

İSTANBUL TEKNİK ÜNİVERSİTESİ ★ LİSANSÜSTÜ EĞİTİM ENSTİTÜSÜ

**TARIM KAYNAKLI PESTİSİTLERİN SWAT İLE HAVZA ÖLÇEĞİNDE
MODELLENMESİ**

DOKTORA TEZİ

Fatma Nihan DOĞAN

Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı

Çevre Bilimleri Mühendisliği ve Yönetimi Programı

HAZİRAN 2022

İSTANBUL TEKNİK ÜNİVERSİTESİ ★ LİSANSÜSTÜ EĞİTİM ENSTİTÜSÜ

**TARIM KAYNAKLI PESTİSİTLERİN SWAT İLE HAVZA ÖLÇEĞİNDE
MODELLENMESİ**

DOKTORA TEZİ

**Fatma Nihan DOĞAN
(501152702)**

Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı

Çevre Bilimleri Mühendisliği ve Yönetimi Programı

Tez Danışmanı: Doç. Dr. Mahmut Ekrem KARPUZCU

HAZİRAN 2022

İTÜ, Lisansüstü Eğitim Enstitüsü'nün 501152702 numaralı Doktora Öğrencisi Fatma Nihan DOĞAN ilgili yönetmeliklerin belirlediği gerekli tüm şartları yerine getirdikten sonra hazırladığı “Tarım Kaynaklı Pestitlerin SWAT ile Havza Ölçeğinde Modellenmesi” başlıklı tezini aşağıda imzaları olan jüri önünde başarı ile sunmuştur.

Tez Danışmanı : **Doç. Dr. Mahmut Ekrem KARPUZCU**

İstanbul Teknik Üniversitesi

Jüri Üyeleri : **Prof. Dr. İzzet ÖZTÜRK**
İstanbul Teknik Üniversitesi

Prof. Dr. Güleda ENGİN
Yıldız Teknik Üniversitesi

Prof. Dr. Mustafa Sait YAZGAN
İstanbul Teknik Üniversitesi

Prof. Dr. Meltem ÇELEN
Gebze Teknik Üniversitesi

Teslim Tarihi : 27 Mayıs 2022
Savunma Tarihi : 28 Haziran 2022



Oğlum Yusuf Ebrar ve kızım Afife Leyla'ya,



ÖNSÖZ

Doktora eğitimimin başında bilgisi, tecrübesi ve karakteriyle bana yol gösterici olan sevgili hocam Prof.Dr.Bilsen Beler BAYKAL'a, tez çalışmamın her aşamasında değerli fikir ve görüşleriyle beni yönlendiren ve destekleyen değerli jüri üyelerim Prof.Dr.Güleda ENGİN ve Prof.Dr.İzzet ÖZTÜRK'e teşekkürlerimi sunmayı bir borç bilirim.

Akademik gelişimime katkıda bulunan, tez çalışmama dair geri bildirimleriyle ufkumu açan, anlayış ve özverisiyle çalışmamı başarılı bir şekilde tamamlamamı sağlayan saygıdeğer hocam Doç.Dr.Mahmut Ekrem KARPUZCU'ya teşekkürlerimi sunmak isterim. Kendisinin değerli önerileri ve yol göstericiliği ile bu çalışmayı tamamlayabilmek mümkün olabildi.

Modelleme çalışmalarında benimle tecrübesini paylaşan değerli Gökhan CÜCELOĞLU'na ve yardımlarını esirgemeyen meslektaşlarım Halil ORUÇ, Matin SADDIQI ve Salim YAYKIRAN'a teşekkür ederim.

Uzun ve meşakatli doktora yolcuğumda bana sabır gösteren, takıldığım her anda yanımda olan, işlerimi kolaylaştırmak için bilgisini benimle paylaşan, her konuda desteğini esirgemeyen güzel insan sevgili eşim Mehmet DOĞAN'a, karşılıksız ve büyük sevgileri ile beni mutlu, huzurlu bir insan yapan sevgili annem Ayşe Cemile YILDIZ'a, babam Mustafa YILDIZ'a, kardeşim Hacer Betül YILDIZ'a ve akademisyenlikleri ile bana örnek olan abim Selim Baha YILDIZ ve eşi Zeynep ÇİPİLOĞLU YILDIZ'a sonsuz teşekkürlerimi sunarım.

Bu çalışma İstanbul Teknik Üniversitesi Bilimsel Araştırma Projeleri (Proje no: 40202) birimi tarafından desteklenmiştir. İTÜ BAP birimine sağlamış oldukları maddi imkânlardan dolayı teşekkür ederim. Ayrıca, doktora eğitim sürecimde burs desteği sağlayan Yüksek Öğretim Kurumu'na (100/2000 Öncelikli Alanlar- Sürdürülebilir ve Akıllı Şehirler) teşekkür ederim.

Mayıs 2022

Fatma Nihan DOĞAN
(Çevre Yüksek Mühendisi)



İÇİNDEKİLER

Sayfa

ÖNSÖZ.....	vii
İÇİNDEKİLER	ix
KISALTMALAR	xi
SEMBOLLER	xiii
ÇİZELGE LİSTESİ.....	xv
ŞEKİL LİSTESİ.....	xvii
ÖZET.....	xix
SUMMARY	xxi
1. GİRİŞ	1
1.1 Araştırma Konusunun Ortaya Çıkışı	1
1.2 Araştırmanın Amacı ve Kapsamı	3
1.3 Literatür Araştırması	4
1.3.1 Türkiye’deki su kaynaklarında pestisit çalışmaları.....	4
1.3.2 Karar destek sistemlerinin pestisit kirliliğinin yönetiminde kullanımı	8
1.3.3 En İyi Yönetim Uygulamalarının pestisit kirliliğinin kontrolünde yeri....	16
2. MATERYAL VE METOT	23
2.1 SWAT’ta Hidrolojik Modelleme.....	23
2.2 SWAT’ta Sediment Modellemesi	31
2.3 SWAT’ta Pestisit Modellemesi	32
2.4 Çalışma Alanı: Terkos Havzası.....	39
2.5 Model Kurulumu	42
2.6 Model Girdileri.....	43
2.7 Model Kalibrasyonu: SWAT-CUP ve SUFI-2 Algoritması	45
2.7.1 Kalibrasyon parametreleri ve hassasiyet analizi	46
2.7.2 Hidrolojik model kalibrasyonu ve validasyonu	46
2.7.3 Sediment kalibrasyonu	47
2.7.4 Performans ölçütleri ve amaç fonksiyonları	48
2.8 Pestisit Simülasyonu	49
2.8.1 Pestisit seçimi.....	50
2.8.2 Pestisit uygulama ve kullanım verileri.....	51
2.8.3 Pestisit özellikleri	53
2.8.4 Pestisit simülasyonlarının analizi.....	54
2.9 Çeltik Alanlarında Pestisit Taşınım ve Akıbeti.....	54
3. MODEL SONUÇLARI.....	57
3.1 Hidrolojik Model Kalibrasyonu, Validasyonu ve Belirsizlik Analizi.....	57
3.1.1 Arazi kullanım değişikliklerinin su bütçesine etkisi	61
3.2 Sediment Modellemesi	65
3.3 Pestisit Modellemesi	68
3.3.1 Kuru tarım alanlarında pestisit taşınım ve akıbeti	68
3.3.2 Çeltik alanlarında pestisit taşınım ve akıbeti	87

4. EN İYİ YÖNETİM UYGULAMALARI.....	93
4.1 En İyi Yönetim Uygulamalarının Seçimi	93
4.2 Filtre Şerit ve Kullanım Azaltımı Uygulaması.....	95
4.3 Kullanım Sonlandırılması ve Rezervuarda Etkisi	98
4.4 Yapay Sulak Alan Uygulaması	99
5. SÜRDÜRÜLEBİLİR VE AKILLI ŞEHİRLER KAPSAMINDA PESTİSİT YÖNETİMİ.....	105
6. SONUÇLAR	109
KAYNAKLAR.....	117
EKLER.....	127
ÖZGEÇMİŞ.....	131



KISALTMALAR

GIS	: Coğrafi Bilgi Sistemleri
HİB	: Hidrolojik İşlem Birimi
EİYU	: En İyi Yönetim Uygulamaları
EZY	: Entegre Zararlı Yönetimi
HRT	: Hidrolik Bekletme Süresi
İTU	: İyi Tarım Uygulamaları
LAI	: Yaprak Alan İndeksi
SCS-CN	: Soil Conservation Service-Eğri Numarası
SWAT	: Soil and Water Assessment Tool
SWAT-CUP	: SWAT Calibration and Uncertainty Programs
SUFI-2	: Sequential Uncertainty Fitting
VD	: Bitkilendirilmiş Kanal
UM	: Uygulama Miktarı
WSOL	: Sudaki Çözünürlüğü
YSA	: Yapay Sulak Alan



SEMBOLLER

EC₅₀	: Belirli bir maruz kalma süresinden sonra popülasyonun % 50'sinin bir yanıt sergilediği bir bileşiğin konsantrasyonu
K_{oc}	: Organik karbona göre normalize edilmiş toprak adsorpsiyon katsayısı
K_d	: Toprak adsorpsiyon katsayısı
k	: Reaksiyon hızı
LC₅₀	: Belirli bir maruz kalma süresinden sonra popülasyonun % 50'sinin öldüğü bir bileşiğin konsantrasyonu
n	: Manning pürüzlülük katsayısı
t_{1/2}	: Yarı ömür
C_e	: Çıkış konsantrasyonu
C_i	: Giriş konsantrasyonu



ÇİZELGE LİSTESİ

Sayfa

Çizelge 1.1	: İstanbul içme suyu havzalarında pestisit tüketimi ve yükü.	2
Çizelge 1.2	: Su ve sedimentte takip edilmesi önerilen öncelikli pestisitler.	7
Çizelge 1.3	: Çeşitli matematiksel modellerin pestisit modellemesi açısından kıyaslanması.	10
Çizelge 1.4	: Geometrik şekle göre EİYU'ların sınıflandırılması.	17
Çizelge 1.5	: Tarımsal EİYU'lara örnekler.....	18
Çizelge 2.1	: Çeşitli tarımsal uygulamalar için CN2 değerleri.....	25
Çizelge 2.2	: Toprak hidrolojik gruplarının sınıflandırılması.....	27
Çizelge 2.3	: Çeşitli arazi örtüleri için Manning pürüzlülük katsayısı.	28
Çizelge 2.4	: Toprak yapısına göre toprağın su tutma oranları.....	30
Çizelge 2.5	: Terkos Havzası arazi kullanım oranları.....	42
Çizelge 2.6	: SWAT modeli kurulumu için kullanılan veriler ve kaynakları.....	44
Çizelge 2.7	: Terkos Havzası arazi eğim sınıfları ve havza alanına oranları.....	45
Çizelge 2.8	: Hidrolojik model kalibrasyon başlangıç parametre aralıkları.	46
Çizelge 2.9	: Sediment kalibrasyonunda kullanılan parametreler.	48
Çizelge 2.10	: SWAT'ta kullanılan pestisit taşınımı ile ilgili bazı parametreler.....	50
Çizelge 2.11	: Çalışılan pestisitlere ait özellikler.	52
Çizelge 2.12	: Pestisit uygulama takvimi.	53
Çizelge 2.13	: Modellenen pestisitlere ait fizikokimyasal özellikler.....	54
Çizelge 2.14	: RICEWQ modeli kurulumu için gerekli girdiler.....	55
Çizelge 3.1	: Hidrolojik model kalibrasyonu ve hassasiyet analizi.	58
Çizelge 3.2	: Hidrolojik modelin kalibrasyon ve validasyon sonuçları.....	59
Çizelge 3.3	: Arazi kullanım değişikliği senaryoları.	61
Çizelge 3.4	: Arazi değişikliği senaryolarının referans senaryoya göre hidrolojik bileşenlere etkisi.	65
Çizelge 3.5	: Sediment kalibrasyonunda kullanılan parametreler ve hassasiyet analizi.....	66
Çizelge 3.6	: Gözlem ve simülasyon sediment sonuçlarının kıyaslanması.	66
Çizelge 3.7	: Alt havza 3 ve 4'te bulunan nehirlere giren ve çıkan sediment miktarı.	67
Çizelge 3.8	: Fenpropimorph için su ve sedimentte gözlem ve simülasyon sonuçlarının kıyaslanması.	70
Çizelge 3.9	: Chlorpyrifos için su ve sedimentte gözlem ve simülasyon sonuçlarının kıyaslanması.	70
Çizelge 3.10	: Fenpropimorph ve chlorpyrifos için uygulama zamanı ve yağış ilişkisi.....	73

Çizelge 3.11 : Yüzeysel akış ile nehre taşınan çözünmüş fenpropimorph miktarları ve kritik alt havzalar.	81
Çizelge 3.12 : Yüzeysel akış ile nehre taşınan sedimente tutunmuş fenpropimorph miktarları ve kritik alt havzalar.	82
Çizelge 3.13 : Yüzeysel akış ile nehre taşınan çözünmüş chlorpyrifos miktarları ve kritik alt havzalar.	83
Çizelge 3.14 : Yüzeysel akış ile nehre taşınan sedimente tutunmuş chlorpyrifos miktarları ve kritik alt havzalar.	84
Çizelge 3.15 : Suya giren pestisit akımları ve su kütlesi içerisindeki değişimleri.....	86
Çizelge 3.16 : Su kütlesi ve sediment tabakasındaki kütle dengesi.	87
Çizelge 3.17 : Yüzeysel akış ile nehre taşınan çözünmüş bentazon miktarları ve kritik alt havzalar.	90
Çizelge 3.18 : Çıkış akımında çözünmüş bentazon için simülasyon ve gözlem sonuçları (alt havza 3).	90
Çizelge 4.1 : Çeşitli filtre şerit uygulamalarının alt havzalardaki pestisit miktarına etkisi.	97
Çizelge 4.2 : Filtre şerit uygulanan alanların toplam tarım alanlarına oranı.	97
Çizelge 4.3 : Filtre şerit ve kullanım azaltılması uygulamasından önce ve sonra kritik alt havzalardaki pestisit miktarı.	98
Çizelge 4.4 : Kuru tarım alanlarındaki pestisitlerin arıtımı için yapay sulak tasarımı.	100
Çizelge 4.5 : Chlorpyrifos ve fenpropimorphun tasarlanan sulak alanda çıkış konsantrasyonları ve giderim verimleri.	101
Çizelge 4.6 : Çeltik tarlaları arasına yerleştirilecek bitkilendirilmiş kanallara ait özellikler.	102
Çizelge 4.7 : Bitkilendirilmiş kanallar için hesaplanan debi ve kanal içinde su akım hızı.	103
Çizelge 4.8 : Bitkilendirilmiş kanallarda bentazon giderim verimi.	103
Çizelge 4.9 : Bentazon için yapay sulak alanda giderim verimi ve çıkış konsantrasyonu.	104

ŞEKİL LİSTESİ

Sayfa

Şekil 2.1	: SWAT su döngüsü.....	24
Şekil 2.2	: SWAT arazi fazında pestisitlerin taşınımı ve dönüşümü.	32
Şekil 2.3	: SWAT su kütleleri ve nehirlerde pestisit kütle dengesi.	39
Şekil 2.4	: Terkos Havzası uzun yıllar yağış grafiği.	40
Şekil 2.5	: Terkos Havzası sınırları içerisinde bulunan önemli dereler ve köyler.	40
Şekil 2.6	: Terkos Havzası arazi kullanım haritası.	41
Şekil 2.7	: Çalışmada izlenen metodoloji.	43
Şekil 2.8	: Pestisit uygulama verisinin modele girilmesi.	49
Şekil 2.9	: Pestisit numune alma noktası, Ormanlı Köyü civarı.	51
Şekil 3.1	: Hidrolojik model hassasiyet analizi grafiksel gösterimi.	58
Şekil 3.2	: Kalibrasyon sonucu gözlem ve simülasyon sonuçlarının kıyaslanması.	59
Şekil 3.3	: Validasyon sonucu gözlem ve simülasyon sonuçlarının kıyaslanması.	60
Şekil 3.4	: Arazi kullanım değişikliği senaryolarının %'sel gösterimi.	61
Şekil 3.5	: Arazi kullanım değişikliği senaryolarının hidrolojik bileşenlere etkisi.	62
Şekil 3.6	: Sediment kalibrasyon noktası olan alt havza 5'te aylara göre sediment miktarı değişimi.	67
Şekil 3.7	: Alt havzalardaki sediment konsantrasyonu.	68
Şekil 3.8	: Alt havzalara göre sediment verimi ve yüzeysel akış değerlendirmesi.	68
Şekil 3.9	: Chlorpyrifos ve fenpropimorphun sudaki konsantrasyonları (simülasyon).	72
Şekil 3.10	: Fenpropimorph (a) ve chlorpyrifosun (b) nehir taban sedimentindeki konsantrasyonları (simülasyon).	75
Şekil 3.11	: Çıkış akımında bulunan çözünmüş ve sedimente tutunmuş halde chlorpyrifos (a) ve fenpropimorph (b) miktarları (simülasyon, alt havza 3).	76
Şekil 3.12	: Çıkış akımında çözünmüş (a) ve sedimente tutunmuş (b) halde bulunan yıllık toplam pestisit miktarları (alt havza 3, simülasyon). ..	77
Şekil 3.13	: Alt havza çıkışlarında çözünmüş chlorpyrifos konsantrasyonu (ng/L, simülasyon).	78
Şekil 3.14	: Alt havza çıkışlarında sedimente tutunmuş chlorpyrifos konsantrasyonu (ng/L, simülasyon).	78
Şekil 3.15	: Alt havza çıkışlarında çözünmüş fenpropimorph konsantrasyonu (ng/L, simülasyon).	79

Şekil 3.16 :	Alt havza çıkışlarında sedimente tutunmuş fenpropimorph konsantrasyonu (ng/L,simülasyon).	79
Şekil 3.17 :	Çıkış akımında bulunan çözünmüş bentazon miktarı (alt havza 3, simülasyon).	88
Şekil 3.18 :	Nehir çıkış akımında bulunan çözünmüş bentazon konsantrasyonu (alt havza 3, simülasyon).	89
Şekil 3.19 :	Çeltik tarımı yapılan alt havzalarda çözünmüş bentazon konsantrasyonu.	89
Şekil 3.20 :	Çeltik tavalardaki suda, sedimentte ve bitki üzerinde bulunan bentazon miktarı (RICEWQ, simülasyon).	91
Şekil 4.1 :	Çeltik alanları için tasarlanan bitkilendirilmiş kanallar ve yapay sulak alanın harita üzerinde gösterimi.	95
Şekil 4.2 :	Çeşitli filtre şerit genişliklerinde havzadan gelen pestisit miktarlarının değişimi (alt havza 3).	96
Şekil 4.3 :	Terkos Gölü rezervuarında sudaki pestisitlerin konsantrasyon değişimi.	99
Şekil 4.4 :	Farklı hidrolik bekletme sürelerinde chlorpyrifos ve fenpropimorph için giderim verimleri.	101
Şekil 4.5 :	Çeşitli hidrolik bekleme sürelerinde yapay sulak alanda bentazon giderim verimleri.	104
Şekil 5.1 :	Pestisit kullanımının kayıt altına alınması için izlenecek metot ve kurumlar arası işbirliği için öneriler.	107
Şekil A.1 :	Terkos Havzası Balaban Köyü civarı (2019 Mayıs).	130
Şekil A.2 :	Ormanlı Köyü civarı, çeltik tarlaları.	130
Şekil B.1 :	RICEWQ modelinin şematik gösterimi.	131

TARIM KAYNAKLI PESTİSİTLERİN SWAT İLE HAVZA ÖLÇEĞİNDE MODELLENMESİ

ÖZET

Tarımsal kaynaklı yayılı kirleticiler özellikle tarım ilaçları, kontrolsüz ve aşırı kullanımlarından ötürü su kaynakları, doğa, insan ve diğer canlılar için tehlike oluşturmaktadır. Nüfus artışları ile birlikte tarım alanlarından maksimum verim alabilmek amacıyla gübre ve pestisitlerin kullanımı kaçınılmaz olmuştur. Piyasada farklı etken maddeli birçok pestisit çeşidinin olması ve bu pestisitlerin herhangi bir sınırlama olmaksızın satın alınıp kullanılabilir olması çevre için en büyük riski oluşturmaktadır. Bu çalışmada, İstanbul'da tarımsal faaliyetlerin yoğun yapıldığı Terkos Havzası ve drenaj alanındaki pestisit kirliliği karar destek sistemleri ile değerlendirilmiş, bu kirliliğin kontrolü ve giderimi için uygulanacak yöntemler belirlenmiştir.

Terkos Havzası, İstanbul için en önemli ve görece en temiz içme suyu kaynaklarından. Diğer İstanbul havzalarına göre Terkos Havzası, yoğun orman alanları ve az şehirleşmesi ile daha bakir alanlara sahiptir. Fakat havzadaki Terkos Gölü rezervuarı ve gölü besleyen nehir ağlarının çok yakınında tarımsal faaliyetlerin yapılması, tarım alanlarından nehre ve dolayısıyla rezervuara pestisit taşınımına yol açmaktadır. Pestisit endüstrisinin gelişmesiyle, bitki zararlılarına karşı çok çeşitli yeni ilaçların üretilip kullanılması su kaynaklarındaki pestisit kirliliğinin kontrolünü zorlaştırmaktadır. Ayrıca şu an kullanımı yasak fakat geçmişte kullanılmış, tarım alanlarında depolanan bozunmaya karşı dirençli pestisitler de su kaynakları için büyük risk oluşturmaktadır. Tarımsal sürdürülebilirliği sağlayacak şekilde tarım ilaçlarının kullanımın kontrol altına alınması sadece su kaynaklarını korumak için değil gıdalardaki kalıntı pestisit miktarını azaltarak gıda güvenliğini sağlamak, sucul ekosistemin iyileştirmek ve insan sağlığına yönelik tehditlerin azaltmak için de gereklidir.

Türkiye, Bütünleşik Havza Yönetimi anlayışını benimsemiş olup bu anlayış tarımsal kaynaklı kirleticilerin kontrolünü ve yönetimini içermektedir. Bu amaçla havza bazlı pestisit kullanımının ilk aşamasından su kaynaklarına ulaşana kadar tüm aşamalarında pestisit kirliliğinin yönetimine dair stratejiler geliştirilmelidir. Tarım ilaçlarının aşırı ve gereksiz kullanımını engelleyecek Entegre Pestisit Yönetimi, Zararlılarla Entegre Mücadele, Entegre Ürün Yönetimi, İyi Tarım Uygulamaları gibi yöntemlerin uygulanması pestisit kirliliğini kaynağında önlemeye yönelik faaliyetlerdir. Kullanılması muhtemel pestisitlerin izleme çalışmaları ile tespitinin yapılması ve bu kirleticilerin su ortamına ulaşana kadar uğradıkları dönüşümler ve izledikleri yolların karar destek sistemleri ile belirlenmesi ve En İyi Yönetim Uygulamaları (EİYU) olarak adlandırılan doğal arıtma yöntemleri ile pestisit kirliliğinin su kaynaklarına ulaşmadan kontrolünde önemli adımlardır.

Bu çalışmanın amacı, Terkos Havzası'nda tarımsal kaynaklı pestisitlerin su kaynaklarına etkisini tespit edebilmek, mevcut arazi kullanım şartlarında nasıl bir yol

izlediklerini ve çevreye etkilerini bir karar destek sistemi olan SWAT (Soil Water Assessment Tool) modeli ile değerlendirmektedir. Bu amaçla, öncelikle SWAT modeli yardımı ile havzanın su dengesi oluşturulmuş, hidrolojik modellemesi yapılmıştır. Hidrolojik modellemede havzaya ait topografik, arazi kullanımı ve iklimsel verilerin kullanılmasıyla havzanın su bütçesini çıkarılmış ve suyun havzadaki çevrimi tespit edilmiştir. Hidrolojik modelleme, daha sonraki taşınım ve su kalitesi modellemesi için bir altlık görevi görmektedir. Hidrolojik modelin kalibrasyonu ve validasyonu sonunda, sediment ve pestisit taşınım ve akıbeti modellemesi gerçekleştirilmiştir. Pestisit taşınım ve akıbeti modelinin kalibrasyonu için havzadaki çeltik ve kuru tarımın yoğun olarak yapıldığı Karamandere'den numuneler alınmıştır. Pestisit modellemesi sonucunda, havzadaki kritik alanlar belirlenerek, bu bölgelere pestisit yükünü azaltmak amacıyla EİYU'lar eklenmiştir. EİYU'lar ile birlikte havzadaki pestisit kirliliğinin yönetimine dair yapılması gerekenler belirlenmiştir. Havzaya yapılan saha gezilerinde uzun yıllardır havzada tarım yapan çiftçiler, zirai bayiler ve kalkınma kooperatifleri ile görüşülmüş, çeltik ve kuru tarım hakkında bilgiler edinilmiştir. Havzadaki durum su kaynakları, tarımsal faaliyet, orman habitatı, toprak korunumu, sosyal-ekonomik boyutuyla birlikte ele alınarak havzanın geleceğine dair görüş ve önerilerde bulunulmuştur.

MODELING AGRICULTURAL PESTICIDE POLLUTION BY SWAT MODEL

SUMMARY

Watersheds face many challenges with respect to intense agricultural activity, excess nutrient and pesticide use. Pesticides in the agricultural lands and water sources can lead to unintended consequences in sustainable water management. Pesticides have become indispensable for modern agriculture to sustain production in sufficient quantity and quality. Uncontrolled and excessive pesticide use poses serious danger for human health, natural sources and the environment. In order to sustain efficient pesticide pollution control, it is necessary to keep track of pesticide use and consumption data, to determine pesticide fate and transport mechanisms in the environment after application, and to conduct pesticide monitoring in surface waters prone to contamination by agricultural sources. Decision support systems such as water quality models capable of modelling pesticide fate and transport are important tools to evaluate alternative control methods and Best Management Practices (BMPs) in agricultural watersheds.

The demand for higher yields from croplands will consequently increase pressure to apply more pesticide likely resulting in more occurrence of pollution in the agricultural watersheds. Pesticides are most frequently detected within the streams in agriculture lands. Many obsolescent and broad-cast current used pesticide types are in the surface waters of Turkey. The pesticide contamination is a threat for the surface waters, also effects groundwater, soil and biota. Downstream transportation of the persistent pesticides poses a risk to even unpolluted waters and bed sediments. Water pollution and safe drinking water supply associated with pesticide loadings and sedimentation requires effective management strategies and policies in these watersheds. Therefore, it is important to analyze spatially and temporally fate of chemicals in the agricultural lands and their effects on water sources in order to have better management practices.

Hydrological models are increasingly used for this purpose to understand and identify detrimental effects of excess pesticide usage and critical source areas for agricultural pollution. SWAT (Soil and Water Assessment Tool) was used in this study to simulate pesticide fate and transport for achieving water safety and sustainable agricultural practices. Research in development of SWAT and associated tools shows that SWAT has particular strengths in simulating agricultural pollution at watershed scale, however, well parametrization and calibration of streamflow is necessary for more accurate simulations of sediment and pesticide loadings. The ability of SWAT in simulating flow has been demonstrated with generally successful results, while model performance for pesticide and sediment is not considered as satisfactory as flow simulations. The lack of studies in calibration and validation of sediment and pesticide is primarily due to scarcity of long-term, in-situ, high resolution datasets/monitoring. Moreover, it is important to perform uncertainty analysis given the uncertainties

inherent in the hydrological model. A complete uncertainty analysis takes into account of all kind of uncertainties or errors caused by input data, measured data, conceptual model and model parameters. SUFI-2 algorithm is one such technique that is able to perform a combined calibration and uncertainty analysis. SWAT-CUP provides SUFI-2 algorithm which has high efficiency in achieving good prediction uncertainty ranges in the sense of a reasonable coverage of data points by the prediction.

Sediment modeling is also a controversial issue for water quality modeling. Sediment measurements are generally performed with point-in-time grab samples, and likely do not accurately represent the sediment amount that is present in the entire stream channel. The small shifts in timing and space in sediment measurements may cause large uncertainties in model results. Sediment amounts and erodibility of field/river are critical factors for sediment-related pesticide modeling/simulations. Pesticide fate and transport studies must incorporate soil erosion and sediment transport modeling. Especially, stormwater events lead to seepage of soils and sediments, resulting in the movement of pesticides in these compartments through the water courses.

In this study, Terkos Basin in Istanbul was selected as the study area to simulate the fate and transport of pesticides and apply Best Management Practices for the mitigation of pesticide pollution. Terkos Basin is an urban agricultural and forested watershed affected by poor land management, residential development, high agricultural activity. Agricultural activity in the basin largely depends on rainfed agriculture. Besides that, rice paddies especially near the Ormanlı Village is a major source for excess pesticide use. Evaluation of pollutant transport via surface runoff from agricultural lands and pesticide amounts in rice paddy waters are critical to protect Terkos Lake and its environment. Terkos Lake located in the watershed is one of the main reservoirs used for the supply of the drinking water in Istanbul. All stream networks within the watershed ends up in the Terkos Lake. Although the water resources in Terkos Basin are highly important for Istanbul, there are limited studies have investigated the effects of pesticide pollution in this area.

Terkos Basin is located in the north-western part of Istanbul, Turkey. The drainage area of the watershed is about 639 km², and the dominant land use is forests with broad leaved/coniferous/mixed type. Terkos Lake, one of the main drinking water reservoirs of the city, is located in the downstream part of the watershed. Maximum water capacity of the reservoir is 162.3 million m³ per year. Elevations in the catchment range from 0 to 400 m and do not have high hilly terrain. Nearly half of the watershed area has a slope of less than 12%. The annual average rainfall is 135 mm which mostly falls during December. The average annual temperature is 17°C (varying from 5°C to 23°C). The dominant type of soil in the study area is Chromic Luvisols according to the FAO Soil Map. The Terkos River drainage network is intensively contaminated by agricultural activities especially in the southern part of the watershed.

ArcSWAT 2012 version by Texas A&M University was used for this study. SWAT discretizes a river basin into smaller sub-basins, and then each sub-basin is divided into hydrological response units (HRUs) with the unique combinations of land use, soil and surface slope. The watershed was delineated into sub-basins based on the DEM data. For the generation of the HRUs, the slope classes were arranged in four ranges (0%–6%, 6%–12%, 12%–20% and >20%). The SCS curve number method, variable storage, and Penman-Monteith method were selected to simulate rainfall-runoff, channel routing and evapotranspiration processes, respectively. The simulation

period was from 2002 to 2013 for the hydrological calibration and 2014 to 2020 was selected as hydrological model validation. Hydrological models with sufficient flow calibration process can form an appropriate way to provide spatiotemporal assessment of sediment and pesticide transport. Chlorpyrifos and fenpropimorph were selected for dryland agricultural areas, bentazone was used for modelling in paddy fields. To improve simulation results and reduce the uncertainty in the model, management practices (tillage operations, planting and harvesting dates, pesticide application amount and dating) within the watershed were characterized. Information about management practices was gained from local farmers and local guide books. SWAT has challenges simulating rice paddy fields because of paddy fields' characteristics. Hydrology (drainage, overflow, evaporation etc.) and irrigation practices (wet-dry cycles) unique to paddylands confined SWAT model when compared to other croplands. Thereby, a field scale model 'RICEWQ' was used for the simulation of paddy fields. Water and sediment samples were collected from main river of watershed 'Karamandere River' near Ormanlı Village. Outputs of pesticide modeling include monthly pesticide loadings from field to river and transformation mechanism in river-sediment compartment. Critical areas prone to high pesticide concentration was identified via SWAT to apply Best Management Practices. BMPs are offered to find ecological solutions to the problems of the watershed in rural settlements in megacity Istanbul. Filter strips, reduction in use, vegetated ditches and constructed wetlands are used for the pesticide pollution control. The significant reductions are observed at pesticide amounts in water sources of Terkos Basin.

The outcomes of this study will be useful in management of pesticide pollution in agricultural watersheds. Assessment of SWAT model with a whole perspective (mass balance changes, transport and transformation mechanism in water, field -surface water relations) in terms of pesticide fate and transport is a significant contribution to the modelling literature. Despite the uncertainties related with field data deficiency, SWAT has a high potential in basin scale assessments.



1. GİRİŞ

1.1 Araştırma Konusunun Ortaya Çıkışı

Tarımsal faaliyetlerin çevre kirliliğine etkisi bilim dünyasında tartışılan ve yoğun şekilde araştırılan bir konudur. Globalleşme, yerel ürünlerin dış pazarlara açılmasına bunun sonucunda mevcut tarım alanlarından daha fazla verim alınmasına yol açmıştır. Hızla artan dünya nüfusu ile birlikte, tarımsal üretimden maksimum fayda sağlayabilmek amacıyla tarım alanlarında gübre ve zirai ilaçların kullanımı kaçınılmaz olmuştur. Modern kimya endüstrisinin de gelişimiyle beraber, tarımda ürün kalitesi ve miktarını artırmaya yönelik doğada doğal olarak parçalanamayan birçok pestisit üretilmiştir. Doğal kaynaklara, insana ve diğer canlılara olan zararlı etkileri bilinmesine rağmen, 1940'lı yıllarda DDT'nin kullanımı ile başlayan tarımda pestisit dönemi, geliştirilen yeni pestisit çeşitleri ile tarımsal üretimde vazgeçilmez olmuştur.

Tarımsal sürdürülebilirliği sağlayacak şekilde tarım ilaçlarının kullanımının kontrol altına alınması ve özellikle alternatif kontrol yöntemlerinin uygulanması sadece gıdalardaki kalıntı pestisit miktarlarını azaltmaya değil, tarım arazilerinden su kaynaklarına taşınan pestisitlerin toprak kirliliğine, sucul ekosisteme ve insan sağlığına yönelik tehditlerini de azaltmaya yardımcı olacaktır. Türkiye, Bütünleşik Havza Yönetimi anlayışını benimsemiş olup bu anlayış tarımsal kaynaklı kirleticilerin kontrolünü ve yönetimini içermektedir. Bu amaçla havza bazlı pestisit kullanımının ilk aşamasından su kaynaklarına ulaşana kadar tüm aşamalarında pestisit kirliliğinin yönetimine dair stratejiler geliştirilmelidir. Tarım ilaçlarının aşırı ve gereksiz kullanımını engelleyecek Entegre Pestisit Yönetimi, Zararlılarla Entegre Mücadele, Entegre Ürün Yönetimi, İyi Tarım Uygulamaları gibi yöntemlerin uygulanması pestisit kirliliğini kaynağında önleme açısından faydalıdır. Kullanılması muhtemel pestisitlerin izleme çalışmaları ile tespitin yapılması ve bu kirleticilerin su ortamına ulaşana kadar uğradıkları dönüşümler ve izledikleri yolların karar destek sistemleri ile belirlenmesi, En İyi Yönetim Uygulamaları (EİYU) olarak adlandırılan doğal arıtma

yöntemleri ve pestisit kirliliğinin su kaynaklarına ulaşmadan kontrol edilmesi gibi bilimsel çalışmalar ile pestisit kirliliğinin yönetiminde avantaj sağlanabilir.

İçme Suyu Temin Edilen Suların Kalitesi ve Arıtılması Hakkında Yönetmelik'e göre içme suyu olarak kullanılacak su kaynaklarında limit toplam pestisit değerleri verilmiştir. Su kaynaklarına yakın tarımsal havzalarda, bu limit değerlerin aşılmaması için gerekli kontrol, tedbir ve stratejilere ihtiyaç vardır. İşte bu amaçla gerçekleştirilen bu çalışmada, tarımsal alanların su kaynaklarına yakın olduğu Terkos Havzası'nda karar destek sistemlerinin yardımı ile havza bazlı pestisit kirliliği modellenmiş ve bu kirliliğin yönetimine dair uygulamalar incelenmiştir. Terkos Havzası, İstanbul'un en temiz su kaynaklarından biri olma özelliğini kaybetmemek için mevcut durumunun tespiti ve gelecekteki muhtemel etkilerin değerlendirilmesiyle bütüncül bir havza yönetimi anlayışına ihtiyaç duymaktadır. Terkos Havzası temiz içme suyu potansiyeli ve sahip olduğu tarım ve doğal alanları ile İstanbul için vazgeçilmezdir.

Endüstri ve hizmet sektörleri İstanbul ekonomisinin ana damarlarını oluştursa da, Terkos Havzası'nın bulunduğu ilçelerde (Çatalca ve Arnavutköy) azımsanmayacak derecede tarımsal üretim yapılmaktadır. Gıda, Tarım ve Hayvancılık Bakanlığı'nın 2015'teki bir raporunda İstanbul ilindeki toplam tarım alanı 71532 ha olarak belirtilmiştir (GTHB,2015). Yine aynı raporda hububat tarımının yaygın olduğu Büyükçekmece, Çatalca, Silivri, Arnavutköy ilçelerinde yüksek kalitede tohumluk kullanılıp, modern tarım uygulamaları ile yüksek verim elde edilerek bu tarım arazilerinin yatırım potansiyeline sahip olduğu belirtilmiş, bu bölgelerdeki tarım faaliyetleri teşvik edilmiştir. Diğer İstanbul içme suyu havzaları ile kıyaslandığında, Terkos Havzası'nın pestisit tüketimi açısından daha riskli olduğu gözükmektedir (Çizelge 1.1). Terkos Havzası'nda gerçekleştirilen çeltik tarımı ve kuru tarım havzadaki su kalitesi açısından ciddi bir tehlike oluşturmaktadır.

Çizelge 1.1 : İstanbul içme suyu havzalarında pestisit tüketimi ve yükü (İBB,2009).

	B.Çekmece	Terkos	Sazlıdere	Alibey	Elmalı	Ömerli
Pestisit tüketimi (kg-lt/ha)	1.1	3.4	0.2	2.7	0.9	0.2
Su hacmi başına pestisit yükü (mg/m ³)	233	231	24	228	242	20

Kentsel alanlarda hem tarımsal faaliyeti desteklemek hem su kaynaklarını korumak hem de orman alanlarını koruyarak kentin kırsal alanlarının işlevsel ve sürdürülebilir şekilde kullanılması için kentsel planlama politikaları geliştirilmelidir. Terkos Havzası, mega şehir İstanbul'un içinde geniş orman alanları, kuru ve çeltik tarım faaliyetleri ve içme suyu kaynağı olan kent içi bir kırsal alandır. Havza içerisinde bulunan Terkos Gölü, havzadaki tüm nehir ve derelerin son bulduğu yerdir. Türkiye'deki en zengin su florası ile çeşitli kuş türlerinin yaşam alanını oluşturan doğal bir sulak alandır. Bu ekolojik ortam, birçok bitki için de özel yaşam alanı niteliğindedir. Aynı zamanda çeşitli dere balıklarının yaşadığı ve göçmen kuşların konakladığı doğal ortamdır. Terkos Havzası sadece İstanbul için temiz bir su kaynağı olmaktan öte, bu özellikleri ile tüm canlılar için vazgeçilmez bir habitattır. Bu habitatın canlılığını koruyabilmek ve gelecek nesillere sürdürebilir şekilde aktarabilmek için havza içerisindeki tarımsal faaliyetleri kontrol altına almak gerekmektedir.

1.2 Araştırmanın Amacı ve Kapsamı

Terkos Havzası yaklaşık 619 km² alana sahip olup İstanbul'un yaklaşık %20'lik su ihtiyacını karşılamaktadır. Havza koruma alanlarında ve göle su taşıyan nehir ağları yakınında yoğun tarım faaliyetleri havzanın geleceği hakkında önlemler alınmasını zorunlu kılmaktadır. Bu tez, Terkos Havzası'nın Bütünleşik Havza Yönetimi anlayışı ile sürdürülebilir şekilde yönetilmesi amacına yönelik katkı sağlayacak yöntem ve çalışmaları içermektedir. Çalışmanın amacı Terkos Havzası'nda tarımsal kaynaklı pestisitlerin su kaynaklarına etkisini tespit edebilmek, mevcut arazi kullanım şartlarında nasıl bir yol izlediklerini ve çevreye etkilerini bir karar destek sistemi olan SWAT (Soil Water Assessment Tool) modeli ile değerlendirmektir. Ayrıca, En İyi Uygulama Yöntemleri (EİYU) kullanılarak kırsal yerleşimlere doğal arıtma yöntemlerinin entegrasyonu ile havzanın karşılaştığı sorunlara ekolojik çözümler sunmaktır. Modelleme ile havzada kirliliğe sebebiyet veren kritik bölgeler tespit edilerek ve bu bölgelerde farklı En İyi Yönetim Uygulamaları'nın kirlilik yükündeki azalmalara etkisi değerlendirilmiştir. Tez çalışması, YÖK Öncelikli Alanlar (Sürdürülebilir ve Akıllı Kentler) kapsamında olup, kentsel sorunları en aza indirmek için kent yaşamını kolaylaştırıcı, kentteki tarımsal faaliyetleri korurken su kaynaklarını da koruyan alternatifler üretme çabasıdır. Bundan dolayı havzadaki tarımsal kirliliğin yönetimi için pestisit kullanım veritabanı çalışmaları irdelenmiştir.

Bu amaçla, öncelikle SWAT modeli yardımı ile havzanın su dengesi oluşturulmuş, hidrolojik modellemesi yapılmıştır. Hidrolojik modellemede havzaya ait topografik, arazi kullanımı ve iklimsel verilerin kullanılmasıyla havzanın su bütçesini çıkarılmış ve suyun havzadaki çevrimi tespit edilmiştir. Hidrolojik modelleme, daha sonraki taşınım ve su kalitesi modellemesi için bir altlık görevi görmektedir. Hidrolojik modelin kalibrasyonu ve validasyonu sonunda, sediment ve pestisit taşınım ve akıbeti modellemesi gerçekleştirilmiştir. Pestisit taşınım ve akıbeti modelinin kalibrasyonu için havzadaki çeltik ve kuru tarımın yoğun olarak yapıldığı Karamandere'den numuneler alınmıştır. Pestisit modellemesi sonucunda, havzadaki kritik alanlar belirlenerek, bu bölgelere pestisit yükünü azaltmak amacıyla EİYU'lar eklenmiştir. EİYU'lar ile birlikte havzadaki pestisit kirliliğinin yönetimine dair yapılması gerekenler belirlenmiştir. Havzaya yapılan saha gezilerinde uzun yıllardır havzada tarım yapan çiftçiler, zirai bayiler ve kalkınma kooperatifleri ile görüşülmüş, çeltik ve kuru tarım hakkında bilgiler edinilmiştir. Havzadaki durum su kaynakları, tarımsal faaliyet, orman habitatu, toprak korunumu, iklim değişikliği ve sosyal-ekonomik boyutuyla birlikte ele alarak havzanın geleceğine dair görüş ve önerilerde bulunulmuştur.

1.3 Literatür Araştırması

1.3.1 Türkiye'deki su kaynaklarında pestisit çalışmaları

Türkiye'de gerçekleştirilen birçok çalışma su kaynaklarında ve sedimentlerde pestisit varlığını ortaya koymaktadır. Pestisitlerin konvansiyonel arıtım yöntemleri ile yeterince arıtilamadığı ve doğada uzun süre bozunmadan kaldıkları bilinmektedir (Arias-Estévez ve diğ., 2008; Kalyabina ve diğ., 2021; Köck-Schulmeyer ve diğ., 2013). Uzun yarıömürlere sahip pestisitlerin su kaynaklarına ulaşması, sucul canlılara zarar vermekte, bu suların içme suyu kaynağı olarak kullanılması insanlar için tehlike arz etmektedir. Tarım alanlarına uygulanan pestisitler, yağış, rüzgâr, toprakta sızma, atmosferik taşınım gibi mekanizmalar ile su kaynaklarına ulaşmaktadır. İzleme çalışmaları ile su kaynaklarındaki pestisit kirliliğinin ortaya konması, bu kirliliğin kaynağına varmadan önce hangi yöntemler ile kontrol altına alınacağını ve kaynağında kirliliğin nasıl yönetileceğini belirlemede bir ön adımdır. Tarımsal üretimin yoğun olduğu Antalya Kumluca bölgesinde yapılan bir çalışmada, su kuyularından ve yüzeysel sulardan numuneler alınarak organoklorlu pestisit analizleri yapılmıştır

(Öztaş, 2008). Su kuyularının yaklaşık %32'sinde ve yüzeysel suların %50'sinde en az bir pestisit çeşidinin Avrupa Birliği Direktifi limit değeri olan 0.1 µg/L'den fazla olduğu tespit edilmiştir. Kumbur ve diğ. (2016) tarafından yapılan bir çalışmada, Göksu Deltası çevresindeki tarım arazilerindeki yer altı suyu kuyularında pestisit ölçümleri yapılmıştır. Çalışmada yağışın az olduğu kurak aylarda, yeraltı suyu kuyularında yüksek konsantrasyonlarda pestisit türleri bulunmuştur. Lindan ve metabolitleri, endosulfan ve isomerleri, aldrin, dieldrin ve endrin aldehit pestisitleri yeraltı suyunda tespit edilmiştir. Bu pestisitlerin kullanımı yıllar önce yasaklanmış olup, su kaynaklarında hala bu pestisitlerin varlığı, pestisit kirliliğinin yönetiminde önemli bir noktayı vurgulamaktadır. Kullanımı uzun yıllar önce yasaklanan pestisitlerin tespiti, bu pestisitlerin uzun yarı ömürleri sayesinde yıllar boyunca bozunmaya uğramadan kalmalarından dolayı olabileceği gibi, yasal olmayan güncel bir kullanım da söz konusu olabilmektedir. 1980'li yıllarda yasaklanan DDT ve metabolitleri hala birçok pestisit çalışmasında karşımıza çıkmaktadır (Bulut, 2010, Kaftan, 2015). Koçyiğit ve Sinanoğlu (2019)'da Alanya ve çevresinin en önemli su kaynağı olan Alara Çayı'ndan yağışlı ve kurak mevsimleri temsil edecek su numuneleri almışlardır. Alınan numunelerde 110 çeşit pestisit kalıntı seviyesi araştırılmıştır. Sonuçlar, Yerüstü Su Kalitesi Yönetmeliği, maksimum izin verilebilir çevresel kalite standardına göre değerlendirilmiştir. İnsektisit türü olan endosülfan ve cypermethrin değerlerinin izin verilebilir değerden yüksek olduğu tespit edilmiştir. Sinek kovucu evsel kullanımlı ilaçlarda yaygın olarak bulunan DEET pestisiti, Seyhan Nehri'ndeki yedi noktada araştırılmıştır. Numune alınan tüm noktalarda, DEET tespit edilmiştir (Güzel, 2021). Düşük konsantrasyonlarda da bulunsa, özellikle uzun yarı ömürlü pestisitlerin birikimsel olarak suda veya sedimentte bozunmadan kalmaları ileri zamanlar için tehlike oluşturmaktadır.

Su kaynaklarında pestisit izleme çalışmalarına oldukça sık rastlanmakla birlikte pestisit kirliliğinin havza bazlı incelenmesine dair çalışmalar ulusal bazda çok yaygın değildir. Havza bazlı pestisit çalışmaları ile, kirliliğin kaynaktan kontrolü sağlanarak, daha bütüncül çözüm önerileri getirilebilir. Pestisitlerin su kütlelerine ulaşmadan, havzadaki taşınım ve dönüşümlerinin incelenmesiyle daha etkin önlemler alınabilmektedir. Havza bazında yapılan bir çalışmada, İstanbul'daki su havzalarında kullanılan pestisitlerin risk analizi yapılmıştır (Yazgan & Tanık, 2003). Havzada kirliliğe en fazla katkıda bulunabilecek pestisitler chlorpyrifos, endosulfan ve amitraz

olarak bulunmuştur. Bu pestisitlerin tamamının kullanımı şu anda Türkiye’de yasaktır. Havza bazında yapılan bir başka çalışmada ise, Melen Havzası’nda en çok kullanılan 13 pestisit yüzeyel akış ve mikrobiyolojik ayrışma yolu ile gerçekleşen taşınım ve dönüşüm yüzdeleri, literatürden elde edilen yarıömürleri kullanılarak hesaplanmıştır (Sağlam, 2008). Azinfosmetil, chlorpyrifos-etil, glifosfat isopropilamin tuzu, karbaril, metalaksil ve paraquatinin uygulandığı her ay yüzeyel akışta çözünebileceği ve bu yolla alıcı ortama taşınabileceği görülmüştür. Buna karşılık; lambda cyhalothrinin hiçbir ay yüzeyel akışta çözünmediği, dolayısıyla yüzeyel akışla taşınımının gerçekleşmeyeceği tespit edilmiştir. Pestisitlerin fiziko-kimyasal özellikleri suda ve sedimentte bulunma miktarlarını etkileyerek, tarım havzalarından su kaynaklarına taşınacak kirlilik yükünü öngörmede/hesaplamada önemlidir. Bazı pestisitler hidrofobik özellikleri dolayısıyla sedimentte birikmeye daha meyilli olmaktadır (W. Wang ve diğ., 2017). Bu yüzden sadece su numunelerinde pestisit kirliliğini ölçmek yeterli değildir. Kuvvetli yağış ve taşkın zamanlarında, sedimentte biriken pestisitler su kaynaklarına karışabilmekte, bu pestisitler risk oluşturmaktadır (Crawford ve diğ., 2022). Pazı ve diğ., (2013)’te Bafa Gölü, Büyük Menderes Havzası sedimentlerini organoklorlu kirleticiler açısından değerlendirmiştir. Sedimentte baskın kirletici olarak endrin bulunmuştur. Sedimentte ölçülen toplam pestisit konsantrasyonu 1.1-3.6 ng/g aralığındadır. Bafa Gölü yüzey sedimentleri organoklorlu pestisit kirliliği açısından değerlendirildiğinde göldeki canlı yaşamına olumsuz bir etkisinin olmadığı belirlenmiştir. Yanar (2021)’de yapmış olduğu doktora çalışmasında, Yeşilırmak Nehir Havzası’nda su ve sediment ortamında dirençli olmayan, yarı ömürleri kısa olan 12 pestisit (dichlorvos, diflubenzuron, fenprothrin, bifenox, permethrin, fenthion, aclonifen, fenpromimorph, ethalfluralin, prothiofos, diflufenican, HCH) tespit etmiştir. Özellikle dichlorvos, düşük su ve sediment yarı ömrüne (<4 gün) sahip olmasına rağmen, en çok tespit edilen pestisit olmuştur. Pestisit tespit sıklığı en fazla Ağustos, Nisan ve Ekim aylarında görülmüştür. Yüksek konsantrasyonlarda dichlorvos tespit edilen bir başka çalışma, Kayseri’de kapalı bir havza sistemi içerisinde yer alan Sultan Sazlığı sulak alanında gerçekleştirilmiştir (Peker, 2020). Dichlorvos ile beraber maksimum kabul edilebilir konsantrasyonu aşan pestisitler bifenoks ve fenprotratin olarak bulunmuştur. Çalışmada, 2011 yılında yasaklanan dichlorvos, sınır değerinin 65 kat üzerinde bulunmuştur. Kullanımı yasak, kısa yarı ömüre sahip pestisitlerin yüksek konsantrasyonlarda tespit edilmesi, yasadışı kullanıma ya da yarı ömürlerin çeşitli iklim ve toprak yapısında değişebileceği

sonucunu doğurmaktadır/işaret etmektedir. Meriç-Ergene Havzası'nda bulunan Gala Gölü ve çevresinde seçilen sulak alanlardan su, sediment ve bitki numuneleri alınarak, laborator ölçeğinde tasarlanan sulak alan reaktörlerinde pestisitlerin (chlorpyrifos,diazinon, fenthion, dichlorvos) sedimente ve bitki yüzeylerine adsorpsiyon katsayıları belirlenmiştir (Şahin, 2017). Bu çalışmada, pestisitlerin sedimente ve bitki yüzeyine adsorblanma oranları karşılaştırılmıştır. Chlorpyrifos'un %74 oranında sedimente tutunduğu, fenthion, diazinon ve dichlorvos'un >%70 oranında suda çözündüğü bulunmuştur.

Su kaynaklarındaki pestisit kirliliği ile ilgili akademik çalışmaların yanında Orman ve Su İşleri Bakanlığı tarafından tarımsal üretimin fazla olduğu bölgelerde kapsamlı bir pestisit izleme çalışması gerçekleştirilmiştir. 2016 yılında tamamlanan 'Bitki Koruma Ürünlerinin Kullanımı Neticesinde Meydana Gelen Su Kirliliğinin Tespiti ve Madde veya Madde Grubu Bazında Çevresel Kalite Standartlarının Belirlenmesi Projesi (BİKOP)'nde pestisit kullanımı ile meydana gelen su kaynaklarındaki kirlilik, belirli tarım havzalarında incelenmiştir. Türkiye'de tarımsal faaliyetlerin yoğun olduğu Ege (Büyük Menderes Su Havzası), Doğu Akdeniz (Çukurova-Seyhan/Ceyhan Su Havzası) ve Güneydoğu Anadolu (Fırat-Dicle Su Havzası) Bölgelerindeki pilot nehir havzalarında ve Manisa, Amasya, Sakarya pilot illerindeki yüzeysel sular ve kıyı sularında bulunan pestisitler araştırılmış, bu kirleticiler için Çevresel Kalite Standartları belirlenmiştir (BİKOP, 2016). Su ve sediment analizleri sonucu tespit edilen ve sürekli takip edilmesi önerilen öncelikli pestisitler, carbendazim, acetamiprid, imidacloprid, metachlor-s olup bu pestisitler için çevresel kalite standartları Çizelge 1.2'de verilmiştir.

Çizelge 1.2 : Su ve sedimentte takip edilmesi önerilen öncelikli pestisitler.

Pestisitler	Çevresel Kalite Standardı	Çevresel Kalite Standartı
	Su (Yüzeysel sular ve deniz suları için, µg/L)	Sediment (Tatlı sular için, µg/kg)
Carbendazim	2.7	31
Imidacloprid	0.138	32
Methaclor-s	0.054	0.41
Acetamiprid	0.20	2.36

Özetle, Türkiye'de su kaynaklarında ve sedimentte yapılan araştırmalar pestisit varlığını ortaya koymakta ve bazı pestisit türlerinin kabul edilebilir limitlerin dışında olduğunu göstermektedir. Pestisit kullanıcılarının/uygulayıcılarının, bu kirliliğin ne

gibi sonuçlara yol açacağını, çevre ve su kaynaklarına ne şekilde zarar vereceğini tam olarak kavrayamaması da pestisit kirliliğinin yönetiminde problem teşkil etmektedir. Resmi kurumlar tarafından tarımsal havzalardaki su kaynaklarında kapsamlı pestisit izleme çalışmaları yapılması ve çevresel kalite standartlarının oluşturulması gelecek için umut vaat etmekle beraber, standartların uygulanabilirliğinin sağlanması ve denetimi şarttır.

1.3.2 Karar destek sistemlerinin pestisit kirliliğinin yönetiminde kullanımı

Pestisitler izledikleri yollara ve fizikokimyasal özelliklerine göre toprakta, sedimentte, yeraltı suyunda ve yüzeysel sularda karşımıza çıkmaktadır. Pestisitler hedef bitkiye uygulandıktan sonra bitki özümlemesi ile hedef organizmaya etki eder. Daha sonra rüzgar erozyonu, buharlaşma, toprak partiküllerine tutunma, mikrobiyal-kimyasal bozunma, sızma, yüzeysel akış gibi etkenler ile dönüşüme uğrar ve taşınırlar. Taşınımı etkileyen ana faktörler, pestisit suda çözünürlüğü (hidrofobik-hidrofilik), uçuculuğu, su/sediment/toprakta adsorpsiyon ve sızma potansiyeli, toprak ve biyotada biyobirikim miktarı ve kimyasal-mikrobiyal parçalanma özellikleridir. Bu mekanizmaların bilinmesi, pestisit kullanımına ait verilerin toparlanması ve işlevsel ve kontrollü bir sisteme dönüştürülmesi ile yayılı kirletici olan pestisitlerin su kaynaklarında etkisi daha iyi gözlemlenebilir. Bunun için, bilgisayar tabanlı matematik modeller, erken uyarı sistemleri, Coğrafi Bilgi Sistemi (CBS) gibi karar destek sistemleri ile pestisitlerin taşınımı ve akıbeti modellenmektedir. Matematiksel modeller ile pestisitlerin taşınım ve akıbetleri hakkında şu anki durumu değerlendirme ve gelecek için yorum yapma şansı elde edilmektedir. Modellerin içeriği ve modeller ile ilgili yapılan araştırmalar temel alınarak pestisit taşınım modelleri dört gruba ayrılmıştır (Wu ve diğ., 2017);

i. Arazi bazlı modeller (RZWQM (Root Zone Water Quality Model), OpusCZ, CREAMS, (Chemicals, runoff, and erosion from agricultural management systems), ve GLEAMS (Groundwater loading effects of agricultural management systems)),

ii. Havza bazlı modeller (AnnAGNPS (Annualized agricultural non-point source pollution), HSPF (Hydrologic Simulation Program Fortran), MIKE SHE (Système Hydrologique Européen), SWAT (Soil & Water Assessment Tool) ve APEX (Agricultural Policy/ Environmental eXtender)),

iii. Statik ve dinamik su kalitesi modelleri (TOXSWA (TOXic substances in Surface WAters), WASP (Water quality Analysis Simulation Program), RWQM (Receiving Water Quality Model), ve QUAL2E (enhanced streamwater quality model))

iv. Ekolojik risk değerlendirme modelleri (SYNOPS-WEB, DREAM (Distributed model for runoff, evapotranspiration and antecedent soil moisture simulation), ve PERPEST (predicts the ecological risks of pesticides)) gibi.

Bu verilen örneklerin dışında da kullanılan ve yeni geliştirilen birçok pestisit taşınım ve akıbet modeli mevcuttur (Boulange ve diğ., 2014; Luo ve diğ., 2011; R. Wang ve diğ., 2019).

Yayıllı kirleticiler noktasal kaynaklı olmadıkları için sadece izleme çalışmaları ile bütüncül bir şekilde değerlendirilmeleri mümkün olmamaktadır. Havza bazlı modeller, su kalitesi ile ilgili verilerin değerlendirilmesi kadar havzanın hidrolojik analizini yapmada da büyük kolaylık sağlamaktadır. Pestisitlerin taşınım ve akıbeti için kullanılan modelleme programlarını inceleyen Payraudeau & Gregoire, 2012 yapmış olduğu çalışmada pestisit modellemesi yapan birçok modelin kıyaslamasını yapmıştır (Çizelge 1.3). Pestisit modellemesi dahil diğer alanlarda da SWAT'ın daha üstün yeteneklere sahip olduğu görülmektedir. Bir başka çalışmada Borah & Bera, (2004)'te havza ölçeğinde çalışan pestisit taşınım modellerini (HSPF, SWAT ve DWSM) incelemiştir. SWAT modeli uzun dönem iklim değişikliğinin etkilerini anlamada, sediment ve nütrient yükleri ile ilgili farklı senaryolar hazırlamada ve su bütçesini/dengesini değerlendirmede kullanıma en uygun model olarak bulunmuştur. Ayrıca tarımsal kimyasalların ve tarımsal uygulamaların simülasyonunda SWAT güçlü olarak tanımlanmıştır. SWAT, model kurulumu ve kalibrasyon için ciddi miktarda veri ve deneysel parametreye gereksinim duysa da, havza bazlı modeller içerisinde kullanım arayüzünün rahatlığı, modelin sürekli geliştirilmesi ve ilgili modüllerin varlığı sayesinde büyük bir avantaja sahiptir.

SWAT ile gerçekleştirilen pestisit çalışmalarına bakıldığında, yayınlanan çalışmaların en fazla Kaliforniya, ABD'de gerçekleştiği görülmektedir (R. Wang ve diğ., 2019). Kaliforniya'da bulunan PUR (Pesticide Use Reporting) veritabanı, tarım alanlarındaki pestisit kullanım kayıt uygulamasının en güzel ve gelişmiş örneklerinden biridir. Çiftçiler tarım alanlarında kullandıkları pestisit türleri ve miktarlarını kullanımın ardından bulundukları tarım komisyonlarına bildirmek zorundadır. Harita üzerinde

gösterime sahip PUR sistemi, pestisit türleri, miktarları, uygulanan bitki türü gibi bilgileri içermektedir (PUR,2018). Ayrıca bu bilgiler coğrafi bilgi sistemlerinde (CBS) kullanılacak formatta elde edilebilmektedir. PUR veritabanının kullanımının herkese açık ve kolay olması Kaliforniya’da pestisit kirliliği üzerine yapılan çalışmaları da artırmıştır.

Çizelge 1.3 : Çeşitli matematiksel modellerin pestisit modellemesi açısından kıyaslanması.

	MIKE SHE ADM	LEACHM- runoff	GR5- pesticides	SACADEAU	SWAT	STREAM- pesticide	FLOWT	VESPP	I-Phy-BVci	PHYLOU
Hava										
Sürüklenme									✓	
Birikim									✓	
Bitki										
Bitki gelişimi	✓	✓		✓	✓	✓	✓		✓	
Su döngüsü										
Bitkide tutulma	✓				✓		✓	✓		
Bitki yüzeyinden	✓	✓			✓		✓	✓		
buharlaşma										
Bitki köklerinden alım	✓	✓			✓					
Pestisit Akıbeti										
Uçma					✓	✓				
Sıyrılma					✓					
Parçalanma					✓	✓				
Toprak (doymamış)										
Su döngüsü										
Horton akışı	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓
Doyma noktası sonrası	✓			✓						
akış										
Infiltrasyon	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓		✓	✓
Buharlaşma	✓	✓	✓	✓	✓		✓			
Perkolasyon	✓	✓	✓	✓	✓		✓			
Yanal yüzey altı akış				✓	✓		✓			
Kılcal saçak	✓				✓					
Çözülmüş pestisitlerin										
akıbeti										
Su-toprak değişimi	✓	✓	✓	✓	✓		✓	✓		✓
Adveksiyon/dispersiyon	✓	✓	✓							
Parçalanma	✓	✓		✓	✓			✓		✓
Uçma					✓				✓	
Partiküler pestisitlerin akıbeti										
Erozyon					✓	✓				
Bitki üzerinde birikim					✓	✓				
Akifer										
Su döngüsü										
Akış	✓	✓	✓	✓	✓				✓	
Nehir/akifer değişimi	✓		✓	✓	✓					

Çizelge 1.3 (devam) : Çeşitli matematiksel modellerin pestisit modellemesi açısından kıyaslanması.

	MIKE SHE ADM	LEACHM- runoff	GR5- pesticides	SACADEAU	SWAT	STREAM- pesticide	FLOWT	VESPP	I-Phy-BVci	PHYLOU
Pestisit akıbeti										
Uçma										
Adveksiyon/dispersiyon	✓									
Adsorpsiyon	✓									
Parçalanma	✓			✓						
Nehir										
Su döngüsü										
Akım	✓		✓		✓					✓
Pestisit akıbeti										
Birikim					✓					
Geri salınım					✓					
Uçma					✓					
Adveksiyon/dispersiyon	✓				✓					
Parçalanma	✓				✓				✓	✓
Arazide taşınım										
Bitkilendirilmiş kanallar										
Parçalanma								✓		
Çimlendirilmiş yollar										
Infiltration				✓		✓	✓	✓		
Parçalanma					✓			✓	✓	✓
Sulak alan										
Parçalanma									✓	
Su birikintileri, göller										
Birikim					✓					
Geri salınım					✓					
Uçma					✓					
Adveksiyon/dispersiyon					✓					
Parçalanma					✓					

PUR verileri kullanılarak “PURE-DSS” adı verilen pestisit risk değerlendirme modellemesi ile Kaliforniya’daki çiftçilere daha az zararlı pestisit türlerini tavsiye edebilen bir yazılım ortaya çıkarılmıştır (Zhan ve Zhang, 2012). Çiftçilerin çevrimiçi olarak kullanabilecekleri bu yazılım açık erişimli olup, Entegre Zararlı Yönetimi (EZY) ve En İyi Yönetim Uygulamaları (EİYU) konseptlerini de kapsayacak şekilde geliştirilmektedir. Sağlıklı bir veritabanı oluşturulması ile pestisit kirliliğinin yönetiminin daha ileri noktaya gidebileceği bu örnekte açık bir şekilde görülmektedir.

SWAT modeli hidrolojik, jeolojik ve iklimsel olarak farklı birçok havzada pestisit modellemesinde uygulanmıştır. Bannwarth ve diğ., (2014)’te Kuzey Tayland’daki bir dağlık havzada herbisit, fungusit ve insektisit grubuna ait üç pestisit modellemesi üzerine çalışmışlardır. Yağış ve pestisit uygulama takviminin, havzada pestisit

dinamiklerini etkileyen en önemli faktör olduğu saptanmıştır. Pestisitlerin ne zaman ve ne miktarda uygulandığının tam olarak bilinmemesi, simülasyon sonuçları ile ölçüm neticesinde elde edilen sonuçlar arasında farka yol açmıştır. Pestisitlere ait fizikokimyasal özelliklerin su kaynaklarındaki pestisit konsantrasyonunu etkilediği, daha düşük K_{oc} (toprak organik maddesi ile su arasındaki ayrışım katsayısı) değerlerine sahip pestisitlerin su fazında daha yüksek pestisit konsantrasyonlarına yol açtığı görülmüştür. Bu elde edilen sonucun, yağışlı havalarda zorunlu olarak pestisit kullanan çiftçiler için pestisit seçimi açısından faydalı olacağı düşünülmüştür. Fakat sadece su fazındaki pestisit takibinin, pestisit kontrolü için yeterli olmadığını Fairbain ve diğ. (2015)'te yapmış oldukları çalışmada ortaya koymuştur. Bu çalışmada acetochlor, atrazine, carbaryl iprodione, metolachlor gibi pestisitlerin Zumbro River, Minnesota havzasında takibi yapılmış, pestisitlerin fizikokimyasal özelliklerine göre su ve/veya sedimente tutunma oranları incelenmiştir. Bazı numune setlerinde sedimentte görülen pestisit, su fazında gözlemlenmemiştir. Bu çalışmanın sonucunda da vurguladığı gibi pestisit sorununu tam olarak ele alabilmek için sadece su fazında çalışmak yetersiz olacaktır.

Pestisitlerin sediment su ilişkisini SWAT modeli ile inceleyen başka bir çalışmada, Luo ve diğ., (2008)'te Kaliforniya'daki San Joaquin Valley havzasında iki organofosforlu pestisiti – diazinon ve chlorpyrifos- modellemiştir. Yağış rejimindeki aşırı değişikliklerin –taşkınlar ya da kuraklık- modelden alınan sonuçların doğruluğunu etkilediklerini gözlemlemişlerdir. Bu pestisitler için yüzeysel akış ve pestisit uygulama takviminin, su ve sedimentte taşınım ve akıbetleri açısından en önemli iki etken olduğu saptanmıştır. Yine aynı havzada Chen ve diğ., (2017)'de diuron pestisit yükünü belirlemek amacıyla SWAT modelini kullanmışlardır. Yapılan simülasyonlar sonucunda, pestisit yükünü etkileyen en hassas parametrelerin pestisit uygulama sıklığı, sızma katsayısı ve pestisit yarı ömrü olduğu bulunmuştur. Diuron yükü ile yağış, nehir akımı ve güncel-geçmiş pestisit uygulamaları arasında belirgin bir korelasyon görülmüştür. Boithias ve diğ., (2011)'de çözünmüş ve sedimente tutunmuş haldeki metochlor ve trifluralinin yük ve konsantrasyonlarını havza çıkışında SWAT ile modellemiştir. Yıllık simülasyon sonuçlarında methachlor'un çözünmüş fazda daha fazla, trifluralin pestisitinin ise sediment fazında daha fazla olduğu görülmüştür. Sediment ve sularda birlikte çalışılması taşkın olaylarında gerçekleşebilecek muhtemel değişimleri görebilmek açısından önemlidir. Ouyang ve

diğ., (2017)'de isoprothiolane, oxadiazon ve atrazine pestisitlerinin taşınım ve akıbetini tarımsal bir havzada modellemiştir. SWAT modelinin çıktıları ile gözlem verileri kıyaslandığında, model performansının isoprothiolane ve oxadiazon için atrazine göre daha başarılı olduğu gözlenmiştir. Sacramento River havzasında gerçekleştirilen chlorpyrifos ve diazinon modellemesinde ise, ilaçlama zamanının tarımsal kirlilik akışı açısından en etkin parametre olduğu bulunmuştur (Ficklin ve diğ., 2013). Ligaray ve diğ., (2017)'de malathion pestisitini SWAT ile modellemiş, duyarlılık analizi sonucunda uygulama verimi ve çökme hızının en duyarlı parametreler olduğu bulunmuştur. Çökme hızı, su ve sediment arasındaki pestisit dağılımını belirlemede önemli bir faktör olarak tespit edilmiştir. Luo ve Zhang, (2009)'da organofosforlu pestisitleri SWAT ile modellemiş, yüksek K_{oc} ye sahip pestisitlerin (chlorpyrifos, diazinon, disulfoton, malathion ve metal-parathion) %90 üzerinde toprak partiküllerine tutunduğunu tespit etmiştir. Chlorpyrifosun bitki özümlemesinden sonra, uygulanan pestisit miktarının %0.41'i oranında toprakta depolandığı vurgulanmıştır. Yüzeysel akış, yüzeyaltı akım ve toprak erozyonunun yüzey sularına pestisit taşınımında en etkili prosesler olduğu vurgulanan çalışmada, yüzey suyundaki OP kayıplarının, %70-80 oranında zemin ve kök bölgesi topraklarından kaynaklandığı belirtilmiştir. Fohrer ve diğ., (2014)'te tarım alanlarında uygulanan pestisit miktarının ne kadarının yüzey sularına ulaştığını SWAT ile araştırmıştır. Çalışma sonucunda, uygulanan metazachlor'un %0.012'sinin, flufenacet'in %0.032'sinin yüzey sularına karıştığı tespit edilmiştir.

İklim değişikliğinin etkisini pestisit taşınımı üzerinden SWAT ile değerlendiren Ahmadi ve diğ., (2014)'te, gelecekte yüzey akışların olaylarının artmasıyla, atrazinin toprakta parçalanmadan/parçalanmaya fırsat bulamadan yüzey sularına karışabileceğini ve bu durumun yüzey sularında daha fazla atrazine yüküne yol açacağını vurgulamıştır. Pestisitlerin taşınımında yüzeysel akışın etkisini inceleyen başka bir çalışmada, eğimli arazilerde bulunan tarım alanlarının yüzeysel akış ile taşınan pestisit yükü açısından tehlikeli/kritik alanlar olduğu bulunmuştur (Cambien ve diğ., 2020). Baltık denizine açılan nehir ağlarında gerçekleştirilen pestisit modellemesinde, Kalinowska ve diğ., (2020), tarım alanlarında toprakta biriken pestisit miktarını, nehirler ile Baltık denizine ulaşan pestisit miktarından daha fazla bulmuşlardır. Bunun sebebi olarak, nehir ağlarının etrafında bulunan geçici olarak suyu tutarak tampon bölge oluşturan drenaj ditches/kanallarının olduğu düşünülmektedir. Özellikle eğimin

fazla olduğu bölgelerde, tarımsal yüzeysel akışı tutacak kanalların oluşturulması, korunması gereken nehir, rezervuar ve deniz gibi su kaynakları için etkili bir yol olacaktır. Vazquez-Amabile ve diğ., (2006)'da St. Joseph River, Michigan havzasında atrazine pestisitinin SWAT ile taşınım ve akıbetini modellemiş, havzadaki pestisit açısından kirliliğe en büyük katkıda bulunan kritik alanları belirlemiştir. Havzanın kuzey tarafının pestisit konsantrasyonu açısından daha düşük olduğu, güney kısımdaki alt havzaların daha fazla tehlike arz ettiğı sonucuna ulaşmıştır. Güney kısımdaki toprak yapısının daha düşük hidrolik iletkenliğe sahip olmasının daha yüksek atrazine konsantrasyonlarına yol açtığı belirtilmiştir. Zhang ve diğ., (2018)'de yüzey sularına ulaşan chlorpyrifos pestisitinin taşınımını modellemiş, yağışın yüksek olduğu kış aylarında yüzeysel akışın pestisit taşınımında ana faktör olduğu, yaz aylarında görülen pik pestisit miktarlarının sprey sürüklenmesine bağlı olduğunu tespit etmiştir. Arazinin eğimi, toprak yapısı ve yağış miktarı gibi özellikler tarım alanlarından yüzeysel akış ile yüzey sularına taşınan pestisit miktarını belirlemede etkilidir.

Pestisit uygulama zamanı ve miktarı kayıtlarının yeterli ve düzgün olmaması birçok ülke için pestisit çalışmalarında zorluk oluşturmaktadır. Zhang ve diğ., (2020), il/ilçe bazlı pestisit kullanım verilerini havzadaki tarım alanları ölçeğinde hesaplayan bir yöntem geliştirerek, SWAT modeline girdi olarak kullanmıştır. Modellenen isoprothiolane, triazophos ve chlorpyrifos pestisitlerinden, chlorpyrifosa büyük oranda sedimentte rastlanmıştır. İsothrothiolane ve triazophosun büyük bir kısmı ise çıkış akımında çözünmüş olarak tespit edilmiştir. Atrazine ile yapılan bir çalışmada, Goodwater Creek deneysel havzasında gerçekleştirilmiştir. Havzaya ait '*planting progress report*'lar sayesinde simüle edilen ortalama/minimum/maksimum yıllık atrazine yükleri gözlem verilerine çok yakındır (Baffaut ve diğ., 2015). '*Planting progress report*'lar hangi tarihte hangi tarlaya hangi bitkinin ekildiğini gösteren resmi kayıtlardır. Bu kayıtlar kullanılmadığında kurulan model sonuçları, gerçek verilere göre yaklaşık 2 kat yüksek çıkmıştır. Benzer şekilde Heathman ve diğ., (2008)'de Cedar Creek havzasında atrazine simülasyonunda, gözlem verilerinin yaklaşık 3 katı kadar ortalama simüle pestisit konsantrasyon değerleri elde etmiştir.

Sağlıklı bir pestisit taşınım ve akıbeti modellemesi için iyi bir hidrolojik modelleme gerekmektedir. Fohrer ve diğ., (2014)'de yaptıkları hassasiyet analizi sonucunda, doğru/sağlam bir akım modellemesi ile birlikte, pestisit uygulaması ile ilgili zamansal ve mekansal parametrisasyonun, doğru sonuç almada en kritik faktörler olarak

belirlemişlerdir. Bu faktörlerin yanında pestisitlerin fiziko-kimyasal özelliklerinin pestisit modellemesinde çok küçük bir role sahip olduklarını tespit edilmiştir. Benzer şekilde, Abbasi ve diğ., (2019)'da pestisit yüklerinin, akım ve sedimentteki pik zamanlarda arttığı, bundan dolayı iyi bir hidrolojik ve sediment kalibrasyonunun, pestisit simülasyonlarının doğruluğu için gerekli olduğu vurgulanmıştır. Pestisit kullanımı ve su kaynaklarında pestisit ölçüm verilerinin az ve uzun süreli olmamasından dolayı Winchell ve diğ., (2018)'de kalibre edilmemiş SWAT modelini pestisit simülasyonları için değerlendirmiştir. Kalibre edilmemiş modelin, çalışılan havzaların %43.5'inde yıllık maksimum günlük atrazine konsantrasyonlarını yakalamada etkili olduğu görülmüştür. Cuope, (2007)'de fluometuron pestisitinin pamuk tarlalarında uygulamasını SWAT ile simule etmiş, simülasyon sonuçlarının uygulama zamanının hemen ardında, gözlem verilerine göre daha yüksek bulunmuştur. Bu durum, modelin yüzeysel akışı tam olarak modelleyemediği ya da pestisit kullanım miktarı verisinin yanlış olabileceği şeklinde yorumlanmıştır. Parker ve diğ., (2007)'de Sugar Creek havzasında gerçekleştirdikleri pestisit modellemesinde, havza çıkışındaki simule edilen atrazine konsantrasyonu gözlem verisine göre yaklaşık 3 kat, metolachlor ise 6 kat fazla çıkmıştır. Trifluralin için ise gözlem ve simülasyon sonuçları çok yakındır. Pestisitlerin fiziko-kimyasal özelliklerine, bu özelliklere ait parametrelerin SWAT'ın içermesine ve uygulama miktarlarının doğruluğuna göre model performansı pestisit türleri arasında değişmektedir.

SWAT modeli birçok tarımsal havzada pestisit taşınım ve akıbeti modellemesi için başarı ile uygulansa da, çeltik tarımının yapıldığı havzalarda SWAT modeli yeterli görülmemiş, ek/ayrı geliştirmeler yapılmıştır. Çeltik tarımı, kendine özgü hidrolojik şartları nedeniyle diğer tarım faaliyetlerinden farklılık göstermektedir. Çeltiğin gelişme döneminde, genellikle tarla alanları (tava) belirli bir seviye su ile kaplıdır. Oksijen, sıcaklık ve tuzluluk oranını ayarlamak için bazı dönemlerde tavalardan sular çekilip kurutularak, daha sonra tekrar sulama işlemi gerçekleştirilir. Hasat öncesinde de tavalardaki su tamamen boşaltılarak kurumaya alınır. Bu su verme-çekme döngüsü, topraktaki anaerobik – aerobik şartları tetikleyerek, su-sediment fazlarındaki pestisit dönüşümlerini etkiler (Wang ve diğ., 2019b). Jung ve diğ., (2013)'te Güney Kore'deki çeltik tarlaları modellemesi için SWAT ile APEX modellerini entegre ederek SWAPP modelini oluşturmuştur. PCPF-1@SWAT (Pesticide Concentration in Paddy Field) modeli, SWAT'ın çeltik tarlalarındaki original pestisit algoritmasının iyileştirilmesi

ile ortaya çıkmıştır (Boulangue ve diğ., 2014). Benzer şekilde Tscuhiya ve diğ., (2018)'de SWAT-Paddy ile mevcut SWAT modelini geliştirmişlerdir. SWAT'a entegre modeller dışında bazı arazi bazlı çeltik-pestisit modellerinin çıktıları, SWAT modeline girdi olarak kullanılarak arazi bazlı ve havza bazlı modeller birleştirilmiştir (Cheng ve diğ., 2020).

Literatürdeki araştırmalardan görüldüğü üzere, SWAT modeli farklı havza boyutlarında, farklı iklim koşullarında ve farklı bölgelerde pestisit modellemesi için kullanılmış, model sonuçları ile havza bazlı pestisit kirliliğinin yönetimine katkı sunulmuştur.

1.3.3 En İyi Yönetim Uygulamalarının pestisit kirliliğinin kontrolünde yeri

EİYU'lar, çevre koruma için etkili ve pratik yapısal ve yapısal olmayan araçları içeren, belirli bir bölge için toprak ve su koruma uygulamalarını kapsayan tüm yöntemlerdir. EİYU'lar, koruyucu toprak işleme ve ürün rotasyonu gibi zirai işlemlerden, tahmini yağıştan önce gübre uygulamamak gibi basit eylemlere kadar bir çok farklı uygulamayı içerir. Noktasal kaynaklı olmayan kirleticilerin önlenmesinde etkili bir yöntemdir. EİYU'ların, havzadaki sorunlara uygun şekilde seçilmesi önemlidir. Örneğin, korumalı toprak işleme uygulaması erozyon kontrolü için oldukça etkili bir yöntem iken yüzeysel akışla gelen çözünmüş kirleticilerin giderilmesinde ve kontrolünde etkili bir yöntem değildir. Havza bazlı bir değerlendirme sonucunda, su kaynakları ve toprak üzerinde oluşan stresler değerlendirilip, ona uygun bir EİYU seçmek gerekmektedir.

En İyi Yönetim Uygulamaları'nı seçerken dikkat edilmesi gereken noktalar:

- Uygulama bölgesinin sızıntı ve yüzeysel akış potansiyeli,
- Fayda – maliyet analizleri,
- Seçilen yöntemin su kalitesi üzerindeki kısa ve uzun dönemli etkileri,
- Seçilen yöntemin araziye uygunluğudur.

EİYU'ların etkili olabilmesi için havzanın mevcut durumunu ortaya koyan bir sistematik yaklaşım geliştirilmeli, havzanın su kalitesi hedefleri ortaya konmalı ve bu hedeflere ulaşmak için gereken aşamalar belirlenmelidir. Bu değerlendirmeler yapılmadan uygulanan bir EİYU, o alanda etkili olsa da, havza bazında bakıldığında nihai hedeflere ulaşılama durumu vardır. EİYU'lar uygulama alanının büyüklüğüne

göre (havza, tarım arazisi, yerleşim yeri v.b.) ya da uygulama türünün geometrik şekillerine göre sınıflandırılabilir (URL-1). Geometik şekle göre EİYU sınıflandırılması şu şekildedir:

Noktasal Uygulamalar: Belirli bir alanda akışı yönetmek ve kirleticileri uzaklaştırmak için alıkoyma, sızma, buharlaştırma, çökeltme ve dönüştürmenin bir kombinasyonu olarak kullanabilen uygulamalar.

Doğrusal Uygulamalar: Nehir kanalları boyunca uygulanan, akış filtrasyonu, nutrient alımı, sediment kontrolünü sağlayan uygulamalar.

Alansal Uygulamalar: Uygulama bölgesinin geçirimsizliği, arazi örtüsü ve kirletici girişi gibi faktörleri etkileyen alan bazlı uygulamalar.

Çizelge 1.4'te noktasal, doğrusal ve alansal EİYU'lara örnek verilmiştir.

Çizelge 1.4 : Geometrik şekle göre EİYU'ların sınıflandırılması.

Noktasal EİYU	Doğrusal EİYU	Alansal EİYU
Yapay Sulak Alan	Çimlendirilmiş hendekler	Yeşil çatılar (yağmur suyu hasadı için)
Sızdırma Havuzları	Sızma hendekleri	Gözenekli yer döşemeleri
Biyolojik Tutma Alanları	Çimlendirilmiş bitki şeritler	
Yüzeysel kum filtreler	Yüzeysel olmayan kum filtreler	
Yağmur tutma varilleri		
Su sarnıçları		
Islak- kuru göletler		

Tarımsal EİYU'lar ise kaynağında kontrol yöntemleri, yapısal olan ve yapısal olmayan yöntemler olarak üçe ayrılır (Çizelge 1.5). Tarımsal En İyi Yönetim Uygulamaları'nın ana hedefleri; su kaynakları ile toprak ve su kalitesini korumak, tarım ve tarımsal endüstrilerin ekonomik sürdürülebilirliğini sağlamak, insanların kullanımı için optimum gıda üretimini sürdürmek ve üreticilere uygun ekonomik kazançlar sağlamaktır (Tavşan, 2008).

Çizelge 1.5 : Tarımsal EİYU'lara örnekler.

Tarımsal En İyi Yönetim Uygulamaları		
Kaynağında kontroller	Yapısal EİYU'lar	Yapısal Olmayan EİYU'lar
Sulama suyu yönetimi	Teraslama	Korumalı toprak işleme
Besi maddesi yönetimi	Yüzeysel akış yönünü değiştiren yapılar	Ürün rotasyonu
Pestisit yönetimi	Tampon bölgeler	Şerit ekim sistemi
Organik tarım	Bitkilendirilmiş filtre şeritler	Anız bırakma
	Çimlendirilmiş yollar	Nadasa bırakma
	Ağaçlandırılmış yollar	
	Yapay Sulak Alanlar	
	Sediment havuzları	

SWAT içerdiği yapısal ve yapısal olmayan EİYU'lar ile pestisit kirliliğinin yönetiminde de kullanışlı bir modeldir. Literatüre bakıldığında SWAT EİYU'larının genelde azot-fosfor (NP) kirliliği ve erozyon yönetimi için kullanıldığı görülse de (Cho ve diğ., 2010; Himanshu ve diğ., 2019; Merriman ve diğ., 2018), pestisit kirliliğinin azaltılmasına yönelik çalışmalar da mevcuttur. Zhang ve Zhang (2011)'de EİYU'ların (tampon şerit, sediment havuzları, bitkilendirilmiş kanal, pestisit kullanım azaltımı ve bu uygulamaların kombinasyonu) performansını diazinon ve chlorpyrifos pestisitleri için incelemiştir. Sediment havuzlarının yüzeysel akıştaki sediment miktarını %54-85 oranında azalttığı gözlemlenirken, pestisitlere etkisi %10'dan az olmuştur. Bitkilendirilmiş ditch, tampon şeritler ve pestisit kullanım azaltılması uygulamaları birlikte uygulandığında diazinon ve chlorpyrifos yükünde %94 üzerinde azalma görülmüştür. Yağışlı olan aylarda pestisit miktarında azalmaya gidilmesinin daha etkin sonuç verdiği görülmüştür. Vibhava (2006)'da yaptığı çalışmada SWAT ile en iyi tarım uygulamalarını içeren senaryolar hazırlayarak, L'Anguille Nehri havzasında glyphosate pestisitinin alt havza bazında kaybını incelemiştir. Soya tarlalarının yanına 5 ve 10 m genişliğinde bitkilendirilmiş şerit eklenmesiyle oluşturulan senaryolarda, nehre gelen pestisit miktarında yaklaşık %60 oranında düşüş saptanmıştır. Çalışmada glyphosatein bitki üzerindeki yarı ömrünün yaklaşık 2.5 gün olduğu, bu süre zarfında herhangi bir yağış ile karşılaşmadığında pestisit kaybının daha az olacağı belirtilmiştir. Luo ve Zhang (2009)'da hasat atıklarının yönetimi, bitkilendirilmiş şerit, su kenarlarına bekletme havuzları ve yeşillendirilmiş su yolları gibi iyi yönetim uygulamaları ile chlorpyrifos ve diazinon pestisitlerinin taşınımındaki değişikliklerini değerlendirmişlerdir. Sonuç olarak, sadece hasat atıklarının yönetimi ile Orestimba

Creek havzasında yüzeysel akış miktarında %20, toplam chlorpyrifos yükünde %22 ve diazinon yükünde %27 azalma görülmüştür. Filtre şerit uygulaması ile her iki pestisit için de yaklaşık %50 oranında yükte azalma tespit edilmiştir. Uniyal ve diğ., (2020)'de yaptıkları bir çalışmada, yapısal EİYU'ların yapısal olmayanlara göre havza bazında sediment miktarını azaltmada daha etkili olduğunu bulmuşlardır. Hazırlanan tüm EİYU senaryolarında, yüzeysel akışta %4-14 arasında azalma görülmüştür. Yüzeysel akıştaki azalma, aynı zamanda tarım alanlarından su kaynaklarına ulaşan kirlilik miktarının da azalmasına yol açmaktadır. Dolaylı olarak tarımsal yüzeysel akışın azalmasıyla pestisit yükünde de azalma olacağı açıktır. SWAT ile birlikte kullanılan VFSSMOD (the vegetated filter strip model) modeli ile chlorpyrifos pestisitinin giderimi için filtre şerit uygulaması denenmiştir. Filtre şeritlerin etkinliğinin, yüzey akış infiltrasyonuna, sediment birikimine, pestisit su-sediment fazında dağılımına ve sedimentteki kil miktarına bağlı olduğu görülmüştür. Belçika'da bulunan Nil Havzası'nda atrazin pestisitinin çözünmüş ve sedimente tutunmuş fazdaki giderimi için çeşitli EİYU'lar SWAT ile simüle edilmiştir (Gevaert ve diğ., 2008). Şerit ekim uygulaması, toplamda en etkili pestisit azaltım yöntemi olup, çözünmüş atrazine konsantrasyonunda %37 azalma sağlarken, tutunmuş atrazine uygulamasında bu oran %80'e çıkmıştır. Kontürleme uygulaması ile tutunmuş atrazine yükü %56, çözünmüş pestisit yükü %25 azaltmış, 5 m'lik tampon şerit uygulaması ile ise çözünmüş ve tutunmuş formda yaklaşık %10'luk pestisit azalması sağlanmıştır. Anız yönetimi ile ilgili uygulamalar çözünmüş formdaki pestisit azaltımında etkili değilken, tutunmuş formda %19-43 arasında azalma elde edilmiştir. Çalışmanın sonucunda da vurgulandığı gibi, EİYU'ları seçerken havzada baskın kullanılan pestisitlerin özellikleri, su ve sediment fazındaki dağılımları önemli bir noktadır. Çimlendirilmiş su yollarının atrazine pestisitinin giderimi üzerindeki etkisini inceleyen Lerch ve diğ., (2008)'te havza bazında pestisit yükünde %25 azalma elde etmiştir. Sediment ve pestisit yükünü azaltmaya yönelik uygulamalarının verimi, pestisit türüne, uygulama alanına, pestisit bitki ile ilişkisine, toprak yapısı ve iklimsel faktörlere bağlı olarak değişebilmektedir.

Bir diğer EİYU türü olan yapay sulak alanlar, tarımsal yüzey akışı ve kirliliği kontrol etmek için kullanılmaktadır. Yapay sulak alanlar (YSA) inşa edilen, doğal sulak alanlara benzeyen, su seviyesi ve akımı kontrol ederek fiziksel, kimyasal ve biyolojik proseslerden faydalanan basit ve düşük maliyetli arıtma yöntemleridir. YSA'lar, çok

fazla dışarıdan bir enerji kullanımı gerektirmeyen hem ekolojik hem de ekonomik öneme sahip doğal arıtma sistemleridir (Ayaz ve diğ., 2011). Şahin ve Karpuzcu, (2020)'de yaptıkları çalışmada, sulak alanların organofosfatlı pestisitlerin dönüşümlerindeki etkisini incelemiştir. Çalışmada, yüksek K_{oc} 'ye sahip hidrofobik pestisitler için, YSA'ların sediment ve bitki üzerinde tutulma sağlayarak, kirlilik su kaynaklarına ulaşmadan tarımsal yüzey akımını tutmaya yaracağı belirtilmiştir. Başka bir sulak alan çalışmasında, yaş-kuru döngüsünde çalıştırılan yapay sulak alanların mikrobiyal popülasyonu artırarak organofosfatlı pestisitlerin ayrışmasına katkıda bulunacağı sonucuna varılmıştır (Karpuzcu ve diğ., 2013). YSA'larda pestisit gideriminde özellikle sedimente tutunan pestisitler için sedimentasyon önemli bir faktördür. Budd ve diğ., (2009)'da sedimentasyonun en çok sulak alanlardaki hidrolik bekletme süresi ve sulak alan bitki örtüsünden etkilendiğini tespit etmiştir. Üç aşamalı bir yapay sulak alan uygulaması, birçok pestisit giderimi için incelenmiş, chlorpyrifos, propanil ve MCPA pestisitleri için %80 üzerinde giderim verimi elde edilmiştir (Matamoros ve diğ., 2020). Bentazon, tebucanazole, oksadiazon ve molinate pestisitleri için ise %50 üzerinde giderim verimi elde edilmiştir. Yapay sulak alanlardaki biyolojik bozunma ve fotoliz mevsimsel değişikliklerle birlikte önemli rol oynamakla birlikte, hidroliz ve organik maddeye tutunma da pestisit gideriminde etkili proseslerdir. Pestisitlerin polarite gibi fiziko-kimyasal özellikleri etkili mekanizmayı belirlemektedir. Maillard ve diğ., (2011)'de yaptıkları bir çalışmada, sulak alanlarda pestisit gideriminin mevsimsel değişimini incelemiştir. Yaz aylarında, diğer aylara oranla daha az pestisit giderildiği tespit etmişlerdir.

Maringanti ve diğ., (2011)'de EİYU'ların maliyetlerini karşılaştırdığı çalışmada, çalışılan birçok EİYU senaryolarında maliyeti en fazla artıran uygulamanın filtre şerit ve onun kombinasyonları olduğu sonucuna varmıştır. Benzer şekilde bir başka çalışmada sediment giderimi için çimlendirilmiş suyolu ve filtre şerit uygulamaları kıyaslanmış, aynı giderim oranı için çimlendirilmiş su yollarının işletme ve bakım masraflarının filtre şeritlere göre çok düşük olduğu görülmüştür. Filtre şerit uygulamasında, çimlendirilmiş su yollarına nazaran daha yoğun bitkilendirilme yapılmasının maliyet artışına sebebiyet verdiği düşünülmektedir (Cambaz, 2018). Yine aynı çalışmada, EİYU maliyet ve verim karşılaştırması organik yük için yapılmış, aynı giderim oranı hedeflendiğinde fakültatif stabilizasyon havuzlarının, yapay sulak alana göre inşa maliyetinin daha fazla, fakat işletme ve bakım masraflarının daha

düşük olduğu tespit edilmiştir. Sulak alanda çok sayıda kullanılan yapı malzemesinin (boru vb.) değişimi ile bitki örtüsünün bakımı ve yenilenmesinden kaynaklandığı düşünülmektedir.

Yayılı kirleticiler, sadece çevresel değil ekonomik sorun da oluşturmaktadır. Yayılı kirleticiler tarafından kirletilen içme suyu havzalarında, su arıtma maliyetleri ciddi bir yük oluşturmaktadır. İleri kademedede arıtılabilen yayılı kirleticiler, çevresel sorunlar oluşturduğu gibi içme suyu havzalarında ciddi su arıtma maliyet yükü de oluşturmaktadır. EİYU'lar Terkos Havzası gibi tarımsal üretimin olduğu içme suyu havzalarında, yayılı kirleticilerin içme suyu rezervuarına ulaşmadan kirletici yükünü azaltabilme potansiyeline sahiptir.





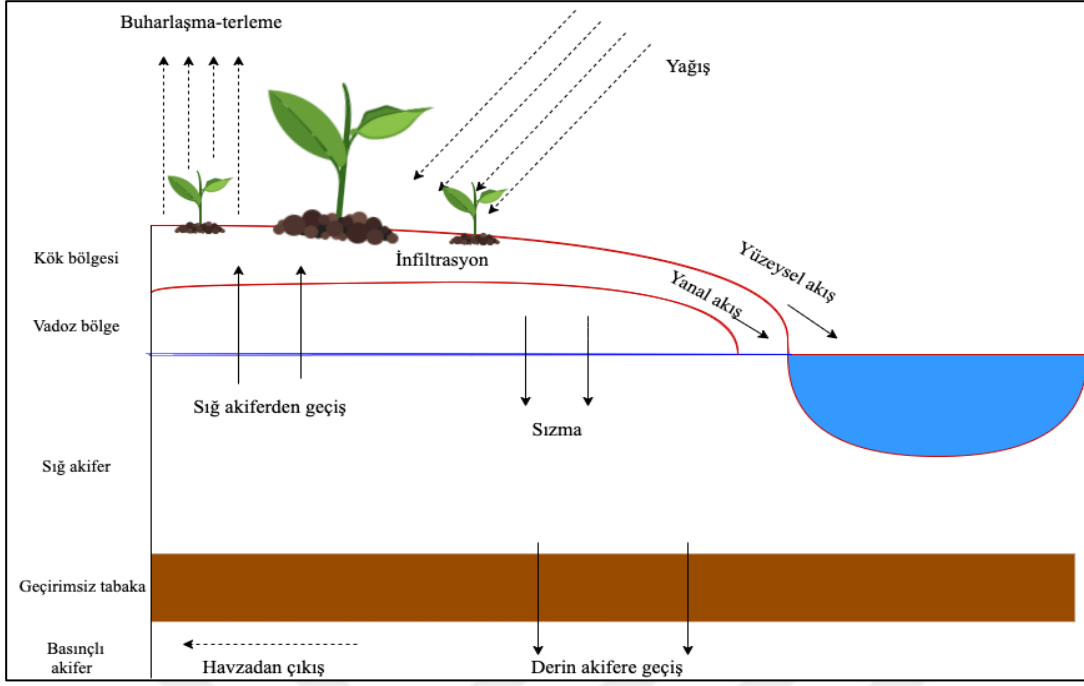
2. MATERYAL VE METOT

2.1 SWAT'ta Hidrolojik Modelleme

SWAT, Amerika Birleşik Devletleri Tarım Departmanı-Tarımsal Araştırma Servisi (USDA-ARS) ve Texas A&M Üniversitesi iş birliği ile 90'lı yıllarda geliştirilmiş bir nehir havzası modelidir. Tarım alanlarından su, sediment, nütrient ve pestisit kullanımının arazi yönetimine etkisini simüle etmek için geliştirilen CREAMS (Chemicals, Runoff, and Erosion from Agricultural Management Systems), pestisit ve nütrientlerin yer altı suları üzerindeki etkileri üzerinde yarattığı etkileri belirlemek için kullanılan GLEAMS (Groundwater Loading Effects on Agricultural Management Systems) ve bitki verimliliği üzerine erozyonun etkilerini simüle etmek için geliştirilmiş EPIC (Environmental Impact Policy Climate) modelleri SWAT modelinin temelini oluşturmuştur (SWAT,2009).

Temel olarak model iklim, topografya, toprak özellikleri, bitki örtüsü ve arazi kullanımı ile ilgili verilerle model kurulur. Model, havzaları alt havzalara, daha sonra Hidrolojik İşlem Birimi (HİB-Hydrological Response Unit) olarak adlandırılan birimlere böler. HİB'ler homojen arazi kullanımı/yönetimi, topografik özellikler ve toprak özelliklerinden oluşur.

SWAT'ta simüle edilecek herhangi bir işlemten önce, su dengesi oluşturulmalıdır. Sediment, nutrient ve pestisitlerin taşınımını modelde doğruca ifade edebilmek için, hidrolojik çevrimin sağlam şekilde kurulması gerekmektedir. Temel olarak, havzadaki hidrolojik çevrim iki esasa dayanır. İlki, su, sediment, nutrient ve pestisitlerin arazi fazından ana kanala taşınması, ikincisi, ana kanalda yani su fazında gerçekleşen dönüşüm ve taşınımlardır. SWAT su döngüsü Şekil 2.1'de verilmiştir.



Şekil 2.1 : SWAT su döngüsü.

İklimsel veriler su dengesini kurabilmek için en temel bileşendir. SWAT'ta kullanılan iklim verileri günlük yağış, maksimum/minumum hava sıcaklığı, solar radyasyon, rüzgâr hızı ve nispi nemdir. Arazi fazında bitki özümlemesi, bitki örtüsünde depolanma, buharlaşma-terleme, suyun toprak kütleinde hareketi, yanıl akış, yüzeysel akış, geri dönüş akış, bitki büyümesi, nütrient ve pestisit taşınımı gibi prosesler gerçekleşir. Arazi fazındaki su bütçesi denklem 2.1'e dayanmaktadır.

$$SW_t = SW_0 + \sum_{i=1}^t (R_d - Q_s - E_a - w_{seep} - Q_{gw}) \quad (2.1)$$

SW_t , nihai toprak nemini (mm H_2O), SW_0 , başlangıç toprak nemini (mm H_2O), R_d günlük yağış miktarını (mm H_2O), Q_s günlük yüzey akış miktarını (mm H_2O), E_a günlük buharlaşma-terleme miktarını (mm H_2O), w_{seep} , günlük toprak profilinden vadoz bölgeye giren su miktarını (mm H_2O), Q_{gw} , günlük geri dönüş akış miktarını (mm H_2O) ifade etmektedir.

Yağış ile havzaya ulaşan su, bitki örtüsünde tutulur ve/veya toprak yüzeyine ulaşır. Toprak yüzeyine ulaşan su, infiltrasyon ile toprak katmanlarında ilerler ya da yüzey akışı olarak devam eder. Suyun topraktaki hareketine nazaran, yüzeysel akış kısa

sürede yüzey sularına ulaşır. Toprakta hapsonulan su ise buharlaşabilir ya da yeraltı su taşınım mekanizmaları ile hareketine devam eder.

Yüzeysel akış eğimli arazi yüzeyinde gerçekleşir. SWAT, her bir HİB’de yüzeysel akış hacmini ve pik yüzey akış miktarlarını simule eder. Yüzeysel akış hacmi hesaplanırken genellikle SCS Eğri Numarası (SCS-CN) metodunun modifiye edilmiş hali kullanılır (USDA Soil Conservation Service, 1972). SCS-CN denklemi:

$$Q_s = \frac{(R_d - I_a)^2}{(R_d - I_a + S)} \quad (2.2)$$

olup Q_s , yüzeysel akış (mm H₂O), I_a , yüzeysel akıştan önce depolanan su, tutulum ve infiltrasyon miktarı (mm H₂O), S , yağış sırasında yüzeysel akış başladıktan sonra havzada tutulabilecek potansiyel maksimum su miktarı (mm H₂O)’dır.

S parametresi, toprak yapısı, arazi kullanımı, yönetim uygulamaları ve eğimdeki farklılıklardan ötürü mekansal olarak, toprak nemine bağlı olarak da zamansal olarak değişebilmektedir. CN eğrilerinden elde edilen değerlerle S parametresi şu şekilde hesaplanır:

$$S = 25.4 \left(\frac{1000}{CN} - 10 \right) \quad (2.3)$$

CN, o güne ait su dağılımını ifade eden eğri numarasıdır.

CN eğri değerleri, toprak geçirgenliği, arazi kullanımı ve önceki toprak nem miktarlarının bir fonksiyonudur. Çeşitli tarımsal uygulamalar için CN2 değerleri Çizelge 2.1’de verilmiştir.

Çizelge 2.1 : Çeşitli tarımsal uygulamalar için CN2 değerleri.

Arazi kullanım türü	Uygulama türü	Hidrolojik durum	Hidrolojik zemin grubu			
			A	B	C	D
Nadasa bırakılmış topraklar	Çıplak toprak Anız bırakılmış	-----	77	86	91	94
		Zayıf	76	85	90	93
		İyi	74	83	88	90
Şerit ekim yapılan topraklar	Düz şerit ekim	Zayıf	72	81	88	91
		İyi	67	78	85	89

Çizelge 2.1 (devam) : Çeşitli tarımsal uygulamalar için CN2 değerleri

Arazi kullanım türü	Uygulama türü	Hidrolojik durum	Hidrolojik zemin grubu			
			A	B	C	D
Küçük taneli tahıl ekimi yapılan topraklar	Kontörlenmiş ekim	Zayıf	70	79	84	88
		İyi	65	75	82	86
	Anız bırakılmış, kontörlenmiş ekim	Zayıf	69	78	83	87
		İyi	64	74	81	85
	Kontörlenmiş ve teraslanmış ekim	Zayıf	66	74	80	82
		İyi	62	71	78	81
	Anız bırakılmış, kontörlenmiş ve teraslanmış ekim	Zayıf	65	73	79	81
		İyi	61	70	77	80
	Düz şerit ekim	Zayıf	65	76	84	88
		İyi	63	75	83	87
	Anız bırakılmış düz şerit ekim	Zayıf	64	75	83	86
		İyi	60	72	80	84
Münavebeli ekim yapılan topraklar/baklagiller/kapalı tohumlular	Kontörlenmiş ekim	Zayıf	63	74	82	85
		İyi	61	73	81	84
	Anız bırakılmış kontörlenmiş ekim	Zayıf	62	73	81	84
		İyi	60	72	80	83
	Kontörlenmiş ve teraslanmış ekim	Zayıf	61	72	79	82
		İyi	59	70	78	81
	Anız bırakılmış kontörlenmiş ve teraslanmış ekim	Zayıf	60	71	78	81
		İyi	58	69	77	80
	Düz şerit ekim	Zayıf	66	77	85	89
		İyi	58	72	81	85
	Kontörlenmiş ekim	Zayıf	64	75	83	85
		İyi	55	69	78	83

Yüzeysel akış potansiyelini etkileyen bir başka etken, toprak hidrolojik grubudur. Toprağın hidrolojik olarak sınıflandırılması A, B, C ve D şeklinde olup, aynı grupta olan topraklar aynı yağış ve arazi örtüsü altında benzer yüzeysel akış potansiyeline sahiptir. A grubundaki toprakların su geçirgenliği fazla, yüzeysel akış potansiyeli düşükken, D grubu toprakları yüksek yüzeysel akış potansiyeline, çok düşük infiltrasyon değerine sahiptir (Çizelge 2.2).

Çizelge 2.2 : Toprak hidrolojik gruplarının sınıflandırılması

Toprak Hidrolojik Grubu	Yüzeysel Akış Potansiyeli	İnfiltrasyon Oranı
A	Düşük	Yüksek
B	Orta	Orta
C	Yüksek	Düşük
D	Çok yüksek	Çok düşük

Yüzeysel akışın zamansal olarak da hesaplanması gerekmektedir. Alt havzanın en uç/uzaktaki noktasına düşen suyun havzanın çıkışına kadar geçirdiği zamana ‘*time of concentration*’ denmektedir. Yüzeysel akış için arazi fazında geçerli *time of concentration* denklem 2.4’ten elde edilmektedir.

$$t_{ov} = \frac{L_{slp}}{3600 \cdot v_{ov}} \quad (2.4)$$

t_{ov} , yüzeysel akış için time of concentration (saat), L_{slp} , alt havza eğim uzunluğu (m), v_{ov} , yüzeysel akış hızı ($m s^{-1}$), 3600, birim dönüşüm faktörünü temsil etmektedir.

Yüzeysel akış hızı, eğimli yüzeyde 1 m’lik şerit için Manning denkleminde (denklem 2.5) hesaplanır. Bazı arazi örtüleri için Manning pürüzlülük katsayısı değerleri Çizelge 2.3’de verilmiştir.

$$v_{ov} = \frac{q_{ov}^{0.4} slp^{0.3}}{n^{0.6}} \quad (2.5)$$

q_{ov} , ortalama yüzeysel akış debisi ($m^3 s^{-1}$), slp , ortalama alt havza eğimi ($m m^{-1}$), n , alt havza için Manning pürüzlülük katsayısıdır.

Çizelge 2.3 : Çeşitli arazi örtüleri için Manning pürüzlülük katsayısı.

Arazi yüzeyi karakteristiği	Medyan	Aralık
Nadasa bırakılmış toprak, anız yok	0.01	0.008-0.012
Geleneksel toprak işleme, anız yok	0.09	0.060-0.120
Geleneksel toprak işleme, anızlı	0.19	0.160-0.220
Pulluk ile toprak işleme, anız yok	0.09	0.100-0.160
Pulluk ile toprak işleme, anızlı	0.13	0.300-0.500
Disk ile toprak işleme, anızlı	0.40	0.300-0.500
Toprak işlemesiz, anız yok	0.07	0.040-0.100
Toprak işlemesiz, anız miktarı:0.5-1 t/ha	0.12	0.070-0.170
Toprak işlemesiz, anız miktarı:2-9 t/ha	0.30	0.170-0.470
Meralar	0.60	
Kısa otlu çayırlar	0.15	0.100-0.200
Yoğun çimen alanlar	0.24	0.170-0.300
Bermuda çimeni	0.41	0.300-0.480

Ana kanala taşınan yüzeysel akış miktarını hesaplamak için yüzeysel akışın havza girişinden çıkışına kadar geçirdiği zamanı göz önünde bulundurmak gerekir. Bu süre büyük havzalarda genellikle 1 günden fazladır. SWAT'ta taşınımındaki bu gecikme *surlag* olarak ifade edilir ve bu parametrenin yüzeysel akış denklemine eklenmesiyle ana kanala taşınan yüzeysel akış miktarı denklem 2.6'daki gibi hesaplanır.

$$Q_{surf} = (Q'_{surf} + Q_{stor,i-1}) \cdot \left(1 - \exp\left[\frac{-surlag}{t_{conc}}\right]\right) \quad (2.6)$$

Q_{surf} , günlük ana kanala ulaşan yüzeysel akış miktarı (mm H₂O), Q'_{surf} , günlük alt havzada toplanan toplam yüzeysel akış miktarı (mm H₂O), $Q_{stor,i-1}$, bir önceki günden

depolanan/geciken yüzeysel akış miktarı (mm H₂O), *surlag*, yüzeysel akış gecikme katsayısı, t_{conc} , alt havza için *time of concentration* (saat)'dır.

Su bütçesinin hesaplamasında diğer önemli bir unsur, evapotranspirasyon (buharlaşma-terleme)dur. Evapotranspirasyon havzadaki su kaybının temel bileşenidir. Bitki yüzeyinden buharlaşma, terleme, sublimleşme ve topraktan suyun buharlaşmasını içerir. Bitki yüzeyinde yağışın tutulma ve kayıp oranı, bitki örtüsü yoğunluğu ve bitki türlerinin morfolojisi buharlaşma-terleme, infiltrasyon ve yüzeysel akış oranlarını etkilemektedir. SWAT'ta hesaplanan bitki örtüsünde tutulabilecek maksimum su miktarı yaprak alan indeksinin bir fonksiyonu olarak günlük değişebilmektedir. Yaprak alan indeksi (LAI) birim toprak yüzey alanı başına yeşil yaprak alanını temsil eden boyutsuz bir büyüklüktür. Bitki örtüsünde tutulacak su miktarı denklem 2.7'den hesaplanmaktadır.

$$can_{day} = can_{mx} \cdot \frac{LAI}{LAI_{mx}} \quad (2.7)$$

can_{day} , bitkide tutulan günlük maksimum su miktarını (mm H₂O), can_{mx} bitki tam geliştiğinde tutulan maksimum su miktarını (mm H₂O), LAI , yaprak alan indeksini, LAI_{mx} , maksimum yaprak alan indeksini ifade eder.

Toprak içerisindeki buharlaşma toprak nemli iken gerçekleşir ve SWAT buharlaşma miktarını toprak katmanları arasında dağıtır. Bir toprak katmanındaki buharlaşma miktarı, toprağın alt tabakası ile üst tabakası arasındaki buharlaşma farkından hesaplanır:

$$E_{soil,ly} = E_{soil,zl} - E_{soil,zu} \quad (2.8)$$

$E_{soil,ly}$ toprak tabakasındaki buharlaşma miktarı (mm H₂O), $E_{soil,zl}$ toprak alt tabakasındaki buharlaşma miktarı (mm H₂O) ve $E_{soil,zu}$ toprak üst tabakasındaki buharlaşma miktarı (mm H₂O)'dır.

Topraktaki suyun evapotranspirasyon ile kayıp miktarı, toprağın derinliklerine inildikçe azalır ve en fazla kayıp ilk 10 mm'de gerçekleşir. Toprak derinliği ile buharlaşma kaybı denklem 3.8'e dahil edildiğinde denklem 2.9 elde edilir.

$$E_{soil,ly} = E_{soil,zl} - E_{soil,zu} \cdot esco \quad (2.9)$$

esco, toprak katmanlarındaki derinlik ile buharlaşma arasındaki ilişkiyi ifade eder. *esco* değeri azaldıkça, modelde toprak alt katmanlarında daha fazla buharlaşma oranına ulaşılır.

Toprakta bitki büyümesi için gerekli su kapasitesi ya da topraktan bitkinin yararlanabildiği su miktarı (AWC), toprağın tarla kapasitesi ile solma noktasındaki nem düzeyleri arasındaki farktan bulunur (denklem 2.10). Laboratuvar koşullarında toprağın, 0.32 Atm basınç altında tutabildiği nem içeriği tarla kapasitesi (FC), 15 Atm basınç altında tutabildiği nem içeriği, sürekli solma noktası (WP) olarak kabul edilmektedir.

$$AWC = FC - WP \quad (2.10)$$

Toprağın suya doymun olduğu zamanlar, topraktaki su hareketi yer çekimi ile hareket edip aşağı yönlüdür. Doymun olmayan koşullarda, yüksek ve alçak su miktarına göre gradientler oluşur ve toprakta su buna göre hareket eder. SWAT, doymun topraktaki su hareketini direk olarak simüle eder. Modelde, farklı toprak katmanlarında suyun uniform dağıldığı kabul edilir. Bu kabul ile doymamış topraktaki suyun yatay akışı elimine edilmiş olur. Doymamış topraktaki su hareketi SWAT'ta dolaylı olarak bitki su özümlemesi ve toprak su neminin derinlik ile değişmesi mekanizmaları ile modellenir.

Toprak yapısına göre, toprak su doymunluğu, tarla kapasitesi ve solma noktaları değişebilmektedir. Killi topraklar daha çok mezo ve mikro gözeneklere sahip iken, kumlu topraklar daha çok makro gözeneklidir. Kumlu topraklar killi topraklara göre daha yüksek hidrolik iletkenliğe sahip, tarla kapasiteleri ve solma noktaları ise daha düşüktür (Çizelge 2.4).

Çizelge 2.4 : Toprak yapısına göre toprağın su tutma oranları.

Tekstür	Kil Oranı (% Katı madde)	Su oranı (toplam toprak hacmine oran)		
		Doyma noktası	Tarla Kapasitesi	Sürekli solma noktası
Kum	%3	0.40	0.06	0.02
Tın	%22	0.50	0.29	0.05
Kil	%47	0.60	0.41	0.20

2.2 SWAT'ta Sediment Modellemesi

Yağış ve yüzeysel akış ile taşınan toprak/sediment partikülleri SWAT'ta MUSLE (Modified Universal Soil Loss Equation) denklemi ile hesaplanır. MUSLE, Wischmeier ve Smith'in, 1965-1978 yıllarda geliştirdiği USLE denkleminin modifiye edilmiş halidir. USLE, havzada gerçekleşen yıllık ortalama tüm erozyonu yağış enerjisinin bir fonksiyonu olarak tanımlar. MUSLE'de ise, yağış enerjisi, yüzey akışı faktörü ile değiştirilmiştir. Böylelikle sediment verimi tahminleri iyileştirilmiş, taşınım miktarı verisi gereksinimi önemsizleştirilmiş ve tekil taşkın olayları için de denklem kullanılmış olmaktadır.

SWAT her bir HİB için günlük yağış ve yüzeysel akış miktarını göz önünde bulundurarak sediment verimini MUSLE denklemi ile hesaplar (denklem 2.11):

$$sed = 11.8 \cdot (Q_{surf} \cdot q_{peak} \cdot area_{hru})^{0.56} \cdot K_{USLE} \cdot C_{USLE} \cdot P_{USLE} \cdot LS_{USLE} \cdot CFRG \quad (2.11)$$

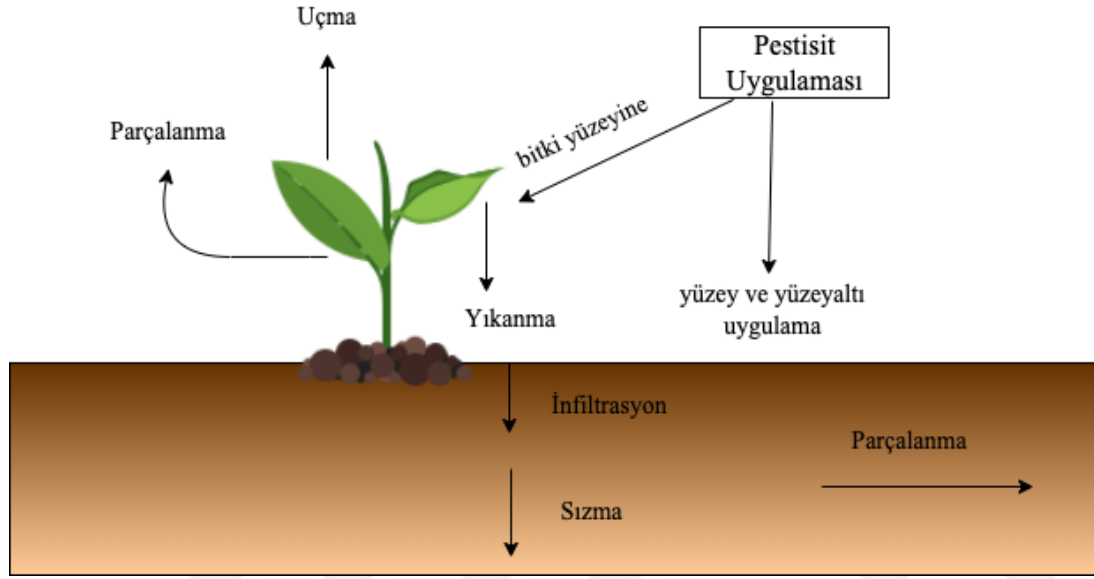
sed, sediment verimini (ton), Q_{surf} yüzeysel akışı (mm H₂O/ha), q_{peak} pik yüzey akış miktarını (m³/sn), $area_{hru}$ HİB alanını (ha), K_{USLE} USLE toprak erodibility faktörünü, C_{USLE} USLE arazi örtüsü ve yönetim faktörünü, P_{USLE} USLE support practice faktörünü, LS_{USLE} USLE topografik faktörünü, $CFRG$ ise coarse fragment faktörünü ifade eder.

MUSLE denkleminde, pik yüzeysel akış miktarı, toplam akış hacmi ve USLE-C faktörü havzadaki değişikliklere göre zamana bağlı değişmektedir. SWAT, sürekli, dinamik bir simülasyon modeli olduğu için, yüzeysel akıştaki ve buna bağlı olarak sediment verimindeki zamansal ve mekansal değişiklikleri yakalayabilmek adına antecedent toprak nemini ve eğri numarasını simülasyon boyunca sürekli günceller.

SWAT'ta arazi fazındaki sediment taşınımı aşınmış sedimentlerin partikül boyut dağılımına göre su kütlelerine ötelenmesini içerir. Kanaldaki sediment taşınımı, nehrin hızına, kanal yatağı-çeperlerinin aşınmasına ve kanal yatağı-çeperlerinin kompozisyonuna göre birikim (deposition) ve parçalanma (degredation) proseslerinin fonksiyonu olarak belirlenir.

2.3 SWAT'ta Pestisit Modellemesi

SWAT'ta pestisit uygulaması HİB'lerde gerçekleşir ve her bir HİB'e uygulanan pestisit, öncelikle bitki tarafından özümlenir. Bitki özümlemesinden sonra, uygulanan pestisit bir kısmı toprak yüzeyine ulaşır. Toprak işleme uygulamaları ile toprak yüzeyindeki pestisit toprağın alt katmanlarına karışır. Şekil 2.2'de arazi fazında pestisitlerin taşınım ve dönüşümleri görülmektedir.



Şekil 2.2 : SWAT arazi fazında pestisitlerin taşınımı ve dönüşümü.

Pestisitler su kanalına ulaşmadan önce, arazi fazında taşınım ve dönüşüme uğrarlar. Bitki özümlemesinden sonra, yağış ile beraber uygulanan pestisit bir kısmı bitki yüzeyinden sıyrılır. Bu sıyrılma oranı (yıkanma-wash-off fraction) bitki morfolojisine, pestisit çözünürlüğüne, yağışın zaman ve yoğunluğuna göre değişebilmektedir. SWAT'ta sıyrılma, günlük yağış miktarı 2.54 mm'yi geçince gerçekleşir.

Bitki üzerinden sıyrılma ile ayrılan pestisit miktarı denklem 2.12'den hesaplanır:

$$pst_{f,wsh} = fr_{wsh} \cdot pst_f \quad (2.12)$$

$pst_{f,wsh}$, bitki yüzeyinden sıyrılan pestisit miktarı (kg pst/ha), fr_{wsh} , sıyrılma oranı, pst_f , bitki üzerindeki pestisit miktarı (kg pst/ha)'dır.

Bitki yüzeyinde ve toprakta, pestisitler bozunmaya/parçalanmaya uğrarlar. SWAT'ta bu parçalanmalar/dönüşümler bir lumped parameter olan yarı-ömür ile ifade edilir.

Topraktaki pestisitın yarı ömrüne göre, parçalanma sonrası kalan pestisit miktarı hesaplanır (denklem 2.13):

$$pst_{s,ly,t} = pst_{s,ly,o} \cdot \exp[-k_{p,soil} \cdot t] \quad (2.13)$$

$pst_{s,ly,t}$, toprak tabakasındaki t zamanında pestisit miktarı (kg pst/ha), $pst_{s,ly,o}$ toprak tabakasındaki başlangıç pestisit miktarı, $k_{p,soil}$ toprakta pestisitın parçalanma/bozunma hız sabiti (1/gün) ve t ilk pestisit uygulamasından sonra geçen zamanı ifade etmektedir.

Toprak katmanında bulunan pestisitler, buharlaşma, fotoliz, hidroliz ve biyoliz gibi tepkimelere maruz kalmaktadırlar. SWAT modeli tüm bu dönüşümleri içerecek şekilde toplu (lumped) bir parametre olan pestisit yarılanma ömrünü kullanır. Pestisitın toprakta parçalanma hızı topraktaki yarı ömrü ile bağlantılı olup denklem 2.14'ten hesaplanır:

$$t_{1/2,s} = \frac{0.693}{t_{p,soil}} \quad (2.14)$$

$t_{1/2,s}$ topraktaki yarı ömrü ifade eder.

Bitki üzerinde gerçekleşen parçalanma denklem 2.15'ten hesaplanır:

$$pst_{f,t} = pst_{f,o} \cdot \exp[-k_{p,foliar} \cdot t] \quad (2.15)$$

$pst_{f,t}$, bitki üzerindeki t zamanında pestisit miktarı (kg pst/ha), $pst_{f,o}$ bitki üzerindeki başlangıç pestisit miktarı, $k_{p,foliar}$ bitki üzerinde pestisitın parçalanma/bozunma hız sabiti (1/gün) ve t ilk pestisit uygulamasından sonra geçen zamanı ifade etmektedir.

Pestisitın bitki üzerinde parçalanma hızı yarı ömrü ile bağlantılı olup denklem 2.16 ile hesaplanır:

$$t_{1/2,f} = \frac{0.693}{t_{p,foliar}} \quad (2.16)$$

$t_{1/2,f}$ bitki üzerindeki yarı ömrü ifade eder.

Bitki üzerinde ve topraktaki dönüşümlerden sonra, pestisit kalıntıları arazi fazından ana kanala ve diğer su kütlelerine taşınırlar. Toprak içerisindeki pestisitlerin taşınımı çözünmüş veya sedimente tutunm ş şekilde gerçekleşir. Bu fazlar arası ayrışmayı ve

dağılım miktarını toprak adsorpsiyon katsayısı (K_p) belirleyecektir. Toprak adsorpsiyon katsayısı denklem 2.17'den hesaplanır:

$$K_p = \frac{C_{solidphase}}{C_{solution}} \quad (2.17)$$

K_p , toprak adsorpsiyon katsayısı ((mg/kg)/(mg/L)), $C_{solidphase}$, katı fazda tutunmuş pestisit miktarı (mg pestisit/kg katı madde), $C_{solution}$, çözünmüş fazdaki pestisit konsantrasyonu (mg pestisit/L). Denklem 3.17'deki toprak adsorpsiyon katsayısı, pestisit tutunma prosesinin konsantrasyon ile lineer ve geri dönüşebilir reaksiyon (instantamepusly reversible) olduğu kabulüne dayanır.

Pestisit dağılımı, toprakta organik madde miktarına bağlı olduğu için, toprak adsorbsiyon katsayısı, toprak organik madde miktarına göre normalize edilir. Toprak adsorpsiyon katsayısı ile toprak organik madde miktarına göre normalize edilmiş toprak adsorpsiyon katsayısını bulmak için denklem 2.18 kullanılır:

$$K_p = K_{oc} \cdot \frac{orgC}{100} \quad (2.18)$$

K_{oc} , organik karbona göre normalize edilmiş toprak adsorpsiyon katsayısı ((mg/kg)/(mg/L)) ve $orgC$ topraktaki mevcut organik madde yüzdesidir.

Toprak tabakasındaki toplam pestisit miktarı çözünmüş ve tutunmuş formdaki pestisitlerin toplamıdır (denklem 2.19).

$$pst_{s,ly} = 0.01 \cdot (C_{solution} \cdot SAT_{ly} + C_{solidphase} \cdot \rho_b \cdot depth_{ly}) \quad (2.19)$$

$pst_{s,ly}$, toprak tabakasındaki pestisit miktarı (kg pst/ha), SAT_{ly} , doyma noktasındaki topraktaki su miktarı (mm H₂O), ρ_b , toprağın hacimsel ağırlığı (Mg/m³), $depth_{ly}$, toprak katmanının derinliği (mm)'dir.

Akışa geçen çözünmüş pestisit miktarı denklem 2.20 ile hesaplanır:

$$pst_{flow} = pst_{s,ly,0} \cdot \left(1 - \exp \left[\frac{-w_{mobile}}{(SAT_{ly} + K_p \cdot \rho_b \cdot depth_{ly})} \right] \right) \quad (2.20)$$

pst_{flow} , akışa geçen pestisit miktarı (kg pst/ha), w_{mobile} , toprak tabakasındaki mobil su miktarı (mm H₂O)'dir.

Akışa geçen pestisitlerin, yüzeysel akış, sızma ve yanal akıştaki dağılımı denklem 2.21-2.24 arasında verilmiştir.

$$pst_{surf} = \beta_{pst} \cdot conc_{pst,flow(top\ 10mm)} \cdot Q_{surf} \quad (2.21)$$

$$pst_{perc,ly} = conc_{pst,flow} \cdot w_{perc,ly} \quad (2.22)$$

$$pst_{lat,top\ 10mm} = \beta_{pst} \cdot conc_{pst,flow} \cdot Q_{lat} \quad (2.23)$$

$$pst_{lat,lowerlayers} = conc_{pst,flow} \cdot Q_{lat} \quad (2.24)$$

pst_{surf} , yüzeysel akışa geçen pestisit miktarı (kg pst/ha), β_{pst} , pestisit sızma katsayısı, $conc_{pst,flow(top10mm)}$, üst 10 mm toprak katmanındaki mobil suda pestisit konsantrasyonu (kg pst/mm H₂O), Q_{surf} , yüzeysel akış miktarı (mm H₂O), $pst_{perc,ly}$, sızma ile toprak alt katmanına geçen pestisit miktarı (kg pst/ha), $w_{perc,ly}$, sızma ile toprak alt katmanına geçen su miktarı (mm H₂O), $pst_{lat,top10mm}$, üst 10 mm toprak tabakasında yanal akışla ayrılan pestisit miktarı (kg pst/ha), $pst_{lat,lowerlayers}$, 10 mm altı toprak tabakalarında yanal akışla ayrılan pestisit miktarı (kg pst/ha), Q_{lat} yanal akış ile toprak tabakasından ayrılan su miktarı (mm H₂O)'dır.

Pestisitlerin, arazi fazında taşınım ve dönüşümleri tamamlandıktan sonra, pestisitler nehir ağına ötelenir. SWAT'ta su fazında bir seferde sadece bir pestisit türü modellenebilir. Ana kanala taşınan pestisit, su- sediment fazlarında ayrılıp ve bu segmentlerde parçalanma, uçuş, çökme ve difüzyon gibi çeşitli dönüşümlere uğrar.

Partiküler ve çözünmüş formdaki pestisitler, pestisit ayrışma katsayısına ve askıda katı madde miktarına göre su fazında ayrışırlar:

$$F_d = \frac{1}{1 + K_d \cdot conc_{sed}} \quad (2.25)$$

$$F_p = \frac{K_d \cdot conc_{sed}}{1 + K_d \cdot conc_{sed}} = 1 - F_d \quad (2.26)$$

F_d çözünmüş haldeki pestisit oranı, F_p partiküler haldeki pestisit oranı, K_d pestisit ayrışma katsayısı (m³/g), $conc_{sed}$, sudaki askıda katı madde konsantrasyonu (g/m³)'tür.

Hem partiküler hem de çözünmüş formdaki pestisitler parçalanma/bozunmaya uğrarlar. Parçalanma ile sudan kaybolan pestisit miktarı ($pst_{deg,wtr}$, mg pst) denklem 2.27 ile hesaplanır:

$$pst_{deg,wtr} = k_{p,aq} \cdot pst_{rchwtr} \cdot TT \quad (2.27)$$

$k_{p,aq}$ suda pestisit ayrışma hız sabiti (1/gün), pst_{rchwtr} , günün başında suda bulunan pestisit miktarı (mg pst) ve TT akım süresidir (gün). Hız sabiti, pestisitın sudaki yarı ömrü ile ilişkilidir (denklem 2.28).

$$k_{p,aq} = \frac{0.693}{t_{1/2,aq}} \quad (2.28)$$

$t_{1/2,aq}$ pestisitın sudaki yarı ömrüdür (gün).

Uçma ile su segmentinden çözünmüş formdaki pestisitler ayrılırlar. Uçma ile sistem dışına çıkan pestisit miktarı ($pst_{vol,wtr}$, mg pst) denklem 2.29 ile hesaplanır:

$$pst_{vol,wtr} = \frac{v_v}{depth} \cdot F_d \cdot pst_{rchwtr} \cdot TT \quad (2.29)$$

v_v , uçma kütle transfer katsayısı (m/gün) ve $depth$, akım derinliği (m)'dir.

Sudaki partiküler formda bulunan pestisitlerin bir kısmı sudan çökme ile ayrılır. Su segmentinden çökme ile ayrılan pestisit miktarı ($pst_{stl,wtr}$, mg pst) ise denklem 2.30 ile hesaplanır:

$$pst_{stl,wtr} = \frac{v_s}{depth} \cdot F_p \cdot pst_{rchwtr} \cdot TT \quad (2.30)$$

v_s , çökme hızını (m/gün) ifade etmektedir.

Sediment segmentine, su segmentinden çökme ve difüzyon ile pestisit taşınımı olur. Sedimentteki pestisitler ise parçalanma, geri salınım, suya doğru difüzyon ve toprağa gömülme gibi proseslerle sistemden ayrılırlar.

Su segmentinde olduğu gibi sediment segmentinde de, pestisitler çözünmüş ve partiküler formda bulunur. Sedimentte çözünmüş ve partiküler halde bulunan pestisit oranları denklem 2.31 ve 2.32 ile hesaplanır.

$$F_{d, sed} = \frac{1}{\phi + (1 - \phi) \cdot \rho_s \cdot K_d} \quad (2.31)$$

$$F_{p, sed} = 1 - F_{d, sed} \quad (2.32)$$

$F_{d, sed}$ çözünmüş halde bulunan sediment oranı, $F_{p, sed}$ partiküler halde bulunan sediment oranı, ϕ , porozite, ρ_s tane yoğunluğu (g/m³) ve K_d pestisit ayrışma katsayısı (m³/g)'dir. Su segmentinde geçerli olan pestisit ayrışma katsayısı sediment segmentinde de kullanılmıştır.

Çözünmüş ve partiküler formda bulunan pestisitler sedimentten parçalanma ile sistemden kaybolurlar:

$$pst_{deg, sed} = k_{p, sed} \cdot pst_{rchsed} \quad (2.33)$$

$pst_{deg, sed}$, parçalanma ile sedimentten ayrılan pestisit miktarı (mg pst) $k_{p, sed}$ sedimentte pestisit ayrışma hız sabiti (1/gün), pst_{rchsed} , sedimentte bulunan pestisit miktarını (mg pst) ifade etmektedir.

Sediment segmentinden resuspension ile suya geçen pestisit miktarı ($pst_{rsp, wtr}$, mg pst):

$$pst_{rsp, wtr} = \frac{v_r}{depth} \cdot pst_{rchsed} \cdot TT \quad (2.34)$$

v_r , geri salınım hızı (m/gün)'dir.

Çözünmüş formdaki pestisitler difüzyona uğrayabilirler. Difüzyon, sediment ve su tabakaları arasında gerçekleşir. Difüzyon yönü, konsantrasyona bağlı olarak değişmektedir. Pestisitler, yüksek konsantrasyondan düşük konsantrasyona doğru hareket ederler. Difüzyon ile su ve sediment segmentleri arasında transfer olan pestisit miktarı (pst_{dif} , mg pst) denklem 2.35 ile bulunur:

$$pst_{dif} = \left| \frac{v_d}{depth} \cdot (F_{d, sed} \cdot pst_{rchsed} - F_d \cdot pst_{rchwtr}) \cdot TT \right| \quad (2.35)$$

v_d , difüzyon ya da karışım hızı (m/day)'dir. Eğer $F_{d, sed} \cdot pst_{rch, sed} > F_d \cdot pst_{rch, wtr}$ ise transfer yönü sedimentten suya doğru, $F_{d, sed} \cdot pst_{rch, sed} < F_d \cdot pst_{rch, wtr}$ ise transfer yönü sudan sedimente doğrudur.

Sediment segmentindeki pestisitlerin bir kısmı toprağın derin katmanlarına gömülerek sistemden ayrılırlar. Toprağa gömülme ile sistemden ayrılan pestisit miktarı (pst_{brl} , mg pst):

$$pst_{bur} = \frac{v_b}{D_{sed}} \cdot pst_{rchsed} \quad (2.36)$$

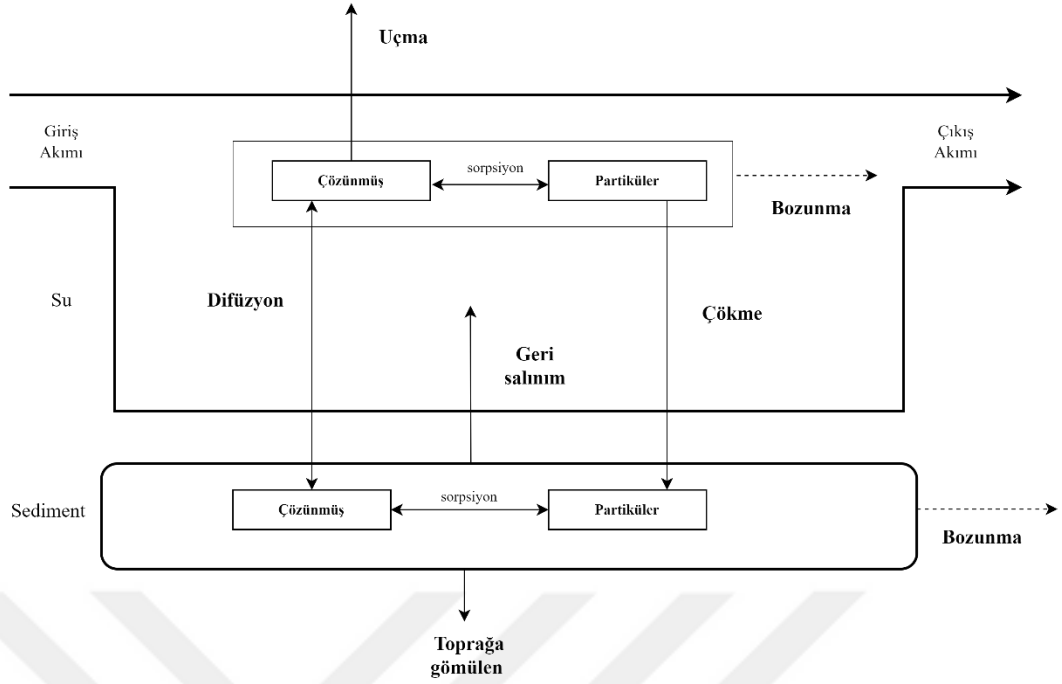
v_b , toprağa gömülme hızı (m/gün), D_{sed} aktif sediment tabakasının derinliği (m)'dir.

Yukarıdaki tüm denklemlerde elde edilen dönüşümler birleştirildiğinde, SWAT modelinin su ve sediment için pestisit kütle dengesi denklemleri 2.37 ve 2.38 elde edilir. SWAT'ta nehirler ve su kütleleri için (sulak alan, göl, rezervuar ve gölet) aynı pestisit dönüşümleri ve kütle dengesi kullanılır. Pestisit kütle dengesinin şematik gösterimi Şekil 2.3'te verilmiştir. Tam karışımli su ve sediment tabakası için kütle dengesi:

$$\Delta pst_{rchwtr} = pst_{in} - (pst_{sol,o} + pst_{sorb,o}) - pst_{deg,wtr} - pst_{vol,wtr} - pst_{stl,wtr} + pst_{rsp,wtr} \pm pst_{dif} \quad (2.37)$$

$$\Delta pst_{rch,sed} = -pst_{deg,sed} + pst_{stl,wtr} - pst_{rsp,wtr} - pst_{bur} \pm pst_{dif} \quad (2.38)$$

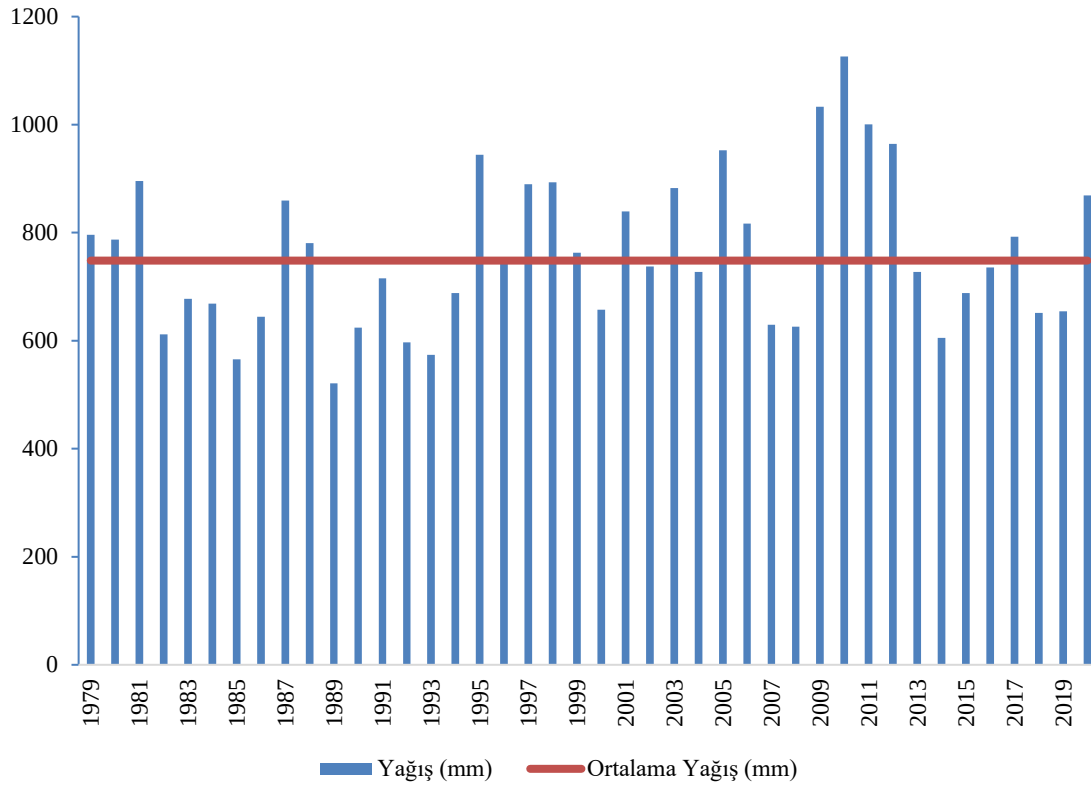
Δpst_{rchwtr} su segmentinde pestisit kütle değişimi (mg pst), $\Delta pst_{rch,sed}$, sediment segmentinde pestisit kütle değişimi (mg pst), pst_{in} giriş akımındaki pestisit miktarı (mg pst), $pst_{sol,o}$, çıkış akımında çözünmüş pestisit miktarı (mg pst), $pst_{sorb,o}$, çıkış akımındaki partiküler pestisit miktarı (mg pst), $pst_{deg,wtr}$ degradasyon ile su fazından ayrılan pestisit miktarı (mg pst), $pst_{vol,wtr}$ uçma ile su fazından ayrılan pestisit miktarı (mg pst), $pst_{stl,wtr}$ çökme ile su fazından ayrılan pestisit miktarı (mg pst), $pst_{rsp,wtr}$ resuspension ile ayrılan pestisit miktarı (mg pst), pst_{dif} su ve sediment fazı arasında difüzyon ile değişen pestisit miktarı (mg pst), $pst_{deg,sed}$ sediment fazında degradasyon ile ayrılan pestisit miktarı (mg pst), pst_{bur} toprağa gömülü olan pestisit miktarı (mg pst) ifade etmektedir. SWAT modeli ile ilgili daha fazla detaya teorik dokümantasyonu ve kullanım kılavuzundan (Neitsch ve diğ., 2012) erişilebilir.



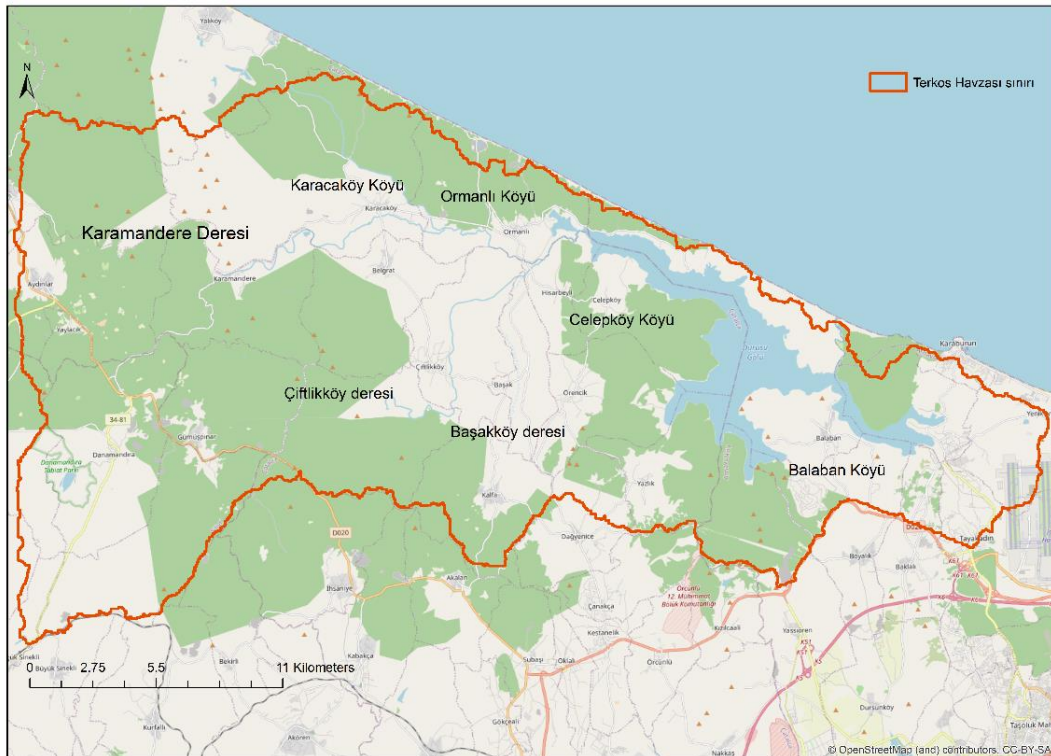
Şekil 2.3 : SWAT su kütleleri ve nehirlerde pestisit kütle dengesi.

2.4 Çalışma Alanı: Terkos Havzası

Terkos Havzası, İstanbul'un kuzeybatısında bulunup, yaklaşık 639 km² su toplama alanına sahiptir. Havzanın mansabında bulunan Terkos Gölü, İstanbul için içme suyu kaynağı olarak kullanılmaktadır. Rezervuar olarak kullanılan Terkos Gölü yıllık maksimum 162.3 milyon m³ su kapasitesine sahiptir (İSKİ,2019). Görece havzada şehirleşmenin az olmasından dolayı İstanbul'un en temiz su kaynaklarından biri olma özelliği taşımaktadır. Terkos gölü ve drenaj ağı ağırlıklı olarak kış aylarındaki (Aralık-Şubat) yağışlardan gelen sularla beslenmektedir. Ilıman iklim şartlarına sahip havzada, uzun yıllar yıllık toplam yağış ortalaması 748 mm, ortalama sıcaklık ise 17 °C'dir. Yıllar arası havzadaki yağış değişiklikleri Şekil 2.4'te verilmiştir. Havzanın ana beslemesini oluşturan, havzanın güneybatı kısmında bulunan Karamandere/Istıranca Deresi'dir. Havzadaki ana yerleşim birimleri ve dereler Şekil 2.5'te gösterilmiştir.



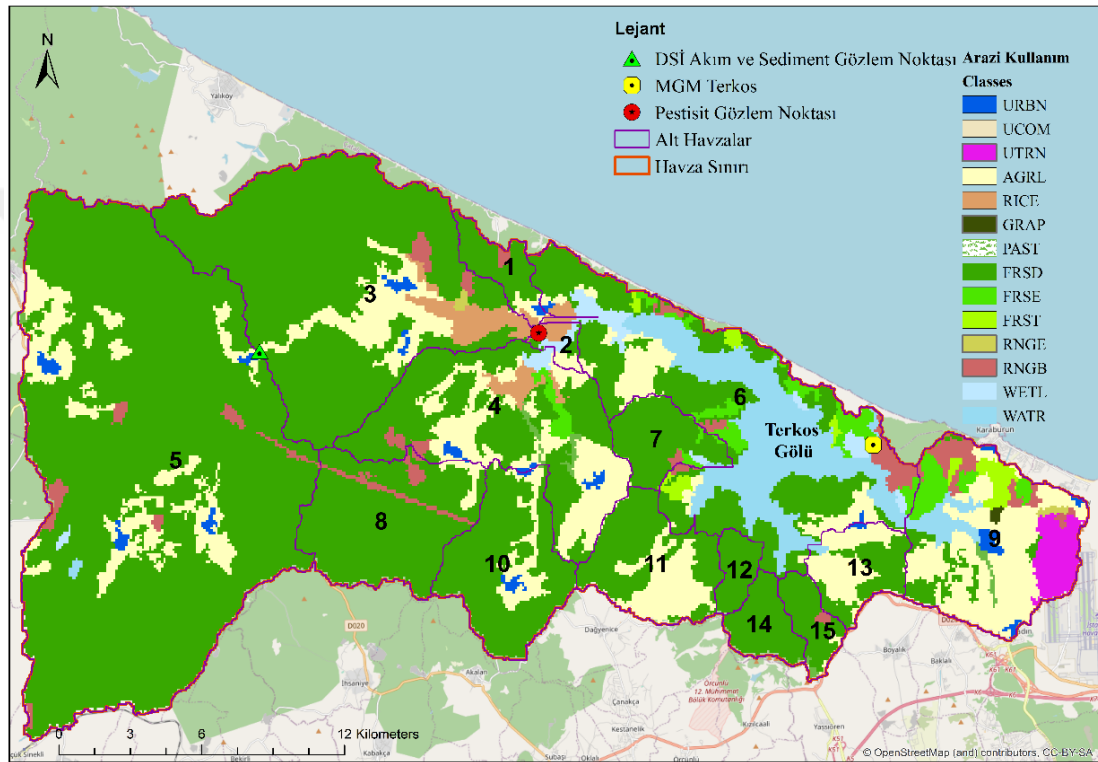
Şekil 2.4 : Terkos Havzası uzun yıllar yağış grafiği.



Şekil 2.5 : Terkos Havzası sınırları içerisinde bulunan önemli dereler ve köyler.

CORINE 2018 uydu- arazi kullanım haritasına bakıldığında, havzanın büyük oranda (%71.31) ormanlarla kaplı olduğu görülür (Şekil 2.6). Kuru tarım alanı %15.88 iken

sulu tarım yapılan çeltik tarlalarının oranı %1.56'dır (Çizelge 2.5). Bölgedeki tarım alanları havzadaki su kalitesi için en büyük riski oluşturmaktadır. Havza alanında 0-400 metre arasında değişen yükseltiler bulunur. FAO toprak haritasına göre, havzada ağırlıklı toprak türü kırmızı kahverengi akdeniz toprağıdır. Havzadaki geçirimli tabaka, serbest kum, az killi kum, killi kum, siltli kum, kum taşı veya kum taşının bozulmuş şekillerinden meydana gelmiştir. Geçirimsiz tabaka ise genellikle kil, marn, az siltli kil ve yer yer kumlu zeminden oluşmaktadır (Yılmaz, 2013).



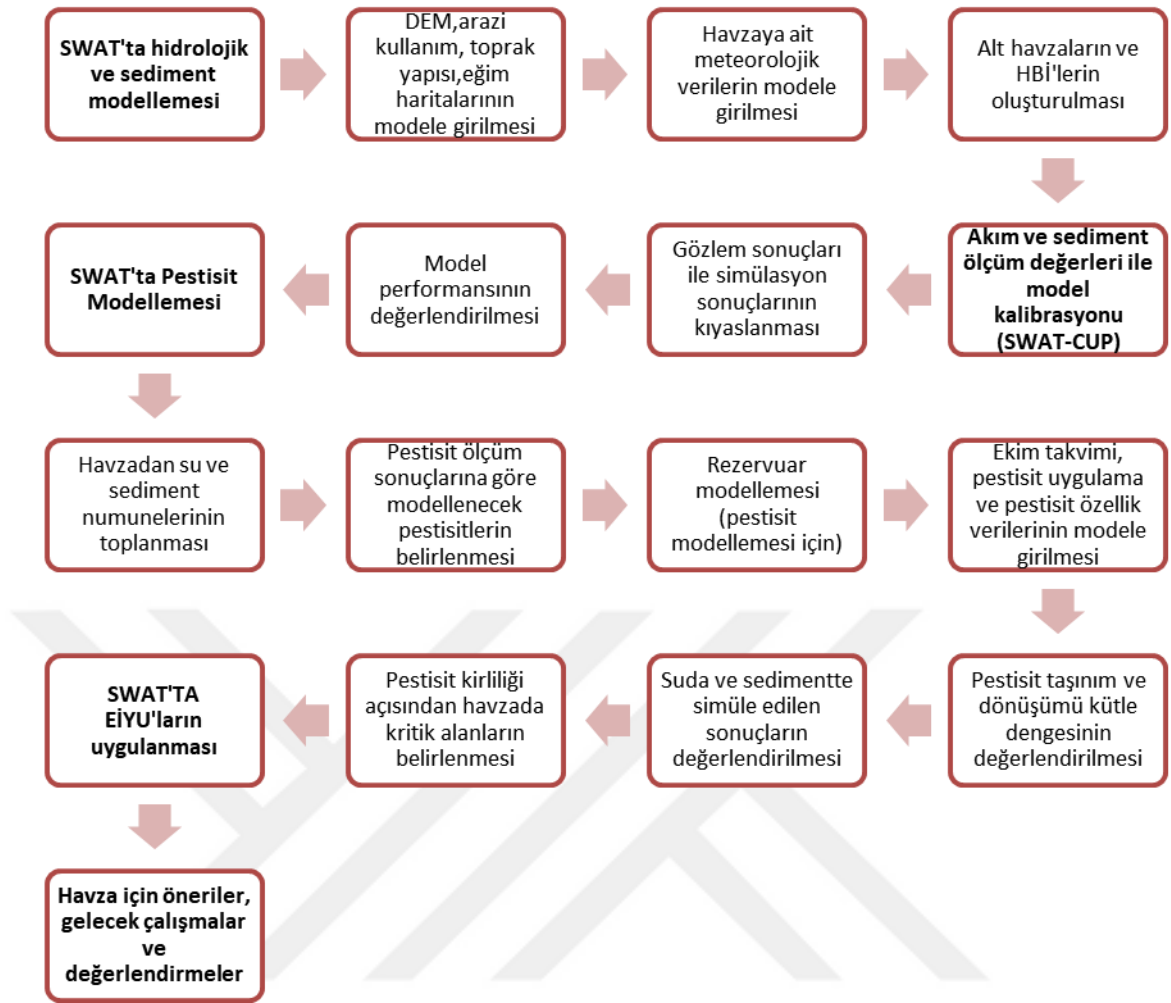
Şekil 2.6 : Terkos Havzası arazi kullanım haritası. (CORINE,2018; URBN:şehir alanları, UCOM:endüstriyel alanlar, UTRN:ulaşım alanları, AGRL:tarım alanları, RICE:çeltik tarlaları, GRAP:üzüm bağları, PAST:otlak ve meralar, FRSD:yaprak döken ağaçlar, FRSE:yaprak dökmeyen ağaçlar, FRST:karışık orman alanı, RNGE:yeşillikler (çimen), RNGB:yeşillikler (çalılık), WETL:sulakalanlar, WATR:su kütleleri)

Çizelge 2.5 : Terkos Havzası arazi kullanım oranları.

	Alan (ha)	Havza alanına oranı (%)
Yerleşim Yerleri	580.60	0.91
Ticari Alanlar	3.54	0.01
Ulaşım	577.69	0.91
Tarım Alanları	10119.72	15.88
Çeltik Tarlaları	994.22	1.56
Üzüm bağları	28.89	0.05
Meralar	198.04	0.31
Orman (yaprak döken)	43769.04	68.7
Orman (yaprak dökmeyen)	1205.17	1.89
Orman (karışık)	460.68	0.72
Yeşillikler (çimen)	75.77	0.12
Yeşillikler (çalılık)	1537.93	2.41
Sulak Alanlar	604.04	0.95
Su kütleleri	3552.27	5.58

2.5 Model Kurulumu

Bu çalışmada, ArcGIS üzerinde çalışan SWAT2012 Revision 664 sürümü kullanılmıştır. Hidrolojik ve su kalitesi (pestisit) gözlem noktalarına göre alt havza çıkışları belirlenmiştir. Oluşturulan alt havzalarda, arazi kullanımı, toprak yapısı ve eğime göre %5 eşik değerinde HİB'ler oluşturulmuştur. Çalışmada, model kurulumu için uygulanan metodoloji Şekil 2.7'de özetlenmiştir. Hidrolojik modelin kurulumunda yüzeysel akış için SCS Eğri Numarası methodu, potansiyel evapotranspirasyon için Penman-Monteith methodu, kanal içerisinde su hareketi/ötelenmesi için ise '*variable storage*' methodu kullanılmıştır. Sediment modellemesinde, kanalda sediment ötelemesi hesaplamaları için '*Simplified Bagnold Equation*' kullanılmıştır. Çalışmada kullanılan haritalar, UTM Zone 35 koordinat sistemine göre ayarlanmıştır.



Şekil 2.7 : Çalışmada izlenen metodoloji.

2.6 Model Girdileri

SWAT modelini kurmak için öncelikle gerekli olan veriler, Digital Yükseklik Modeli (DEM), arazi kullanım haritası, toprak haritası, havza sınırları ve havza eğim oranlarıdır. Modelde kullanılan tüm veriler ve kaynakları Çizelge 2.6'da verilmiştir. DEM haritası, arazinin topografyasına göre nehir ağlarını ve alt havzaları oluşturmayı sağlar. Çalışmada kullanılan DEM haritası ile oluşturulan nehir ağı, uydu görüntüleri ile kıyaslandığında, pestisit numunelerinin alındığı bölgede (Ormanlı Köyü civarı) gerçekçi olmadığı tespit edilmiştir. Bundan dolayı uydu görüntülerindeki nehir ağları, açık kaynak kodlu QGIS (Coğrafi Bilgi Sistemleri) programı sayesinde DEM haritası içerisine gömülmüştür (Burn In). Model kurulumunda modifiye edilmiş bu DEM haritası kullanılmıştır. Havza eğim oranları literatürdeki çalışmalardan elde edilmiştir (Kaya, 2016). Buna göre havza eğimi 4 sınıfa ayrılmıştır (Çizelge 2.7). Arazi kullanım haritaları Avrupa Çevre Ajansı (EEA) tarafından sağlanan CORINE-2018 uydu

görüntülerinden elde edilerek SWAT formatına uygun hale getirilmiştir. Corine 2018 arazi kullanım haritası akım ve su kalitesi gözlem noktaları, meteorolojik istasyon ve alt havzalar ile birlikte Şekil 2.6’da verilmiştir.

Çalışmanın başlangıcında toprak haritası olarak Birleşmiş Milletler Gıda ve Tarım Örgütü (FAO) tarafından sağlanan ‘Digital Soil Map of the World’ toprak haritası kullanılmıştır. Bu haritaya göre havzadaki toprak yapısı kırmızı-kahverengi akdeniz toprağı (chromic luvisol) olarak sınıflandırılmıştır. Tüm havza için tek tip toprak yapısı içeren FAO haritası yerine, daha sonra yerel kaynaklardan elde edilen detaylı toprak haritası kullanılmıştır.

Hidrolojik modelin tamamlanması için meteorolojik verilere ihtiyaç duyulmaktadır. Global kaynaklardan (CFSR-Climate Forecast System Reanalysis) elde edilen veriler 1979-2013 yıllarını kapsamakta ve SWAT formatına uygun halde bulunmaktadır. Yerel kaynaklardan elde edilen veriler ise 2014-2020 yılları için İstanbul Büyükşehir Belediyesi’nin açık veri portalından elde edilmiştir. Terkos istasyonuna ait günlük yerel meteorolojik veriler, SWAT formatına uygun hale getirilerek modele girilmiştir.

Çizelge 2.6 : SWAT modeli kurulumu için kullanılan veriler ve kaynakları.

Veri	Kaynak	Açıklama
DEM	USGS Earth Explorer SRTM (https://earthexplorer.usgs.gov/)	1-ark çözünürlüğünde (~30 m)
Arazi kullanım haritası	Corine Arazi Kullanım Haritası 2012-2018 (https://land.copernicus.eu/pan-european)	Geometrik doğruluğu 100 m’den daha iyi
Toprak haritası	Yerel toprak haritası	Çölleşme ve Erozyonla Mücadele Genel Müdürlüğü
İklim	SWAT Global Weather DataCFSR (https://globalweather.tamu.edu/) İBB açık veri portalı (https://data.ibb.gov.tr/)	Global veriseti 1979-2013 Terkos istasyonuna ait 2014-2020 yılları arası iklim verileri
Akım	Devlet Su İşleri	Karamandere istasyonuna ait 2002-2020 arası günlük/aylık akım bilgileri
Sediment	Devlet Su İşleri	Karamandere istasyonuna ait sediment ölçümleri (2014-2020)

Çizelge 2.7 : Terkos Havzası arazi eğim sınıfları ve havza alanına oranları.

Eğim Sınıfı	Havza alanına oranı (%)
%0-6	36.04
%6-12	19.12
%12-20	20.44
%>20	24.40

2.7 Model Kalibrasyonu: SWAT-CUP ve SUFI-2 Algoritması

SWAT-CUP (Soil and Water Assessment Tool Calibration and Uncertainty Program) SWAT modelinin otomatik kalibrasyonunun yapılabilmesi için geliştirilmiş bir yazılımdır (Abbaspour ve diğ., 2007). SWAT-CUP, SWAT çıktıları kullanarak, kullanımı kolay bir ara yüz sunarak kalibrasyon ve hassasiyet analizi aşamalarını pratik hale getirmiştir. Program içerisinde çeşitli optimizasyon algoritmaları ve performans ölçütleri bulunmaktadır.

Hidrolojik modellerde genellikle kullanılan optimizasyon algoritması SUFI-2'dir (Yang, 2008). SUFI-2, kalibre edilen parametreler için muhtemel tüm belirsizlikleri içerecek şekilde, gözlem değerlerini yakalamaya çalışan iteratif bir süreçtir. Iteratif sümülasyonlarda, parametre aralığının küçülmesiyle '%95 prediction uncertainty (95PPU)' olarak adlandırılan belirsizlik bant aralığı daraltılmaya çalışılır. 95PPU, model kurulumu, parametrisasyonu ve kullanıcı hatası gibi model çıktısında sapmalara yol açabilecek birçok belirsizliği içermektedir. Gözlem değerleri %95 güven aralığında kalacak şekilde, kalibrasyon işlemi gerçekleştirilir. Daha geniş ve fiziksel olarak mantıklı parametre aralığı ile kalibrasyon işlemine başlamak, birçok gözlem verisinin %95 güven aralığında kalmasını sağlayacaktır.

SUFI-2 yaklaşımında kalibre edilmiş modelin belirsizliğini ölçüp model performansını değerlendirmek için iki indis (p-faktör ve r-faktör) bulunur. p-faktör, belirsizlik bant aralığı içerisine düşen gözlem veri yüzdesini, r-faktör ise belirsizlik bantının genişliğini ifade etmektedir. Hidrolojik modelleme çalışmalarında p-faktör değerinin genellikle 0.7'den büyük olması istenir r-faktör ise 0 ile ∞ arasında değerler alır ve 1 civarında olması ile optimum model performansı elde edilmiş olur (Abbaspour ve diğ., 2015).

2.7.1 Kalibrasyon parametreleri ve hassasiyet analizi

Bu çalışmada, SWAT-CUP versiyon 5.1.6 kullanılmıştır. Öncelikle, Terkos Havzası ile ilgili yapılmış çalışmalar referans alınarak, hassasiyet analizi uygulanacak parametreler seçilmiştir (Cüceloğlu ve Öztürk., 2017). SWAT-CUP'taki Global Hassasiyet Analizi uygulanarak 0.05'ten küçük p değerlerine sahip parametreler hassas olarak nitelendirilmiştir. Çizelge 2.8'de kalibrasyon parametreleri ve başlangıç aralıkları görülmektedir. SWAT-CUP'ta kalibrasyon işlemi, mevcut parametre değer yapılan iterasyonlarla kalibrasyon alt ve üst değerleri arasında optimuma varacak şekilde gerçekleştirilir. Çizelge 2.8'de verilen r_ parametrelerin yüzdesel olarak değişimini ifade eder.

Çizelge 2.8 : Hidrolojik model kalibrasyon başlangıç parametre aralıkları.

Parametre	SWAT dosyası	Başlangıç aralığı
r__OV_N.hru	hru	-0.5-0
r__HRU_SLP.hru	hru	0-0.5
r__SLSUBBSN.hru	hru	-0.5-0
r__ESCO.hru	hru	-0.5-0.2
r__REVAPMN.gw	gw	-0.5-0.5
r__GWQMN.gw	gw	-0.5-0.5
r__SOL_BD(..).sol	sol	-0.5-0.5
r__GW_REVAP.gw	gw	-0.5-0.5
r__SOL_K(..).sol	sol	-0.5-0.5
r__SOL_AWC(..).sol	sol	-0.5-0.2
r__ALPHA_BF.gw	gw	-0.5-0.5
r__CN2.mgt	mgt	-0.2-0.8

2.7.2 Hidrolojik model kalibrasyonu ve validasyonu

Model ısınma periyodu olarak 1997-2001 yılları arası seçilmiştir. Bu 5 yıllık ısınma periyodu sayesinde, akış dengesinin sağlanıp sistemin stabil hale gelmesi sağlanır. Hidrolojik modelin kalibrasyonu için 2002-2013 yılları, validasyonu için 2014-2020 yılları kullanılmıştır. Kalibrasyon ve validasyon periyotlarını ayarlamak için istatistiksel analiz yapılmıştır. Kalibrasyon ve validasyon dönemindeki ortalama akım ve standart sapmalarına bakılarak, iki verisetinin birbirinden çok ayrık olmaması dikkate alınmıştır. Havza içerisinde Devlet Su İşleri'ne (DSİ) ait bir adet akım gözlem istasyonu bulunmaktadır. Hidrolojik model kalibrasyonu için bu dereye ait günlük akım verileri kullanılmıştır. Kalibrasyon işlemi aylık olarak gerçekleştirilmiştir.

2.7.3 Sediment kalibrasyonu

Havzada çalışılmış herhangi bir sediment kalibrasyon işlemi olmadığı için, uluslararası literatürde SWAT sediment çalışmaları araştırılmış, sediment kalibrasyonunda etkili olan parametreler tespit edilmiştir (Çizelge 2.9). Sediment parametreleri belirli aralıklarda SWAT-CUP'a girilmiş, program çalıştırılmıştır. Migliaccio ve Chaubey (2008)'de akım kalibrasyonundaki ufak bir belirsizliğin, sediment kalibrasyonunda daha büyük bir belirsizliğe yol açtığını bulmuşlardır. Bundan dolayı, sediment kalibrasyonu akım kalibrasyonu tamamlandıktan sonra gerçekleştirilmiştir.

Sediment ölçüm noktası, akım gözlem istasyonu ile aynı yerde olup 2014 yılından itibaren aylık ölçülen sediment miktarı kalibrasyon sonucu simülasyon değerleri ile kıyaslanmıştır. Sediment numunelerinin grab (anlık) olarak toplanması ve ölçümlerin anlık debi değerlerine göre değişkenlik göstermesinden dolayı sediment kalibrasyonunda uzun yıllar sediment verimi değeri kullanılmıştır. Günlük ya da aylık SWAT sediment modellemesi çıktıları, o güne veya aya ait sediment verimi ya da konsantrasyonunun ortalama değerlerini vermektedir. DSI sediment ölçümleri ise herhangi bir ayda tek bir günü temsil etmektedir. Bundan dolayı, SWAT'ın simülasyon yılları içerisindeki ortalama sediment verimi çıktıları, DSI'nin uzun yıllar ortalamaları ile kıyaslanmıştır.

Çizelge 2.9 : Sediment kalibrasyonunda kullanılan parametreler.

Parametre	Tanım	SWAT Dosyası
HRU_SLP	Ortalama eğim dikliği	.hru
SLSUBBSN	Ortalama eğim uzunluğu	.hru
SPEXP	Kanalda yeniden sürüklenen sedimenti hesaplamak için kullanılan üssel parametre	.bsn
SPCON	Kanalda yeniden sürüklenen maksimum sedimenti hesaplamak için kullanılan lineer parametre	.bsn
CH_COV1	Kanal aşınabilirlik faktörü	.rte
SOL_K	Doymuş hidrolik iletkenlik	.sol
USLE_K	USLE denklemi toprak aşınabilirlik faktörü	.sol
CH_N2	Ana kanal için Manning katsayısı	.rte
CH_K2	Ana kanalın alüvyol kısmının efektif hidrolik iletkenliği	.rte
CH_S2	Ana kanalın ortalama eğimi	.rte
USLE_P	USLE denkleminde toprak işlemenin toprağı tutmadaki etkisini ifade eden faktör	.mgt
LAT_SED	Yanal ve baz akıştaki sediment konsantrasyonu (mg/L)	.hru
CH_COV2	Kanal örtü faktörü	.rte
USLE_C	USLE denkleminde minimum C faktörü	crop.dat

2.7.4 Performans ölçütleri ve amaç fonksiyonları

Kalibrasyon ve validasyon işlemlerinin performansını istatistiksel olarak değerlendirmek için amaç fonksiyonları olarak adlandırılan ölçütlere ihtiyaç vardır. Hidrolojik modellerde genellikle korelasyon katsayısı (R^2) ve Nash-Sutcliffe Efficiency (NSE) amaç fonksiyonları olarak kullanılır (Moriasi ve diğ., 2007).

Korelasyon katsayısı R^2 , gözlem değerleri ile simülasyon sonuçları arasındaki doğrusallığı ifade eder:

$$R^2 = \left\{ \frac{\sum_{i=1}^n (Q_{göz}^i - Q_{göz}^{ort})(Q_{sim}^i - Q_{sim}^{ort})}{[\sum_{i=1}^n (Q_{göz}^i - Q_{göz}^{ort})^2]^{0.5} [\sum_{i=1}^n (Q_{sim}^i - Q_{sim}^{ort})^2]^{0.5}} \right\}^2 \quad (2.39)$$

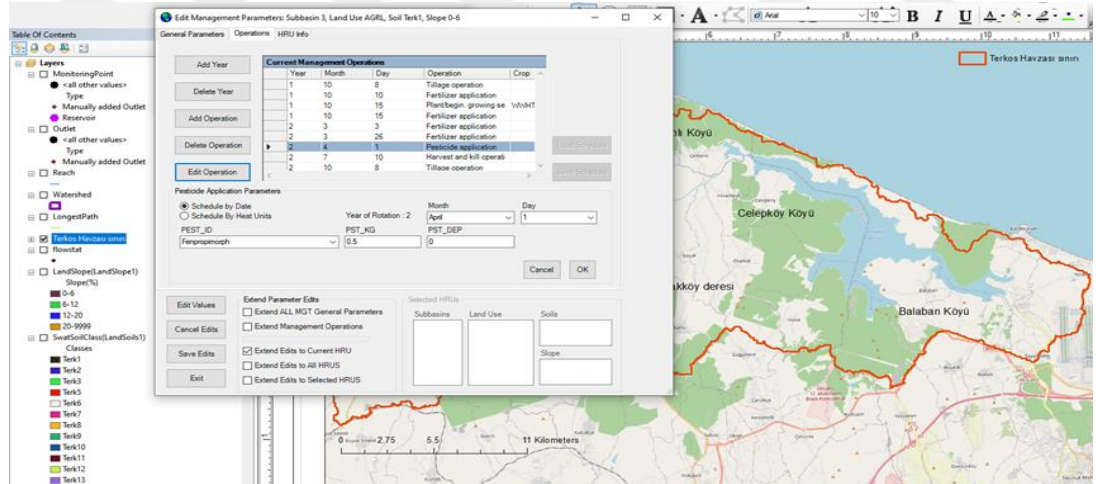
Nash-Sutcliffe Efficiency (NSE) değeri, gözlem değerlerine karşı simülasyon değerlerinin oluşturduğu grafikte 1:1 grafiğine ne kadar yaklaşıldığını gösterir:

$$NSE = 1 - \left[\frac{\sum_{i=1}^n (Q_{göz}^i - Q_{sim}^i)^2}{\sum_{i=1}^n (Q_{göz}^i - Q_{göz}^{ort})^2} \right] \quad (2.40)$$

NSE'nin 1 olması, yöntemin mükemmel yöntem olduğunu kanıtlar. NSE'nin 0 ile 1 arasında değer alması genelde yöntem performansının kabul edilebilir olduğu anlamına gelmektedir.

2.8 Pestisit Simülasyonu

Hidrolojik ve sediment modeli kurulup, gerekli parametreler kalibre edildikten sonra, kalibre edilmiş parametreler ile pestisit simülasyonuna dair veriler girilir. Pestisit uygulama verilerinin, öncelikle SWAT'ta pestisit uygulaması yapılacak HİB'lere 'management operation (.mgt)' olarak girilmesi gerekmektedir. Bu dosya, pestisit uygulama zamanı (gün-ay-yıl), pestisit uygulama miktarı ve pestisit uygulama derinliği bilgilerini içermektedir (Şekil 2.8). Pestisit uygulama bilgileri ile birlikte, bitki ekim takvimi (ekim-hasat-sulama-gübreleme) de bu kısma eklenmektedir. Terkos Havzası'nda kuru tarım yapıldığı için, hububat üretiminde sulama suyu kullanılmamaktadır. Bundan dolayı kuru tarım simülasyonlarında SWAT'ta sulama suyu seçeneği kullanılmamıştır. Havzadaki çeltik alanları için arazi bazlı bir model olan RICEWQ (RiceWaterQuality) kullanılmıştır. Bu model Bölüm 2.9'da detaylıca anlatılmıştır.



Şekil 2.8 : Pestisit uygulama verisinin modele girilmesi.

HİB'lere pestisit uygulama takvimi girildikten sonra, SWAT'ın pestisit veritabanında (pest.dat) modellenecek pestisit seçilerek, gerekli fiziko-kimyasal özelliklerinin girilmesi gerekir. SWAT'ın pestisit veritabanında bulunan pestisitler için, SKOC (organik karbona göre normalize edilmiş toprak-su ayrışma katsayısı), WOF (pestisit bitki üzerinden sıyrılma miktarı), WSOL (pestisit sudaki çözünürlüğü), H LIFE_S

(pestisitın topraktaki yarı ömrü), HLIFE_F (pestisitın bitki üzerindeki yarı ömrü) ve AP_EF (pestisit uygulama verimi) parametreleri yer alır. Pestisit taşınımıyla ilgili diğer parametreler ise SWAT'ın çeşitli girdi dosyalarında yer almaktadır (Çizelge 2.10).

Çizelge 2.10 : SWAT'ta kullanılan pestisit taşınımı ile ilgili bazı parametreler.

Parametre	Tanım	SWAT Dosyası	Proses
PERCOP	Pestisit sızma katsayısı	.bsn	
PSTENR	Topraktaki pestisit için zenginleştirme miktarı	.chm	Pestisit taşınımı
PLTPST	Bitki üzerindeki başlangıç pestisit miktarı	.chm	
SOLPST	Topraktaki başlangıç pestisit miktarı	.chm	
CHPST_CONC	Nehirde başlangıç pestisit konsantrasyonu (mg/m ³)	.swq	
CHPST_KOC	Su ve sedimentte pestisit ayrışma katsayısı (m ³ /g)	.swq	
CHPST_REA	Nehirde pestisit reaksiyon katsayısı (1/gün)	.swq	Pestisit taşınımı (nehirde, akım için)
CHPST_VOL	Nehirde pestisit uçuş katsayısı (m/gün)	.swq	
CHPST_STL	Tutunmuş formdaki pestisitlerin çökme hızı (m/gün)	.swq	
CHPST_RSP	Pestisitın sedimentten suya geçiş hızı (m/gün)	.swq	
CHPST_MIX	Nehirde pestisitın difüzyon hızı (m/gün)	.swq	Pestisit taşınımı (nehirde, sediment için)
SEDPST_CONC	Başlangıç nehir sediment yatağında pestisit konsantrasyonu (mg/m ³)	.swq	
SEDPST_REA	Nehir sediment yatağında pestisit reaksiyon katsayısı (1/gün)	.swq	
SEDPST_BRY	Nehir sediment yatağında pestisitın toprağın derin katmanlarına gömülme hızı (m/gün)	.swq	
SEDPST_ACT	Aktif sediment tabakası derinliği (m)	.swq	

2.8.1 Pestisit seçimi

Havzada, çeltik tarımı ve kuru tarımın yoğun yapıldığı Karacaköy, Karamandere ve Ormanlı köyleri aksında, Karamandere'nin Terkos Gölü'ne ulaşmadan önceki kısmından 2019 ve 2020 yıllarında çeşitli aylarda su ve sediment numuneleri alınmıştır. Alınan numunelerde, TÜBİTAK Marmara Araştırma Merkezi laboratuvarlarında pestisit tarama analizi yapılmıştır. Bu değerlendirmelerin sonucunda, havzada kuru tarım ve çeltik alanlarında kullanılan, modellemeye

kullanılacak pestisitlere karar verilmiştir. Numune alma noktasına ait uydu görüntüsü Şekil 2.9’da verilmiştir. Ayrıca numune alma işlemine ve havzanın çeşitli bölgelerine ait fotoğraflar EK-A’da mevcuttur. Seçilen pestisitlerin, yasaklanmamış, hakkında uygulama verilerine ulaşılabilir olması göz önünde bulundurulmuştur.



Şekil 2.9 : Pestisit numune alma noktası, Ormanlı Köyü civarı.

2.8.2 Pestisit uygulama ve kullanım verileri

Pestisit tarama analizleri sonucunda modellenmesine karar verilen pestisitler, fenpropimorph, bentazon ve chlorpyrifostur. Pestisit kullanımı ve uygulama ile ilgili verilerin yeterli olmayışından ötürü modelde bazı kabuller yapılmıştır:

- Havzada uygulanan pestisitlerin, hangi yıl ne kadar miktarda kullanıldığı bilinmediği için, simülasyon gerçekleştirilen tüm yıllarda, aynı miktarda pestisit kullanıldığı varsayılmıştır.
- Seçilen pestisitlerden bazıları, literatürde hem çeltik hem kuru tarım için kullanılabilmektedir, bu çalışmada sadece en yaygın kullanım alanı tercih edilmiştir.
- SWAT’ta AGRL olarak geçen, genel tarım alanını temsil eden arazinin tümünde kışlık buğday tarımı yapıldığı varsayılmıştır. Türkiye İstatistik Kurumu verilerine bakıldığında da Çatalca ilinde en yaygın kışlık buğday ekildiği görülmektedir.

- Pestisit uygulama takvimi, resmi olarak tutulmadığından dolayı, pestisit uygulamaları, her simülasyon yılında aynı seçilmiştir. Pestisit uygulama zamanları saha çalışmasında çiftçilerle görüşerek ve literatürden elde edilmiştir. Pestisit uygulamaya zamanı seçilirken yağışlı dönem olmamasına dikkat edilmiştir.

Pestisit kullanım miktarını hesaplamak için, Tarım ve Orman Bakanlığı Bitki Koruma Ürünleri Veritabanı (BKÜ)'nda seçilen pestisitler için tavsiye kullanım dozu miktarları elde edilmiştir (URL-2). Bu kullanım dozu, pestisit konsantrasyonu ile çarpıldığında, alana uygulanan pestisit miktarı elde edilmiş olmaktadır:

$$UM \left[\frac{kg}{ha} \right] = UM \left[\frac{L \text{ pestisit}}{ha} \right] \cdot \text{konstrasyon} \left[\frac{g}{L} \right] \cdot 0.001 \left[\frac{kg}{g} \right] \quad (2.41)$$

UM, uygulanan pestisit miktarını, *konstrasyon*, uygulanan pestisit konsantrasyonunu, 0.001 ise birim dönüşüm sayısını ifade etmektedir. Bu veritabanından elde edilen veriler ile pestisit kullanım miktarları hesaplanmıştır. Kullanım miktarları ve pestisitlere ait özellikler Çizelge 2.11'de verilmiştir.

Çizelge 2.11 : Çalışılan pestisitlere ait özellikler.

	Bentazon	Fenpromimorph	Chlorpyrifos
Pestisit Türü	Herbisit	Fungusit	İnsektisit
Kullanım Alanı	Çeltik	Kışlık buğday	Kışlık buğday
Yasaklanma tarihi	Serbest	2020	2020
Uygulama zamanı	Temmuz	Nisan	Mayıs
Uygulama miktarı	0.5 (kg/ha)	0.5 (kg/ha)	0.45 (kg/ha)

Havzaya gerçekleştirilen saha gezilerinde, Ormanlı bölgesindeki çiftçiler ile görüşülmüş, bitki ekim zamanları, hasat zamanı, gübreleme ve pestisit uygulama zamanları hakkında bilgi edinilmiştir. Bu bilgiler ışığında ve literatür yardımı ile, pestisitlerin uygulama takvimi oluşturulmuştur (Çizelge 2.12).

Çizelge 2.12 : Pestisit uygulama takvimi.

	Çeltik (Bentazon)	K.Buğday (Fenpromimorph)	K.Buğday (Chlorpyrifos)
Ekim zamanı	15 Mayıs	15 Ekim	15 Ekim
Uygulama alanı	Alt havza: 1,2,3,4,6	Alt havza: 1,2,3,4,5,6,7,8,9, 10,11,12,13,15	Alt havza: 1,2,3,4,5,6,7,8,9, 10,11,12,13,15
Uygulama tarihi	7 Temmuz	1 Nisan	10 Mayıs
Hasat zamanı	15 Eylül	10 Temmuz	10 Temmuz

2.8.3 Pestisit özellikleri

SWAT'ta modellenen pestisitler için, model pestisit veritabanında pestisitlere ait fizikokimyasal özellikler bulunmaktadır. Fakat bu değerler, literatürdeki değerler ile kontrol edilmelidir. Çalışılan chlorpyrifos pestisitine ait deneysel çalışmalar bulunduğu için (Şahin ve Karpuzcu, 2020), veritabanındaki değerler kontrol edilmiştir. Kışlık buğday için uygulanan fenpropimorph ve chlorpyrifos birbirine benzer özellik taşıyan pestisit türleridir. İki pestisit de sudaki çözünürlüğü az, toprakta tutunmaya daha meyillidir. Toprak yapısı ve iklimsel değişkenlere bağlı olarak değişmekle birlikte, chlorpyrifos topraktaki yarı ömrü 30-60 gün, fenpropimorphun topraktaki yarı ömrü 9-181 gün civarındadır. Chlorpyrifos ve fenpromimorph, insan ve çevreye olan olumsuz etkilerinden dolayı 2020 yılında ülkemizde kullanımı yasaklanmıştır.

Çeltik alanlarına uygulanan bentazonun sudaki çözünürlüğü fazla ve sudaki yarı ömrü 1-5 gün arasındadır. Topraktaki yarı ömrü yaklaşık 2 haftadır. Literatüre bakıldığında bentazonun uygulandıktan 6 hafta sonra, toprakta tespit edilemez olduğu görülmüştür. Bir herbisit olan bentazon, Gıda, Tarım ve Hayvancılık Bakanlığı Çeltik Entegre Mücadele Teknik Talimatı'nda kontrollü olarak kullanımı tavsiye edilen pestisit çeşididir (URL-3).

SWAT'ta modellenen pestisitlere ait parametreler Çizelge 2.13'de özetlenmiştir.

Çizelge 2.13 : Modellenen pestisitlere ait fizikokimyasal özellikler

	Bentazon	Fenpropimorph	Chlorpyrifos	Birim
SKOC	34	2401	6070	L/kg
WSOL	570	4.32	0.4	mg/L
HLIFE_F	2	2	3.3	gün
HLIFE_S	12	26	30	gün
AP_EF	0.75	0.75	0.75	-

2.8.4 Pestisit simülasyonlarının analizi

SWAT'ta uygulanan pestisit simülasyonları öncelikle modelin pestisit veritabanında yer alan mevcut parametre değerleri ve literatürde bulunan değerler ile gerçekleştirilmiştir. Az sayıda bulunan gözlem sonuçları ile, başlangıç pestisit parametreleri manuel olarak kalibre edilmiştir. Manuel kalibrasyon işlemi ile gözlem sonuçlarına yaklaşılmaya çalışılmıştır. Manuel kalibrasyon işleminde, pestisitler için literatürde yer alan değerlerden (bozunma katsayısı, difüzyon hızı, yarı ömürler v.b) dışarı çıkılmamıştır. Simülasyon gerçekleştirilen yıllarda, aylık ve yıllık olarak havza çıkışında çözünmüş ve tutunmuş pestisit miktarları, havza çıkışındaki toplam pestisit konsantrasyonu ve nehirdeki pestisit kütle dengesi analiz edilmiştir. Havzadaki pestisit yükü açısından kritik bölgeler belirlenmiştir.

2.9 Çeltik Alanlarında Pestisit Taşınım ve Akıbeti

Çeltik tarımı, kendine has özellikleri sebebiyle diğer tarım çeşitlerinden ayrılmaktadır. Çeltik ekiminin yapıldığı etrafı sedlerle çevrili alanlara tava denmektedir. Tavalar, çeltik ekiminden sonra sulama yapılarak yaklaşık 10-20 cm su yüksekliğine sahiptir. Terkos Havzası'nda derelerden çekilen sular ile çeltik tavalarına su dolumu yapılır. Belirli dönemlerde tavalardan sular boşaltılarak, tavalar kurumaya bırakılır. Daha sonra tekrar sulama işlemi gerçekleştirilir. Hasattan yaklaşık iki hafta önce tavalar boşaltılır. SWAT tüm bu döngüleri simüle edebilme kapasitesine sahip değildir. Çeltik tarımı modellemesi için, SWAT arazi kullanım haritasında, pirinç alanı olarak tanımlanan kısımların modele '*pothole*' olarak tanıtılması gerektiğini tavsiye eder. Fakat bu '*pothole*'ler konik şeklinde olup, çeltik tavalarını gerçekçi yansıtmamaktadır ve pothole'lerde pestisit simüle edilememektedir. Ayrıca sulama işlemleri, tava yükseklikleri SWAT'ta tanımlanmamıştır. Fakat literatüre bakıldığında, bu ayrıntılara girilmeden bazı çalışmalarda tıpkı kuru tarım alanları gibi çeltik tarlalarının SWAT'ta modellendiği görülmektedir. Bundan dolayı çeltik alanlarında pestisit modellemesi

için bu çalışmada, çeltik tarlalarına has bir model olan RICEWQ (Rice Water Quality) modeli kullanılmıştır (URL-4). Ayrıca çeltik tarlaları, SWAT modelinde kuru tarım alanları gibi modellenip, model sonuçları RICEWQ modeli ile kıyaslanmıştır.

Arazi bazlı bir model olan RICEWQ, sadece çeltik tarlalarındaki pestisit modellemesi için geliştirilmiştir. Temel girdileri, meteorolojik veriler (yağış, evapotranspirasyon, sıcaklık), pestisit fiziko-kimyasal özellikleri ve çeltik tavalara ait özellikleri içeren dosyalardır. Bu bilgileri içeren dosyalar, model formatına uygun şekilde hazırlandıktan sonra program çalıştırılmıştır. Modelin teorik yapısına ait temel bilgiler EK-B’de paylaşılmıştır. Model kurulumu için gerekli girdiler Çizelge 2.14’te özetlenmiştir.

Çizelge 2.14 : RICEWQ modeli kurulumu için gerekli girdiler.

Meteorolojik Girdiler	Çeltik ve çeltik tavaşı ile ilgili girdiler	Pestisit ile ilgili girdiler
Günlük toplam yağış (mm)	Çeltik tava derinliği (cm)	Pestisit uygulama miktarı (kg/ha)
Günlük toplam evapotranspirasyon (mm)	Tava sedlerinin yüksekliği (cm)	Pestisit uygulama verimi (%)
Sıcaklık (°C)	Çeltik tava alanı (ha)	Pestisit metaboliz, hidroliz ve fotoliz parçalanma hızı (1/gün)
	Tarla kapasitesi, solma noktası, başlangıç toprak nemi (cm/cm)	Pestisit bitki üzerinde parçalanma hızı (1/gün)
	Sulama hızı (cm/gün)	Pestisit yağış ile sıyırılma oranı
	Sızma hızı (cm/ha/gün)	Su/sediment ayrışma katsayısı (cc/g)
	Askıda sediment konsantrasyonu (mg/L)	Pestisit çökme hızı (m/gün)
		Pestisit sudaki çözünürlüğü (ppm)

Çizelge 2.14’te görüldüğü üzere, RICEWQ kurulumu için gerekli girdiler, SWAT ile benzerlik göstermektedir. Çeltik tavalarının tasarımı ile ilgili parametreler ile pestisit fiziko-kimyasal özelliklerine ait özellikler ise SWAT’a göre daha detaylıdır. Meteorolojik girdi dosyalarının hazırlanması için SWAT’ta kullanılan yağış, sıcaklık ve evapotranspirasyon değerleri kullanılmıştır. SWAT ile ortak olan parametreler için, SWAT veritabanındaki değerler, mevcut olmayan parametreler için ise literatürden elde edilen değerler kullanılmıştır. Modelde kullanılan toplam çeltik alanı, SWAT’ın arazi kullanım haritasından elde edilmiştir.



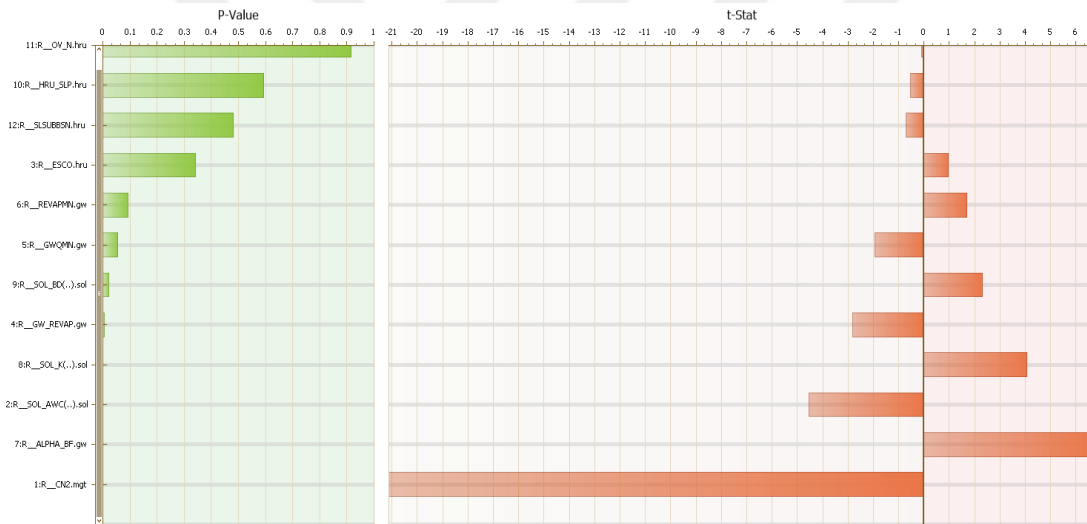
3. MODEL SONUÇLARI

3.1 Hidrolojik Model Kalibrasyonu, Validasyonu ve Belirsizlik Analizi

Bölüm 3.7.1'deki başlangıç parametreleri ile kalibrasyon işlemi gerçekleştirilmiştir. Kalibre edilen parametreler ve kalibrasyon sonucu elde edilen hassasiyet analizi sonuçları Çizelge 3.1'de verilmiştir. Kalibrasyon sonucunda havzadaki en hassas parametre CN2 (Eğri Numarası 2) olarak bulunmuştur. CN2 değeri, havzadaki suyun dağılımını belirleyerek, yüzeysel akışa geçen su miktarını belirler. Toprak yapısı, toprak hidrolojik grubu ve arazi kullanımı CN2 değeri üzerinde etkilidir. Hassasiyet analizi sonucu hassas olarak bulunan diğer bir parametre, ALPHA_BF olup kanalı besleyen taban akışının nehir beslenmesi ve yüzey akıştaki tepki süresini ifade eder. Diğer hassas parametreler SOL_AWC ve SOL_K'dır. Toprakta bitkinin kullanımı için gerekli olan suyu ifade eden SOL_AWC, CN2'ye benzer şekil toprak yapısı ve geçirgenliği ile ilişkilidir. Toprak hidrolik iletkenliğini ifade eden SOL_K ise, yeraltı suyunun nehri besleme potansiyelini gösterir ve yağış olmadığı durumlarda nehir beslenmesi için gerekli taban akışında etkilidir. Model kalibrasyonunda kullanılan parametrelere ilişkin hassasiyet analizi sonuçlarının grafiksel gösterimi Şekil 3.1'de verilmiştir. İlgili şekilde daha küçük p değerleri ($p < 0.05$) daha hassas parametreleri ifade etmektedir.

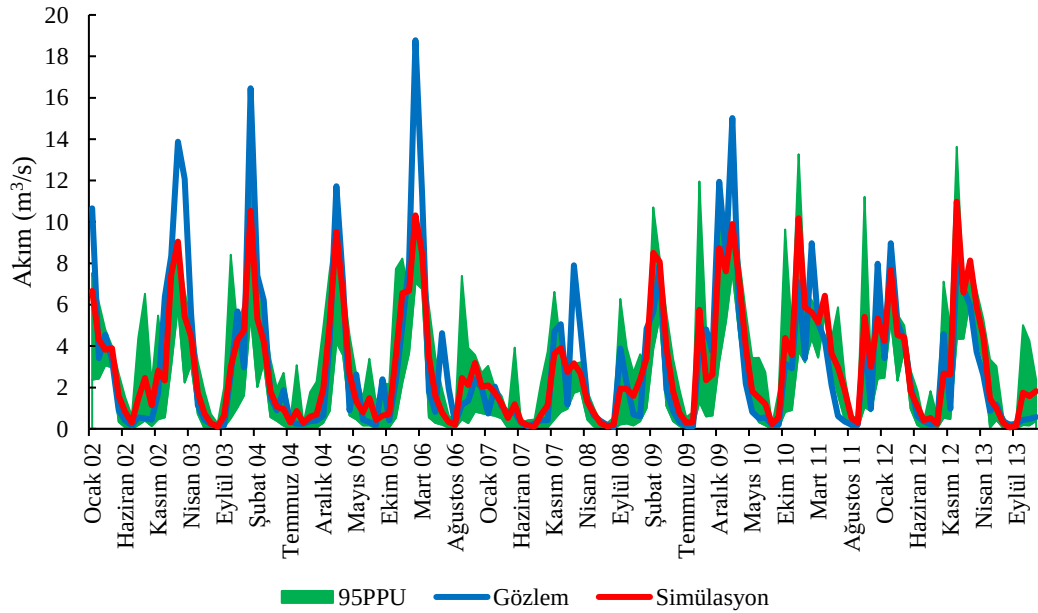
Çizelge 3.1 : Hidrolojik model kalibrasyonu ve hassasiyet analizi.

Parametre	t-değeri	p-değeri	Başlangıç aralığı	En iyi değer
r__OV_N.hru	-0.10684683	0.91494701	-0.5-0	-0.482917
r__HRU_SLP.hru	-0.53341647	0.59394723	0-0.5	0.27125
r__SLSUBBSN.hru	-0.70720995	0.47971667	-0.5-0	-0.020417
r__ESCO.hru	0.951488098	0.34174826	-0.5-0.2	0.18775
r__REVAPMN.gw	1.683887735	0.09273501	-0.5-0.5	-0.239167
r__GWQMN.gw	-1.93549186	0.05340987	-0.5-0.5	-0.4925
r__SOL_BD(..).sol	2.310394294	0.02121216	-0.5-0.5	0.470833
r__GW_REVAP.gw	-2.80990771	0.00512078	-0.5-0.5	0.154167
r__SOL_K(..).sol	4.047802492	5.8628E-05	-0.5-0.5	-0.120833
r__SOL_AWC(..).sol	-4.52938765	7.168E-06	-0.5-0.2	-0.437583
r__ALPHA_BF.gw	6.776297699	0	-0.5-0.5	0.350833
r__CN2.mgt	-21.1226141	0	-0.2-0.8	0.1925

**Şekil 3.1 : Hidrolojik model hassasiyet analizi grafiksel gösterimi.**

Kalibrasyon ve validasyon sonucunda aylık simüle edilen akım değerlerinin gözlem değerleri ile kıyaslanması Şekil 3.2’de verilmiştir. Genel olarak bakıldığında, gözlem değerlerindeki bazı piklerin model tarafından yakalanmadığı görülmektedir. Bu durum, pik akım zamanlarında gözlem verilerinin ölçümlerinde daha büyük hata oranlarının olmasından kaynaklanabilir (Hamilton ve Moore, 2012; Jiang ve diğ., 2020). Kalibrasyon için p-faktör ve r-faktör değerlerine bakıldığında sırasıyla 0.77 ve 0.80 olduğu görülmektedir (Çizelge 3.2). p-faktör’ün 0.77 olması, simülasyon değerlerinin %77’sinin 95PPU bant aralığında kaldığını göstermektedir. r-faktör’ün hidrolojik modelleme için 1 civarında olması beklenir, bu çalışmanın sonucu kabul edilebilirdir. R^2 ve NSE kalibrasyon performans ölçütleri sırasıyla 0.75 ve 0.76’dır.

Moriasi ve diğ., (2007)'deki çalışmasında önerilen hidrolojik modellerin performans değerlendirme ölçütlerine göre bu çalışmanın kalibrasyon işlemi 'çok iyi' sınıfındadır. NSE fonksiyonunun pik akım değerlerinde daha fazla hassasiyet göstermesi ve kalibrasyon sonucunda başarılı NSE değerlerine ulaşmak, yüksek akım zamanlarında havzadaki pestisit taşınımını modelleme açısından da önemlidir. İstatistiksel değerlendirme yöntemleri ve ölçütleri, kalibrasyon ve model performansını ölçmek için uygun araçlar olsa da veri periyodu ve kalitesi, modelcinin havzaya hakimiyeti ve modelin ilk kurulumu bu performansı etkileyen ve dikkat edilmesi gereken durumlardır. Çalışılan havzanın kendine has özelliklerine ve havza hidrolojisine hakimiyet, istatistiksel değerlendirmelerin sadece matematiksel kabul edilebilirliğinden öte havzaya ait doğru ve sağlam model kurulumu için gereklidir.

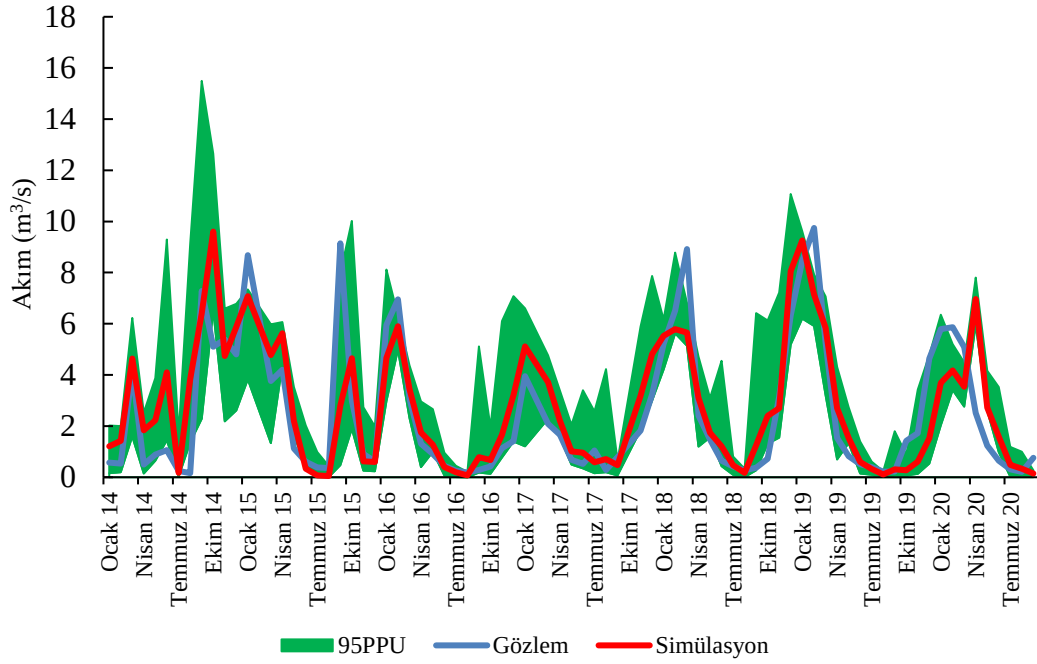


Şekil 3.2 : Kalibrasyon sonucu gözlem ve simülasyon sonuçlarının kıyaslanması.

Çizelge 3.2 : Hidrolojik modelin kalibrasyon ve validasyon sonuçları.

	p-faktör	r-faktör	R ²	NSE	Ort. Akım m ³ /s (simülasyon)	Ort. Akım m ³ /s (gözlem)
Kalibrasyon 2002-2013	0.77	0.80	0.76	0.75	3.04(2.74)	3.12(3.67)
	p-faktör	r-faktör	R ²	NSE	Ort. Akım m ³ /s (simülasyon)	Ort. Akım m ³ /s (gözlem)
Validasyon 2014-2020	0.75	0.78	0.75	0.75	2.52(2.40)	2.31(2.54)

Kalibre edilen nihai parametreler ile validasyon işlemi gerçekleştirildiğinde Şekil 3.3 elde edilmiştir. Kalibrasyon döneminde görülen, pik değerleri yakalayamam durumu validasyon döneminde gözlenmemiştir. Validasyon döneminde (2014-2020), kalibrasyon dönemine göre daha düşük gözlem ve simülasyon debileri elde edilmiştir. R^2 ve NSE değerleri 0.75 bulunmuştur. p-faktör 0.75 yani simülasyon değerlerinin %75'i 95PPU bant aralığında kalmıştır. 95PPU bant kalınlığını ifade eden r-faktör ise 0.78'dir.



Şekil 3.3 : Validasyon sonucu gözlem ve simülasyon sonuçlarının kıyaslanması.

Terkos Havzası'nın çok büyük olmaması ve akım gözlem noktasının Terkos Gölü'nü besleyen ana dere üzerinde olmasından dolayı tek gözlem noktası ile tüm havza kalibre edilmiştir. Daha güvenilir bir havza bazlı model kalibrasyonu için, havzadaki diğer derelerde de akım ölçülmeli, alt havza bazlı kalibrasyon işlemi gerçekleştirilmelidir. Terkos Havzası'nda gölü besleyen ana derelerin birbirine yakın olması ve toprak yapısı, iklim ve arazi kullanım benzerliklerinden dolayı tek gözlem noktası ile kalibrasyon işlemi havzanın tümünü yansıttığı düşünülmektedir. Üzerinde durulması gereken bir başka konu, DSI'nin şu an mevcut akım gözlem istasyonundan sonra nehrin göle girişine kadarki kısmında yoğun tarımsal faaliyet olmasıdır. Özellikle çeltik tarımında su kullanımı, havzadaki su bütçesini etkilemektedir. Tarım alanlarındaki faaliyetleri dikkate alacak şekilde, gölü besleyen ana nehrin mansap

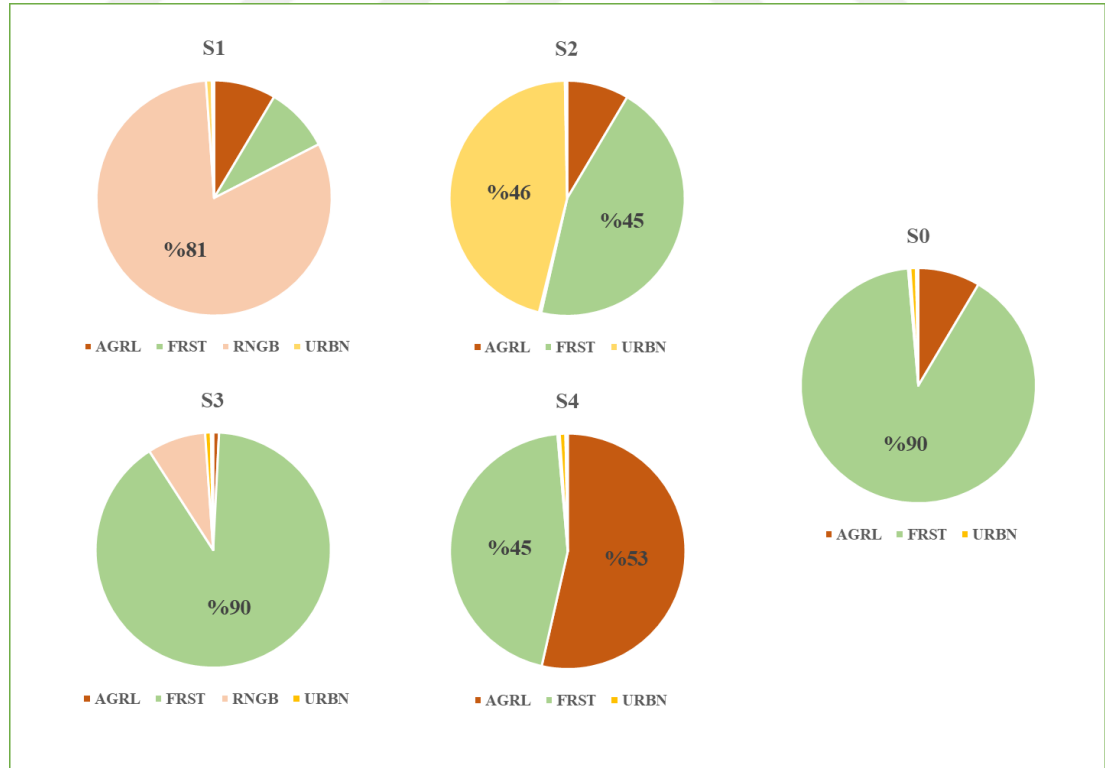
noktasında bir akım gözlem istasyonunun daha olması, model çalışmalarında ve havza su bütçesini değerlendirmede daha gerçekçi veri sağlayacaktır (multi-site calibration).

3.1.1 Arazi kullanım değişikliklerinin su bütçesine etkisi

Havzada muhtemel arazi kullanım değişiklikleri senaryolaştırılarak hidrolojik bileşenlere etkisi incelenmiştir. Hidrolojik kalibrasyonu tamamlanmış model için hazırlanan senaryolar Çizelge 3.3 ve Şekil 3.4'te verilmiştir.

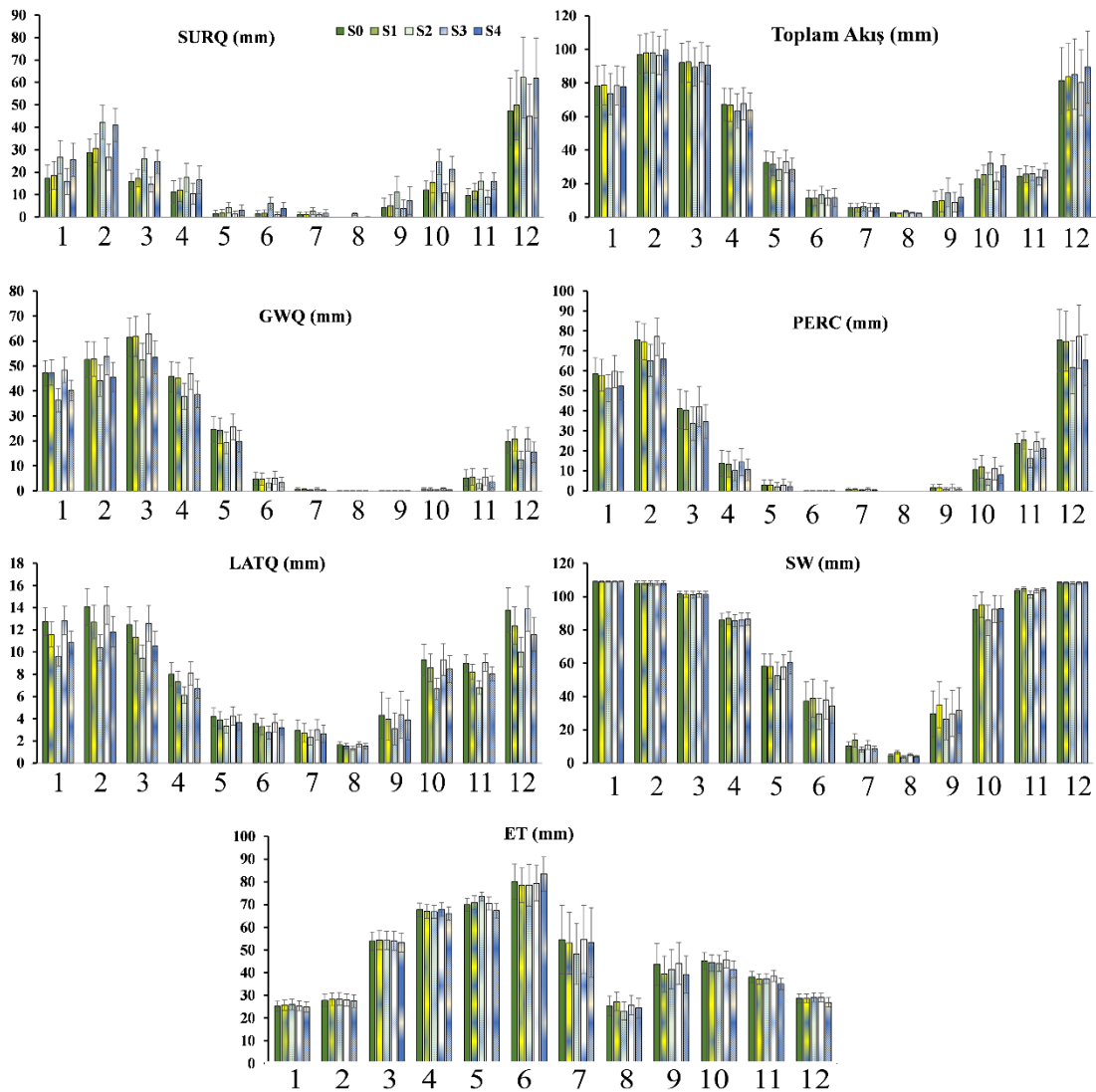
Çizelge 3.3 : Arazi kullanım değişikliği senaryoları.

	Senaryo	Açıklama
S1	Orman kaybı	Ormanların %90'ı çalılık alanlara dönüşmesi
S2	Orman kaybı ve şehirleşme	Orman alanlarının yarısında şehirleşme
S3	Tarım alanlarında azalma	Tarım alanlarının %90'ının çalılıklara dönüşmesi tarım alanlarında %7.7 düşüş
S4	Tarım alanlarında artma ve orman kaybı	Orman alanlarının yarısının tarım alanına dönüşmesi



Şekil 3.4 : Arazi kullanım değişikliği senaryolarının %'sel gösterimi. (AGRL:Tarım alanları, FRST:Orman, URBN:Kentsel alan, RNGB:Çalılık)

Toplam akış, ET, yüzeysel akış (SURQ), yanal akış (LATQ), yeraltı suyu akışı (GWQ), süzülme (PERC) ve toprak nemi (SW) hidrolojik bileşenlerinin senaryolar altında aylık değişimi Şekil 4.19’da verilmiştir. Yüzdesel değişimler Çizelge 3.4’te verilmiştir. ET hariç tüm parametrelerin yağışa bağlı olduğu, yağışın olduğu dönemlerde daha yüksek değerler aldığı görülmektedir. Yüzeysel akış (SURQ), beklendiği üzere kuru aylarda daha düşüktür. Aralık ayında en yüksek değeri olan 47 mm’ye ulaşırken, Ağustos ayında 0.035 mm görülmüştür. S2 (şehirleşme) ve S4’te (tarım alanlarında artış) yüzeysel akışta artış görülmüştür. Şehirleşme ile geçirimsiz tabaka artmakta suyun infiltrasyonu azalmakta ve dolayısıyla daha fazla yüzeysel akış



Şekil 3.5 : Arazi kullanım değişikliği senaryolarının hidrolojik bileşenlere etkisi (hata çubukları, ortalama değerlerin standart hatasını göstermektedir).

görülmektedir. S4’teki artışın sebebi, tarım alanlarının orman alanlarına nazaran su daha çabuk tutularak, toprak doygunluğa daha kısa sürede varacak, böylelikle yüzeysel

akışa geçen su miktarı artabilecektir (Githui ve diğ., 2009). S3 senaryosunda SURQ'da azalma görülmüştür. Bu sonuca göre tarımsal alanların çalılıklara dönüşmesi ile SWAT modelinde toprağın su tutma kapasitesi artmıştır. Toprak nemi en yüksek kış aylarında görülmüştür. Toprakta hapsedilen su miktarı yağışa, toprağın su tutma kapasitesine, suyun toprakta geçirdiği zamana ve bitki türüne bağlı olarak değişebilmektedir. Toprağın doymunluğa ulaştığı kış aylarında senaryolar arasındaki SW değişimleri çok belirgin değildir. Yaz aylarında ise S2, S3 ve S4'te SW azalmış, S1'de ise baseline senaryoya göre artmıştır. Orman kaybı ile daha düşük infiltrasyon gerçekleşmesi ve dolayısıyla toprak neminin azalması beklenmektedir. Ormanlar yoğun arazi örtüsü ile ET'yi arttırma potansiyeline sahip iken, kök yoğunluğu sayesinde de toprak nemini hapsedmeyi sağlar. S1'de yüksek sıcaklıktaki aylarda SW artmıştır. Yaz aylarındaki SW değişimi, ET'nin artışı ile ilişkili değildir. Orman alanlarının çalılık alanlara dönüştürülmesinin ET değişimi üzerine benzer etki yaptığından, bu durum gözlenmiş olabilir. Benzer çalışmalarda ormanların, tarımsal alanlara, meralara ve otlaklara dönüştürülmesinin ET üzerinde birbirine yakın etki bıraktığı bulunmuştur (Teuling, 2018). S2'de kuru aylarda %22 azalış görülmüştür.

Toprak içersinde süzülme oranları (PERC), yaz aylarında neredeyse 0 iken, kış aylarında aylık 75 mm'e ulaşmıştır. S2 ve S4'te tüm aylarda PERC azalmıştır. Şehirleşme ile yüzeye ulaşan suyun büyük kısmı yüzeyüstü akış olarak devam eder. Bundan dolayı, toprak içine gelen su miktarı azalır. Tarım alanlarının artması, bitki gelişimi için daha fazla su kullanılmasına ve böylelikle toprakta sızan su miktarının azalmasına yol açabilir. PERC sadece yağış ve sıcaklığa bağlı olarak değil, toprağın su tutma kapasitesine ve bitki özümlemesine bağlı olarak da değişebilmektedir.

GWQ değerlerinin aylık değişimi PERC'e benzerdir. Yağışın büyük kısmı yaz aylarında ET ile kaybolur ve/veya yüzeysel akışa geçerek sistemden ayrılır. Bu aylarda GWQ değerleri 0'a çok yakındır. GWQ'daki en yüksek orandaki artış (<%16), S2 senaryosunda görülmüştür. S4'te de özellikle kış aylarında GWQ'da azalma görülmüştür. GWQ'daki tek artış S3'te görülmüştür. Yoğun tarımsal faaliyetin yerlatı suyu akışını artırdığına yönelik literatürde çalışmalar mevcuttur (GWP,2014). Yanal akış (LATQ), S1, S2 ve S4 senaryolarında azalmıştır. S3'te LATQ değerleri referans senaryoya göre yakın çıkmıştır. LATQ değişimleri, GWQ ve SURQ değişimleri ile ilişkilidir. Çünkü SWAT modelinde toplam akış, LATQ, GWQ ve SURQ'nun toplamı

kadardır. Arazi eğimi, yanal akış ile ilişkilidir, fakat oluşturulan tüm senaryolarda arazi topografyası aynı kalmıştır.

ET değişimlerine bakıldığında, senaryolar arasında fazla değişikliğin olmadığı görülmektedir. Haziran ayında 78 mm'nin üzerine çıkarken, kış aylarında ve yağışın olmadığı aylar 24 mm civarındadır. Kuru ve sıcak aylarda, ET değerleri senaryolar arası daha çok dalgalanma göstermiştir. Bazı çalışmalar ormansızlaştırma ile ET'nin artacağını gösterirken, bu çalışmada orman kaybının (S1) ve şehirleşmenin (S2) ET üzerinde referans senaryoya göre belirgin bir etkisi olmadığı gözlenmiştir. Zhang ve diğ., 2001'de yıllık yağışın 500 mm'den az olduğunda orman alanları ile yeşillik alanların ET üzerinde benzer etki yaptığını belirtmiştir. Kentsel alanların, daha düşük su tutma kapasitelerinden dolayı daha az ET oranları görülmesi beklenmektedir, fakat S2'de belirgin bir etki görülmemiştir. Sonuçlar, ET için temel etkenin iklim koşulları olduğunu göstermektedir.

Havzadaki toplam akış miktarı referans senaryo için 525 mm, S1 için 531mm, S2 için 533 mm, S3 için 522 mm ve S4 için 539 mm'dir. Toplam akışın en temel bileşeni yağış olduğu için, senaryolar arasında yağış farkı bulunmadığı için senaryolar arası fark düşüktür. En yüksek artış %2.83 ile S4'te görülmüştür. Yüzeysel akış değişimleri toplam akışa göre daha belirgindir. S2 ve S4 senaryolarında yüzeysel akışta %45 üzerinde artış görülmüştür (Çizelge 3.4).

Bu çalışmanın sonucu, arazi kullanım değişikliği içerisinde şehirleşmenin, hidrolojik bileşenlerden yüzeysel akışın havzadaki su döngüsünü etkileyen ana faktörler olduğunu göstermektedir. Şehirleşme yanal akış, süzülme, yeraltı akışı ve özellikle yüzeysel akış değişimlerinde etkilidir. Yüzeysel akış, yanal akış ve yeraltı suyu akışının toplam etkisi havzadaki toplam akış değişikliklerini dengelemiştir. Bu yüzden toplam akışta çok az değişim gözlemlenmiştir. İklimsel parametreler ET, SW ve toplam akış üzerinde arazi kullanım değişikliğinden daha etkili olduğu görülmektedir. Havzadaki su bütçesini daha iyi değerlendirmek için iklim değişikliği ile birlikte arazi kullanım değişikliklerini değerlendirilmesi gerekmektedir.

Çizelge 3.4 : Arazi değişikliği senaryolarının referans senaryoya göre hidrolojik bileşenlere etkisi.

Hidrolojik bileşenler		S0	S1	S2	S3	S4
ET	Yıllık Ort. (mm) %	560	554 -1.04	551 -1.68	563 0.44	543 -3.07
SW	Yıllık Ort.(mm) %	106	108 2.00	105 -0.76	106 -0.08	108 1.61
SURQ	Yıllık Ort.(mm) %	151	165 9.64	241 59.74	140 -7.35	223 47.95
T.Akış	Yıllık Ort.(mm) %	525	532 1.25	534 1.70	523 -0.42	540 2.83
PERC	Yıllık Ort.(mm) %	304	303 -0.16	248 -18.50	312 2.61	262 -13.88
GWQ	Yıllık Ort.(mm) %	263	263 0.25	209 -20.54	271 2.94	221 -16.01
LATQ	Yıllık Ort.(mm) %	96	88 -8.95	72 -25.20	97 0.74	83 -13.66

3.2 Sediment Modellemesi

SWAT-CUP'ta gerçekleştirilen iterasyonlar sonucunda DSI'den elde edilen uzun yıllar ortalama sediment miktarı değerine yaklaşılmaya çalışılmıştır. Kalibrasyon parametre aralıkları ve nihai sonuçlar sonuçlar, Çizelge 3.5'te verilmiştir. Çizelgedeki r_{-} parametrelerin yüzdesel değişimini, v_{-} ise belirtilen parametre aralıklarındaki değer değişimini ifade etmektedir.

Çizelge 3.5 : Sediment kalibrasyonunda kullanılan parametreler ve hassasiyet analizi

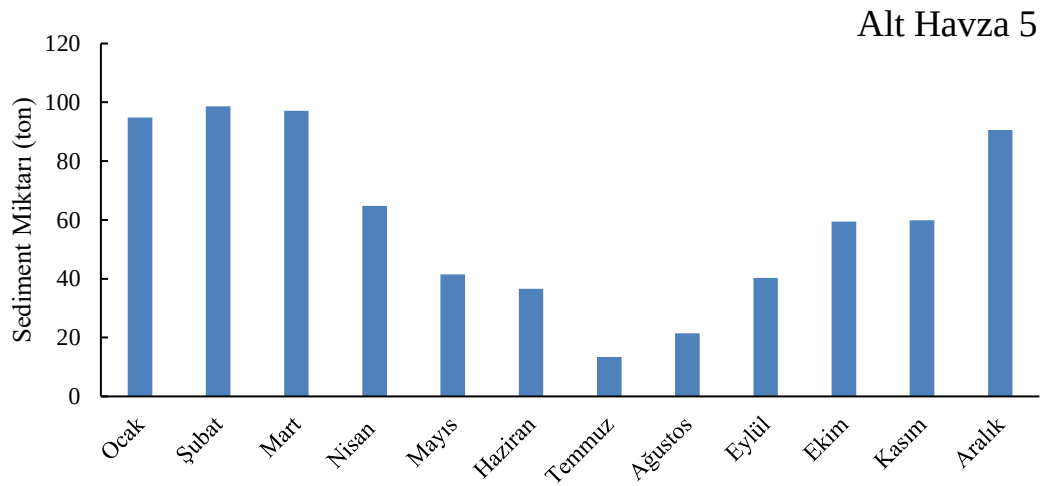
Parametre	t- değeri	p- değeri	Başlangıç aralığı	En iyi değer
v__CH_COV2.rte	0.135	0.892	0.001-0.5	0.005
r__CH_K2.rte	0.546	0.584	-0.2-0.2	0.022
v__CH_S2.rte	0.601	0.547	0-10	0.425
v__CH_N2.rte	0.641	0.521	0-0.3	0.097
v__SPEXP.bsn	1.066	0.286	1-1.3	1.270
v__SPCON.bsn	0.140	0.888	0.0001-0.005	0.0006
v__LAT_SED.hru	0.881	0.378	0-100	5.916
v__USLE_K.sol	25.58	0	0.15-0.35	0.155
v__USLE_P.mgt	44.51	0	0.1-0.8	0.106
r__USLE_C(1,2,6,7,33)*.plant.dat	8.347	0	-0.5-0.5	-0.095

Hassasiyet analizi sonuçlarına bakıldığında, belirli arazi kullanımı altında su erozyonuna maruziyeti ifade eden USLE_C, toprak yapısına göre erozyon potansiyelini ifade eden USLE_K ve arazi eğimine göre toprak kaybını ifade eden USLE_P parametrelerinin en hassas parametreler olduğu görülmektedir.

Gözlem sediment ölçümlerindeki yüksek standart sapma değerleri, model performans ölçütlerinin sağlıklı oluşmasını engellemektedir/zorlaştırmaktadır. Bundan dolayı sonuçlar, uzun yıllar ortalama sediment miktarı ve verimine göre değerlendirilmiştir (Çizelge 3.6). Uzun yıllar ölçülen sediment verimi değeri 0.16 ton/ha, simülasyon sonucunda elde edilen sediment verimi 0.22 ton/ha'dır. Kalibre edilmiş sediment modelinin aylık ortalama değerlendirmelerine bakıldığında, yağışın fazla olduğu kış ve bahar aylarında alt havza çıkışındaki sediment miktarının yaz aylarına göre daha fazla olduğu görülmektedir (Şekil 3.6).

Çizelge 3.6 : Gözlem ve simülasyon sediment sonuçlarının kıyaslanması.

	Sediment Verimi (ton/ha)	Sediment Miktarı (ton/ay)	Sediment Konsantrasyonu (ppm)
Gözlem-DSİ	0.16	42.5 (282)	48.06
	Sediment Verimi (ton/ha)	Sediment Miktarı (ton/ay)	Sediment Konsantrasyonu (ppm)
Simülasyon-SWAT	0.22	60.5(42)	20.28



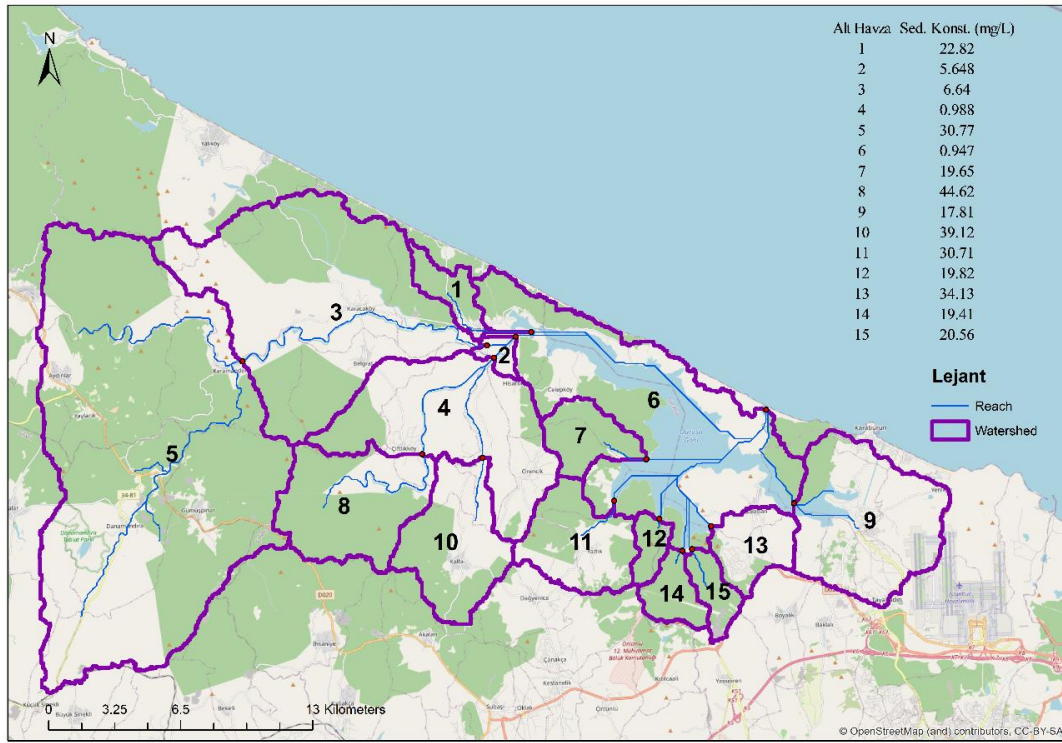
Şekil 3.6 : Sediment kalibrasyon noktası olan alt havza 5’te aylara göre sediment miktarı değişimi.

Çeltik ve kuru tarımın yoğun yapıldığı althavzalara (alt havza 3 ve 4) bakıldığında, bu althavzalarda nehir içi sediment birikiminin (deposiit) fazla olduğu görülmektedir (Çizelge 3.7). Alt havzalarda bulunan ana nehir ağlarındaki sediment konsantrasyonları karşılaştırıldığında, suda bulunan en yüksek sediment konsantrasyonlarının Alt havza 5, 8, 10,11 ve 13’tedir (Şekil 3.7). Arazi yapısı, eğim, toprak geçirgenliği, bitki örtüsü ve iklimsel faktörlerin oluşan sediment miktarını etkilediği bilinmektedir. Alt havzaların birbirine yakın ve benzer iklimsel şartlara sahip olması, bu alt havzalarda en baskın etkenin arazi eğimi olduğunu

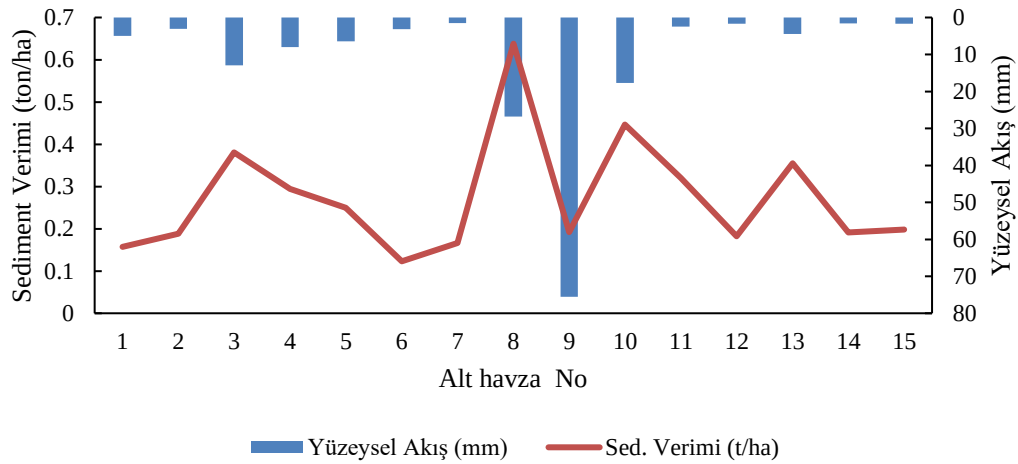
Çizelge 3.7 : Alt havza 3 ve 4’te bulunan nehirlere giren ve çıkan sediment miktarı.

Alt Havza No	Giriş Sediment Miktarı (ton)	Çıkış Sediment Miktarı (ton)	Birikim (ton)
3	8881	1513	7368
4	5167	92	5075

düşündürmektedir. Arazi eğiminin yüzeysel akışta da etkili olduğu bilinmektedir, yüzeysel akış sediment verimi değerleri kıyaslandığında genellikle yüzeysel akışın arttığı althavzalarda daha yüksek sediment verimi elde edilmiştir (Şekil 3.8). İstisnai olarak Alt havza 9’da, yüzeysel akış diğer alt havzalara göre çok fazla olmasına rağmen, sediment verimi artmamıştır. Bu durum Alt Havza 9’un yaklaşık %12’lik kısmının Yeni İstanbul Havalimanı’nı içermesinden dolayı, kentsel alanların daha fazla yüzeysel akış potansiyeli oluşturmalarına rağmen, sediment verimine etkisinin daha az olduğunu göstermektedir.



Şekil 3.7 : Alt havzalardaki sediment konsantrasyonu.



Şekil 3.8 : Alt havzalara göre sediment verimi ve yüzeysel akış değerlendirilmesi.

3.3 Pestisit Modellemesi

3.3.1 Kuru tarım alanlarında pestisit taşınım ve akıbeti

Kuru tarım alanlarına uygulanan fenpropimorph ve chlorpyrifos için simülasyon sonuçlarının gözlem sonuçları ile kıyaslanması Çizelge 3.8 ve 3.9’da verilmiştir. Sonuçlar sudaki ve sedimentteki konsantrasyonları pestisit numune alma noktası alt havza 3 için içermektedir. Sediment konsantrasyonları, nehir taban sedimentinde

simüle edilen pestisit miktarlarına göre hesaplanmıştır. Fenpropimorph için Nisan 2019 ve 2020’de numune alınamadığından dolayı su ve sediment numunelerinde pestisit tespit edilememiştir. Mayıs 2019’da alınan su numunesinde tespit limitinin altında (<5 ng/L) fenpropimorph gözlemlenmiştir. Simülasyon sonucu elde edilen değer ise 165 ng/L’dir. Aradaki fark, fenpropimorphun alt havza 3’te modelde kabul edilden daha az kullanım miktarının olmasından kaynaklanabilir. Simülasyon sonuçlarında bu değerler (>100 ng/L) genelde ilk uygulama ayında görülmektedir. Modellenin aksine gerçekte bir ay önce pestisit uygulamasının yapılması böyle bir farka yol açmış olabilir. Ağustos 2019 gözlem numunesinde suda fenpropimorph tespit edilememiş, simülasyon sonucu 0.15 ng/L bulunmuştur. 2020 Haziran ve Temmuz aylarında alınan su numunelerinde fenpropimorph, sedimentte bulunmasına rağmen teslim edilmemiştir. Model sonuçlarının sedimentteki konsantrasyonlar için sudan daha tutarlı olması, alınan su numunelerinin bütünü temsil edememesinden kaynaklanabilir. Mayıs 2019 sediment numunesi gözlem sonuçlarına bakıldığında, simülasyon sonucuyla çok yakın olduğu görülmektedir. Haziran 2019’da sedimentteki simülasyon değeri 0,118 $\mu\text{g/kg}$ iken bu değer Ağustos ayında 0,055 $\mu\text{g/kg}$ ’a düşmüş ve alınan sediment numunesinde fenpropimorph gözlenmemiştir. Laboratuvar analizinde sedimentte fenpropimorph tespit limiti 0.05 $\mu\text{g/kg}$ olup, simülasyon sonucu elde edilen düşük değer ile uyumaktadır. Nisan ve Mayıs 2020’deki simüle edilen sudaki konsantrasyonlar 2019 yılı ile benzerlik taşımakta, Mayıs 2020’de fenpropimorph konsantrasyonunun biraz daha yüksek olduğu görülmektedir. Bu durum Mayıs 2020’de yağışın daha fazla olmasından dolayı araziden nehre yüzeysel akışla daha fazla pestisit taşınması ile ilgilidir. Mayıs 2020’de aylık toplam yağış 77 mm iken, Mayıs 2019’da 41 mm’dir. Haziran ve Temmuz aylarında alınan numunelerde ölçülen sedimentteki konsantrasyonlar, simülasyon sonuçları ile benzerlik taşımaktadır. Simülasyon sonuçları sedimentteki pestisit konsantrasyonlarını yakalamada başarılı olarak kabul edilebilir.

Çizelge 3.8 : Fenpropimorph için su ve sedimentte gözlem ve simülasyon sonuçlarının kıyaslanması.

		Fenpropimorph (sediment, µg/kg)		Fenpropimorph (su, ng/L)	
		Simulasyon	Gözlem	Simulasyon	Gözlem
Uygulama zamanı	Nisan 2019	0.182	n/a	70	n/a
Sonraki aylar	Mayıs 2019	0.360	0.280	165	<5
	Haziran 2019	0.118	n/a	15	n/a
	Ağustos 2019	0.055	n/d	0.15	n/d
Uygulama zamanı	Nisan 2020	0.096	n/a	66	n/a
Sonraki aylar	Mayıs 2020	1.909	n/a	298	n/a
	Haziran 2020	0.511	0.180	114	n/d
	Temmuz 2020	0.012	<0.001	9	n/d

*(n/d: ölçümde tespit edilemeyen pestisiti, n/a ölçüm yapılmamış datayı temsil etmektedir.)

Çizelge 3.9 : Chlorpyrifos için su ve sedimentte gözlem ve simülasyon sonuçlarının kıyaslanması.

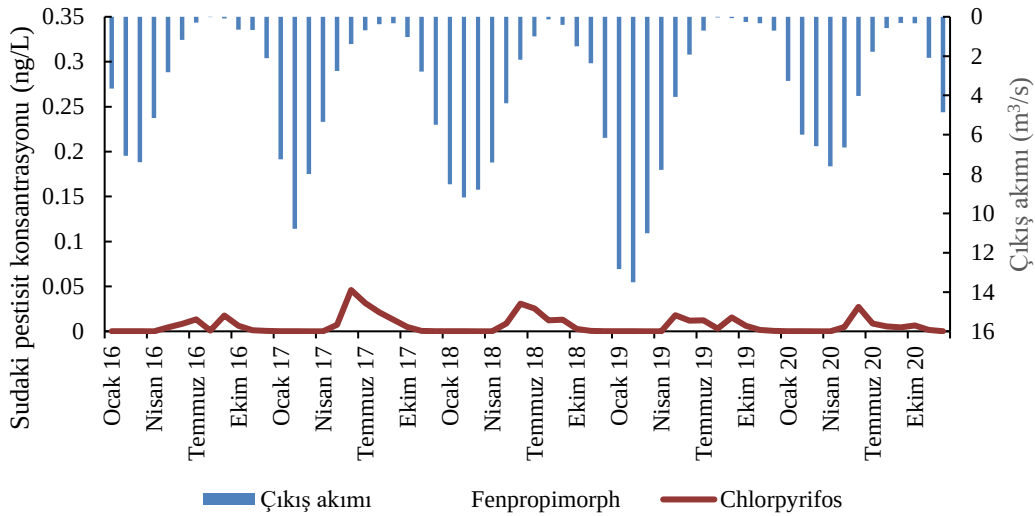
		Chlorpyrifos (sediment, µg/kg)		Chlorpyrifos (su, µg/L)	
		Simulasyon	Gözlem	Simulasyon	Gözlem
Uygulama zamanı	Mayıs 20	1.376	n/a	0.0046	n/a
Sonraki aylar	Haziran 20	3.916	6.160	0.0271	0.0053
	Temmuz 20	1.021	<0.01	0.0085	<0.0005

Chlorpyrifos Haziran ve Temmuz 2020’de alınan numunelerde tespit edilmiştir. 2019 yılında alınan su ve sediment numunelerinde chlorpyrifosa rastlanmamıştır. Chlorpyrifosun sedimentte tespit edilen konsantrasyonları, fenpropimorpha göre daha fazladır. Yazın gerçekleşen yağış miktarının az olması, araziden sediment sürüklenmesini de azaltacak, yağış olsa dahi sedimentte Suda ise daha düşük konsantrasyonlarda tespit edilmiştir. Bu durum chlorpyrifosun, fenpropimorpha göre daha düşük uygulama miktarından kaynaklanacağı gibi yüksek toprak adsorpsiyon katsayısı sebebiyle tarım alanlarındaki toprakta daha çok birikip suya daha az

taşınmasıyla da ilgili olabilir. Uygulama ayı Mayıs 2020'deki simüle edilen sudaki konsantrasyon 0.0046 µg/L'dir. Bu değer bir sonraki ay ölçüm değeri ile uyushmaktadır. Uygulama zamanı verilerinin kayıtlı olmayışından dolayı, literatürden ve çiftçiler ile görüşerek elde edilen tarihlerde pestisit uygulama tarihleri girilmiştir. Fakat gerçekte, ekim zamanlarına ve hastalık durumuna göre pestisit uygulama tarihleri değişmektedir. Mayıs ayında uygulanan pestisit, Haziran ayında uygulanmış olabilir. Haziran 2020'de uygulama yapıldığında, sudaki gözlem konsantrasyonunu yakalamak mümkün olabilir. Mayıs ve Haziran 2020'deki yağış miktarları birbirine yakın ve bol yağışlıdır. Temmuz 2020'de ise, hiç yağış gerçekleşmemiştir. Temmuz 2020'de simülasyon sonucu sedimentte 1.021 µg/kg olarak bulunan chlorpyrifos konsantrasyonu, gözlem numunesinde tespit limitinin altında bulunmuştur. Tespit limiti 0.01 µg/kg olup bir önceki aya göre azalma trendi simülasyon sonucu ile örtüşmektedir. Temmuz ayında yağış gerçekleşmemesi yüzeysel akış ile araziden nehre pestisit taşınmadığı anlamına gelmektedir. Temmuz ayında bir önceki aydan kalan taban sedimentindeki chlorpyrifos konsantrasyonunun (3.916 µg/kg), dışarıdan bir katkı olmadan nehir sedimentinde geçireceği dönüşümler ile Temmuz ayı konsantrasyonu olan 1.021 µg/kg'a ulaşacaktır. Nehir taban sedimentinde chlorpyrifosun yarı ömrü 52 gün olarak modellenmiştir. Bu süre nehir tabanındaki konsantrasyonun Temmuz ayının sonuna kadar yarıya düşmesini mümkün kılmamakta, fakat simülasyon sonucunda yarı konsantrasyondan daha düşük değer elde edilmiştir. Temmuz ayında chlorpyrifos nehirde sadece parçalanmaya maruz kalmamış, nehir taban sedimentine gömülerek de sistemden kaybolmuştur. Nitekim kütle dengesi sonuçlarına bakıldığında, toprağa gömülme ile sistemden çıkış miktarının sediment bozunması ile azalma miktarından fazla olduğu görülmektedir.

Suda bulunan chlorpyrifos ve fenpropimorph konsantrasyonlarını kıyasladığımızda, fenpropimorphun daha yüksek konsantrasyonlarda bulunduğu görülmektedir (Şekil 3.9). Pestisitlerin fizikokimyasal özelliklerine bakıldığında, fenpropimorphun sudaki çözünürlüğü chlorpyrifosa göre daha fazla ve daha düşük toprak adsorpsiyon katsayısına sahiptir. Bundan dolayı sudaki miktarının daha fazla olması beklenmektedir. Uygulama ayı ve takip eden aylardaki yağış farklılıkları yıllar arasında değişen konsantrasyon farklılıklarını açıklamaktadır. Ayrıca su kütlesi içerisinde gerçekleşen süreçlerde rüzgâr hızı ve sıcaklık gibi etkenlerin etkili olması ayrı yılların aynı ayları arasında görülen konsantrasyon farklılıklarını etkilemektedir. Özellikle su

içerisinde uçuş ile pestisit kaybında rüzgâr hızı ve sıcaklık önemlidir. Pestisit uygulamasından bir hafta sonra ve uygulamadan ay sonuna kadar gerçekleşen aylık toplam yağış miktarları Çizelge 3.10’da verilmiştir. Nisan ayındaki toplam yağışın (3,6 mm) diğer yıllara göre çok daha az olması bu aydaki düşük fenpropimorph konsantrasyonunu (2.7 ng/L) açıklamaktadır. Uygulamadan bir hafta sonra en yüksek yağış 2017 yılında görülmüş ve en yüksek konsantrasyona bu ayda rastlanmıştır. 2017 ve 2019 yıllarında uygulamadan ay sonuna kadar gerçekleşen yağış birbirine çok yakın fakat 2017’deki sudaki fenpropimorph konsantrasyon 2019’dan 2 katından fazladır. Bu fark pestisit uygulamasından sonra bir hafta içinde gerçekleşen yağışın, suya taşınan pestisit miktarında ne kadar önemli olduğunu göstermektedir. Benzer şekilde chlorpyrifos için uygulamadan bir hafta sonraki en yüksek yağış 2019 yılında (15.2 mm) görülmüş, en yüksek sudaki chlorpyrifos konsantrasyonuna da bu ayda rastlanmıştır. Chlorpyrifosta uygulamadan sonraki toplam yağış miktarları birbiri ile yakındır. Suda bulunan konsantrasyonlar arasındaki farklar, genellikle uygulamadan bir hafta sonraki yağış ile ilgilidir.



Şekil 3.9 : Chlorpyrifos ve fenpropimorphun sudaki konsantrasyonları (simülasyon).

Çizelge 3.10 : Fenpropimorph ve chlorpyrifos için uygulama zamanı ve yağış ilişkisi.

Fenpropimorph			
Uygulama zamanı	Uygulamadan bir hafta sonraki toplam yağış (mm)	Uygulamadan ay sonuna kadar olan toplam yağış (mm)	Konsantrasyon (su, ng/L)
1 Nisan 2016	0.2	14	26
1 Nisan 2017	3.4	32	160
3 Nisan 2018	0.2	3.6	2.7
1 Nisan 2019	0.4	33.8	70
8 Nisan 2020	0.2	28.6	66

Chlorpyrifos			
Uygulama zamanı	Uygulamadan bir hafta sonraki toplam yağış (mm)	Uygulamadan ay sonuna kadar olan toplam yağış (mm)	Konsantrasyon (su, ng/L)
10 Mayıs 2016	0.4	25.6	4.26
10 Mayıs 2017	4.6	15.4	7.3
10 Mayıs 2018	6.8	16.6	8.79
10 Mayıs 2019	15.2	24	17
10 Mayıs 2020	0	16.4	4.67

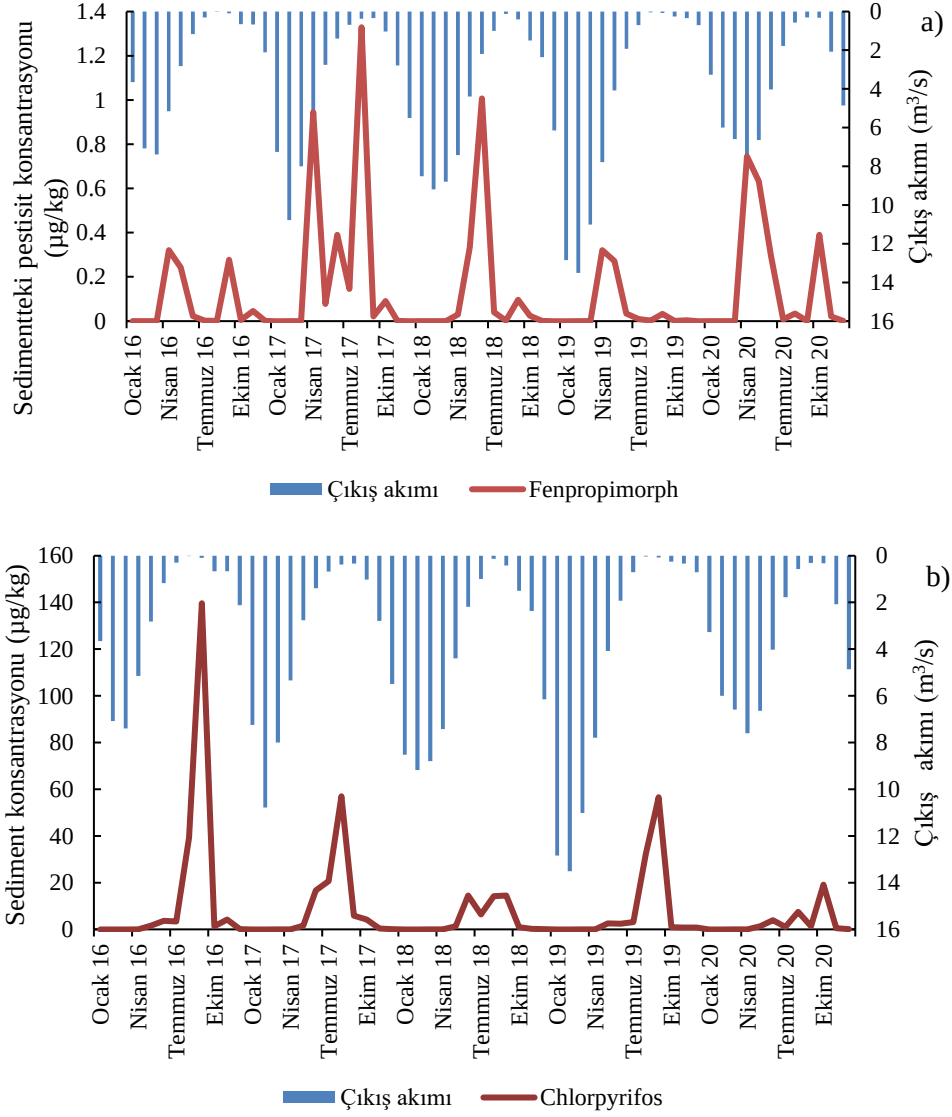
Fenpropimorph suda en yüksek konsantrasyona uygulamadan sonraki Mayıs 2016'da ulaşmıştır. Bu yılın aralık ayında sudaki fenpropimorph konsantrasyonu Mayıs ayına göre yaklaşık %99 azalmış, 0'a yaklaşmıştır. Chlorpyrifosun uygulama ayı olan Mayıs'ta, Nisan'a göre daha az yağış olduğu için Mayıs ve sonraki aylarda araziden suya taşınan pestisit miktarı daha düşüktür. Fakat yağışların başladığı Eylül ayında chlorpyrifos konsantrasyonlarında küçük çaplı artışlar/pikler görülmüştür. Benzer şekilde aynı yılın aralık ayında chlorpyrifos konsantrasyonları 0'a çok yaklaşmıştır.

Sedimentteki pestisit konsantrasyonlarına bakıldığında, chlorpyrifosun daha yüksek konsantrasyonlarda sedimentte bulunduğu görülmektedir (Şekil 3.10). Chlorpyrifosun yüksek toprak adsorpsiyon katsayısı ve fenpropimorphun sedimentte bozunma katsayısının daha yüksek olmasından dolayı bu durum beklenen bir durumdur.

Araziden yüzeysel akış ile sedimente tutunmuş şekilde suya taşınan pestisit miktarı, arazinin erozyona uğrama potansiyeli ile ilgilidir. Bu durum iyi bir sediment ve erozyon modellemesinin önemini vurgulamaktadır. Ayrıca arazideki toprak üst katmanlarındaki kil miktarı, sediment yükünü artırmakta bu da taşınan pestisit miktarını etkilemektedir. SWAT, arazideki sedimente tutunmuş pestisit

konsantrasyonunun, toprak üst tabakasındaki pestisit konsantrasyonuna oranını ifade eden '*enrichment ratio*' adlı parametre ile toprağın kil yapısına göre her storm eventtan sonra bu değeri otomatik hesaplar. Fakat toprak yağış alıp nemli ve sıkışmış vaziyete geçtikten hemen sonra tekrar yağış aldığında, yağış ile sıyrılan sediment tabakası gerçek durumda azalacaktır. SWAT, bu durumu modellemediği için, her yağışta ayrı ve birbirinden bağımsız bir hesaplama yapmaktadır (Abbaspour ve diğ.,2007). Bu da model sonuçlarında sediment yükü ve dolayısıyla pestisit yükü hesaplamalarında belirsizliğe yol açmaktadır.

Pik sediment konsantrasyonları Ağustos ve Eylül aylarında görülmüştür. Bu durum yağışa, taban sediment miktarına, pestisitinin sedimentte bozunma ve toprağa gömülme hızına pestisitinin topraktaki yarı ömrüne bağlıdır. Yıllık ve aylık değişimlere bakıldığında, sedimentte pestisit konsantrasyon değişimlerinin çok fazla yağış ile ilişkili olmadığı görülmektedir. Bu durumun, sedimentte pestisit miktarının pestisitinin fizikokimyasal özellikleri ve su kütlesi içerisinde geçirdiği dönüşümlerle ilgili olduğu düşünülmektedir.

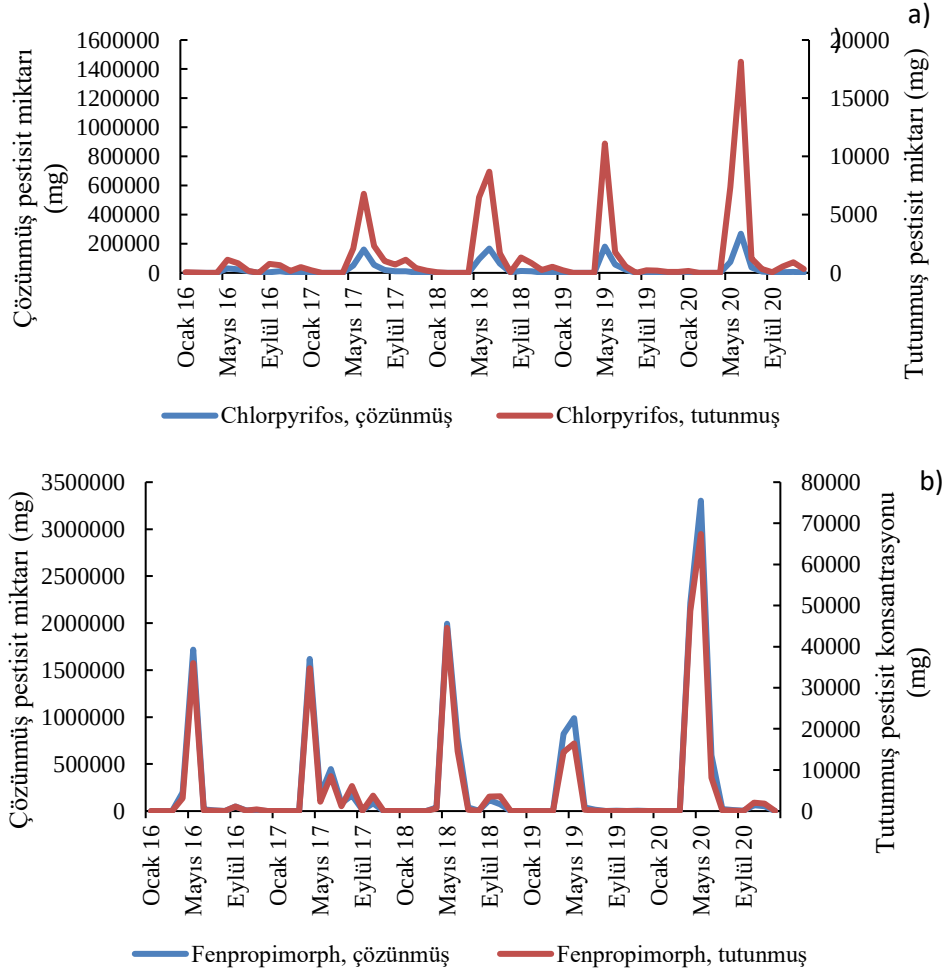


Şekil 3.10 : Fenpropimorph (a) ve chlorpyrifosun (b) nehir taban sedimentindeki konsantrasyonları (simülasyon).

Fenpropimorphun uygulama tarihi ve hemen takip eden ayda pik değerler verirken, chlorpyrifosun verdiği değerler Ağustos ve Eylül aylarına kaymıştır. Bu durum chlorpyrifosun topraktaki yarı ömrünün (69 gün), fenpropimorphun yarı ömründen (26 gün) daha fazla olmasından kaynaklanabilir.

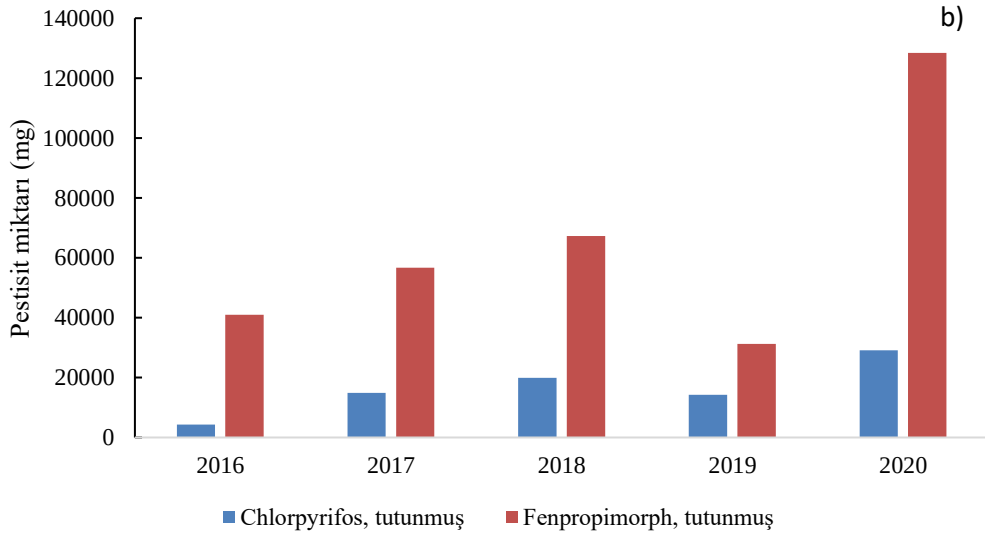
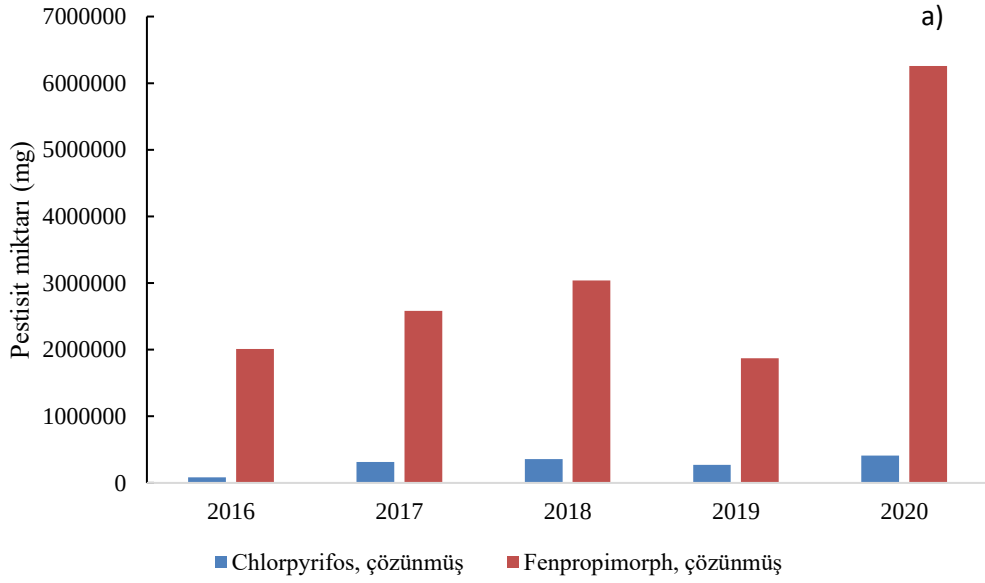
Pestisit numune alma noktası olan alt havza 3'ün çıkış akımında çözünmüş ve tutunmuş halde bulunan pestisit miktarları Şekil 3.11'de verilmiştir. Her iki pestisit için çıkış akımındaki çözünmüş pestisit miktarının daha fazla olduğu görülmektedir. Sedimente tutunmuş vaziyette alt havzadan çıkan pestisit miktarının daha az olması, nehir yatağının erozyona karşı mukavemeti ve pestisitinin nehir sediment yatağında birikimiyle ilgilidir. Toprak ve sedimente tutulmaya daha meyilli olduğunu bilinen

chlorpyrifos için beklenen bir durumdur. Fenpropimorph sedimentte az miktarda bulunmakta, sedimente gelen pestisit de hızlı bir bozunmaya uğramaktadır.



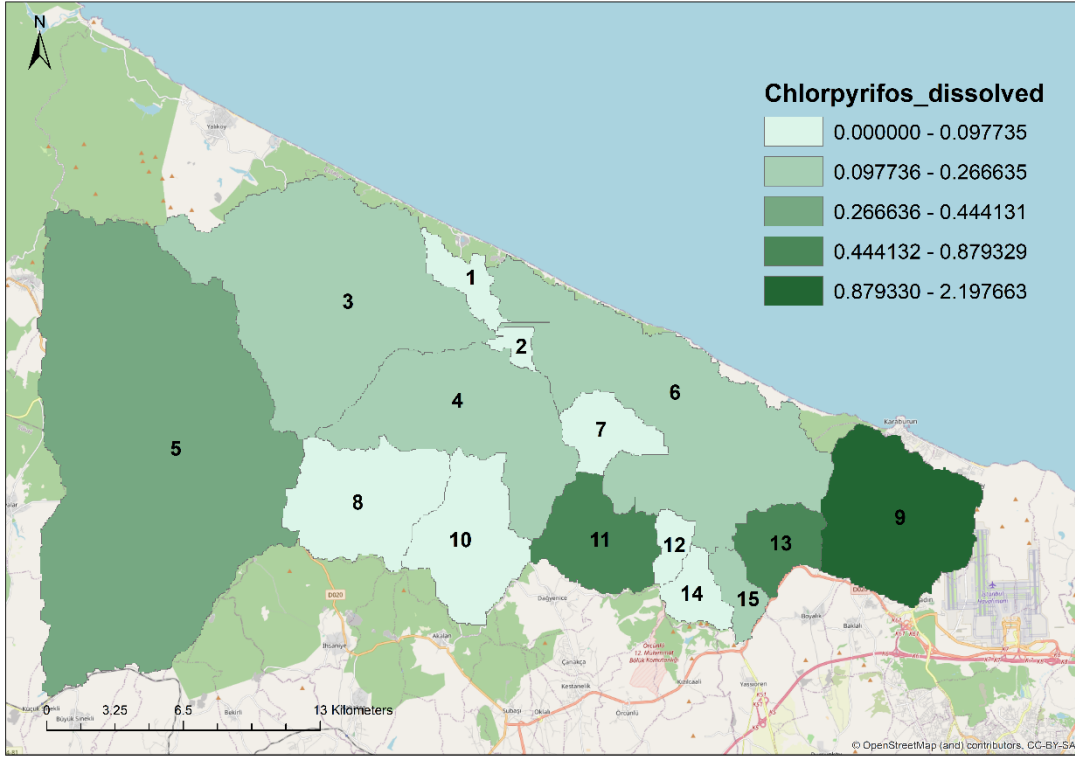
Şekil 3.11 : Çıkış akımında bulunan çözünmüş ve sedimente tutunmuş halde chlorpyrifos (a) ve fenpropimorph (b) miktarları (simülasyon, alt havza 3).

Alt havza 3 çıkış akımındaki pestisit miktarları yıllık olarak incelendiğinde, aynı uygulama miktarı ve alanına sahip olmalarına rağmen çıkış akımında daha fazla fenpropimorph rastlanmıştır (Şekil 3.12). 2020 yılında her iki pestisit, çözünmüş ve tutunmuş miktarları diğer yıllara göre daha fazla bulunmuştur. 2020 yılında diğer yıllara göre yağış miktarının daha fazla olmasından dolayı bu durum gözlemlenmiştir. Çıkış akımında bulunmayan pestisit, arazi toprağında ve nehir yatağı sedimentinde birikebilir ve/veya arazi ve nehir içinde dönüşüme uğrarlar. Bu dönüşüm, taşınım ve birikimler, çıkış akımındaki pestisit miktarını belirlemede önemlidir.

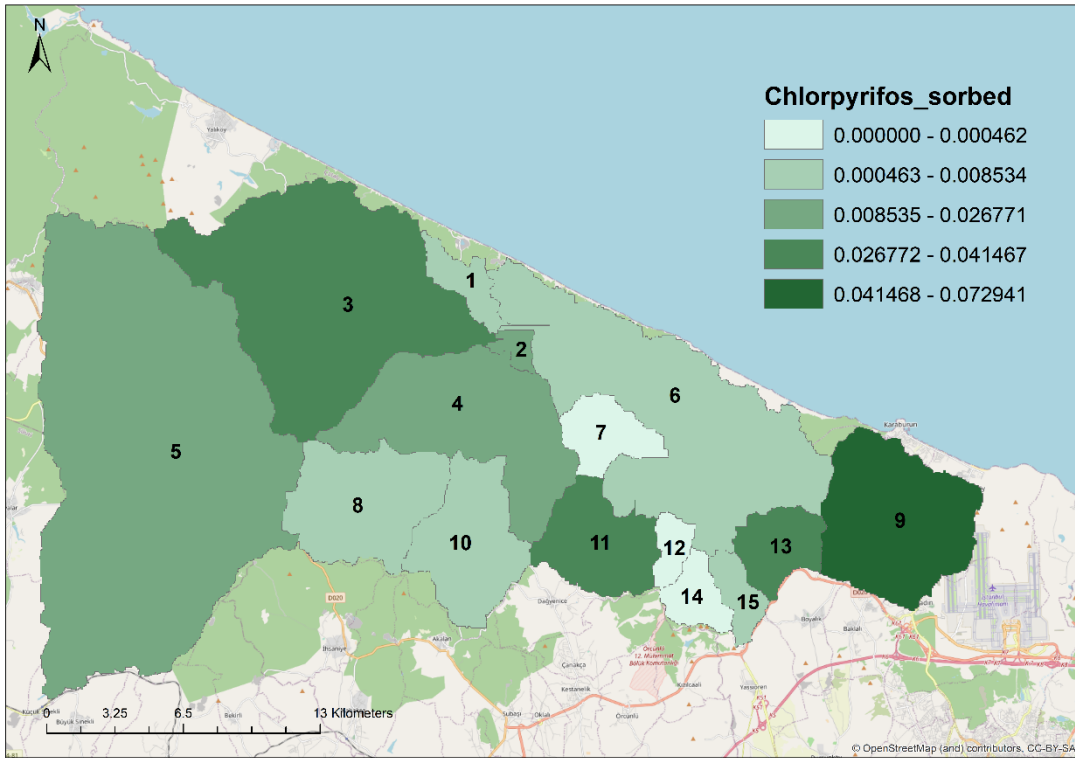


Şekil 3.12 : Çıkış akımında çözünmüş (a) ve sedimente tutunmuş (b) halde bulunan yıllık toplam pestisit miktarları (alt havza 3, simülasyon).

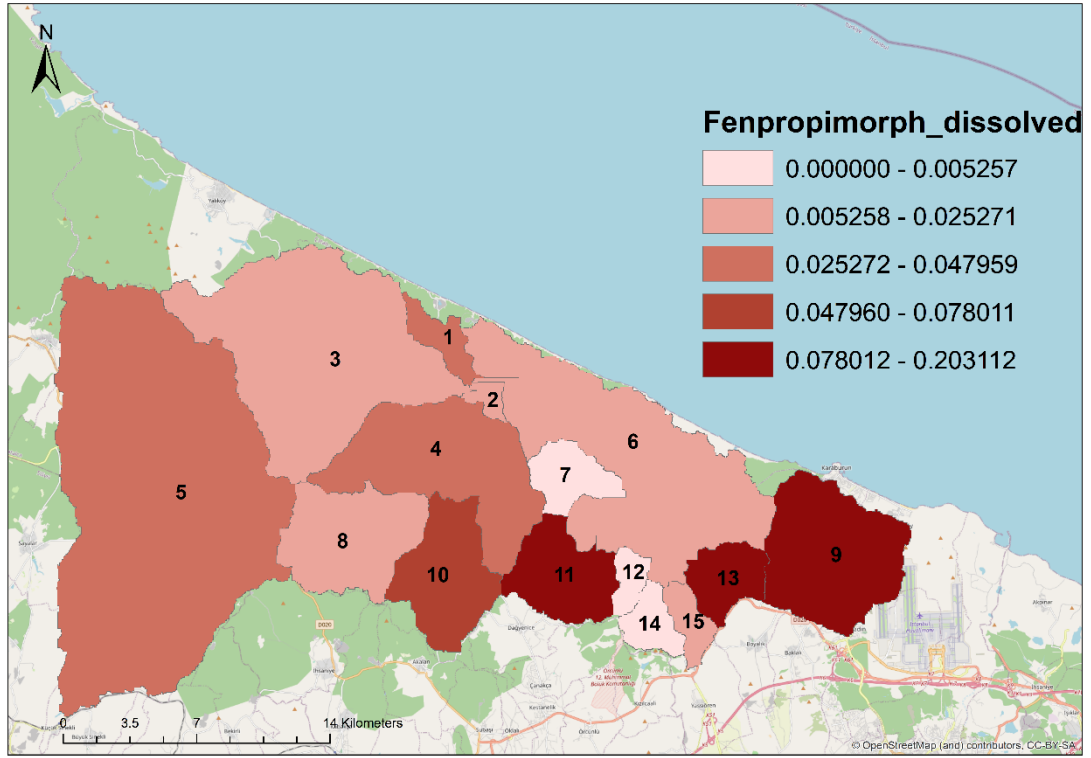
Tüm alt havzaların çıkış noktalarındaki akımlarda çözünmüş ve sedimente tutunmuş pestisit konsantrasyonlarının harita üzerinde gösterimi Şekil 3.13-3.16’da verilmiştir. Bu konsantrasyon değerleri pestisit simülasyon yılları olan 2016-2020 için Aralık ayının çıkış akımındanki pestisit konsantrasyonlarının ortalaması alınarak bulunmuştur. Nisan ve Mayıs’ta uygulanan pestisitler için aynı yılın sonunda alt havza çıkışlarında bulunan pestisit miktarından hesaplanmıştır.



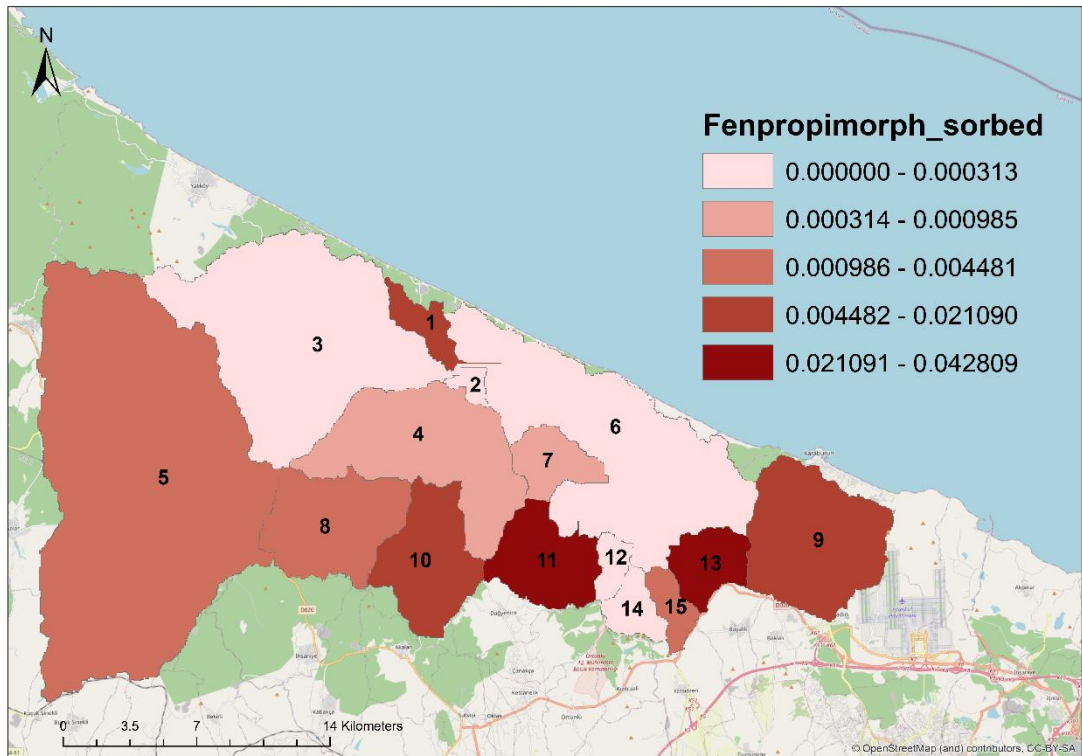
Şekil 3.13 : Alt havza çıkışlarında çözünmüş chlorpyrifos konsantrasyonu (ng/L,simülasyon).



Şekil 3.14 : Alt havza çıkışlarında sedimente tutunmuş chlorpyrifos konsantrasyonu (ng/L,simülasyon).



Şekil 3.15 : Alt havza çıkışlarında çözünmüş fenpropimorph konsantrasyonu (ng/L,simülasyon).



Şekil 3.16 : Alt havza çıkışlarında sedimente tutunmuş fenpropimorph konsantrasyonu (ng/L, simülasyon).

Pestisit numune alma noktası olan alt havza 3'e bakıldığında çözünmüş chlorpyrifos, çözünmüş ve tutunmuş fenpropimorph için düşük konsantrasyonlar görüldüğü söylenebilir. Sedimente tutunmuş chlorpyrifos konsantrasyonunda ise alt havza 3 daha yüksek konsantrasyonlar görülmüştür. Tutunmuş fenpropimorph konsantrasyonları genel olarak tutunmuş chlorpyrifos konsantrasyonlarından daha düşüktür. Çözünmüş chlorpyrifos ve fenpropimorph için en yüksek değerler alt havza 9, 11 ve 13'te görülmüştür. Bu bölgedeki tarım alanları Terkos Gölü'ne çok yakın olup, Terkos rezervuarı için büyük risk oluşturmaktadır. Bu alt havzalar Balaban köyü, Yazlık köyü ve Tayakadın köyü civarındır. Hesaplanan çözünmüş pestisit konsantrasyonları, çıkış akım debileri ve havzadaki tarım alanı ile ilişkilidir. Daha fazla tarım alanı olan ve daha düşük debiye sahip olan alt havzalarda kabaca konsantrasyonun daha fazla olması beklenir. Fakat yüzeysel akış potansiyeli, toprak içinde sızma potansiyeli, yanal akım ile taşınım ve arazide geçirdiği zaman ve dönüşümler etkilidir.

Çizelge 3.11 ve 3.12 fenpropimorph için tarım alanlarından yüzeysel akış ile nehre taşınan pik pestisit miktarlarını ve pestisit kirliliği açısından kritik ayları göstermektedir. Genel olarak çözünmüş ve tutunmuş pestisit taşınımında maksimum miktarlar Nisan ve Mayıs aylarında görülmüştür. Çözünmüş fenpropimorph taşınımında en yüksek yükü alt havza 3, 5 ve 11 taşıırken, tutunmuş pestisit taşınımında alt havza 4 ve 11 taşımaktadır. Alt havza 4 ve 11'deki maksimum miktara sahip HİB'ler, diğer bölgelere göre daha yüksek eğim değerlerine sahiptir. Bu alt havzalardaki eğim sınıfı %12-20 ve %20-99 olup sedimente tutunmuş pestisit taşınımında yüksek yük oranına sahiptir. Bu alt havzalarda toprak hidrolojik grubu C olup, yüksek yüzeysel akış potansiyeline sahiptir. Yüzeysel akıştaki çözünmüş fenpropimorph miktarında en yüksek yüke sahip olan alt havza 3, 5 ve 11'deki bölgeler Belgratköy, Karacaköy'ün güneyi, Danamandıra ve Yazlıkköy'ün kuzey taraflarına denk gelmektedir. Tutunmuş fenpropimorph miktarında en yüksek yükler alt havza 4 ve 11'de görülmüş bu alanlar, Çiftlikköy merkezi yakınındaki tarım alanları ile Yazlıkköy'teki tarım alanlarıdır.

Çizelge 3.11 : Yüzeysel akış ile nehre taşınan çözünmüş fenpropimorph miktarları ve kritik alt havzalar.

HİB	Yıl	Ay	Çözünmüş, mg	Alt havza	Arazi kullanımı	Eğim
30050	2016	5	999800	3	AGRL	0-6
50038	2016	5	523800	5	AGRL	0-6
110008	2016	5	460100	11	AGRL	0-6
30039	2016	5	445200	3	AGRL	0-6
110007	2016	5	430600	11	AGRL	12-20
30050	2017	4	1146000	3	AGRL	0-6
50038	2017	4	514900	5	AGRL	0-6
110007	2017	4	365700	11	AGRL	12-20
110008	2017	4	345900	11	AGRL	0-6
40031	2017	4	335800	4	AGRL	12-20
30050	2018	5	1361000	3	AGRL	0-6
30050	2018	6	538200	3	AGRL	0-6
50038	2018	5	507900	5	AGRL	0-6
110007	2018	5	464600	11	AGRL	12-20
30050	2019	5	670700	3	AGRL	0-6
50038	2019	5	320500	5	AGRL	0-6
50052	2019	5	187400	5	AGRL	0-6
110008	2019	5	185200	11	AGRL	0-6
30049	2019	5	178100	3	AGRL	6-12
110007	2019	5	173900	11	AGRL	12-20
30050	2020	5	1810000	3	AGRL	0-6
30050	2020	4	1642000	3	AGRL	0-6
50038	2020	5	866100	5	AGRL	0-6
110007	2020	4	810300	11	AGRL	12-20

Çizelge 3.12 : Yüzeysel akış ile nehre taşınan sedimente tutunmuş fenpropimorph miktarları ve kritik alt havzalar.

HİB	Yıl	Ay	Tutunmuş, mg	Alt havza	Arazi kullanımı	Eğim
110005	2016	5	432100	11	AGRL	20-99
110007	2016	5	426200	11	AGRL	12-20
40031	2016	5	392700	4	AGRL	12-20
40030	2016	5	362600	4	AGRL	20-99
110006	2016	5	303000	11	AGRL	6-12
40029	2016	5	296200	4	AGRL	6-12
110005	2017	4	477300	11	AGRL	20-99
40030	2017	4	399500	4	AGRL	20-99
110007	2017	4	394800	11	AGRL	12-20
40031	2017	4	363700	4	AGRL	12-20
110005	2018	5	496500	11	AGRL	20-99
40030	2018	5	415500	4	AGRL	20-99
110007	2018	5	407300	11	AGRL	6-12
40031	2018	5	375200	4	AGRL	12-20
110007	2019	5	157300	11	AGRL	12-20
110005	2019	5	155400	11	AGRL	20-99
40031	2019	5	144600	4	AGRL	12-20
40030	2019	5	130100	4	AGRL	20-99
110005	2020	4	962800	11	AGRL	20-99
40030	2020	4	804000	4	AGRL	20-99
110007	2020	4	737700	11	AGRL	12-20
40031	2020	4	678800	4	AGRL	12-20

Çizelge 3.13 ve 3.14, chlorpyrifosun yüzeysel akış ile maksimum taşınma miktarlarını ve en yüksek yüke sahip alt havzaları göstermektedir. Maksimum çözünmüş chlorpyrifos taşınımı genellikle alt havza 3'te ve düşük arazi eğiminde gerçekleşmiştir. Bazı yıllarda yaz mevsiminden sonra ilk yağışların başladığı sonbahar aylarında, bazı yıllarda uygulamanın yapıldığı aylarda pik miktarlara ulaşılmıştır. Çözünmüş pestisit taşınımında alt havza 3, 5 ve 11 en yüksek yüke sahiptir. Fenpropimorphta olduğu gibi sedimente tutunmuş halde chlorpyrifos taşınımı için en kritik bölge alt havza 4 ve 11'dir. Yüzeysel akış ile taşınan fenpropimorph uygulama ayı olan Nisan ve sonraki Mayıs ayında en yüksek miktarlarda bulunurken, chlorpyrifos sonbahar ve kış aylarında daha yüksek oranda taşınmıştır. Sediment ile taşınan pestisit miktarında, yüksek eğimli bölgeler öne çıkmaktadır.

Çizelge 3.13 : Yüzeysel akış ile nehre taşınan çözünmüş chlorpyrifos miktarları ve kritik alt havzalar.

HİB	Yıl	Ay	Çözünmüş, mg	Alt havza	Arazi kullanımı	Eğim
30039	2016	9	685200	3	AGRL	0-6
30050	2016	9	462700	3	AGRL	0-6
30039	2016	11	452200	3	AGRL	0-6
40038	2016	9	419500	4	AGRL	0-6
50038	2016	9	407100	5	AGRL	0-6
30039	2017	10	1372000	3	AGRL	0-6
30050	2017	6	1236000	3	AGRL	0-6
30050	2017	10	1140000	3	AGRL	0-6
30050	2017	8	1078000	3	AGRL	0-6
30050	2018	6	1838000	3	AGRL	0-6
30039	2018	6	1386000	3	AGRL	0-6
30039	2018	9	1054000	3	AGRL	0-6
110007	2018	6	933100	11	AGRL	12-20
50038	2018	6	895600	5	AGRL	0-6
30050	2019	5	484300	3	AGRL	0-6
30039	2019	5	354900	3	AGRL	0-6
30039	2019	12	297600	3	AGRL	0-6
50038	2019	5	295400	5	AGRL	0-6
30039	2020	11	968500	3	AGRL	0-6
30039	2020	10	896800	3	AGRL	0-6
30050	2020	6	676600	3	AGRL	0-6
30050	2020	10	674200	3	AGRL	0-6

Çizelge 3.14 : Yüzeysel akış ile nehre taşınan sedimente tutunmuş chlorpyrifos miktarları ve kritik alt havzalar.

HİB	Yıl	Ay	Tutunmuş, mg	Alt havza	Arazi kullanımı	Eğim
110005	2016	9	352600	11	AGRL	20-99
110005	2016	11	332700	11	AGRL	20-99
110007	2016	9	323700	11	AGRL	12-20
40031	2016	9	297300	4	AGRL	12-20
40030	2016	9	294300	4	AGRL	20-99
110007	2016	11	285400	11	AGRL	12-20
40030	2016	11	278600	4	AGRL	20-99
110005	2017	8	1205000	11	AGRL	20-99
110005	2017	10	1104000	11	AGRL	20-99
110007	2017	8	1024000	11	AGRL	12-20
40030	2017	8	1012000	4	AGRL	20-99
110005	2018	10	690500	11	AGRL	20-99
110005	2018	9	619800	11	AGRL	20-99
110007	2018	10	600700	11	AGRL	12-20
40030	2018	10	578000	4	AGRL	20-99
110005	2019	5	150000	11	AGRL	20-99
110007	2019	5	138700	11	AGRL	12-20
110005	2019	12	131700	11	AGRL	20-99
40031	2019	5	127500	4	AGRL	12-20
110005	2020	11	761400	11	AGRL	20-99
110007	2020	11	648300	11	AGRL	12-20
90039	2020	11	639500	9	AGRL	6-12
40030	2020	11	638800	4	AGRL	20-99
110005	2020	10	620900	11	AGRL	20-99

Suya giren pestisit akımının yüzdesel olarak su kütlesi içerisinde geçirdiği dönüşümler ve çıkış akımındaki oranı alt havza 3 için Çizelge 3.15'te özetlenmiştir. Chlorpyrifosun 5 yıllık ortalamalarına bakıldığında nehre giren pestisit akımının yaklaşık %70'inin çözünmüş olarak, %6'sının sedimente tutunmuş olarak alt havza 3'ten çıktığı görülmektedir. Suya giren pestisitinin yaklaşık %5'i su içinde bozunmuş (REACTPST), %1'i uçmuş (VOLPST), %7.9'u sediment tabakasına çökmüş (SETTLPST), %1.5'u geri salınım ile ayrılmış, %1'i sediment tabakasında bozunmaya uğramış ve %5'i sediment tabakasına gömülü olarak sistemde dönüşüme uğramıştır. Ayrıca giriş akımın %0.64 miktarındaki pestisit, difüzyona uğrayarak su tabakasından sedimente geçiş yapmıştır. Difüzyon değerlerindeki negatif ifade, sudan sedimente pestisit geçişini ifade etmektedir. Literatüre bakıldığında, chlorpyrifos ile ilgili çalışmaların çok olmasından dolayı, çalışmanın sonuçları diğer çalışmalar ile kıyaslanabilmektedir. B.Zhang ve diğ., (2020)'de yaptıkları çalışmalarında, çıkış akımındaki pestisit oranını

ve sistem içerisindeki dönüşümleri benzer şekilde hesaplamıştır. Fenpropimorph ile ilgili literatürde yapılan çok fazla çalışmanın olmaması, modelin varsayılan ve literatürdeki değerler ile kurulmasına yol açmıştır. Manuel kalibrasyon işlemi ile bu belirsizlik en aza indirgenmeye çalışılsa da, fenpropimorphun su içerisindeki dönüşüm miktarları tartışmaya açıktır. 5 yıllık ortalama değerlere bakıldığında, giren pestisit akımının yaklaşık %30'u sistemden çözünmüş olarak, %0.6'sı sedimente tutunmuş olarak alt havza 3'ten çıkmıştır. Su kütlesi içerisinde bulunan pestisit yaklaşık %22'si bozunmuş, %45'i su kütlesinden uçarak ayrılmıştır. Çökme, resuspension, difüzyon, sedimente bozunma ve sediment tabakasına gömülme %1'in altındadır.

Genel olarak bakıldığında, chlorpyrifosun büyük kısmının sudan çıkış akımıyla ayrıldığı, fenpropimorphun su kütlesi içerisinde dönüşüme uğradığı görülmektedir. Çıkış akımındaki pestisit miktarı ayrıca arazide uygulama miktarı ile ilgilidir. Nehre giren pestisit miktarı fenpropimorph için chlorpyrifosa göre çok daha fazladır. Bu durum chlorpyrifosun daha yüksek SKOC (toprak adsorbsiyon katsayısı) nedeni ile arazide daha fazla depolanması ve kısa vadede su kaynaklarına daha az miktarda ulaşmasından kaynaklanabilir. SWAT modeli pestisit arazideki dönüşümlerini vermediğinden dolayı, bununla ilgili değerlendirme yapılamamıştır.

Su ve sediment tabakasındaki kütle dengeleri hesaplandığında Çizelge 3.16 elde edilir. Su kütlesi için, suya giren pestisit miktarı çözünmüş, tutunmuş ve geri salınım proseslerinin toplanması ile hesaplanırken, sudan çıkan pestisit miktarı bozunma, çökme, uçma ve difüzyon ile hesaplanır. Sediment tabakasındaki kütle değişiminde, sediment tabakasına giren sediment miktarını çökme ve difüzyon, çıkan sediment miktarını sedimente bozunma, geri salınım ve toprağa gömülme ifade eder. Buna göre chlorpyrifos için 2019 ve 2020 yılında çıkış suyundaki pestisit miktarının daha fazla olduğu görülmektedir. Bu durum bir sonraki alt havzaya ve dolayısıyla Terkos Gölü'ne daha fazla chlorpyrifos aktarıldığını göstermektedir. Diğer yıllarda ise, su içindeki dönüşümler daha fazladır, bundan dolayı çıkış suyundaki pestisit miktarı daha azdır. Fenpropimorpha bakıldığında, tüm yıllar için giren pestisit akımı çıkıştan fazladır, yani su kütlesi içerisinde pestisit dönüşüme uğramış ve daha az miktarda diğer alt havzaya aktarılmıştır. Sedimentteki kütle değişiminde ise, negatif Δ değeri, sedimentten suya pestisit geçişinin daha fazla olduğunu göstermektedir.

Çizelge 3.15 : Suyu giren pestisit akımları ve su kütlesi içerisindeki değışimleri.

Chlorpyrifos										
	Su Giriş mg/yıl	SOLPST_OUT %	SORPST_OUT %	REACTPST %	VOLPST %	SETTLPST %	RESUSP_PST %	DIFFUSEPST %	REACBEDPST %	BURYPST %
2016	999600	64.10	3.26	1.93	1.09	4.42	1.10	-0.15	2.28	3.57
2017	3917100	54.66	3.11	7.74	1.11	5.26	1.11	-0.15	0.69	3.61
2018	3965000	63.98	6.17	7.80	1.07	7.99	1.60	-0.66	1.16	5.20
2019	2489200	91.96	9.08	4.89	1.07	8.09	1.63	-0.68	1.31	5.27
2020	3685600	82.86	11.56	7.30	1.03	11.69	2.17	-1.23	1.29	6.99
5	3013500	70.78	6.98	5.94	1.07	7.96	1.58	-0.64	1.17	5.13
Fenpropimorph										
	Su Giriş mg/yıl	SOLPST_OUT %	SORPST_OUT %	REACTPST %	VOLPST %	SETTLPST %	RESUSP_PST %	DIFFUSEPST %	REACBEDPST %	BURYPST %
2016	6875000	29.24	0.60	22.97	45.24	0.63	0.01	0.18	0.36	0.43
2017	8595000	30.03	0.66	22.97	44.19	0.70	0.01	0.17	0.39	0.46
2018	10337000	29.42	0.65	22.97	44.71	0.69	0.01	0.17	0.39	0.46
2019	6425500	29.13	0.49	22.97	45.46	0.52	0.01	0.20	0.32	0.38
2020	21278000	29.41	0.60	22.97	45.13	0.64	0.01	0.18	0.37	0.44
5	10708000	29.45	0.61	22.97	44.95	0.64	0.01	0.18	0.37	0.44

Çizelge 3.16 : Su kütlesi ve sediment tabakasındaki kütle dengesi.

Chlorpyrifos (mg)						
	Su Giriş	Su Çıkış	Δ	Sed Giriş	Sed Çıkış	Δ
2016	1010570	749110	261460	45670	69520	-23850
2017	3960540	2595545	1364995	212065	211950	115
2018	4028630	3244770	783860	342760	315670	27090
2019	2529690	2808750	-279060	218330	204280	14050
2020	3765400	4067340	-301940	476050	385050	91000
5	3061190	2694110	367080	259150	237430	21720
Fenpropimorph (mg)						
	Su Giriş	Su Çıkış	Δ	Sed Giriş	Sed Çıkış	Δ
2016	6887290	6783320	103970	43360	67939.3	-24579.3
2017	8595000	8469820	125180	60160	89061	-28901
2018	10337000	10176090	160910	71790	106754	-34964
2019	6425500	6333430	92070	33140	58259.8	-25119.8
2020	21278000	21011300	266700	135900	211403	-75503
5	10708000	10560880	147120	68910	106740	-37830

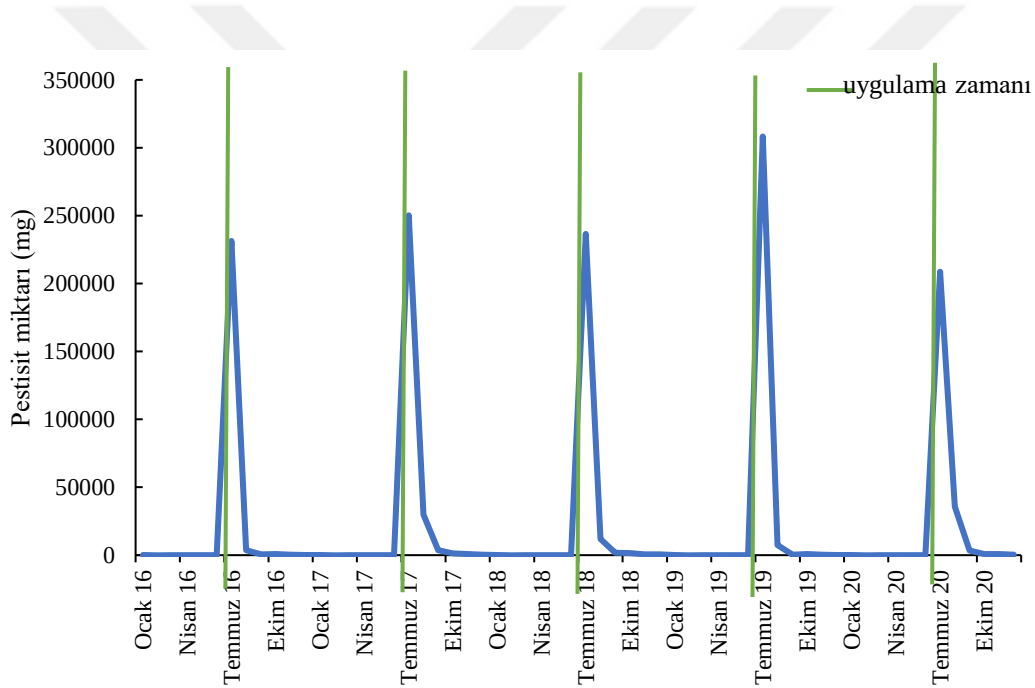
3.3.2 Çeltik alanlarında pestisit taşınım ve akıbeti

Çeltik tarlalarının daha önce bahsedilen kendine has özelliklerinden dolayı, çeltik tarımının yapıldığı alanlardaki pestisit taşınım ve akıbeti hem SWAT hem de RICEWQ modelleri ile incelenmiştir. SWAT modeli Bölüm 2.9’da bahsedilen dezavantajlarına rağmen birçok çalışmada çeltik tarlalarında pestisit modellemesinde kullanılmıştır. Bu çalışmada, çeltik tarlaları bulunan alt havza 1,2,3,4 ve 6’ya sulama suyu kaynağı olarak alt havzalardaki nehirler seçilmiş ve sulama ihtiyacı bitki su stresine göre SWAT’ta otomatik belirlenmiştir. RICEWQ modelinde ise, saha çalışmalarında çiftçilerle görüşülerek elde edilen tarla sulama takvimi (kuru-yaş döngüsü) kullanılmıştır.

Literatürden elde edilen bentazoun fiziko-kimyasal özelliklerine göre SWAT modeli kurulmuş, model sonucunda pestisit gözlem noktası olan alt havza 3 çıkış akımında çözünmüş pestisit miktarları 2016-2020 yılları için aylık olarak verilmiştir (Şekil 3.17). Bentazon çok düşük su-sediment partisyon katsayısına sahip olduğu için sedimente tutunmuş halde çıkış akımında gözlenmemiştir. Uygulama ayı olan temmuz ayında suda pik miktarlar görülmüş, daha sonraki ayda ciddi oranda azalmıştır. Yıllara göre değişmekle beraber ağustos ayında suda bulunan pestisit miktarı bir önceki aya göre ortalama %82 azalmıştır. Sudaki yüksek çözünürlüğü ve kısa su yarı ömrü sayesinde yaklaşık bir ay gibi bir zamanda suda az miktarlara, 9 ay sonra ise 0’a yakın

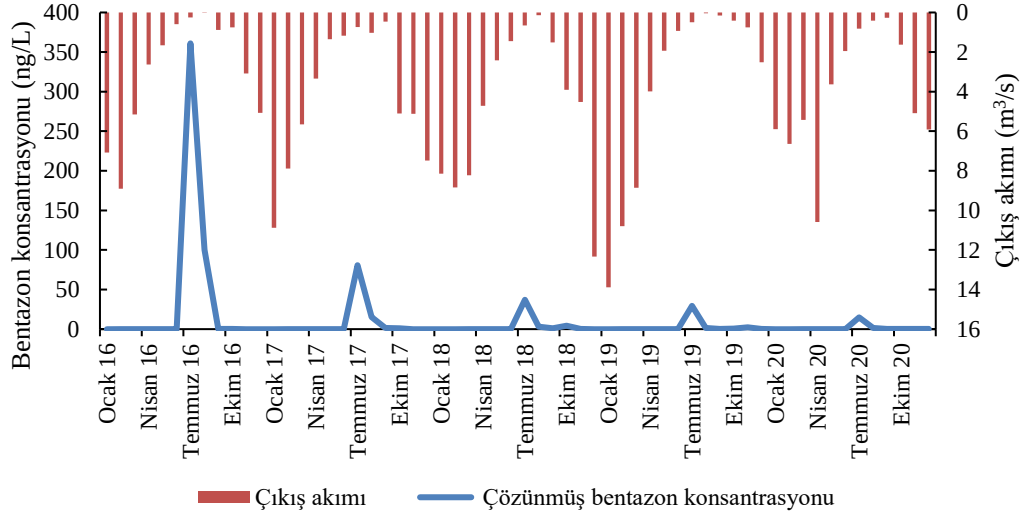
değerlere ulaşmıştır. Ayrıca diğer modellenen pestisitlere göre daha düşük toprak adsorpsiyon katsayısının olması, bentazon uygulanan tarlalarda toprakta birikimin tehlike yaratmayacağı anlamına gelebilir.

Yüzeysel akış ile çözünmüş olarak nehre taşınan pestisit miktarlarında pik değerler 2017 yılının bentazon uygulama ayında gerçekleşmiştir. Tüm çeltik tarlası içeren alt havzalarda pik değerlerin 2017 yılında görülmesi, bu yılın temmuz ayının diğer yıllara göre çok daha yağışlı geçmesi ile ilişkilidir. Ağustos ayında genelde yağış gerçekleşmediği için yüzeysel akış olmamış, dolayısıyla bu ayda yüzeysel akış ile pestisit taşınmamıştır. Eylül ayında ilk gelen yağışlarla yüzeysel akışta bentazona rastlanmış, daha sonraki aylarda yüzeysel akış ile havzaya herhangi bir pestisit taşınması gerçekleşmemiştir.



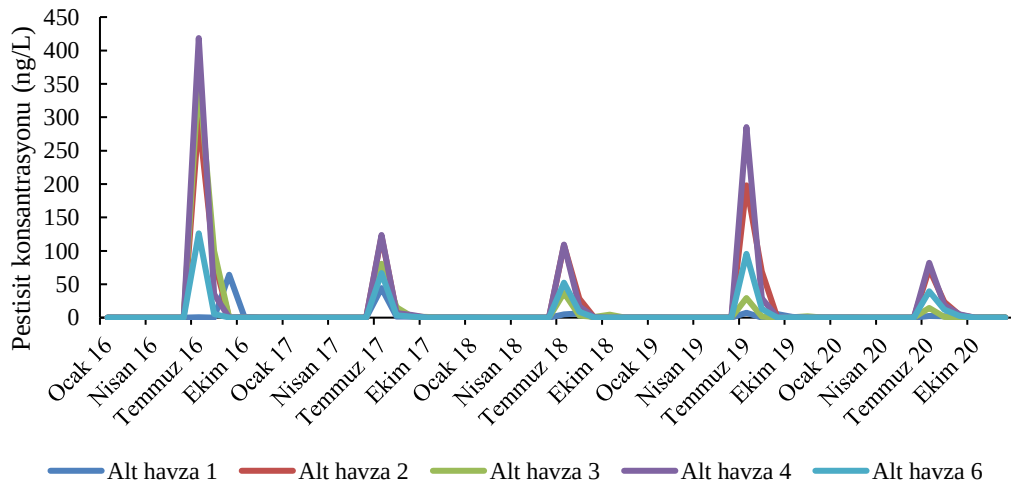
Şekil 3.17 : Çıkış akımında bulunan çözünmüş bentazon miktarı (alt havza 3, simülasyon).

Simülasyon yıllarında alt havza 3 çıkışındaki çözünmüş bentazon konsantrasyonları Şekil 3.18’te verilmiştir. Şekil 3.17’de temmuz ayında alt havza çıkışında görülen pestisit miktarları birbirine yakın iken, konsantrasyonlara bakıldığında büyük değişiklikler görülmektedir. Temmuz ayında görülen pik değerlerin yıllara göre değişmesi, o aydaki çıkış akım debisi ile ilgilidir. Daha yüksek debili aylarda, seyrelmeden ötürü nehirdeki çözünmüş bentazon konsantrasyonu azalmaktadır.



Şekil 3.18 : Nehir çıkış akımında bulunan çözünmüş bentazon konsantrasyonu (alt havza 3, simülasyon).

Çeltik tarımı yapan tüm alt havzalardaki çözünmüş bentazon konsantrasyonları kıyaslandığında, en yüksek konsantrasyonlar alt havza 4'te görülmüştür (Şekil 3.19). Alt havza 4'teki çeltik tarlaları Çiftlikköy ve Ormanlı köyleri arasındadır. Konsantrasyon farkları, nehirlerdeki debi farklılığına, havzadaki çeltik tarım alanı büyüklüğüne ve pestisitlerin tarım alanlarından nehre taşınma potansiyeline bağlıdır. Yüzeysel akış ile çözünmüş bentazon taşınımında en yüksek yükler 2017 Temmuz ayında ve alt havza 2, 6, 4 ve 3'teki çeltik alanlarında görülmüştür (Çizelge 3.17). Havzadaki çeltik alanları genellikle düşük arazi eğiminde bulunmaktadır.



Şekil 3.19 : Çeltik tarımı yapılan alt havzalarda çözünmüş bentazon konsantrasyonu.

Çizelge 3.17 : Yüzeysel akış ile nehre taşınan çözünmüş bentazon miktarları ve kritik alt havzalar.

HİB	Yıl	Ay	Çözünmüş, mg	Alt havza	Arazi kullanımı	Eğim
20017	2017	7	69230	2	RICE	0-6
60044	2017	7	11660	6	RICE	0-6
40051	2017	7	9084	4	RICE	0-6
30058	2017	7	7955	3	RICE	0-6
30053	2017	7	5224	3	RICE	0-6

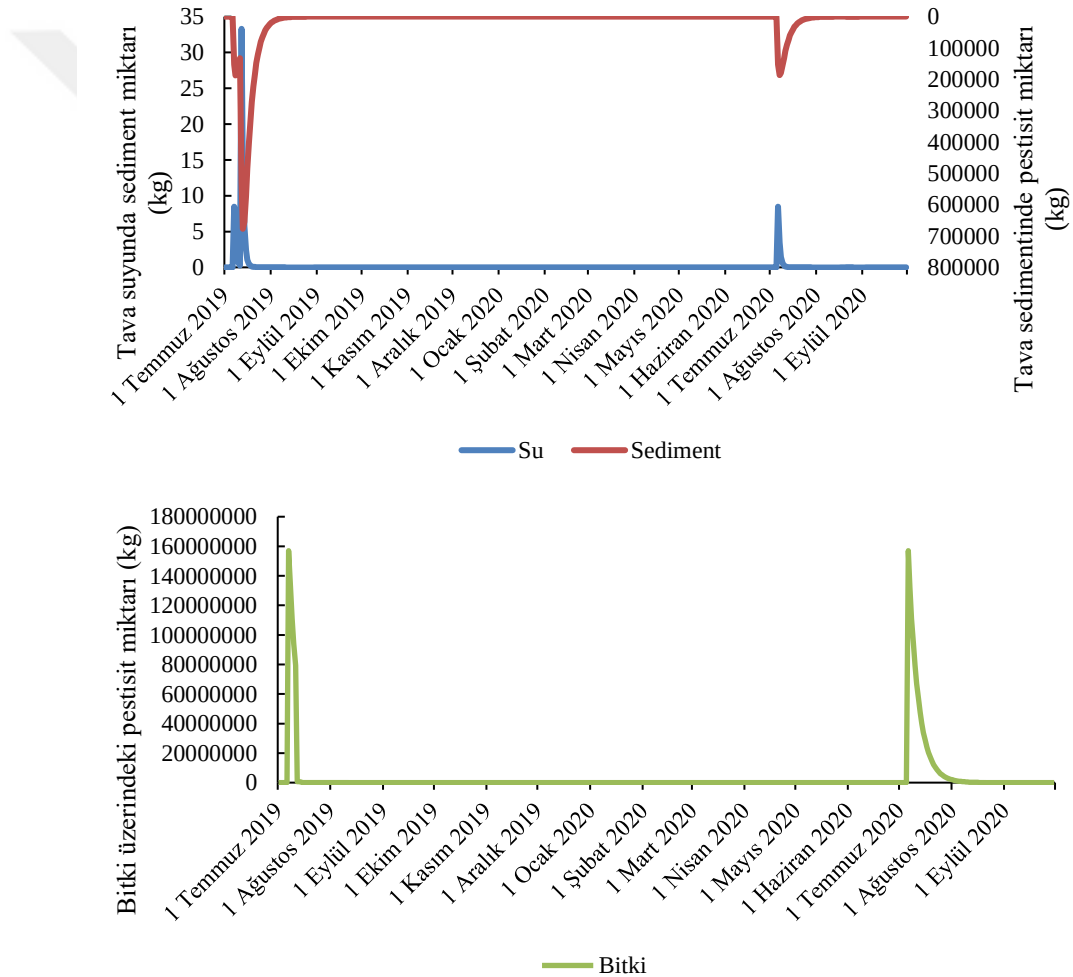
Numune alma noktası olan alt havza 3’te elde edilen gözlem sonuçları ile simülasyon sonuçlarının karşılaştırılması Çizelge 3.18’de verilmiştir. Simülasyon sonuçları ile paralel olarak numune alınan hiçbir ayda sedimentte bentazona rastlanmamıştır. Kasım 2019 numunesinde, suda ölçülen bentazon konsantrasyonu ile simülasyon sonucu birbirine çok yakın çıkmıştır. Fakat sonraki ayda tespit edilen 10 ng/L bentazon, simülasyon sonucunda bulunamamıştır. Bu durum ölçümde bir hata olmasından kaynaklanabileceği gibi bentazonun çeltik dışında kuru tarım alanlarında da kullanılmasından kaynaklanabilir. Ekim veya kasım aylarında ekimi yapılan bir kış buğdayında bentazon kardeşlenme dönemindeki hastalıklara karşı kullanılmaktadır. Kışlık buğday için kardeşlenme dönemi aralık ayına denk gelmekte, bu ayda bir çeltik dışı kullanımdan söz edilebilir. Materyal ve metot kısmında da açıklandığı üzere, pestisit uygulamaları bir kereye mahsus modellenmiştir. Gerçekte hastalığın dirençli olduğu zamanlarda birden fazla uygulama yapılabilir. Temmuz ayından sonra tekrar edilen bir uygulama, aralık ayında görülen yüksek konsantrasyonun sebebi olabilir.

Çizelge 3.18 : Çıkış akımında çözünmüş bentazon için simülasyon ve gözlem sonuçları (alt havza 3).

		Bentazon (su, ng/L)	
		Simülasyon	Gözlem
Uygulama zamanı	Temmuz 19	29.46	n/a
Sonraki aylar	Ağustos 19	1.42	n/d
	Eylül 19	0.119	n/a
	Ekim 19	0.69	n/d
	Kasım 19	2.24	2.6
	Aralık 19	0.22	10

*(n/d:ölçümde tespit edilemeyen pestisiti, n/a ölçüm yapılmamış datayı temsil etmektedir.)

RICEWQ modeli arazi bazlı bir model olup, çeltik tavalarının bitki, su ve sediment bölümlerinde pestisit miktarları ile ilgili bilgiler verir. 2019 ve 2020 yılları için çeltik tavalarındaki su, sediment ve bitki üzerinde pestisit miktarlarının kütlesel değişimi Şekil 3.20’de verilmiştir. Uygulama ayı Temmuz’da tava suyu, tava sedimenti ve bitki üzerinde pik miktarlar görülmüştür. 2019 yılında, uygulamadan 5 gün sonra tava suyu ve sedimentinde ikinci bir pik görülmüştür. O gün gerçekleşen yaklaşık günlük 10 mm civarındaki yağış, bitki üzerinden sıyrılan pestisit miktarını arttırmıştır. Bitki üzerindeki pestisit miktarına bakıldığında da bu tarihte keskin bir azalış görülmektedir. Uygulama zamanından yaklaşık bir hafta içerisinde gerçekleşen bir yağışın sistemdeki pestisit miktarını artırdığı görülmektedir.



Şekil 3.20 : Çeltik tavalarındaki suda, sedimentte ve bitki üzerinde bulunan bentazon miktarı (RICEWQ, simülasyon).

SWAT modelinde çeltik tavalardan yüzeysel akış ile taşınan bentazon miktarları ile RICEWQ modelinin çeltik tava suyunda bulunan pestisit miktarları kıyaslandığında tava suyunda bulunan çeltik miktarının çok daha fazla olduğu görülür. Gerçekte bu

tava suları, bir drenaj kanalı ya da pompalama sistemi ile doğrudan nehre geri verilmektedir. SWAT'ta çeltik tarlalarından su sadece yüzeysel akış ve yüzeyaltı hareketi ile sistemden çıkmaktadır. Gerçek durumda olduğu gibi tava sularının doğrudan nehre verilmesi, tava sularının noktasal bir kaynak olarak düşünülmesine yol açmaktadır.



4. EN İYİ YÖNETİM UYGULAMALARI

4.1 En İyi Yönetim Uygulamalarının Seçimi

En İyi Yönetim Uygulamaları seçilirken, kuru tarım ve çeltik tarımı yapılan alanlar ayrı ayrı değerlendirilmiştir. SWAT modelinin, bir simülasyonda sadece bir pestisit modelleyebilmesinden ötürü kuru tarım alanlarında uygulanan EİYU'lar ayrı simüle edilmiştir. Çeltik tarlaları için seçilen EİYU için havzada ölçülen en yüksek konsantrasyon kullanılmıştır.

SWAT'ta modellenen chlorpyrifos ve fenpropimorph için çeşitli genişliklerde filtre şerit uygulaması denenmiştir. Bu uygulamalar sonucunda, yüzeysel akış ile araziden taşınan pestisit miktarları hesaplanmıştır. SWAT'ta filtre şerit uygulaması, pestisit ve arazinin özelliklerinden bağımsız olarak denklem 4.1 ile hesaplanmaktadır.

$$trap_{eff} = 0.367 \times (width_{buffer})^{0.2967} \quad (4.1)$$

Burada $trap_{eff}$, filtre şeritte pestisit tutulma verimini, $width_{buffer}$, filtre şerit uygulamasının genişliğini (m) ifade etmektedir. 1, 5, 25 m genişliğinde filtre şeritler kritik alt havzalardaki (alt havza 3, 4, 5, 9 ve 11) HİB'lere uygulanmıştır.

Kullanım azaltım uygulaması da chlorpyrifos ve fenpropimorph için denenmiştir. Yukarıda bahsedilen kritik alt havzalardaki HİB'lere %20 oranında pestisit kullanımında azaltım ve 1 m filtre şerit uygulaması incelenmiştir.

Fenpropimorph ve chlorpyrifos pestisitlerinin 2020 yılı itibariyle Türkiye'de kullanımı yasaklanmıştır. Bundan dolayı SWAT modelinin 2020 yılı sonundaki değerleri alınarak, MGM'den elde edilen iklim değişikliği projeksiyon verileri ile pestisitler SWAT'ta tekrar modellenmiştir. İklim değişikliği projeksiyon modeli olan MPI-ESM (Max-Planck-Institute Earth System Model) ve RCP 4.5 senaryosu kullanılmıştır. RCP 4.5 senaryosu, IPCC (Hükümetlerarası İklim Değişikliği Paneli) tarafından ara/orta derecede bir senaryo olarak tanımlanmaktadır. 2020'de kullanım sonlandırılması ile havzada kalan fenpropimorph ve chlorpyrifosun Terkos Gölü rezervuarında nasıl

dönüşüme uğradığı, gelecek iklim verileri ile modellenmiştir. Bunun için Terkos Gölü modelde rezervuar olarak modellenmiş, İSKİ faaliyet raporlarından elde edilen veriler ile rezervuardan çekilen su miktarları ve rezervuara ait fiziksel özellikler simüle edilmiştir.

Kuru tarım alanlarının yoğun olduğu alt havza 3 ve 5'te pestisitlerin ulaştıkları nehirler alt havza 2'de birleşerek Terkos Gölü rezervuarına ulaşmaktadır. Bundan dolayı alt havza 2'ye alt havza 3 ve 5'ten gelecek yükü taşıyacak yapay sulak alan tasarlanmıştır. Serbest akışlı tasarlanan yapay sulak alan sistemi serbest yüzey akışlı planlanmıştır.

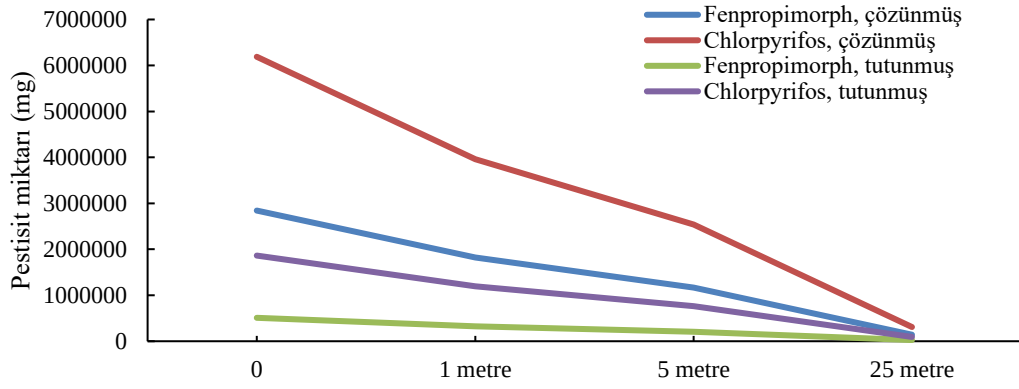
Ormanlı köyü civarında bulunan çeltik tarlalarında, Karamandere nehrinden çiftçiler pompalar ile su çekmekte, daha sonra hasat zamanına yakın bu sular tekrar pompalama ile nehre verilmektedir. Bu uygulama bazen kanallama şeklinde de gerçekleşmektedir. Bundan dolayı, çeltik tarlalarındaki pestisit kirliliği bir yayılı kirletici olmaktan ziyade noktasal bir kaynak olarak değerlendirilebilir. Ayrıca çeltik tavaları, sular nehre geri verilmeden önce bir tampon bölge olarak işlev görerek, uygulanan pestisitlerin, ekimden hasata bu tampon bölgede bekletilmesini sağlamaktadır. Sedimente bağlanmaya meyilli pestisitler bu tavalarda birikerek dönüşüme uğrayacak, suda çözünürlüğü fazla olan pestisitler ise tavalardaki suda dönüşüme uğrayacaktır. Bentazon gibi suda çözünürlüğü fazla ve kolay parçalanan pestisitlerde tavalarda suyun bekletilmesi ve hasat zamanında nehre geri verilmesi olumlu olarak değerlendirilebilir. Suda çözünürlüğü yüksek fakat yarılanma ömrü fazla olan pestisitler için, tavalardan doğrudan nehre su verilmesi, bir anda yüksek miktarlarda pestisit in nehre verilmesi anlamına gelmektedir. Bundan dolayı, çeltik tarlalarının pompalama yapılan çıkışlarına yapay sulak alan yapılarak, pestisitli sular nehre verilmeden gereken dönüşümlere uğramaları düşünülmüştür. Öncesinde, çeltik tavalarının aralarında belirli mesafelerde bitkilendirilmiş kanallar açılarak, deşarj edilen suyun bu kanallardan geçerek sulak alana gelmesi planlanmıştır. Bu kanallarda suyun sulak alana ve dolayısıyla nehre girişi yavaşlatılarak bu süre zarfında sudaki pestisit varlığının azaltılması düşünülmüştür. Planlanan bitkilendirilmiş kanallar Şekil 4.1'de gösterilmiştir. Yapay sulak alanlar ile ilgili hesaplamalar Bölüm 4.4'te verilmiştir.



Şekil 4.1 : Çeltik alanları için tasarlanan bitkilendirilmiş kanallar.

4.2 Filtre Şerit ve Kullanım Azaltımı Uygulaması

Çeşitli filtre şerit uygulamaları ile ulaşılan nihai pestisit miktarları, alt havza 3 için Şekil 4.3'te verilmiştir. Diğer alt havzalardaki değişim ise Çizelge 4.1'de verilmiştir. Denklem 4.1'den de görüleceği üzere, pestisit özelliklerinden bağımsız olarak, aynı genişlikteki filtre şerit uygulamaları yüzdesel olarak aynı giderim oranı sağlamaktadır. 1 m genişlikte filtre şerit uygulamasında %36, 5 metrede %59 ve 25 metrede %95 giderim sağlanmaktadır. Yüzeysel akış ile taşınan çözünmüş pestisit miktarları, tutunmuş pestisitlere göre daha fazla olduğu için, çözünmüş formdaki pestisitlerde giderim daha net görülmektedir. Burada dikkat çekilmesi gereken kısım, bu giderim verimini sağlayan uygulamaların sadece alt havzalardaki belirli HİB'lerde gerçekleşmesidir. Bu HİB'lerin alanlarının toplam alt havzadaki tarımsal alana oranları Çizelge 4.2'de verilmiştir.



Şekil 4.2 : Çeşitli filtre şerit genişliklerinde havzadan gelen pestisit miktarlarının değişimi (alt havza 3).

Filtre şerit uygulamalarının performansı yağış, sızma, yüzeyüstü akışı gibi hidrolojik etkenlere, filtre şerit genişliği, eğimi, bitki yoğunluğu gibi tasarım kriterlerine ve pestisit özelliklerine bağlı olarak değişmektedir. SWAT modeli, tahminlere dayanarak oluşturduğu denklem 4.1 ile bu faktörleri göz ardı ederek, giderim verimi hesaplamasını basitleştirmiştir. Sabbagh ve diğ., 2009’da yaptıkları bir çalışmada, Koc değerlerinin filtre şeritlerde pestisit giderimi üzerine kritik bir faktör olduğunu, özellikle chlorpyrifos gibi pestisitlerin filtre şeritlerde daha yüksek verimle giderildiğini tespit etmiştir.

Belirtilen HİB’lerde 1 metrelik filtre şerit uygulamasının yanı sıra kullanımda %20 azaltıma gidildiğinde pestisit miktarlarındaki değişim Çizelge 4.3’te verilmiştir. %20 pestisit kullanım azaltılması ve 1 m’lik filtre şerit ile yaklaşık %49 bir giderim sağlanmıştır.

Çizelge 4.1 : Çeşitli filtre şerit uygulamalarının alt havzalardaki pestisit miktarına etkisi.

	Fenpropimorph, çözülmüş (mg)				Fenpropimorph, tutunmuş (mg)			
	0	1 m	5 m	25 m	0	1 m	5 m	25 m
Alt havza 3	2842500	1819200	1165425	142125	509400	326016	208854	25470
Alt havza 4	1956900	1252416	802329	97845	1645400	1053056	674614	82270
Alt havza 5	1371100	877504	562151	68555	178080	113971.2	73012.8	8904
Alt havza 9	9481	6067.84	3887.21	474.05	8270	5292.8	3390.7	413.5
Alt havza 11	2452800	1569792	1005648	122640	1868300	1195712	766003	93415
	Chlorpyrifos, çözülmüş (mg)				Chlorpyrifos, tutunmuş (mg)			
	0	1 m	5 m	25 m	0	1 m	5 m	25 m
Alt havza 3	6188600	3960704	2537326	309430	1863600	1192704	764076	93180
Alt havza 4	5558000	3557120	2278780	277900	4513900	2888896	1850699	225695
Alt havza 5	2134600	1366144	875186	106730	364000	232960	149240	18200
Alt havza 9	483900	309696	198399	24195	580100	371264	237841	29005
Alt havza 11	5618000	3595520	2303380	280900	4486700	2871488	1839547	224335

Çizelge 4.2 : Filtre şerit uygulanan alanların toplam tarım alanlarına oranı.

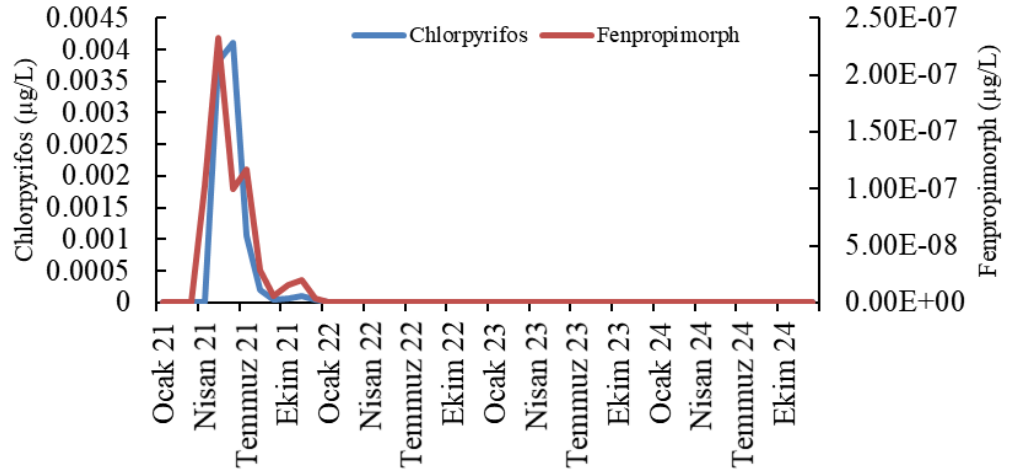
	Filtre şerit uygulanan alan (ha)	Toplam tarım alanı (ha)	%
Alt havza 3	610	1186	51
Alt havza 4	721	1786	40
Alt havza 5	143	1994	7
Alt havza 9	346	2044	17
Alt havza 11	780	833	93

Çizelge 4.3 : Filtre şerit ve kullanım azaltılması uygulamasından önce ve sonra kritik althavzalardaki pestisit miktarı.

Fenpropimorph, çözünmüş (mg)			Chlorpyrifos, çözünmüş (mg)		
		Fenpropimorph FS + %20↓			Chlorpyrifos FS + %20↓
Alt havza 3	2842500	1449675	6188600	3156186	
Alt havza 4	1956900	998019	5558000	2834580	
Alt havza 5	1371100	699261	2134600	1088646	
Alt havza 9	9481	4835.31	483900	246789	
Alt havza 11	2452800	1250928	5618000	2865180	
Fenpropimorph, tutunmuş (mg)			Chlorpyrifos, tutunmuş (mg)		
		Fenpropimorph FS + %20↓			Chlorpyrifos FS + %20↓
Alt havza 3	509400	259794	1863600	950436	
Alt havza 4	1645400	839154	4513900	2302089	
Alt havza 5	178080	90820.8	364000	185640	
Alt havza 9	8270	4217.7	580100	295851	
Alt havza 11	1868300	952833	4486700	2288217	

4.3 Kullanım Sonlandırılması ve Rezervuarda Etkisi

2020 yılında kullanımı yasaklanan chlorpyrifos ve fenpropimorph için iklim değişikliği projeksiyon verileri ile model tekrar kurulmuştur. 2021 yılından itibaren havzadaki tarım alanlarından suya ulaşan pestisit miktarı ve rezervuardaki pestisit miktarları Şekil 4.4'te verilmiştir. Pestisitlerin rezervuardaki trendleri, nehirdeki trendlerine benzemektedir. Uygulama yapılan aylarda daha yüksek konsantrasyonlar görülmüş, daha sonraki aylarda giderek düşmüştür. 2024 yılına kadar, grafik üzerinde belirgin olmasa da havzadan rezervuara çok düşük konsantrasyonlarda girişler görülmüştür. 2024 yılı itibariyle chlorpyrifos için, 2023 itibariyle fenpropimorph için havzadan rezervuara pestisit taşınmamıştır.



Şekil 4.3 : Terkos Gölü rezervuarında sudaki pestisitlerin konsantrasyon değişimi.

4.4 Yapay Sulak Alan Uygulaması

Kuru tarım alanlarındaki pestisitlerin giderilmesi için sulak alan uygulaması gerçekleştirilmiştir. Havzada kuru tarım için sulama yapılmadığından bu tarım alanları için herhangi bir sulama sistemi ya da yüzeysel akışı toplayacak herhangi bir kanallama sistemi yoktur. Bu yüzden sulak alana verilecek su, nehirden çekilecektir. Varsayımsal tasarlanacak sulak alan için, alt havza 2 seçilmiştir. Bu alt havzada uygulanan yapay sulak alanda, alt havza 3 ve 5'teki tarım alanlarından toplanan pestisit kirliliğinin giderilmesi amaçlanmıştır. Alt havza 3 ve 5'teki toplam tarım alanı 21.80 km²'dir. Literatürden elde edilen veriler ışığında, bu boyutta bir tarımsal alandan gelen yükü kaldırabilecek sulak alan tasarım kriterleri belirlenmiştir (Karpuzcu, 2012). Sulak alan boyutlandırılması için, giriş debisi 0.05 m³/s ve hidrolik yükleme hızı 10 cm/gün olarak seçilmiştir (TÜBİTAK, 2011). Bu veriler ışığında yüzey alanı 4 ha olacak şekilde tasarlanan sulak alanda, chlorpyrifos pestisiti baz alınarak hesaplamalar yapılmıştır. Chlorpyrifos için deneysel verilerin bulunmasından dolayı bu pestisit seçilmiştir. Daha sonra fenpropimorph için sulak alanın giderim verimi hesaplanmıştır. Chlorpyrifos için sudaki bozunma hız sabiti $k=0.033$ (1/gün) olup buna göre yarı ömrü ($t_{1/2}$) 21 gün hesaplanmıştır (denklem 2.28). Tasarım sudaki bozunma hızına göre yapılmış, sedimentteki bozunma hız sabiti $k=0.013$ (1/gün) olup bu değere göre sedimentteki giderimi hesaplanmıştır. Sulak alanın hidrolik bekletme süresi de yarılanma ömrü kadar seçilmiştir.

Sulak alan tasarımından sonra, pestisitlerin sulak alandaki giderim miktarları için birinci dereceden tepkime denklemi kullanılmıştır. Sulak alanda, pestisit giderimi

sulak alanın derinliğinden ziyade, alansal yükleme ile ilişkilidir. Alansal yüklemede, birim yüzey alanı başına sisteme verilen pestisit yükü sulak alanın performansını etkilemektedir.

Denklem 4.2’de giriş pestisit konsantrasyonu (C_i), SWAT modelinde havza bulunan en yüksek su ve sedimentteki konsantrasyonu ifade etmektedir. Reaksiyon hızı (k) ve bekleme süresine (t) göre, çıkış konsantrasyonu (C_e) elde edilmiştir.

$$\frac{C_e}{C_i} = \exp(-k \cdot t) \quad (4.2)$$

Sulak alan uygulamasına dair kabul edilen ve hesaplanan değerler Çizelge 4.4’te özetlenmiştir.

Çizelge 4.4 : Kuru tarım alanlarındaki pestisitlerin arıtımı için yapay sulak alan tasarımı.

Sulak Alan Tasarım Kriterleri	
Drenaj alanı	21.80 km ²
Yüzey alanı	4 ha
Derinlik	0.6 m
Uzunluk	0.5 km
Hidrolik bekletme süresi	21 gün

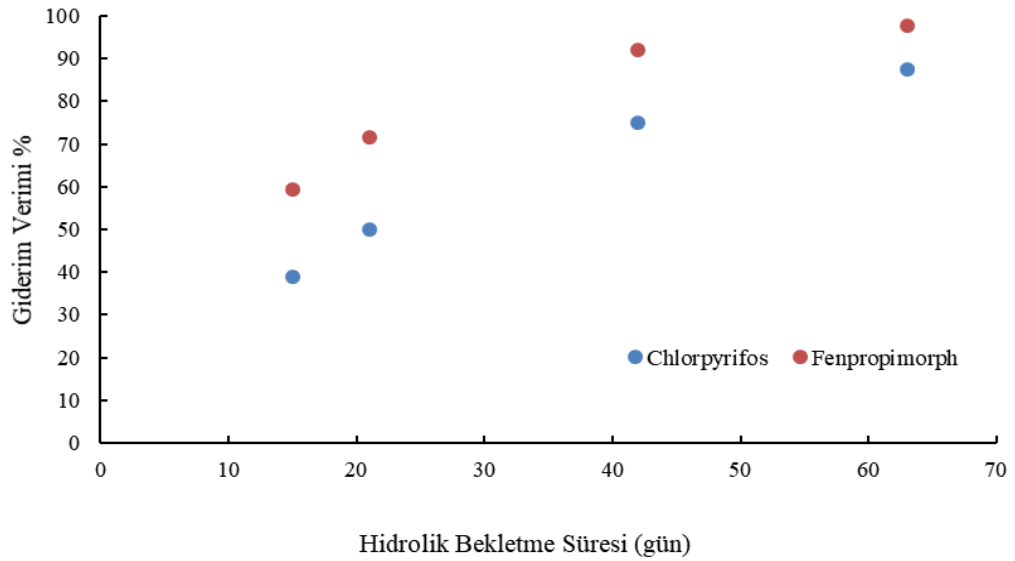
Chlorpyrifos ve fenpropimorphun kullanımı 2020 yılında sonlandırıldığı için hesaplamalarda 2020 yılında SWAT modelinde simüle edilen değerler kullanılmıştır. Havzada kalan ve nehre ulaşan giriş konsantrasyonları ile denklem 4.3’e göre çıkış konsantrasyonları hesaplanmıştır. Havzada bulunan maksimum kirletici konsantrasyonu olan 2.197 ng/L ve 0.07 ng/L’ye göre sulak alanın verimi hesaplanmıştır. Bunun sonucunda 21 günlük bekletme süresinde, suda çözünmüş bulunan chlorpyrifos %50 oranında azalarak, 1.09 ng/L’ye inmiştir. Aynı süre zarfında sedimentte bulunan pestisit %40 oranında azalmış ve 0.043 ng/L’ye inmiştir.

Fenpropimorphun sudaki reaksiyon hızı 0.06 (1/gün), sedimentteki parçalanma hızı 0.1 (1/gün) olarak modellenmiştir. Aynı reaksiyon hızları sulak alanda kullanılarak çıkış konsantrasyonları elde edilmiştir. 21 günlük hidrolik bekletme süresinde, fenpropimorphun havzada en fazla görüldüğü konsantrasyonlar (0.203 ve 0.042 ng/L) giriş konsantrasyonları olarak seçilerek hesaplamalar yapılmıştır. Sudaki giderim verimi yaklaşık %72 oranında bulunmuş, çıkış konsantrasyonu 0.057 ng/L’dir.

Sedimentteki giderim verimi ise %88 bulunmuş, çıkış konsantrasyonu 0.005 ng/L'dir. Pestisitlerin sulak alandaki giderim verimleri, çıkış konsantrasyonları Çizelge 4.5'te özetlenmiştir. Ayrıca farklı hidrolik bekletme süreleri (HRT) için giderim verimleri Şekil 4.4'te verilmiştir.

Çizelge 4.5 : Chlorpyrifos ve fenpropimorphun tasarlanan sulak alanda çıkış konsantrasyonları ve giderim verimleri.

	Chlorpyrifos	Fenpropimorph
Giriş konsantrasyonu	2.197 ng/L	0.203 ng/L
Giderim Verimi (HRT=21 gün)	%50	%72
Çıkış konsantrasyonu (HRT=21 gün)	1.098 ng/L	0.057 ng/L
Sedimentteki giderim verimi (HRT=21 gün)	%40	%88
Sedimentteki çıkış konsantrasyonu (HRT=21 gün)	0.043 ng/L	0.005 ng/L



Şekil 4.4 : Farklı hidrolik bekletme sürelerinde chlorpyrifos ve fenpropimorph için giderim verimleri.

Bentazon ve çeltik tarımında kullanılan pestisitlerin giderimi için bitkilendirilmiş kanallar tarlaların arasına ve yapay sulak alan uygulaması ise bu kanalların çıkışında olacak şekilde tasarlanmıştır. Pestisitlerin nehre ulaşmadan önce minimum konsantrasyona ulaşması hedeflenmiştir. Bitkilendirilmiş kanalların tasarımı açık kanal hidrolik hesaplamalarına göre yapılmıştır (URL-5). Buna göre kanal dikdörtgen şeklinde tasarlanmış, 2 m genişliğinde 0.6 metre derinliğinde düşünülmüştür (URL-6). Toplam 220 ha'lık bir alan için tarlaların arasına 6 tane kanal konmuştur. Kuru tarım

alanlarındaki sulak alan boyutlandırılmasına göre hesap yapılmıştır. Askıda katı madde giderimi için, öncelikle kanaldan gelen suların çökeltim havuzunda tutulması, sonrasında yapay sulak alana verilmesi tasarlanmıştır. Bitkilendirilmiş kanalların tasarımı ile ilgili bilgiler Çizelge 4.6’da verilmiştir.

Çizelge 4.6 : Çeltik tarlaları arasına yerleştirilecek bitkilendirilmiş kanallara ait özellikler.

	Drenej alanı (km ²)	Uzunluk (km)	Tavadaki su hacmi (m ³)
Kanal 1 (VD1)	0.17	0.68	34 000
Kanal 2 (VD2)	0.24	0.61	48 000
Kanal 3 (VD3)	0.27	0.79	54 000
Kanal 4 (VD4)	0.50	1.41	100 000
Kanal 5 (VD5)	0.53	1.35	106 000
Kanal 6 (VD6)	0.56	0.82	112 000

Açık kanal hidroliğine göre tasarlanan kanal için Manning katsayısı 0.028 seçilmiş, arazi eğimi 0.001 olarak kabul edilmiştir. Kanal yüzey kesit alanı Çizelge 4.6’daki kanal uzunlukları ile kanal genişliği olarak kabul edilen 2 m değerlerinin çarpılmasıyla bulunmuştur. Bu değerler ile kanaldaki hız ve debi denklem 4.3 ve 4.4 ile hesaplanmıştır.

$$Q = A \cdot \frac{1}{n} \cdot R^{2/3} \cdot J^{1/2} \quad (4.3)$$

$$v = \frac{1}{n} \cdot R^{2/3} \cdot J^{1/2} \quad (4.4)$$

Burada Q debiyi (m³/sn), v akım hızını (m/sn), n Manning pürüzlülük katsayısını, R, hidrolik yarıçapı (m) ve J arazi eğimini (%) ifade etmektedir. Her bir kanal için hesaplanan debi ve su akım hızı Çizelge 4.7’de özetlenmiştir.

Çizelge 4.7 : Bitkilendirilmiş kanallar için hesaplanan debi ve kanal içinde su akım. hızı.

	Q (m ³ /sn)	V (m/sn)	Tavadan kanala verilen suyun kanalda kalış süresi (gün)
Kanal 1 (VD1)	1.024	0.75	0.38
Kanal 2 (VD2)	0.919	0.75	0.60
Kanal 3 (VD3)	1.190	0.75	0.53
Kanal 4 (VD4)	2.123	0.75	0.55
Kanal 5 (VD5)	2.033	0.75	0.60
Kanal 6 (VD6)	1.235	0.75	1.05

Bentazonun sudaki yarı ömrü ($t_{1/2}$) 4 gün olup, reaksiyon hızı $k=0.17325$ (1/gün) hesaplanmıştır. Bu reaksiyon hızında, bitkilendirilmiş kanalda geçeceği süre zarfında giderim verimleri 1.dereceden bozunma denklemine göre her bir kanal için hesaplanmıştır (Çizelge 4.8). Giriş konsantrasyonu olarak ölçüm sonuçlarında suda bulunan en yüksek bentazon konsantrasyonu olan 10 ng/L seçilmiştir.

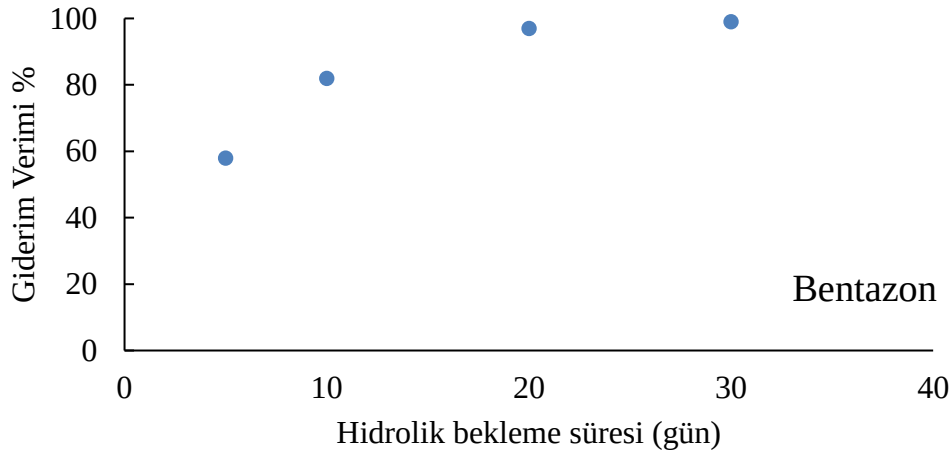
Çizelge 4.8 : Bitkilendirilmiş kanallarda bentazon giderim verimi.

	VD 1	VD 2	VD 3	VD 4	VD 5	VD 6
Giriş Konsantrasyonu (ng/L)	10	10	10	10	10	10
Kanalda bekleme süresi (gün)	0.38	0.60	0.53	0.55	0.60	1.05
Ayrışma hız katsayısı (1/gün)	0.173	0.173	0.173	0.173	0.173	0.173
Giderim verimi (%)	%6.40	%9.80	%8.70	%9.00	%9.80	%16.6
Çıkış konsantrasyonu (ng/L)	9.36	9.01	9.12	9.09	9.01	8.34

Bitkilendirilmiş kanallardan çıkan çıkış konsantrasyonunun maksimum olan değeri alınmış, bu değer yapay sulak alanın giriş değeri olarak belirlenmiştir. Diğer pestisitler ile birlikte düşünüldüğünde yapay sulak alan için 10 günlük bir hidrolik bekletme süresi (HRT) seçilmiştir. Denklem 4.3 kullanılarak çıkış konsantrasyonu ve giderim verimi hesaplanmıştır. 10 günlük hidrolik bekleme süresi sonunda, giriş konsantrasyonu 9.36 ng/L olan bentazon %82 oranında giderilerek 0.011 ng/L olarak sulak alandan çıkmıştır (Çizelge 4.9). Hidrolik bekletme süresi 5 güne düşürüldüğünde giderim verimi %54'e inmiştir. Ayrıca diğer hidrolik bekletme süreleri için giderim verimleri Şekil 4.6'da verilmiştir.

Çizelge 4.9 : Bentazon için yapay sulak alanda giderim verimi ve çıkış konsantrasyonu.

	Bentazon
Giriş konsantrasyonu	9.36 ng/L
Giderim Verimi (HRT=10 gün)	%82
Çıkış konsantrasyonu (HRT=10 gün)	1.65 ng/L
Giderim Verimi (HRT=5 gün)	%58
Çıkış konsantrasyonu (HRT=5 gün)	3.93 ng/L



Şekil 4.5 : Çeşitli hidrolik bekleme sürelerinde yapay sulak alanda bentazon giderim verimleri.

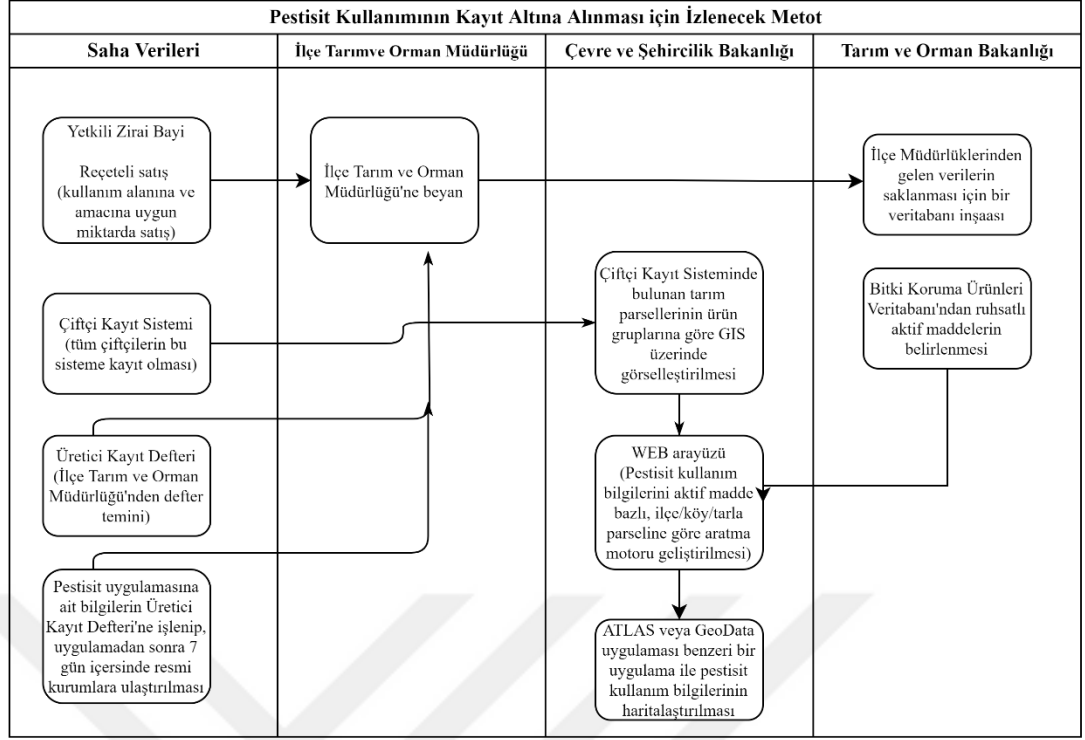
5. SÜRDÜRÜLEBİLİR VE AKILLI ŞEHİRLER KAPSAMINDA PESTİSİT YÖNETİMİ

Pestisit kirliliğinin yönetiminde su kaynaklarında izleme çalışmaları ve karar destek sistemlerinin kullanılması önemli bir adım olmakla birlikte, kullanılan pestisit çeşidinin çok çeşitli olması, kullanım miktar ve zamanlarının farklılıklar göstermesi, yasaklanan pestisitlerin oluşturduğu kirlilik ve yasaklanan pestisitlerin artmasıyla piyasaya yeni pestisitlerin girmesi izleme ve modelleme çalışmalarında büyük bir belirsizliğe yol açmaktadır. Pestisit kirliliğinin yönetiminde, kaynağında kontrol ve sıkı denetim ile bilinçsiz pestisit kullanımının önüne geçilmesi ilk adımdır. Bunun için çiftçilerin satın aldıkları ve dolayısıyla kullandıkları pestisit miktarlarının kayıt altında olması ve önerilen dozlarda kullanıldığından emin olunması gerekmektedir. Ülkemizde mevcut durumda, zirai ilaçların alımında ve uygulanmasında herhangi bir kısıtlama, yasal engel yoktur. Zirai bayiler, il/ilçe tarım müdürlükleri tavsiye kararları vermekte, fakat sahada bu kararların uygulanıp uygulanmadığı denetlenmemektedir. Üretici kayıt defteri uygulaması ve reçete ile ilaç alımı, sadece 33 ürün grubu için geçerli olup, bu ürünler genelde sebze ve meyve ağırlıklıdır. Çeltik, buğday, arpa ve mısır gibi Terkos Havzası ve civarında kullanılan bitki koruma ürünleri reçetesiz alınabilmekte, bunlara ait kayıt tutulmamaktadır. Çalışma kapsamında ziyaret edilen İstanbul İl Tarım ve Orman Müdürlüğü ile Çatalca İlçe Tarım ve Orman Müdürlüğü'nden havzaya ait hububat tarımı için kayıt altında tutulan herhangi bir pestisit kullanım verisi elde edilememiştir.

Modelleme çalışmalarının sonucunda görüldüğü üzere, araziden su kaynaklarına taşınan pestisit miktarında, uygulama zamanı ve uygulama miktarı kritik öneme sahiptir. Uygulama zamanından hemen sonrasında bir yağış gerçekleşmesi nehre taşınan pestisit miktarını dramatik bir şekilde artırmaktadır. Bundan dolayı, çiftçiler pestisitleri satın alırken, depolarken, uygularken ve uygulamadan sonra ilişkili verilerinin kayıt altında tutulması ve denetiminin yapılması, bütüncül bir havza yönetimi için gereklidir.

Böyle bir kayıt uygulamasının en başarılı örneklerinden biri, Kaliforniya, ABD’de California Department of Pesticide Regulation tarafından gerçekleştirilen PUR (Pesticide Use Reporting) uygulamasıdır. Uygulama, eyaleti belirli gridlere bölerek, bu gridlere ait aktif madde bazlı pestisit kullanımının sorgulanacağı bir arayüz ile GIS üzerinde gösterime sahiptir. Öncelikle, çiftçilerin her pestisit uygulamasında günü, saati, uygulayan kişi, uygulama miktarı, seyreltme miktarı, uygulama metodu ve uygulama alanını içeren formları doldurarak 7 gün içerisinde bulundukları bölgenin tarım komisyonlarına iletmeleri gerekmektedir. Ayrıca benzer bilgiler, uygulama yapılan ayın sonunda, aylık olarak da rapor edilmelidir. Sahadan toplanan bu veriler, <http://purwebgis.ucdavis.edu/PURwebGIS.html> (URL-7) üzerinden sorgulanabilir. Ayrıca başka bir uygulama ile kullanılan pestisit miktarları Coğrafi Bilgi Sistemleri (CBS) üzerinde haritalaştırılmıştır (URL-8). Sağlıklı ve denetimli bir veri toplama ve veri sunma hizmeti Kaliforniya eyaletinde pestisit kirliliği üzerine gerçekleştirilen çalışmaları artırmıştır. Özellikle karar destek sistemleri ve modelleme çalışmaları için güvenilir bir veri kaynağı sunmaktadır.

Ülkemizde de buna benzer bir kayıt uygulamasının gerçekleştirilmesi, pestisit kullanımında bilinçsiz ve gereksiz kullanımı azaltacaktır. Böyle bir sistemin kurulması için kurumlar arası entegrasyon şarttır. İlk olarak çiftçilerin zirai ilaçları, reçeteli olarak zirai bayilerden alınması, bayilerin talep edilen ilaçların kullanım amacı ve kullanım alanına göre uygun miktarda satması gerekmektedir. Daha sonra uygulamayı çiftçi ya da profesyonel uygulayıcıların, uygulama yapılan tarlalara ait PUR sisteminde talep edilen bilgileri kayıt altına alması ve İlçe Tarım ve Orman Müdürlüğü’ne beyan etmesi gerekmektedir. Daha sonra, toplanan veriler bir WEB arayüzü ile ilçe/köy/tarla sınırlarında aktif madde bazlı kullanım miktarlarına ulaşılacak şekilde tasarlanmalıdır. Bu veriler, daha önce Tarım ve Orman Bakanlığı tarafından yapılan ve şu anda aktif olmayan ‘Geodata Türkiye’ benzeri bir uygulama ile harita üzerinde görselleştirilebilir. Böyle bir uygulamanın gerçekleştirilmesi için atılması gereken adımlar ve resmî kurumların mevcut duruma göre yapması gerekenler Şekil 5.1’de özetlenmiştir.



Şekil 5.1 : Pestisit kullanımının kayıt altına alınması için izlenecek metot ve kurumlar arası işbirliği için öneriler.

Pestisit kirliliği yönetimi ve kontrol tedbiri açısından kayıt uygulaması haricinde, havzada pestisit kullanımını azaltacak ya da tamamen ortadan kaldıracak yöntemler seçilmelidir. 2019 yılında başlayan pandemi ile birlikte, gıda bağımsızlığı konusu ve kendi kendine yetebilen şehir/ülke olmanın önemi daha çok ortaya çıkmıştır. İstanbul gibi stratejik öneme sahip bir şehir için temel gıda maddelerini üretebilecek tarımsal faaliyete sahip olmak korunması gereken bir özelliktir. Bu potansiyeli korurken, İstanbul'un ana su kaynaklarından olan Terkos Havzası ve drenaj alanını da tarımsal faaliyetlerin olumsuz etkisinden korumak gerekmektedir. Entegre Zararlı Yönetimi (EZY) ve İyi Tarım Uygulamaları (İTU) kimyasal kullanımını en aza indirecek yöntemleri içermektedir. İSKİ İçme Suyu Havzaları Yönetmeliği'ne göre, Terkos Havzası mutlak koruma alanında İyi Tarım Uygulamaları desteklenmektedir. Havzada göle çok yakın, mutlak koruma alanı etrafında tarım alanlarının olması en büyük riski oluşturmaktadır. Model sonuçlarında da göle çok yakın bulunan alt havza 9 ve 11 gibi alanlarda dönemsel olarak yüksek pestisit konsantrasyonları görülmüştür. Havzanın bu kısmında, herhangi bir pestisit kullanımı olmayacak şekilde tarımsal üretimin yapılması denetlenmelidir. Alt havza 3, 4 ve 5 gibi mutlak ve kısa mesafeli koruma alanında bulunmayan tarım alanlarında, pestisit kullanımı kontrollü ve kayıtlı olmalıdır. Havza genelinde, toprak iyileştirmesi, kaliteli tohum kullanılması, dirençli

türlerin üretilmesi, besi maddelerinin ve sulama suyunun dengeli kullanılması gibi pestisit tüketimini en aza indirecek yöntemlerin eğitimi çiftçilere verilmeli, kooperatifleşme ile bu yöntemlerin uygulanabilirliği kolaylaştırılmalıdır. Dünyada çeltik tarımının en yaygın yapıldığı Asya ülkelerinde bazı geleneksel uygulamalar ile çeltik tarımı zirai ilaç kullanılmadan gerçekleştirilmektedir. İnsektisitler ile mücadele edecek doğal düşmanların kullanılması, '*perching*' (çeltik tavalarında belirli aralıklarda dallara pest yiyen kuş türlerinin konması) ve çeltik tava sularında balık yetiştirilmesi ile tarım ilacı kullanımı azaltılmıştır (Berg & Tam, 2018). Organik tarımda, sentetik pestisitler yerine biopestisitlerin kullanılması pestisit kirliliği açısından bir avantaj olsa da verim düşüklüğünden dolayı birçok çiftçi tarafından tercih edilmemektedir. Biopestisitler, sentetik pestisitlere göre daha masum gözükmekle beraber bu pestisitlerin doğada dönüşümü ile ilgili çok az veri bulunmaktadır (Keulemans ve diğ., 2019). Bundan dolayı biopestisitlerin, sentetik pestisitler gibi kontrolü ve denetimi yapılmalıdır. Ekim zamanından önce toprağın test edilmesi, veriminin değerlendirilmesi zararlı kontrolü açısından önemlidir.

Akıllı tarım uygulamaları ile doğru zaman, doğru yer ve doğru miktarda pestisit kullanımı ayarlanabilecek sistemler geliştirilebilir. James ve diğ., 2019'da yaptıkları bir çalışmada, IoT (Nesnelerin İnterneti) ile gerçek zamanlı uydu görüntüleri ve arazideki sensörler yardımı ile ekinlerdeki yaprak hastalıklarını takip edip teşhis edebilecek bir sistem geliştirmiştir. Bunun sayesinde hastalığın ilk görüldüğü anda çiftçilere uygulama üzerinden haber gidip doğru zamanda pestisit kullanımı sağlanmıştır. IoT tabanlı dronelar ile doğru yerde ve gerektiği kadar alanda spreyleme yapılabilir (Kim ve diğ., 2019). Yabancı ot kontrolü için kullanılan robotlar zaman tasarrufu ve pratiklikleri ile daha verimli ot toplamayı sağlayarak, pestisit kullanımının azaltılmasına yardımcı olur (Darwin ve diğ., 2021).

Karar destek sistemleri, internet kullanımlı akıllı tarım uygulamaları, bilinçsiz pestisit kullanımını azaltarak denetleyecek pestisit kullanım kayıt sistemleri, pestisit kullanımını azaltacak İTU, EZY ve organik tarım gibi yöntemlerin entegre kullanılmasıyla havzadaki pestisit kirliliğinin kontrolünde kaynaktan son alıcı noktaya kadar her aşamada başarı sağlanabilir.

6. SONUÇLAR

Bu çalışmada, İstanbul Terkos Havzası'nda bulunan tarım alanlarının havzadaki su kaynaklarına etkisi bir hidroloji/su kalitesi modeli vasıtasıyla araştırılmış, mevcut pestisit kirliliğinin giderimi için En İyi Yönetim Uygulamaları denenmiştir. Çalışmanın ilk aşaması, havzadan kullanılan pestisitlere dair verilerin toplanmasıdır. Bu amaçla Terkos Havzası Ormanlı Köyü civarındaki tarım alanlarındaki çiftçiler ile görüşülmüş, burada kuru tarım ve çeltik tarımına dair bilgiler edinilmiştir. Aynı zamanda, bu bölgedeki Karamandere Nehri'nden su ve sediment numuneleri alınarak Tübitak Marmara Araştırma Merkezi laboratuvarlarında pestisit tarama analizleri yaptırılmıştır. Bu analizler sonucunda modellenmesine karar verilen pestisitler bir hidroloji/su kalitesi modeli olan SWAT modeli ile simüle edilmiştir.

Pestisit modellemesinden önce, havzanın su bütçesinin çıkarılması ve hidrolojik modelin kurulması gerekmektedir. Yerel ve global kaynaklardan elde edilen arazi kullanım haritası, topografya haritası, toprak haritası, eğim bilgileri ve meteorolojik veriler ile model kurulmuştur. Hidrolojik model kurulumu ve kalibrasyonu hakkında öneriler ve değerlendirmeler aşağıda maddeler halinde verilmiştir:

- Model kurulumunda varsayılan DEM haritası ile oluşturulan nehir ağı gerçek/uydu görüntüleri ile uyuşmadığından dolayı DEM haritası uydu görüntülerindeki nehir ağına göre modifiye edilmiştir. Modelleme çalışmalarında, kullanılan haritaların gerçek durum ile uyuşup uyuşmadığı kontrol edilmeli, gerekli modifikasyonlar yapılmalıdır.
- Model kurulumu sonucunda, alt havzalarda bulunan simüle edilen ana nehirlerin boyutları kontrol edilmiştir. SWAT modeli nehir genişliği değerlerini gerçekte olandan yaklaşık 3 kat fazla almaktadır. Numune alınan noktaya göre, SWAT modelinin varsayılan ayarları kıyaslanmış, gerekli düzeltmeler yapılmıştır. Bu durum modelin varsayılan kurulumundaki tüm bileşenlerin dikkatlice kontrol edilmesi gerektiğini göstermektedir.

- Hidrolojik model kalibrasyonu havzada bulunan tek akım gözlem noktası olan alt havza 5 çıkışındaki Karamandere istasyonuna göre yapılmıştır. Bu nokta için gerçekleştirilen kalibrasyon işleminin hidrolojik çıktıları tüm havza için kullanılmıştır. Daha doğru ve sağlıklı bir kalibrasyon işlemi için havzadaki diğer birçok noktada ölçüm (multi-site calibration) yapılması gerekmektedir. Özellikle göl girişinde akım ölçülmesi havzadaki su bütçesine ait daha gerçekçi sonuçlar verecektir.
- Çeltik tarlaları için nehirden su çekilmekte hasat zamanına kadar bu sular çeltik tavarlarında kalmaktadır. Çeltik tarlalarının bittiği kısımda (alt havza 2) mevsimsel olarak akım ölçümlerinin değerlendirilmesi, su bütçesini anlamada yarar sağlayacaktır.
- Havzada kuru tarım yapıldığından dolayı, bu tarım alanları sulama suyu kullanılmayacak şekilde modellenmiştir. Fakat kurak geçen mevsimlerde ya da çiftçilerin bilinçsiz davranışlarından ötürü nehirlerden zaman zaman su çekilebilmektedir. Havzadaki su yönetimine dair bilgilerin net bulunmaması hidrolojik modelde belirsizliğe yol açmaktadır.
- Hidrolojik model kalibrasyonunda bazı gözlem pik değerleri model tarafından yakalanamamıştır. SWAT modelinin pik akımları yakalamakta çok hassas olmadığı bilinmektedir (Zhang ve diğ., 2019).
- Kalibrasyon işlemi belli bir parametre aralığında gerçekleştirilmiş olup bu parametre aralığı, model kurulumu, havzaya ait yönetsel bilgilerin eksik olması ve modelin yapısı ile ilgili eksiklikleri içermektedir.
- SWAT, bu çalışmada kalibre edilmemiş hidrolojik modelde dahi R^2 ve NSE (~ 0.5) performans ölçütlerini yakalamaktadır. Kalibrasyon işlemi ‘çok iyi’ sınıfında gerçekleştirilmiş olup, SWAT’ın hidrolojik modellemedeki üstünlüğü görülmektedir. Hidrolojik modelleme sonrasında sediment modellemesi gerçekleştirilmiştir. Sediment modellemesine dair ülkemizde az çalışma olması, benzer havzalarda çalışma bulunmamasından dolayı uluslararası literatürde kullanılan parametreler ile kalibrasyon gerçekleştirilmiştir. Sediment modellemesine dair öneriler ve değerlendirmeler aşağıda sıralanmıştır:
- Sediment modellemesi, hidrolojik modellemeye göre daha karmaşık ve daha çok belirsizliğe açıktır. Sediment kalibrasyonu için tercih edilen yöntem, DSI’den elde edilen uzun yıllar sediment miktarı ortalamasının (2014-2020), model

simülasyonundaki yıllık ortalama değeri kıyaslanarak gerçekleştirilmiştir. Yapılan iki iterasyon sonucu gözlem sonucuna yaklaşılmış ve iterasyon durdurulmuştur.

- SWAT modelinin sediment çıktıları, aylık ortalama değeri verirken, DSI'den alınan değerler o ay içerisindeki bir gün ve numune alınan andaki sediment miktarını göstermektedir. DSI değerlerinde bir ayda sadece bir ölçüm gerçekleştirilmiştir. Bu değer o ayın ortalaması olarak kabul edilemeyeceği aşikardır. SWAT modeli ortalama değerleri aldığı için, simülasyon sonucu elde edilen değerler bazı aylarda gözlem sonuçlarına göre çok düşük kalmaktadır.

- Hidrolojik modellemeye benzer şekilde sediment ölçümü de havzada yalnızca bir noktada yapılmıştır. Sediment miktarı, havzadaki toprak yapısı, eğim, toprağın erozyona uğrama potansiyeli gibi havza içerisinde değişecek bir çok etkene bağlıdır. Bundan dolayı farklı noktalarda sediment ölçümünün yapılması daha sağlam bir model kurulmasını sağlayacaktır.

- SWAT'ta sediment modellemesi, arazinin erozyona karşı mukavemetini belirli parametreler ile belirler. Sediment ile taşınacak kirletici modellenmesinde arazinin erozyon potansiyeli taşınacak kirletici miktarını belirlemede önemlidir.

Sağlam ve doğru bir hidrolojik ve sediment modeli kurulumu ile, havzadaki pestisitlerin taşınımı ve birikimi doğru hesaplanacaktır. Hidrolojik ve sediment kalibrasyonu tamamlanan modele pestisit ile ilgili bilgiler girilmiştir. Öncelikle literatürden ve sahadan elde edilen veriler ile tarımsal ekim takvimi oluşturulmuş, bu takvim modele girilmiştir. Pestisitlerin önerilen zamanlarda uygulandığı varsayılmıştır. Pestisit modellemesine dair öneriler ve değerlendirmeler aşağıda sıralanmıştır:

- Pestisit modellemesinin en büyük zorluğu, pestisitlerin kullanım miktarı ve zamanına ait verilerin resmi olarak kaydının tutulmadığı için modelin kabuller ile kurulmasıdır. Bundan dolayı ekim zamanları ve pestisit uygulama zamanları önerilen aralıklardan bir gün seçilerek belirlenmiştir.

- Kalibrasyon işlemini SUFI-2 algoritması ile gerçekleştirecek yeterli pestisit ölçüm değeri olmadığı için, manuel kalibrasyon gerçekleştirilmiştir. Chlorpyrifosa ait SWAT çalışmalarının görece olarak fenpropimorpha göre daha fazla olması, bu pestisit modelleme çıktılarının diğer SWAT model çalışmaları ile kıyaslanabilmesini sağlamıştır.

- SWAT modeli pestisitlerin su içerisinde dönüşümü ile ilgili çok fazla deneysel parametre talep etmektedir. Pestisitlerin su içerisindeki çökme hızı, uçuş hızı, geri salınım ile tekrar suya karışma hızı gibi literatürde fazla çalışma olmayan parametre değerleri belirlenirken modelin varsayılan değerleri kullanılmıştır. Kalibrasyon aşamasında bu parametreler ayarlansa da bu parametrelere ait deneysel verilerin olmaması modelde belirsizlik oluşturmaktadır.
- SWAT, nehir havzası modeli olmasından ötürü pestisitlerin su içerisindeki dönüşümlerine yer vermiş, pestisitlerin arazideki taşınım ve dönüşümü kapalı bir kutu olarak kalmıştır. Modelin su içerisinde gerçekleşen taşınım ve dönüşümleri hesaplayabilmek için arazideki hesaplamaları yapması gerekmektedir. Arazideki hesaplamaları gerçekleştirmesi fakat buna dair ayrıntılı bir çıktı vermemesi modelin pestisit modellemesi konusunda eksik kısmını göstermektedir.
- Pestisit uygulama miktarları hesaplanırken, ideal olarak tavsiye edilen kullanım dozları ve konsantrasyonları kullanılmıştır. Bu kullanım dozları, zararlıların o yıl olup olmamasına, zararlıların direncine ve çiftçinin bilinç durumuna göre değişmektedir. Buna ait bilgilerin olmamasından ötürü, model kabuller üzerine kurulmuştur.
- Kullanımı yasaklanan pestisitlerin hala tarama analizlerinde tespit edilmesi, pestisitlerin uzun yıllar boyunca bozunmaya uğramadan depolandığını veya kaçak kullanım olduğunu işaret etmektedir. Bu durum pestisit modellemesinde, pestisitlerin fiziko-kimyasal özelliklerinin ne kadar önemli olduğunu göstermektedir.
- Çalışmada, kuru tarım alanları tek bir ürün içerdiği varsayılarak modellenmiştir. Havzaya ait ürün gruplarını gösterecek ayrıntılı yerel bir haritanın bulunmaması, uydu görüntülerinde ekim yapılan alanlar ile yetinilmesine yol açmıştır. Sadece su kaynakları çalışması için değil, tarımsal alanların ürün gruplarına göre ayrıntılandırılması birçok alanda yapılacak çalışma için avantajlı olacaktır.
- Çeltik tarlalarının kendine has özelliklerinden ötürü, SWAT modeli bu tarım alanlarını modellemede yetersiz kalmıştır. Çeltik tarlaları SWAT'ta normal bir tarım arazisi gibi düşünülüp modellendiğinde, sadece araziden yüzeysel akış ile nehre gelen kirleticiyi hesaplamıştır. Gerçekte, çeltik tavalarında 10-20 cm arası su birikmekte, bu su hasat zamanından 2 hafta önce nehre geri verilmektedir. Noktasal bir kaynak olarak düşüneneğimiz bu tava suyu içerisinde pestisitleri taşımaktadır. RICEWQ modeli ile

tavalarda biriken su miktarını ve pestisit tava içerisindeki dönüşümlerini modelleyebilme kapasitesine sahiptir. Bundan dolayı RICEWQ modeli çeltik modellemesinde kullanılmıştır.

- Model sonuçlarında pestisit uygulamasından hemen sonra gerçekleşen bir yağışın, havzadan nehre taşınan kirletici miktarını artırdığı gözlemlenmiştir. Pestisit uygulaması yapılacağı zamanda, meteorolojik tarım takvimi takip edilmeli, en az 10 gün içerisinde herhangi bir yağışın gerçekleşmeyeceği zamanlarda uygulama yapılmalıdır.

- Model sonuçlarında, havzada pestisit kirliliği açısından kritik alanlar tespit edilmiştir. Yük olarak, alt havzalarda karşılan en yüksek miktarlar ve görülme ayları belirlenmiştir. Ayrıca konsantrasyon olarak, çözünmüş ve sedimente tutunmuş pestisit miktarları alt havza bazlı hesaplanmıştır.

- SWAT literatürüne bakıldığında, pestisit su içerisindeki taşınım ve dönüşümünü içerecek kütle dengesi çalışmalarının çok yetersiz olduğu görülmektedir. Birçok çalışmada, sudaki pestisit varlığı üzerine çalışılmış, sediment tarafındaki pestisit göz ardı edilmiştir. Özellikle chlorpyrifos gibi sedimente adsorbe olmaya meyilli pestisitler için, sedimentteki pestisit varlığı çok kritiktir. Bu çalışmanın literatüre katkılarında birisi de sedimentteki pestisit varlığını göz önünde tutarak, su kütlesi içerisindeki kütle dengesini değerlendirmesidir.

- Ayrıca pestisitlerin toksisite değerlendirmeleri bütüncül bir havza bazlı kontrol için gereklidir. Chlorpyrifos, insanlar için orta derecede akut toksisiteye sahip iken, sucul canlılar için çok yüksek derecede toksisiteye sahiptir. Çok düşük miktarlarda bile (0.0045 kg etken madde/0.40 ha) balıklarda ve sucul omurgasızlarda ölüme yol açabilir (URL-9). Fenpropimorhun tatlı su balıklarına akut toksisitesi LC50 (96 saat) 3.25 mg/L iken, sucul omurgasızlara akut toksisitesi EC50 (48 saat) 2.4 mg/L'dir (URL-10). Bentazonun balıklar için LC50 dozu 100 mg/L'den fazladır (URL-11). Model sonuçlarında elde edilen veriler, önerilen kullanım dozlarında toksik konsantrasyonlarda pestisit su kaynaklarına ulaşmadığını göstermektedir. Fakat, nehir ve göl kenarında pestisit kaplarının temizlenmesi, kontrol dışı saçılmalar su kaynaklarında yüksek pestisit konsantrasyonlarının görülmesine yol açabilir.

Terkos Havzası'nda pestisit kirliliğini önlemek için bazı EİYU'lar modelleme ve hesaplamalar ile değerlendirilmiştir. Doğaya uygun, ekonomik olarak uygulanabilir,

havzanın habitatu ile uyumlu uygulamaların seçilmesi ile kırsal alanlara doğal çözümler bulunmaya çalışılmıştır. EİYU çalışmaları ile ilgili değerlendirme ve öneriler aşağıda sıralanmıştır:

- Arazi kullanım değişikliğinin hidrolojik bileşenlere etkisini araştıran bölümde de belirtildiği üzere, havzadaki kentleşmenin artmasının, yüzeysel akış üzerinde ciddi etkileri vardır. Yüzeysel akışın artması su kaynaklarına gelecek kirletici yükünün artması anlamına gelmektedir. Bundan dolayı havzanın bakir alanlarının korunması, özellikle havza koruma alanlarında daha fazla nüfus artışına izin verilmemesi gerekmektedir.
- Havzadaki tarımsal faaliyetler, Terkos Gölü ve drenaj ağından uzaklaştırılacak şekilde desteklenebilir. Arazide çeşitli teraslama ve ekim yöntemleri ile yüzeysel akış ile havzaya kirletici gelmesi önlenabilir. Havzadaki nehir ağlarının belirli bir mesafesine tampon bölgeler oluşturularak tarım alanları ile su kaynakları arasında kirletici girişini yavaşlatmak hedeflenmelidir. İtalya, Fransa, Almanya ve İsveç gibi bazı Avrupa ülkelerinde, bu tampon bölgelerin oluşturulması yasal bir zorunluluktur (Boye ve diğ., 2012).
- İyi Tarım Uygulamaları, Entegre Zararlı Yönetimi ve organik tarım gibi hem ürünlerin katma değerini yükseltecek hem de pestisit kullanımını en aza indirecek uygulamalar havzada teşvik edilebilir. Organik tarımda izin verilen pestisitlerin yönetmelik ile belirli olması, havzada takibi yapılacak kimyasal maddeleri belirlemede kolaylık sağlayacaktır.
- Çatalca ve çevresinde hububat tarımı yerine sebze-meyve yetiştiriciliği teşvik edilerek, İstanbul'un sebze-meyve açısından uzak şehirlere bağımlılığı azaltılabilir.
- Filtre şerit uygulaması gibi, tarım alanları ile su kaynakları arasında bir tampon bölge oluşturularak, yüzeysel akışın bu alanda yavaşlatılması ve kirleticilerin tutulması sağlanabilir. Çalışmada SWAT modelinin, filtre şerit uygulaması denenmiştir. Fakat model filtre şerit uygulamasında pestisit fiziko-kimyasal özelliklerinden bağımsız bir hesaplama yapmaktadır. Bundan dolayı, farklı pestisitler için aynı giderim verimi elde edilmektedir. Modelin filtre şerit modülünün daha ayrıntılandırılıp geliştirilmesi gerekmektedir. 1 metrelik filtre şerit uygulamasında, havzadan taşınan pestisit miktarında %36'lık bir azalma görülmüştür.

- Yapay sulak alan tasarımı ile, havzanın tabiatını bozmadan kirleticilerin göle girmeden önce tutulup bekletilmesi ile giderim sağlanacaktır. Böyle bir uygulamada, sulak alan tasarım kriterleri yanı sıra, pestisitlerin sulak alanda bozunma potansiyelleri de önemlidir. Açık geniş yüzey alanlı sığ sulak alanlarda, fotoliz ve hidroliz ile bozunma önemli yer tutmaktadır. Sulak alan içerisindeki pestisitlerin fotoliz ve hidroliz potansiyelleri sulak alan giderim verimi için önemlidir.
- Sulak alanlarda pestisit giderimini arttırmak için alansal yükleme miktarı, yükleme hızı gibi işletme değerlerinin ayarlanması ile farklı bitki türlerinin farklı yoğunlukta uygulanması, biyokömür (biochar) gibi organik maddelerin ilave edilmesi gibi yöntemler kullanılabilir. Bu yöntemlerin verimliliği pestisitlerin fiziko-kimyasal özelliklerine bağlı olarak değişmektedir.
- Yapay sulak alan uygulamalarında 2-3 HRT sonunda tüm modellenen pestisitler için %90 üzerinde giderim verimi elde edilmiştir. Kuru tarım alanları için tasarlanan sulak alanda HRT 21 gün olarak, çeltik alanlarında ise 10 gün olarak belirlenmiştir. Bentazonda, chlorpyrifos ve fenpropimorpha kıyasla daha kısa bekletme süresinde daha yüksek giderim verimi elde edilmiştir.
- Çeltik tarımında sulak alandan önce, bitkilendirilmiş kanallarda suyun sulak alana ve dolayısıyla nehre girişi geciktirilerek su kaynaklarına girecek pestisit yükünün azaltılması hedeflenmiştir. Ayrıca bu kanallar, çeltik tarımında sulama kanalı olarak kullanılabilir. Bitkilendirilmiş kanalların pestisit giderim verimi, suyun kanal içerisinden geçme süresi ile ilişkilidir. Gelen yük daha az, kanalda geçiş süresi daha fazla olduğunda giderim verimi artmıştır. Tasarlanan 6 adet farklı uzunluktaki kanalda %6-16 arasında giderim verimi elde edilmiştir.

Bu çalışmadan elde edilen sonuçlar, tarımsal faaliyet içeren içme suyu havzalarında pestisit kirliliğinin kontrolü ve giderimine yönelik atılacak adımları belirlemede yardımcı olacaktır. Çalışma ile Terkos Havzası, su bütçesinden muhtemel arazi kullanım değişikliklerine, kirleticilerin kaynağında kontrolünden havzadaki dönüşüm ve taşınımlarına kadar karar destek sistemleri ile bütüncül olarak değerlendirilmiştir.

Gelecekte daha geniş bütçeli bir çalışma ile, daha sık ve dönemsel pestisit izlemi ile havzada en çok ve sık kullanılan pestisitler belirlenmelidir. Havza özelinde belirlenen pestisitlerin takibinin yapılması ve havza bazlı su kalitesi kriterlerinin konulması gerekmektedir. Resmî kurumlar tarafından gerçekleştirilecek izleme çalışmalarının

şeffaf erişebilir portallarda paylaşılması hem modelleme çalışmalarına hem de su kaynaklarının korunmasına büyük katkı sağlayacaktır.

Bu çalışmada karşılaşılan en büyük güçlük, pestisit kullanımı ve uygulamasına ait verilerin sahadan ve ilgili kurumlardan elde edilememesiydi. Kullanımda çeşitli etken maddeli birçok farklı pestisit türünün olması ve zararlılara göre değişen geniş kullanım alanının olması pestisit kirliliğinin kontrolü ve yönetimi için bir veritabanı oluşturmasını zorunlu kılmaktadır.

Sonuç olarak, bütüncül bir havza koruması için havza bazlı kritik pestisitler belirlenmeli, havzaya özel koruma kriterleri oluşturulmalı ve çiftçilerin pestisit kullanımına dait tüm adımları kayıt altında olmalıdır.



KAYNAKLAR

- Abbasi, Y., Mannaerts, C. M., & Makau, W.** (2019). Modeling pesticide and sediment transport in the Malewa River Basin (Kenya) using SWAT. *Water (Switzerland)*, 11(1), 1–20. <https://doi.org/10.3390/w11010087>
- Abbaspour, K.** (2007). “SWAT-CUP, SWAT Calibration and Uncertainty Programs”. *A User Manual, Swiss Federal Institute for Aquatic Science and Technology, Zurich, Switzerland*, 84.
- Abbaspour, K. C., Rouholahnejad, E., Vaghefi, S., Srinivasan, R., Yang, H., & Kløve, B.** (2015). A continental-scale hydrology and water quality model for Europe: Calibration and uncertainty of a high-resolution large-scale SWAT model. *Journal of Hydrology*. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2015.03.027>
- Ahmadi, M., Arabi, M., Hoag, D. L., & Engel, B. A.** (2013). A mixed discrete-continuous variable multiobjective genetic algorithm for targeted implementation of nonpoint source pollution control practices. *Water Resources Research*, 49(12), 8344–8356. <https://doi.org/10.1002/2013WR013656>
- Arias-Estévez, M., López-Periago, E., Martínez-Carballo, E., Simal-Gándara, J., Mejuto, J. C., & García-Río, L.** (2008). The mobility and degradation of pesticides in soils and the pollution of groundwater resources. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 123(4), 247–260. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2007.07.011>
- Ayaz, S., Fındık, N., Kınacı, C., Tunçsiper, B., Güneş, E.** (2011). TÜRKİYE BİLİMSEL VE TEKNOLOJİK ARAŞTIRMA KURUMU MARMARA ARAŞTIRMA MERKEZİ ÇEVRE ENSTİTÜSÜ YAPAY SÜLAHALANLAR EL KİTABI.
- Baffaut, C., John Sadler, E., Ghidey, F., & Anderson, S. H.** (2015). Long-Term Agroecosystem Research in the Central Mississippi River Basin: SWAT Simulation of Flow and Water Quality in the Goodwater Creek Experimental Watershed. *Journal of Environmental Quality*, 44(1), 84–96. <https://doi.org/10.2134/jeq2014.02.0068>
- Bannwarth, M. A., Sangchan, W., Hugenschmidt, C., Lamers, M., Ingwersen, J., Ziegler, A. D., & Streck, T.** (2014). Pesticide transport simulation in a tropical catchment by SWAT. *Environmental Pollution*, 191, 70–79. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2014.04.011>
- Berg, H., & Tam, N. T.** (2018). Decreased use of pesticides for increased yields of rice and fish-options for sustainable food production in the Mekong Delta. *Science of the Total Environment*, 619–620, 319–327. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.11.062>

- BİKOP.** (2016). Orman ve Su İşleri Bakanlığı Su Yönetimi Genel Müdürlüğü. “BİKOP Bitki Koruma Ürünlerinin Kullanımı Neticesinde Meydana Gelen Su Kirliliğinin Tespiti ve Madde veya Madde Grubu Bazında Çevresel Kalite Standartlarının Belirlenmesi Projesi”. Ankara, Türkiye.
- Boithias, L., Sauvage, S., Taghavi, L., Merlina, G., Probst, J. L., & Sánchez Pérez, J. M.** (2011). Occurrence of metolachlor and trifluralin losses in the Save river agricultural catchment during floods. *Journal of Hazardous Materials*, 196, 210–219. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2011.09.012>
- Borah, D. K., & Bera, M.** (2004). Watershed–Scale Hydrologic and Nonpoint–Source Pollution. *American Society of Agricultural Engineers ISSN*, 47(3), 789–804.
- Boulange, J., Watanabe, H., Inao, K., Iwafune, T., Zhang, M., Luo, Y., & Arnold, J.** (2014). Development and validation of a basin scale model PCPF-1@SWAT for simulating fate and transport of rice pesticides. *Journal of Hydrology*, 517, 146–156. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2014.05.013>
- Boye, K., Jarvis, N., Moeys, J., Gönczi, M., & Kreuger, J.** (2012). *Pesticide run-off to Swedish surface waters and appropriate mitigation strategies*.
- Budd, R., O’Geen, A., Goh, K. S., Bondarenko, S., & Gan, J.** (2009). Efficacy of constructed wetlands in pesticide removal from tailwaters in the central valley, California. *Environmental Science and Technology*, 43(8), 2925–2930. <https://doi.org/10.1021/es802958q>
- Bulut S, Erdoğan S.F, Konuk M, Cemek M.** (2010). The Organochlorine Pesticide Residues in the Drinking Waters of Afyonkarahisar, Turkey. *Ekoloji*, 19(74), 24-31.
- Cambaz, N.** (2018). *Yayılı kirletici kaynakların yönetiminde yapısal en iyi yönetim uygulamalarının giderim verimi-maliyet ilişkisi*. (Yüksek Lisans Tezi), İstanbul Teknik Üniversitesi, İstanbul.
- Cambien, N., Gobeyn, S., Nolivos, I., Eurie Forio, M. A., Arias-Hidalgo, M., Dominguez-Granda, . . . & Goethals, P. L. M.** (2020). Using the soil and water assessment tool to simulate the pesticide dynamics in the data scarce guayas River Basin, Ecuador. *Water (Switzerland)*, 12(3), 1–21. <https://doi.org/10.3390/w12030696>
- Chen, H., Luo, Y., Potter, C., Moran, P. J., Grieneisen, M. L., & Zhang, M.** (2017). Modeling pesticide diuron loading from the San Joaquin watershed into the Sacramento-San Joaquin Delta using SWAT. *Water Research*, 121, 374–385. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2017.05.032>
- Cheng, Y., Zhou, J., Liao, J., Mao, D., Chen, W., & Shan, Z.** (2020). Coupled modeling using PRZM/RICEWQ and SWAT for the North Tiaoxi Watershed. *Environmental Science and Pollution Research*, 27(11), 12635–12645. <https://doi.org/10.1007/s11356-019-06418-x>
- Cho, J., Lowrance, R. R., Bosch, D. D., Strickland, T. C., Her, Y., & Vellidis, G.** (2010). Effect of watershed subdivision and filter width on swat simulation of a coastal plain watershed1. *Journal of the American Water*

Resources Association, 46(3), 586–602. <https://doi.org/10.1111/j.1752-1688.2010.00436.x>

- Coupe, R. H.** (2007). Use of a watershed model to characterize the fate and transport of fluometuron, a soil-applied cotton herbicide, in surface water. *International Journal of Environmental Analytical Chemistry*, 87(13–14), 883–896.
- Crawford, S. E., Brinkmann, M., Ouellet, J. D., Lehmkuhl, F., Reicherter, K., . . . Hollert, H.** (2022). Remobilization of pollutants during extreme flood events poses severe risks to human and environmental health. *Journal of Hazardous Materials*, 421(March 2021). <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2021.126691>
- Cuceloglu, G., & Ozturk, I.** (2017). Development of a Model Framework for Sustainable Water Management Practices: Case Study for the Megacity Istanbul. *The 9th Eastern European Young Water Professionals Conference, October*, 47–54.
- Darwin, B., Dharmaraj, P., Prince, S., Popescu D.E., Hemanth D.J.** (2021). Recognition of Bloom/Yield in Crop Images Using Deep Learning Models for Smart Agriculture: A Review *Agronomy*, 11 (4), p. 646
- Fairbairn, D. J., Karpuzcu, M. E., Arnold, W. A., Barber, B. L., Kaufenberg, E. F., Koskinen . . . & Swackhamer, D. L.** (2015). Sediment-water distribution of contaminants of emerging concern in a mixed use watershed. *Science of the Total Environment*, 505, 896–904. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2014.10.046>
- Ficklin, D. L., Luo, Y., & Zhang, M.** (2013). Watershed modelling of hydrology and water quality in the Sacramento River watershed, California. *Hydrological Processes*, 27(2), 236–250. <https://doi.org/10.1002/hyp.9222>
- Fohrer, N., Dietrich, A., Kolychalow, O., & Ulrich, U.** (2014). Assessment of the Environmental Fate of the Herbicides Flufenacet and Metazachlor with the SWAT Model. *Journal of Environmental Quality*, 43(1), 75–85. <https://doi.org/10.2134/jeq2011.0382>
- Gevaert, V., van Griensven, A., Holvoet, K., Seuntjens, P., & Vanrolleghem, P. A.** (2008). SWAT developments and recommendations for modelling agricultural pesticide mitigation measures in river basins / Développements de SWAT et recommandations pour la modélisation de mesures de réduction des pesticides agricoles dans les bassins versants. *Hydrological Sciences Journal/Journal Des Sciences Hydrologiques*, 53(5), 1075–1089.
- Githui, F., Mutua, F., & Bauwens, W.** (2009). Estimating the impacts of land-cover change on runoff using the soil and water assessment tool (SWAT): Case study of Nzoia catchment, Kenya. *Hydrological Sciences Journal*, 54(5), 899–908. <https://doi.org/10.1623/hysj.54.5.899>
- GTHB.** (2015). İstanbul İli Tarımsal Yatırım Rehberi. Gıda Tarım ve Hayvancılık Bakanlığı Strateji Geliştirme Başkanlığı.

- Güzel, E.** (2021). Occurrence and environmental risks assessment of DEET (N,N-diethyl-m-toluamide) pesticide in Seyhan River, Turkey. *Journal of Anatolian Environmental and Animal Sciences*, 6 (3) , 345-351 .
- GWP (Global Water Partnership).** (2014). Perspectives paper: The links between landuseandgroundwater.
https://www.gwp.org/globalassets/global/toolbox/publications/perspectivepapers/perspective_paper_landuse_and_groundwater_no6_english.pdf
- Hamilton, A. S., & Moore, R. D.** (2012). Quantifying uncertainty in streamflow records. *Canadian Water Resources Journal*, 37(1), 3–21.
<https://doi.org/10.4296/cwrj3701865>
- Heathman, G. C., Flanagan, D. C., Larose, M., & Zuercher, B. W.** (2008). Application of the Soil and Water Assessment Tool and Annualized Agricultural Non-Point Source models in the St. Joseph River watershed. *Journal of Soil and Water Conservation*, 63(6), 552–568.
<https://doi.org/10.2489/jswc.63.6.552>
- Himanshu, S. K., Pandey, A., Yadav, B., & Gupta, A.** (2019). Evaluation of best management practices for sediment and nutrient loss control using SWAT model. *Soil and Tillage Research*, 192(August 2018), 42–58.
<https://doi.org/10.1016/j.still.2019.04.016>
- ISKI (Istanbul Water and Sewerage Administrative).** (2019). 2019 Faaliyet Raporu.
<https://www.iski.istanbul/web/tr-TR/kurumsal/faaliyet-raporlari1>
- James, A., Nair Saji,A., ve Joseph D.** (2019). CropSense–A Smart Agricultural System using IoT.*J. Electron Des. Eng.*, 5 (3), pp. 1-7.
- Jiang, S., Zhang, Q., Werner, A. D., Wellen, C., Hu, P., Sun, J., Deng, Y., & Rode, M.** (2020). Modelling the impact of runoff generation on agricultural and urban phosphorus loading of the subtropical Poyang Lake (China). *Journal of Hydrology*, 590(July).
<https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2020.125490>
- Jung, C. G., Park, J. Y., Kim, S. J., & Park, G. A.** (2014). The SRI (system of rice intensification) water management evaluation by SWAPP (SWAT-APEX Program) modeling in an agricultural watershed of South Korea. *Paddy and Water Environment*, 12(1), 251–261.
<https://doi.org/10.1007/s10333-013-0367-1>
- Kalinowska, D., Pawel, W., Tomasz, K., & Zima, P.** (2020). Model of Nutrient and Pesticide Outflow with is Puck Bay. *Water (Switzerland)*, 12(809).
<https://doi.org/10.3390/w12030809>
- Kaftan, N.S.** (2015) *Ege Üniversitesi Kullanma Sularının Kalitesinin Araştırılması*. (Yüksek Lisans Tezi), Ege Üniversitesi, İzmir.
- Kalyabina, V. P., Esimbekova, E. N., Kopylova, K. V., & Kratasyuk, V. A.** (2021). Pesticides: formulants, distribution pathways and effects on human health – a review. *Toxicology Reports*, 8, 1179–1192.
<https://doi.org/10.1016/j.toxrep.2021.06.004>
- Karpuzcu, M. E., Sedlak, D. L., & Stringfellow, W. T.** (2013). Biotransformation of chlorpyrifos in riparian wetlands in agricultural watersheds:

- Implications for wetland management. *Journal of Hazardous Materials*, 244–245, 111–120. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2012.11.047>
- Karpuzcu, M.E.** (2012). *Wetlands as Best Management Practices to Mitigate Agricultural Nonpoint Source Pollution*. (Doktora Tezi). University of California, Berkeley, ABD.
- Keulemans, W., Bylemans D., ve De Coninck, B.** (2019). Farming without plant protection products. Can we grow without using herbicides, fungicides and insecticides? European Parliamentary Research Service Raporu.
- Kim, J., Kim, S., Ju, C., ve Son, H.I.** (2019). Unmanned aerial vehicles in agriculture: A review of perspective of platform, control, and applications. *IEEE Access*, 7, pp. 105100-105115.
- Koçyiğit, H. & Sinanoğlu, F.** (2019). Yüzeysel Sularda Pestisit Kalıntısının Araştırılması Çalışma Örneği; Alanya Alara Çayı . *Doğal Afetler ve Çevre Dergisi* , 5 (2) , 224-236.
- Köck-Schulmeyer, M., Villagrasa, M., López de Alda, M., Céspedes-Sánchez, R., Ventura, F., & Barceló, D.** (2013). Occurrence and behavior of pesticides in wastewater treatment plants and their environmental impact. *Science of the Total Environment*, 458–460, 466–476. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2013.04.010>
- Kumbur H, Arslan H, Ünal E.D, Özer Z, Türkay G.K.** (2016). “Investigation of organochlorine pesticide residues in the well-water of Göksu Delta”. *Kastamonu University Journal of Engineering and Sciences*, 2(1), 1-13.
- Lerch, R., Sadler, E., Kitchen, N., Sudduth, K., Kremer, R., Myers, D., . . . Lin, C.-H.** (2008). Overview of the Mark Twain Lake/Salt River Basin Conservation Effects Assessment Project. *J. SoilWater Conserv.* 63, 345–359.
- Ligaray, M., Kim, M., Baek, S., Ra, J. S., Chun, J. A., Park, . . . Cho, K. H.** (2017). Modeling the fate and transport of malathion in the Pagsanjan-Lumban basin, Philippines. *Water (Switzerland)*, 9(7), 1–18. <https://doi.org/10.3390/w9070451>
- Luo, Y., & Zhang, M.** (2009). Management-oriented sensitivity analysis for pesticide transport in watershed-scale water quality modeling using SWAT. *Environmental Pollution*, 157(12), 3370–3378. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2009.06.024>
- Luo, Y., Zhang, X., Liu, X., Ficklin, D., & Zhang, M.** (2008). Dynamic modeling of organophosphate pesticide load in surface water in the northern San Joaquin Valley watershed of California. *Environmental Pollution*, 156(3), 1171–1181. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2008.04.005>
- Maringanti, C., Chaubey, I., Arabi, M., & Engel, B.** (2011). Application of a multi-objective optimization method to provide least cost alternatives for NPS pollution control. *Environmental Management*, 48(3), 448–461. <https://doi.org/10.1007/s00267-011-9696-2>
- Matamoros, V., Caiola, N., Rosales, V., Hernández, O., & Ibáñez, C.** (2020). The role of rice fields and constructed wetlands as a source and a sink of pesticides and contaminants of emerging concern: Full-scale evaluation.

- Merriman, K. R., Daggupati, P., Srinivasan, R., Toussant, C., Russell, A. M., & Hayhurst, B.** (2018). Assessing the impact of site-specific BMPs using a spatially explicit, field-scale SWAT model with edge-of-field and tile hydrology and water-quality data in the Eagle Creek Watershed, Ohio. In *Water (Switzerland)* (Vol. 10, Issue 10). <https://doi.org/10.3390/w10101299>
- Migliaccio, Kati W., & Chaubey, I.** (2008). Spatial Distributions and Stochastic Parameter Influences on SWAT Flow and Sediment Predictions. *Journal of Hydrologic Engineering*, 13(4), 258–269. [https://doi.org/10.1061/\(asce\)1084-0699\(2008\)13:4\(258\)](https://doi.org/10.1061/(asce)1084-0699(2008)13:4(258))
- Moriasi, D., Arnold, J., & Van Liew, M. W.** (2007). Model evaluation guidelines for systematic quantification of accuracy in watershed simulations. *Transactions of the ASABE*, 50(3), 885–900. <https://doi.org/10.13031/2013.23153>
- Neitsch, S. L., Arnold, J. G., Kiniry, J. R., Srinivasan, R., & Williams, J. R.** (2002). Soil and Water Assessment Tool—User’s Manual 2002. *TWRI Report TR-192*, 412.
- Ouyang, W., Cai, G., Tysklind, M., Yang, W., Hao, F., & Liu, H.** (2017). Temporal-spatial patterns of three types of pesticide loadings in a middle-high latitude agricultural watershed. *Water Research*, 122, 377–386. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2017.06.023>
- Öztaş, N. B.** (2008). *Pesticide Pollution in Surface and Ground Water of an Agricultural Area, Kumluca, Turkey. March.*
- Parker, R., Arnold, J. G., Barrett, M., Burns, L., Carrubba, L., Neitsch, ... Srinivasan, R.** (2007). Evaluation of three watershed-scale pesticide environmental transport and fate models. *Journal of the American Water Resources Association*, 43(6), 1424–1443. <https://doi.org/10.1111/j.1752-1688.2007.00101.x>
- Payraudeau, S., & Gregoire, C.** (2012). Modelling pesticides transfer to surface water at the catchment scale: A multi-criteria analysis. *Agronomy for Sustainable Development*, 32(2), 479–500. <https://doi.org/10.1007/s13593-011-0023-3>
- Pazı İ, Gönül L.T, Küçüksezgin F.** (2013). Pesticide and PCB residues in biotic and abiotic environment in Lake Bafa. *Ege Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 30(4), 175-182.
- Peker B.** (2020). *Sultan Sazlığı'nda pestisit kirliliğinin tespiti.* (Yüksek Lisans Tezi). Erciyes Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Kayseri.
- Sabbagh, G. J., Fox, G. A., Kamanzi, A., Roepke, B., & Tang, J.-Z.** (2009). Effectiveness of Vegetative Filter Strips in Reducing Pesticide Loading: Quantifying Pesticide Trapping Efficiency. *Journal of Environmental Quality*, 38(2), 762–771. <https://doi.org/10.2134/jeq2008.0266>

- Sağlam, H.** (2008). *Melen Havzasında Pestisit Uygulamaları ve Biyolojik Bozunma, Yüzeysel Akış ve Sızma Yüzdeleri Tahmini*. (Yüksek Lisans Tezi). İstanbul Teknik Üniversitesi, İstanbul.
- Şahin Ç.** (2017). *Organofosfatlı Pestisitlerin Meriç-Ergene Havzasındaki Sulak Alanlarda Akıbetinin İncelenmesi*. (Yüksek Lisans Tezi). İstanbul Teknik Üniversitesi, İstanbul.
- Sahin, C., & Karpuzcu, M. E.** (2020). Mitigation of organophosphate pesticide pollution in agricultural watersheds. *Science of the Total Environment*, 710. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.136261>
- SWAT (Soil and Water Assessment Tool).** (2009). *Theoretical Documentation Version 2009*.
- Tavşan Ç.** (2008). *Melen Havzası'nda Yayılı Besi Maddesi Yüklerinin Azaltılması Amacı İle En İyi Yönetim Uygulamalarının Araştırılması*. (Yüksek Lisans Tezi). İstanbul Teknik Üniversitesi, İstanbul.
- Teuling, A. J.** (2018). A Forest Evapotranspiration Paradox Investigated Using Lysimeter Data. *Vadose Zone Journal*, 17(170031). <https://doi.org/10.2136/vzj2017.01.0031>
- Tsuchiya, R., Kato, T., Jeong, J., & Arnold, J. G.** (2018). Development of SWAT-paddy for simulating lowland paddy fields. *Sustainability (Switzerland)*, 10(9). <https://doi.org/10.3390/su10093246>
- TÜBİTAK** (2011). Türkiye Bilimsel ve Teknolojik Araştırma Kurulu, Marmara Araştırma Merkezi, Çevre Enstitüsü. *Yapay Sulakalanlar El Kitabı*.
- Uniyal, B., Jha, M. K., Verma, A. K., & Anebagilu, P. K.** (2020). Identification of critical areas and evaluation of best management practices using SWAT for sustainable watershed management. *Science of the Total Environment*, 744. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.140737>
- URL-1** <<https://www.epa.gov/water-research/best-management-practices-bmps-siting-tool>>, erişim tarihi 29.11.2021.
- URL-2** <<https://bku.tarimorman.gov.tr/>>, erişim tarihi 15.06.2020.
- URL-3** <<https://www.tarimorman.gov.tr/TAGEM/Belgeler/Entegre/%C3%A7eltik%20entegre.pdf>>, erişim tarihi 29.11.2021.
- URL-4** <<https://www.waterborne-env.com/model/ricewq-19/>>, erişim tarihi 20.10.2021.
- URL-5** <https://acikders.ankara.edu.tr/pluginfile.php/54199/mod_resource/content/1/Hafta%209.ppt>, erişim tarihi 18.03.2022.
- URL-6** <https://www.stormwaterpa.org/assets/media/BMP_manual/chapter_6/Chapter_6-4-8.pdf>, erişim tarihi 27.02.2022.
- URL-7** <<http://purwebgis.ucdavis.edu/PURwebGIS.html>>, erişim tarihi 10.02.2022.
- URL-8** <<https://trackingcalifornia.org/pesticides/pesticide-mapping-tool>>, erişim tarihi 10.02.2022.
- URL-9** <<http://extoxnet.orst.edu/pips/chlorpyr.htm>>, erişim tarihi 06.08.2022.

- URL-10** <<http://www.t3db.ca/system/msds/attachments/000/001/735/original/T3D4942.pdf?1413587736>>, erişim tarihi 06.08.2022.
- URL-11** <<https://pubchem.ncbi.nlm.nih.gov/compound/Bentazone#section=EPA-Ecotoxicity>>, erişim tarihi 06.08.2022.
- Vazquez-Amabile, G., Engel, B. A., & Flanagan, D. C.** (2006). MODELING AND RISK ANALYSIS OF NONPOINT-SOURCE POLLUTION CAUSED BY ATRAZINE USING SWAT. *Transactions of the ASABE*, 49(3), 667–678.
- Vibhava, Vibhava.** (2006). *Pesticide Pollution Risk Assessment in the L'Anguille River Watershed*. (Yüksek Lisans Tezi). Allahabad Agricultural Institute - Deemed University India.
- Wang, R., Chen, H., Luo, Y., Yen, H., Arnold, J. G., Bubenheim, D., Moran, P., & Zhang, M.** (2019). Modeling Pesticide Fate and Transport at Watershed Scale Using the Soil & Water Assessment Tool: General Applications and Mitigation Strategies. *ACS Symposium Series*, 1308(January), 391–419. <https://doi.org/10.1021/bk-2019-1308.ch020>
- Wang, R., Luo, Y., Chen, H., Yuan, Y., Bingner, R. L., Denton, D., Locke, M., & Zhang, M.** (2019b). Environmental fate and impact assessment of thiobencarb application in California rice fields using RICEWQ. *Science of the Total Environment*, 664, 669–682. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.02.003>
- Wang, W., Bai, J., Zhang, G., Wang, X., Jia, J., Cui, B., & Liu, X.** (2017). Depth-distribution, possible sources, and toxic risk assessment of organochlorine pesticides (OCPs) in different river sediment cores affected by urbanization and reclamation in a Chinese delta. *Environmental Pollution*, 230, 1062–1072. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2017.06.068>
- Winchell, M. F., Peranginangin, N., Srinivasan, R., & Chen, W.** (2018). Soil and Water Assessment Tool model predictions of annual maximum pesticide concentrations in high vulnerability watersheds. *Integrated Environmental Assessment and Management*, 14(3), 358–368. <https://doi.org/10.1002/ieam.2014>
- Wu, L., Chang, H., & Ma, X.** (2017). A modified method for pesticide transport and fate in subsurface environment of a winter wheat field of Yangling, China. *Science of the Total Environment*, 609(23), 385–395. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.07.116>
- Yanar B.S.** (2021). *SOURCE IDENTIFICATION OF PESTICIDE POLLUTION AND DETERMINATION OF NORMAL BACKGROUND CONCENTRATIONS OF METALS IN YEŞİLIRMAK RIVER BASIN* (Yüksek Lisans Tezi). Orta Doğu Teknik Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Ankara.
- Yang, J., Reichert, P., Abbaspour, K. C., Xia, J., & Yang, H.** (2008). Comparing uncertainty analysis techniques for a SWAT application to the Chaohe Basin in China. *Journal of Hydrology*, 358(1–2), 1–23. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2008.05.012>

- Yazgan, M. S., & Tanik, A.** (2003). Application of Hazard Rating System for Pesticides Used in a Watershed of Istanbul, Turkey. *Diffuse Pollution Conference Dublin*, 25–30.
- Yılmaz, B.** (2013). *TERKOS GÖLÜ'NE DÖKÜLEN DERELERDE MİKROBİYOLOJİK VE KİMYASAL KİRLİLİK DÜZEYLERİNİN SAPTANMASI*. (Yüksek Lisans Tezi). Marmara Üniversitesi, İstanbul.
- Zhan, Y., & Zhang, M.** (2012). PURE: A web-based decision support system to evaluate pesticide environmental risk for sustainable pest management practices in California. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 82, 104–113. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2012.05.019>
- Zhang, B., Zhang, Q. Q., Zhang, S. X., Xing, C., & Ying, G. G.** (2020). Emission estimation and fate modelling of three typical pesticides in Dongjiang River basin, China. *Environmental Pollution*, 258. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2019.113660>
- Zhang, X., & Zhang, M.** (2011). Modeling effectiveness of agricultural BMPs to reduce sediment load and organophosphate pesticides in surface runoff. *Science of the Total Environment*, 409(10), 1949–1958. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2011.02.012>
- Zhang, L., Dawes, W. R., & Walker, G. R.** (2001). Response of mean annual evapotranspiration to vegetation changes at catchment scale. *Water Resources Research*, 37(3), 701–708. <https://doi.org/10.1029/2000WR900325>



EKLER

EK A: Havza fotoğrafları

EK B: RICEWQ modeli



EK A: Havza fotoğrafları



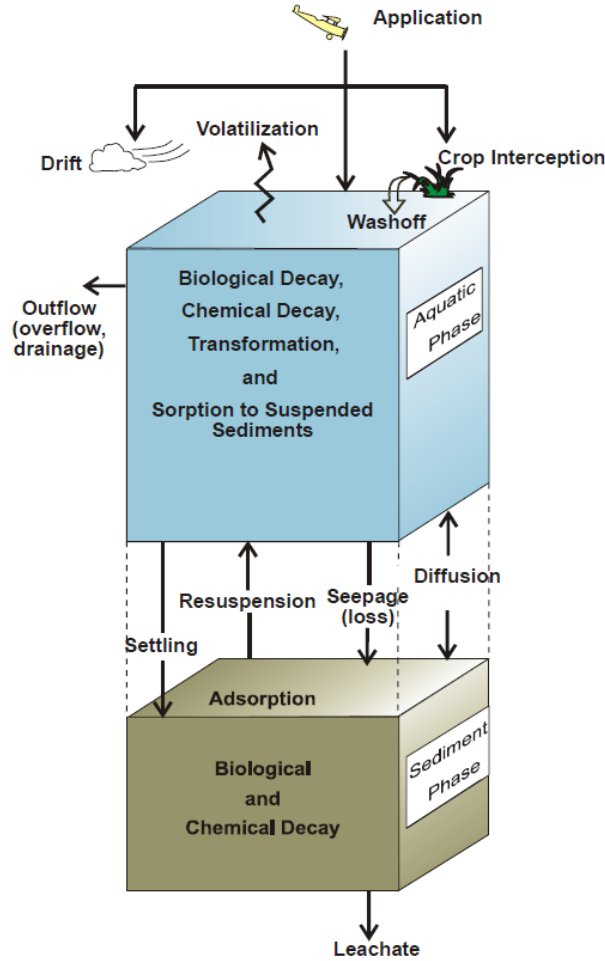
Şekil A.1: Terkos Havzası Balaban Köyü civarı (2019 Mayıs).



Şekil A.2 : Ormanlı Köyü civarı, çeltik tarlaları.

EK B : RICEWQ modeli

RICEWQ modeli Şekil B-1'deki prosesleri içermektedir. Burada pestisit uygulamasıyla birlikte, pestisit bir kısmı drift ile havaya karışıp kaybolur, kalan kısmını bitki pestisiti özümser (crop interception), daha sonra sıyırılma (wash-off) ile pestisit bitki yüzeyinden tavadaki suya geçer. Tavadaki suda uçarak sudan ayrılabilir, biyolojik-kimyasal bozunmaya uğrayabilir ya da tava sedimentine tutunur. Sediment fazında da biyolojik-kimyasal bozunmaya uğrayabilir, geri salınım ile tekrar suya geçebilir, pestisit fizikokimyasal özelliklerine göre sudan sedimente ya da sedimentten suya difüzyon ile pestisit geçişi olur. Bu fazdaki pestisit bir kısmı da toprağın derin katmanlarına gömülür.



Şekil B.1 : RICEWQ modelinin şematik gösterimi.



ÖZGEÇMİŞ

Ad-Soyad : Fatma Nihan DOĞAN

ÖĞRENİM DURUMU:

- **Doktora** : Çevre Bilimleri ve Mühendisliği Programı, Çevre Mühendisliği Bölümü, İstanbul Teknik Üniversitesi, Türkiye, 2022 (Danışman: Doç. Dr.M.Ekrem Karpuzcu)
- **Lisans** : Çevre Mühendisliği Bölümü, İnşaat Fakültesi, Yıldız Teknik Üniversitesi , Türkiye 2009

DOKTORA TEZİNDEN TÜRETİLEN YAYINLAR, SUNUMLAR VE PATENTLER:

- **Dogan, F. N., & Karpuzcu, M. E.** (2021). Effect of land use change on hydrology of forested watersheds. Ecohydrology, e2367. <https://doi.org/10.1002/eco.2367>
- **Doğan, F. N. & Karpuzcu, M. E.** (2019). Türkiye’de tarım kaynaklı pestisit kirliliğinin durumu ve alternatif kontrol tedbirlerinin incelenmesi . Pamukkale Üniversitesi Mühendislik Bilimleri Dergisi , 25 (6) , 734-747.
- **Doğan, F. N. & Karpuzcu, M. E.** (2021). Modeling the Impact of Land Use Change on the Hydrology of a Drinking Water Basin. 4th International Conference on Innovative Studies of Contemporary Sciences (TOKYO SUMMIT IV), Tokyo/JAPONYA, 29 Temmuz 2021.