaklı topluluk toleransı (PICT), kirlenicilerin doğal topluluklar üzerinde bir seçim baskısı uygulayıp uygulamadığını (Blanck ve ark., 1988) ve hassas türleri bir topluluktan elimine edip etmediğini ve böylece genel toleransı artırıp artırmadığını değerlendiren bir kavramdır. Bir topluluktaki tolerans değişikliklerini yansıtan toksikolojik son noktalar tipik olarak sırasıyla alglerde veya bakterilerde ölçülen fotosentetik aktivite ve DNA sentezi gibi işlevsel tanımlayıcılardır. Ancak, bu son noktalar kimyasal sınıfların belirli etki biçimlerine duyarlıdır ve genel kimyasal baskıyı yansıtmayabilir. Topluluk yapısındaki değişiklikler ayrıca alg veya diyatome topluluklarının taksonomik analizi veya denatüre gradyan jel elektroforezi (DGGE) veya DNA dizilimi ile de değerlendirilir.

biyofilm teknolojileri (Tlili ., 2020). Taksonomik çeşitlilik, toplulukta bulunan türlerin sayısıdır. Yukarıda bahsedilen mikroorganizma topluluklarının yanı sıra, topluluk taksonomik çeşitliliği tipik olarak farklı kriterlere (ör. arazi kullanımı, jeomorfoloji) göre sınırlandırılmış bir coğrafi alan içinde ölçülür. Örneğin, atrazin ve tribenuron-metilin bitki topluluğu üzerindeki etkisi nadasa bırakılan tarlalarda incelenmiştir. Üç yıllık yıllık, sublethal maruziyetten sonra, herbisitler tür kompozisyonunu değiştirmiş, bitki türlerinin sayısını azaltmış ve bazı bitkilerin göreceli frekanslarını etkilemiştir (Qi ve ark., 2020). Laboratuvarında, küçük topluluklar üzerindeki kimyasal etkileri test etmek bir dereceye kadar mümkündür. Temsili mikroalglerin birlikte kültürü, bir tatlı su fitoplankton topluluğunun vekili olarak kullanılmıştır. Dezenfektanlara maruz kalmaya, orijinal topluluk yapısını bozarak baskın türü potansiyel olarak alg patlamalarına neden olan bir siyanobakteriye dönüştürmüştür (Cui ve ark., 2022). Toprak mikrobiyotasının enzimatik faaliyetleri üzerindeki kimyasal etkiler de laboratuvar ortamında incelenmektedir (Sim ., 2023). Ancak, bu tür testler tek başına bu sonuçları etkileyebilecek ek abiyotik veya biyotik faktörleri göz ardı etmektedir. Mezokozm çalışmaları, topluluk düzeyinde toksisiteyi incelemek için iyi kurulmuş bir yoldur. Sahadan toplanan zooplankton toplulukları bir mezokozm testinde kirlenme önleyici maddelere ve fonksiyonel çeşitlilik üzerindeki PAH'lara maruz bırakılmıştır (Hjorth ., 2006; Hjorth vd., 2007). Pereira ve arkadaşları, kimyasallara maruz kalmaya bağlı planktonik topluluk değişimini tahmin etmek için farklı veri türlerini birleştirmiştir. Yazarlar, bir plankton ekolojik ağı oluşturmak için saha verilerini ve rahatsızlığı simüle etmek için literatürden ekotoksikolojik verileri kullanmış, ardından bir bulanık model geliştirilmiş ve ekolojik ağ analizi yoluyla etkilenen ağ tahmin edilmiştir (Pereira ., 2019). Bir topluluğun özellik çeşitliliği, ekolojik bir topluluk içindeki organizmalar arasında mevcut olan özelliklerin aralığını ifade eder. Bu, sürekli mekânsal ve zamansal ölçeklerde ölçülür veya modellenir. Genel olarak, her bir özellik için, özellik değerlerinin bir dağılımını elde etmek için topluluğun tam bir ölçümü gereklidir. Bu özellik dağılımı genellikle işlevsel farklılık ya da işlevsel zenginlik gibi tek bir ölçüte indirgenir. Kimyasal kirlenmelerin türler üzerindeki toksisitesi, morfolojik ve fizyolojik performansta düşüşe neden olabilir ve bu da diğer türlerin rekabet gücü ve istila süreci üzerinde gözle bir etki yaratabilir (Sun vd., 2023).

Etkileşim çeşitliliği, bitişik mekânsal ve zamansal birimler üzerinde ölçülen (veya modellenen) ekolojik topluluklar içindeki organizmalar arasındaki çoklu-trofik etkileşimlerin çeşitliliğini ve yapısını tanımlayan bir EBV alt sınıfıdır. Etkileşim çeşitliliği ölçümleri, ekolojik ağlardan ve besin ağı analizlerinden elde edilenleri içerebilir. Etkileşimler arasında rekabet, predasyon, mutualizm, kommensalizm ve parazitizm yer alır ve bunlar birlikte besin zinciri yapısının üzerine inşa edildiği bir ağ oluşturur. Kirlenmeler bu etkileşimleri değiştirebilir ve bu da topluluğun kimyasal kirliliğe verdiği tepkilerden biridir (Clements & Rohr, 2009). Kimyasal kirliliğin besin ağı üzerindeki etkileri, ani bir değişiklik besin zincirinin tüm ekosistem ve hizmetleri için büyük sonuçlar doğuracak şekilde büyük ölçüde değişmesine neden olana kadar ince ve çok kademeli veya tamamen hareketsiz olabilir. Besin ağındaki etkiler, "trofik basamaklar", en yüksek trofik seviyenin bolluğundaki bir değişiklikten (yani yukarıdan aşağıya basamak) veya birincil üreticiler seviyesindeki bir değişiklikten (yani aşağıdan yukarıya basamak) kaynaklanabilir (Heath ve ark., 2014). Avcı popülasyonlarındaki değişiklikler avlarının mevcudiyetini etkileyerek av popülasyonu yoğunluğunda kaymalara ve kaynaklar üzerinde baskıya yol açabilir. Benzer şekilde, av kaynaklarındaki değişiklikler av sayısını etkileyebilir, bu da avcı popülasyonlarını etkiler. Kirlenmelerin, kaynaklardaki değişiklikler veya yırtıcı popülasyonlarındaki değişimler gibi basamaklı etkileri nasıl etkilediği tam olarak anlaşılammıştır. Bu alanda modelleme, toksinlerin çoklu-trofik topluluk dinamikleri üzerindeki etkilerini anlamak için kapsamlı bir çerçeve oluşturabilecek en iyi metodoloji olarak görünmektedir. *Daphnia* spp. ve fitoplankton gibi iki türlü bir besin zinciri daha yaygın olarak değerlendirilmektedir (Kooi ., 2008; Prosnier vd., 2015). İki besin zinciri seviyesini temsil eden birden fazla tür de incelenmiştir: örneğin gökkuşağı ve avları (Huang vd., 2015) veya trofik konumlarına göre farklı birkaç avla beslenen peçeli baykuş (Baudrot , 2018). Trofik seviye başına birden fazla türün varlığı (yatay çeşitlilik, dikey çeşitlilik ise

çoklu trofik seviyeler) besin ağının dayanıklılığı için önemli olduğu gösterilmiştir. Bu nedenle, kimyasalların topluluk etkileşimlerindeki etkisini değerlendirirken, sadece avlanmayı değil rekabeti de dahil etmek iyi olacaktır (Zhao ve ark., 2019).

2.5. Ekosistem işleyişi ve yapısı

EBV sınıflandırmasını takiben, ekosistem yapısı sınıfı altındaki değişkenler, serbest nehir akışı veya nehir sürekliliği, tatlı su habitatlarının ekosistem dağılımı, nehir kıyısı habitatlarının yapısal karmaşıklığı ve karasal habitatların ekosistem dağılımı gibi habitatlarla ilgili değişkenlerdir. Habitatların çeşitliliğinin, bağlantılarının ve genel durumlarının farklı biyoçeşitlilik değişkenleri için çok önemli unsurlar olduğu gerçeği kolayca anlaşılabilir. Tür biyoçeşitliliğinin (belirli türlerin varlığı) habitat türünü veya durumunu etkileyebileceği gerçeği daha az açık olabilir. Değişkenlerin bu karşılıklı etkileşimine en iyi örnek "ekosistem mühendisleri" olarak adlandırılan türlerin faaliyetleridir (Hastings ., 2007). Ekosistem mühendisleri, çevrelerini değiştirmede özellikle etkili olan türlerdir (Alper, 1998). Bu türler mikrohabitatlar yaratır ve ekosistemin işleyişini yönlendiren niş ve kaynak mevcudiyetini değiştirerek diğer türleri etkileyen biyolojik ve kimyasal koşulları değiştirir. Bu nedenle, bu türler üzerindeki kimyasal kirliliğe bağlı toksik etkiler ekosistem yapısını doğrudan etkilemektedir. Bu türlere örnek olarak mercanlar (van Dam ., 2011), kunduzlar (Peterson ve Schulte, 2016), yastık bitkileri (Richir vd., 2013), mangrovlar (Celis-Hernandez vd., 2022) ve farklı mikroorganizmalar (Alper, 1998) verilebilir. Organizmalar, bir ekosistemde meydana gelen tüm biyotik ve abiyotik süreçler olan ekosistem işlevine izin verir ve doğrudan veya dolaylı olarak ekosistem hizmetlerine katkıda bulunabilir. Ekosistem işlevi, ekosistem işlevlerinin çeşitliliğinin tanımlayıcılarını içeren bir EBV sınıfı olmasına rağmen, tipik olarak çalışmalar ekosistem işlevini bir tanımlayıcı olarak ele almak yerine biyoçeşitliliğin ekosistem işlevini nasıl desteklediğini rapor . Bunun yerine biyoçeşitlilik, tür zenginliği (Hong ve ark., 2022) veya ekosistem işlevini sağlayan biyoçeşitliliğin diğer birçok yönü (örneğin özellik çeşitliliği) olarak düşünülür. Birçok tür, belirli koşullar altında belirli bir ekosistem işlevini ve hizmetini açıklamak için işlevsel olarak gereksiz türler olarak hareket edebilse de, değişen bir dünyada çoklu mekansal ve zamansal ölçeklerde çoklu ekosistem işlevselliğini sürdürmek için hala birçok türe ihtiyaç duyulduğunu vurgulamak önemlidir.

Bu nedenle, mevcut bilgi birikimi ve mevcut koşullar altında korumayı birkaç kilit türe odaklamak naif görünmektedir (Ali, 2023; Isbell ., 2011). Birincil verimlilik ve metabolik işlev (Rumschlag ., 2020; Vonk ve Kraak, 2020), organik madde ayrışması (Artigas ., 2012), element döngüsü (Morin ve Artigas, 2023) gibi farklı ekosistem işlevlerinin ölçüldüğü birçok ekotoksikolojik çalışma yürütülmektedir. Bununla birlikte, "ekosistem işlevi" teriminin kullanımında ve belirli bir işlevin deneysel tasarımı tasarlanma ve daha sonra ölçülme biçiminde geniş bir çeşitlilik vardır. Çalışmalar arasındaki bu yüksek varyasyon, konsantrasyon-etki ilişkilerinin türetilmesini engellemiştir (Peters vd., 2013). Örneğin, detritivor beslenme oranları ve klorofil- α konsantrasyonu gibi ölçümler organik madde ayrışması ve birincil üretkenlikle ilişkilidir. Ancak bunlar bu işlevlerin doğrudan bir değerlendirmesi değil, belirli bir işlevi oluşturan farklı süreçlerin ölçümüdür. Ölçütler genellikle birbirleriyle bağlantılı ve iç içe geçmiş olduğundan, kimyasal maruziyetin etkisinin değerlendirilmesi için ekosistem işlevinin ölçütlerinin tanımlanması büyük önem taşımaktadır (Harrison ., 2022).

3. Modelleme yaklaşımları "biyoçeşitlilik toksikolojisini" mümkün kılıyor

Modellemenin, karmaşık sistemleri analiz etmenin zorluklarıyla karşılaşan ekotoksikologlar, ekolojistler ve çevresel risk değerlendiricileri için değerli bir araç kanıtlanmıştır. Modeller farklı alanlardan gelebilir ve mekanistik ve istatistiksel / ampirik modeller bu bağlamda büyük farklılıklar gösterir. İstatistiksel modeller, veri kümelerindeki açıklayıcı değişkenler ve yanıtlar arasındaki ilişkileri tanımlamak için ampirik yöntemler kullanır. Bunun büyük bir değeri olabilir ve büyük veri setlerinde önemli ilişkilerin tespit edilmesini sağlayabilir. İstatistiksel modellerin sınırlamaları arasında, altta yatan mekanizmaların tam olarak anlaşılabilmesi ve yeni, test edilmemiş koşullara ekstrapolasyon yapılamaması almaktadır. Son zamanlarda, makine öğrenimi tekniklerindeki ilerleme, karmaşık sistemlerin tahmini için ampirik modellemenin kullanımında yeni olasılıklara işaret etmektedir. Buna karşılık, mekanistik modeller, biyolojik, kimyasal ve fiziksel süreçlerin simülasyonundan ortaya çıktığı şekliyle, etkileyen faktörler ve sistemin dinamikleri arasındaki nedensel ilişkiyi yakalayarak, mevcut bilgilere dayalı olarak sistemlerin iç yapısını tanımlamayı amaçlamaktadır. Nedensel ilişkileri anlamının yanı sıra, gözlemleri yeni ve test edilmemiş koşullara (aynı nedensel ilişkilerin geçerli olduğu varsayılarak) tahmin etme potansiyeline de sahiptirler. Mekanistik modeller, biyoçeşitlilik üzerindeki kimyasal etkinin değerlendirilmesi gibi çok karmaşık sorunlara potansiyel cevaplar olarak tahminler sunabilir. Yukarıda açıklandığı üzere, kirliliğin etkilerinin farklı biyolojik organizasyon seviyelerinde ve gerçekçi çevresel koşullar altında değerlendirilmesine acil ihtiyaç vardır. Ancak aynı zamanda hayvan deneylerinin azaltılması ve ister standart laboratuvar koşullarında ister saha çalışmalarında toplanmış olsun mevcut verilerin daha iyi kullanılması gerekmektedir. Bu amaçların birçoğu, verileri entegre etmek ve kimyasal etkileri biyolojik organizasyon seviyeleri arasında, yani moleküler toksikolojik etkilerden bireysel apikal sonuçlara, kimyasal maruziyetin bireysel seviyedeki etkilerinden popülasyon seviyesine, oradan topluluk veya ekosistem seviyesine ve nihayetinde farklı biyoçeşitlilik son noktalarına ekstrapolasyon yapmak için matematiksel ve simülasyon modelleri kullanılarak gerçekleştirilebilir. Bu amaçla, mekanistik modeller aşağıdakiler için kullanılabilir

— Tekli veya çoklu kimyasallara maruz kalan organizmalarda toksik etkileri zamana bağlı bir şekilde simüle eder. TK-TD modelleri, belirli bir maruz kalma konsantrasyonuna ve neden olunan toksik etkiye dayalı olarak iç konsantrasyonu tahmin eder. Özellikle TK modelleri, zaman içinde organizma içindeki kimyasalın iç konsantrasyonunun ölçümlerine dayanarak organizmadaki kimyasalın alım ve eliminasyon oranlarını tahmin edebilir (Ardestani ve van Gestel, 2013; Dalhoff ., 2020). Daha karmaşık TK modelleri, kimyasalın organizma içinde farklı organ ve dokulardaki dağılımını ve gerçek kullanılabilirliğini de içerir (çok bölmeli toksikokinetik veya fizyolojik temelli kinetik modeller, PBK modelleri). Genelleştirilmiş TK modelleri örneğin omurgasızlar, kuşlar, balıklar ve murin türleri için mevcuttur (Baier vd., 2022; Wang ., 2022). TD, hasarın iç süreçlerini ve organizmanın iyileşmesini hesaba katar ve ölümcül ve ölümcül olmayan etkileri yakalayabilir. Ölümcül etkilerle ilgili olarak, Genel Birleşik Hayatta Kalma Eşik Modeli (GUTS) çerçevesi (Jager & Ashauer, 2018) organizmaların ölümüne yol açan süreçlerin zaman akışının simüle edilmesine olanak tanır. Organizmalarda kimyasalların biyolojik birikimini, dağılımını, biyotransformasyonunu ve ortadan kaldırılmasını ve tehlikenin artmasına ve nihayetinde ölüm olasılığının artmasına yol açan hasarın ardışık olarak tahakkuk etmesini ve iyileşmesini genel bir şekilde açıklamaktadır (Jager ve ark., 2011). Bilimsel literatürde GUTS'un pek çok uygulaması bulunmaktadır, ancak GUTS modellerinin en belirgin uygulaması, laboratuvar koşullarında test edilen maruziyet profillerinin dışında kimyasalların etkilerinin tahmin edilmesidir (Brock ve ark., 2021). Buna ek olarak, GUTS modelleri akut ve kronik etkilerin aynı etki şekli ile açıklanıp açıklanamayacağını kontrol etmek için uygulanmıştır (Focks ve ark., 2018; Gergs ve ark., 2021). Karasal habitatlar için yakın tarihli bir örnekte olduğu gibi, tek bir maruziyet yolundan daha fazlası konusu olduğunda, farklı maruziyet yolları, BeeGUTS modelinin temas ve oral testler üzerinde birlikte kalibre edildiği bal arıları için bir TKTD modeli ile değerlendirilmiştir (Baas ve ark., 2022). Bu

Toksistenin dinamik bir süreç olarak değerlendirilmesi, yakın zamanda yayınlanan Bitki Koruma Ürünlerinin (PPP'ler) arılar üzerindeki risk değerlendirmesine ilişkin EFSA kılavuzunda zamanla güçlendirilmiş toksisite için bir kontrolün uygulanmasına izin vermiştir; bu, bir kimyasalın etkisinin daha uzun süre maruz kalındığında Haber yasasının öngördüğünden daha fazla arttığı anlamına gelir (EFSA, 2023a). TK ve TD süreçlerinin simülasyonu paralel olarak birden fazla kimyasal hesaba katabilir, böylece bir GUTS bağlamında konsantrasyon ekleme ve yanıt ekleme ilkelerinin formülasyonu, model kalibrasyonu için karışım toksisite verileri mevcut olmasa bile zaman içinde dinamik karışımların analizine izin verir (Bart ve ark., 2021). Bununla birlikte, TD süreçleri her zaman ölümle sonuçlanmaz, aynı zamanda maruz kalan bireyler üzerinde, örneğin büyüme veya üreme gibi diğer ölümcül olmayan etkilere de yol açabilir. Ölümcül olmayan etkilerin analizi için kullanılan TK-TD modellerinin çoğu dinamik enerji bütçesi (DEB) teorisine dayanmaktadır. DEB modelleri, bireylerin enerjiyi nasıl elde ettiğini ve kullandığını açıklar ve farklı biyolojik organizasyon seviyeleri arasında bir bağlantı görevi görebilir (Kooijman & Metz, 1984). Bu modeller, bireysel bir organizma tarafından enerjinin elde edilmesini ve büyüme, üreme ve hayatta kalma için kullanılmasını açıklayan teoriye dayanmaktadır. Bu evrensel bir yasadır ve türler yalnızca parametre değerlerinde farklılık gösterir (Nisbet ., 2000). Bu DEB modellerini parametrelendirmek için gerekli olan verilerin laboratuvar ekotoksikolojik testleri sırasında rutin olarak toplanmadığına dikkat edilmelidir. Özellikle, büyüme ve üreme gözlemleri zaman içinde rutin olarak kaydedilmez ve örneğin uzun ömürlü türler veya toprak içi türler için bazen elde edilmesi zordur. Daha yakın zamanda, DEBkiss modeli, DEB modelinin basitleştirilmiş bir versiyonu olarak yayınlanmıştır; burada enerji rezervi bloğunun hariç tutulması, organizmaların hiçbir zaman yiyecek eksikliği içinde olmadığını düşünmektedir (Jager & Zimmer, 2012). DEB modellemesinin başarılı uygulamaları arasında memeliler (Desforges vd., 2017), balıklar (Jager vd., 2018), kriller (Jager ve Ravagnan, 2015) ve diğer birçok tür yer almaktadır. DEBtox modeli, toksik etkileri dinamik bir süreç olarak anlamak için DEB teorisinin bir uygulamasını oluşturmaktadır ve ilk olarak ekotoksikolojik testlerin sonuçları olarak farklı son noktaların dahil edilmesini ele almak için geliştirilmiştir (Kooijman & Bedaux, 1996). Daha yakın zamanlarda, DEB-TKTD terimi DEB teorisi ve TKTD modellemesinin birleşimi için kapsayıcı bir kategori olarak önerilmiştir (Jager vd., 2023; Sherborne vd., 2020). DEB-TKTD modellerinin örnek uygulamaları arasında siprinid balık türleri (Accolla ., 2022), kopepod *Nitocra spinipes* (Koch ve De Schamphelaere, 2021) ve farklı sıcaklıklarda *Gammarus pulex* (Huang vd., 2024) üzerindeki toksik etkilerin analizi yer almaktadır. Kimyasal, sıcaklık ve gıda bulunabilirliği de dahil olmak üzere çoklu stres faktörlerinin ortak etkilerini analiz etmek ve tahmin etmek için bir DEB-TKTD yaklaşımı kullanılmıştır (Goussen ve ark., 2020). İlginç bir şekilde, DEB teorisi, suborganizmal verilerden başlayarak, erken evre balıklardaki AOP anahtar olaylarını, iç toksik konsantrasyonla orantılı bir oranda üretilen hasar yoluyla DEB süreçlerine bağlayarak, bireylere kimyasal maruziyetin nicel tahminlerini yapmak için uygulanmıştır (Stevenson ve ark., 2023).

- Değişken biyotik ve abiyotik değişkenler göz önünde bulundurularak bireysel düzeydeki toksikolojik etkilerin popülasyon düzeylerine ekstrapole edilmesi. Popülasyon modelleri, organizmalar üzerindeki ölümcül ve ölümcül olmayan etkileri popülasyon düzeyindeki değişikliklere dönüştürmek ve kimyasallara maruz kalmanın bir tür üzerindeki uzun vadeli etkilerini tahmin etmek için kullanılabilir; bunların her ikisini de saha çalışmalarında değerlendirmek zordur. Özellikle birey temelli modelleme (IBM), popülasyon dinamiklerinin doğrudan bireysel organizmanın özelliklerinden ve davranışlarından tahmin edilmesini sağlar. IBM'ler, bir dizi model türün yanı sıra kıyı kuşlarında (Stillman & Goss-Custard, 2010) veya akarsu salmonidlerinde (Railsback & Harvey, 2002) bireylerin toksik etkilerinden yola çıkarak popülasyon dinamiklerini tahmin etmek için başarıyla kullanılmıştır. IBM'ler, toksikolojik etkilerin kontrollü laboratuvar koşullarından değişken biyotik ve abiyotik değişkenlere ekstrapolasyonu için benzersiz bir yaklaşım sağlar; buna, hareket açısından hayvan davranışları da dahil olmak üzere uzamsal-zamansal değişkenliğin dikkate alınması da dahildir. Çevresel değişkenler göz önünde bulundurularak bireyler üzerindeki subletal etkilerin popülasyon seviyelerine yayılması için bir araç olarak kullanılan IBM'lere örnek olarak küçük memeliler (Dalkvist vd., 2009; Topping vd., 2009; Wang, 2013) veya gökkuşuğu (Topping ve Odderskær, 2004) verilebilir. ALMaSS (Hayvan, Kara ve İnsan Simülasyon Sistemi), coğrafi bilgi sistemi üzerinde dinamik modellemeye dayalı bir peyzajda tarımsal faaliyetlerin temsili içinde seçilen türlerin IBM'lerini (Topping ve ark., 2009) uygulamak için esnek bir sistemdir. Sucul bağlamda, pestisite darbeleri maruziyetin üç farklı sucul türün popülasyonları üzerindeki etkileri bir model kombinasyonu ile tahmin edilmiştir. GUTS modeli, bireysel hayatta kalmayı popülasyon düzeyinde etkilere dönüştüren üç farklı IBM ile ilişkilendirilmiştir. Darbeleri insektisit maruziyetlerinin popülasyonlar üzerindeki etkisi, *Gammarus pulex* için pestisitlerin mekansal ve zamansal etkilerini değerlendirmek için mekansal olarak açık IBM metapopülasyon modeli (MASTEP), *Chaoborus crystallinus* popülasyonları için *Chaoborus* IBM ve *Daphnia magna* popülasyonları için "IdamP" modeli kullanılarak modellenmiştir (Dohmen ., 2016). Bununla birlikte, IBM'ler genellikle tüm türler için elde edilmesi zor olan, türe özgü önemli bir yaşam öyküsü verisi seti gerektirir. İntegral projeksiyon modellerinin (PM) kimyasal ve kimyasal olmayan etkileri yağ başlı minnovların büyümesi, hayatta kalması ve üremesi (popülasyon dinamikleri) ile ilişkilendirdiği gösterilmiştir (Pollesch ve ark., 2022). Mekânsal değişkenler de dâhil olmak üzere popülasyona ekstrapolasyon yapılmasına olanak tanıyan bir diğer yaklaşım ise matris modelleri ile temsil edilmektedir (Charles ve ark., 2009). Bir nehir ağında yaşayan kahverengi alabalık popülasyonunun demografisinin farklı mekânsal kadmiyum kirliliği senaryolarına yanıt olarak nasıl değiştiğini araştırmak için çok bölgeli bir matris popülasyon modeli geliştirilmiştir. Modelde yaş yapısı, mekânsal dağılım, demografik ve göç süreçleri dikkate alınmıştır (Chaumot ., 2003). DEB-TKTD modeli ve matris popülasyon modelinin kombinasyonu, toksik bileşiğin bireysel *Daphnia magna* üzerindeki etkilerini (azalmış doğurganlık, büyüme ve hayatta kalma) popülasyon seviyesine tahmin etmek için kullanılmıştır. Tüm etkiler tek bir parametreye, maruz kalma konsantrasyonuna karşı sürekli olarak hesaplanan popülasyon büyüme oranına entegre edilmiştir (Billoir ve ark., 2007).

- Bireysel bazlı toksikolojik etkilerin ekosistem veya topluluk seviyelerine ekstrapole edilmesi. Farklı otlak toplulukları ve tarla sınırı topluluğu için mekansal olarak açık ve birey tabanlı bir bitki topluluğu modeli IBC-grass kullanılmıştır (Reeg ve ark., 2017). Farklı değişkenleri (alan ve kaynaklar için türler arası ve tür içi rekabet, büyüme, ölüm ve otlatma, çiğneme, biçme ve herbisit etkisi gibi rahatsızlıklar) hesaba katan model, türe özgü doz tepkilerine dayanan ampirik verilerle test edilmiş ve topluluk üzerindeki kısa vadeli herbisit etkisini gerçekçi bir şekilde tahmin edebildiği gösterilmiştir (Reeg ve ark., 2018), ayrıca kullanıcı dostu ve açık kaynaklı bir grafik kullanıcı arayüzü (GUI) ile (Reeg ve ark., 2020). Bayesian ağ modelleri, olasılıksal çevresel risk değerlendirmelerini desteklemek için giderek daha fazla araç olarak kullanılmaktadır. Mentzel ve arkadaşları, pestisitlerin sucul topluluklar üzerindeki riskini tahmin etmek amacıyla çeşitli bilgi kaynaklarını olasılıksal bir çerçevede birbirine bağlamak için Bayesian modelini uygulamıştır (Mentzel vd., 2024). Eşik Gösterge Takson Analizi (TITAN), yeni çevresel gradyanlar boyunca topluluk değişimine takson katkılarını yorumlamak için bir yöntemdir (Baker ve King, 2010) ve tahmin edilen ekotoksosite etkilerini tür çeşitliliği üzerinde nicel bir hasar ölçüsüne çevirebilmiştir (Costas vd., 2018; Simonin vd., 2021). TITAN, bireysel omurgasız taksonları için takson oluşumlarında ve bolluklarında azalmaya işaret eden kimyasal konsantrasyonların hesaplanmasına izin vermiştir (Berger vd., 2016). AQUATOX modeli (Galic vd., 2019; Park vd., 2008) kimyasalların çevresel akıbetini ve sucul ortamlardaki besin ağları üzerindeki etkilerini entegre etmektedir. Pestisit kaynaklı bir yırtıcı balık ölümünün genel besin zinciri boyunca yayılmasını simüle etmek için kullanılmıştır ve sonuçta su kalitesinin düşmesine neden olmuştur. Kuş popülasyonunda pestisit maruziyeti riskini tahmin için mekansal olarak açık bir model mevcut modeller üzerine inşa edilmiştir: Karasal Araştırma Modeli (TIM), kuzey ılıman üreme mevsiminde böcek ilacına maruz kalmadan kaynaklanan hem akut hem de kronik etkileri dikkate alan Markov Zinciri Yuva Verimliliği Modeli (MCnest) ve mekansal olarak açık popülasyon dinamiklerini simüle etmek için HexSim (Etterson ve ark., 2021).

- Türler arasında ekstrapolasyon. Mevcut teori, reseptörler ve hedef bölgeler paylaşıyorsa TD parametrelerinin türler veya bileşikler arasında sabit olduğunu öne sürmektedir (Jager & Ashauer, 2018). Buna dayanarak Singer ve arkadaşları, TD parametreleri arasındaki ilişkileri dahil ederek ortak reseptörlere ve yollara sahip birden fazla tür için hayatta kalmayı ortaklaşa modellemek üzere GUTS'u uygulamıştır (Singer ve ark., 2023). Bu, hayvan testlerinin azaltılmasına ve ortak TD'leri nedeniyle ekosistem modellerinin karmaşıklığının potansiyel olarak azaltılmasına olanak sağlayacaktır. Bir moleküler hedefin türler arasında korunması, kimyasal duyarlılık olasılığını tahmin etmek için bir kanıt hattı olarak kullanılabilir ve bu, SeqAPASS web tabanlı uygulamanın temelini oluşturur (LaLone ve ark., 2016). Bu araç, birincil amino asit dizisi, korunmuş alan ve bireysel amino asit kalıntısı seviyelerinde protein dizisi benzerliğini tanımlamak için mevcut moleküler hedef bilgilerini değerlendirir. Yayınlanmasından bu yana, çeşitli çalışmalar uygulanabilirliğini göstermiştir (Cheng ve ark., 2021; Dufourcq Sekatcheff ve ark.; Schumann ve ark., 2024). Moleküler bir hedefin ve toksikokinetik faktörlerin korunması, türler arasında duyarlılığı tahmin etmede önemli faktörlerdir, ancak türlerin morfolojik ve fizyolojik özellikleri (türler arası / tür içi varyasyonlar ve yaşam evreleri gibi) ve bağlanma alanı konfigürasyonları gibi diğer faktörler de dikkate alınmalıdır. Bu değişkenler tek başına kesin belirleyiciler olmasa da, mevcut verilerin in silico analizi türlerin duyarlılığının daha kapsamlı bir şekilde anlaşılmasına katkıda bulunabilir. Rivetti ve arkadaşları, insan biyolojik süreçlerinin ve yollarının geniş bir tür yelpazesinde (memeliler, balıklar, omurgasızlar ve maya) korunmasının anlaşılmasını kolaylaştırmak amacıyla ilgili veri kaynaklarına erişimi iyileştirmek ve verileri yapılandırmak için yeni bir boru hattı (R paketi Genlerden Yollara Tür Koruma Analizi (G2P-SCAN)) sunmuştur (Rivetti ve ark., 2023). Yakın zamanda Haigis ve arkadaşları, moleküler başlatıcı olayları (MIE'ler) olumsuz sonuçları incelemiş ve tiroid hormon sisteminin bozulmasıyla ilgili olarak hem makul uygulanabilirlik alanlarını (muhtemelen uygulanabilecekleri taksonlar) hem de ampirik uygulanabilirlik alanlarını (çeşitli taksonlara uygulanabilirlik için kanıtların bulunduğu) değerlendirmiştir. Omurgalı taksonları arasında ve özellikle balıklar ve amfibiler için yapısal korumaya dair kanıtlar bulunmuştur; bu da bozulmuş nörogelişim, nörosensöriyel gelişim ve üremenin omurgalı taksonları arasında uygulanabilirliğini mümkün kılmaktadır (Haigis vd., 2023).

Bu ve diğer örnekler, mekanistik matematiksel ve simülasyon modellerinin kimyasal kirlilik ile biyolojik çeşitlilik kaybı arasında bağlantı kurulmasında çok önemli bir rol oynayabileceğini göstermektedir, çünkü kimyasal kirliliğin biyolojik organizasyonun en alt seviyeleriyle etkileşime girdiği ikilemi çözebilirler, oysa biyolojik çeşitlilik üzerindeki etki genellikle sadece daha yüksek seviyelerde görünür hale gelir. Etki modelleri, laboratuvar çalışmalarında (alt) bireysel seviyelerde gözlemlenen ölümcül veya ölümcül altı toksisite bilgilerini, popülasyon ekolojisini, değişken çevresel koşulları, birden fazla kimyasala veya hatta birden fazla stres etkenine maruz kalmayı göz önünde bulundurarak biyolojik organizasyon seviyeleri arasında tahmin edebilir ve nihayetinde popülasyon, topluluk veya ekosistem seviyelerinde biyolojik çeşitlilik üzerindeki etkileri tahmin edebilir. Mekanistik etki modellemesinin bu potansiyelinden yararlanılarak modele dayalı etki değerlendirmesi salt istatistiksel analizlerin ötesine taşınabilir. Modelleme yaklaşımlarının mevcut verilerden daha fazla yararlanabilmesi ve özellikle bağımsız çalışmalardan ve farklı biyolojik organizasyon seviyelerinden elde edilen verileri entegre edebilmesi açık bir avantajdır. Örneğin, bir dizi kimyasal için standart toksisite çalışmaları hem GUTS hem de DEB-TKTD modellerini kalibre etmek için kullanılabilir. Bunlar, bir gösterge tür için fizyolojik ve ekolojik verilere ve ilgili literatürden elde edilen bilgilere dayalı olarak geliştirilen bir DEB-IBM modeline entegre edilebilir. Ortaya çıkan TKTD-IBM modeli, kimyasal karışımlara maruz kalmayı içeren bir dizi çevresel senaryo altında popülasyon büyümesini ve canlılığını simüle etmek için kullanılabilir. Böyle bir simülasyon çalışmasının sonuçları, gösterge türlerin bolluğuna odaklanılarak çevresel izleme çalışmalarından elde edilen verilerle karşılaştırılabilir. Böyle bir çalışma sadece kimyasallar ve biyoçeşitlilik unsurları arasındaki ilişkilerin istatistiksel olarak tanımlanmasına değil, aynı zamanda belirli kimyasallar da dahil olmak üzere hangi faktörlerin zirve zamanlamasıyla

konsantrasyonları veya kimyasalların birlikte ortaya çıkması, sıcaklık veya gıda gibi diğer çevresel faktörlerdeki değişikliklerle olumsuz etkileri belirler.

Bununla birlikte, mekanistik modeller kurulum ve analiz için önemli çabalar ve parametrelendirme için önemli miktarda veri gerektirir. Birden fazla biyolojik organizasyon seviyesi bir araya getirildiğinde, bu tür modellerin karmaşıklığı bunaltıcı hale gelebilir ve buna ek olarak, TK-TD süreçleri, popülasyon ekolojisi ve birden fazla tür arasındaki ve bir ekosistem içindeki ekolojik etkileşimlerle ilişkili belirsizlikler dikkatli bir şekilde dikkate alınmayı gerektirir. Belirsizliklerin, örneğin biyolojik organizasyon seviyeleri boyunca belirsizliğin yayılması da dahil olmak üzere, uygun şekilde ele alınması önemlidir. Biyoçeşitlilik etki değerlendirmesiyle ilgili olarak, muhtemelen en büyük dezavantajmekanistik modellerin genellikle biyoçeşitliliği simüle etmemesidir. Gösterge tür kümelerinin simülasyonu köprü olarak kullanılabilir ve topluluk modellerinin daha da geliştirilmesi, biyoçeşitlilik üzerindeki kimyasal etkilerin değerlendirilmesini güçlendirmek için faydalı olacaktır. Bu bağlamda, TITAN gibi yöntemler ve SeqAPASS gibi yöntemler ile diğer moleküler tabanlı araçlar ve mekanistik modeller arasındaki bağlantıların daha da geliştirilmesi ileriye dönük bir yol sağlayacaktır.

4. Kimyasalların mevcut çevresel risk değerlendirmesinde biyoçeşitlilik ve gelecek perspektifleri

Avrupa kimya endüstrisi sıkı düzenlemelere tabidir ve çevresel risk değerlendirmeleri (ERA'lar) tehlikelerine, uygulamalarına ve çevresel maruziyet modellerine göre çeşitli kimyasal sınıfları için özelleştirilmiştir. Avrupa Komisyonu, bir dizi stratejik belgede (EC, 2020; EC, 2021) vurgulandığı üzere, biyoçeşitliliği koruma ve eski haline getirme çabalarını yoğunlaştırmaktadır; öte yandan, kimyasallar için düzenleyici çerçeve genellikle biyoçeşitliliği ve kimyasalların üzerindeki etkisinin nasıl değerlendirileceğini açıkça tanımlamamaktadır. Biyoçeşitliliğin korunması çok geniş bir hedef olmaya devam etmektedir. Örneğin, PPP'nin piyasaya sürülmesine ilişkin yönetmelikte, biyoçeşitliliğin korunması, çevre üzerinde kabul edilemez etkilerin önlenmesi (AB, 2009) gibi genel hedeflerle, özellikle de hedef olmayan türlerin örneğin kuşlar, memeliler, eklembacaklılar) bolluğu ve çeşitliliği için uzun vadeli yansımalarla tercüme edilmektedir. Bu yansımalar niceliksel olarak tanımlanmamıştır ve hedef dışı organizmalar tüm taksonomik grupları (örneğin arılar, solucanlar, mikroorganizmalar) temsil eden tek türler olarak test edilmiştir. Bu nedenle, bu testlerin sonuçları, farklı türler ve topluluklar arasında var olan kimyasal maruziyete verilen tepkilerin karmaşıklığını ve değişkenliğini tam olarak yansıtmamaktadır. Bu nokta, mevcut düzenlemenin büyük bir sınırlamasını temsil etmektedir: türler arasında ekotoksikolojik tepkilerin ekstrapolasyonunun hem bilimsel hem de düzenleyici alan için çok önemli bir hedef olduğu açıktır. PPP'ler alanında, genel koruma hedefini kullanım için işlevsel hale getirmek amacıyla, 2010 yılında EFSA, daha sonra 2016 yılında biyoçeşitlilik için daha da geliştirilmiş olan spesifik koruma hedefleri (SPG'ler) kavramını tanıtmıştır (EFSA, 2010; Nienstedt ve ark., 2012) (EFSA, 2016a). Bu yaklaşım, biyoçeşitliliğin birçok ekosistem hizmetinin kaynağı olduğu ve ekosistem işleyişinin sürdürülmesinde önemli bir rol oynadığı görüşünü takip etmektedir. Bu nedenle, ekosistem hizmetleri, ya hizmeti sağlayan türlerin korunması yoluyla ya da hizmetlerin sağlanmasıyla ilgili ekosistem yapıları ve süreçlerinin desteklenmesi olarak ve genellikle her ikisi olarak biyoçeşitlilik için SPG'leri tanımlamak için kullanılır. SPG'lerin tanımlanmasındaki büyük zorluğun yanı sıra, bu yaklaşımın pratik bir sorunu da Normal Çalışma Aralığına (NOR) dayalı kabul edilebilir etki değerlendirilmesidir. NOR, bir referans popülasyon, topluluk, ekosistem veya süreç için önceden belirlenmiş bir dönem boyunca normal olarak gözlemlenen ölçülen bir son noktanın kabul edilebilir değer aralığı olarak tanımlanır (EFSA, 2016b). Hizmetin hala sağlandığı popülasyon tarafından tolere edilen etkilerin büyüklüğünü belirlemek için kullanılır (EFSA, 2023b). Örneğin, pestisitlerin bal arıları üzerindeki risklerini değerlendirmek için EFSA, popülasyonun hala tozlaşmasını ve biyolojik çeşitliliği düzenlemesini sağlaması gereken, izin verilen maksimum %10 koloni boyutu azalma seviyesini tanımlamıştır (EFSA, 2023a). Bu aynı zamanda biyositlerin değerlendirilmesi için ECHA tarafından da benimsenmiştir (ECHA, 2024). Bu seviye, koloni düzeyinde öngörülen etkiler ile koloni boyutunda azami %10'luk azalmanın tetikleyici değeri ile tanımlanan SPG arasında doğrudan bir karşılaştırma yapılmasını sağlar. Kılavuz özellikle, standart laboratuvar ekotoksikolojik çalışmalarına dayanan her bir risk durumu (akut oral, akut temas, kronik, larva) için bireysel düzeydeki etkilerin nicelleştirilmesinin BEEHAVE modeli ile koloni/popülasyon düzeyindeki etkilere ekstrapolasyonunu açıklamaktadır (Becher ve ark., 2014). Bununla birlikte, veri eksikliği nedeniyle, bombus arıları ve yalnız arılar için kabul edilebilir etkilerin nicel bir büyüklüğü tanımlanmamıştır, bu nedenle daha sık üst düzey çalışmalar yapılması gerekmektedir. Bu tür eşiklerin belirlenmesi zorlu, zaman ve kaynak tüketen bir faaliyettir ve çok sayıda tür için uygulanabilir olmadığı görülmektedir. Bu yaklaşımın bir diğer kritik noktası da, odak türlerin (farklı ekolojik rolleri nedeniyle belki de aynı taksonomik grup içinde birden fazla) uygun şekilde tanımlanmasının, ekosistemler ve sağlanan hizmetin tam esnekliği ve sürdürülebilirliğinin bağlı olabileceği tüm etkileşimler, süreçler ve diğer dolaylı etkiler hakkında kapsamlı bir bilgi gerektirmesidir. Bu bilgi eksikliğine bağlı belirsizliğin yanı sıra, farklı biyolojik organizasyon seviyelerindeki (örneğin topluluklar) türler arasındaki ekolojik etkileşimler genellikle ihmal edilmektedir. Etkilerin tolere edilebilir büyüklükte olmasının bir sonucu olarak, bir etki

meydana gelebilir ve popülasyon bir şekilde ekolojik hizmeti sunabildiği sürece kabul edilebilir. Ancak bu karar, önemsiz olarak adlandırılan bu değişikliğin ekolojik ağı nasıl etkilediğini veya diğer streslerle yüzleşme ve dirençli olma kabiliyetini nasıl etkilediğini dikkate almamaktadır (EFSA, 2016b). Aynı nüfusun, tanımlanmış bir tarımsal alanın dışında da, çevrede kasıtsız karışımlar halinde bulunan birden fazla kimyasala maruz kaldığını bildiğimiz için bu durum özellikle doğrudur. Risk değerlendirmesinin temel unsurlarından biri olarak, gerçek maruziyet konsantrasyonlarının değerlendirilmesi ve gerçekçi kimyasal karışımlarının dikkate alınması, tehlikenin değerlendirilmesi kadar önemlidir.

Mevcut ERA'nın iyileştirilmesi için ekoloji ve ekotoksikoloji alanları arasında güçlü bir işbirliğine ihtiyaç vardır. Popülasyon dinamiklerini ve ekosistem süreçlerini parametrelendirmek, öngörücü gıda ağı modelleri oluşturmak, mekanistik etki modelleri geliştirmek ve modelleme ekstrapolasyonu için kullanımlarına yönelik olarak sahada laboratuvar testleri ve biyomonitörleme sırasında veri toplamayı optimize etmek için mevcut ekolojik etkileşim bilgisini daha iyi kullanmak bir önceliktir. AB, zengin yaşam çeşitliliğinin korunması, muhafazası ve restorasyonuna öncelik vererek uluslararası biyoçeşitlilik taahhütlerini yerine getirmeye kararlıdır ve bu taahhüdü gösteren en son belge, 2030 yılına kadar ulaşılmaması gereken 16 hedefi içeren 2030 için AB Biyoçeşitlilik Stratejisidir (EC, 2020). Tüm ilerlemeler, Avrupa Komisyonu'nun Biyoçeşitlilik Bilgi Merkezi (KCBD) tarafından geliştirilen ve her bir hedefi ve alt hedefleri izlemek için bir dizi göstergeden yararlanan kamuya açık bir gösterge tablosunda (EC, 2023) raporlanmaktadır. Gösterge tablosu, Avrupa Çevre Ajansı (AÇA), AB'nin istatistik ofisi Eurostat ve Avrupa Komisyonu'nun diğer hizmetleri gibi farklı bilgi kaynaklarına dayanmaktadır (Marei Viti ., 2024). Biyoçeşitlilik stratejisinde "Biyoçeşitlilik, besin maddelerinin, kimyasal böcek ilaçlarının, farmasötiklerin, tehlikeli , kentsel ve endüstriyel atık suların ve çöp ve plastik dahil diğer atıkların salınımından zarar görmektedir. Tüm bu baskılar azaltılmalıdır.", hedef 6 "kimyasal pestisitlerin riskinin ve kullanımının %50 azaltılması ve daha tehlikeli pestisitlerin kullanımının %50 azaltılması" sadece bir kimyasal sınıfının kullanımıyla ilgili riski doğrudan ele alan tek hedefdir. Hedef 6 için göstergeler geliştirilme aşamasındadır. Endişe yaratan diğer kimyasal gruplar (örneğin ağır metaller, endüstriyel kimyasallar, farmasötikler) hedefe dahil edilmemiştir, ancak bunlar da mevcut çalışmada açıklandığı gibi biyolojik çeşitliliğin farklı biyolojik seviyeleri üzerinde olumsuz etkilere sahip olabilir. Bu durum, bilim camiasının endişelerini dile getirmesine yol açmıştır (Groh ., 2022; Sylvester vd., 2023). Biyolojik Çeşitlilik Stratejisinin hedeflerine ek olarak AÇA, 1) Avrupa denizlerindeki deniz organizmalarında bulunan tehlikeli maddeleri, 2) Avrupa'daki sulara endüstriyel kirletici salınımlarını ve 3) Avrupa'daki yüzey sularının ekolojik durumunu ölçen mevcut üç AB göstergesini rapor etmektedir (AÇA, 2024). İlk gösterge deniz türlerindeki dokuz kirletici konsantrasyonunu rapor ederken, ikinci gösterge endüstrilerden sulara salınan kirleticilerin konsantrasyonlarını kapsamaktadır. Üçüncüsü ise kirlilik de dahil olmak üzere baskıların yüzey suyu ekosistemlerinin belirli kalite unsurları üzerindeki etkisini göstermektedir. Ekolojik durumun sınıflandırılması, biyolojik kalite unsurlarına (örneğin fitoplankton ve makrofitlerin taksonomik bileşimi, bentik omurgasızların bolluğu) dayanan ve ekotoksikolojik veriler kullanılarak türetilen AB Su Çerçeve Direktifi'nden (AB, 2000) Çevresel Kalite Standartlarını (EQS) içeren fiziko kimyasal ve hidromorfolojik kalite unsurları ile desteklenen yüzey suyu kütlelerinin her biri için belirlenir (Kristensen ., 2018). "Avrupa'daki yüzey sularının ekolojik durumu" muhtemelen kimyasal maruziyet ve biyoçeşitlilik arasında mevcut en yakın bağlantıya sahip göstergelyi temsil etmektedir.

5. Sonuçlar

Özetle, biyoçeşitlilik kaybının itici gücü olarak kirliliğin ele alınması ve Avrupa'da kimyasalların kullanımına yönelik düzenlemelerin ilerlemesinin izlenmesi, hem bilimsel hem de düzenleyici düzeylerde ekotoksikoloji ve ekoloji arasında güçlü bağlantılar gerektirmektedir. Diğerlerinin yanı sıra, mekanistik modelleme araçları böyle bir köprünün kurulmasına yardımcı olabilir, çünkü karmaşık sistemler içindeki organizmaların tepkisini tahmin edebilir ve tahmin edebilirler. Büyük bir zorluk, izleme verilerini (kimyasal konsantrasyonlar ve biyoçeşitlilik) düzenleyiciler için yönetilebilir bilgilere dönüştürmek için anlamlı ölçülebilir son noktaların "tetikleyici" değerlerini belirlemektir. Ardından, kirlilik ve çevre üzerindeki etkisiyle ilgili politika seçeneklerinin ve yönetim stratejilerinin değerlendirilmesini sağlamak için (yeni) biyoçeşitlilik göstergeleri tanımlanmalıdır.

Kimyasalların mevcut çevresel risk değerlendirmesinin modernize edilmesi, mevcut verilerin kanıta dayalı analiz ve AOP çerçeveleri içinde harıtalandırılması ve modelleme yoluyla üretilen yeni verilerin dahil edilmesi yoluyla saha ve laboratuvar çalışmalarından çok boyutlu verilerin entegrasyonunu içermelidir.

Referanslar

- Abas, A., Asnawi, N. H., Aiyub, K., Awang, A., & Abdullah, S. R. (2022). Malezya, Pahang'daki Bir Sanayi Şehrinde Hava Kalitesinin Değerlendirilmesi için Liken Biyoçeşitlilik İndeksi (LBI). *Atmosphere*, 13(11), 1905.
- Abdullahi, M., Zhou, J., Dandhapani, V., Chaturvedi, A., & Orsini, L. (2022). Kimyasallara geçmişte maruz kalmak Daphnia'da (su piresi) yeni kimyasal strese toleransı azaltır. *Molecular Ecology*, 31(11), 3098-3111. <https://doi.org/https://doi.org/10.1111/mec.16451>
- Accolla, C., Schmolke, A., Jacobson, A., Roy, C., Forbes, V. E., Brain, R., & Galic, N. (2022). Pestisitlerin Tehdit ve Tehlike Altındaki Cyprinid Balık Türleri Üzerindeki Etkilerinin Modellenmesi: Yaşam Öyküsü Özellikleri ve Ekolojinin Rolü. *Ecologies*, 3(2), 183-205. <https://www.mdpi.com/2673-4133/3/2/15>
- Ali, A. (2023). Biyoçeşitlilik-ekosistem işleyişi araştırması: Kısa tarihçe, ana eğilimler ve perspektifler. *Biological Conservation*, 285, 110210. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.bio-con.2023.110210>
- Alper, J. (1998). Ekosistem 'Mühendisleri' Diğer Türler İçin Habitatları Şekillendiriyor. *Science*, 280(5367), 1195-1196. <https://doi.org/doi:10.1126/science.280.5367.1195>
- Ankley, G. T., Bennett, R. S., Erickson, R. J., Hoff, D. J., Hornung, M. W., Johnson, R. D., Mount, D. R., Nichols, J. W., Russom, C. L., & Schmieder, P. K. (2010). Olumsuz sonuç yolları: ekotoksikoloji araştırmalarını ve risk değerlendirmesini desteklemek için kavramsal bir çerçeve. *Çevresel Toksikoloji ve Kimya: An International Journal*, 29(3), 730-741.
- Ardestani, M. M., & van Gestel, C. A. M. (2013). Topraktaki bakırın dinamik biyoyararlanımı, yay kuyruk Folsomia candidada alım ve eliminasyon kinetiği ile tahmin edilmiştir. *Ecotoxicology*, 22(2), 308-318. <https://doi.org/10.1007/s10646-012-1027-8>
- Armitage, P. D., Bowes, M. J., & Vincent, H. M. (2007). Ağır metallerle kirlenmiş bir akarsuyun makro omurgasız topluluklarında uzun vadeli değişimler: 28 yıl sonra Nent Nehri (Cumbria, Birleşik Krallık). *River Research and Applications*, 23(9), 997-1015. <https://doi.org/https://doi.org/10.1002/rra.1022>
- Artigas, J., Majerholc, J., Foulquier, A., Margoum, C., Volat, B., Neyra, M., & Pesce, S. (2012). Fungisit tebukonazolün akarsularda çöp parçalanması için mikrobiyal kapasiteler üzerindeki etkileri. *Aquatic Toxicology*, 122, 197-205.
- Baas, J., Goussen, B., Miles, M., Preuss, T. G., & Roessink, I. (2022). ve Kronik Bal Arısı Testlerinin Yorumlanması ve Entegrasyonu için Toksikokinetik - Toksikodinamik Model. *Çevresel Toksikoloji ve Kimya*, 41(9), 2193-2201. <https://doi.org/https://doi.org/10.1002/etc.5423>
- Baier, V., Paini, A., Schaller, S., Scanes, C. G., Bone, A. J., Ebeling, M., Preuss, T. G., Witt, J., & Heckmann, D. (2022). Genel bir kuş fizyolojik tabanlı kinetik (PBK) modeli ve üç kuş türünde uygulanması. *Environment International*, 169, 107547. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.en-vint.2022.107547>
- Baker, M. E., & King, R. S. (2010). Biyoçeşitlilik ve ekolojik çeşitliliği tespit etmek ve yorumlamak için yeni bir yöntem topluluk eşikler. *Yöntemler içinde Ekolojive Evrim*, 1(1), 25-37. <https://doi.org/https://doi.org/10.1111/j.2041-210X.2009.00007.x>
- Bart, S., Jager, T., Robinson, A., Lahive, E., Spurgeon, D. J., & Ashauer, R. (2021). Toksikokinetik-Toksikodinamik Modeller (GUTS) ile Karışım Etkilerinin Zaman İçinde Tahmin Edilmesi: Varsayımlar, Deneysel Testler ve Tahmin Gücü. *Environmental Science & Technology*, 55(4), 2430-2439. <https://doi.org/10.1021/acs.est.0c05282>
- Baudiffier, D., Audouze, K., Armant, O., Frelon, S., Charles, S., Beaudouin, R., Cosio, C., Payrastra, L., Siaussat, D., Burgeot, T., Mauffret, A., Degli Esposti, D., Mougin, C., Delaunay, D., & Coumoul, X. (2024). Editoryal eğilim: advers sonuç yolu (AOP) ve hesaplama stratejisi - yeni

ekotoksikolojide perspektifler. *Environ Sci Pollut Res Int*, 31(5), 6587-6596. <https://doi.org/10.1007/s11356-023-30647-w>

Baudrot, V., Fritsch, C., Perasso, A., Banerjee, M., & Raoul, F. (2018). Kirleticilerin ve trofik kademeli düzenlemenin besin zinciri istikrarı üzerindeki etkileri: Küçük memeliler üzerindeki kadmiyum toprak kirliliğine uygulama - Raptor sistemleri. *Ecological Modelling*, 382, 33-42.

<https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2018.05.002>

Becher, M. A., Grimm, V., Thorbek, P., Horn, J., Kennedy, P. J., & Osborne, J. L. (2014). BEEHAVE: koloni başarısızlığının çok faktörlü nedenlerini araştırmak için bal arısı koloni dinamikleri ve yiyecek arama sistem modeli. *Journal of Applied Ecology*, 51(2), 470-482. <https://doi.org/https://doi.org/10.1111/1365-2664.12222>

Belfiore, N. M., & Anderson, S. L. (1998). Çevresel etkilerin izlenmesi ve değerlendirilmesi için bir araç olarak genetik modeller: genetik ekotoksikoloji örneği. *Çevresel izleme ve değerlendirme*, 51, 465-479.

Bellier, B., Bancel, S., Rochard, É., Cachot, J., Geffard, O., & Villeneuve, B. (2024). Kimyasal kirliliğin, yumurtlama alanları da dahil olmak üzere Fransa'nın iki büyük nehrinde nesli tükenmekte olan göçmen balıklar üzerindeki etkisinin değerlendirilmesi. *Science of The Total Environment*, 931, 172748. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2024.172748>

Bergek, S., Ma, Q., Vetemaa, M., Franzén, F., & Appelberg, M. (2012). Bireylerden popülasyonlara: Çevre kirliliğinin doğal yılanbalığı popülasyonları üzerindeki etkileri. *Ekotoksikoloji ve Çevre Güvenliği*, 79, 1-12. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2012.01.019>

Berger, E., Haase, P., Oetken, M., & Sundermann, A. (2016). Saha verileri, nehir bentik omurgasızları için düşük kritik kimyasal konsantrasyonları ortaya koymaktadır. *Science of The Total Environment*, 544, 864-873. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.12.006>

Billoir, E., Péry, A. R. R., & Charles, S. (2007). Toksik bileşiklerin ölümcül ve ölümcül olmayan etkilerinin Daphnia magna'nın popülasyon dinamiklerine entegre edilmesi: DEBtox ve matris popülasyonunun bir kombinasyonu modeller. *Ekolojik Modelleme*, 203(3), 204-214. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2006.11.021>

Blanck, H., Wängberg, S.-Å., Molander, S., Cairns, J., Jr, & Pratt, J. (1988). Kirliliğe Bağlı Topluluk Toleransı-Yeni Bir Ekotoksikolojik Araç. *Kimyasalların Tehlikelerini Tahmin Etmek için Sucul Biyotanın İşlevsel Testi* içinde (Cilt STP988-EB, s. 0). ASTM International. <https://doi.org/10.1520/stp26265s>

Bourret, V., Couture, P., Campbell, P. G. C., & Bernatchez, L. (2008). Kronik olarak polimetalik bir gradyana maruz kalan yabani sarı levrek (*Perca flavescens*) popülasyonlarının evrimsel ekotoksikolojisi. *Aquatic Toxicology*, 86(1), 76-90. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.aquatox.2007.10.003>

Bro-Jørgensen, J., Franks, D. W., & Meise, K. (2019). Davranışları popülasyon ve topluluk dinamiklerine bağlamak: davranış ekolojisindeki yeni yaklaşımların korumaya uygulanması. *Philos Trans R Soc Lond B Biol Sci*, 374(1781), 20190008. <https://doi.org/10.1098/rstb.2019.0008>

Brock, T., Arena, M., Cedergreen, N., Charles, S., Duquesne, S., Ippolito, A., Klein, M., Reed, M., Teodorovic, I., van den Brink, P. J., & Focks, A. (2021). İnsektisit Chlorpyrifos İçin Bir Örnekle Açıklanan Düzenleyici Sucul Pestisit Risk Değerlendirmesi İçin Genel Birleşik Eşik Hayatta Kalma Modellerinin Entegre Çevresel Değerlendirme ve Yönetim, 17(1), 243-258. <https://doi.org/https://doi.org/10.1002/ieam.4327>

Brodie, J. F., Williams, S., & Garner, B. (2021). Dünya çapında memeli işlevsel ve evrimsel çeşitliliğinin azalması. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 118(3), e1921849118. <https://doi.org/doi:10.1073/pnas.1921849118>

Burns, F., Eaton, M. A., Burfield, I. J., Klvaňová, A., Šilarová, E., Staneva, A., & Gregory, R. D. (2021). Avrupa Birliği'nin avifaunasındaki bolluk düşüşü, kıtalar arası benzerlikleri ortaya koyuyor

biyoçeşitlilik değişim. *Ekoloji ve Evrim*, 11(23), 16647-16660.
<https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pmc/articles/PMC8668816/pdf/ECE3-11-16647.pdf>

Callaghan, C. T., Santini, L., Spake, R., & Bowler, D. E. (2024). Koruma ve biyoçeşitlilik araştırmalarında popülasyon bolluğu tahminleri. *Ekoloji ve Evrimde Eğilimler*.

Carpenter, D. J., Mathiassen, S. K., Boutin, C., Strandberg, ., Casey, C. S., & Damgaard, C. (2020). Etkileri . Herbisitler üzerinde Çiçeklenme. *Çevre Toksikol Kimya*, 39(6),1244-1256.
<https://doi.org/10.1002/etc.4712>

Celis-Hernandez, O., Villoslada-Peciña, M., Ward, R. D., Bergamo, T. F., Perez-Ceballos, R., & Girón- García, M. P. (2022). Çevre kirliliğinin mangrov fenolojisi üzerindeki etkileri: Uzaktan algılanan veriler ile genelleştirilmiş eklemeli modellerin birleştirilmesi. *Science of The Total Environment*, 810, 152309.
<https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.152309>

Cerini, F., Childs, D. Z., & Clements, C. F. (2023). Yaban hayatı nüfusunun çöküşüne dair öngörülü bir zaman çizelgesi. *Nature Ecology & Evolution*, 7(3), 320-331. <https://doi.org/10.1038/s41559-023-01985-2>

Charles, S., Billoir, E., Lopes, C., & Chaumot, A. (2009). Ekotoksikolojide ilgili modelleme araçları olarak matris popülasyon modelleri. *Ekotoksikoloji Modellemesi*, 261-298.

Chaumot, A., Charles, S., Flammarion, P., & Auger, P. (2003). Popülasyon dinamiğinde ekotoksikoloji ve mekansal modelleme: Kahverengi alabalık ile bir örnekleme. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 22(5), 958-969. <https://doi.org/https://doi.org/10.1002/etc.5620220502>

Cheng, W., Doering, J. A., LaLone, C., & Ng, C. (2021). Türler Arasında Per- ve Polifloroalkil Maddelerin Göreceli Biyoakümülyasyon Potansiyelini Bilgilendirmek için Bütünleştirici Hesaplamalı Yaklaşımlar. *Toksikolojik Bilimler*, 180(2), 212-223. <https://doi.org/10.1093/toxsci/kfab004>

Clements, W. H., & Rohr, J. R. (2009). Kirleticilere karşı topluluk tepkileri: Ekotoksikolojik etkileri tahmin etmek için temel ekolojik ilkelerin kullanılması. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 28(9), 1789- 1800.
<https://doi.org/https://doi.org/10.1897/09-140.1>

Cortelezzi, A., Paggi, A. C., Rodríguez, M., & Capítulo, A. R. (2011). Chironomidae (Diptera) larvalarının kullanımı yoluyla kentsel bir ova deresindeki ekolojik değişikliklere taksonomik ve taksonomik olmayan tepkiler. *Science of The Total Environment*, 409(7), 1344-1350.
<https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2011.01.002>

Costas, N., Pardo, I., Méndez-Fernández, L., Martínez-Madrid, M., & Rodríguez, P. (2018). Kuzey İspanya'daki madencilik alanlarında makro omurgasız gösterge taksonlarının metal gradyanlarına duyarlılığı. *Ecological Indicators*, 93, 207-218. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2018.04.059>

Crossley, M. S., Meier, A. R., Baldwin, E. M., Berry, L. L., Crenshaw, L. C., Hartman, G. L., Lagos-Kutz, D., Nichols, D. H., Patel, K., Varriano, S., Snyder, W. E., & Moran, M. D. (2020). ABD Uzun Süreli Ekolojik Araştırma sahalarında net böcek bolluğu ve çeşitliliğinde azalma yok. *Nature Ecology & Evolution*, 4(10), 1368-1376.
<https://doi.org/10.1038/s41559-020-1269-4>

Crutsinger, G. M., Rudman, S. M., Rodriguez-Cabal, M. A., McKown, A. D., Sato, T., MacDonald, A. M., Heavyside, J., Geraldde, A., Hart, E. M., & LeRoy, C. J. (2014). Sucul-karasal bağlantıları anlamak için 'genlerden ekosistemlere' yaklaşımının test edilmesi. *Molecular Ecology*, 23(23), 5888-5903.

Cui, H., Zhu, X., Zhu, Y., Huang, Y., & Chen, B. (2022). DBP'lerin ortak kültür sistemlerinde tatlı su fitoplankton toplulukları üzerindeki ekotoksikolojik etkileri. *Journal of Hazardous Materials*, 421, 126679.
<https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2021.126679>

Culp, J. M., Armanini, D. G., Dunbar, M. J., Orlofske, J. M., Poff, N. L., Pollard, A. I., Yates, A. G., & Hose, G. C. (2011). Nedensel teşhis ve tahmini geliştirmek için sucul biyo-izlemeye özelliklerin dahil edilmesi. *Integr Environ Assess Manag*, 7(2), 187-197. <https://doi.org/10.1002/ieam.128>

Cvetkovic, V. J., Jovanovic, B., Lazarevic, M., Jovanovic, N., Savic-Zdravkovic, D., Mitrovic, T., & Zikic, V. (2020). Gıda sınıfı ile muamele edilen *Drosophila melanogaster*'de kanat şekli ve boyutundaki değişiklikler

titanyum dioksit nanopartikülleri (E171) - Çok kuşaklı bir çalışma. *Chemosphere*, 261, 127787. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.127787>

Dalhoff, K., Hansen, A. M. B., Rasmussen, J. J., Focks, A., Strobel, B. W., & Cedergreen, N. (2020). Sucul Omurgasızların Morfoloji, Toksikokinetik ve Toksikodinamik Özelliklerinin Piretroid Duyarlılığına Bağlanması. *Environmental Science & Technology*, 54(9), 5687-5699. <https://doi.org/10.1021/acs.est.0c00189>

Dalkvist, T., Topping, C. J., & Forbes, V. E. (2009). Pestisit kaynaklı kronik etkilerin bireyler üzerindeki popülasyon düzeyindeki etkileri toksikolojiden çok ekolojiye bağlıdır. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 72(6), 1663-1672. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2008.10.002>

Daru, B. H., Davies, T. J., Willis, C. G., Meineke, E. K., Ronk, A., Zobel, M., Pärtel, M., Antonelli, A., & Davis, C. C. (2021). Antroposen'de bitki topluluklarının yaygın homojenleşmesi. *Nature Communications*, 12(1), 6983. <https://doi.org/10.1038/s41467-021-27186-8>

de Zwart, D., & Posthuma, L. (2005). Tek ve çoklu türler için karmaşık karışım toksisitesi: Önerilen metodolojiler. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 24(10), 2665-2676. <https://doi.org/https://doi.org/10.1897/04-639R.1>

Delhaye, G., Bauman, D., Séleck, M., Ilunga wa Ilunga, E., Mahy, G., & Meerts, P. (2020). Türler arası özellik entegrasyonu çevresel sertlikle artar: Metal toksisitesi gradyanı boyunca bir vaka çalışması. *Functional Ecology*, 34(7), 1428-1437. <https://doi.org/https://doi.org/10.1111/1365-2435.13570>

Desforges, J.-P. W., Sonne, C., & Dietz, R. (2017). Memeli bir sentinel türde ekoloji ve toksikolojiyi birleştirmek için enerji bütçelerinin kullanılması. *Scientific Reports*, 7(1), 46267. <https://doi.org/10.1038/srep46267>

DiBattista, J. D. (2008). Antropojenik olarak etkilenmiş popülasyonlarda genetik varyasyon kalıpları. *Conservation Genetics*, 9(1), 141-156. <https://doi.org/10.1007/s10592-007-9317-z>

Dohmen, G. P., Preuss, T. G., Hamer, M., Galic, N., Strauss, T., van den Brink, P. J., De Laender, F., & Bopp, S. (2016). Bir insektisit çoklu uygulamalarından sonra su omurgasızlarının popülasyon düzeyindeki etkileri ve iyileşmesi. *Integrated Environmental Assessment and Management*, 12(1), 67-81. <https://doi.org/https://doi.org/10.1002/ieam.1676>

Dufourcq Sekatcheff, E., Jeong, J., & Choi, J. (2024). Üreme Toksisitesi için Türler Arası Olumsuz Sonuç Yolu Ağı ile İnsan Toksikolojisi ve Ekotoksikoloji Arasındaki Boşluğu Tek Sağlık Perspektifi Altında Kapatmak. *Environmental Toxicology and Chemistry*, n/a(n/a). <https://doi.org/https://doi.org/10.1002/etc.5940>

Dupont, Y. L., Strandberg, B., & Damgaard, C. (2018). Tanacetum vulgare'de (Asteraceae) herbisit ve azotlu gübrenin hedef dışı bitki üremesi ve tozlaşma üzerindeki dolaylı etkileri. *Tarım, Ekosistemler & Çevre*, 262, 76-82. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.agee.2018.04.014>

Dutra, B. K., Fernandes, F. A., Failace, D. M., & Oliveira, G. T. (2011). Roundup®'ın (glifosat formülasyonu) Hyalella castroi'nin (Crustacea, Amphipoda, Dogielinotidae) enerji metabolizması ve üreme özellikleri üzerindeki etkisi. *Ecotoxicology*, 20(1), 255-263. <https://doi.org/10.1007/s10646-010-0577-x>

Dwivedi, A. K., & De, K. (2023). Balık Çeşitliliği Değerlendirmesinde Morfometrinin Rolü: Durum, Zorluklar ve Gelecek Beklentileri. *Ulusal Akademi Bilim Mektupları*. <https://doi.org/10.1007/s40009-023-01323-x>

Avrupa Parlamentosu ve Avrupa Birliği Konseyi (2000). *Su politikası alanında Topluluk eylemi için bir çerçeve oluşturan 23 Ekim 2000 tarihli ve 2000/60/EC sayılı Avrupa Parlamentosu ve Konsey Direktifi*. <http://data.europa.eu/eli/dir/2000/60/oj> adresinden alınmıştır

Avrupa Parlamentosu ve Avrupa Birliği Konseyi (2009). *Bitki koruma ürünlerinin piyasaya sürülmesine ilişkin 21 Ekim 2009 tarihli ve 1107/2009/EC sayılı Avrupa Parlamentosu ve Konsey Tüzüğü*

ürünlerinin piyasaya sürülmesi ve 79/117/EEC ve 91/414/EEC sayılı Konsey Direktiflerinin yürürlükten kaldırılması. Avrupa Birliği Resmi Gazetesi <https://eur-lex.europa.eu/eli/reg/2012/528/oj> adresinden alındı.

AK, Avrupa Komisyonu (2020). *AB 2030 Biyoçeşitlilik Stratejisi - Doğayı hayatımıza katmak*. KOMİSYONDAN AVRUPA PARLAMENTOSUNA, KONSEYE, AVRUPA EKONOMİK VE SOSYAL KOMİTESİNE VE BÖLGELER KOMİSYONUNA BİLDİRİM AB Erişim Tarihi <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/?uri=celex%3A52020DC0380> adresinden

AK, Avrupa Komisyonu Biyoçeşitlilik Bilgi Merkezi (2023, 12/03/2023). *AB Biyoçeşitlilik Stratejisi Gösterge Tablosu web sitesi*, güncelleme 13 Mart 2023, erişim 19 Eylül 2024, <https://dopa.jrc.ec.europa.eu/kcbd/EUBDS2030-dashboard/?version=1>

AB Eylem Planı: 'Hava, Su ve Toprak için Sıfır Kirliliğe Doğru', (2021).

ECHA, Avrupa Kimyasallar Ajansı (2024). *Biyosit kullanımından kaynaklanan arılara yönelik risklerin değerlendirilmesine kılavuz*. <https://op.europa.eu/en/publication-detail/-/publication/4ff524e5-d782-11ee-b9d9-01aa75ed71a1/language-tr> adresinden alındı

AÇA, Avrupa Çevre Ajansı (2024). *Biyoçeşitlilik Göstergeleri*. Avrupa Çevre Ajansı web sitesi, erişim tarihi 19 Eylül 2024, <https://www.eea.europa.eu/>

Eeva, T., Belskii, E., & Kuranov, B. (2006). Çevre kirliliği yabancı kuş popülasyonlarında genetik çeşitliliği etkiler. *Mutation Research/Genetic Toxicology and Environmental Mutagenesis*, 608(1), 8-15. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.mrgentox.2006.04.021>

EFSA, Avrupa Gıda Güvenliği Otoritesi (2010). *Özellikle Sucul ve Karasal Ekotoksikoloji Kılavuz Belgelerinin (SANCO/3268/2001 ve SANCO/10329/2002) revizyonu ile ilgili olarak pestisitlerin çevresel risk değerlendirmesi için özel koruma hedefi seçeneklerinin geliştirilmesine ilişkin Bilimsel Görüş*. (1831-4732). Erişim adresi: <https://efsa.onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.2903/j.efsa.2010.1821>

EFSA, Avrupa Gıda Güvenliği Otoritesi (2016a). *Biyoçeşitlilik ve ekosistem hizmetleri ile ilgili olarak EFSA'da çevresel risk değerlendirmesi için özel koruma hedefleri seçenekleri geliştirme kılavuzu*. (1831- 4732). <https://doi.org/10.2903/j.efsa.2016.4499> adresinden alındı

EFSA, Avrupa Gıda Güvenliği Otoritesi (2016b). *EFSA'da çevresel risk değerlendirmelerinde iyileşme*. (1831-4732). <https://efsa.onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.2903/j.efsa.2016.4313> adresinden alındı

EFSA, Avrupa Gıda Güvenliği Otoritesi (2023a). *Bitki koruma ürünlerinin arılar (Apis mellifera, Bombus spp. ve yalnız) üzerindeki risk değerlendirmesine ilişkin gözden geçirilmiş kılavuz*. (1831-4732). <https://efsa.onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.2903/j.efsa.2023.7989> adresinden alınmıştır

EFSA, Avrupa Gıda Güvenliği Otoritesi (2023b). *Kuşlar ve Memeliler için Risk Değerlendirmesi*. (1831-4732). <https://efsa.onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.2903/j.efsa.2023.7790> adresinden alındı

English, S. G., Sandoval-Herrera, N. I., Bishop, C. A., Cartwright, M., Maisonneuve, F., Elliott, J. E., & Welch, K. C. (2021). Neonikotinoid pestisitler, kuş polen taşıyıcıları üzerinde metabolik etkiler gösterir. *Scientific Reports*, 11(1), 2914. <https://doi.org/10.1038/s41598-021-82470-3>

Etterson, M., Schumaker, N., Garber, K., Lennartz, S., Kanarek, A., & Connolly, J. (2021). Kuş popülasyonlarının pestisitlere maruz kalma risklerini tahmin için mekansal olarak açık bir model. *PLoS One*, 16(6), e0252545. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0252545>

Feijão, E., Cruz de Carvalho, R., Duarte, I. A., Matos, A. R., Cabrita, M. T., Novais, S. C., Lemos, M. F. L., Caçador, I., Marques, J. C., Reis-Santos, P., Fonseca, V. F., & Duarte, B. (2020). Fluoksetin, Oksidatif Stresi Artırarak ve Enerjik ve Lipid Metabolizmasını Değiştirerek Model Diatom Phaeodactylum tricornutum'un Büyümesini Durdurur [Orijinal Araştırma]. *Frontiers in Microbiology*, 11. <https://doi.org/10.3389/fmicb.2020.01803>

Fidder, B. N., Reátegui-Zirena, E. G., Olson, A. D., & Salice, C. J. (2016). Enerjik son noktalar, fungusit piraklostrobine maruz kalan bir tatlı su gastropodunda yaşam öyküsü etkilerinin erken göstergelerini sağlar. *Environ Pollut*, 211, 183-190. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2015.12.018>

- Focks, A., Belgers, D., Boerwinkel, M.-C., Buijse, L., Roessink, I., & Van den Brink, P. J. (2018). Üç neonikotinoid ve bazı sucul makro omurgasızlar için toksikokinetik-toksikodinamik modellerin kalibrasyonu ve validasyonu. *Ecotoxicology*, 27(7), 992-1007. <https://doi.org/10.1007/s10646-018-1940-6>
- Fontana, S., Rasmann, S., de Bello, F., Pomati, F., & Moretti, M. (2021). Özellik-bütünleşme sürekliliği boyunca özellik temelli perspektifleri uzlaştırmak. *Ecology*, 102(10), e03472. <https://doi.org/https://doi.org/10.1002/ecy.3472>
- Forbes, V. E., & Galic, N. (2016). Yeni nesil ekolojik risk değerlendirmesi: Moleküler başlangıçtan ekosistem hizmeti sunumuna kadar riskin öngörülmesi. *Environ Int*, 91, 215-219. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2016.03.002>
- Ford, A. T., Ågerstrand, M., Brooks, B. W., Allen, J., Bertram, M. G., Brodin, T., Dang, Z., Duquesne, S., Sahm, R., Hoffmann, F., Hollert, H., Jacob, S., Klüver, N., Lazorchak, J. M., Ledesma, M., Melvin, S. D., Mohr, S., Padilla, S., Pyle, G. G., . . . Maack, G. (2021). Çevrenin Korunmasında Davranışsal Ekotoksikolojinin Rolü. *Environmental Science & Technology*, 55(9), 5620-5628. <https://doi.org/10.1021/acs.est.0c06493>
- Freeman, S., & Herron, J. C. (2007). *Evrimsel analiz* (Cilt 834). Pearson Prentice Hall Upper Saddle River, NJ.
- Gabsi, F., Hammers-Wirtz, M., Grimm, V., Schäffer, A., & Preuss, T. G. (2014). Kimyasalların bireysel ve popülasyon düzeyindeki etkilerini yakalamak için farklı mekanistik etki modellerinin birleştirilmesi: Standart risk değerlendirmesinin başarısız olduğu bir vakadan dersler. *Ecological Modelling*, 280, 18-29. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2013.06.018>
- Galic, N., Salice, C. J., Birnir, B., Bruins, R. J. F., Ducrot, V., Jager, H. I., Kanarek, A., Pastorok, R., Rebarber, R., Thorbek, P., & Forbes, V. E. (2019). Kimyasalların organizmalardan ekosistem hizmeti sunumuna etkilerinin tahmin edilmesi: Bir tatlı su gölü üzerindeki böcek ilacı etkileri üzerine bir vaka çalışması. *Sci Total Environ*, 682, 426-436. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.05.187>
- García-Dorado, A., & Caballero, A. (2021). Koruma biyolojisi için yararlı bir araç olarak nötr genetik çeşitlilik. *Conservation Genetics*, 22(4), 541-545. <https://doi.org/10.1007/s10592-021-01384-9>
- Gergs, A., Hager, J., Bruns, E., & Preuss, T. . (2021). Toksikokinetik-Toksikodinamik Modelleme ile Kronik Öldürücülüğün Ardındaki Mekanizmaların Çözülmesi. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 40(6), 1706-1712. <https://doi.org/https://doi.org/10.1002/etc.5027>
- Gerson, A. R., Cristol, D. A., & Seewagen, C. L. (2019). Çevresel olarak ilgili metil cıvaya maruz kalma, model bir ötücü kuşun metabolik kapsamını azaltır. *Çevre Kirliliği*, 246, 790-796. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.envpol.2018.12.072>
- Gibbs, J. P., Rouhani, S., & Shams, L. (2017). PCB kirliliği gradyanı boyunca tatlı su kaplumbağalarının popülasyon durumu. *Aquatic Biology*, 26, 57-68. <https://www.int-res.com/abstracts/ab/v26/p57-68/>
- Goodchild, C. G., Frederich, M., & Zeeman, S. I. (2016). Triklorsana maruz kalan bir tatlı su midyesinde (*Elliptio complanata*) değişen davranışlar hücresel enerji düzenlemesiyle bağlantılı mı? *Karşılaştırmalı Biyokimya ve Fizyoloji Bölüm C: Toksikoloji ve Farmakoloji*, 179, 150-157.
- Goodchild, C. G., Simpson, A. M., Minghetti, M., & DuRant, S. E. (2019). Biyoenerjetik-olumsuz sonuç yolu: Organizmal ve suborganizmal enerjik son noktaların olumsuz sonuçlarla ilişkilendirilmesi. *Çevresel Toksikoloji ve Kimya*, 38(1), 27-45. <https://doi.org/https://doi.org/10.1002/etc.4280>
- Gorta, S. B. Z., Smith, J. A., Everett, J. D., Kingsford, R. T., Cornwell, W. K., Suthers, I. M., Epstein, H., McGovern, R., McLachlan, G., Roderick, M., Smith, L., Williams, D., & Callaghan, C. T. (2019). Pelajik vatandaş bilimi verileri, Avustralya'nın güneydoğusundaki deniz kuşlarının azaldığını ortaya koyuyor. *Biological Conservation*, 235, 226-235. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.biocon.2019.05.007>

- Goussen, B., Rendal, C., Sheffield, D., Butler, E., Price, O. R., & Ashauer, R. (2020). Çoklu stres faktörlerinin ortak etkilerini analiz etmek ve tahmin etmek için biyoenerjetik modelleme: Meta-analiz ve model doğrulama. *Science of The Total Environment*, 749, 141509. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.141509>
- Groh, K., vom Berg, C., Schirmer, K., & Tlili, A. (2022). Biyoçeşitlilik Kaybının Azımsanan Etkenleri Olarak Antropojenik Kimyasallar: Bilimsel ve Toplumsal Çıkarımlar. *Environmental Science & Technology*, 56(2), 707-710. <https://doi.org/10.1021/acs.est.1c08399>
- Haase, P., Bowler, D. E., Baker, N. J., Bonada, N., Domisch, S., Garcia Marquez, J. R., Heino, J., Hering, D., Jähnig, S. C., Schmidt-Kloiber, A., Stubbington, R., Altermatt, F., M., Amatulli, G., Angeler, D. G., Archambaud-Suard, G., Jorrín, I. A., Aspin, T., Azpiroz, I., Welte, E. A. R. (2023). Geri kazanım Avrupa tatlı su biyoçeşitlilik var gel için a Halt. *Doğa*, 620(7974), 582-588. <https://doi.org/10.1038/s41586-023-06400-1>
- Haigis, A.-C., Vergauwen, L., LaLone, C. A., Villeneuve, D. L., O'Brien, J. M., & Knapen, D. (2023). Tiroid hormon sisteminin bozulması için bir olumsuz sonuç yolu ağının türler arası uygulanabilirliği. *Toksikolojik Bilimler*, 195(1), 1-27. <https://doi.org/10.1093/toxsci/kfad063>
- Harrison, L. J., Pearson, K. A., Wheatley, C. J., Hill, J. K., Maltby, L., Rivetti, C., Speirs, L., & White, P. C. L. (2022). Tatlı su ekolojik risk değerlendirmesinde drenaj kimyasal stresinin potansiyel göstergeleri olarak fonksiyonel ölçümler. *Integrated Environmental Assessment and Management*, 18(5), 1135-1147. <https://doi.org/https://doi.org/10.1002/ieam.4568>
- Harrison, P. A., Berry, P. M., Simpson, G., Haslett, J. R., Blicharska, M., Bucur, M., Dunford, R., Egoh, B., Garcia-Llorente, M., Geamănă, N., Geertsema, W., Lommelen, E., Meiresonne, L., & Turkelboom, F. (2014). Biyoçeşitlilik nitelikleri ve ekosistem hizmetleri arasındaki bağlantılar: Sistematik bir inceleme. *Ecosystem Services*, 9, 191-203. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2014.05.006>
- Hastings, A., Byers, J. E., Crooks, J. A., Cuddington, K., Jones, C. G., Lambrinos, J. G., Talley, T. S., & Wilson, W. G. (2007). Uzay ve zamanda ekosistem mühendisliği. *Ecology Letters*, 10(2), 153-164.
- Heath, M. R., Speirs, D. C., & Steele, J. H. (2014). Trofik basamak modellerinde örüntüleri ve süreçleri anlamak. *Ecology Letters*, 17(1), 101-114. <https://doi.org/https://doi.org/10.1111/ele.12200>
- Henderson, A. F., Santoro, J. A., & Kremer, P. (2023). Mekânsal ölçek ve çözünürlüğün Pennsylvania, ABD'deki Amerikan kestanesi (*Castanea dentata*) tür dağılım modelleri üzerindeki etkileri. *Forest Ecology and Management*, 529, 120741. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.foreco.2022.120741>
- Hjorth, M., Dahllöf, I., & Forbes, V. E. (2006). Antifouling bileşiği çinko piritiyonun stres altındaki deniz plankton topluluklarında üç trofik seviyenin işlevi üzerindeki etkileri. *Aquatic Toxicology*, 77(1), 105-115. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.aquatox.2005.11.003>
- Hjorth, M., Vester, J., Henriksen, P., Forbes, V. E., & Dahllöf, I. (2007). Deniz planktonu besin ağının piren kontaminasyonuna fonksiyonel ve yapısal tepkileri [Makale]. *Marine Ecology Progress Series*, 338, 21-31. <https://doi.org/10.3354/meps338021>
- Hoban, S., Bruford, M., Jackson, J. D. U., Lopes-Fernandes, M., Heuertz, M., Hohenlohe, P. A., Paz-Vinas, I., Sjögren-Gulve, P., Segelbacher, G., & Vernesi, C. (2020). CBD 2020 sonrası Küresel Biyoçeşitlilik Çerçevesi'ndeki genetik çeşitlilik hedefleri ve göstergeleri geliştirilmelidir. *Biological Conservation*, 248, 108654.
- Holt, E., & Miller, S. (2011). Biyo-göstergeler: Ölçmek için organizmaları kullanmak. *Nature*, 3, 8-13.
- Hong, P., Schmid, B., De Laender, F., Eisenhauer, N., Zhang, X., Chen, H., Craven, D., De Boeck, H. J., Hautier, Y., Petchey, O. L., Reich, P. B., Steudel, B., Striebel, M., Thakur, M. S., & Wang, S. (2022). Biyoçeşitlilik, çevresel değişime rağmen ekosistem işlevini destekler. *Ecology Letters*, 25(2), 555-569. <https://doi.org/https://doi.org/10.1111/ele.13936>
- Huang, A., Van den Brink, P. J., Van den Brink, N. W., & Baas, J. (2024). İmidacloprid'in *Gammarus pulex*'e karşı sublethal etkilerini değerlendirmek için dinamik bir enerji bütçesi (DEB) modeli

- sıcaklıklar. *Chemosphere*, 361, 142511. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2024.142511>
- Huang, Q., Wang, H., & Lewis, M. A. (2015). Çevresel toksinlerin av-avcı dinamikleri üzerindeki etkisi. *Dergi Teorik Biyoloji*, 378, 12-30. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.jtbi.2015.04.019>
- IPBES, (2019). *Biyçeşitlilik ve Ekosistem Hizmetleri Hükümetlerarası Bilim-Politika Platformu'nun biyçeşitlilik ve ekosistem hizmetlerine ilişkin küresel değerlendirme raporu.*
- Isbell, F., Balvanera, P., Mori, A. S., He, J. S., Bullock, J. M., Regmi, G. R., Seabloom, E. W., Ferrier, ., Sala, O. E., & Guerrero-Ramírez, N. R. (2023). Küresel biyçeşitlilik kaybına, bunun nedenlerine ve insanlar üzerindeki etkilerine ilişkin uzman bakış açıları. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 21(2), 94-103.
- Isbell, F., Calcagno, V., Hector, A., Connolly, J., Harpole, W. S., Reich, P. B., Scherer-Lorenzen, M., Schmid, B., Tilman, D., van Ruijven, J., Weigelt, A., Wilsey, B. J., Zavaleta, E. S., & Loreau, M. (2011). Yüksek bitki çeşitliliği , ekosistem hizmetlerini sürdürmek için gereklidir. *Nature*, 477(7363), 199-202. <https://doi.org/10.1038/nature10282>
- IUCN, (2024). *IUCN Tehdit Altındaki Türlerin Kırmızı Listesi.* IUCN Tehdit Altındaki Türlerin Kırmızı Listesi
- Iwasaki, Y., Kagaya, T., Miyamoto, K.-i., Matsuda, H., & Sakakibara, M. (2011). Çinkonun nehir bentik makro omurgasızlarının çeşitliliği üzerindeki etkisi: Saha verilerinden güvenli konsantrasyonların tahmin edilmesi. *Çevresel Toksikoloji ve Kimya*, 30(10), 2237-2243. <https://doi.org/https://doi.org/10.1002/etc.612>
- Jager, T., Albert, C., Preuss, T. G., & Ashauer, R. (2011). Genel birleşik hayatta kalma eşik modeli - ekotoksikoloji için toksikokinetik-toksikodinamik bir çerçeve. *Environmental Science & Technology*, 45(7), 2529-2540.
- Jager, T., & Ashauer, R. (2018). Kimyasal stres altında hayatta kalmayı modelleme: GUTS çerçevesi için kapsamlı bir kılavuz.
- Jager, T., Goussen, B., & Gergs, A. (2023). Toksikokinetik- toksikodinamik için standart DEB hayvan modelinin kullanılması Analiz. *Ekolojik Modelleme*, 475, 110187. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2022.110187>
- Jager, T., Nepstad, R., Hansen, B. H., & Farkas, J. (2018). Yumurta sarısı ile beslenme aşamaları için basit enerji bütçesi modeli . Atlantik morina (Gadus morhua). *Ekolojik Modelleme*, 385, 213-219. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2018.08.003>
- Jager, T., & Ravagnan, E. (2015). Antarktika krili Euphausia superba'nın dinamik enerji bütçesi için genel bir modelin parametrelendirilmesi. *Marine Ecology Progress Series*, 519, 115-128. <https://www.int-res.com/abstracts/meps/v519/p115-128/>
- Jager, T., & Zimmer, E. I. (2012). Ekotoksosite verilerinin analizi için basitleştirilmiş Dinamik Enerji Bütçesi modeli. *Ekolojik Modelleme*, 225, 74-81. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2011.11.012>
- Jandt, U., Bruelheide, H., Jansen, F., Bonn, A., Grescho, V., Klenke, R. A., Sabatini, F. M., Bernhardt-Römermann, M., Blüml, V., Dengler, J., Diekmann, M., Doerfler, I., Döring, U., Dullinger, S., Haider, S., Heinken, T., Horchler, P., Kuhn, G., Lindner, M., Wulf, M. (2022). Bir yıl boyunca kazançtan çok kayıp yüzyılda bitki biyçeşitlilik değişim Almanya'da. *Nature*, 611(7936), 512-518. <https://doi.org/10.1038/s41586-022-05320-w>
- Jaureguiberry, P., Titeux, N., Wiemers, M., Bowler, D. E., Coscieme, L., Golden, A. S., Guerra, C. A., Jacob, U., Takahashi, Y., & Settele, J. (2022). Son küresel antropojenik biyçeşitlilik kaybının doğrudan etkenleri. *Science advances*, 8(45), eabm9982. <https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pmc/articles/PMC9645725/pdf/sciadv.abm9982.pdf>

- Kanaka, K. K., Sukhija, N., Goli, R. C., Singh, S., Ganguly, I., Dixit, S. P., Dash, A., & Malik, A. A. (2023). Genomik çağda çeşitlilik kavramları ve ölçütleri üzerine. *Current Plant Biology*, 33, 100278. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.cpb.2023.100278>
- Kardos, M., Armstrong, E. E., Fitzpatrick, S. W., Hauser, S., Hedrick, P. W., Miller, J. M., Tallmon, D. A., & Funk, W. C. (2021). Korumada genom çapında genetik varyasyonun önemli rolü. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 118(48), e2104642118. <https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pmc/articles/PMC8640931/pdf/pnas.202104642.pdf>
- Kidd, K. A., Blanchfield, P. J., Mills, K. H., Palace, V. P., Evans, R. E., Lazorchak, J. M., & Flick, R. W. (2007). Sentetik östrojene maruz kaldıktan sonra bir balık popülasyonunun çöküşü. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 104(21), 8897-8901. <https://doi.org/doi:10.1073/pnas.0609568104>
- Kissling, W. D., Ahumada, J. A., Bowser, A., Fernandez, M., Fernández, N., García, E. A., Guralnick, R. P., Isaac, N. J. B., Kelling, S., Los, W., McRae, L., Mihoub, J.-B., Obst, M., Santamaria, M., Skidmore, A. K., Williams, K. J., Agosti, D., Amariles, D., Arvanitidis, C., . . . Hardisty, A. R. (2018). Küresel ölçekte tür dağılımı ve bolluğunun temel biyoçeşitlilik değişkenlerinin (EBV'ler) oluşturulması. *Biological Reviews*, 93(1), 600-625. <https://doi.org/https://doi.org/10.1111/brv.12359>
- Koch, J., & De Schampelaere, K. A. C. (2021). Antidepresan Sitalopramın Kopepod Nitocra spinipes'teki Yaşam Öyküsü Etkilerini Bir Biyoenerjetik Model Kullanarak Anlamlandırmak. *Çevresel Toksikoloji ve Kimya*, 40(7), 1926-1937. <https://doi.org/https://doi.org/10.1002/etc.5044>
- Kooi, B., Bontje, D., Van Voorn, G., & Kooijman, S. (2008). Basit bir sucul besin zincirinde subletal toksik etkiler. *Ecological Modelling*, 212(3-4), 304-318.
- Kooijman, S. A. L. M. (2010). *Metabolik organizasyon için dinamik enerji bütçesi teorisi*. Cambridge Üniversitesi Yayınları.
- Kooijman, S. A. L. M., & Bedaux, J. J. M. (1996). Daphnia'nın hayatta kalması ve üremesi üzerine toksisite testlerinin analizi. *WATER RESEARCH*, 30(7), 1711-1723. [https://doi.org/https://doi.org/10.1016/0043-1354\(96\)00054-1](https://doi.org/https://doi.org/10.1016/0043-1354(96)00054-1)
- Kooijman, S. A. L. M., & Metz, J. A. J. (1984). Kimyasal stres altındaki popülasyonların dinamikleri üzerine: Bireyler üzerindeki etkilerden popülasyon sonuçlarının çıkarılması. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 8(3), 254-274. [https://doi.org/https://doi.org/10.1016/0147-6513\(84\)90029-0](https://doi.org/https://doi.org/10.1016/0147-6513(84)90029-0)
- Kosnik, M. B., Schuwirth, N., & Rico, A. (2024). Biyoçeşitlilik Üzerindeki Kimyasal Etkileri Karakterize Etmek için Hesaplamalı Yöntemlerden Yararlanma. *Environmental Science & Technology Letters*. <https://doi.org/10.1021/acs.estlett.3c00865>
- Kristensen, P., Whalley, C., Zal, F. N. N., & Christiansen, T. (2018). Avrupa suları durum ve baskı değerlendirmesi 2018.
- Kuczynski, L., Ontiveros, V. J., & Hillebrand, . (2023). Biyoçeşitlilik zaman serileri, değişen ortamlarda artan tür zenginliğine doğru eğilimlidir. *Nature Ecology & Evolution*, 7(7), 994-1001. <https://doi.org/10.1038/s41559-023-02078-w>
- Kuhn, A., Munns Jr, W. R., Poucher, S., Champlin, D., & Lussier, S. (2000). Popülasyon modelleme teknikleri kullanılarak mysid toksisite testi verilerinden popülasyon düzeyinde yanıt tahmini. *Çevresel Toksikoloji ve Kimya: An International Journal*, 19(9), 2364-2371.
- Labouyrie, M., Ballabio, C., Romero, F., Panagos, P., Jones, A., Schmid, M. W., Mikryukov, V., Dulya, O., Tedersoo, L., Bahram, M., Lugato, E., van der Heijden, M. G. A., & Orgiazzi, A. (2023). Avrupa genelinde toprak mikrobiyal çeşitliliğindeki örüntüler. *Nature Communications*, 14(1), 3311. <https://doi.org/10.1038/s41467-023-37937-4>
- LaLone, C. A., Villeneuve, D. L., Lyons, D., Helgen, H. W., Robinson, S. L., Swintek, J. A., Saari, T. W., & Ankley, G. T. (2016). Editörün Öne Çıkanları: Türler Arası Duyarlılığı Tahmin Etmek için Dizi Hizalaması

(SeqAPASS): Kimyasal Toksikitenin Türler Arası Ekstrapolasyonunun Zorluklarını Ele Almak için Web Tabanlı Bir Araç. *Toksikolojik Bilimler*, 153(2), 228-245. <https://doi.org/10.1093/toxsci/kfw119>

Larras, F., Charles, S., Chaumot, A., Pelosi, C., Le Gall, M., Mamy, L., & Beaudouin, R. (2022). Bitki koruma ürünlerinin ekolojik risk değerlendirmesi için etki modellemesinin eleştirel bir incelemesi. *Environ Sci Pollut Res Int*, 29(29), 43448-43500. <https://doi.org/10.1007/s11356-022-19111-3>

Leigh, D. M., Hendry, A. P., Vázquez-Domínguez, E., & Friesen, V. L. (2019). Sanayi devriminden bu yana yabancı popülasyonlarda tahmini yüzde altı genetik varyasyon kaybı. *Evolutionary applications*, 12(8), 1505-1512. <https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pmc/articles/PMC6708419/pdf/EVA-12-1505.pdf>

Lemm, J. U., Venohr, M., Globevnik, L., Stefanidis, K., Panagopoulos, Y., van Gils, J., Posthuma, L., Kristensen, P., Feld, C. K., Mahnkopf, J., Hering, D., & Birk, S. (2021). Avrupa ölçeğinde nehir ekolojik durumunu belirleyen çoklu stres faktörleri: Nehir durumundaki bozulmanın entegre bir şekilde anlaşılmasına doğru. *Küresel Değişim Biyoloji*, 27(9), 1962-1975. <https://doi.org/https://doi.org/10.1111/gcb.15504>

Leslie, P. H. (1945). MATRİSLERİN BELİRLİ POPÜLASYON MATEMATİĞİNDE KULLANIMI ÜZERİNE. *Biometrika*, 33(3), 183-212. <https://doi.org/10.1093/biomet/33.3.183>

Leung, B., Hargreaves, A. L., Greenberg, D. A., McGill, B., Dornelas, M., & Freeman, R. (2022). : Yaşayan Gezegen Endeksi bolluğu ölçmüyor. *Nature*, 601(7894), E16-E16. <https://doi.org/10.1038/s41586-021-03709-7>

Lévêque, T., Capowiez, Y., Schreck, E., Mombo, S., Mazzia, C., Foucault, Y., & Dumat, C. (2015). Tarihsel metal(loid) kirliliğinin toprak solucanı toplulukları üzerindeki etkileri. *Science of The Total Environment*, 511, 738-746. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2014.11.101>

Luedtke, J. A., Chanson, J., Neam, K., Hobin, L., Maciel, A. O., Catenazzi, A., Borzée, A., Hamidy, A., Aowphol, A., Jean, A., Sosa-Bartuano, F., Fong G., de Silva, A., Fouquet, A., Angulo, A., Kidov, A. A., Muñoz Saravia, A., Diesmos, A. C., Tominaga, S., . . . Stuart, S. N. (2023). Dünyanın amfibileri için süregelen düşüşler in the face of emerging threats. *Nature*, 622(7982), 308-314. <https://doi.org/10.1038/s41586-023-06578-4>

Marei Viti, M., Gkimtsas, G., Liqueste, C., Dubois, G., Borg, J., Dalla Costa, S., Teller, A., Hauser, R., & Robuchon, M. (2024). AB 2030 Biyoçeşitlilik Stratejisinin ilerleme izleme araçlarının tanıtılması. *Ekolojik Göstergeler*, 164, 112147. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2024.112147>

Marlatt, V. L., Bayen, S., Castaneda-Cortes, D., Delbes, G., Grigorova, P., Langlois, V. S., Martyniuk, C. J., Metcalfe, C. D., Parent, L., Rwigemera, A., Thomson, P., & Van Der Kraak, G. (2022). Endokrin bozucu kimyasalların vahşi yaşam ve insanlarda üreme üzerindeki etkileri. *Environ Res*, 208, 112584. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2021.112584>

Martin, B. T., Jager, T., Nisbet, R. M., Preuss, T. G., Hammers-Wirtz, M., & Grimm, V. (2013). Ekotoksikolojik etkilerin bireylerden popülasyonlara ekstrapole edilmesi: Dinamik Enerji Bütçesi teorisi ve birey tabanlı modellemesine dayalı genel bir yaklaşım. *Ecotoxicology*, 22(3), 574-583. <https://doi.org/10.1007/s10646-013-1049-x>

Mastretta-Yanes, A., da Silva, J. M., Grueber, C. E., Castillo-Reina, L., Köppä, V., Forester, B. R., Funk, W. C., Heuertz, M., Ishihama, S., Jordan, R., Mergeay, J., Paz-Vinas, I., Rincon-Parra, V. J., Rodriguez-Morales, M. A., Arredondo-Amezcuca, L., Brahy, G., DeSaix, M., Durkee, L., Hamilton, A., . . . Hoban, S. (2024). Kunming-Montreal Küresel Biyoçeşitlilik Çerçevesi için genetik çeşitlilik göstergelerinin çok uluslu değerlendirmesi. *Ecology Letters*, 27(7), e14461. <https://doi.org/https://doi.org/10.1111/ele.14461>

Melvin, S. D., Buck, D. R., & Fabbro, L. D. (2016). Balıklarda hassas bir davranışsal sonuç olarak günlük aktivite modelleri: artırılmış kanalizasyona ve ölümcül olmayan bir PPCP karışımına kısa süreli maruziyetin etkisi. *Journal of Applied Toxicology*, 36(9), 1173-1182.

- Meng, J., & Wang, W.-X. (2023). Sahada kontamine olmuş istiridyede *Crassostrea hongkongensis*'te farklılaşma ve genetik çeşitliliğin azalması: Seçim imzalarının tanımlanması. *Environmental Pollution*, 333, 122101. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.envpol.2023.122101>
- Mentzel, S., Martínez-Megías, C., Grung, M., Rico, A., Tollefsen, K. E., Van den Brink, P. J., & Moe, S. J. (2024). Pestisitlerin Pirinç Tarlasındaki Sucul Topluluk Uç Noktaları Üzerindeki Riskini Tahmin Etmek İçin Bayes Ağı Modelinin Kullanılması-Güney Avrupa Vaka Çalışması. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 43(1), 182-196. <https://doi.org/https://doi.org/10.1002/etc.5755>
- Mirmonsef, H., Hornum, H. D., Jensen, J., & Holmstrup, M. (2017). Yaşlandırılmış bakır kontaminasyonunun toprak solucanlarının dağılımı, üreme ve koza çıkımı üzerindeki etkileri. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 135, 267-275. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2016.10.012>
- Morin, S., & Artigas, J. (2023). Sucul Mikrobiyal Ekotoksikolojide Ekosistem İşlevlerinde Yirmi Yıllık Araştırma. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 42(9), 1867-1888. <https://doi.org/https://doi.org/10.1002/etc.5708>
- Nienstedt, K. M., Brock, T. C. M., van Wensem, J., Montforts, M., Hart, A., , A., Alix, ., Boesten, J., Bopp, S. K., Brown, C., Capri, E., Forbes, V., Köpp, H., Liess, M., Luttk, R., Maltby, L., Sousa, J. P., Streissl, F., & Hardy, A. R. (2012). Pestisitlerin çevresel risk değerlendirmesi için özel koruma hedeflerinin türetilmesine yönelik ekosistem hizmetleri yaklaşımına dayalı bir çerçevenin geliştirilmesi. *Science of The Total Environment*, 415, 31-38. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2011.05.057>
- Nisbet, R. M., Muller, E. B., Lika, K., & Kooijman, S. A. L. M. (2000). Dinamik enerji bütçesi modelleri aracılığıyla moleküllerden ekosistemlere. *Journal of Animal Ecology*, 69(6), 913-926. <https://doi.org/https://doi.org/10.1111/j.1365-2656.2000.00448.x>
- Ogada, D., Virani, M. Z., Thiollay, J. M., Kendall, C. J., Thomsett, S., Odino, M., Kapila, S., Patel, T., Wairasho, P., Dunn, L., & Shaw, P. (2022). Kenya'nın yırtıcı kuş popülasyonlarında yaygın düşüşlerin kanıtı 40 yıllık bir dönem boyunca. *Biological Conservation*, 266, 109361. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.biocon.2021.109361>
- Oziolor, E. M., DeSchampelaere, K., Lyon, D., Nacci, D., & Poynton, H. (2020). Evrimsel toksikoloji - kimyasal düzenleme için bilgilendirici bir araç mı? *Çevresel Toksikoloji ve Kimya*, 39(2), 257.
- Park, D., Hempleman, S. C., & Propper, C. R. (2001). Endosülfana maruz kalma kırmızı benekli semelerde feromonal sistemleri bozar: çevresel kimyasalların ince etkileri için bir mekanizma. *Environmental Health Perspectives*, 109(7), 669-673. <https://doi.org/doi:10.1289/ehp.01109669>
- Park, R. A., Clough, J. S., & Wellman, M. C. (2008). AQUATOX: sucul ekosistemlerinde çevresel akıbet ve ekolojik etkilerinin modellenmesi. *Ecological Modelling*, 213(1), 1-15. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2008.01.015>
- Parmar, T. K., Rawtani, D., & Agrawal, Y. K. (2016). Biyoindikatörler: çevre kirliliğinin doğal göstergesi. *Frontiers in Life Science*, 9(2), 110-118. <https://doi.org/10.1080/21553769.2016.1162753>
- Partridge, C., Boettcher, A., & Jones, A. G. (2010). Sentetik östrojene kısa süreli maruz kalma çiftleşmeyi bozar dinamikleri içindea Pipefish. *Hormonlar ve Davranış*, 58(5), 800-807. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.yhbeh.2010.08.002>
- Pereira, G. C., Andrade, L. P., Espíndola, R. P., & Ebecken, N. F. F. (2019). Ekolojik ağ simülasyonu bulanık ekotoksikolojik kurallar. *Ekolojik Modelleme*, 409, 108733. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2019.108733>
- Pereira, H. M., Ferrier, S., Walters, M., Geller, G. N., Jongman, R. H. G., Scholes, R. ., Bruford, M. W., Brummitt, N., Butchart, S. H. M., Cardoso, A. C., Coops, N. C., Dulloo, E., Faith, D. P., Freyhof, J., Gregory, R. D., Heip, C., Höft, R., Hurtt, G., Jetz, W.,.....Wegmann, M. (2013). Temel Biyoçeşitlilik Değişkenleri. *Science*, 339(6117), 277-278. <https://doi.org/doi:10.1126/science.1229931>

- Persson, S., & Magnusson, U. (2015). İsveç'teki yabancı erkek vizonlarda (Neovison vison) çevresel kirlenmeler ve üreme sistemindeki değişiklikler. *Chemosphere*, 120, 237-245. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2014.07.009>
- Peters, K., Bundschuh, M., & Schäfer, R. B. (2013). Toksik maddelerin tatlı su ekosistemi üzerindeki etkilerinin gözden geçirilmesi fonksiyonlar. *Çevresel Kirlilik*, 180, 324-329. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.envpol.2013.05.025>
- Peterson, E. K., & Schulte, B. A. (2016). Kunduzlar ve Su Samurları Üzerindeki Etkileri ve Ekosistem Sonuçları. *Journal of Contemporary Water Research & Education*, 157(1), 33-45. <https://doi.org/https://doi.org/10.1111/j.1936-704X.2016.03212.x>
- Phillips, B. B., Bullock, J. M., Gaston, K. J., Hudson-Edwards, K. A., Bamford, M., Cruse, D., Dicks, L. V., Falagan, C., Wallace, C., & Osborne, J. L. (2021). Çoklu kirlenmelerin yol kenarlarındaki polinatör aktivitesi üzerindeki etkileri. *Journal of Applied Ecology*, 58(5), 1017-1029. <https://doi.org/https://doi.org/10.1111/1365-2664.13844>
- Pilotto, F., Kühn, I., Adrian, R., Alber, R., Alignier, A., Andrews, C., Bäck, J., Barbaro, L., Beaumont, D., Beenaerts, N., Benham, S., Boukal, D. S., Bretagnolle, V., Camatti, E., Canullo, R., Cardoso, P. G., Ens, B. J., Everaert, G., Evtimova, V., Haase, P. (2020). Çok yıllık biyoçeşitlilik trendlerinin meta-analizi Avrupa'da. *Nature Communications*, 11(1), 3486. <https://doi.org/10.1038/s41467-020-17171-y>
- Pollesch, N. L., Flynn, K. M., Kadlec, S. M., Swintek, J. A., Raimondo, S., & Etersson, M. A. (2022). Ekotoksikoloji için integral projeksiyon modellerinin geliştirilmesi. *Ecological Modelling*, 464, 109813. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2021.109813>
- Posthuma, L., & de Zwart, D. (2006). Toksik madde karışımlarının öngörülen etkileri, Ohio, ABD nehirlerindeki balık türü topluluklarında meydana değişikliklerle doğrulanmaktadır. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 25(4), 1094-1105. <https://doi.org/https://doi.org/10.1897/05-305R.1>
- Posthuma, L., Suter II, G. W., & Traas, T. P. (2001). Ekotoksikolojide türlerin duyarlılık dağılımları.
- Posthuma, L., Zijp, M. C., De Zwart, D., Van de Meent, D., Globovnik, L., Koprivsek, M., Focks, A., Van Gils, J., & Birk, S. (2020). Kimyasal kirlilik, Avrupa yüzey sularının ekolojik durumuna sınırlamalar getirmektedir. *Scientific Reports*, 10(1), 14825. <https://doi.org/10.1038/s41598-020-71537-2>
- Prakash, S., Estreguil, C., Neuville, A., Chinchio, E., & Baccaro, M. (2023). Biyoçeşitlilik ve sağlık.
- Prosnier, L., Loreau, M., & Hulot, F. D. (2015). Bakırın fitoplankton-zooplankton etkileşimleri üzerindeki doğrudan ve dolaylı etkilerinin modellenmesi. *Aquatic Toxicology*, 162, 73-81. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.aquatox.2015.03.003>
- Qi, Y., Li, J., Guan, X., Yan, B., Fu, G., He, J., Du, L., Zhao, C., & Zhang, D. (2020). Herbisitlerin hedef dışı bitki tür çeşitliliği ve kuzey Çin'deki nadir alanlarının topluluk kompozisyonu üzerindeki etkileri. *Scientific Reports*, 10(1), 9967. <https://doi.org/10.1038/s41598-020-67025-2>
- Railsback, S. F., & Harvey, B. C. (2002). Birey temelli bir model kullanarak habitat seçim kurallarının analizi. *Ecology*, 83(7), 1817-1830.
- Rämö, R. A., van den Brink, P. J., Ruepert, C., Castillo, L. E., & Gunnarsson, J. S. (2018). PERPEST, SSD ve msPAF modelleri kullanılarak Madre de Dios Nehri, Kosta Rika'da pestisitlerin çevresel risk değerlendirmesi [Makale]. *Çevre Bilimi ve Kirlilik Araştırmaları*, 25(14), 13254-13269. <https://doi.org/10.1007/s11356-016-7375-9>
- Reeg, J., Heine, S., Mihan, C., McGee, S., Preuss, T. G., & Jeltsch, F. (2018). Bir bitki topluluğu üzerindeki herbisit etkilerinin simülasyonu: IBC-grass bitki topluluğu modelinin model tahminlerinin ampirik verilerle karşılaştırılması. *Avrupa Çevre Bilimleri*, 30, 1-16.
- Reeg, J., Heine, S., Mihan, C., McGee, S., Preuss, T. G., & Jeltsch, F. (2020). Bitki topluluğu modeli IBC-grass için grafiksel bir kullanıcı arayüzü. *PLoS One*, 15(3).

- Reeg, J., Schad, T., Preuss, T. G., Solga, A., Körner, K., Mihan, C., & Jeltsch, F. (2017). Herbisitlerin hedef dışı otlak toplulukları üzerindeki doğrudan ve dolaylı etkilerinin modellenmesi. *Ecological Modelling*, 348, 44-55. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2017.01.010>
- Relyea, R. A. (2012). Roundup'ın amfibiler üzerindeki yeni etkileri: yırtıcılar herbisit ölümlerini azaltıyor; herbisitler yırtıcı karşıtı morfolojiyi tetikliyor. *Ecol Appl*, 22(2), 634-647. <https://doi.org/10.1890/11-0189.1>
- Relyea, R. A., & Edwards, K. (2010). Sizi Öldürmeyen Şey Sizi Halsizleştirir: Sublethal Pestisitler Predatör-Av Etkileşimlerini Nasıl Değiştirir? *Copeia*, 2010(4), 558-567. <http://www.jstor.org/stable/40962952>
- Ribeiro, R., & Lopes, I. (2013). Kirlenici kaynaklı genetik erozyon ve alel kaybı, popülasyon büyüme hızında azalma ve gelecekteki stres faktörlerine karşı artan duyarlılık üzerine ilişkili hipotezler: bir deneme. *Ekotoksikoloji*, 22, 889-899. https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pmc/articles/PMC3709082/pdf/10646_2013_Article_1070.pdf
- Richard, F.-J., Southern, I., Gigauri, M., Bellini, G., Rojas, O., & Runde, A. (2021). Dokuz kirlenici ve bunların kuş toplulukları üzerindeki etkileri hakkında uyarı. *Global Ecology and Conservation*, 32, e01898. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.gecco.2021.e01898>
- Richir, J., Luy, N., Lepoint, G., Rozet, E., Alvera Azcarate, A., & Gobert, S. (2013). Deniz çayırı Posidonia oceanica (L.) Delile'nin 15 eser elemente deneysel in situ maruziyeti. *Aquatic Toxicology*, 140-141, 157-173. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.aquatox.2013.05.018>
- Ritter, C. D., Faurby, S., Bennett, D. J., Naka, L. N., ter Steege, H., Zizka, A., Haenel, Q., Nilsson, R. H., & Antonelli, A. (2019). Biyoçeşitlilik vekillerinin tuzakları: Amazonya'da kuşların, ağaçların ve az çalışılmış çeşitliliğin zenginlik modellerindeki farklılıklar. *Scientific Reports*, 9(1), 19205. <https://doi.org/10.1038/s41598-019-55490-3>
- Rivetti, C., Houghton, J., Basili, D., Hodges, G., & Campos, B. (2023). Genlerden Yollara Tür Koruma Analizi: Türler Arasında Biyolojik Yolların ve Süreçlerin Korunmasının Araştırılmasını Sağlamak. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 42(5), 1152-1166. <https://doi.org/https://doi.org/10.1002/etc.5600>
- Roswell, M., Dushoff, J., & Winfree, R. (2021). Tür çeşitliliğini ölçmek için kavramsal bir rehber. *Oikos*, 130(3), 321-338. <https://doi.org/https://doi.org/10.1111/oik.07202>
- Rubach, M. N., Ashauer, R., Buchwalter, D. B., De Lange, H., Hamer, M., Preuss, T. G., Töpke, K., & Maund, S. J. (2011a). Ekotoksikolojide özelliklere dayalı değerlendirme için çerçeve. *Integrated Environmental Assessment and Management*, 7(2), 172-186. <https://doi.org/https://doi.org/10.1002/ieam.105>
- Rubach, M. N., Ashauer, R., Buchwalter, D. B., De Lange, H. J., Hamer, M., Preuss, T. G., Töpke, K., & Maund, S. J. (2011b). Ekotoksikolojide özelliklere dayalı değerlendirme için çerçeve. *Integrated Environmental Assessment and Management*, 7(2), 172-186.
- Rumschlag, S. L., Mahon, M. B., Hoverman, J. T., Raffel, T. ., Carrick, H. J., Hudson, P. J., & Rohr, J. . (2020). Pestisitlerin tatlı su sistemlerinde topluluk yapısı ve ekosistem işlevi üzerindeki tutarlı etkileri. *Nature Communications*, 11(1), 6333. <https://doi.org/10.1038/s41467-020-20192-2>
- Russo, D., & Cistrone, L. (2023). IUCN Tehdit Altındaki Türlerin Kırmızı Listesi 2023: e.T215482954A211021391. <https://doi.org/10.2305/IUCN.UK.2023-1.RLTS.T215482954A211021391.en>
- Ryser, P., & Sauder, W. R. (2006). Ağır metalle kirlenmiş toprağın Hieracium piloselloides'in büyümesi, fenolojisi ve biyokütle devri üzerindeki etkileri. *Environmental Pollution*, 140(1), 52-61. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.envpol.2005.06.026>
- Saaristo, M., Brodin, T., Balshine, S., Bertram, M. G., Brooks, B. W., Ehlman, S. M., McCallum, . S., Sih, A., Sundin, J., & Wong, B. . (2018). Kimyasal kirlenicilerin doğrudan ve dolaylı etkileri

vahşi yaşamın davranışı, ekolojisi ve evrimi. *Proceedings of the Royal Society B*, 285(1885), 20181297. <https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pmc/articles/PMC6125903/pdf/rspb20181297.pdf>

Salice, C. J., Rowe, C. L., & Eisenreich, K. M. (2014). Bütünleştirici demografik modelleme, PCB toksisitesinin yavru kaplumbağalar üzerindeki popülasyon düzeyindeki etkilerini ortaya koymaktadır. *Environmental Pollution*, 184, 154-160. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.envpol.2013.08.031>

Sánchez-Bayo, F., & Wyckhuys, K. A. G. (2019). Entomofaunanın dünya çapında : Etkenleri üzerine bir inceleme. *Biological Conservation*, 232, 8-27. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.biocon.2019.01.020>

Schmolke, A., Thorbek, P., Chapman, P., & Grimm, V. (2010). Ekolojik modeller ve pestisit risk değerlendirmesi: güncel modelleme uygulamaları. *Environ Toxicol Chem*, 29(4), 1006-1012. <https://doi.org/10.1002/etc.120>

Schumann, P. G., Chang, D. T., Mayasich, S. A., Vliet, S. M. F., Brown, T. N., & LaLone, C. A. (2024). Kimyasal etkilere karşı türlerin duyarlılığının tahminlerini desteklemek için türler arası moleküler yerleştirme yöntemi. *Computational Toxicology*, 30, 100319. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.comtox.2024.100319>

Sherborne, N., Galic, N., & Ashauer, R. (2020). Kimyasalların çevresel risk değerlendirmesi için sublethal etki modellemesi: Problem tanımı, model varyantları, uygulama ve zorluklar. *Science of The Total Environment*, 745, 141027. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.141027>

Sim, J. X. F., Drigo, B., Doolette, C. L., Vasileiadis, S., Donner, E., Karpouzas, D. G., & Lombi, E. (2023). Tekrarlanan fipronil, propyzamide ve flutriafol uygulamaları toprak mikrobiyal fonksiyonlarını ve topluluk kompozisyonunu etkiler: Laboratuvardan sahaya bir değerlendirme. *Chemosphere*, 331, 138850. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2023.138850>

Simonin, M., Rocca, J. D., Gerson, J. R., Moore, E., Brooks, A. C., Czaplicki, L., Ross, M. R. V., Fierer, N., Craine, J. M., & Bernhardt, E. S. (2021). Yüzey kömür madenciliğinden etkilenen nehirlerdeki farklı yaşam alanlarında sucul tutarlı düşüşler. *Ecological Applications*, 31(6), e02389. <https://doi.org/https://doi.org/10.1002/eap.2389>

Singer, A., Nickisch, D., & Gergs, A. (2023). Toksik maddelere maruz kalan birden fazla tür için ortak hayatta kalma modellemesi. *Science of The Total Environment*, 857, 159266. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.159266>

Sonne, C., Leifsson, P. S., Dietz, R., Born, E. W., Letcher, R. J., Hyldstrup, L., Riget, F. F., Kirkegaard, M., & Muir, D. C. G. (2006). Ksenoendokrin Kirleticiler Doğu Grönland Kutup Ayılarında (*Ursus maritimus*) Cinsel Organların Boyutunu Azaltabilir. *Environmental Science & Technology*, 40(18), 5668-5674. <https://doi.org/10.1021/es060836n>

Stevenson, L. M., Muller, E. B., Nacci, D., Clark, B. W., Whitehead, A., & Nisbet, R. M. (2023). Suborganizmal Verilerin Biyoenerjetik Süreçlere Bağlanması: Dioksin Benzeri Bir Bileşiğe Maruz Kalan Killifish Embriyoları. *Çevresel Toksikoloji ve Kimya*, 42(9), 2040-2053. <https://doi.org/https://doi.org/10.1002/etc.5680>

Stillman, R. A., & Goss-Custard, J. D. (2010). Kıyı kuşlarının birey temelli ekolojisi. *Biyolojik İncelemeler*, 85(3), 413-434.

Straub, L., Strobl, V., & Neumann, P. (2020). Ekotoksikolojiye evrimsel bir yaklaşım ihtiyacı. *Nature Ecology & Evolution*, 4(7), 895-895. <https://doi.org/10.1038/s41559-020-1194-6>

Sun, J., Khattak, W. A., Abbas, A., Nawaz, M., Hameed, R., Javed, Q., Bo, Y., Khan, K. A., & Du, D. (2023). Çevresel kirleticiler altında istilacı yabancı otların ekolojik uyumluluğu: Bir inceleme. *Çevresel ve Deneysel Botanik*, 215, 105492. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.envexp.2023.105492>

Švara, V., Michalski, S. G., Krauss, M., Schulze, T., Geuchen, S., Brack, W., & Luckenbach, T. (2022). Antropojenik kirliliğin arttığı nehirlerde tatlı su amfipodlarının genetik çeşitliliğinde azalma.

organik mikro kirleticiler. *Evrimsel uygulamalar*, 15(6), 976-991.
<https://doi.org/https://doi.org/10.1111/eva.13387>

Sylvester, F., Weichert, F. G., Lozano, V. L., Groh, K. J., Bálint, M., Baumann, ., Bässler, C., Brack, W., Brandl, B., Curtius, J., Dierkes, P., Döll, P., Ebersberger, I., Fragkostefanakis, S., Helfrich, E. J. N., Hickler, T., Johann, S., Jourdan, ., Klimpel, S., Hollert, H. (2023). Kimyasal kirliliğin daha iyi entegrasyonu araştırma, biyoçeşitlilik kaybını daha iyi anlamamızı sağlayacaktır. *Nature Ecology & Evolution*, 7(10), 1552-1555. <https://doi.org/10.1038/s41559-023-02117-6>

Tan, H., Martin, J. M., Alton, L. A., Lesku, J. A., & Wong, B. . (2023). Yaygın psikoaktif kirlenici gündüz dinlenmesini artırır ve balıklarda diurnal aktivite ritimlerini bozar. *Chemosphere*, 326, 138446.

Teixeira, J. C., & Huber, C. D. (2021). Koruma genetiğinde nötr genetik çeşitliliğin şişirilmiş önemi. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 118(10), e2015096118. <https://doi.org/doi:10.1073/pnas.2015096118>

Theodorakis, C. W. (2001). Biyoizleme ve risk değerlendirmesinde genotoksik ve popülasyon genetiği son noktalarının entegrasyonu. *Ecotoxicology*, 10(4), 245-256. <https://doi.org/Doi.10.1023/A:1016677629442>

Theodorakis, C. W. (2003). Sucul Organizmalarda Popülasyon Genetik Değişimleri ve Çevresel Kirlenme Arasındaki Nedenselliğin Belirlenmesi. *İnsan ve Ekolojik Risk Değerlendirmesi: An International Journal*, 9(1), 37-58. <https://doi.org/10.1080/713609851>

Theodorakis, C. W., Meyer, M.-A., Okay, O., Yakan, S. D., & Schramm, K.-W. (2024). Kirlenme, gen akışına genotipe bağlı bir bariyer görevi görerek Midyelerinde genetik erozyona ve ince taneli popülasyon alt bölümlerine İstanbul'un Boğazi'ndan neden olur. *Ecotoxicology*, 33(1), 47-65. <https://doi.org/10.1007/s10646-023-02725-9>

Thoré, E. S., Aulsebrook, A. E., Brand, J. A., Almeida, R. A., Brodin, T., & Bertram, M. G. (2024). Zaman çok önemlidir: Giderek kirlenen bir dünyada biyolojik ritimleri dikkate almanın önemi. *Plos Biology*, 22(1), e3002478.

Tlili, A., Berard, A., Blanck, H., Bouchez, A., Cássio, F., Eriksson, K. M., Morin, S., Montuelle, B., Navarro, E., Pascoal, C., Pesce, S., Schmitt-Jansen, M., & Behra, R. (2016). Kirliliğe bağlı topluluk toleransı (PICT): sucul sistemlerdeki kimyasalların ekolojik olarak ilgili bir risk değerlendirmesine doğru. *Freshwater Biology*, 61(12), 2141-2151. <https://doi.org/https://doi.org/10.1111/fwb.12558>

Tlili, A., Corcoll, N., Arrhenius, Å., Backhaus, T., Hollender, J., Creusot, N., Wagner, B., & Behra, R. (2020). Akarsu Biyofilmlerindeki Tolerans Örüntüleri Karmaşık Kimyasal Kirliliği Ekolojik Etkilere Bağlıyor. *Environmental Science & Technology*, 54(17), 10745-10753. <https://doi.org/10.1021/acs.est.0c02975>

Topping, C. J., Dalkvist, T., Forbes, V. E., Grimm, V., & Sibly, R. M. (2009). Ekotoksikolojide ajan tabanlı modellerin kullanım potansiyeli. *Ekotoksikoloji Modellemesi*, 205-235.

Topping, C. J., & Odderskær, P. (2004). Pestisitlerin gökkuşağı üzerindeki etkilerinin değerlendirilmesinde zamansal ve mekansal faktörlerin etkisinin modellenmesi. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 23(2), 509-520. <https://doi.org/https://doi.org/10.1897/02-524a>

Tuzun, N., & Stoks, R. (2017). Bir Pestisit Metamorföz Boyunca Dişi Yaşam Boyu Uygunluğu Üzerindeki Taşıyıcı Etkileri Yumurtadan Çıkma Fenolojisine Güçlü Bir Şekilde Bağlıdır: Yarı Doğal Koşullar Altında Boylamsal Bir Çalışma. *Environ Sci Technol*, 51(23), 13949-13956. <https://doi.org/10.1021/acs.est.7b04399>

Birleşmiş Milletler Çevre, U., *Biyolojik Çeşitlilik Sözleşmesi, Haziran 1992*. Erişim [adresini](https://wedocs.unep.org/20.500.11822/8340): <https://wedocs.unep.org/20.500.11822/8340>

van Dam, J. W., Negri, A. P., Uthicke, S., & Mueller, J. F. (2011). Mercan resiflerinde kimyasal kirlilik: maruziyet ve ekolojik etkiler.

Van den Berg, S. J. P., Rendal, C., Focks, A., Butler, E., Peeters, E. T. H. M., De Laender, F., & Van den Brink, P. J. (2020). Kimyasal stresin tatlı su omurgasızları üzerindeki potansiyel etkisi: Dağılım modellerine, biyolojik özelliklere ve kimyasal stresin tatlı su omurgasızları üzerindeki potansiyel etkisine dayalı kıtasal ve ulusal ölçekte bir duyarlılık değerlendirmesi.

akrabalık. *Bilim . Bu Toplam Çevre*, 731, 139150.
<https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.139150>

van den Brink, N. W., Jemec Kokalj, A., Silva, P. V., Lahive, E., Norrfors, K., Baccaro, M., Khodaparast, Z., Loureiro, S., Drobne, D., Cornelis, G., Loftis, S., Handy, R. ., Svendsen, C., Spurgeon, D., & van Gestel, C.

A. M. (2019). Omurgasız organizmalarda nanomalzemelerin alımını ve biyoakümülyasyonunu modellemek için araçlar ve kurallar [10.1039/C8EN01122B]. *Çevre Bilimi: Nano*, 6(7), 1985-2001.
<https://doi.org/10.1039/C8EN01122B>

Van den Brink, P. J., Alexander, A. C., Desrosiers, M., Goedkoop, W., Goethals, P. L., Liess, M., & Dyer, S. D. (2011). Biyolojik değerlendirme ve ekolojik risk değerlendirmesinde özelliklere dayalı yaklaşımlar: Güçlü yönler, zayıf yönler, fırsatlar ve tehditler. *Integrated Environmental Assessment and Management*, 7(2), 198-208.
<https://doi.org/https://doi.org/10.1002/ieam.109>

Van den Brink, P. J., Baird, D. J., Baveco, H., & Focks, A. (2013). Kimyasallar için ekolojik risk değerlendirme çerçevesini geliştirmek için özelliklere dayalı yaklaşımların ve eko(toksiko)lojik modellerin kullanımı. *Integrated Environmental Assessment and Management*, 9(3), e47-e57.
<https://doi.org/https://doi.org/10.1002/ieam.1443>

Van Straalen, N. M. (1993). Hayvanlarda ekotoksikolojik tepkilerin biyolojik çeşitliliği. *Hollanda Zooloji Dergisi*, 44(1-2), 112-129.

van Straalen, N. M., & Timmermans, M. J. (2002). Toksik stres altındaki popülasyonlarda genetik varyasyon: "genetik erozyon" hipotezinin bir değerlendirmesi. *İnsan ve Ekolojik Risk Değerlendirmesi*, 8(5), 983- 1002.

Violle, C., Navas, M. L., Vile, D., Kazakou, E., Fortunel, C., Hummel, I., & Garnier, E. (2007). Özellik kavramı işlevsel olsun! *Oikos*, 116(5), 882-892.

Vonk, J. A., & Kraak, M. H. (2020). Sucul birincil üreticiler için herbisit maruziyeti ve toksisitesi. *Çevresel Kirlenme ve Toksikoloji İncelemeleri Cilt 250*, 119-171.

Wagner, D. L. (2020). Antroposen'de Böcek Azalmaları. *Annual Review of Entomology*, 65(1), 457-480. <https://doi.org/10.1146/annurev-ento-011019-025151>

Wang, J., Nolte, T. M., Owen, S. F., Beaudouin, R., Hendriks, A. J., & Ragas, A. M. J. (2022). İlaçların Çevresel Risk Değerlendirmesi için Balıklar için Genelleştirilmiş Fizyolojik Tabanlı Kinetik Model. *Environmental Science & Technology*, 56(10), 6500-6510. <https://doi.org/10.1021/acs.est.1c08068>

Wang, M. (2013). Ev alanı dinamiklerinden popülasyon döngülerine: Pestisit risk değerlendirme için yaygın bir tarla faresi popülasyon modelinin doğrulanması ve gerçekçiliği. *Integrated Environmental Assessment and Management*, 9(2), 294-307. <https://doi.org/https://doi.org/10.1002/ieam.1377>

Weir, S. M., & Salice, C. J. (2021). Temsili bir balığı için kirlenmelerin popülasyon büyüme oranları ve yok olma olasılığı üzerindeki potansiyel toksik etkilerinin araştırılması. *Ekotoksikoloji*, 30, 175-186.

Yang, W., Ding, J., Wang, S., Yang, Y., Song, G., & Zhang, Y. (2020). Uzun süreli çevresel ağır metal kirliliği olan bölgelerde ağaç serçesi (*Passer montanus*) popülasyonunun genetik çeşitliliğindeki değişim. *Environmental Pollution*, 263, 114396. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.envpol.2020.114396>

Zhao, Q., Van den Brink, P. J., Carpentier, C., Wang, Y. X. G., Rodríguez-Sánchez, P., Xu, C., Vollbrecht, S., Gillissen, F., Vollebregt, M., Wang, S., & De Laender, F. (2019). Yatay ve dikey çeşitlilik, küçük ve büyük pertürbasyonlara karşı gıda ağı istikrarını birlikte şekillendirir. *Ecology Letters*, 22(7), 1152-1162.
<https://doi.org/https://doi.org/10.1111/ele.13282>

Zhou, Z., Li, X., Chen, L., Li, B., Wang, C., Guo, J., Shi, P., Yang, L., Liu, B., & Song, B. (2019). Dizel petrol sızıntısının intertidal bölgedeki makrobentik topluluklar üzerindeki etkileri: Yerinde bir mezozozmos deneyi. *Marine Environmental Research*, 152, 104823. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2019.104823>

Şekillerin listesi

Şekil 1 Biyoçeşitlilik kaybının ölçütlerini ve ölçüm türlerini gösteren grafiksel özet ekotoksikolojik etkilerin

Şekil 2 biyoçeşitlilik tanımlayıcısı, laboratuvarında ve bir gerçekleştirilen ekotoksikolojik test örnekleri Her bir EBV sınıfı için daha karmaşık sistemde . BioRender'da oluşturuldu

AB ile temasa geçmek

Şahsen

Avrupa Birliği'nin her yerinde yüzlerce Europe Direct merkezi bulunmaktadır. Size en yakın merkezin adresini online olarak bulabilirsiniz (european-union.europa.eu/contact-eu/meet-us_en).

Telefonda veya yazılı olarak

Europe Direct, Avrupa Birliği hakkındaki sorularınızı yanıtlayan bir hizmettir. Bu hizmetle iletişime geçebilirsiniz:

- ücretsiz telefonla: 00 800 6 7 8 9 10 11 (bazı operatörler bu aramalar için ücret talep edebilir),
- aşağıdaki standart numaradan ulaşabilirsiniz: +32 22999696,
- Aşağıdaki form aracılığıyla: european-union.europa.eu/contact-eu/write-us_en.

AB hakkında bilgi bulma

Çevrimiçi

Avrupa Birliği hakkında AB'nin tüm resmi dillerinde bilgi Europa web sitesinde (european-union.europa.eu) mevcuttur.

AB yayınları

AB yayınlarını op.europa.eu/en/publications adresinden görüntüleyebilir veya sipariş edebilirsiniz. Europe Direct veya yerel dokümantasyon merkezinizle (european-union.europa.eu/contact-eu/meet-us_en irtibata) geçerek ücretsiz yayınların birden fazla kopyasını temin edebilirsiniz.

AB hukuku ve ilgili belgeler

1951'den bu yana tüm resmi dillerdeki AB yasaları da dahil olmak üzere AB'nin yasal bilgilerine erişmek için EUR-Lex'e (eur-lex.europa.eu) gidin.

AB açık verileri

Data.europa.eu portalı AB kurum, kuruluş ve ajanslarının açık veri setlerine erişim sağlamaktadır. Bunlar hem ticari hem de ticari olmayan amaçlarla ücretsiz olarak indirilebilir ve yeniden kullanılabilir. Portal ayrıca Avrupa ülkelerinden çok sayıda veri setine erişim sağlamaktadır.

Science for policy

Ortak Araştırma Merkezi (JRC), toplumu olumlu yönde etkileyecek AB politikalarını destekleyen bağımsız, kanıta dayalı bilgi ve bilim sağlar



AB Bilim Merkezi

Joint-research-centre.ec.europa.eu



Publications Office
of the European Union