

**T.C.
AKDENİZ ÜNİVERSİTESİ
FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ**

**ATIKSU ARITMA SİSTEMİNİN SEÇİMİNDE KARAR DESTEK SİSTEMLERİ
VE HAYAT BOYU DEĞERLENDİRME YAKLAŞIMININ KULLANILMASI**

Mustafa YILDIRIM

**DOKTORA TEZİ
ÇEVRE MÜHENDİSLİĞİ ANABİLİM DALI**

2015

**T.C.
AKDENİZ ÜNİVERSİTESİ
FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ**

**ATIKSU ARITMA SİSTEMİNİN SEÇİMİNDE KARAR DESTEK SİSTEMLERİ
VE HAYAT BOYU DEĞERLENDİRME YAKLAŞIMININ KULLANILMASI**

Mustafa YILDIRIM

**DOKTORA TEZİ
ÇEVRE MÜHENDİSLİĞİ ANABİLİM DALI**

Bu tez, 2010.03.0121.006 numara ile Akdeniz Üniversitesi Araştırma Fonu tarafından desteklenmiştir.

2015

T.C.
AKDENİZ ÜNİVERSİTESİ
FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ

ATIKSU ARITMA SİSTEMİNİN SEÇİMİNDE KARAR DESTEK SİSTEMLERİ
VE HAYAT BOYU DEĞERLENDİRME YAKLAŞIMININ KULLANILMASI

Mustafa YILDIRIM

DOKTORA TEZİ
ÇEVRE MÜHENDİSLİĞİ ANABİLİM DALI

Bu tez 29/12/2015 tarihinde aşağıdaki jüri tarafından Oybirliği/Oyçokluğu ile kabul edilmiştir.

Prof. Dr. Bülent TOPKAYA

Prof. Dr. Ayşegül TANIK

Prof. Dr. Necdet ALPASLAN

Prof. Dr. Habib MUHAMMETOĞLU

Prof. Dr. Müfide BANAR



ÖZET

ATIKSU ARITMA SİSTEMİNİN SEÇİMİNDE KARAR DESTEK SİSTEMLERİ VE HAYAT BOYU DEĞERLENDİRME YAKLAŞIMININ KULLANILMASI

Mustafa YILDIRIM

Danışman: Prof. Dr. Bülent TOPKAYA
Doktora Tezi, Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı
Aralık 2015, 178 Sayfa

Atıksu arıtma tesisleri, alıcı ortamlarda ham atıksuyun deşarjı sonucu oluşabilecek çevresel bozulmaların engellenmesi amacıyla inşa edilmektedir. Atıksu arıtımı için çok çeşitli arıtma alternatifleri geliştirilmiş olup, bu arıtma alternatiflerinin inşaat, işletme ve bakım aşamalarında kendine özgü performans karakteristikleri (örn. materyal ve arazi kullanımı, enerji tüketimi gibi) ve çevresel etkileri (örn. sera gazı emisyonları, suya ve toprağa emisyonlar gibi) bulunmaktadır. Atıksu arıtma sistemlerinin çevresel etkileri değerlendirilirken, bütün bu aşamalarda oluşan etkiler dikkate alınmalıdır.

Kentsel Atıksu Arıtma Yönetmeliğinde nüfusu 2000'den büyük yerleşim yerlerinde oluşan atıksuların arıtılması için atıksu arıtma tipleri belirlenmiştir. Ancak, Yönetmelikte nüfusu 2000'den küçük ve hassas bölgelere deşarjı bulunan yerleşim yerleri için sadece "uygun arıtma" koşullarına ulaşılması istenilmektedir. Uygun arıtma alıcı ortamın kalite hedeflerine bağlı olduğu kadar ülke koşullarının ilgili yasal mevzuatına da bağlı olmaktadır. Bu nedenle bu gibi yerlerde, atıksu arıtma alternatifinin belirlenmesinde karar vericilere destek olması amacıyla, sadece çıkış suyu karakteristiklerini değil, tesisin inşaat, işletme ve bakım esnasında oluşturduğu bütün çevresel etkileri dikkate alan bir karar destek sistemine ihtiyaç bulunmaktadır.

Bu çalışmada, atıksu arıtma alternatifleri (vejetasyonlu arazi uygulaması, yapay sulak alan, dönen biyolojik disk, konvansiyonel aktif çamur sistemi, membran biyoreaktörü, uzun havalandırmalı aktif çamur sistemi ve stabilizasyon havuzu) deşarj ettiği bölge özelliklerine göre (az hassas, hassas) hayat boyu değerlendirme (HBD) yaklaşımı ile değerlendirilmiştir. Bu amaçla, alternatiflerin enerji tüketimleri, hammadde tüketimleri ve alternatiflerin bütün yaşamları boyunca oluşturdukları doğrudan ve dolaylı emisyonları envanter çalışması ile derlenmiş ve SimaPro 7.1 yazılımı ile çevresel etkileri değerlendirilmiştir. HBD çalışmasının sonucunun küresel ölçekte olması nedeniyle yerel ölçütlerin dikkate alınması için HBD sonuçlarını bünyesinde bulunduran Excel tabanlı bir karar destek aracı geliştirilmiştir. Araçta, Analitik Hiyerarşi Prosesi kullanılarak yerel koşullara göre HBD kategorilerine ağırlıklar atanmış ve kullanıcıya en uygun arıtma alternatifleri sunulmuştur.

ANAHTAR KELİMELEER: Hayat Boyu Değerlendirme, Karar Destek Sistemleri,
Atıksu Arıtma, Analitik Hiyerarşı Prosesi

JÜRİ: Prof. Dr. Bülent TOPKAYA (Danışman)
Prof. Dr. Ayşegül TANIK
Prof. Dr. Necdet ALPASLAN
Prof. Dr. Habib MUHAMMETOĞLU
Prof. Dr. Müfide BANAR

ABSTRACT

USING DECISION SUPPORT SYSTEMS AND LIFE CYCLE ASSESSMENT APPROACH FOR SELECTING WASTEWATER TREATMENT SYSTEM

Mustafa YILDIRIM

Supervisor: Prof. Dr. Bülent TOPKAYA
PhD. in Environmental Engineering
December 2015, 178 Pages

Wastewater treatment systems are designed and used to minimize adverse impacts of the wastewater on the environment before discharging. Various treatment options for wastewater treatment have been developed and each of them has different performance characteristics (e.g. material and land usage, energy consumption) and environmental effects (e.g. greenhouse gas emission, water and soil emission) on construction, operation or maintenance phases. Assessing environmental impacts of wastewater treatment systems, all effects occurring on these phases should be taken into account.

Treatment alternatives for wastewaters from agglomerations of more than 2000 PE are determined in EU Urban Waste Water Treatment Directive. However, the effluents of wastewater treatment plants which are discharged to sensitive areas from agglomerations of less than 2000 PE must receive “appropriate treatment”. Appropriate treatment depends on the quality objectives of the receiving waters as well as the relevant provisions of the member states. Therefore, a decision support tool which can assess not only effluent quality, also all environmental effects occurring on construction, operation or maintenance phases of the treatment alternatives to help stakeholders is needed.

In this study, wastewater treatment options, such as vegetated land treatment, constructed wetlands, rotating biological contactor, conventional activated sludge treatment, membrane bioreactor, extended aeration and stabilization pond by which effluents are discharged to sensitive and less sensitive areas are evaluated by the life cycle assessment (LCA) approach. For this purpose, data related to energy usage, land requirement, raw material consumption, and released emissions from the life phases were collected with an inventory study and the environmental impacts were assessed by using SimaPro 7.1 LCA software. Because scale of the LCA results is global, an excel-based decision support tool that includes the LCA result is developed in order to meet local demands. Weight factors can be assigned on the LCA results according to local conditions by using Analytical Hierarchy Process and the most environmentally appropriate treatment option can be selected.

KEYWORDS: Life Cycle Assessment, Decision Support Systems, Wastewater Treatment, Analytical Hierarchy Process.

COMMITTEE: Prof. Dr. Bülent TOPKAYA (Supervisor)
Prof. Dr. Ayşegül TANIK
Prof. Dr. Necdet ALPASLAN
Prof. Dr. Habib MUHAMMETOĞLU
Prof. Dr. Müfide BANAR

ÖNSÖZ

Ülkemizin Avrupa Birliği Müktesebatına uyum aşamasında, çevre konularında da üzerinde büyük yükler düşmektedir. Özellikle atıksuların uzaklaştırması konusu bu yükler içerisinde en fazla maliyete neden olan bir olgu olarak karşımıza çıkmaktadır. Ülkemizde Müktesebata uyum sağlanabilmesi için pek çok yeni atıksu arıtma tesisi yapılması öngörülmektedir. Ancak, tesislerin planlanması aşamasında genellikle ilk yatırım maliyetleri ve çıkış suyu kalitesi dikkate alınmakta olup, tesislerin inşaat, işletme ve bakımı sırasında oluşturduğu diğer doğrudan ve dolaylı emisyonlar göz ardı edilmektedir.

Bu çalışmada, yerleşim yerlerinde oluşan atıksuların arıtma alternatiflerinin seçiminde, alternatiflerin bütün çevresel etkilerini ve yerel koşulları dikkate alan bir karar destek sistemi geliştirilmiştir. Yapılan bu tez çalışmasının Ülkemizde kullanılarak planlama aşamasında karar vericilere yardımcı olmasını dilerim.

Bana bu konuda çalışma olanağı veren danışmanım Sayın Prof.Dr. Bülent TOPKAYA'ya, doktora çalışmam sırasında göstermiş olduğu ilgi ve destekten dolayı teşekkür ederim.

Doktora çalışmam süresince bana manevi destek sağlayan Sevgili eşim Ebru ve kızım Deren'e, hayatımın her aşamasında maddi – manevi destek olan Anneme, Babama ve Ablama sonsuz teşekkür ederim.

Tezimin arazi çalışmalarında bana yardımcı olan Çevre Yük. Müh. İpek YILMAZ'a, Harran Üniversitesinin olanaklarını açan Prof.Dr. Sinan UYANIK'a, Gazipaşa Belediyesinden Ersan ERKOVAN ve Engin ERTOPUZ'a teşekkür ederim.

Bu çalışma kapsamında çalışma koşulları bakımından bütün desteği sağlayan ASAT Genel Müdürü Fethi YALÇIN'a teşekkür ederim.

Bu araştırma, Akdeniz Üniversitesi Araştırma Fonu tarafından 2010.03.0121.006 numaralı proje ile desteklenmiştir. Araştırma Fonu ve Fen Bilimleri Enstitüsü yetkililerine ayrıca teşekkür ederim.

Bu çalışmaya emeği geçmiş, ancak burada tek tek adlarını yazamadığım herkese teşekkürler ederim.

İÇİNDEKİLER

ÖZET	i
ABSTRACT.....	iii
ÖNSÖZ	v
İÇİNDEKİLER	vi
SİMGELER VE KISALTMALAR DİZİNİ	ix
ŞEKİLLER DİZİNİ.....	xii
ÇİZELGELER DİZİNİ	xiv
1. GİRİŞ	1
2. KURAMSAL BİLGİLER VE KAYNAK TARAMALARI.....	4
2.1. Evsel Atıksu Özellikleri	4
2.2. Arıtma Çamurları, Kaynakları ve Özellikleri	7
2.3. Türkiye’deki Nüfus ve Evsel Atıksu Yönetim Durumu	11
2.4. Türkiye’de Evsel Atıksulara İlişkin Yasal Durum.....	12
2.5. Proses Alternatifleri	13
2.5.1. Vejetasyonlu arazi uygulaması (VAU).....	14
2.5.1.1. BOİ giderimi	15
2.5.1.2. Toplam askıda katı madde giderimi	15
2.5.1.3. Patojen giderimi	15
2.5.1.4. Metallerin giderimi.....	16
2.5.1.5. Azot giderimi	16
2.5.1.6. Fosfor giderimi.....	17
2.5.1.7. Vejetasyonlu arazi uygulaması tasarımı.....	17
2.5.2. Yapay sulak alanlar (YSA)	17
2.5.2.1 Yapay sulak alanların sınıflandırılması.....	18
2.5.2.2. Yapay Sulak Alanların Giderim Mekanizması	20
2.5.2.3. Makrofitlerin rolü.....	24
2.5.2.4. Yapay Sulak Alanların Boyutlandırılması	26
2.5.2.5. Yapay Sulak Alanların Sera Gazı Emisyonları	27
2.5.3. Dönen biyolojik diskler (DBD)	28
2.5.3.1. Kornegay Yaklaşımı.....	30
2.5.3.2. Hartman Yaklaşımı:	31
2.5.3.3. Dönen biyolojik disklerin sera gazı emisyonları.....	34
2.5.4. Konvansiyonel aktif çamur sistemi (KAÇS)	34
2.5.5. Membran biyoreaktörler (MBR).....	35
2.5.5.1. Membran biyoreaktörlerin tasarımı.....	37
2.5.6. Stabilizasyon havuzları (SH)	39
2.5.6.1. Stabilizasyon havuzlarının tasarımı	39
2.6. Hayat Boyu Değerlendirme (Life Cycle Assessment).....	43
2.6.1. Hayat Boyu Değerlendirme yaklaşımının gelişimi.....	43
2.6.2. Hayat boyu değerlendirme (HBD) kavramı.....	43
2.6.3. Amaç ve kapsamın tanımlanması	46
2.6.4. Sistemin envanter analizi	46
2.6.4.1. HBD çalışmasının akım diyagramının oluşturulması	47

2.6.4.2. HBD veri toplama planı.....	47
2.6.4.3. Veri toplama	48
2.6.4.4. Sonuçların değerlendirilmesi ve rapor edilmesi	48
2.6.5. Hayat boyu etki değerlendirme (HBED).....	48
2.6.5.1. Etki kategorilerinin seçilmesi ve belirlenmesi.....	48
2.6.5.2. Sınıflandırma	50
2.6.5.3. Karakterizasyon (niteleme).....	51
2.6.5.4. Normalizasyon	51
2.6.5.5. Gruplandırma	52
2.6.5.6. Ağırlık atama	52
2.6.5.7. Sonuçların değerlendirilmesi ve rapor edilmesi	53
2.6.6. Yorumlama.....	54
2.6.6.1. Önemli çevresel konuların tanımlanması	55
2.6.6.2. Değerlendirme	55
2.6.6.3. Sonuçlar, sınırlar ve öneriler.....	56
2.6.7. Raporlama	57
2.6.8. Hayat boyu değerlendirme çalışmalarında kullanılan yazılımlar.....	57
2.7. Karar Destek Sistemleri.....	57
2.7.1. Karar	58
2.7.2. Karar verme süreci	59
2.7.3. Bilgi sistemleri	59
2.7.4. Karar destek sistemi kavramı	60
2.7.5. Karar destek sistemlerinin bileşenleri	61
2.7.5.1. Veri yönetim sistemi (Data management system).....	61
2.7.5.2. Model yönetim sistemi (Model management system).....	61
2.7.5.3. Bilgi motoru (Knowledge engine).....	61
2.7.5.4. Kullanıcı arayüzü (User interface).....	61
2.7.5.5. Kullanıcı(lar) (Users).....	62
2.7.6. Karar destek sistemlerinin özellikleri.....	62
2.7.7. Karar destek sistemlerinin faydaları ve sınırları.....	63
2.7.8. Karar destek sistemlerinin kategorileri ve sınıfları	63
2.7.8.1. Veri-Merkezli KDS'ler (Data-Centric).....	64
2.7.8.2. Model-Merkezli KDS'ler (Model-Centric)	64
2.7.8.3. Geleneksel ve amaca özel KDS'ler (Formal and ad-hoc)	64
2.7.8.4. Bilgi tabanlı KDS'ler.....	64
2.7.8.5. Doküman tabanlı KDS'ler	65
2.7.8.6. Diğer KDS'ler.....	65
2.7.9. Karar destek sistemlerinin yapısı ve çalışma biçimi	65
2.7.9.1. Analitik hiyerarşi prosesi (AHP)	65
2.7.9.2. ELECTRE yöntemi.....	69
2.7.9.3. TOPSIS yöntemi.....	69
2.7.9.4. Veri zarflama analizi.....	69
2.8. HBD'nin ve KDS'nin Atıksu Yönetiminde Uygulanması	70
2.9. Literatürün Değerlendirilmesi ve Tez Çalışmasının Özgün Değeri	86
3. MATERYAL VE YÖNTEM.....	90
3.1. Arıtma Alternatifleri Hakkında Verilerin Toplanması ve Değerlendirilmesi ..	90
3.1.1. HBD analizi sistem sınırları	90
3.1.2. Fonksiyonel birim.....	91

3.1.3. Deşarj bölgesi özellikleri	91
3.1.4. Arıtma alternatiflerinin incelenmesi	91
3.1.4.1. Vejetasyonlu arazi uygulaması (VAU)	92
3.1.4.2. Serbest yüzey akışlı yapay sulak alan (YSA-AH, YSA-H)	93
3.1.4.3. Dönen biyolojik disk (DBD)	94
3.1.4.4. Konvansiyonel aktif çamur sistemi (KAÇS-AH, KAÇS-H).....	95
3.1.4.5. Membran biyorektör (MBR)	96
3.1.4.6. Stabilizasyon havuzu (SH)	99
3.1.4.7. Uzun havalandırılmalı aktif çamur sistemi (UHAÇS)	101
4. BULGULAR VE TARTIŞMA	105
4.1. HBED Sonuçları	105
4.1.1. Kategorizasyon sonuçları.....	106
4.1.1.1. Abiyotik tükenme (AD)	106
4.1.1.2. Asidifikasyon (A).....	107
4.1.1.3. Ötrofikasyon (E).....	108
4.1.1.4. Küresel ısınma (GW)	110
4.1.1.5. Toksikite kategorileri (HT, FWAE, MAE, TE).....	111
4.1.2. Normalizasyon sonuçları	114
4.2. Ağırlıkların Belirlenmesi	116
4.2.1. COMMUNE-TC yazılımı	116
4.2.1.1 COMMUNE-TC arayüz yazılımının kullanımı	119
4.2.1.2. Uygulama örnekleri.....	125
5. SONUÇLAR	142
6. KAYNAKLAR	145
7. EKLER.....	164
7.1. Envanter Hesaplamaları	164
7.1.1. Vejetasyonlu arazi uygulaması (VAU) hesapları	164
7.1.2. Yapay sulak alan (YSA-AH, YSA-H) hesapları	165
7.1.3. Dönen biyolojik disk (DBD) hesapları	166
7.1.4. Membran biyoreaktör (MBR) hesapları	169
7.1.5. Stabilizasyon havuzu (SH) hesapları	173
7.1.5. Uzun havalandırılmalı aktif çamur sistemi (UHAÇS) hesapları	174
ÖZGEÇMİŞ	

SİMGELER VE KISALTMALAR DİZİNİ

Simgeler:

°C	Derece santigrat
%	Yüzde
‰	Binde
g	Gram
ha	Hektar
pH	Hidrojen iyonu potansiyeli
kg	Kilogram
km	Kilometre
km ²	Kilometrekare
kN	Kilonewton
kPa	Kilopascal
kWh	Kilowatt saat
L	Litre
m	Metre
m ²	Metrekare
m ³	Metreküp
mg	Miligram
ml	Mililitre
mm	Milimetre
µg	Mikrogram
cm	Santimetre
cm ²	Santimetrekare

Kısaltmalar:

1,4-DB	1,4 Diklorobenzen
A	Asidifikasyon
A.A.T.	Atıksu Arıtma Tesisi
AB	Avrupa Birliği
ABD	Amerika Birleşik Devletleri
AD	Abiyotik tükenme
AH	Az Hassas Alan
AHP	Analitik Hiyerarşi Prosesi
AKM	Askıda Katı Madde
ANAMMOX	Anaerobic Amonium Oxidation
ASAT	Antalya Su ve Atıksu İdaresi Genel Müdürlüğü
BOİ	Biyokimyasal Oksijen İhtiyacı
CFC-11	Chlorofluorocarbon
CFU	Colony Forming Unit
CI	Consistency Indicator
CML	Centre of Environmental Studies
CR	Consistency Ratio
çBOİ	Çözünmüş Biyokimyasal Oksijen İhtiyacı

DA	Dikey Akış
DAF	Diffused Air Flotation
DBD	Dönen Biyolojik Disk
DF	Düzeltilme Faktörü
DPT	Devlet Planlama Teşkilatı
E	Ötrofikasyon
e.n.	Eşdeğer Nüfus
EDIP	Environmental Design of Industrial Products
ELECTRE	ELimination Et Choix Traduisant la REalité
EPA	Environmental Protection Agency
EPS	Environmental Priority Strategy in Product Design
F/M	Food to Microorganism
FWAE	Fresh Water Ecotoxicity
GW	Global Warming
H	Hassas Alan
HBD	Hayat Boyu Değerlendirme
HBED	Hayat Boyu Etki Değerlendirme
HDPE	High Density Polyethylene
HT	Human Toxicity
IPCC	Intergovernmental Panel on Climate Change
ISO	International Organization for Standardization
KAÇS-AH	Az Hassas Alana Deşarj Eden Konvansiyonel Aktif Çamur Sistemi
KAÇS-H	Hassas Alana Deşarj Eden Konvansiyonel Aktif Çamur Sistemi
KDS	Karar Destek Sistemleri
KOİ	Kimyasal Oksijen İhtiyacı
LC ₅₀	Lethal Concentration 50
LWA	Lightweight expanded clay aggregate
MAE	Marine Ecotoxicity
MBR	Membran Biyoreaktör
MLSS	Mixed Liquor Suspended Solids
MLVSS	Mixed Liquor Volatile Suspended Solids
NSB	Neptune Simulation Benchmark
NTU	Nephelometric Turbidity Unit
PVC	Polyvinyl Chloride
RI	Rassallık Göstergesi
SETAC	The Society for Environmental Toxicology and Chemistry
SH	Stabilizasyon Havuzu
STW	Sludge Treatment Wetlands
SY	Spesifik Yük
SYSA	Serbest Yüzeyle Sulak Alan
T	Toksisite
TAKM	Toplam Askıda Katı Madde
TE	Terrestrial Ecotoxicity
TKM	Toplam Katı Madde
TMP	Transmembrane Pressure
TN	Total Nitrogen
TOPSIS	Technique for Order Preference by Similarity to Ideal Solution

TOW	Total Organics in Wastewater
TP	Total Phosphorus
UÇES	Avrupa Birliği Entegre Çevre Uyum Stratejisi
UHAÇS	Uzun Havalandırmalı Aktif Çamur Sistemi
UV	Ultraviolet
VAU	Vejetasyonlu Arazi Uygulaması
VZA	Veri Zarflama Analizi
YA	Yatay Akış
YAAS	Yüzey Altı Akışlı Sulak Alan
YSA-AH	Yapay Sulak Alan (Az Hassas alana deşarj)
YSA-H	Yapay Sulak Alan (Hassas alana deşarj)

ŞEKİLLER DİZİNİ

Şekil 2.1.	Genelleştirilmiş çamur akım diyagramı	10
Şekil 2.2.	Biyolojik çürütme ve üç farklı çamur susuzlaştırma işlemi için tipik çamur arıtma diyagramı.....	11
Şekil 2.3.	Vejetasyonlu arazi uygulaması	15
Şekil 2.4.	Vejetasyonlu arazi uygulamasında azot çevrimi	16
Şekil 2.5.	Yapay sulak alanların genel sınıflandırma şeması	18
Şekil 2.6.	Dönen biyolojik disk konfigürasyonları	30
Şekil 2.7.	Dönen biyolojik disk boyutlandırma abağı	32
Şekil 2.8.	Yükleme performans eğrisi	33
Şekil 2.9.	Uygulanan ve uzaklaştırılan BOİ yükü	33
Şekil 2.10.	Membran biyoreaktörü akım şeması	36
Şekil 2.11.	Membran biyoreaktör konfigürasyonları	37
Şekil 2.12.	Dağılımlı akım modeli kullanılarak substrat giderim veriminin bulunması	42
Şekil 2.13.	Bir ürünün veya hizmetin hayat döngüsünün aşamaları	44
Şekil 2.14.	HBD çerçevesi ve fazları	45
Şekil 2.15.	HBD yorumlamasının diğer aşamalarla ilişkisi	54
Şekil 2.16.	Karar verme süreci	58
Şekil 2.17.	Farklı HBD çalışmalarında tespit edilen sistem sınırları	71
Şekil 2.18.	Çamur arıtım alternatifleri	72
Şekil 2.19.	Dört çamur prosesinin sistem sınırları	73
Şekil 2.20.	Çamur yönetimindeki seçenekler	75
Şekil 3.1.	Vejetasyonlu arazi uygulaması	93
Şekil 3.2.	Hassas alana (a) ve az hassas alana (b) deşarj eden yapay sulak alanlar	94
Şekil 3.3.	DBD tesisi akım şeması	95
Şekil 3.4.	Az hassas (a) ve hassas alana (b) deşarj eden KAÇS alternatifi	96
Şekil 3.5.	HBD çalışmasında kullanılan MBR akım şeması	98
Şekil 3.6.	Harran Üniversitesi; Osmanbey Kampüsü Stabilizasyon Havuzu	100
Şekil 3.7.	Stabilizasyon havuzu akım diyagramı	100
Şekil 3.8.	Uzun havalandırılmalı aktif çamur sistemi akım diyagramı	102
Şekil 4.1.	Abiyotik tükenme kategorizasyon sonuçları	107
Şekil 4.2.	Asidifikasyon kategorizasyon sonuçları	108
Şekil 4.3.	Ötrofikasyon kategorizasyon sonuçları	109
Şekil 4.4.	Küresel ısınma kategorizasyon sonuçları	111
Şekil 4.5.	Toksosite kategorizasyon sonuçları	112
Şekil 4.6.	İnsan toksisitesi kategorizasyon sonuçları	112
Şekil 4.7.	Tatsız ekotoksitesite kategorizasyon sonuçları	113
Şekil 4.8.	Deniz ekotoksitesite kategorizasyon sonuçları	113
Şekil 4.9.	Karasal ekotoksitesite kategorizasyon sonuçları	114
Şekil 4.10.	HDEB normalizasyon sonuçları	115
Şekil 4.11.	Yazılım akış şeması	117
Şekil 4.12.	Yazılım açılış ekranı	120
Şekil 4.13.	AHP matrisi	121
Şekil 4.14.	AHP Tutarlılık Analizi	122

Şekil 4.15.	Yerel Ölçüt Belirleme Aracı	123
Şekil 4.16.	Temel Normalizasyon grafiği	124
Şekil 4.17.	Ağırlıklı Normalizasyon grafiği.....	124
Şekil 4.18.	Seçilen yerel ölçütlere göre sunulan alternatiflerin grafiği.....	125
Şekil 4.19.	Uygulama örneği 1 için AHP matrisi, Tutarlılık göstergesi ve ağırlıklar	126
Şekil 4.20.	Uygulama örneği 1 için Ağırlıklı Normalizasyon Grafiği	127
Şekil 4.21.	Uygulama örneği 1 için Yerel Ölçüt Grafiği	127
Şekil 4.22.	Uygulama örneği 2 için AHP matrisi, Tutarlılık göstergesi ve ağırlıklar	128
Şekil 4.23.	Uygulama örneği 2 için Ağırlıklı Normalizasyon Grafiği	128
Şekil 4.24.	Uygulama örneği 2 için Yerel Ölçüt Grafiği	129
Şekil 4.25.	Uygulama örneği 3 için AHP matrisi, Tutarlılık göstergesi ve ağırlıklar	130
Şekil 4.26.	Uygulama örneği 3 için Ağırlıklı Normalizasyon Grafiği	131
Şekil 4.27.	Uygulama örneği 3 için Yerel Ölçüt Grafiği	131
Şekil 4.28.	Uygulama örneği 4 için AHP matrisi, Tutarlılık göstergesi ve ağırlıklar	132
Şekil 4.29.	Uygulama örneği 4 için Ağırlıklı Normalizasyon Grafiği	133
Şekil 4.30.	Uygulama örneği 4 için Yerel Ölçüt Grafiği	133
Şekil 4.31.	Uygulama örneği 5 için AHP matrisi, Tutarlılık göstergesi ve ağırlıklar	134
Şekil 4.32.	Uygulama örneği 5 için Ağırlıklı Normalizasyon Grafiği	135
Şekil 4.33.	Uygulama örneği 5 için Yerel Ölçüt Grafiği	135
Şekil 4.34.	Uygulama örneği 6 için AHP matrisi, Tutarlılık göstergesi ve ağırlıklar	136
Şekil 4.35.	Uygulama örneği 6 için Ağırlıklı Normalizasyon Grafiği	137
Şekil 4.36.	Uygulama örneği 6 için Yerel Ölçüt Grafiği	137
Şekil 4.37.	Oymapınar Mahallesi için uydu görüntüsü	138
Şekil 4.38.	Oymapınar Mahallesi için AHP girdi ekranı	138
Şekil 4.39.	Oymapınar Mahallesi için yerel ölçüt girdi ekranı	139
Şekil 4.40.	Oymapınar Mahallesi için ağırlıklı normalizasyon	139
Şekil 4.41.	Oymapınar Mahallesi için yerel ölçütlere göre en uygun arıtma alternatifi grafiği	139
Şekil 4.42.	Çökertme Beldesinin uydu görüntüsü	140
Şekil 4.43.	Çökertme Beldesi için AHP girdi ekranı	140
Şekil 4.44.	Çökertme Beldesi için yerel ölçüt girdi ekranı	141
Şekil 4.45.	Çökertme Beldesi için ağırlıklı normalizasyon	141
Şekil 4.46.	Çökertme Beldesi için yerel ölçütlere göre en uygun arıtma alternatifi grafiği	141
Şekil 7.1.	Freeze ve Cherry abacı	165

ÇİZELGELER DİZİNİ

Çizelge 2.1.	Atıksularda bulunabilecek temel kirleticiler	4
Çizelge 2.2.	Evsel nitelikli atıksuların genel özellikleri	5
Çizelge 2.3.	Klasik atıksu arıtma sistemi çamur, katı atık kaynakları	8
Çizelge 2.4.	Arıtma sisteminden kaynaklanan çamur ve katı atıkların özellikleri	8
Çizelge 2.5.	Ham arıtma çamurlarının genel özellikleri	9
Çizelge 2.6.	Kentsel Atıksu Arıtma Yönetmeliği'ne göre atıksu arıtma yükümlülükleri	13
Çizelge 2.7.	Kentsel atıksu deşarjları ile ilgili yükümlülükler ve süreler	13
Çizelge 2.8.	Vejetasyonlu arazi uygulamanın karakteristikleri	15
Çizelge 2.9.	Yapay sulak alanlarda bulunan makrofit türleri, tipik su derinlikleri ve özellikleri	19
Çizelge 2.10.	Yapay sulak alanlarda azot dönüşümü	21
Çizelge 2.11.	Yapay sulak alanlarda azot dönüşüm proseslerinin verimleri	22
Çizelge 2.12.	Azot formlarının sulak alan tiplerine göre giderim miktarları	22
Çizelge 2.13.	Yapay sulak alanlarda fosfor dönüşüm proseslerinin verimleri	23
Çizelge 2.14.	Yapay sulak alanlarda makrofitlerin rolü	25
Çizelge 2.15.	Çeşitli sulak alan tiplerinden toplanan sera gazı akıları ve bunların karbondioksit eşdeğerlikleri	28
Çizelge 2.16.	DBD Tipik dizayn karakteristikleri	29
Çizelge 2.17.	Hartman yaklaşımında düzeltme faktörleri	31
Çizelge 2.18.	MBR'ün tipik işletme ve performans verileri	36
Çizelge 2.19.	Stabilizasyon havuz tipleri ve dizayn parametreleri	40
Çizelge 2.20.	Organik yüklemeye karşı K_p değerleri	42
Çizelge 2.21.	Etki değerlendirme metotlarının özeti	49
Çizelge 2.22.	Yaygın kullanılan etki kategorileri	50
Çizelge 2.23.	İkili karşılaştırma önem skalası	66
Çizelge 2.24.	Rassallık göstergeleri	68
Çizelge 2.25.	Sistem sınırları	76
Çizelge 3.1.	Kabul edilen atıksu giriş karakteristikleri	91
Çizelge 3.2.	Gazipaşa A.A.T. çıkış suyunda BOI_5 , KOI , Toplam-N ve Toplam-P değerleri	97
Çizelge 3.3.	Gazipaşa A.A.T. çıkış suyunda ağır metal değerleri	97
Çizelge 3.4.	Stabilizasyon havuzu çıkış suyundan alınan anlık numunelerin KOI değerleri	100
Çizelge 3.5.	Stabilizasyon havuzu çıkış suyu ağır metal ve iyon değerleri	101
Çizelge 3.6.	Metan düzeltme faktörü değerleri	103
Çizelge 4.1.	Arıtma alternatiflerinin 20 yıllık süreçte 1 e.n. başına etki kategorileri üzerinde salınımları	106

1. GİRİŞ

Sanayi devrimi ile birlikte, dünya nüfusunun artması ve teknolojideki gelişmeler, doğal kaynaklar ve çevre üzerindeki baskıları her geçen gün arttırmaktadır. Özellikle ülkemizin de dâhil olduğu gelişmekte olan ülkelerde bu baskılar, çevre yatırımlarına yeteri derecede kaynak bulunamaması nedeniyle çözümü zor olan bir problem haline gelmektedir. Bu nedenle, gelişmekte olan ülkelerde bu problemlerin en az kaynak kullanımı ve doğru planlama ile çözülmesi birincil hedefler arasında bulunmaktadır.

Bu problemlerin en başında bulunan atıksu oluşumu, insan sağlığı ve alıcı ortamlar üzerinde olumsuz etkiler oluşturmakta ve mutlaka çözülmesi gereken bir problem olarak karşımızda durmaktadır. Dünyada, çevre mühendisliği bilimindeki gelişimle beraber çeşitli tipte atıksu arıtma sistemleri geliştirilmesine karşın, en uygun arıtma seçeneğinin belirlenmesinde, atıksu özellikleri, bölgesel özellikler, alıcı ortam özellikleri, kanun ve yönetmelikler, hizmet ettiği nüfus, iklim ve ekonomik durum gibi parametrelerin dikkate alınması gerekmektedir.

Avrupa Birliği Müktesebatı'na uyum sağlama aşamasında olan ülkemizde de çevresel konularda yürürlüğe giren yeni yönetmeliklerle birlikte, bu konudaki hem mali, hem de uygulamaya yönelik sorumluluklar artmaktadır. Özellikle, Kentsel Atıksu Arıtma Yönetmeliği'nin yürürlüğe girmesiyle beraber, nüfusu 2000'den büyük olan yerleşim yerlerinde uygun atıksu arıtma tesislerinin kurulması bir yükümlülük haline getirilmektedir. Yönetmelikte nüfuslara göre gerekliliklerin sağlanması için, 2022 yılına kadar arıtma tesislerinin tamamlanarak işletmeye alınması yükümlülüğe bağlanmıştır. Ancak, bu tesislerin nasıl yapılacağı konusunda herhangi bir plan bulunmamakla birlikte, bu tesislerde üretilen atık çamurun sağlıklı bir şekilde bertarafı da büyük bir problem olarak karşımıza çıkacaktır. Ayrıca, nüfusu 2000'den küçük ve toplam nüfusun %19,5'inin yaşadığı yerleşim yerlerinde de uygun bir arıtma seçeneğine ihtiyaç olacaktır. Nüfusu 2000'den küçük bu yerlerde doğal arıtma sistemleri denilen ve daha az enerjiye ihtiyaç duyan sistemlerin de uygulanabilirliği söz konusu olup, bu sistemlerin birer arıtma alternatifi olarak görülmesi durumunun incelenmesi ve bütüncül anlamda performanslarının değerlendirilmesi gerekmektedir.

Bir yandan Yönetmelikle birlikte atıksuların ve arıtma çamurlarının çevreye zarar vermeden bertaraf edilmesi hedeflenirken, öte yandan su kaynaklarının hızla azalması dikkate alındığında, atıksuların ve çamurların tekrar kullanımı göz önünde bulundurulmalıdır. Arıtılmış atıksuların ve atık çamurların (örneğin tarımda, enerji eldesinde vb.) tekrar kullanılabilmesi seçeneklerin, başka bir deyişle entegre atıksu arıtma ve çamur bertaraf sistemlerinin, gelecekte büyüklüğü ne olursa olsun bütün yerleşim yerlerinde uygulanması gerekecektir.

Atıksuların yönetmeliklere uygun bir şekilde arıtılmasının yanı sıra, tesislerin atmosfere verdikleri sera gazı emisyonları üzerinde hassasiyetle durulması gerekmektedir. Yeni inşa edilecek tesislerde, tüketilen enerji ve biyolojik faaliyetlerle ortaya çıkan karbon emisyonları önemli bir kriter olarak ortaya çıkacaktır. Özellikle, enerji geri kazanımlı veya eko-teknolojik çözümlerin uygulanabilirliği artacaktır.

Bu noktada çözülmesi gereken iki sorun ortaya çıkmaktadır:

1. Söz konusu tesislerin tüm “yaşam süresince neden oldukları emisyonlar” ile çevreye etkilerinin tespiti: Bunun tespiti için “Hayat boyu değerlendirme” (HBD) yaklaşımı kullanılabilir. Bir sistemin belirlenen sınırlar içerisinde, beşikten-mezara bütün çevresel etkilerini çeşitli etki kategorileri üzerinden değerlendiren bir yaklaşım olarak tanımlanabilen HBD yaklaşımı sayesinde, çeşitli arıtma alternatiflerinin yapım aşamasından hizmet dışı kalana kadar olan çevresel etkilerini karşılaştırılabilmesi mümkün olmaktadır.

2. Alternatifler arasında ekonomik ve yerel kriterler açısından en uygun seçeneğin tespiti: Bunun amaçla “Karar destek sistemleri”(KDS) kullanılabilir. Karar destek sistemleri, karar vericinin belirlediği ölçütler kapsamında, alternatiflerin üstün olanını belirlemek/seçmek için oluşturulmuş araçlardır.

Yukarıda bahsedilen iki sorunun çözümü için Hayat Boyu Değerlendirme yaklaşımının, Karar Destek Sistemlerine entegre edilmesi ve yerel özelliklerin dikkate alınarak, söz konusu arıtma sistemlerinin çevreye olan etkilerini değerlendirebilen ve kullanıcıya uygun arıtma alternatifini sunan bir çalışmanın yapılması ihtiyacı ortaya çıkmaktadır.

Tez kapsamında, küçük ve orta ölçekli yerleşim yerlerinde de uygulanabilecek farklı atıksu arıtma alternatifleri olan vejetasyonlu arazi uygulaması (VAU), yapay sulak alan (YSA), dönen biyolojik disk (DBD), konvansiyonel aktif çamur sistemi (KAÇS), membran biyoreaktör (MBR), stabilizasyon havuzu (SH) ve uzun havalandırılmalı aktif çamur sistemi (UHAÇS)’nin çevreye olan bütün etkileri değerlendirilmiş ve birbirlerine olan üstünlükleri karşılaştırılmıştır. İncelenen arıtma alternatifleri ayrıca, Kentsel Atıksu Arıtma Yönetmeliğinde belirtilen az hassas ve hassas su alanlara deşarj seçenekleri için de değerlendirilmiş olup, verimi düşük olan alternatiflerde çıkış suyu kalitesine göre farklı konfigürasyonlar da dikkate alınmıştır. Bunun yanı sıra, enerji geri kazanımı ve çamurun tarımda kullanımı çalışma kapsamına dâhil edilmiştir. Bu şekilde oluşturulan alternatifler, HBD yaklaşımı ile incelenmiş ve çevresel performansları değerlendirilmiştir.

HBD çalışmasında, incelenen atıksu arıtma tesislerinin beşikten – mezara hammadde ve enerji kullanımının yanı sıra, suya, toprağa ve havaya salınan tüm emisyonlar envanter çalışması ile tespit edilmiştir. Tüm bu veriler etki indikatörlerine dönüştürülerek karakterize edilmiştir. Ayrıca, dünya ölçeğinde tesislerin etkilerinin nasıl olduğunun değerlendirilmesi için karakterize edilen veriler bir referans değerine bölünerek normalize edilmiş ve incelenen tesislerin hangi kategori üzerinde etkisinin fazla olduğu tespit edilmiştir.

Ancak, HBD’de verilerin normalize edilmesi aşamasında referans değerlerin dünya ölçeğinde olması nedeniyle, arıtma alternatiflerinin çevresel üstünlüklerinin değerlendirilmesi de dünya ölçeğinde olmakta ve incelenen bölgenin kendine özgü özelliklerine cevap verememektedir. Bu nedenle, bölgesel anlamda üstünlüklerin belirlenmesinde, etki kategorilerinin bölgesel ağırlıklarının tespit edilmesi

gerekmektedir. Bu yetersizliğin giderilmesi ve bölgesel ağırlıkların nesnel bir şekilde belirlenebilmesi için, bir Karar Destek Sistemi olan Analitik Hiyerarşi Prosesinin kullanılması en uygun yöntemlerden biridir.

Bu tez çalışmasında, karar vericilere yardımcı olmak üzere, bölge özelliklerini ve arıtma sistemlerinin çevreye olan bütün etkilerini değerlendirerek uygun arıtma alternatifini kullanıcıya sunan COMMUNE-TC isimli bir “karar destek aracı” oluşturulmuştur. Tez kapsamında oluşturulmuş olan “karar destek aracı”nda, Hayat Boyu Etki Değerlendirme aşamasında söz konusu bölgesel özelliklere göre uzmanın, etki faktörleri arasında ikili karşılaştırmalar yaparak nesnel bir biçimde bölgeye uygun ağırlık değerlerini atayabileceği bir Analitik Hiyerarşi Prosesi (AHP) arayüzü bulunmaktadır. Ayrıca, çevresel performans değerlendirilmesinden bağımsız, bölgenin nüfus, alıcı ortam özellikler, iklim, arazi varlığı, bütçe ve turizm kriterlerinin değerlendirdiği bir yerel ölçüt belirleme arayüzü eklenmiştir. Bu arayüz ile, bölgenin özellikleri kullanıcı tarafından tanımlanmakta ve uygun alternatiflerin süzülmesi sağlanmaktadır. Son olarak, COMMUNE-TC aracı ile kullanıcı, bölge için en uygun alternatiflerinin çevresel performanslarını karşılaştırabilmektedir.

2. KURAMSAL BİLGİLER VE KAYNAK TARAMALARI

Bu bölümde, atıksuların genel özellikleri ve arıtma alternatifleri, arıtma çamurlarının genel özellikleri ve bertaraf yöntemleri, Türkiye’de ve Avrupa Birliği’nde atıksu ve çamur yönetimi için oluşturulmuş yasal durum incelenmiştir. Ayrıca küçük ve orta ölçekli yerleşim yerleri için de söz konusu olabilecek arıtma alternatiflerinin değerlendirilmesinde kullanılacak olan Hayat Boyu Değerlendirme yaklaşımı ve Karar Destek Sistemleri hakkında literatür bilgisi verilmiştir. Tez çalışmasına yön göstermek üzere hayat boyu değerlendirme yaklaşımı ile atıksu arıtma üzerine yapılmış çalışmalar incelenmiş ve ilgili literatür bilgileri bu bölümde sunulmuştur.

2.1. Evsel Atıksu Özellikleri

Atıksu, insan aktiviteleri sonucu oluşan sıvı veya su ile taşınabilen atıkların kombinasyonu olarak tanımlanabilir (Metcalf ve Eddy 2003). Evsel nitelikli atıksular organik madde ve askıda katı madde içeriği açısından zengin atıksulardır. Ayrıca besin maddeleri (azot ve fosfor) ve patojenleri yoğun miktarda bulundurmaktadırlar. Evsel atıksuda bulunabilecek kirleticiler ve bu kirleticilerin kişi başına üretimleri Çizelge 2.1 ve 2.2’de verilmektedir.

Çizelge 2.1 ve 2.2’de sıralanan çok sayıda kirleticinin doğal ortamlara zarar vermemesi için atıksuların deşarj edilmeden önce içerisindeki kirleticileri konsantrasyonlarının arıtma tesislerinde giderilmesi veya belirli limitler altına indirilmesi gerekmektedir. Modern atıksu arıtma tesisleri kirleticileri uzaklaştırmak amacıyla çeşitli fiziksel, kimyasal ve biyolojik arıtma proseslerinden oluşmaktadır. Atıksu arıtma prosesleri ön arıtma, birincil arıtma, ikincil arıtma, ileri veya üçüncül arıtmadan çamur arıtmaya kadar uzanmaktadır (Spinosa ve Vesilind, 2001; Epstein, 2003; Enezi vd., 2004; Özsoy 2006).

Çizelge 2.1. Atıksularda bulunabilecek temel kirleticiler (Metcalf ve Eddy 2003)

Kirletici bileşen	Önem nedenleri
Askıda Katılar	Atıksular arıtılmadan deşarj edildiği zaman, askıda katılar alıcı ortamda çamur birikmesine ve anaerobik durumların oluşmasına neden olurlar.
Biyobozunur Organikler	Protein, karbonhidratlar ve yağlardan oluşurlar. Çoğunlukla BOİ ve KOİ parametreleriyle ölçülürler. Arıtılmadan deşarj edilmeleri sonucunda, sucul ortamdaki oksijeni tüketerek septik koşullar yaratırlar.
Patojenler	Halk sağlığı açısından tehlikelidir.
Besin Maddeleri	Azot ve fosfor, karbonla birlikte büyüme için gerekli besin maddeleridir. Arıtılmadan deşarj edildiği zaman, arzu edilmeyen sucul yaşamların gelişmesine yol açarlar.
Öncelikli Kirleticiler	Kanserojen, mutajen, teratojenetik ve yüksek akut toksisiteye sahip organik ve inorganiklerdir. Atıksuda bu maddelerin çoğu bulunabilir.
Dayanıklı Organik Maddeler	Bu organikler konvansiyonel atıksu arıtımına direnç gösterme eğilimindedirler. Sülfaktanlar, fenoller ve pestisitler örnek verilebilir.
Ağır Metaller	Ağır metaller genellikle ticari veya endüstriyel kaynaklı atıksulardan ileri gelir. Eğer atıksu tekrar kullanılacaksa giderilmeleri gerekmektedir.
Çözülmüş İnorganikler	Kalsiyum, sodyum ve sülfat gibi inorganik bileşenler evsel su kaynaklarında bulunabilen maddelerdir. Eğer atıksu tekrar kullanılacaksa giderilmeleri gerekmektedir.

Çizelge 2.2. Evsel nitelikli atıksuların genel özellikleri (Arceivala 2002)

Madde	Atıklarda bulunan değeri (g/kişi-gün)
BOİ ₅	45-54
KOİ	1.6-1.9xBOİ ₅
Toplam organik karbon	0.6-1.0xBOİ ₅
Toplam katı maddeler	170-220
Askıda katı maddeler	70-145
Kum (inorganik, 0.2mm ve yukarısı)	5-15
Madeni yağ	10-30
Alkalinite (kalsiyum karbonat olarak, CaCO ₃)	20-30
Klorür	4-8
Toplam azot	6-12
Organik azot	≈0.4xtoplam N
Serbest amonyak	≈0.6xtoplam N
Nitrit azotu	-
Nitrat azotu	≈0.0-0.5xtoplam N
Toplam fosfor	0.6-4.5
Organik fosfor	≈0.3 x toplam P
İnorganik (orto-polifosfatlar)	≈0.7 x toplam P
Potasyum (K ₂ O olarak)	2.0-6.0
Askıda bulunan mikroorganizmalar(100 ml atıksu içinde)	
Toplam bakteri	10 ⁹ - 10 ¹⁰
Koliform	10 ⁹ - 10 ¹⁰
<i>Faecal streptococci</i>	10 ⁵ - 10 ⁶
<i>Salmonella typhosa</i>	10 ¹ - 10 ⁴
Protozoa kistleri	10 ³ miktarına kadar
Helminth yumurtaları	10 ³ miktarına kadar
Virüsler (plak oluşturan birimler)	10 ² - 10 ⁴

Ön arıtmada amaç, atıksudaki kâğıt, tekstil atıkları, plastik, metal gibi iri katı maddeler ile kum ve yağ-gres gibi maddelerin ayrılmasıdır. Bu maddelerin uzaklaştırılmaması durumunda pompalar ve çamur giderme ekipmanlarına, vanalara ve borulara zarar vererek arıtmada problemlere yol açabilmektedirler. Askıda katıları gidermek için de bazen ince ızgaralar ve elekler kullanılabilir (Öztürk vd 2005). Ön arıtmada bulunan üniteler aşağıda sıralanmaktadır (Qasim 1999):

- Izgaralar: tesis girişinde atıksudan büyük objeleri uzaklaştırmak için kullanılmaktadır.
- Elekler: ızgaralara göre nispeten daha küçük objeleri uzaklaştırmak için kullanılmaktadır.
- Ögütücüler: Izgaralar yerine ızgara üstü atığın öğütülmesi için kullanılmaktadır.
- Kum tutucular: kum, çakıl, cüruf gibi ağır maddeleri uzaklaştırmak için kullanılmaktadır.
- Pompa istasyonları
- Akım ölçümü
- Dengeleme

Daha çok fiziksel ünitelerin bulunduğu birincil arıtmada ise amaç çökebilir katıların tutulmasıdır. Organik maddelerin oksitlenmesi gibi bir amaç güdülmemesine karşın çökebilir maddeyle birlikte bir miktar organik madde de uzaklaştırılabilmektedir (Filibeli 2005). Birincil arıtmada bulunan üniteler aşağıda sıralanmaktadır (Metcalf ve Eddy 2003):

Ön çöktürme: Kendiliğinden çökebilir katıların ön çökeltim havuzunun tabanında, yüzebilirler ise sıyırıcılarla yüzeyde toplanmasında kullanılmaktadır. Dikdörtgen ve dairesel tipte olabilmektedir.

Flotasyon: Genelde sıvı fazda, difüze hava verilerek sıvı veya katı partiküllerin ayrılmasında kullanılmaktadır. Çözünmüş hava ile yüzdürme (DAF), atmosfer basıncında havalandırma ve atmosfer basıncında hava ile doyurma ve vakumlama (vakum ile yüzdürme) olarak üç tipi bulunmaktadır.

Oluşan su içeriği çok yüksek olan ve “ham ön arıtma çamuru” olarak adlandırılan bu çamur genellikle anaerobik çürütme işlemine tabi tutulmaktadır.

İkincil arıtmada temel amaç çözünebilir nitelikteki organik maddelerin biyokimyasal olarak parçalanması veya biyokütle oluşturarak su ortamından ayrılmasıdır. Ancak fiziksel ve kimyasal arıtma işlemleri de bu amaç için kullanılabilir. İkincil arıtma sistemleri askıda büyüyen sistemler ve bağlı büyüyen sistemler olarak ikiye ayrılmaktadır. Bu iki sistemde de koloidal organik maddeler aerobik, anaerobik ve fakültatif olarak parçalanabilmektedir (Filibeli 2005). İkincil arıtmada bulunabilen üniteler aşağıda sıralanmaktadır (Qasim 1999):

- Aktif çamur sistemler
- Yüzeysel havalandırılmalı havuzlar
- Akışkan yataklı reaktörler
- Damlatılmalı filtreler
- Biyolojik havalandırılmalı filtreler
- Membran biyoreaktörler
- İkincil çöktürme
- Dönen biyolojik diskler

Bu sistemlerden en yaygın olarak kullanılanı aerobik aktif çamur sistemleridir. Aktif çamur sistemlerinde koloidal maddeleri parçalamak için oksijen ihtiyacı duyan ve askıda bulunan biyokütle son çökeltim havuzunda çöktürülmekte ve bir kısmı reaktör başına gönderilmektedir. Fazla olan biyokütle “atık aktif çamur” olarak nitelendirilmektedir. Atık aktif çamur anaerobik ve aerobik olarak stabilize edilebilmektedir.

Üçüncül arıtma, alıcı ortama deşarj edilmeden önce çıkış suyu kalitesini arttırmak için yapılmaktadır. Çoğunlukla üçüncül (ileri) arıtmadaki amaç, ikincil arıtmada giderimi az olan ve özellikle alıcı ortamda ötrofikasyon sorununa neden olan besin maddelerinin (azot ve fosfor) giderimidir. Ayrıca uçucu organik bileşikler,

çözünmüş inorganik katıların giderimi, toksik bileşik ve kararlı bileşiklerin giderimi de söz konusu olabilmektedir. Üçüncül arıtmada bulunabilen üniteler aşağıda sıralanmaktadır (Metcalf ve Eddy 2003).

- Filtrasyon (Derin, yüzey, membran filtrasyonu, mikro ve ultrafiltrasyon, ters osmos, elektrodiyaliz)
- Adsorpsiyon
- Biyolojik azot ve fosfor giderimi
- Hava ile sıyırma
- İyon değişimi
- İleri oksidasyon prosesleri
- Distilasyon
- Kimyasal çöktürme
- Kimyasal oksidasyon
- Dezenfeksiyon

2.2. Arıtma Çamurları, Kaynakları ve Özellikleri

Evsel nitelikli atıksu arıtımında, fiziksel ve kimyasal arıtma süreçlerinde atıksu içinden yüzdürülerek veya çökeltilerek uzaklaştırılan maddeler ile biyolojik arıtma sonunda çözünmüş haldeki maddelerin (kirliliklerin) mikroorganizma bünyesine geçirilmesiyle, mikroorganizmaların sistemden yüzdürülerek veya çökeltilerek alınması sonucu ortaya çıkan % 95-99,5 oranında su içeren akışkan özellikteki atıklar “arıtma çamuru” olarak isimlendirilir (Alpaslan 2004).

Çamurlar arıtma tesislerinin kademelerine ve tiplerine göre çeşitli özelliklerde bulunabilmektedir. Evsel nitelikli çamurlar, ön çökeltim havuzundan çökebilen madde cinsinden yoğun çamurlar (ön çökeltme çamurları), kimyasal arıtma ve yumaklaştırma sonucu oluşan kimyasal içeriği yüksek çamurlar (kimyasal çamurlar) ve biyolojik arıtma esnasında oluşan ve organik içeriği yüksek olan çamurlar (biyolojik çamurlar) şeklinde sınıflandırılabilir (İşçi 2006). Çizelge 2.3’de çamurların atıldığı noktalara göre özellikleri verilmektedir.

Atıksuların arıtma işleminden sonraki çözünmeyen kalıntı kısmı olan arıtma çamurlarının alıcı ortamlara verilebilmeleri için çevreye zarar vermeyecek halde stabilize edilmeleri gerekmektedir. Çamur arıtımı, arıtma sürecinin bütünleşmiş bir parçasıdır. Tüm tesis yatırım maliyetlerini oluşturan çamur arıtım prosesleri aynı zamanda, atıksu içerisinde bulunan ve koku özelliğini veren maddeleri içermesi, biyolojik arıtımla uzaklaştırılması istenen maddeleri başka bir formda bünyesinde bulunduruyor olması, patojenleri içermesi ve çok küçük bir kısmını katı madde büyük bir kısmını su oluşturması nedeniyle çok komplekstir (Metcalf ve Eddy 2003; Öztürk 2005; İşçi 2006). Efektif olarak atıksu arıtma tesisinde üretilen çamurların arıtılması veya bertarafı için işlenecek çamurun karakteristiklerinin bilinmesi çok önemli olmaktadır. Çamurun karakteristikliği çamurun kaynağına, oluştuğu yerdeki yaşına ve işleme tipine göre değişiklik göstermektedir (Metcalf ve Eddy 2003). Çizelge 2.4’de arıtma sisteminden kaynaklanan çamur ve katı atıkların özellikleri verilmektedir.

Çizelge 2.3. Klasik atıksu arıtma sistemi çamur, katı atık kaynakları (Öztürk vd. 2005)

Temel işlem ve prosesler	Çamurun tipi	Notlar
Izgaralar	Kaba katı atık	Kaba katılar mekanik olarak veya çubuk izgaralardan elle toplanarak atılır. Küçük tesislerde öğütücüden geçirilebilir.
Kum tutucular	Kum ve köpük	Köpük giderme, işlemi kum tutucularda kum ile birlikte gerçekleştirilir.
Ön havalandırma	Kum ve köpük	Bazı sistemlerde ön havalandırma tankında köpük giderici yoktur, kum tutucunun bulunmaması tankta kum birikimine sebep olabilir.
Ön çöktürme	Ön çöktürme çamuru ve köpük	Çamur ve köpük miktarı toplama sistemine ve giren atıksuyun özelliklerine göre değişir.
Biyolojik arıtma	Askıda katı maddeler	Askıda katı madde biyolojik arıtma sonucu oluşur. Arıtma sisteminde oluşan fazla çamuru yoğunlaştırmak gerekebilir.
İkincil (son) çöktürme	Biyolojik çamur ve köpük	ABD EPA'ya göre köpük tutucu şart koşulmuştur.
Çamur işleme birimleri	Çamur, kompost ve kül	Son ürünün özelliği, kullanılan proses ve işletme ile çamur özelliklerine bağlıdır. Bu konudaki yasal düzenlemeler giderek ağırlaşmaktadır.

Çizelge 2.4. Arıtma sisteminden kaynaklanan çamur ve katı atıkların özellikleri (Metcalf ve Eddy 2003)

Çamur ve katı atık	Tanımlama
Izgara ve elekten tutulan atıklar	Büyük boyutlu organik ve inorganik maddelerin tutulmasında kullanılır. Organik madde içeriği sistemin yapısına ve mevsime göre değişim gösterir.
Kum	Hızlı çökme özelliğine sahip, ağır inorganik katılardan oluşmaktadır. İşletme şartlarına da bağlı olarak yağ ve gres gibi organik maddeleri de içerirler.
Köpük/yağ	Birincil ve ikincil çöktürme havuzları yüzeyinden sıyrılarak alınan yüzen maddeleri içerir. Köpük, yağ, bitkisel ve mineral yağlar, hayvansal katı yağlar, parafin, sabun, yiyecek atıkları, sebze ve meyve kabukları, saç, kâğıt ve karton, izmarit, plastik maddeler, kum ve benzeri maddeleri içerir. Özgül ağırlığı genellikle 0.95 t/m^3 'tür.
Birincil çamur	Birincil (ön) çöktürmeden çıkan çamur gri ve yapışkan olup, çoğu zaman yoğun kokuludur. Bu çamur kolaylıkla çürütülebilir.
Kimyasal çöktürme çamuru	Metal tuzları ile yapılan çöktürmeden çıkan çamur koyu renkli, demir içeriği yüksek kırmızı renklidir. Kokusu birincil çamur kadar yoğun değildir. Çamurdaki demir veya alum hidratları, çamuru jelâtinimsi yapar. Tankta bırakılması durumunda birincil çamur gibi yavaş bir çürümeye uğrar. Önemli miktarda gaz çıkışı olur ve tankta uzun süreli kalırsa çamur yoğunluğu artar.
Aktif (Biyolojik) çamur	Kahverengi ve flok ağırlıklıdır. Koyu renk gözleniyor ise septik şartlar oluşmuş demektir. Renk açık ise az havalandırma sonucu çökme özelliği kötü çamurdur. İyi şartlardaki çamur toprak kokusundadır. Çamur kolaylıkla septikleşmeye meyillidir, çürük yumurta kokusu yayabilir. Yalnız veya birincil çamurla karışmış aktif çamur kolayca çürütülebilir.

Çizelge 2.4'ün devamı

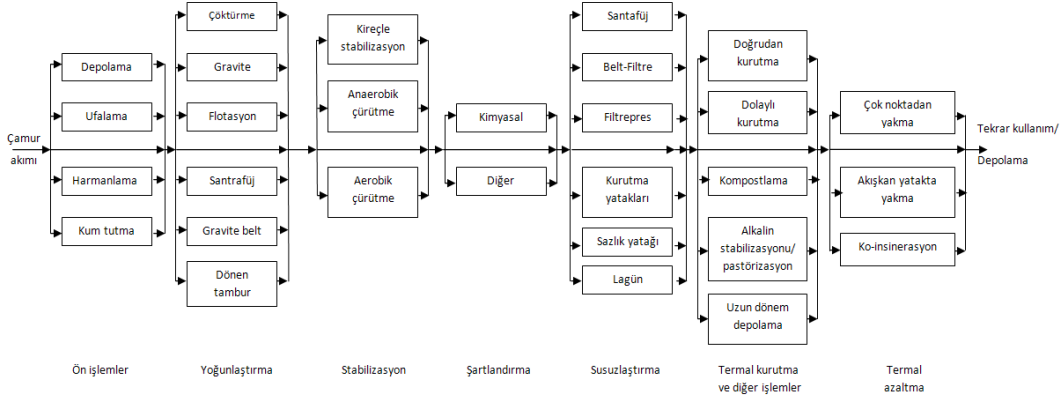
Damlatmalı fitre çamuru	Kahverengimsi, floklu ve taze olduğunda nispeten kokusuzdur. Aktif çamura göre daha yavaş parçalanmaya uğrar ancak kolay çürütülebilir.
Aerobik çürütülmüş çamur	Kahve ve koyu kahve renklidir floküler özelliklidir. Kötü kokulu olmayıp çoğunlukla küf kokuludur. İyi çürütülmüş çamur kurutma yataklarında kolaylıkla susuzlaştırılabilir.
Anaerobik çürütülmüş çamur	Koyu kahve-siyah renkli olup, çok miktarda gaz içerir. Tam çürütüldüğünde, kötü kokmaz, kokusu hafif, sıcak katran, yanmış lastik veya mühür mumu gibidir. Çamur ince tabak şeklinde, kurutma yatağına yayıldığında, katılar yüzeyde tutulur, su hızlı şekilde drene olur ve katılar yatak üzerinde yavaşça çökerler. Çamur kurudukça, gaz çıkar, zengin bahçe toprağı özelliklerindedir.
Kompost ürünü	Koyu kahve-siyah renklidir. Ancak kompostlamada kullanılan odun kırıntıları ve geri döndürülen kompost dolayısıyla renk değişebilir. İyi kompostlanmış çamur kokusuz olup, ticari değerinde bahçe toprağı şartlandırıcısı olarak kullanılabilir.
Fosseptik (septik tank) çamuru	Siyah renklidir. İyi çürütülmemesi durumunda hidrojen sülfür ve diğer gazlardan dolayı kötü koyu yayar. Bu durumdaki çamurun kurutulmasında ciddi koku problem ile karşılaşılır.

Arıtma çamurlarının genel bileşimi: Arıtılmamış (ham) ve çürümüş çamurun kimyasal bileşimi ile ilgili bilgiler Çizelge 2.5'de verilmektedir. Son uzaklaştırma yönteminin belirlenmesinde besin maddesi de dâhil olmak üzere kimyasal bileşiklerin çoğunun bilinmesi önemli olmaktadır. Anaerobik çürütme sisteminin kontrolünde pH, alkalinite ve organik asit içeriğinin ölçülmesi oldukça önemli parametreler olmaktadır. Yakma ve arazide bertaraf metodunun uygulanması durumunda çamurdaki ağır metal, pestisit ve hidrokarbonlar ölçülmesi gerekmektedir. Yakma gibi termal proses kullanılacağında çamurun enerji içeriği de hesaplanmalıdır.

Çizelge 2.5. Ham arıtma çamurlarının genel özellikleri (Metcalf ve Eddy 2003)

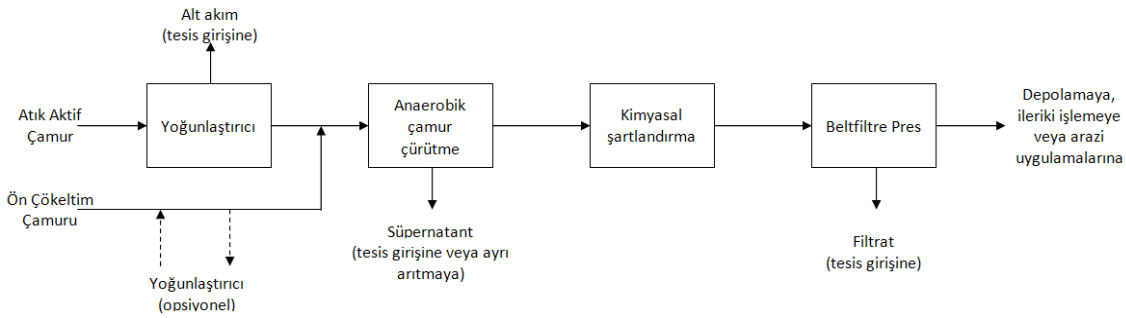
Parametre	Arıtılmamış ön çökeltim çamuru		Çürütülmüş ön çökeltim çamuru		Arıtılmamış aktif çamur
	Aralık	Tipik	Aralık	Tipik	
Toplam kuru madde (TS),%	5 – 9	6	2 – 5	4	0,8 – 1,2
Uçucu katılar (TKM'nin %'si)	60 – 80	65	30 – 60	40	59 – 88
Gres ve yağ (TKM'nin %'si)					
Eterde çözünebilir	6 – 30	-	5 – 20	18	-
Eterde çözünemeyen	7 – 35	-	-	-	5 – 12
Protein (TKM'nin %'si)	20 – 30	25	15 – 20	18	32 – 41
Nitrojen (N, TKM'nin %'si)	1,5 – 4	2,5	1,6 – 3,0	3,0	2,4 – 5,0
Fosfor (P ₂ O ₅ , TKM'nin %'si)	0,8 – 2,8	1,6	1,5 – 4,0	2,5	2,8 – 11
Potasyum (K ₂ O, TKM'nin %'si)	0 – 1	0,4	0 – 3,0	1,0	0,5 – 0,7
Selüloz (TKM'nin %'si)	8 – 15	10	8 – 15	10	-
Demir (sülfitsiz)	2,0 – 4,0	2,5	3,0 – 8,0	4,0	-
Silika (SiO ₂ , TKM'nin %'si)	15 – 20	-	10 – 20	-	-
pH	5,0 – 8,0	6,0	6,5 – 7,5	7,0	6,5 – 8,0
Alkalinite (mg/L CaCO ₃)	500 – 1500	600	2500 – 3500	3000	580 – 1100
Organik asitler (mg/L HAc)	200 – 2000	500	100 – 600	200	1100 – 1700
Enerji içeriği (kJ TKM/kg)	23000 – 29000	25000	9000 – 14000	12000	19000 – 23000

Arıtma çamurlarının işlenmesi ve bertaraf yöntemleri: Çamurların çevreye zarar vermeyecek şekilde depolanması veya tekrar kullanımı için işlenmesi ve stabilize edilmesi gerekmektedir. Bu işlem pek çok aşamadan oluşmaktadır. Şekil 2.1’de genelleştirilmiş çamur işleme akım diyagramı görülmektedir. Bu diyagramda görüldüğü gibi çok sayıda temel işlem alternatifi bulunmaktadır. Pratikte çamur işleme için en yaygın olarak kullanılan akım diyagramını biyolojik arıtmayı içermektedir. Buna bağlı tipik akım diyagramları Şekil 2.2’de verilmektedir.

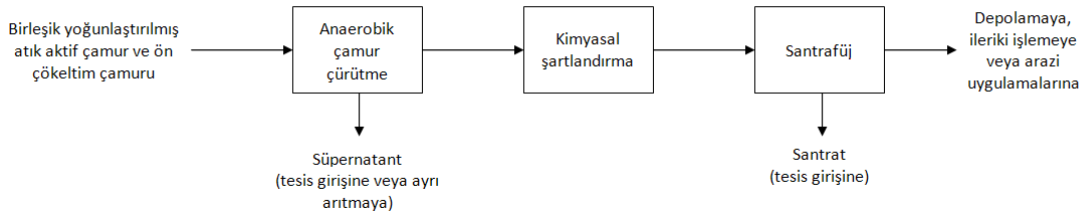


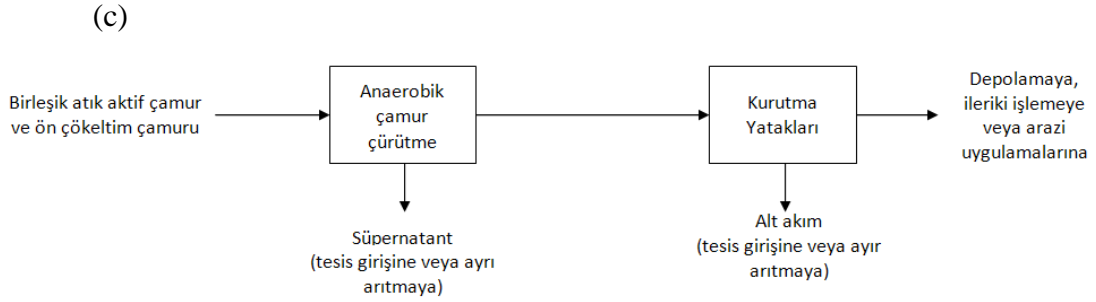
Şekil 2.1. Genelleştirilmiş çamur akım diyagramı (Metcalf ve Eddy 2003)

(a)



(b)





Şekil 2.2. Biyolojik çürütme ve üç farklı çamur susuzlaştırma işlemi için tipik çamur arıtma diyagramı. (a) belt-filtre pres, (b) santrifüj, (c) kurutma yatakları (Metcalf ve Eddy 2003).

2.3. Türkiye’deki Nüfus ve Evsel Atıksu Yönetim Durumu

Nüfusu çok hızlı bir şekilde artan ülkemizde, nüfus artışına paralel olarak doğal kaynaklar üzerindeki baskılar artmaktadır. 31 Aralık 2014 itibariyle Adrese Dayalı Nüfus Kayıt Sistemi Sonuçlarına göre 77.695.904 kişi olan ülke nüfusunun, il ve ilçe merkezlerinde ikamet edenlerin oranı 2012 yılında %77,3 iken, 14 ilde büyükşehir belediyesi kurulması ve büyükşehir statüsündeki 30 ilde, belde ve köylerin ilçe belediyelerine mahalle olarak katılmasının önemli etkisiyle bu oran 2014 yılında %91,8 olarak değişmiştir. Uygulanan projeksiyonlarda, Türkiye nüfusu 2023 yılında 84.247.088 kişi olacaktır. Nüfus 2050 yılına kadar yavaş bir artış göstererek en yüksek değerini 93.475.575 kişi ile bu yılda alacaktır. 2050 yılından itibaren düşmeye başlayacak nüfusun 2075 yılında 89.172.088 kişi olması beklenmektedir. (Anonim-I 2014).

Kentleşme oranına bakılacak olursa; 1990 yılı rakamlarına göre %59,0 olan kentleşme oranının 2000 yılında %61,3’e ulaştığı, 2013 yılı itibariyle ise 6360 sayılı yasa ve 2560 sayılı yasa ile nüfusun %91,8’üne ilgili mevzuat açısından, su ve atıksu hizmetinin sağlanması gerekmektedir. Sanayileşme ve kentleşme hızının bu denli artmasına karşın mevcut su kaynaklarının sınırlı olması, ileride büyük su sıkıntılarının yaşanacağını göstermektedir. Bu nedenle mevcut su kaynaklarının korunması ve atıksuların bu kaynaklara zarar vermeyecek şekilde arıtılarak ortamlara deşarj edilmesi gerekmektedir. Ancak ülkemiz gibi gelişmekte olan ülkelerin maddi kaynak sıkıntısı, arıtma yatırımlarının uygulanmasını güç hale getirmektedir. Bu nedenle gelişmekte olan ülkeler için atıksu probleminin, uygun seçenekler seçilerek minimum ekonomik kaynak gereksinimi ile çözülmesi büyük bir önem arz etmektedir.

Türkiye’de 2013 yılında 6360 sayılı yasa ile belediye sayısı 2950’den 1395’e düşürülmüştür. Bu belediyelerin 30’unu büyükşehir belediyeleri oluşturmaktadır ve bu belediyelerin nüfusları 500 000 kişinin üzerindedir. Tüm belediyelere uygulanan 2012 yılı Belediye Atıksu İstatistikleri Anketi sonuçlarına göre, 2950 belediyeden 2300’ünde kanalizasyon şebekesi ile hizmet verilmektedir. Kanalizasyon şebekesi ile toplanan 4,1 milyar m³ atıksuyun %45,3’ü denize, %44,6’sı akarsuya, %2,8’i baraja, %1,8’i göl-gölete, %0,9’u araziye ve %4,6’sı diğer alıcı ortamlara deşarj edilmektedir. Kanalizasyon şebekesine deşarj edilen 4,1 milyar m³ atıksuyun 3,3 milyar m³’ü atıksu

arıtma tesislerine ulaşmaktadır. Arıtılan atıksuyun %38,3'üne ileri, %32,9'una biyolojik, %28,5'ine fiziksel ve %0,3'üne doğal arıtma uygulanmaktadır (Anonim-II 2013).

2.4. Türkiye’de Evsel Atıksulara İlişkin Yasal Durum

Avrupa Birliği Mevzuat’ına uyum sağlamak amacıyla Orman ve Su İşleri Bakanlığı tarafından AB Entegre Çevre Uyum Stratejisi (UÇES) geliştirilmiştir. Bu strateji, Türkiye’nin, AB’ye girişi için bir ön koşul olan, AB çevre müktesebatına uyum sağlaması ve mevzuatın etkin bir şekilde uygulanması amacıyla tam uyumun sağlanması için ihtiyaç duyulacak teknik ve kurumsal altyapı, gerçekleştirilmesi zorunlu çevresel iyileştirmeler ve düzenlemelerin neler olacağına ilişkin detaylı bilgileri içermektedir.

Bu Strateji kapsamında öngörülmüş olan ve 2006 yılında yürürlüğe giren 26047 sayılı Kentsel Atıksu Arıtımı Yönetmeliği’nde, *“kentsel atıksuların toplanması, arıtılması ve deşarji ile belirli endüstriyel sektörlerden kaynaklanan atıksu deşarjının olumsuz etkilerine karşı çevreyi korumak (Madde 1)”* amacıyla çeşitli yükümlülükler ortaya konmuştur. Yönetmelikte az hassas ve hassas su alanlarının tanımları yapılmış ve bu bölgeler deşarjlar çeşitli esaslara bağlanmıştır (Anonim-III 2006).

Yönetmelikte adı geçen az hassas bölgeler olarak *“morfoloji, hidroloji ya da özel hidrolik şartlara göre atıksu deşarjının çevreyi olumsuz yönde etkilemediği deniz, haliç ve lagün gibi doğal su ortamlarını”*, hassas su ortamları olarak ise *“ötrofik olduğu belirlenen veya gerekli önlemler alınmazsa yakın gelecekte ötrofik hale gelebilecek doğal tatlı su gölleri, diğer tatlı su kaynakları, haliçler ve kıyı suları, önlem alınmaması halinde yüksek nitrat konsantrasyonları içerebilecek içme suyu temini amaçlanan yüzeysel tatlı sular ve daha ileri arıtma gerektiren alanlar”* tanımlanmıştır (Anonim-III 2006).

Yönetmeliğin 5. maddesinin b) bendinde bu alanlarla ilgili olarak *“az hassas su alanlarında çevrenin olumsuz yönde etkilenmemesi durumunda birincil arıtma, hassas su alanlarında ise ileri arıtma yönteminin kullanılması”* esası belirtilmektedir (Anonim-III 2006).

Yönetmelikte ayrıca eşdeğer nüfus değerlerine göre yapılması gereken hükümler belirtilmektedir (Madde-6). Bu hükümlere göre; inşa edilen kentsel atıksu arıtma tesislerinin normal yerel iklim şartları altında yeterli performansla çalışabilecek şekilde tasarlanmasını, inşa edilmesini, işletilmesini ve bakımının yapılması ve tesis tasarımları yapılırken, organik ve hidrolik yüklerdeki mevsimlik değişiklikler dikkate alınması gerektiği belirtilmektedir. Madde’de bulunan diğer yükümlülükler ise Çizelge 2.6’da görülmektedir (Anonim-III 2006).

Yönetmeliğin Geçici Madde 1’de nüfusu 2000’den büyük olan yerleşim yerleri için atıksu arıtma tesislerini işleme alma ve kolektör sistemlerini inşa etme için süreler verilmiştir. Bu süreler Çizelge 2.7’de görülmektedir.

Çizelge 2.6. Kentsel Atıksu Arıtma Yönetmeliği'ne göre atıksu arıtma yükümlülükleri

Eşdeğer nüfusu 2000-10000 arasındaki toplama alanlarından tatlı sulara ve haliçlere yapılan deşarjlar	Bütün deşarjlar için ikincil arıtma ya da eşdeğer bir arıtmaya tabi tutulması gereklidir.
Eşdeğer nüfusu 10000 fazla toplama alanları	
Eşdeğer nüfusu 2000'den büyük atıksu toplama alanları	Toplama alanlarının kanalizasyon sistemiyle donatılmış olması, ancak kanalizasyon sistemi kurulmasının herhangi bir çevresel yarar sağlamaması ya da teknik ve ekonomik açıdan mümkün olmadığı durumlarda, aynı düzeyde çevresel koruma sağlayan bireysel sistemlerin ya da diğer uygun sistemlerin kullanılması gereklidir.
Eşdeğer nüfusu 2000'den az toplama alanlarından tatlı su ve haliçlere yapılan deşarjlar	Kıyı sularına yapılacak deşarjlar için kanalizasyon sistemine giren kentsel atıksuların uygun arıtmaya tabi olmasını gereklidir.
Eşdeğer nüfusu 10000'den az toplama alanları	

Çizelge 2.7. Kentsel atıksu deşarjları ile ilgili yükümlülükler ve süreler

Nüfus*	Su Kirliliği Kontrolü Yönetmeliği'ne Göre Arıtma Tesisini İşletmeye Alma Tarihleri (Yıl)	Ana Kolektör Yapımı İçin Verilen Ek Süreler** (Yıl)	Bu Yönetmelik Gerekliliklerinin Sağlanması
>100000	2008	2	2022
100000-50000	2009	3	2022
49999-10000	2010	3	2022
9999-2000	2011	3	2022
<2000	-	-	-

Tarihler yıl sonunu ifade etmektedir.

* 31.12.2014 tarihinden itibaren eşdeğer nüfus olarak alınacaktır.

** İş temrin planında ana kolektör ihtiyacını belirten ve Bakanlıkça uygun görülen belediyeler için geçerlidir.

6360 sayılı yasa ile sınırları il sınırı haline getirilen 30 büyükşehir belediyesi, 2560 sayılı yasa kapsamında il sınırları dâhilinde bütün yerleşim yerlerine atıksu hizmeti götürme zorunluluğu bulunmaktadır. Büyükşehirlerde bulunan kent merkezlerinde bu sorun hemen hemen çözülmesine karşın, büyükşehir sınırları kapsamında bulunan ancak dağınık biçimde kurulmuş yerleşim yerlerinde yapılacak uygulamalarda belirsizlik hâkimdir. Ayrıca, büyükşehir sınırları içerisinde olmayan ve nüfusu 2000'den büyük yerleşim yerleri için de, Kentsel Atıksu Arıtma Yönetmeliği kapsamında atıksu arıtma tesisi kurulması söz konusudur. Atıksu arıtma tesislerinin yanı sıra, bu tesislerin kurulması halinde, tesislerde üretilen çamurun da bertarafı, bir sorun olarak karşımıza çıkacaktır.

2.5. Proses Alternatifleri

Bu bölümde, Kentsel Atıksu Arıtma Yönetmeliği'nde tanımlanan az hassas ve hassas alanlara deşarj edebilecek uygun arıtma alternatifleri hakkında teorik bilgiler verilecektir. Bu alternatifler:

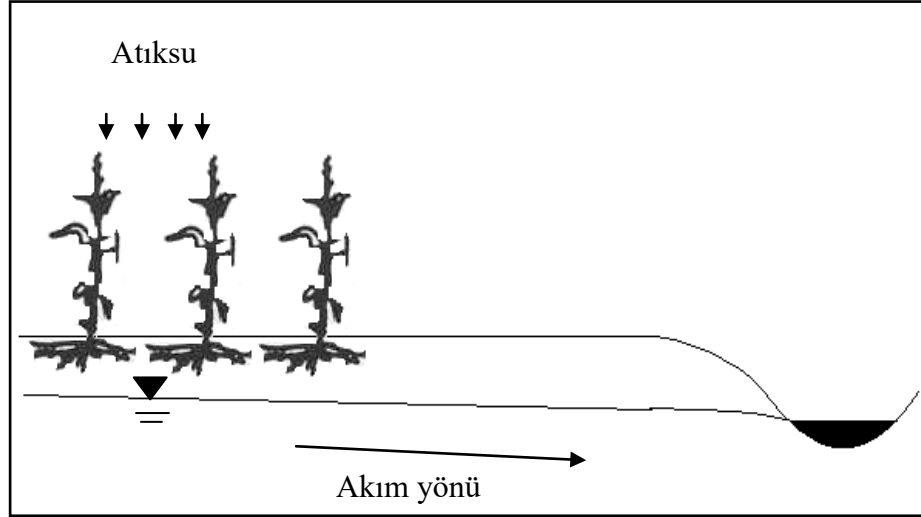
- Vejetasyonlu Arazi Uygulaması (VAU)
- Yapay sulak alanlar
 - Az hassas alana deşarj eden (YSA-AH)
 - Hassas alana deşarj eden (YSA-H)
- Dönen Biyolojik Disk (DBD)
- Konvansiyonel Aktif Çamur Sistemleri
 - Az hassas alana deşarj eden (KAÇS-AH)
 - Hassas alana deşarj eden (KAÇS-H)
- Membran Biyoreaktörü (MBR)
- Stabilizasyon Havuzu (SH)
- Uzun Havalandırmalı Aktif Çamur Sistemi (UHAÇS)dir.

Bu sistemler arasında bulunan VAU ve YSA hakkında detaylı literatür taramasına yer verilmiş olup, genelde yaygın olan aktif çamur sistemlerinin işleyişi üzerine daha az durulmuştur. Bunun yerine, çalışma kapsamında aktif çamur sistemlerinin literatürde yaygın bir şekilde bulunmayan sera gazı emisyonları hakkında detaylı bilgi verilmektedir.

2.5.1. Vejetasyonlu arazi uygulaması (VAU)

Vejetasyonlu arazi uygulaması (VAU), katı materyalin ayrıldığı bir ön çöktürme tankından ve bitkilerle oluşturulmuş, suyun infiltre olabildiği bir araziden oluşmaktadır (Madison ve Henderson 1993; Kruzic 1994). VAU'da kirleticilerin önemli bir kısmı atıksuyun bitkilerin kök/toprak matrisinden geçerken giderilmektedir. VAU'nun hidrolik düzeni içsel faktörler olan infiltasyon, perkolasyon, yanal akış ve dışsal faktörler olan yağış ve evapotranspirasyon hızından oluşmaktadır. İki tip vejetasyolu arazi uygulaması bulunmaktadır: düşük hızlı ve salma sulama tipi arıtma (Anonim-IV 2006). Bu çalışmada düşük hızlı sistem incelenmiştir.

Düşük hızlı arazi arıtması, bitkilerle dolu bir araziye atıksuyun uygulanması olarak tanımlanabilir. Genellikle bitki türleri olarak tek yıllık tarımsal ürünler (perennial grass) ve sucul ağaçlar (*Eucalyptus camaldulensis*) kullanılmaktadır (Şekil 2.3). Vejetasyon tipi farklılıklarının kendine has avantaj ve dezavantajları bulunmaktadır. Örneğin tarımsal tek yıllık bitkilerin büyük nitrojen tutma kapasiteleri bulunurken kısa uygulama süreleri nedeniyle sürekli tazelenmek zorundadır. Ağaç sistemler ise uzun uygulama periyoduna ve yüksek hidrolik yükleme kapasitesine sahipken ilk yıllarda verimleri düşüktür (McKim 1982; Reed ve Bastian 1991; Nutter vd. 1996). Çizelge 2.8'de vejetasyonlu arazi uygulaması karakteristikleri verilmektedir.



Şekil 2.3. Vejetasyonlu arazi uygulaması

Çizelge 2.8. Vejetasyonlu arazi uygulamanın karakteristikleri (Anonim-IV 2006)

Minimum Ön arıtma	Ön çöktürme veya septik tank
Yıllık yükleme hızı, m/yıl	0,5 – 6
Tipik yıllık yükleme hızı, m/yıl	1,5
Arazi gereksinimi, m ² / m ³ /gün	60 – 740
Tipik haftalık yükleme hızı, m/hafta	0,02 – 0,065
Çıkış suyu giderimi	Evapotranspirasyon ve perkolasyon

2.5.1.1. BOİ giderimi

VAU, biyolojik olarak parçalanabilir organik maddenin gideriminde oldukça verimli bir sistemdir. Organik maddenin gideriminde, filtrasyon, absorpsiyon, adsorpsiyon, biyolojik indirgeme ve oksidasyon mekanizmaları rol oynar. Organik madde giderimi en fazla toprak üzerinde ve 1-2 cm altında mikrobiyal aktiviteyle gerçekleşmektedir. Sistemde aerobik koşullar, toprağın infiltrasyon kapasitesine bağlı olmaktadır (Anonim IV 2006).

2.5.1.2. Toplam askıda katı madde giderimi

VAU'nda toplam askıda katı madde giderim verimi çok yüksektir. Ana mekanizmanın filtrasyon olması sebebiyle askıda bulunan katılar toprak üzerinde tutulmaktadır.

2.5.1.3. Patojen giderimi

VAU'nda yaygın olarak bulunan patojen türleri parazit, bakteri ve virüslerdir. Patojenlerin potansiyel etkileri infiltrasyon yoluyla yeraltısuyuna, bitkilerin otlamada kullanılmasıyla hayvanlara, yağış veya aerosollerin havaya karışmasıyla insana ulaşabilmektedir.

Patojenlerin VAU'nda kontrolü adsorpsiyon, buharlaşma (kuruma), radyasyon, filtrasyon, yırtıcı organizmalar tarafından tüketilme ve güneş ışığı vasıtasıyla deaktivasyon mekanizmaları ile sağlanmaktadır.

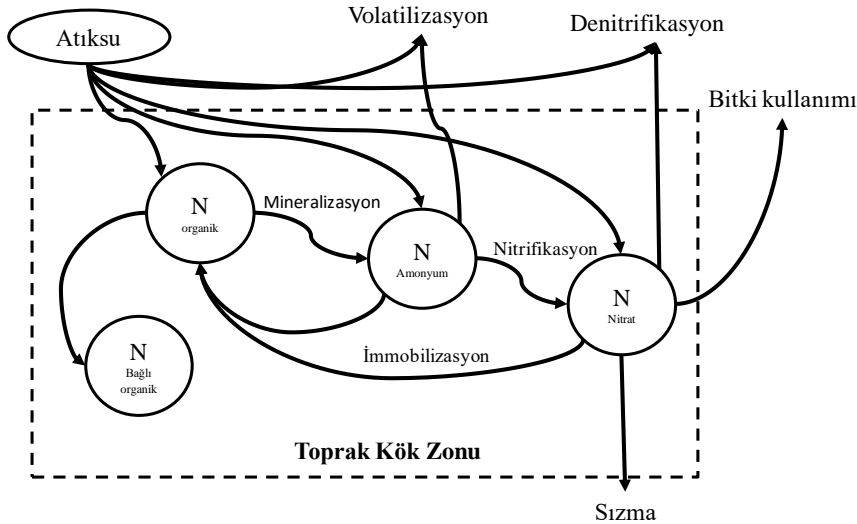
VAU'nda en büyük sorun parazitlerden kaynaklanmaktadır. *Ascaris*, *E. Histolytica* ve *Cryptosporidium* gibi parazitlerin uygun koşullarda toprakta yumurtaları yıllar boyunca canlı kalabilmektedir. Ancak, sprinklerle atıksuyun araziye uygulanmasında yumurta ve kistlerin ağırlığı nedeniyle aerosollerde bir risk bulunmamaktadır (Anonim IV 2006).

2.5.1.4. Metallerin giderimi

VAU'nda metallerin giderimi kompleks bir süreç olup adsorpsiyon, çökelme, iyon değişimi, biyojeokimyasal reaksiyon, bitki ve bakteriler tarafında kullanım ve metal iyonlarının kompleksleşmesi gibi mekanizmalar rol oynamaktadır. Bu mekanizmalardan en önemlisi olan adsorpsiyon toprak tekstürüne bağlı olduğundan, metal giderim verimi ince dokulu toprak tekstürü (finer textured soil) olduğu durumda en yüksektir (Anonim IV 2006).

2.5.1.5. Azot giderimi

VAU'nda azot giderimi, azotun birçok formu bulunmasından (N_2 , Organik N, NH_3 , NH_4^+ , NO_2^- , NO_3^-) ve bunların oksidasyon adımlarında bulunmalarından dolayı kompleks ve dinamiktir. VAU'nda azot çevrimi Şekil 2.4'de görülmektedir.



Şekil 2.4. Vejetasyonlu arazi uygulamasında azot çevrimi (Anonim-IV 2006)

2.5.1.6. Fosfor giderimi

VAU'nda fosfor giderimi, bitki kullanımı, biyolojik, kimyasal ve/veya fiziksel süreçler sonucu gerçekleşmektedir. Toprakta fosfor giderimi, yavaş tekrarlanan kimyasal reaksiyonlara bağlı olup, fosforun toprakta tutulma kapasitesi zaman içerisinde azalmaktadır. Bu nedenle VAU'nda her on yılda, 0,3 m kalınlığında toprak katmanı fosfora doymuş hale gelmektedir. Fosforun hemen hemen tamamı toprakta tutulmakta olup, sadece kaba kumlu bölgelerde taban drenajı ile hassas yüzey sularını etkileyebilmektedir (Anonim-IV 2006).

2.5.1.7. Vejetasyonlu arazi uygulaması tasarımı

VAU tasarımında, arazi boyutları belirlenirken hidrolik yükleme hızının (L_h) tespiti gereklidir. Hidrolik yükleme hızı arazi şartlarına bağlıdır. Kütle denkliği formülünden hidrolik yükleme hızı (m/yıl):

$$L_h = ET_c - P + P_w \quad (2.1)$$

eşitliğinden hesap edilebilmektedir. Burada;

ET_c : bitki evapotranspirasyonu (m/yıl)

P : Yağış (m/yıl)

P_w : Perkolasyon hızı (m/yıl)

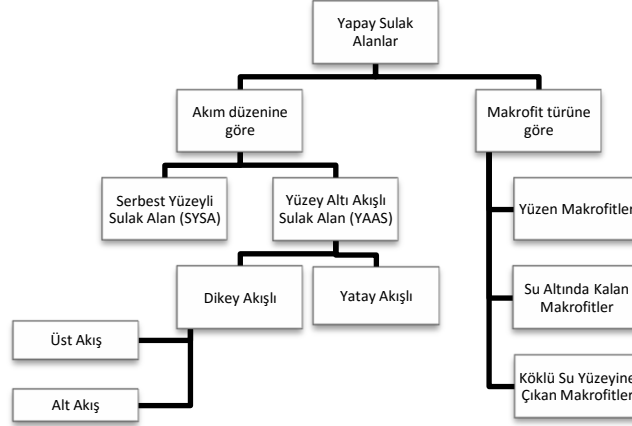
Perkolasyon hızı, permeabilite veya hidrolik iletkenlik ile sınırlı bir parametredir. Hidrolik iletkenlik saha çalışmaları ile ölçülebilmekte olup doğrudan perkolasyon hızı olarak kullanılabilir. Ancak literatürden bulunan değerlerle toprak türüne uygun bir permeabilite değerinin kullanılması durumunda %4-10 arasında bir güvenlik faktörü tasarımda dikkate alınmalıdır (Anonim-IV 2006). Alan ihtiyacı, yıllık debinin hidrolik yükleme değerine bölünmesi ile bulunmaktadır.

2.5.2. Yapay sulak alanlar (YSA)

Doğal arıtma sistemlerinden bir diğeri olan yapay sulak alanlar su kalitesinin korunmasında önemli bir eko-teknolojik çözümdür (Peterjohn ve Correll, 1984; Kadlec ve Knight 1996; Kuusements ve Mander 1999; Teiter ve Mander 2005). 1950'li yıllardan beri yapay sulak alanlar, besin maddeleri tutma kapasitesi, basitliği, düşük inşaat/işletme/bakım maliyeti, düşük enerji ihtiyacı, proses stabilitesi, düşük fazla çamur üretimi, verimliliği ve biyoçeşitlilik yaratma kapasitesi nedeniyle atıksu, kentsel ve kırsal alanlarda akışa geçmiş yağmur suları, madencilik faaliyetleri sonucu oluşmuş atıksular gibi antropojenik deşarjların iyileştirilmesinde kullanılmaktadır.

2.5.2.1 Yapay sulak alanların sınıflandırılması

Yapay sulak alanlar, akım düzenine (serbest yüzeyli ve yüzey altı akışlı) ve baskın makrofit türüne (su yüzeyinde köklü, su yüzeyi altında ve yüzen) göre iki ana grupta sınıflandırılabilir. Genel sınıflandırma şeması Şekil 2.5’de görülmektedir.



Şekil 2.5. Yapay sulak alanların genel sınıflandırma şeması (Anonim-V 1999).

a) Akım Düzenine Göre Sulak Alanlar

Serbest yüzeyli sulak alanlar (SYSA) tipik olarak sızdırmazlığı bir geçirimsiz bariyer ile sağlanmış ve içinde makrofitlerin kök salması için toprak bulunan bir kanal veya yataktan oluşmaktadır (Anonim-V 1999). SYSA’da su yüzeyi atmosfere açıktır ve içinde üç tip makrofit de bulunabileceği gibi genellikle su yüzeyine çıkan köklü makrofitler baskındır. Yaklaşık olarak derinliği birkaç cm’den 80 cm’ye kadar değişebilmektedir (Crites vd. 1995; Kaygusuz 2004).

Yüzey altı akışlı sulak alanlar (YAAS) ise geçirimsizliği yapılmış bir yatağın çakıl gibi gözenekli bir malzeme ile doldurulması ile inşa edilmektedir. Su akışı serbest yüzeyli yer altı suyuna benzemektedir. Makrofitler dolgu malzemesinin yüzeyinde kök salmaktadır. YAAS’ın derinliği 30 – 60 cm arasında değişebilmektedir. Yatak, akımın sağlanabilmesi için %1-3 eğimle inşa edilmektedir. YAAS akım yönüne göre (yatay ve dikey) kendi içinde ikiye ayrılmaktadır.

Yatay akışlı sulak alanlar yüksek filtreleme yeteneği, yeterli giderim kapasitesi ve düşük maliyeti nedeniyle en fazla tercih edilen sulak alan tipi olmaktadır (Cooper 1999). Oksijen transfer kapasitesinin düşük olması nedeniyle organik madde giderimi ve nitrifikasyon sınırlıdır. Ancak denitrifikasyon oldukça iyi gerçekleşmektedir. Ayrıca, işletme sırasında su akışının sağlanması, hidrolik iletkenlik değerine bağlıdır (Brix 1990; Armstrong vd 1990; Haberl ve Perfler 1990; Cooper 1999).

Dikey akışlı sulak alanlar Siedel tarafından 1967 yılında geliştirilmiş ve Avrupa ülkelerinde 20 yılı aşkın bir süredir kullanılmaktadır. Akım yönüne göre üst akış ve alt akış olmak üzere iki tip dikey akışlı sulak alan bulunmaktadır. Dikey akışlı sulak alanların, alan ihtiyacı yatay akışlılara göre kayda değer bir şekilde azdır (yatay akış için 5-10 m²/e.n., dikey akış için 1-2 m²/e.n.). Oksijen transfer kapasitesi ise yatay akışlılara göre çok yüksek olduğundan nitrifikasyon iyi bir şekilde gerçekleşmektedir (Cooper 1999). Ancak denitrifikasyon oldukça sınırlıdır. Dikey akışlı sulak alanlardaki başka bir problem ise tıkanmadır. Filtrenin tıkanması durumunda sistemin bütünüyle devreden çıkması söz konusu olmaktadır. Tıkanma, katıların birikmesinden ve biofilm oluşmasından kaynaklanmaktadır (Vymazal 2001; Vymazal 2006).

b) Baskın makrofit türüne göre sulak alanlar

Doğal sulak alanlarda pek çok makrofit türü bulunmasına karşın, sadece limitli bir kısmı atıksu şartlarına göre adapte olabilmektedir. Makrofitler dominant makrofit türüne ve yaşadığı su derinliğine göre yüzen, su yüzeyi altında ve su yüzeyi üzerinde köklü makrofitler olarak gruplandırılabilir. Genellikle köklü su yüzeyinde olan makrofitler sığ su derinliği olan bölgelerde bulunabilirken, su yüzeyi altında yaşayan makrofitler daha derin su bölgelerinde bulunurlar. Yüzen makrofitler ise derinlikten bağımsız olarak her bölgede bulunabilirler. Makrofit türleri, tipik su derinlikleri ve özellikleri Çizelge 2.9'da listelenmektedir (Anonim-V 1999).

Çizelge 2.9. Yapay sulak alanlarda bulunan makrofit türleri, tipik su derinlikleri ve özellikleri (Anonim-V 1999)

Bitki tipi	Tür adı	Derinlik aralığı	Biokütle (kg/m ²)	Yıllık büyüme (kg/m ²)	N içeriği (%)	P içeriği (%)
Su yüzeyinin üstüne bulunanlar	<i>Typha</i> spp.	>0,1 - <1	0,43-22,5	0,8-6,1	0,5-2,4	0,1-0,4
	<i>Scirpus</i> spp.	>0,1 - <1	0,3	2-4,6	0,8-2,7	0,1-0,3
	<i>Juncus</i> spp.	>0,1 - <0,3	0,22	4,8-5,3	1,5	0,2
	<i>Phragmites</i> spp.	>0,1 - <1	0,6-3,7	1-6	1,8-2,1	0,2-0,3
Su yüzeyi altında bulunanlar	<i>Myriophyllum</i> spp.	>0,5	0,05-0,9	0,5-9	3,1-6,4	1,3-2,7
	<i>Enteromorpha</i> spp.	>0,5	0,2	1-2	-	-
	<i>Elodea</i> spp.	>0,5	1,2-4,3	1,3-4,7	2,6-7,3	0,46-2,3
Yüzenler	<i>Lemna</i> spp.		0,13-0,35	0,6-2,6	2-7	0,2-2
	<i>Eichhornia crassipes</i>		2-2,4	6-11	1-4	0,14-1,2
	<i>Hydrocotyle umbellata</i>		0,7-1,1	3-6	1,5-4,5	0,2-1,3
	<i>Pistia</i> spp.		0,6-1,1	5-8	1,2-4	0,15-1,2
	<i>Salvinia</i> spp.		0,2-0,3	0,9-4,5	2-5	0,2-0,9

2.5.2.2. Yapay Sulak Alanların Giderim Mekanizması

Yapay sulak alanların giderim mekanizması fiziksel, kimyasal ve biyolojik prosesleri içermektedir. Bu prosesler birbirleri ile bütünleşmiş bir şekilde atıksudaki kirleticilerin giderilmesinde rol oynamaktadır (Hammer 1989). Bu prosesler bileşiklerin taşınımını ve dönüşümünü kontrol etmektedir. SYSA'da bu prosesler su içerisinde ve sedimanda olurken, YAAS'da ise dolgu maddesinin içerisinde gerçekleşmektedir (Anonim-V 1999).

a) Partikül madde giderimi

Partikül maddeler, doğal sulak alanlarda hem giderilmekte, hem de üretilmektedir. SYSA'da partikül maddeler (genellikle askıda katı madde (AKM) analizi ile tespit edilir) tutsaklanmakta ve akım hızının azalması ve rüzgârın kesme kuvvetiyle çökme eğilimine girmektedir (Anonim-V 1999). Ancak omurgasız canlıların ölümü, bitki ve alglerden kaynaklanan tortuların parçalanması ve demir flokları gibi kimyasal çökeltilerin formasyonları gibi çok sayıda sulak alan prosesi partikül madde üretmektedir. Sulak alanlar çok uzun hidrolik bekleme sürelerine (birkaç gün veya daha fazla) sahip olduklarından, partikül maddeler ölü bölgelerde veya yaprak döküntülerinde tutulmaktadır (Kadlec vd. 2000; Kaygusuz 2004). Çözünmüş organik maddeler bu bölgelerde karbondioksit indirgenmektedir. Ayrıca, düşük molekül ağırlıklı organik asitler ve inorganik bileşikler sülfid bileşiklerine indirgenerek sedimanda tutsaklanmaktadır. SYSA'da akım hızından kaynaklanan resüspansiyon minimumdur ancak gaz oluşumuna bağlı olarak ve biyopertürbülasyon resüspansiyon söz konusu olmaktadır (Anonim-V 1999).

YAAS partikül maddeleri SYSA'dan farklı olarak filtrasyon mekanizmasına göre uzaklaştırmakta olup, verimi oldukça yüksektir. YAAS'da atıksudaki partikül maddenin çoğu sulak alanın su girişinden itibaren ilk birkaç metresinde tutsaklanmaktadır (Anonim-VI 1993). Makrofitlerin yaprakları ve tohum döküntüleri, filtre yatağının üzerinde kaldığı için boşluklardaki su akımı ile ilişkiye geçmemektedir. Ayrıca çoğu omurgalı ve omurgasızlar su ile etkileşimde bulunamamaktadır. Bu nedenle rüzgârdan ve biyopertürbülasyondan kaynaklanan resüspansiyon oluşmamaktadır (Kadlec vd. 2000; Kaygusuz 2004). Ancak partikül maddenin birikmesi tıkanma problemi oluşturmaktadır (Blazejewski ve Blazejewska 1997).

b) Organik maddelerin giderimi

Organik maddelerin gideriminde yapay sulak alanların verimi genellikle yüksek olmaktadır (Cooper ve Findlater 1990; Bavor ve Mitchell 1994; Kadlec ve Brix 1995; Vymazal vd. 1998; Kaygusuz 2004). Yapay sulak alanlarda giriş suyunda organik maddeler çözünmüş ve partikül madde olarak iki formda bulunmaktadır. Partikül halindeki organikler SYSA'da giriş bölgelerinde çökelmekte veya YAAS'da ilk birkaç metrede filtrelenmektedir (Anonim-V 1999).

Çözünmüş organik karbonun sulak alanlarda bozunması, anaerobik ve aerobik mikroorganizmalar tarafından gerçekleştirilir (Haberl 1999). Mikrobiyal giderim prosesi sulak alanın aerobik kesiminde oksidasyonu, anaerobik kesiminde ise metanojenezi içermektedir (Anonim-V 1999). Aerobik mikroorganizmalar makrofitlerin oksijen bıraktığı sap, kökler ve kılcak kökler etrafında ince bir film tabakası şeklinde bulunmaktadır (Haberl 1999). Ayrıca, mikroorganizmalar döküntü, sediman ve makrofitin su altında kalan bölgeleri olan katı yüzeylerinde tutunarak gelişebilirler (Anonim-V 1999).

Mikrobiyal bozunmaya ek olarak, fotosentez sonucu çözünmüş organik karbonun bir kısmı biyokütle içerisinde fikse edilir. Biyokütlenin bozunması sonucu da organik karbon su bünyesine geri dönmektedir (Anonim-V 1999). Bu mekanizmadan ötürü, yapay sulak alanlarda organik madde giderim veriminin iyi olmasına karşın çıkış suyunda kalıntı şeklinde 2 – 7 mg/l BOI₅ bulunabilmektedir (Anonim-VI 1993).

c) Azot giderimi

Azot, doğal sulak alanlarda birbirini izleyen oksidasyon aşamalarının meydana gelmesi ve bu esnada kayda değer bir biçimde çözünmüş oksijeni tüketmesi nedeniyle biyokimyasal çevrimin önemli bir bileşenini oluşturmaktadır (Anonim-V 1999). Atıksu girişinde azot, genellikle organik-N ve amonyum-N şeklinde bulunmaktadır. Organik-N hem çözünmüş formda hem de partikül formda bulunabilmektedir. Partikül organik-N hızlı bir şekilde SYSA'da AKM ile beraber çökerek veya YAAS'da filtrelenerek uzaklaştırılabilmektedir (Lee ve Lin 1999; Reed vd. 1995; Kaygusuz, 2004). Yapay sulak alanlarda azotun giderim mekanizması Çizelge 2.10'da sıralanmaktadır.

Çizelge 2.10'daki bütün mekanizmalar azotu dönüştürebilmesine karşın sadece amonyak volatilizasyonu, denitrifikasyon, asimilasyon (makrofitler hasat edilir ise) ve ANAMMOX prosesi ile nihai olarak azotun uzaklaştırılması mümkün olabilmektedir. Proseslerin azot dönüşüm verimi Çizelge 2.11'de, azot formlarının sulak alan tiplerine göre giderim miktarları ise Çizelge 2.12'de görülebilmektedir.

Çizelge 2.10. Yapay sulak alanlarda azot dönüşümü

Proses	Dönüşüm	Referans
Volatilizasyon	$\text{NH}_3\text{-N(aq)} \rightarrow \text{NH}_3\text{-N(g)}$	Kaygusuz 2004; Vymazal 2006
Amonifikasyon(Mineralizasyon)	$\text{Org.-N} \rightarrow \text{NH}_3\text{-N}$	Savant ve DeDatta 1982; Kadlec ve Knight, 1996; Metcalf ve Eddy 2003; Kaygusuz 2004; Vymazal, 2006; Tuncsiper vd. 2006; Zhou 2007
Nitrifikasyon	$\text{NH}_3\text{-N} \rightarrow \text{NO}_2^-\text{-N} \rightarrow \text{NO}_3^-\text{-N}$	Hauck 1984; Paul ve Clark, 1996; Reddy ve D'Angelo 1997; Tanner vd. 2002; Yang vd. 2002; Kaygusuz 2004; Vymazal 2006; Safaeian vd. 2008
Nitrat-amonifikasyonu	$\text{NO}_3^-\text{-N} \rightarrow \text{NH}_3\text{-N}$	Vymazal 2006
Denitrifikasyon	$\text{NO}_3^-\text{-N} \rightarrow \text{NO}_2^-\text{-N} \rightarrow \text{N}_2\text{(g)}, \text{N}_2\text{O}$	Keeney vd. 1972; Focht ve Verstraete, 1977; Sørensen 1978; Hauck, 1984; Vymazal, 1995; Paul ve Clark, 1996; Jetten vd., 1997; Vymazal 2006

Çizelge 2.10'un devamı

N ₂ Fiksasyonu	N ₂ (g)→ NH ₃ -N	Stewart 1973; Postgate 1978; Buresh vd. 1980; Whitney vd. 1981; Gopal 1991; Scholz ve Lee 2005; Vymazal 1995; Vymazal 2006
Bitki/mikrobal asimilasyonu	NH ₃ -N, NO ₂ ⁻ -N, NO ₃ ⁻ -N→Org.-N	Tanner vd. 1995; Kadlec ve Knight, 1996; Bastviken 2006
Amonyum adsorpsiyonu	yok	Kadlec ve Knight 1996; Kaygusuz 2004; Vymazal 2006
ANAMMOX(anaerobik amonyum oksidasyonu)	NH ₃ -N → N ₂ (g)	Tanner vd. 2002; Tanner ve Kadlec 2003; Kadlec vd. 2005; Jetten vd. 2005; Shipin vd. 2005; Dong ve Sun 2007; Erler vd. 2008

Çizelge 2.11. Yapay sulak alanlarda azot dönüşüm proseslerinin verimleri (Vymazal 2006).

	Serbest yüzeyli SA	Yatay Akışlı YAAS	Dikey Akışlı YAAS
Volatilizasyon	Orta	-	-
Amonifikasyon	Yüksek	Yüksek	Yüksek
Nitrifikasyon	Orta	Çok düşük	Çok yüksek
Nitrat amonifikasyonu	bilinmiyor	bilinmiyor	bilinmiyor
Denitrifikasyon	Orta	Çok yüksek	Çok düşük
N ₂ Fiksasyonu	bilinmiyor	bilinmiyor	bilinmiyor
Mikrobiyal asimilasyon	Düşük	Düşük	Düşük
Makrofit asimilasyonu^a	Düşük	Düşük	Düşük
Amonyum adsorpsiyonu	Çok düşük	Çok düşük	Çok düşük
ANAMMOX	bilinmiyor	bilinmiyor	bilinmiyor

^aHasat ile

Azotu nihai uzaklaştıran prosesler kalın yazı ile gösterilmektedir.

Çizelge 2.12. Azot formlarının sulak alan tiplerine göre giderim miktarları (ortalama değerler) (Vymazal 2006).

	TN		Amonyum-N		Nitrat-N	
	Kons. g/L	Yükleme g/m ² yıl	Kons. mg/L	Yükleme g/m ² yıl	Kons. mg/L	Yükleme g/m ² yıl
SYSA						
Giriş	14.3	466	12.9	137	5.6	34
Çıkış	8.4	219	5.8	71	2.2	18
Verim – Gid. yük	41.2%	247	55.1%	66	60.7%	16
Yatay Akışlı YAAS						
Giriş	46.6	644	38.9	388	4.4	98
Çıkış	26.9	394	20.1	255	2.9	67
Verim – Gid.yük	42.3%	250	48.3%	133	38.5%	31
Dikey Akışlı YAAS						
Giriş	68.4	1222	55.0	780	0.7	19.6
Çıkış	37.9	592	8.7	129	24.4	376
Verim – Gid. yük	44.6%	630	84.2%	651	-	-

(SYSA: Avustralya, Kanada, Çin, Yeni Zelanda, Polonya, İsveç, Hollanda, ABD), (Yatay Akışlı YAAS Avustralya, Avusturya, Brezilya, Kanada, Çek Cumhuriyeti, Danimarka, Almanya, Hindistan, Meksika, Yeni Zelanda, Polonya, İsveç, Slovenya, Birleşik Krallık, ABD), Dikey Akışlı YAAS Avustralya, Avusturya, Çin, Danimarka, Fransa, Almanya, İrlanda, Polonya, Norveç, Hollanda, Türkiye, Birleşik Krallık).

d) Fosfor giderimi

Sulak alanlarda fosfor, ortofosfat, polifosfat ve organik fosfor şeklinde bulunmaktadır (Vymazal 1995, 2006, 2008). Sadece serbest ortofosfatlar algler ve makrofitler tarafından bünyelerine doğrudan alınabilmektedir. Bu nedenle, organik ve inorganik fosfor döngüsünde ana bir bağı oluşturmaktadır. Azot döngüsünden farklı olarak sedimandaki fosfor döngüsünde, fosforun değerliği inorganik fosforun biyotik asimilasyonu ve organik fosforun mikroorganizmalar tarafından yıkılması esnasında değişmemektedir. Sedimanda oluşan fosfor döngüsünde, bütün düşük oksidasyon seviyeleri termodinamik olarak kararsız ve PO_4^{3+} 'a okside olmaya hazır olması nedeniyle +5 değerlik seviyesinde gerçekleşmektedir (Lindsay 1979; Vymazal 2006; Vymazal 2008).

Fosfor bileşiklerinin dönüşümü çeşitli mekanizmalar sonucu meydana gelmektedir. Bunlar; (i) turba/sediman oluşumu, (ii) adsorpsiyon/desorpsiyon, (iii) çökme/çözünme, (iv) bitkisel/mikrobiyal asimilasyon, (v) mineralizasyon ve (vi) sedimanda tutsaklanmadır. En önemli mekanizmalar turba/sediman oluşumu, adsorpsiyon/desorpsiyon, çökme/çözünme, bitkisel/mikrobiyal asimilasyon olmakla birlikte mineralizasyon ve sedimanda tutsaklanma yapay sulak alanlarda önemsiz fosfor dönüşüm prosesleridir. Bu mekanizmaların fosfor giderim verimi sulak alanların tipine göre farklılık göstermekte olup Çizelge 2.13'de verilmektedir.

Çizelge 2.13. Yapay sulak alanlarda fosfor dönüşüm proseslerinin verimleri

Sulak alan tipi	SYSA	Yatay Ak. YAAS	Dikey Ak. YAAS	Referans
Turba/Sediman Oluşumu	Yüksek	-	-	Richardson 1985; Verhoeven 1986; Richardson ve Marshall 1986; Johnston 1991; Craft ve Richardson 1993
Adsorpsiyon	Düşük	Yüksek *	Yüksek *	Vymazal 2006
Çökme**	Çok	Çok	Çok	Vymazal 2006
Bitki Asimilasyonu***	Düşük	Düşük	Düşük	Vymazal 2006
Mikrobiyal Asimilasyon	Düşük	Düşük	Düşük	Richardson vd. 1997; Vymazal 2006

*Özel filtrasyon malzemesi kullanılırsa, **Yıkanmış çakıl veya kırılmış kaya kullanılırsa, ***Hasat ile

e) Toksik organiklerin giderimi

Yapay sulak alanlarda volatilizasyon, fotokimyasal oksidasyon, sedimentasyon, sorpsiyon ve biyolojik indirgeme ana toksik organik madde giderim mekanizmalarıdır ve hemen hemen tüm sulak alanlarda gerçekleşmektedir. Ancak, diğer prosesler olan bitki asimilasyonu ve fitovolatilizasyonu, kirleticilerin birikmesi ve metabolik transformasyon (fitoindirgeme, mikrobiyal indirgeme) yapay sulak alanlarda özgü mekanizmalardır (Susarla vd. 2002; Imfeld vd. 2009).

Volatilizasyon, su fazından atmosfere doğru kontaminantların doğrudan emisyonudur. Bazı sulak alanlarda bu mekanizmalar, makrofitlerin yardımıyla gerçekleşmektedir. Makrofitler kökleri vasıtasıyla organik bileşikleri bünyelerine alarak transpirasyon sayesinde atmosfere bırakmaktadırlar. Bu proses aynı zamanda fitovolatilizasyon olarak da adlandırılabilir (Hong vd. 2001; Ma ve Burken 2003; Imfeld vd. 2009). Organik maddelerin bitkiler tarafından asimilasyonu, organik maddelerin lipofilik yapısından etkilenmektedir. Bu oktanol katsayısı (K_{ow}) şeklinde karakterize edilmektedir (Ryan vd. 1988; Imfeld vd. 2009). $\log K_{ow}$ katsayısı 4'den büyük hidrofobik organikler köklerden geçemediğinden ötürü bitki hücreleri tarafından asimile edilememektedir (Trapp 1995; Imfeld vd. 2009). Fitoakümülyasyon, bitki bünyesine alınmış kirleticilerin indirgenememesi veya salınmaması durumunda gerçekleşmekte ve bitki bünyesinde birikmektedir. Fitoindirgeme ve mikrobiyal indirgeme, metabolik indirgeme veya organik bileşenlerin bitki veya mikroorganizma enzimleri veya enzim kofaktörleri tarafından kırılması şeklinde tanımlanmaktadır (Susarla vd. 2002; Imfeld vd. 2009). Bu dönüşüm kimyasalın türüne ve bitkinin veya mikroorganizmanın tipine göre değişiklik göstermektedir. Ayrıca, mikrobiyal indirgeme kirleticinin fizikokimyasal özelliklere de bağlı olmaktadır.

2.5.2.3. Makrofitlerin rolü

Sulak alanlardaki en önemli giderim mekanizmaları fiziksel ve mikrobiyal proseslere dayanmaktadır. Makrofitlerin, giderim mekanizmalarında dolaylı olarak rol oynamaktadır (Brix 1997). Makrofitlerin rolü Çizelge 2.14'de özetlenmektedir.

İki tip yapay sulak alanda da, makrofitler kökleri ile erozyon kanallarının oluşmasını engelleyerek, sulak alan içerisindeki dolgu maddesinin stabilizasyonunu sağlamaktadır. SYSA'sa makrofitler, ayrıca gerçek su hızını dağıtmakta ve azaltmakta (Pettecrew ve Kalff 1992; Somes vd. 1996) ve laminer akım koşullarını sağlamaktadırlar. Böylece askıda katı maddelerin çökmesi, erozyon riskinin ve resüspansiyonun azaltılması ve su ve bitki yüzey alanı ile suyun temas süresini arttırmak için iyi bir koşul yaratmaktadır (Brix 1997). YAAS'da makrofitlerin oluşu ise katıların filtreyi tıkamasını engellemektedir. Özellikle yatay akışlı sulak alanlarda ölmüş ve çürümüş köklerin oluşturduğu tüp şeklindeki boşluklar, hidrolik iletkenliği arttırmaktadır.

Makrofitler ayrıca toprağa ve su yüzeyine yakın bölgelerdeki rüzgar hızını düşürerek, çökelmiş katıların resüspansiyonunu engellemekte ve sedimantasyonu kolaylaştırmaktadır. Ancak, rüzgâr hızının azalması, su yüzeyiyle taze havanın temas süresini azaltarak oksijen transfer hızını da düşürmektedir.

Su yüzeyi altında bulunan bitki kök, gövde ve yapraklarının (özellikle YAAS'da), biofilm gelişimi için çok büyük bir yüzey alanı sağlayarak atıksu arıtımına yardımcı olurlar.

Çizelge 2.14. Yapay sulak alanlarda makrofitlerin rolü (Brix, 1997)

Makrofit Özelliği	Arıtma Prosesindeki Rolü
Havaya açık bitki dokusu	Işığı kesme →Fitoplankton gelişimini azaltma Mikroklima etkisi→Kışın izolasyon Rüzgâr hızını azaltma→resüspansiyon riskini azaltma Estetik görünüş
Su içerisindeki bitki dokusu	Besin maddelerinin depolanması Filtreleme etkisi→Büyük döküntülerin filtrelenmesi Akım hızını azaltması→Sedimentasyon hızını arttırması, resüspansiyon riskini azaltma Biofilm için yüzey alanı oluşturma Fotosentetik oksijen yaratma →Aerobik indirgemeyi arttırma Besin maddelerinin asimile etme
Sedimandaki kök ve kılcal kökler	Sediman yüzeyini stabilize etme →Erozyonu azaltma Tıkanmadan dolgu maddesi kaybını engelleme Oksijen salınımı ile indirgenmeyi arttırma (nitrifikasyon) Besin maddesi asimilasyonu Antibiyotik salınımı

Bütün sulak alan bitkileri büyümek ve gelişmek için besin maddelerine ihtiyaç duyarlar. Makrofitler besin maddelerini ağırlıklı olarak kök sistemleri ile almaktadırlar. Ancak bazı durumlarda gövde ve yapraklarını da bu işlem için kullanabilmektedirler. Köklü su yüzeyine çıkabilen bitkilerin besin maddesi asimilasyon kapasitesi 30-150 kg P/ha.yıl ve 200 – 2500 kg N/ha.yıl aralıklarında değişmektedir (Gumbrecht 1993; Brix 1994; Brix 1997; Greenway 2005). Su altında kalan makrofitler ise daha düşük asimilasyon kapasitesine sahiptir (<100 kg P /ha.yıl ve 700 kg N/ha.yıl). Hasat sonucu giderilebilen besin maddelerinin miktarı yapay sulak alana giren yük ile karşılaştırıldığı zaman genellikle önemiz olmaktadır(Brix 1994; Geller 1996; Greenway 2005). Ancak, makrofitlerin zamanında hasat edilmemesi durumunda besin maddelerinin ölen bitkilerden mineralize olarak tekrar su bünyesine geçmektedir (Kadlec ve Knight, 1996).

Makrofitlerin köklerinden oksijen bırakması ve sedimanın redoks durumunu etkileyerek biyokimyasal döngüyü etkilemesi konusunda pek çok çalışma yürütülmüştür (Vymazal 2008). Köklerden oksijen salınımı, nitrifikasyonu, demir ve manganın çökmesini, sülfürün çözünürlüğünü ve tehlikeli bileşikler oksidasyonunu desteklemektedir. *Nuphar lutea* (Drobot'ko vd. 1958), *Scirpus lacustris*, *Mentha aquatica*, ve *Phragmites australis* (Vincent vd. 1994) gibi bazı makrofitlerin köklerinden ayrıca koliform, salmonella ve enterococci gibi bakteri grupları üzerinde etkili antibiyotik saldığı bazı çalışmalarda bildirilmektedir.

Kök sistemleri ayrıca oksijenin yanı sıra organik bileşikler olan anaerobik metabolitler, organik asitler, fitometaloforlar, peptitler, alkanoidler, fenolikler, terpenoidler ve steroidler salgılamaktadırlar (Rovira 1969; Barber ve Martin 1976; Neori vd. 2000; Vymazal 2008). Bu salgıların büyüklüğü açık olmamakla beraber, genellikle fotosentetik olarak fikse edilmiş karbonun %5-25'ı kadar olmaktadır.

2.5.2.4. Yapay Sulak Alanların Boyutlandırılması

Sulak alanın gerekli çıkış suyu kalitesine ulaşması için gerekli yüzey alanını belirlemek için çeşitli bağıntılar geliştirilmiştir. Verimli bir arıtma için gerekli alan ihtiyacı çok sayıda parametreye bağlı olmaktadır. Gerekli arıtma veriminin elde edilmesi için alan ihtiyacı parametrelere göre değişmekte ve gerekli alan büyüklüğü, fosfor için en büyük olmakla beraber, azot, organik madde (BOİ) ve partikül madde (AKM) şeklinde sıralanabilmektedir (Kadlec ve Knight; 1996). Literatürde hacim veya alan temeline dayanan iki temel tasarım metodu bulunmaktadır. Hacim tabanlı metotlar, kirleticilerin azaltılmasını değerlendirmede hidrolik bekleme süresini dikkate almaktadır (Reed vd., 1995; Crites ve Tchobanoglous 1998; Vymazal 2008). Alan tabanlı metotlar ise sulak alanın yüzey alanını dikkate alarak kirleticilerin giderimini tespit etmektedir (Kadlec ve Knight 1996).

Piston akışlı k-C* modeli sulak alanın boyutlarını belirlemede önerilmektedir (Kadlec ve Knight 1996).

$$A_w = -(Q/k_A) \cdot \ln [(C_i - C^*) / (C_o - C^*)] \quad (2.2)$$

Burada

C_i :Çıkış konsantrasyonu (mg/L)

C_o :Giriş konsantrasyonu (mg/L)

C^* :Arkaplan (background) konsantrasyon (mg/L)

k_A :Birinci derece alansal hız sabiti (m/gün)

Çeşitli ototrofik ve heterotrofik canlılar, arkaplan (background) konsantrasyona (BOİ, AKM, TN, TP) neden olmaktadır (Mitsch ve Gosselink 1993; Vymazal 2008). Sulak alanların doğasında bulunan bu canlıların bünyelerinde buldukları organik madde ve nütrientler sabit bir konsantrasyonmuş gibi sulak alanın içerisinde bulunmaktadır. Kadlec ve Knight (1996) arkaplan konsantrasyonu SYSA için BOİ₅ : 3.5 + 0.053C_i; AKM: 5.1 + 0.16C_i; organik-N: 1.5; NH₄-N: 0.0; NO_x-N: 0.0; TN: 1.5; TP: 0.02; Fekal koliformlar: 300 (CFU/100ml), YAAS için; BOİ₅ : 3.5 + 0.053C_i; AKM: 7.8 + 0.063 C_i; organik-N: 1.5; NH₄-N: 0.0; NO_x-N: 0.0; TN: 1.5; TP: 0.02; Fekal koliformlar: 300 (CFU 100mL⁻¹) olarak tahmin etmişlerdir.

k_A katsayısı sıcaklık ile bağlantılıdır (Kadlec 1994) ve Van-Hoff Arrhenius'a göre değişim gösterir.

$$k_A = k_{20} \Theta^{(T-20)} \quad (2.3)$$

Burada; $k_{20} = 20^\circ\text{C}$ 'de birinci derece alansal hız sabiti (m/gün), $\Theta = \text{Hız sabiti için sıcaklık katsayısı}$.

Kadlec ve Knight (1996) büyük bir literatür veri setine dayanarak k_A katsayısını hesap etmişlerdir. Buna göre k_A katsayısı; BOİ₅: 0.093 ($\Theta = 1.00$), AKM: 2.74 ($\Theta = 1.00$), organik N: 0.047 ($\Theta = 1.05$), NH₄-N: 0.049 ($\Theta = 1.04$), NO_x-N: 0.096 ($\Theta = 1.09$),

TN: 0.06 ($\Theta = 1.05$), TP: 0.033 ($\Theta = 1.00$), Fekal koliform: 0.21($\Theta = 1.00$) olarak verilmektedir.

Pratikte sulak alanın boyutlarını belirlemede farklı en-boy oranları uygulanmaktadır. Genellikle, yüksek uzunluk/genişlik oranı olan SYSA büyük yük kayıplarına sahip olmaktadır. Öte yandan yüksek uzunluk/genişlik oranı piston akış durumunu sağlaması nedeniyle iyi bir arıtma verimi meydana getirmektedir (Wile vd. 1985; Anonim – V 1999). Crites ve Tchobanoglous (1998) uzunluk/genişlik oranını 3:1 – 5:1 veya daha da büyük olmasını tavsiye etmektedirler.

2.5.2.5. Yapay Sulak Alanların Sera Gazı Emisyonları

Yapay sulak alanların potansiyel atmosferik etkileri, sulak alanların kullanımının yaygın olması ve halkın iklim değişikliği hakkında bilincin artması nedeniyle önemli bir konu haline gelmektedir. Yapay sulak alanların atmosfere önemli derecede sera gazı katkısında bulunduğu çeşitli çalışmalar sonucu tespit edilmiştir (Ström vd. 2005; Søvik vd. 2006). Yapay sulak alanlardan salınan sera gazları dinitrojen oksit (N_2O), metan (CH_4) ve karbondioksittir (CO_2).

N_2O , denitrifikasyonun yan ürünü olarak ortaya çıkmakta ve denitrifikasyonun tam gerçekleşmediği koşullarda sulak alanlardan atmosfere salınmaktadır. N_2O miktarı atmosferde bir yılda %0,3 artış hızıyla yükselmekte ve küresel ısınmanın %5'inden sorumlu tutulmaktadır (IPCC 2001a). N_2O 'in küresel ısınma potansiyeli karbondioksit göre 296 kat daha fazla olmaktadır (100 yıllık zaman periyodu içerisinde) (IPCC 2001b).

Anaerobik bakteriler (metanojenler) metanı sulak alanların anoksik sedimanında üretmektedirler. CH_4 küresel ısınma potansiyeli karbondioksit göre 23 kat daha fazla olmakta (100 yıllık zaman periyodu içerisinde) (IPCC 2001b) ve küresel ısınmanın %25'inden sorumlu tutulmaktadır (Mosier 1998; Søvik vd. 2006).

N_2O ve CH_4 emisyonu sulak alanlarda kış sezonuna göre yazları önemli miktarda artış göstermektedir. Dikey akışlı sulak alanlar diğer sulak alan tiplerine göre daha fazla N_2O salınımı yaptığı rapor edilmektedir (Søvik vd. 2006). Salınan CH_4 akısının ise en fazla SYSA'da özellikle kış aylarında olduğu tespit edilmiştir. Yatay akışlı sulak alanlarda ise N_2O ve CH_4 emisyonları giriş bölgesinde fazla olmaktadır. Çeşitli sulak alan tiplerinden toplanan sera gazı akıları ve bunların karbondioksit eşdeğerlikleri Çizelge 2.15'de görülmektedir.

Çizelge 2.15. Çeşitli sulak alan tiplerinden toplanan sera gazı akıları ve bunların karbondioksit eşdeğerlikleri (Søvik vd. 2006).

Sulak alan tipi	CO ₂ Eşdeğeri (CH ₄)		CO ₂ eşdeğeri (N ₂ O) mg /m ² gün		CO ₂	
	Yaz	Kış	Yaz	Kış	Yaz	Kış
Yatay akış YAAS	7800±3900	140±52	2700±380	1100±310	11000±590	2700±160
Dikey akış YAAS	3600±1100	1100±190	22000±10000	2500±730	33000±8000	7000±1600
SYSA	5200±2300	4900±2200	560±200	270±150	7000±1100	5400±1100

2.5.3. Dönen biyolojik diskler (DBD)

Bağlı büyüme alternatiflerinden biri olan biyodisk (DBD) uygulaması, basit mekanik ekipmanla atıksuya gaz transferinin sağlandığı ve atıksuyun arıtımından sorumlu bakterilerin bağlanacağı yüzeyin bulunduğu HDPE veya PVC disklerden oluşan bir arıtma sistemidir.

İlk olarak 1960'lı yıllarda Almanya'da uygulanmaya başlamış olan DBD, ilk başlarda petrol endüstrisi atıksularının arıtılmasında kullanılmış, enerji gereksiniminin az olması nedeniyle daha sonraları evsel atıksuların arıtılmasında kullanılması yaygınlaşmıştır (Clark vd. 1978; Anonim-VII 1984).

DBD'ler yaklaşık 7,5 m'lik yatay bir şaft üzerinde birbirlerine yakın yerleştirilmiş çapları yaklaşık 3,5 m olan plastik disklerden oluşmaktadır. Her bir ünitenin yaklaşık 9300 m²'den (PVC) 13900 m²'ye (HDPE) ulaşan yüzey alanları mevcuttur. Şaft üzerindeki diskler, içerisinde atıksu bulunan tankın %40'ı atıksu içerisinde bulunacak şekilde batırılmakta ve 1 – 1,6 rpm hızla döndürülmektedir (Metcalf ve Eddy 2003).

DBD'lerde döndürülme esnasında her bir diskin alt kısmı su içerisinde kalmakta ve diskler üzerinde bulunan biyofilm atıksu içerisinde bulunan besin maddelerini bünyesine almaktadır. Dönüş ile birlikte bu bölümün su yüzeyine çıkması ile beraber, su altında kalan ve besin maddesi absorblayan biyofilm oksijen ile tanışarak besin maddelerini okside etmektedir. Ayrıca disklerin dönme hareketi ile atıksu içerisine çözünmüş oksijen de taşınabilmektedir (Clark vd. 1978). Diskler üzerinde gelişen biyokütle zamanla kalınlaşarak kesme kuvveti ve disklere yakın olan bölgelerde anoksik ortamın oluşarak denitrifikasyon sonucu azot gazının biyokütlenin yüzeyle bağını koparması nedeniyle bağlı olduğu ortamdan kopmaktadır. Ortamdan ayrılan biyokütle son çökeltim havuzu vasıtasıyla uzaklaştırılmaktadır. (Metcalf ve Eddy 2003). Gerektiği kadar düşük yükleme hızı elde edilmesi durumunda nitrifikasyon bakterilerinin disk

yüzeyleri üzerinde gelişmesi sağlanarak DBD'lerde iyi bir nitrifikasyon sağlanabilmektedir (Anonim-VIII 2004).

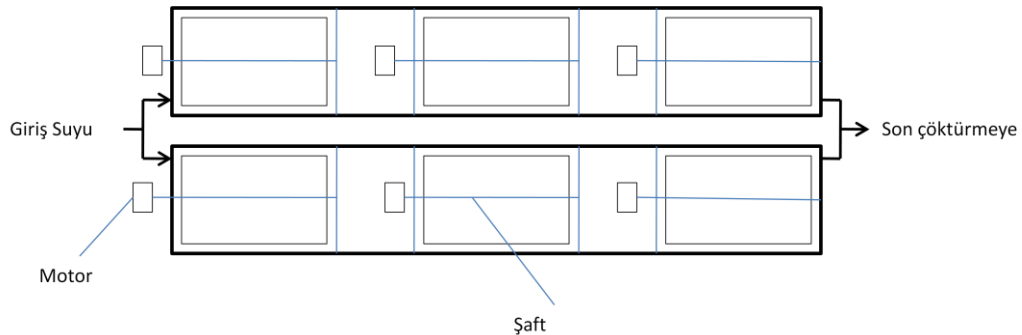
DBD'lerde yüzey alanının düşürülmesi ve istenilen arıtma verimine ulaşılabilmesi amacıyla kademelendirme yapılmaktadır. İstenilen arıtma verimine kademe sayısı artırılarak ulaşılabilir. Genellikle BOİ giderimi için DBD 3-4 kademe, nitrifikasyon için ise 6 veya daha fazla kademe olarak boyutlandırılmaktadır. Küçük ölçekli uygulamalarda DBD'ler tek şaft üzerinde çalıştırılabilirken, büyük ölçekli uygulamalarda şaftlar akış yönüne dik olarak yerleştirilmektedir (Metcalf ve Eddy 2003). DBD'de oluşan çamur miktarı ise yaklaşık olarak 0,8 – 1,2 kgÇamur/kgBOİ şeklinde alınabilir (Öztürk vd. 2004). Şekil 2.6'de DBD konfigürasyonları, Çizelge 2.16'da DBD'nin tipik tasarım karakteristikleri görülmektedir.

Çizelge 2.16. DBD tipik tasarım karakteristikleri (Metcalf ve Eddy 2003)

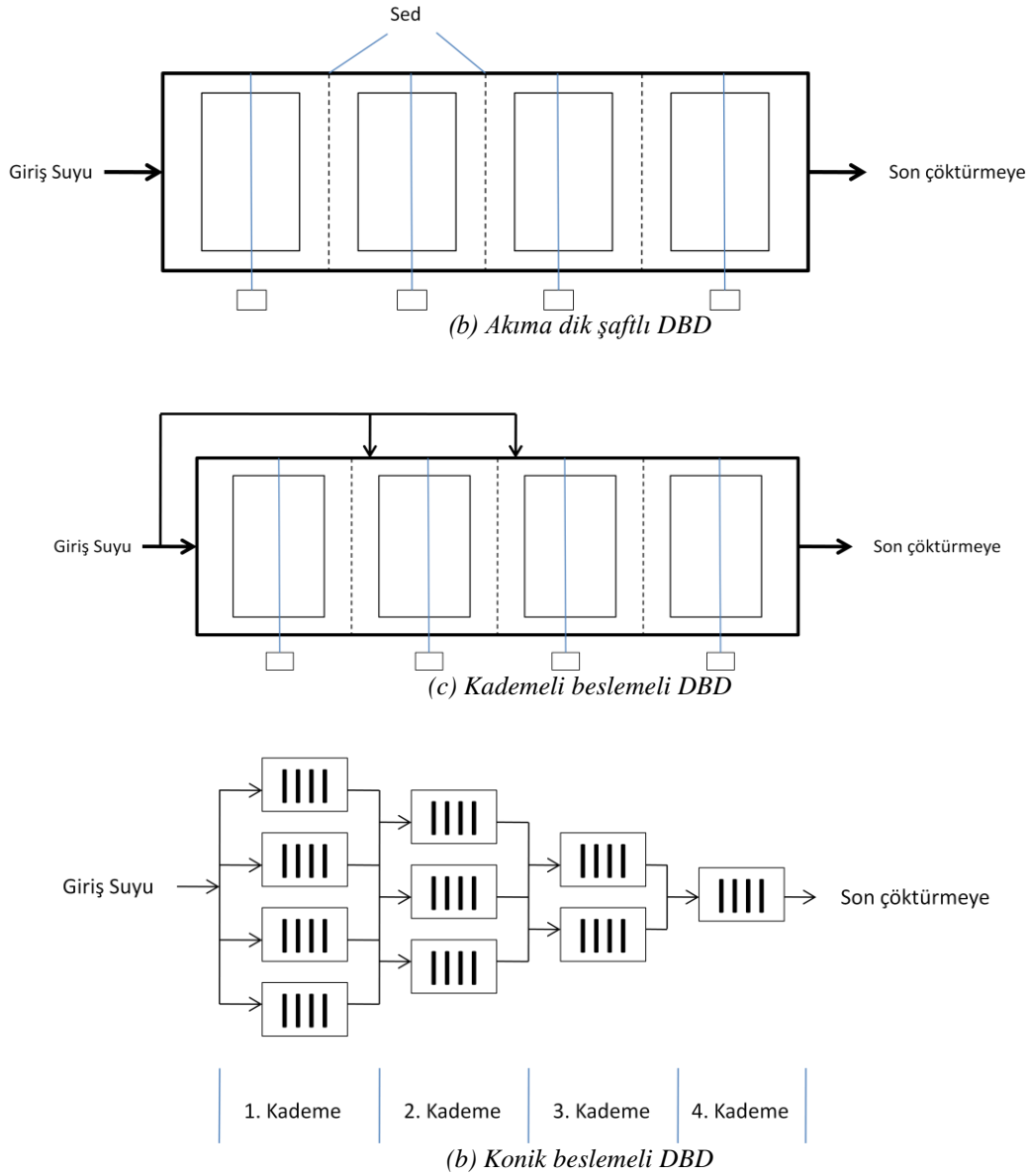
Parametre	Birim	BOİ giderimi	BOİ giderimi ve nitrifikasyon	Ayrı nitrifikasyon
Hidrolik yükleme	$m^3/m^2 \cdot gün$	0,08-0,16	0,03-0,08	0,04-0,10
Organik yükleme	$gr \cdot çBOİ/m^2 \cdot gün$	4-10	2,5-8	0,5-1,0
	$grBOİ/m^2 \cdot gün$	8-20	5-16	1-2
Maksimum 1. Kademe organik yükleme	$gr \cdot çBOİ/m^2 \cdot gün$	12-15	12-15	-
	$grBOİ/m^2 \cdot gün$	24-30	24-30	-
NH ₃ yükleme	$grN/m^2 \cdot gün$		0,75-1,50	
Hidrolik bekleme süresi	Saat	0,7-1,5	1,5-4	1,2-3
Çıkış BOİ	mg/L	15-30	7-15	7-15
Çıkış NH ₄ -N	mg/L	-	<2	1-2

DBD'in boyutlandırılmasında iki temel tasarım yaklaşımı bulunmaktadır:

- Kornegay yaklaşımı
- Hartman yaklaşımı



(a) Akıma paralel şaftlı DBD



Şekil 2.6. Dönen biyolojik disk konfigürasyonları (Metcalf ve Eddy 2003)

2.5.3.1. Kornegay Yaklaşımı

Kornegay madde dengesi yaklaşımı kullanarak aşağıdaki formülü geliştirmiştir (Kornegay 1975).

$$Q(S_0 - S_e) = 2PN\pi(r_o^2 - r_u^2) \frac{S_e}{K_s - S_e} \quad (2.3)$$

Burada;

Q: atıksu debisi (m³/gün)

- S_0 : giriş suyu BOİ konsantrasyonu (mg/L)
 S_e : çıkış suyu BOİ konsantrasyonu (mg/L)
 P ve K_s : Kinetik parametreler (laboratuvar ölçüğünde elde edilen)
 r_o ve r_u : toplam ve batık disk çapları (m)
 N : disk sayısı

2.5.3.2. Hartman Yaklaşımı:

Hartman yaklaşımında mevcut tesisler göz önünde bulundurularak çeşitli eğriler elde edilmiştir. Elde edilen eğrilerden disk yüzey alanı tespit edilmekte ve bu yüzey alanı doğrulanmaktadır. Boyutlandırmada esas olan birinci eğri (Şekil 2.7) amaçlanan BOİ giderim yüzdesi için birim debi için gerekli disk yüzey alanını vermektedir. Eğriyi kullanmadan önce bazı şartlar değerlendirilmelidir:

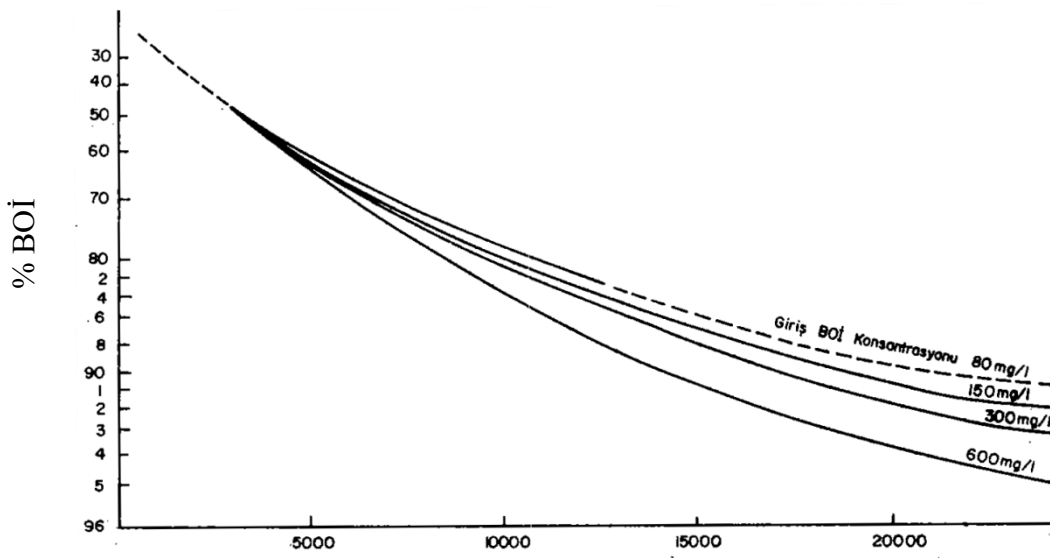
- i) Boyutlandırmada kullanılan eğri sadece ön arıtmadan geçen evsel atıksular için geçerlidir.
- ii) Şaft sayısına göre disk alanı 2 şaft için 0,91, 4 şaft için 0,87 ile çarpılmalıdır.
- iii) Debinin saatlik değişimi göz önüne almak için nüfuslara göre düzeltme dikkate alınmalıdır (Çizelge 2.17).

Çizelge 2.17. Hartman yaklaşımında düzeltme faktörleri

Eşdeğer Nüfus	Düzeltilme Faktörü (DF)
>10000	1
5000 – 10000	1,1 – 1,2
1500 – 5000	1,2 – 1,3
400 – 1500	1,3 – 1,5
<400	1,5

Düzeltilme faktörü (DF) proje debisi hesabında kullanılmakta olup, proje debisinin eldesinde aşağıdaki eşitlik dikkate alınır.

$$q_{\text{proje}} = q(\text{m}^3/\text{dk}) \times \text{DF} \quad (2.4)$$



A: disk yüzey alanı (m²)

A/q_{proje}

Şekil 2.7. Dönen biyolojik disk boyutlandırma abağı

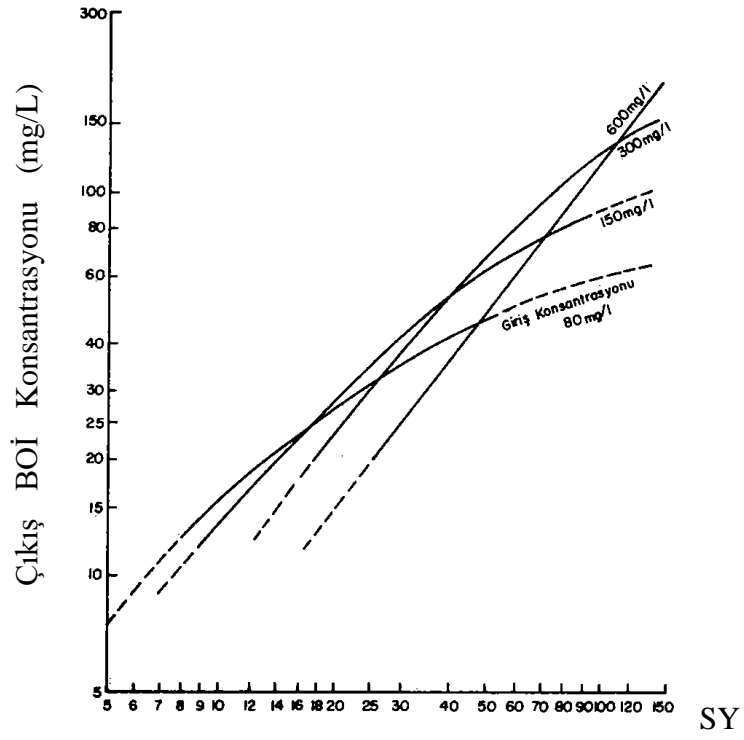
Hartman yönteminde elde edilen boyut üç farklı şekilde kontrol edilmelidir.

i) ilk kademe için spesifik yük (SY) 100 g.m²/gün değerini geçmemelidir.

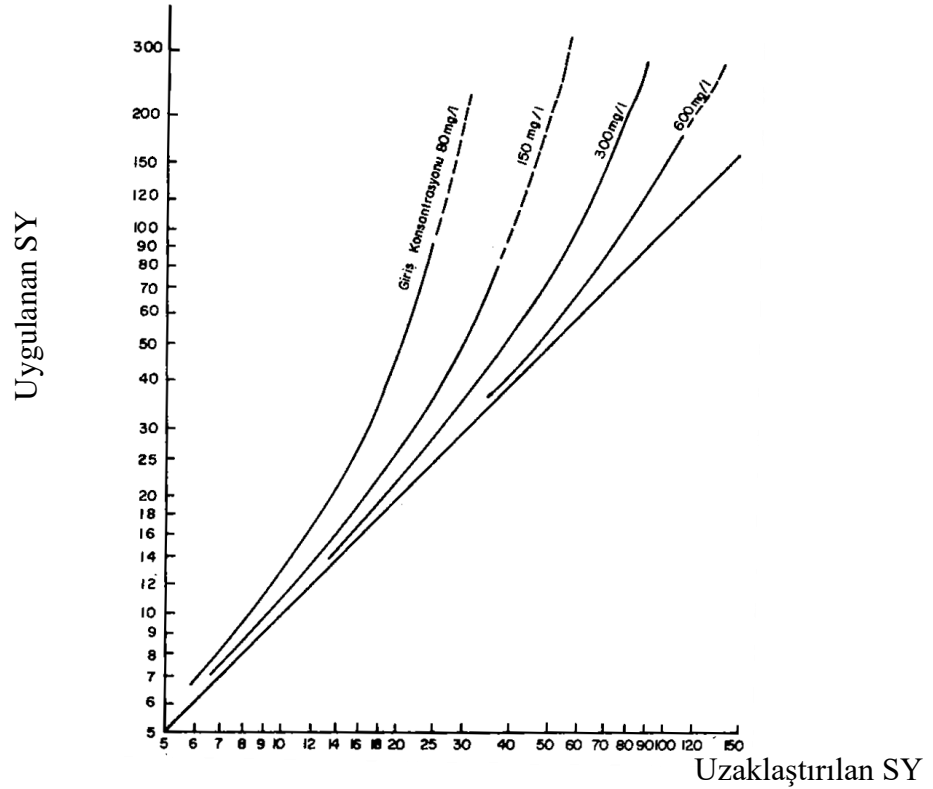
ii) Şekil 2.8'de verilen abakta SY, istenilen BOİ giderim yüzdesi ile uyumlu olması gereklidir.

$$SY = \frac{q_{proje} \times 24 \times 60 \times BOI_{giriş}}{A} \quad (2.5)$$

iii) Şekil 2.9'da verilen abakta hesap edilen çıkış BOİ değeri ile başlangıçtaki BOİ giderim yüzdesinin uyumlu olması gereklidir (Hartman 1974).



Şekil 2.8. Yükleme performans eğrisi



Şekil 2.9. Uygulanan ve uzaklaştırılan BOİ yükü

2.5.3.3. Dönen biyolojik disklerin sera gazı emisyonları

DBD’de oluşan sera gazı emisyonlarının ana kaynakları, aerobik olarak BOİ giderimi, enerji tüketimi ve oluşan çamurun stabilizasyonu sonucu açığa çıkan gazlardır.

Aerobik giderim sonucu açığa çıkan sera gazlarının ana kaynağını karbondioksit oluşturmakta olup, metan ve dinitrojenoksit salınımı çok düşüktür (IPCC 2006).

Aerobik kısımda oluşan karbondioksit miktarı ise (Shahabadi vd. 2010);

$$M_{CO_2} = 0,33[Q(S_0 - S) - 1.42Px] \quad (2.6)$$

Burada;

M_{CO_2}	: Oluşan CO ₂ miktarı (g/gün)
Q	: Günlük debi (m ³ /gün)
S_0	: BOİ giriş (g/m ³)
S	: BOİ çıkış (g/m ³)
Px	: Günlük oluşan çamur miktarı (kgKM/gün)

eşitliğinden hesaplanabilmektedir.

Çamur stabilizasyonu sonucu salınan sera gazları ise stokiyometrik reaksiyonlar sonucu hesap edilmektedir.

2.5.4. Konvansiyonel aktif çamur sistemi (KAÇS)

1880’li yıllardan beri kullanılmakta olan aktif çamur sistemi (KAÇS), basitçe aşağıdaki bileşenlerden oluşmaktadır:

- i) giderimle sorumlu bakterilerin süspanse ve aerobik ortamda tutulduğu bir reaktör
- ii) sıvı-katı ayrımının yapıldığı bir çöktürme tankı,
- iii) sıvı-katı ayrımının yapıldığı üniteden reaktöre katıları ileten bir geri dönüş hattı.

KAÇS atıksuların içerisindeki organik maddeleri kullanabilen mikrobiyal flokların oluşturulması için organizmalarla atıksuyun beraber bir şekilde havalandırılması olarak tanımlanabilmektedir. Atıksuyun arıtımı, son durultucuda flokların çökelti olarak ayrılması ve suyun dezenfeksiyon edilmesinden sonra tamamlanmaktadır. Hassas bölgelere çıkış suyunun deşarj edilmesi durumunda ise besin maddelerinin giderilmesi için kimyasal arıtma ünitesinin eklenmesi gerekebilir (Metcalf ve Eddy 2003).

Bu çalışmada konvansiyonel ve uzun havalandırılmalı aktif çamur sistemleri incelenmiştir. Bu sistemlerin dünyada yaygın olarak kullanılması ve teorik olarak çok iyi bilinmesi nedeniyle, tez kapsamında detay verilmemiştir. HBD çalışması

kapsamında sera gazı emisyonları gibi ihtiyaç duyulan verilerin bir kısmı EcoInvent V 2.0 veri tabanından bir kısmı da Ek'te verilen hesaplamalar ile elde edilmiştir.

2.5.5. Membran biyoreaktörler (MBR)

Membran biyoreaktörleri (MBR) askıda biyokatı içeren bir biyoreaktörden ve por çapı 0,1 – 0,4 µm arasında değişen ve sıvı fazı katı fazdan ayırma amacıyla bulunan bir mikrofiltrasyon membranından oluşmaktadır. MBR'ler evsel ve endüstriyel atıksu kaynakları için hem aerobik, hem de anaerobik askıda büyüme sistemlerinde katı fazı, sıvı fazdan ayırmak için kullanılabilir (Brindle ve Stephenson 1996, Van Dijk ve Roncken 1997, Metcalf ve Eddy 2003, Lee vd. 2003, Yiğit 2007). MBR'lerde, membranların biyoreaktör içerisinde veya son çökeltimden sonra uygulanması çıkış suyu kalitesinde bir değişim yaratmamakla birlikte, özellikle suların tekrar kullanımında çıkış suyu kalitesi açısından avantajlı bir sistemdir (Cicek vd. 1998).

MBR çalışma prensibi olarak yüksek MLSS konsantrasyonuna ihtiyaç duymaktadır. Bu nedenle yüksek hidrolik yüklemeye ve dolayısıyla kısa hidrolik bekleme süresine sahiptir. Uzun çamur bekleme sürelerinde, çamur üretimi düşük olmakla birlikte, sistemin düşük çözünmüş oksijen seviyelerinde işletilmesi durumunda simultane nitrifikasyon-denitrifikasyon sağlanabilmektedir. MBR bulanıklık, bakteri konsantrasyonu, AKM ve BOİ parametreleri bakımında yüksek verimi vardır. Ayrıca MBR alan ihtiyacı düşüktür (Metcalf ve Eddy 2003).

MBR en önemli dezavantajları olarak, yüksek ilk yatırım ve işletme maliyeti, membran ömrü hakkında sınırlı veri bulunması, periyodik membran değişiminin pahalı olması, yüksek enerji ihtiyacı ve membranların tıkanmasının kontrolü ihtiyacı sıralanabilir (Metcalf ve Eddy 2003). Membran biyoreaktörlerin özellikle enerji tüketimi 0,4-1 kWh/m³ arasında değişmekte, konvansiyonel tipte olan atıksu arıtma tesislerine (0,3-0,4 kWh/m³) göre çok fazla olmaktadır (Cornel ve Krause 2006; Høiby vd. 2008; Hospido vd. 2012). MBR'lar ayrıca, membran tıkanmalarının önlenmesi amacıyla iyi çalışan bir ön arıtmaya ihtiyaç duyarlar (Brepols 2011; Hospido vd. 2012).

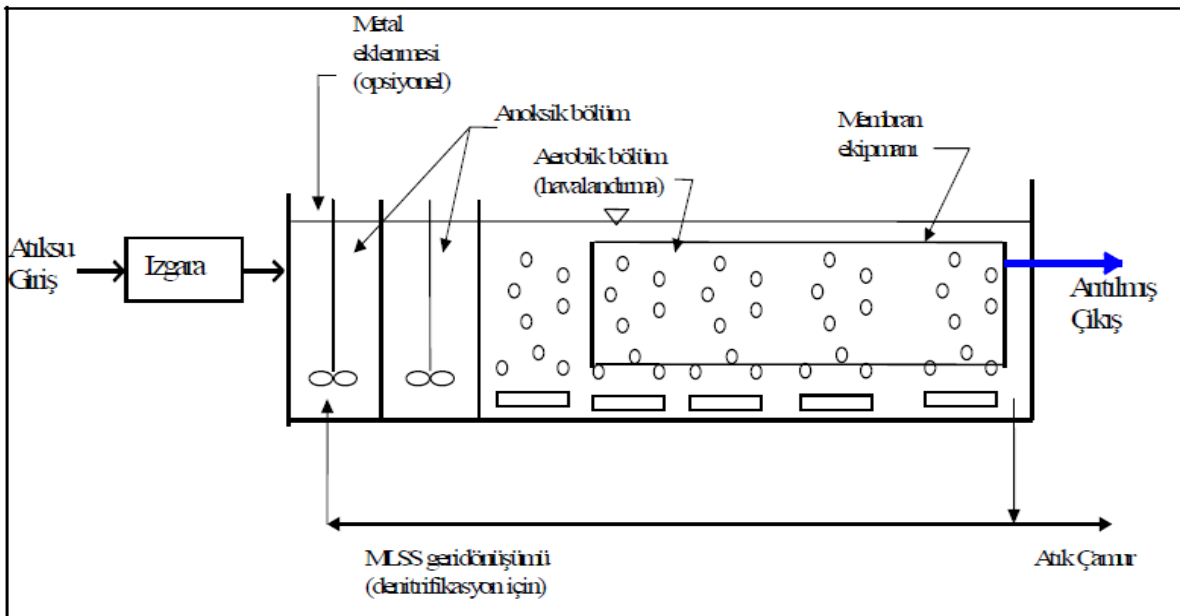
MBR'ün tipik işletme ve performans verileri Çizelge 2.18'de, akım şeması ve konfigürasyonları Şekil 2.10 ve 2.11'de verilmektedir. Atıksu arıtma amaçla uygulanmakta olan MBR, harici ve dahili (entegre) olarak iki farklı tiptedir. Harici MBR'da sıvı/katı ayrımı biyoreaktörden sonra ayrı bir membran ünitesinde yapılmaktayken, dahili (entegre) MBR'da ise sıvı/katı ayrımı reaktör içerisinde batık membran kasetlerinde gerçekleşir. Harici MBR, düşük havalandırma ihtiyacı, yüksek pompa masrafı, yüksek akı, daha sık temizleme ihtiyacı, yüksek işletme maliyeti, düşük ilk yatırım maliyetine sahip iken, dahili (entegre) MBR yüksek havalandırma ihtiyacı, düşük pompa masrafı, düşük akı, daha az temizleme ihtiyacı, düşük işletme maliyeti, yüksek ilk yatırım maliyetine sahiptir.

MBR'da kullanılan membranların türüne göre işletme farklılıkları göstermektedir. Örneğin, Kubota, Mitsubishi ve Zenon MBR sistemleri belli bir süre

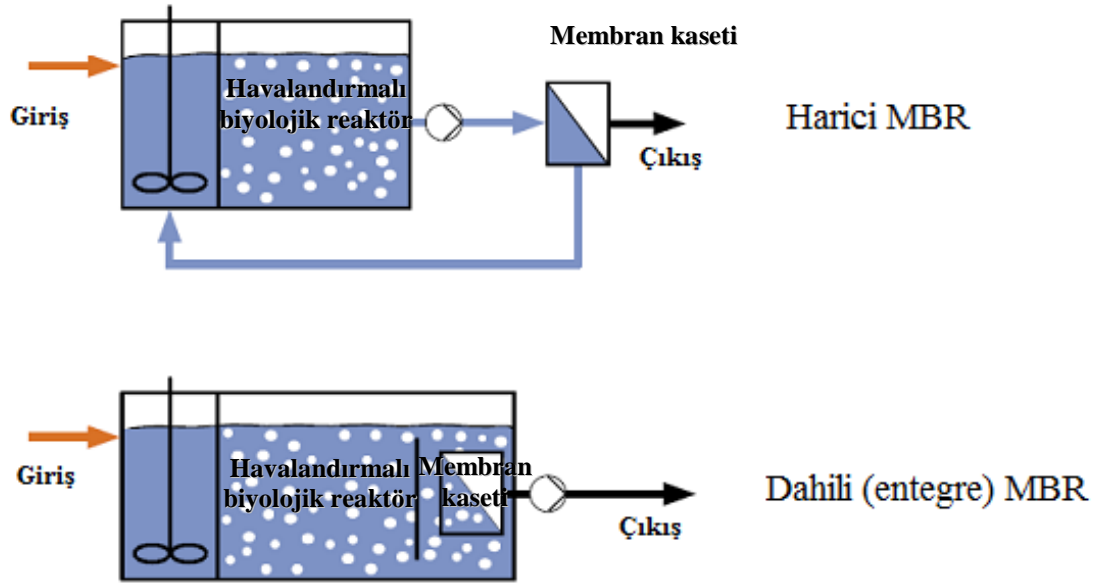
çalışıp, belli bir süre dinlenirken, US-Filter MBR sisteminde ise geri yıkama yapılmaktadır. Bu işletme farklılığı MBR tasarımında önemli bir rol oynamaktadır (Adham ve DeCaloris 2004).

Çizelge 2.18. MBR'ün tipik işletme ve performans verileri (Adham ve DeCaloris 2004; Yiğit 2007; Hospido vd 2012)

Parametre	Birim	Aralık
İşletme verisi		
KOİ Yükleme	kg/m ³ gün	1,2-3,2
MLSS	mg/L	5000-20000
MLVSS	mg/L	4000-16000
F/M	gKOİ/gMLVSS.gün	0,1-0,4
Çamur Bekleme Süresi	Gün	5-20
Hidrolik Bekleme Süresi	Saat	4-6
Akı	L/m ² gün	600-1100
Uygulanan vakum	kPa	4-35
Çözünmüş Oksijen	mg/L	0,5-1,0
Performans verisi		
Çıkış BOİ	mg/L	<5
Çıkış KOİ	mg/L	<30
Çıkış NH ₃	mg/L	<1
Çıkış TN	mg/L	<10
Çıkış bulanıklık	NTU	<1



Şekil 2.10. Membran biyoreaktör akım şeması (Yiğit 2007)



Şekil 2.11. Membran biyoreaktör konfigürasyonları (Adham ve DeCaloris 2004)

2.5.5.1. Membran biyoreaktörlerin tasarımı

MBR tasarımında, MBR’da kullanılan membran türlerine göre farklı yaklaşımlar bulunmaktadır. Trans membran basıncı (TMP) kesikli çalışan MBR’larda;

$$TMP = (P_i - P_e) / 2 - P_s \quad (2.7)$$

formülünden hesaplanırken geriyıkamalı membranlarda;

$$TMP = (P_{se} - P_p) \quad (2.8)$$

formülünden hesaplanmaktadır. Burada;

P_i : Membran modülü giriş basıncı (bar)

P_e : Membran modülü çıkış basıncı (bar)

P_s : Dinlenme zamanındaki statik basınç (bar)

P_{se} : Membran tankının emme kısmındaki basınç (bar)

P_p : Membran tankının sızma kısmındaki basınç (bar)

Net süzüntü suyu debisi (Q_{net}) kesikli MBR'larda

$$Q_{net} = \left(\frac{t_{on} - t_{off}}{t_{on}} \right) \times Q_p \quad (2.9)$$

formülünden hesaplanmaktadır. Burada;

t_{on} : Membranın çalışma süresi (dak)
 t_{off} : Membranın dinlenme süresi (dak)
 Q_p : Süzüntü suyu debisi (L/saat)

Geri yıkalamalı membranda;

$$Q_{net} = \frac{Q_p \cdot t_{on} - V_{bp}}{t_{on} + t_{bp}} \quad (2.10)$$

formülünden hesaplanmaktadır. Burada;

V_{bp} : geri yıkama suyu hacmi (L)
 t_{bp} : geri yıkama zamanı (dak).

Süzüntü suyu akısı ise aşağıdaki eşitliklerden hesaplanmaktadır.

$$J_t = \frac{Q_p}{A} \quad (2.11)$$

Burada;
 J_t : t zamanındaki süzüntü suyu akısı (L/m²saat)
 A : toplam membran yüzey alanı (m²)

Spesifik membran akısı (J_{tm}) ise

$$J_{tm} = \frac{J_t}{TMP} \quad (2.12)$$

formülünden hesaplanmaktadır.

Sıcaklığa göre suyun viskozite değişimlerinin dikkate alınması için, sıcaklık düzeltilmesi aşağıdaki formülle hesaplanmaktadır.

$$J_{tm}(20^\circ\text{C}) = J_t \times e^{-0,0239(T-20)} \quad (2.13)$$

Burada;
 T = besleme suyu sıcaklığı (°C)

MBR'da sistemin çalışması sonucu, filtrelerin gözeneklerinin daralması ile beraber TMP artmakta, spesifik süzüntü suyu akısı da düşmektedir. Aynı zamanda sistemden çıkan su kalitesi de artış olmakta, ancak harcanılan birim enerji başına çıkış suyu debisi düşmektedir.

3. nesil MBR'da membranların tıkanmasının önlenmesi, işletme maliyetinin azaltılması ve arzu edilen verime ulaşabilmek için MLSS konsantrasyonu 10000 mg/l seviyelerinde tutulmakta ve çamur bekleme süreleri de 20 günü aşmayacak şekilde dizayn edilmektedir (Crawford vd. 2000, Yiğit 2007).

2.5.6. Stabilizasyon havuzları (SH)

Atıksu arıtımında en basit çözümlerden biri de stabilizasyon havuzlarıdır. Stabilizasyon havuzları özellikle küçük ve orta ölçekli yerleşim yerleri için popüler olmaktadır (Qasim 1999). Stabilizasyon havuzları doğayı taklit eden bir sistem olduğundan, ciddi mekanik ekipmanlara ve işletme becerisine ihtiyaç duymamaktadır. Ancak, sisteme herhangi bir müdahale olmaması nedeniyle reaksiyon hızı yavaştır. Bu nedenle, çok geniş arazilere ihtiyaç duyulmaktadır (Arceivala 2002). Biyolojik aktivite iklim koşullarından çabuk etkilenmekte, eğer iklim koşulları değişirse, çıkış suyu kalitesin dalgalanmalar söz konusu olabilmektedir. Ayrıca, koku ve insekt problemi ve olası yeraltısuyu kirlenmesi ana dezavantajları arasındadır (Qasim 1999). Stabilizasyon havuzu tipleri Çizelge 2.19'da özetlenmektedir.

2.5.6.1. Stabilizasyon havuzlarının tasarımı

Stabilizasyon havuzlarının en fazla kullanılan tipi fakültatif havuzlardır. Bu nedenle, bu bölümde fakültatif stabilizasyon havuzlarının tasarımından bahsedilecektir.

Tasarımda, boyutlandırmayı; atıksu özellikleri ve değişimi, çevresel faktörler (güneş radyasyonu, sıcaklık vb.), alg büyüme modeli, bakteri büyüme modeli, hidrolik model, buharlaşma, sızma, çökelme, çamur birikimi ve gaz transferi gibi faktörler etkilemektedir. Genellikle tasarımda birinci derece reaksiyon kinetiği kullanılmaktadır (Arceivala 2002).

Çizelge 2.19. Stabilizasyon havuz tipleri ve dizayn parametreleri (Qasim 1999)

Parametre	Aerobik	Fakültatif	Anaerobik
Proses açıklaması	Aerobik koşullar derinlik boyunca hüküm sürmektedir. Bakteri ve alg su içerisinde asıda bulunmaktadır. Ana oksijen kaynağı doğal havalanma ve fotosentezdır. Tasarımı organik yüklemeye, birinci derece reaksiyon kinetiğine veya uygulanan organik yük başına oksijen kaynağına dayanır. BO ₅ giderim hız katsayısı sıcaklığa, karışıma, solar radyasyona ve atıksuyun tipine bağlıdır.	Üst katman aerobik (alg fotosentezinden ve doğal havalanmadan sağlanan), alt katman ise fakültatif özelliktedir. Sedimanın taban katmanında anaerobik bozulma söz konusudur. Tasarımı organik yüklemeye ve reaksiyon kinetiklerine dayanır. Taban çamurunun birikmesi ayrıca oksijeni kullanmaktadır.	Anaerobik koşullar derinlik boyunca hüküm sürmektedir. Tasarımı karışimsız anaerobik çürütücülerle aynıdır. Koku oluşumu sözkonusudur. Genellikle endüstriyel atıksularda kullanılmakta olup, mezbaha, rendering tesisleri gibi uygulama örnekleri mevcuttur.
Alıkonma süresi, gün	5-20	10-30	20-50
Su Derinliği, m	0,3-1	1-2	2,5-5
BO ₅ yükleme hızı Kg/ha.gün	40-120	5-120	200-500
Çözünmüş BO ₅ giderimi, %	90-97	85-95	80-95
Toplam BO ₅ giderimi, %*	40-80	70-90	60-90
Alg konsantrasyonu, mg/L	100-200	20-80	0-5
Çıkış TAKM, mg/L	100-250	40-100	70-120

* Çıkış BO₅ giderimi, çıkış suyunda bulunan alglerden dolayı düşüktür.

Fakültatif havuzlarda, dışarıdan müdahale ile bir gaz transferi gerçekleştirilmediğinden, havuz içerisindeki aerobik arıtmanın en önemli oksijen kaynağı alglerdir.

Oswald ve Gotaas (1957) algler görülebilen ışık enerjisinin yaklaşık %6'sını alg enerjisine dönüştüğünü tespit etmişlerdir. Ayrıca bu enerjinin her 1 gram alg için ortalama 6000 kalori olduğu tespit edilmiştir (Arceivala 2002). Güneş radyasyonu ve gökyüzü açıklık faktörü ile birlikte üretimi aşağıdaki formüllerden hesaplanabilmektedir.

$$E_{R,A} = E_{R,min} + [(E_{R,max} - E_{R,min}) \times f_{s,o}] \quad (2.14)$$

Burada;

$E_{R,A}$: Ortalama radyasyon (cal/cm²gün)

$E_{R,min}$: Minimum radyasyon (cal/cm²gün)

$E_{R,max}$: Maksimum radyasyon (cal/cm²gün)

$f_{s,o}$: Gökyüzü açıklık faktörü (birimsiz)

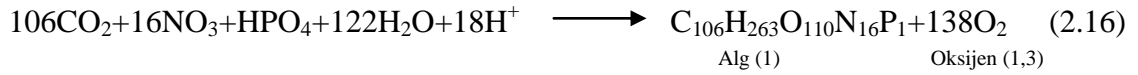
Hektar başına ortalama alg üretimi ise;

$$P_{alg} = \frac{E_{R,A} \times 10^8 \times (0,06)}{6000 \times 10^3} \quad (2.15)$$

Burada;

P_{alg} : Hektar başına ortalama alg üretimi (kg/ha.gün)

Alg üretimine bağlı oksijen üretimi ise aşağıdaki formülasyondan hesap edilmektedir.



Fotosentez sonucu oksijen üretimi, kütleli olarak alg üretiminin 1,3 katı kadardır. Hektar başına oksijen üretimi ise (P_{O_2}) ;

$$P_{O_2} = 1,3 \times P_{alg} \quad (2.17)$$

olarak bulunur.

Stabilizasyon havuzlarının akım koşulları, tam karışım ve piston akımlı reaktörlerde olduğu gibi ideal değildir. Stabilizasyon havuzlarında dağınık akım koşulları hâkim olmakta bu nedenle de, Fick'in ikinci yasasına uygun şekilde dispersiyon sayısı (D/UL ; D : dispersiyon katsayısı, L^2/t ; U : reaktör boyunca ana akım hızı, L/t ; L : reaktördeki aksiyal yol uzunluğu) 1 ile 4 arasında değişmektedir (Arceivala 2002).

Arceivala (1980) substrat giderim hızının (K_p) dünyadaki örnekleri inceleyerek aşağıdaki formülle bulunabileceğini tespit etmiştir.

$$K_p(20^\circ C) = 0,132 \log (L_{BOİ}) - 0,169 \quad (2.18)$$

Burada $L_{BOİ}$: organik yükleme hızı (kg/ha.gün)

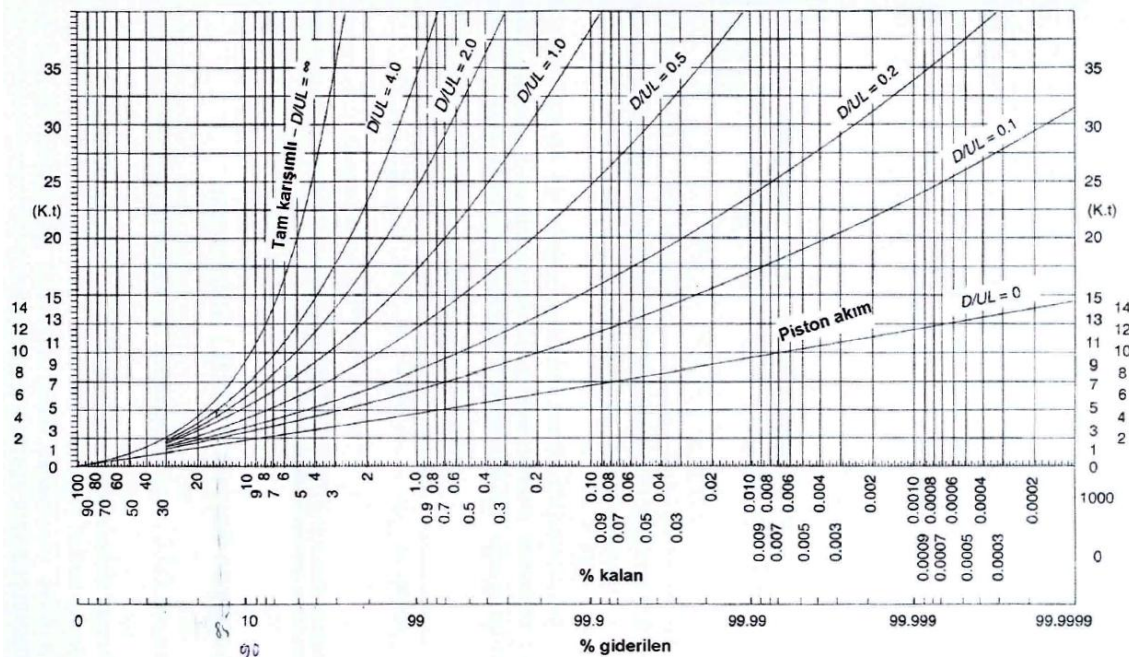
Pratikte K_p değeri, organik yüklemeye bağlı olarak Çizelge 2.20'de verildiği şekilde değişmektedir.

Çizelge 2.20. Organik yüklemeye karşı K_p değerleri

BOİ Yükü, kg/ha.gün	K_p , 1/gün (20°C)*
100	0,10
200	0,13
300	0,15

*Farklı sıcaklıklar için K_p (T°C'de) = $K_p \times 1,035^{T-20}$

Arzu edilen çıkış suyu BOİ₅ değerine ve dispersiyon katsayısına göre Şekil 2.12'deki abaktan $K.t$ değeri tespit edilmektedir ($K_p = K$). Buradan da (t) alıkonma süresi bulunmaktadır. Havuz hacmi de alıkonma süresi ve debiden tayin edilmektedir.



Şekil 2.12. Dağılımlı akım modeli kullanılarak substrat giderim veriminin bulunması (Wehner - Wilhelm Denklemi) (Arceivala 2002).

Stabilizasyon havuzunda oksijen üretimi ile BOİ_u kaynaklı tüketimin dengelenmesi esas olmaktadır. Bu nedenle, havuzun derinliği hesap edilirken, havuza giren organik yüklemeye dikkate alınarak gerekli minimum yüzey alanı belirlenmektedir (Arceivala 2002).

Stabilizasyon havuzlarında sülfür oluşumu, kötü kokuya neden olması ve algleri inhibe etmesi açısından önemli bir faktördür. Araştırmacılar sülfür iyonu konsantrasyonunun 4 mg/l'nin üzerine çıkması durumunda alg aktivitesinin engellendiğini, 6,5-8,4 mg/l seviyesinde olması durumunda ise alglerin öldüğünü tespit etmişlerdir (Glonya ve Espino 1969; Arceivala 2002).

Glonya ve Espino (1969) 25°C için sülfür üretimini aşağıdaki amprik bağıntıyla hesap edilebileceğini bulmuşlardır.

$$S^{2-} \text{ (mg/l)} = [0,0001058(\text{kgBOİ}_5/\text{ha.gün}) - 0,001655(t) + 0,0553] \times \text{InfSO}_4^{2-} \text{ (mg/l)} \quad (2.19)$$

Burada;

S^{2-} : 24 saatte üretilen (S^{2-}) konsantrasyonu

InfSO_4^{2-} : Ham atıksu (SO_4^{2-}) değeri

Sistemde çamur birikimi ülkelere göre farklılıklar göstermekle birlikte 0,03-0,05 m³/kişi.yıl olarak değişmektedir (Glonya 1971; Arceivala 2002). Sistemde çamur stabilize olmuş kabul edilmekte ve 5-10 yılda bir defa temizlenebilmektedir.

2.6. Hayat Boyu Değerlendirme (Life Cycle Assessment)

2.6.1. Hayat Boyu Değerlendirme yaklaşımının gelişimi

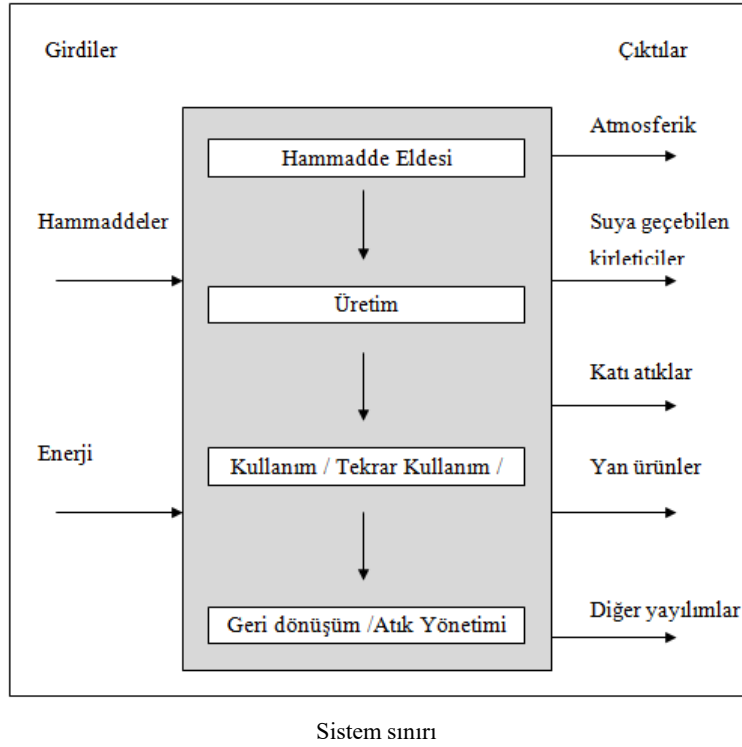
İlk olarak 1960'lı yılların sonlarında başlayan ve belirli bir metodolojiye sahip olmayan Hayat Boyu Değerlendirme (HBD) çalışmaları, modern anlamda 1990'lı yıllarda uygulanmaya başlamıştır. SETAC'ın (The Society for Environmental Toxicology and Chemistry) 1991 yılında yayınladığı HBD'nin Teknik Çerçevesi (A Technical Framework for Life Cycle Assessments) ilk yayınlanmış HBD standardını oluşturmuştur. Bu sayede HBD çalışmalarının belirli bir akışa uygun şekilde yürütülmesi sağlanmış ve kapsamlı bir karar destek aracına dönüştürülmüştür. Aynı şekilde İskandinav'da benzer çalışmalar yürütülmüş ve 1995 yılında İskandinav HBD Kılavuzu (Nordic Guidelines on Life Cycle Assessments) İskandinav Ülkeleri Meclisi tarafından yürürlüğe konmuştur.

1990'lı yılların sonunda ISO (International Organisation for Standardisation) tarafından ISO 14000 Çevre Yönetim Standartları yayınlanmış ve HBD standartlarının temelleri atılmıştır. Takip eden yıllarda Amaç ve kapsam tanımlamasının ve envanter çalışmasının içinde olduğu ISO 14041 (1998), etki değerlendirmenin bulunduğu ISO 14042 (2000), yorumlamanın bulunduğu ISO 14043 (2000) yayınlanmıştır. En son olarak ise bütün HBD çalışmaları için ISO 14044 (2006) yayınlanmış ve HBD çalışmaları için uluslar arası bir standart oluşturulmuştur (Tan vd. 2002).

2.6.2. Hayat boyu değerlendirme (HBD) kavramı

Hayat boyu değerlendirme (HBD) endüstriyel sistemlerin değerlendirilmesi için bir "beşikten-mezara (cradle-to-grave)" yaklaşımıdır. "beşikten-mezara" bir ürünü yaratmak için gerekli olan hammaddenin elde edilmesinden başlamaktadır, ürünün bertaraf edilmesinden sonraki kararlı duruma geçinceye kadar devam etmektedir. HBD bir ürünün yaşamının tüm aşamalarını birbirine bağlı olarak değerlendirmektedir. HBD ürünün yaşamı boyunca geçirdiği geleneksel analizlerle dikkate alınamayan tüm aşamalarının (örneğin, hammadde eldesi, madde taşınımı, nihai bertaraf gibi) neden

olduğu çevresel etkileri kümülatif olarak tahmin etmeye olanak sağlamaktadır (Anonim-IX 2006). Şekil 2.13’de hayat döngüsü aşamaları görülmektedir.



Şekil 2.13. Bir ürünün veya hizmetin hayat döngüsünün aşamaları (Anonim-X 1997; Anonim-XI 2007)

HBD;

- Ürünlerin hayatı boyunca çeşitli noktalardaki çevresel performansının iyileştirilmesi için olanakların belirlenmesinde,
- Sanayide, kamu kuruluşlarında veya sivil toplum kuruluşlarında (stratejik planlama, öncelik belirleme, ürün ve süreç tasarımı veya yeniden tasarımı amaçları için) karar vericilerin bilgilendirilmesinde,
- Ölçme teknikleri de dâhil olmak üzere, ilgili çevresel performans göstergelerinin seçiminde,
- Pazarlamada (çevre etiketi uygulaması, çevresel bir beyanın hazırlanması veya çevresel ürün açıklaması geliştirilmesinde),

yardımcı olmaktadır (Anonim-XI 2007).

HBD bir ürünün, prosesin veya hizmetin bütün girdi ve çıktılarını değerlendirmek (hayat boyu envanteri), ürettiği atıkların, insan sağlığı ve ekoloji üzerindeki etkilerini değerlendirmek (etki değerlendirmesi), bu değerlendirmelerin sonuçlarının yorumlamak (hayat boyu yorumlanması) için kullanılan bir tekniktir (Anonim-IX 2006).

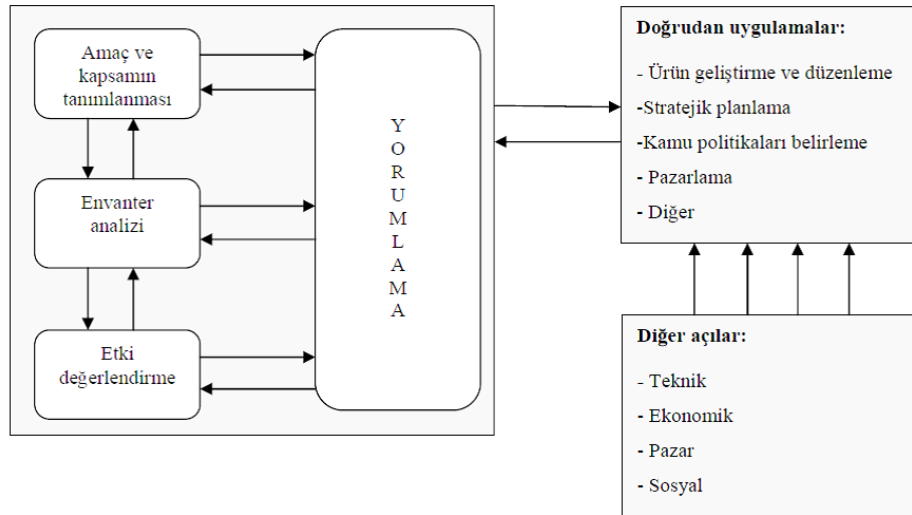
Tipik bir HBD çalışması aşağıdaki aşamaları içermektedir (Anonim-X 1997; Anonim-IX 2006; Anonim-XI 2007):

Amaç ve kapsamın tanımlanması: Ürün, proses veya faaliyet açıklanmaktadır. Ayrıca yapılacak değerlendirmenin kapsamı oluşturulmakta, sistem sınırları ve gözden geçirilecek çevresel etkiler tanımlanmaktadır.

- **Envanter analizi:** Enerji, su, materyal kullanımı ve çevresel salınımlar (hava emisyonları, katı atık bertarafı, atıksu deşarjı gibi...) tanımlanmakta ve nicelikselleştirilmektedir.

- **Etki değerlendirme:** Envanter analizinde tanımlanmış enerji, su, materyal kullanımı ve çevresel salınımların insan ve ekoloji üzerindeki etkileri değerlendirilmektedir.

- **Yorumlama:** Tercih edilen ürün, proses veya hizmetin envanter analizinin ve etki değerlendirmesinin sonuçlarının, belirsizliklerin açıklanması ve sonuçların üretilmesindeki varsayımlarla birlikte değerlendirilmektedir. Şekil 2.14’de HBD’nin fazları görülmektedir.



Şekil 2.14. HBD çerçevesi ve fazları (Anonim-XI 2007)

2.6.3. Amaç ve kapsamın tanımlanması

Amaç ve kapsamın tanımlanması aşaması, hayat boyu çevresel etkilerin dâhil olduğu amaç ve metotların karar verme prosesi için belirlenmesidir. Bu aşamada, karar verme prosesi için katma değer sağlayacak bilgilerin tipi, katma değer için sonuçların ne kadar doğru olması gerektiği ve sonuçların anlamlı ve kullanışlı olabilmesi için nasıl yorumlanması ve gösterilmesi gerektiği tanımlanmaktadır (Anonim-IX 2006). Ayrıca, HBD çalışmasına nelerin dâhil olacağı ve kullanılacak metodun ne kadar detaylı olacağını belirlemek ve sistem sınırları belirlenmektedir. ISO 14044'de (2007) bir HBD çalışmasının kapsamının, çalışılan sistemin fonksiyonlarını (performans özellikleri) anlaşılır bir şekilde açıklanması gerektiği belirtilmektedir. Bu fonksiyonların açıklanması, alternatiflerin *fonksiyonel birimlerinin* tanımlanması ile sağlanmaktadır. Fonksiyonel birim; iki ya da daha fazla ürün/prosesin aynı fonksiyonları yerine getirdiği nicelikselleştirilmiş birimi olarak tanımlanmaktadır.

Fonksiyonel birim belirlenirken; (1) ürünün/prosesin verimi, (2) ürünün dayanıklılığı, (3) kalite standartlarının performansı dikkate alınır (Anonim-X 1997)

Genellikle bir HBD çalışması üretim veya proses hayat döngüsünü dört aşamada incelemektedir: hammadde eldesi, üretim, kullanım/tekrar kullanım/bakım ve geri dönüşüm/atık yönetimi. Amaç ve kapsamın tanımlanması aşamasında, çalışma kapsamında bu aşamaların hangilerinin olup olmayacağı, çalışmanın amacı, sonuçların doğruluğunun gereksinimi, zaman ve kaynak mevcudiyeti değerlendirilerek belirlenmektedir (Anonim-IX 2006). Bu aşamaların detayları aşağıda açıklanmaktadır (Anonim-XII 1993):

- **Hammadde eldesi:** Üretimde kullanılacak hammaddenin eldesi ve bu hammaddenin işleneceği noktaya kadar taşınmasını içermektedir.
- **Üretim:** Hammaddenin bir ürüne dönüşmesi aşamasıdır. Üç alt aşamadan oluşur:
 - **Materyal üretimi:** Hammaddenin fabrikasyon için kullanılabilir hale getirilmesi aşamasıdır.
 - **Ürün fabrikasyonu:** İşlenmiş maddenin paketlenme aşamasına kadar gelmesi aşamasıdır.
 - **Paketleme/Dağıtım:** Ürünün taşınmaya uygun hale getirilmesi aşamasıdır. Taşıma esnasındaki çevresel etkilerde dikkate alınmaktadır.
- **Kullanım/Tekrar kullanım/Bakım:** Bu aşama kullanıcının ürünü kullanımını, tekrar kullanımını ve kullanım boyunca uygulanacak bakımını içermektedir. Bu aşama ayrıca ürün depolama ve tüketimden kaynaklanan enerji ihtiyacını ve çevresel atıkları içermektedir.
- **Geri dönüşüm/Atık yönetimi:** Geri dönüşüm/Atık yönetimi aşaması ürünün bertarafı ile ilişkili enerji ihtiyaçlarını ve çevresel atıkları içermektedir.

2.6.4. Sistemin envanter analizi

Hayat döngüsü envanteri enerji ve hammadde ihtiyacının, atmosferik emisyonların, su emisyonlarının, katı atıkların ve diğer salınımların bir ürün, proses

veya faaliyetin tüm hayat döngüsü için hesaplanması işlemidir. Envanter analizinde bütün ilişkili veriler toplanarak organize edilmektedir. Envanter analizi bir HBD çalışmasındaki çevresel etkilerin karşılaştırılmasında ve potansiyellerin belirlenmesindeki temeli oluşturmaktadır (Anonim-IX 2006). Envanter analizi aşağıdaki temel işlemleri içermektedir (Anonim-X 1997):

- Veri toplama
- Sistem sınırlarını düzenleme
- Hesaplama
- Verilerin geçerliliğinin doğrulanması
- Spesifik sistem için verileri ilişkilendirme
- Verileri paylaşırma

Bir envanter analizinde yukarıdaki işlemlerin gerçekleştirilmesi için dört temel aşama bulunmaktadır (Anonim-IX 2006): (1) değerlendirilecek proseslerin akım diyagramını oluşturmak, (2) bir veri toplama planı oluşturmak, (3) verileri toplamak, (4) değerlendirme ve sonuçları rapor etmek.

2.6.4.1. HBD çalışmasının akım diyagramının oluşturulması

Akım diyagramı bir proses veya sistem için girdi ve çıktıların haritalandırma aracıdır. “sistem” veya “sistem sınırları” her HBD çalışması için değişmektedir. Bu aşamada, amaç ve kapsamın tanımlanması aşamasında çizilen sınırlar kullanılmaktadır. Bu aşamanın amacı sistem sınırları içerisindeki proseslerle, sisteme giren ve çıkanların (enerji ve materyallerin) ilişkilendirilmesidir. Akım diyagramının kompleks olması, sonuçların doğruluğunu arttırmasıyla beraber zaman ve kaynak kullanımını da arttırmaktadır (Anonim-IX 2006).

2.6.4.2. HBD veri toplama planı

Veri toplama planı, karar vericilerin beklentilerini karşılayan doğru ve kaliteli verilerinin toplanması sağlamaktadır. Veri toplama planı aşağıdaki konuları içermektedir:

- Veri kalite amaçlarının tanımlanması: çevreye olan etkilerin bütünü bakımından karar vermek için gerekli verilerin kalitesi ile mevcut zaman ve kaynaklar arasındaki denge kurmak için bir çerçeve oluşturulur (Anonim-XIII 1986).
- Veri kaynaklarının ve tiplerinin tanımlanması: veri toplamada, gerekli maliyet ve zaman azaltılmaktadır.
- Veri kalitesi göstergelerinin tanımlanması: eğer veri kalitesi gereksinimi karşılanıyorsa, toplanan veriler için bir ölçüt olmaktadır.
- Veri toplama tablosu oluşturmak: veri toplama ve doğrulama için bir rehber oluşturulur.

2.6.4.3. Veri toplama

Veri toplama işleminde, araştırmalardan, arazi çalışmalarından veya uzmanlardan faydalanılabileceği gibi çeşitli paket programların içinde bulunan veritabanlarından da faydalanılabilmektedir (Anonim-IX 2006).

2.6.4.4. Sonuçların değerlendirilmesi ve rapor edilmesi

Veri toplama aşamasından sonra veriler değerlendirilerek, hayat boyu etki değerlendirme için rapor edilmektedir (Anonim-IX 2006).

2.6.5. Hayat boyu etki değerlendirme (HBED)

Hayat boyu etki değerlendirme (HBED), envanter çalışmasında tanımlanmış çevresel kaynakların ve salınımların insan ve çevre üzerine olan potansiyel etkilerin değerlendirme aşamasıdır. Etki değerlendirme ekoloji, insan sağlığı ve kaynakların tüketilmesine hitap eder. Yedi temel aşaması vardır. Bunlar:

1. Etki kategorilerinin seçilmesi ve belirlenmesi
2. Sınıflandırma
3. Karakterizasyon (niteleme)
4. Normalizasyon
5. Gruplandırma
6. Ağırlık atama
7. Sonuçların değerlendirmesi ve rapor edilmesidir.

Dünyada kullanılan birçok etki değerlendirme metodu bulunmaktadır. Çeşitli yazılımların içerisinde bulunan bu metotların en çok kullanılanları ve bunların genel özellikleri Çizelge 2.21’de verilmektedir.

2.6.5.1. Etki kategorilerinin seçilmesi ve belirlenmesi

HBED’nin ilk adımı dikkate alınacak etki kategorilerinin seçimidir. Bu adımın amacı, çevresel kategorilerin seçimi ve tanımlanması için bir rehber oluşturmaktır. Çok sayıda çevresel kategoriler bulunmasına karşın, temel ve yaygın kullanılan etki kategorileri Çizelge 2.22’de verilmektedir (Anonim-X 1997). Etki kategorileri, dikkate alınan ürün veya prosesin neden olduğu etkilerin açıklanması amacıyla seçilmektedir. Etki kategorileri seçilirken HBD çalışmasının doğruluğu için aşağıda belirtilen ihtiyaçlar dikkate alınmaktadır (Lindfors vd. 1995; Anonim-X 1997).

Bütünlük: Tüm çevresel etkiler listeye tanımlanmalıdır.

Uygulanabilirlik: Liste çok sayıda kategoriye içermemelidir.

Bağımsızlık: Karşılıklı bağımsız etki kategorilerini seçerken tekrarlardan kaçınılmalıdır.

Karakterizasyon adımı ile ilişki: Seçilmiş etki kategorileri mevcut karakterizasyon metotları ile ilişkili olmalıdır.

Bu tez çalışması kapsamında, atıksu arıtma alternatiflerinin incelenmesi için CML2000 etki değerlendirme metodunda önerilen kategoriler seçilmiştir.

Çizelge 2.21. Etki değerlendirme metotlarının özeti (Renou vd. 2008)

HBED Metodu	CML 2000	Eco-Indicator'99	EDIP'96 (Environmental Design of Industrial Products)	EPS (Environmental Priority Strategy in product design)	Ecopoints 97
Referans	Centre of Environmental Studies (CML), Univesity of Lieden, Hollanda	Pré Cosultants, Hollanda	Danimarka Teknik Üniversitesi	Chalmers Üni. İsveç	SAEFL, İsviçre
İncelediği Etkiler	Küresel ısınma Ötrofikasyon Asidifikasyon Abiyotik tükenme Ozon tabakası tükenmesi Fotokimyasal oksidasyon İnsan toksisitesi Karasal toksisite Tatlı su toksisitesi Deniz toksisitesi	İklim değişimi Asidifikasyon Ötrofikasyon Fosil yakıtlar, mineraller ve alan kullanımı Ozon tabakası Kanserojenler Radyasyon Ekotoksikoloji İnatçı inorganikler İnatçı organikler	Küresel ısınma Ötrofikasyon Asidifikasyon Ozon tükenmesi Fotokimyasal sis İnsan ekotoksitesitesi (hava, toprak, su) Su ekotoksitesitesi (akut, kronik) Toprak ekotoksitesitesi Atıklar (şişkin, tehlikeli, radyoaktif, cüruf, kül)	Kaynakların tükenmesi Ortalama ömür Morbidite Şiddetli morbidite Rekolte kapasitesi Balık ve et üretimi Su üretim kapasitesi (içme, sulama) Ağaç üretim kapasitesi Tedirginlik Şiddetli tedirginlik Türlerin tükenmesi Toprak asidifikasyonu	CO ₂ , SO _x Enerji Toz COD, N, NH ₃ , P Radyasyon (Yüksek, Düşük/orta) Metaller (toprak) (Cd, Hg, Pb, Zn) (Su, hava) (Cr, Cu, Ni) Nitrat (Toprak) Pestisit (Toprak) Atıklar Özel atıklar

Çizelge 2.22. Yaygın kullanılan etki kategorileri (Anonim-IX 2006)

Etki kategorisi	Ölçek	İlişkili HBD verisi	Yaygın karakterizasyon faktörü	Karakterizasyon faktörünün açıklanması
Küresel Isınma	Küresel	CO ₂ , N ₂ O, CH ₄ , CFCs, HCFCs, CH ₃ Br	Küresel Isınma Potansiyeli	HBD verileri CO ₂ eşdeğerine dönüştürülür. 50, 100, 500 yıllık potansiyel olarak değerlendirilir.
Stratosferik Ozon Tükenmesi	Küresel	CFCs, HCFCs, Halonlar, CH ₃ Br	Ozon Tüketme Potansiyeli	HBD verisi CFC-11 eşdeğerine dönüştürülür.
Asidifikasyon	Bölgesel, Lokal	SO _x , NO _x , HCl, HF, NH ₄	Asidifikasyon Potansiyeli	HBD verisi H ⁺ iyon veya SO ₂ eşdeğerine dönüştürülür.
Ötrofikasyon	Lokal	PO ₄ , NO, NO ₂ , NO ₃ , NH ₄	Ötrofikasyon Potansiyeli	HBD verisi PO ₄ eşdeğerine dönüştürülür.
Fotokimyasal Sis	Lokal	Metan olmayan hidrokarbonlar	Fotokimyasal oksit yaratma potansiyeli	HBD verisi C ₂ H ₆ eşdeğerine dönüştürülür.
Karasal Tosisite	Lokal	Kemirgenler için öldürücü konsantrasyon u rapor edilmiş toksik kimyasallar	LC50	HBD verisi LC50 veya 1,4-DB eşdeğerine dönüştürülür.
Sucul toksisite	Lokal	Balıklar için öldürücü konsantrasyon u rapor edilmiş toksik kimyasallar	LC50	HBD verisi LC50 veya 1,4-DB eşdeğerine dönüştürülür.
İnsan Sağlığı	Küresel, Bölgesel, Lokal	Havaya, suya ve toprağa salınımların toplamı	LC50	HBD verisi LC50 veya 1,4-DB eşdeğerine dönüştürülür.
Kaynak Tüketimi	Küresel, Bölgesel, Lokal	Kullanılan minerallerin miktarı Kullanılan fosil yakıtların miktarı	Kaynak tüketme potansiyeli	HBD verisi kaynak kullanımın miktarının kalan kaynak miktarına oranına veya Sb eşdeğerine dönüştürülür.
Alan Kullanımı	Küresel, Bölgesel, Lokal	Deponiye bırakılan atık miktarı	Katı atık	Hacim içerisindeki katı atığın kütleline yoğunluğu tahmin etmek için dönüştürülür.

2.6.5.2. Sınıflandırma

Sınıflandırmanın amacı etki kategorileri içindeki HBD sonuçlarının mümkün olduğu kadar birleştirme ve organize etmektir (Anonim-IX 2006). Sınıflandırma aşaması, envanter girdi ve çıktı verilerini kategorilere atamayı amaçlamaktadır (Anonim-X 1997). Sadece bir etki kategorisi ile ilişkili envanter verisi için kategoriye atama yapmak kolay iken; iki veya daha fazla etki kategorisi ile ilişkili verilerin atanması karmaşık olmaktadır. Bu amaçla verinin tekrarlanmaması amacıyla iki farklı

yöntem geliştirilmiştir: (i) Envanter sonuçlarının katkısı kadar temsil edilebilir bir kısmını etki kategorisine atamak. Buna etkilerin bir diğeri ile bağılı olduğu durumlarda izin verilmektedir. (ii) Bütün envanter sonuçlarının katkısı kadarını etki kategorilerine atamak. Buna etkilerin birbirinden bağımsız olduğu zamanlarda izin verilmektedir.

Örneğin; SO₂'nin bulunduğu lokasyona göre (yer seviyesinde veya atmosferde asılı) sadece insan sağlığına veya sadece asidifikasyona etkisi bulunabilmektedir. Bu nedenle, aynı anda ikisine de etkisinin olamayacağı öngörüsü ile SO₂ emisyonu bu iki kategoriye oransal olarak bölünebilmektedir (örneğin %50 insan sağlığı, %50 asidifikasyon). Ancak, NO₂'nin potansiyel olarak hem stratosferik ozona hem de asidifikasyona etkisinin olmasından dolayı iki kategoriye de atanmaktadır (%100 stratosferik ozon, %100 asidifikasyon) (Anonim-IX 2006).

2.6.5.3. Karakterizasyon (niteleme)

Karakterizasyon, envanter sonuçlarını insan sağlığı ve ekolojiye etkilerinin temsil edilebilir göstergelere bilimsel tabanlı bir şekilde dönüştürülmesi ve sonuçların birleştirilmesi için faktörlerin kullanılması aşamasıdır (Anonim-IX 2006). Karakterizasyon envanter sonuçlarının ortak birimlere dönüştürülmesini ve aynı etki kategorisi bünyesinde dönüştürülen bu sonuçların toplanmasını içermektedir (Anonim-XI 2007).

Etki indikatörleri aşağıdaki formülden hesaplanabilmektedir:

$$\text{etki indikatörü} = \text{envanter verisi} \times \text{karakterizasyon faktörü}$$

Karakterizasyonda, incelenen alternatiflerin etki indikatörlerinin büyüklüğü bakımından ilgili oldukları kategoriye en fazla etki eden alternatifin %100 olduğu ve diğer alternatiflerin bu değere göre oranlandığı varsayımı ile karşılaştırılmaktadır.

Örneğin, A ve B alternatiflerinin Ötrofikasyon kategorisine etkilerinin karşılaştırılmasında, A alternatifinin etki indikatörü 25 kg PO₄³⁺eq, B alternatifinin ise 10 kg PO₄³⁺eq ise A alternatifinin kategorizasyon sonucunda ötrofikasyon kategorisine etki değeri %100 iken B alternatifinin A alternatifine oranla %40 olmaktadır.

Yukarıdaki örnekten de anlaşılacağı gibi karakterizasyon sadece alternatiflerin etkileri arasında karşılaştırma yapmaktadır.

2.6.5.4. Normalizasyon

Normalizasyon etki kategorileri arasında karşılaştırmalar yapabilme amacıyla etki göstergelerini tarif etmede kullanılmaktadır. Normalizasyon işleminde, etki indikatörleri seçilmiş bir referans değere bölünerek normalize edilmektedir. Bu referans değerinin seçiminde çok sayıda yöntem bulunmaktadır (Anonim-IX 2006):

- Verilen bir alan (küresel, bölgesel, lokal) için toplam emisyon veya kaynak kullanımı
- Verilen bir alan için kişi başı bazında toplam emisyon veya kaynak kullanımı
- Bir alternatifin diğerine oranı
- Bütün seçenekler arasında en yüksek değer.

Normalizasyon sonucu birimsiz olup, sadece niceliksel bir büyüklüğü ifade etmekte olup, pratikte incelenen tek veya çok sayıda alternatifin, en fazla hangi kategoriye etkisinin olduğunun bulunması amaçlanmaktadır.

Bu tez çalışması kapsamında, incelenen alternatiflerin etkilerinin değerlendirilmesinde CML2000 etki değerlendirme metodu kullanılmış olup, küresel ölçekte etkilerin belirlenebilmesi için ise CML2000 içerisinde bulunan World 95 referans değerlerin kullanılmıştır.

2.6.5.5. Gruplandırma

Gruplandırma etki kategorilerini, ilgilenilen özel alanlar için sonuçların daha iyi bir şekilde yorumlanması amacıyla, bir veya daha fazla setlere atama işlemidir. İki yolla gruplandırma işlemi gerçekleştirilmektedir (Anonim-IX 2006):

- Göstergeleri, karakteristikler yoluyla (emisyonlar “hava, su” veya konuma “yerel, bölgesel, küresel”) dağıtmak
- Göstergeleri bir sıralama sistemi yoluyla (yüksek, orta, düşük önem) dağıtmak.

Bu tez çalışması kapsamında, sadece toksisite kategorileri gruplandırılmış olup, yorumlama aşamasında genel anlamda toplam toksik etkilerin ne olduğu da araştırılmıştır.

2.6.5.6. Ağırlık atama

Değer verme (valuation) olarak da adlandırılan ağırlık atama aşaması (weighting) farklı etki kategorilerinin önemine veya ilişkisine göre ağırlık veya göreceli değerler verilmesi işlemidir (Anonim-IX 2006). Ağırlık atama işleminde karakterizasyon ve normalizasyon işleminde niceliksel durumu ortaya konan farklı etki kategorilerinin karşılaştırılması amacıyla HBD uygulanan koşullar için önem dereceleri belirlenmektedir (Anonim-X 1997). Ağırlık atama işlemi teknik, bilimsel veya nesnel olamamaktadır. Ancak bu işlem bilimsel tabanlı analitik teknikler yardımıyla yürütülebilmektedir (Anonim-X 1997; Anonim-IX 2006).

Ağırlık atama işlemi aşağıdaki yöntemleri içermektedir (Anonim-X 1997):

- Karar verici bir grup veya organizasyonun politikaları, amaç ve hedefleri ve kişisel fikirleri veya grupta yaygın olan inanç doğrultusunda göreceli önceliklerin tarif edilmesi (ağırlıkların tespit edilmesi)

- İşlemin açık, kayıt edilebilir ve rapor edilebilir olması
- Bu konular hakkındaki bilginin durumu doğrultusunda sonuçların göreceli öneminin belirlenmesi (etki göstergelerine ağırlıkların uygulanması)

Bazı konularda ağırlık atama, konuların özneliği nedeniyle zor olmaktadır. ISO 14042'de (2000), herhangi bir tercih yargısının, bir etki kategorisinin, bir diğerinden göreceli önemi bakımından öznel olduğu belirtilmektedir. Ek olarak, bu değer yargısının yılın zamanına veya konuma göre değişebileceği de vurgulanmaktadır. Bu nedenle objektif bir şekilde ağırlık belirleme amacıyla çeşitli karar destek yaklaşımı kullanılabilir. Bunlar; Analitik Hiyerarşi Prosesi (AHP), Modifiye edilmiş Delphi Tekniği (*Modified Delphi Technique*) ve Çok Nitelikli Karar Verme Analizi (*Decision Analysis using Multi-Attribute Theory*)'dir (Anonim-IX 2006).

Bu tez kapsamında, ağırlık atamasında AHP tekniği kullanılmış olup, incelenen etki kategorileri arasında ikili karşılaştırmalar yapılmıştır. İkili karşılaştırmalar yapılabilmesi için, karar vericinin kendi önceliklerini yansıtabildiği bir arayüz geliştirilmiştir. Ağırlık ataması ve arayüz kullanımı ile ilgili detaylı bilgiler ileriki bölümlerde verilmektedir.

2.6.5.7. Sonuçların değerlendirilmesi ve rapor edilmesi

HBED sonuçlarıyla ilgili olarak; önemli farklılıkların olup olmadığının tespit edilmesinde yardımcı olmak, ihmal edilebilir HBED sonuçlarını tanımlamak, tekrarlanan HBED süreci için kılavuzluk sağlamak, amacıyla önemin, belirsizliğin ve hassasiyetin daha iyi anlaşılması için ilâve tekniklere ve bilgilere ihtiyaç duyulabilir. Tekniklerin gerekliliği ve seçimi, HBD çalışmasının amaç ve kapsamını gerçekleştirmek için ihtiyaç duyulan doğruluğa ve ayrıntıya bağlıdır (Anonim XI 2007). Bu teknikler;

Ağırlık analizi, gösterge sonuçları için en büyük katkıya sahip verileri tanımlayan istatistiksel bir prosedürdür. Bu bilgiler daha sonra, sağlıklı karar verildiğini doğrulamak için artan bir öncelikte araştırılabilir.

Belirsizlik analizi, veriler ve kabullerdeki belirsizliklerin hesaplamalarda nasıl ele alındığını ve bunların HBED sonuçlarının güvenilirliğini nasıl etkilediğini belirlemek için kullanılan bir işlemdir.

Hassasiyet analizi, veriler ve metodolojik seçimlerdeki değişikliklerin HBED'nin sonuçlarını nasıl etkilediğini belirlemek için kullanılan bir işlemdir (Anonim XI 2007).

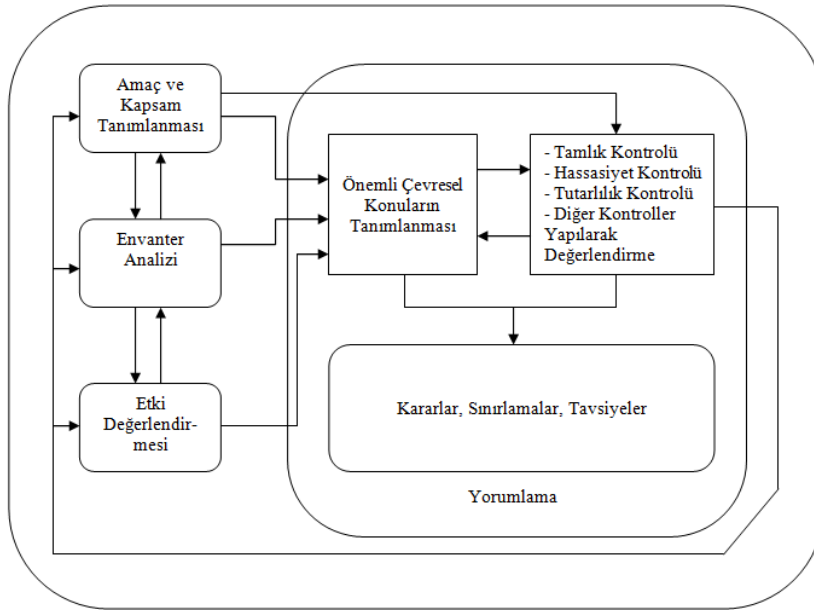
2.6.6. Yorumlama

HBD yorumlanması bir sistemin envanter analizi ve etki değerlendirmesinin sonuçlarından elde edilen bilgilerin tanımlamak, nitelenmek, kontrol etmek ve değerlendirmek ve bunları uygulayıcılara sunmak amacıyla oluşturulmuş bir sistematik işlemdir (Anonim-X 1997; Anonim-XI 2007). HBD çalışmasının dördüncü aşaması olan yorumlama aşağıdaki konuları içermektedir (Anonim-XI 2007):

- Önemli çevresel konuların tanımlanması
- Bütünlüğü, hassasiyeti ve uygunluk kontrollerini dikkate alan bir değerlendirme
- Sonuçlar, sınırlamalar ve öneriler

Bu tez çalışması kapsamında, genel bir yorumlama çalışması yapılmış olup, tezin kapsamının daha çok karar vericiye uygun alternatiflerin HBD sonuçlarının sunulması olduğundan, sunulan uygun alternatiflerin çevresel performanslarının yorumlanması ve aralarında üstün olanın belirlenmesi karar vericiye bırakılmıştır. Bu nedenle, yukarıda sıralanan aşamalar arayüz yazılımının sonucu kullanılarak karar verici tarafından yapılacaktır.

HBD yorumlamasının, diğer aşamalarla ilişkisi Şekil 2.15’de görülmektedir.



Şekil 2.15. HBD yorumlamasının diğer aşamalarla ilişkisi

2.6.6.1. Önemli çevresel konuların tanımlanması

Bu aşamanın amacı, amaç ve kapsam tanımlanması aşamasına uygun olarak önemli konuların belirlenmesi amacıyla envanter çalışmasından ve HBED elde edilen bilgileri yapılandırılmasıdır (Anonim-X 1997). Bu aşamada, HBD'nin üç temel aşamasından elde edilen bilgiler gözden geçirilmekte ve önemli konuların belirlenmesine yardımcı olunmaktadır. Bu aşamanın sonuçları HBD çalışmasının tamlığını, hassasiyetini ve tutarlılığını değerlendirmek amacıyla kullanılmaktadır. Önem konularının belirlenmesi değerlendirme aşamasına rehberlik etmektedir (Anonim-IX 2006).

HBD çalışmasının önceki aşamalarının sağlaması gereken dört çeşit bilgi vardır (Anonim-X 1997; Anonim-XI 2007):

- Veri kalitesine ait bilgilerle birleştirilmesi ve yapılandırılması gereken önceki aşamalara (HBE, HBED) ait bulgular,
- Metodolojik seçimler
- Amaç ve kapsam tanımında belirtildiği üzere çalışmada kullanılan değer seçimleri
- Uygulama ile ilişkili olarak amaç ve kapsam tanımında belirtildiği gibi farklı ilgili tarafların görev ve sorumlulukları ve ayrıca, gerçekleştirildiyse, eş zamanlı eleştirel gözden geçirme sürecinin sonuçları.

Çevresel konuların belirlenmesinde ve önemlerinin tespit edilmesinde aşağıdaki yaklaşımlar tavsiye edilmektedir (Anonim-IX 2006):

Katkı analizi (Contribution analysis): Hayat döngüsü aşamalarının veya işlemler grubunun katkısı toplam bulgularla karşılaştırılmakta ve ilişkileri incelenmektedir.

Üstünlük analizi (Dominance analysis): İstatistiksel veya diğer metotlarla önem katkısı incelenmektedir.

Anomali değerlendirmesi (Anomaly assessment): Önceki deneyimlere, tahmin edilen veya normal bulguların, genel olmayan sapmaları gözlemlenmekte ve ilişkilerin incelenmektedir.

2.6.6.2. Değerlendirme

Değerlendirme aşamasının amacı, önceki HBD aşamalarına ve yorumlamanın ilk aşamasında belirlenen önemli çevresel konulara dayanan çalışmanın sonuçlarının güvenilirliğini oluşturmaktır. Değerlendirme amaç ve kapsama uygun bir şekilde

yürütülmektedir. Bu amaç, aşağıdaki görevlerin yerine getirilmesiyle gerçekleştirilmektedir (Anonim-X 1997; Anonim-IX 2006; Anonim-XI 2007):

Tamlık kontrolü (Completeness check): Tamlık kontrolünün amacı, yorumlama için istenilen bütün ilgili bilgi ve verilerin ulaşılabilir ve tam olmasını sağlamaktır. İlgili herhangi bir bilgi bulunmuyorsa veya eksik ise, HBD çalışmasının amaç ve kapsamını yerine getirmek için bu gibi bilgilerin gerekliliği hesaba katılmaktadır.

Hassasiyet kontrolü (Sensitivity check): Hassasiyet kontrolünün amacı, nihai sonuçların ve kararların güvenirliliğinin, HBD temel aşamalarındaki belirsizliklerden etkilenip etkilenmediğini değerlendirmektir. Bu işlem üç metotla gerçekleştirilmektedir (Anonim-IX 2006):

- **Ağırlık analizi (Gravity analysis):** Etki gösterge sonuçları üzerinde en büyük katkıyı sağlayan veriler tespit edilmesi.
- **Belirsizlik analizi (Uncertainty analysis):** Etki gösterge sonuçlarının önemini tespit etmek için HBED verilerinin değişimini açıklanması.
- **Hassasiyet analizi (Sensitivity analysis):** Etki gösterge sonuçlarını etkileyen karakterizasyon modellerindeki ve HBD sonuçlarındaki değişim aralığını ölçülmesi.

Tutarlılık kontrolü (Consistency check): Tutarlılık kontrolünün amacı, kabullerin, yöntemlerin ve verilerin amaç ve kapsam ile uyumlu olup olmadığını tespit etmektir (Anonim-XI 2007). Bölgesel ve/veya zamansal farklılıklar, sistem sınırları, metotlar, önceki ve sonraki prosesler arasındaki farklılıklar ve ağırlık atama metotları tutarlılık kontrolünün konularıdır (Anonim-X 1997).

2.6.6.3. Sonuçlar, sınırlar ve öneriler

Bu aşamanın amacı, HBD'nin hedef kitlesi için sonuçlar çıkarmak, sınırlamaları belirlemek, tavsiyelerde bulunmak (Anonim-XI 2007) ve çevreye ve insan sağlığına en az etkili ürünü tespit etmek için HBED sonuçlarının yorumlanmasıdır (Anonim-IX 2006). Sonuçların çıkarılması, hayat boyu yorum safhasındaki diğer unsurlarla tekrarlı bir şekilde yapılmalıdır. Bu sürecin akış sırası aşağıdaki gibidir:

- i) Önemli hususların belirlenmesi,
- ii) Tamlık, hassasiyet ve tutarlılık için metodolojinin ve sonuçların değerlendirilmesi,
- iii) İlk sonuçların çıkarılması ve bu sonuçların, özellikle veri kalitesi şartları, önceden tanımlanmış kabuller ve değerler, metodoloji ve çalışma sınırları ve uygulamaya yönelik ihtiyaçları da ihtiva eden, çalışmanın amaç ve kapsam gerekleriyle uyumluluğunun kontrol edilmesi,

- iv) Sonuçların, tam olarak rapor edilmesi. Aksi takdirde önceki basamaklardan uygun olanına dönülmesi.

Öneriler, çalışmanın nihai sonuçlarına dayalı olmalı ve sonuçların mantıklı ve makul bir sırasını yansıtmalıdır. Çalışmanın amaç ve kapsamıyla uyumlu olduğunda, karar vericilere özel tavsiyelerde bulunulmalıdır. Tavsiyeler, amaçlanan uygulama ile ilişkili olmalıdır (Anonim-XI 2007).

2.6.7. Raporlama

Raporlama aşamasının amacı, tamamlanmış olan HBD çalışmasının, hedef gruba tarafsız bir şekilde, eksiksiz ve doğru olarak rapor edilmelidir. Okuyucunun, HBD çalışmasının doğal bir özelliği olan karmaşıklıkların ve bilgi alış verişlerinin kavranabilmesi için, sonuçlar, veriler, yöntemler, tavsiyeler ve sınırlamalar şeffaf bir şekilde ve yeterli ayrıntıda sunulmaktadır. Rapor ayrıca, çalışmanın amaçlarıyla uyumlu bir şekilde kullanılacak sonuçları ve yorumu sağlamaktadır (Anonim-XI 2007).

2.6.8. Hayat boyu değerlendirme çalışmalarında kullanılan yazılımlar

Dünya’da karar vericilere destek olmak amacıyla birçok model geliştirilmiştir. Bu modeller yalnızca HBD analizlerini hızlandırmakla kalmamakta, HBD yaklaşımının kullanılmasını arttırmaktadır. Modeller, derinlemesine bir metodolojik bilgiye ihtiyaç duyulmadan, senaryo analizleriyle sistemin çevreye etkilerinin nasıl değişeceğinin anlaşılmasına yardımcı olabilmektedir. Ayrıca bu modellerin uygulanması, çevresel bakış açısıyla en iyi performans gösteren tespitine olanak sağlamaktadır (Winkler ve Bilitewski 2007).

HBD analizi için geliştirilmiş modeller, ARES, EPIC/CSR (Integrated Solid Waste Management Tools), DST (Decision Support Tool), IWM2 (Procter & Gamble: Integrated Waste Management 2), ORWARE, UMBERTO, SimaPro ve GaBi olarak sıralanabilir.

Bu çalışmada, HBD analizlerinde en fazla kullanılan yazılım olması ve yardımcı dokümanlara erişimin kolay olması nedeniyle SimaPro 7.0 kullanılmıştır.

2.7. Karar Destek Sistemleri

Bu bölümde, Karar Destek Sistemlerinin (KDS) temelleri ve uygulanması hakkında teorik bilgiler verilmektedir. KDS, tez kapsamında HBD sonuçlarına ağırlık atama kısmında karar verici tarafından önceliklerine göre ağırlık belirlenmesinde ve yerel ölçütlerin dikkate alınmasında kullanılmıştır. Bu işlemin gerçekleştirilmesinde, KDS metotlarından biri olan AHP seçilmiş olup, AHP teorisi de anlatılmaktadır.

2.7.1. Karar

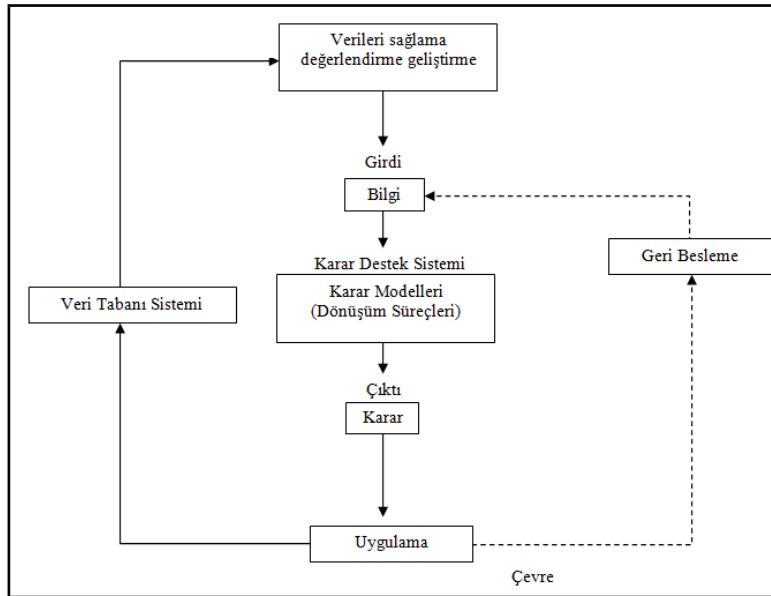
Karar; veri ve bilgi ile bunların kullanıldığı karar modelleri üzerine kurulmuş bir seçim prosesidir. Karar verme ise; “sorunlar sistemini çözüme kavuşturmada, edinilen bilgilerin uygun karar modellerinde kullanılmasıyla üretilen alternatif davranış biçimlerinden birinin seçilmesi ve uygulanması süreci” olarak tanımlanabilmektedir (Marakas 2003). Bu yaklaşımla karar verme üç temel özelliği karşılar: (1) Karar verme bir süreçtir, (2) Karar verme bir problemin çözümüdür ve (3) Karar verme amaca uygun değişik davranış biçimlerinden birini seçme işlemidir (Kuruüzüm 1998). Karar verme süreci Şekil 2.16’da görülebilmektedir.

Kararlar üç ana grupta toplanabilir (Kuruüzüm 1998; Sayın 2007):

Yapısal kararlar: Programlanmış kararlar olarak da bilinip, problemin algoritmik olarak tanımlanabildiği kararlardır. Genellikle kısa vadeli çözümler içindir. Amaçlar açıkça tanımlanabilir ve çözüm yöntemleri açıktır. Karar vericinin öznel bir esnekliği yoktur.

Yarı yapısal kararlar: Karar verirken standart çözüm yaklaşımları ve insan yargısı gerektirir. Orta vadeli kararlarla ilgilidir. Karar destek sistemleri ile çözülebilecek problemler bu kapsamdadır. Parametreler belirlendikten veya kestirimi yapıldıktan sonra yapısal kararlara dönüşür.

Yapısal olmayan kararlar: Programlanmamış kararlar olarak da bilinir. Problemin çok iyi tanımlanamadığı durumlarda bu tip kararlar geçerlidir. Karar sürecinin hiçbir şekilde algoritmik olmadığı durumdur. Karar verici, bilgi ve sezgilerini de kullanarak karar verir.



Şekil 2.16. Karar verme süreci (Kuruüzüm 1998)

2.7.2. Karar verme süreci

Karar verme süreci aşağıdaki oluşmaktadır (Çimren vd. 2007; Sayın 2007):

Sorunun ve amacın tanımlanması ve yapılandırılması: Üzerinde çalışılacak problemin tüm çerçevesiyle tanımlanması işlemidir. Sorunun tanımlanması ile çözüme ulaşmak için gerekli amaçlar belirlenmelidir.

Karar modelinin kurulması: Mevcut bilgilerin derlenip, çözüm yöntemi belirlenmektedir. Bu aşamada ölçütler belirlenmekte ve ölçütlerin performans değerlendirmesi yapılmaktadır. Ölçütlerin önem derecelerini belirlenerek, karar vericinin tercihleri modellenmektedir.

Çözümleme: Model sonuçlarının elde edildiği aşamadır.

2.7.3. Bilgi sistemleri

Bilgi sistemi; organizasyonların yönetsel fonksiyonlarını desteklemek amacıyla bilgiyi toplayan, depolayan, üreten ve dağıtan bir mekanizmadır (Yomralıoğlu 2002). Başka bir deyişle, bilgi sistemi; mevcut bilgilerin veri tabanı ortamlarında bir araya getirilip saklanması, analiz edilmesi ve kullanıcı ihtiyacına göre sunulmasıdır. Bilgi sistemlerinde temel amaç, karar vericilere alternatif çözümler üretmek ve doğru karar verebilme kapasitesini artırmaktır (Yomralıoğlu ve Çete 2002).

Bilgi sistemleri klasik yöntemlerle olabileceği gibi, bilişim teknolojisine dayalı olarak ta gerçekleştirilebilir. Başlangıçta veri hacmi küçük olan uygulamalar için klasik yaklaşımlar uygun çözüm olarak düşünülebilir. Ancak veri hacminin zamanla artması klasik yaklaşımları yetersiz kılmakta ve sorunların giderilmesinde mevcut işlemler çok daha karmaşık bir hal almaktadır. Özellikle 1980'li yıllardaki bilgisayar teknolojisi ve uygulama alanlarındaki gelişmeler, birçok alanda olduğu gibi, bilgi sistemleri için de bir ivme olmuş ve bilginin yönetilmesi konusunda önemli kolaylıkları da beraberinde getirmiştir. Böylece bilgi sistemleri de günlük yaşamda daha sık kullanılmaya başlanmıştır (Yomralıoğlu ve Çete 2002).

Bilgi sistemleri yöneticilerin karar vermeleri için çeşitli şekillerde oluşturulmaktadır. Bazı bilgi sistemi sınıfları aşağıda sıralanmaktadır (Sayın 2007):

Kayıt/veri işleme sistemleri: Tek bir veri dosyasına ihtiyaç duyan, bir işin yapılması için gerekli günlük rutin muameleleri işleyen ve kaydeden bilgisayara dayalı sistemdir. Organizasyonun operasyonel seviyesine hizmet verir (Yegül 2007; Güler 2007). Bu seviyede, görevler, kaynaklar ve amaçlar önceden tanımlanmış kriterlere göre, düşük seviye bir yönetici tarafından verilebilir (Yegül, 2007). Bir sistemde çok fazla veri ucuz ve doğru bir şekilde girilebilir (Çubukçu, 2007).

Yönetim bilgi sistemleri: Bir örgütün yönetiminde kullanılan bilgilerin işlenmesi ve iletilmesini sağlayan bir sistemdir. Bu sistemin genel özellikleri, Veri/Kayıt işleme fonksiyonlarını desteklemesi (kayıt saklama vb), bütünlük bir veritabanı kullanması ve fonksiyonel alanların çeşitliliğini desteklemesi, operasyonel, taktik ve stratejik seviye yöneticilerin bilgiye kolay ve zamanında erişimini sağlamasıdır (Güler 2007).

Yapay zeka ve uzman sistemler: Çözümü uzmanlık gerektiren, herhangi bir problemin çözümünde if-then kurallarını uygulayan, kullanıcının doğal dili ile verdiği talimatları kabul eden ve anlam çıkaran yazılımlar, konuşmayı algılayan ve söylenenleri yerine getiren, nesnelere tanımlayabilen, (görme), insanın fiziksel hareketlerini taklit eden yapılar bu sistemin içeriğini oluşturur (Yegül, 2007; Güler 2007)

Üst yönetim destek sistemleri: Organizasyonun stratejik kademesindeki yapısal olmayan kararların verilmesini, gelişmiş grafikler ve iletişim araçları sayesinde belirlemeye çalışan bilgi sistemidir.

Karar destek sistemleri (KDS): Ayrıntılı olarak aşağıda anlatılmaktadır.

2.7.4. Karar destek sistemi kavramı

Karar destek sistemleri (KDS) 1970 yıllarda Morton tarafından ortaya konmuş, yöneticilerin bir organizasyonda karşılaştıkları problem çözme ve karar verme sürecinin sayısal ortamda gerçekleştirmesine yarayan bir araçtır (Marakas 2003). KDS aşağıdaki şekilde tanımlanabilir:

“KDS, problemlerin çözümünde, uygulanabilir ve kesin bir karar ortaya çıkarmak üzere, karar kuralları, modeller ve kapsamlı bir veri tabanı ile desteklenmiş bir model tabanına sahip ve karar vericinin kendi görüş ve yeteneklerini de karara katmasını sağlayan, kullanıcının kolaylıkla diyalog kurabildiği, esnek bir yapıya sahip ve geliştirilmeye açık bilgisayar destekli bir sistemdir” (Turban 1993).

KDS'ler kısaca;

- i) Karar vericilerin işlerini yapması için değil, onlara karar vermede destek olması amacıyla kullanılmakta,
- ii) Yarı yapılandırılmış ve yapılandırılmış karar ortamlarında destek sağlamakta,
- iii) Karar verme işleminin bütün evrelerini desteklemekte,
- iv) En üst düzeyden en alt düzeye kadar tüm yönetim seviyelerini desteklemekte,
- v) Etkileşimli ve kullanıcıya yönelik olmakta,

vi) Temel olarak veri modellerini kullanmaktadır (Marakas 2003; Alpat 2006).

2.7.5. Karar destek sistemlerinin bileşenleri

Karar destek sistemleri genellikle beş bileşene ayrılmaktadır (Marakas 2003).

1. Veri yönetim sistemi
2. Model yönetim sistemi
3. Bilgi motoru
4. Kullanıcı arayüzü
5. Kullanıcı(lar)

2.7.5.1. Veri yönetim sistemi (Data management system)

Bir KDS'nin veri yönetim bileşeni açık verileri özel karar konuları için getirir, depolar ve organize eder. Ek olarak, veri yönetim sistemi değişik KDS kullanımı ile ilişkili güvenlik fonksiyonlarını, veri entegre prosedürlerini ve genel veri yönetim görevlerini sağlar. Bu görevler veri yönetim bileşeni içinde çeşitli alt sistemler ile başarılır. Bu alt sistemler arasında veri tabanları, veri tabanı yönetim sistemi, veri havuzu ve veri sorgulama sistemi sayılabilir (Marakas 2003).

2.7.5.2. Model yönetim sistemi (Model management system)

Veri yönetim sisteminin rolüne benzer bir şekilde, model yönetim bileşeni bir KDS için analitik yetenekleri sağlayan niceliksel modeller ile ilişkili erişim, depolama ve organizasyonel faaliyetleri yürütür. Bu model içinde model tabanı, model tabanı yönetim sistemi, model havuzu, model yürütme işlemcisi ve model sentez işlemcisi bulunur (Marakas 2003).

2.7.5.3. Bilgi motoru (Knowledge engine)

Bilgi motoru problem tanıma ve aralığın veya son çözümün üretimi ile ilişkili faaliyetleri ve problem çözme işlemleri ile ilişkili diğer fonksiyonları yürütür. Bilgi motoru sistemin beyni olarak tanımlanabilir. Veri ve model karar konusunu destekleyen kullanışlı bir uygulama ile kullanıcıya sağlamak için birlikte bu bileşene gelir (Marakas 2003).

2.7.5.4. Kullanıcı arayüzü (User interface)

Herhangi bir bilgisayar tabanlı bilgi sistemi gibi, kullanıcı arayüzünün tasarımı ve yürütülmesi KDS fonksiyonelliğinde anahtar bileşendir. KDS'nin veri, model ve işlemci bileşeni kolayca manipüle edilebilmeli ve ulaşılmalıdır (Marakas 2003). Temel olarak girdi-çıkı araçları, konuşma-sorgulama dili işleyicisi, diyalog üretme ve yöneltme araçlarını içerir. Kullanıcıdan gelen işlem komutlarını konuşma dili işleyicisinden geçirerek bilgisayar programına dönüştürür. Bu programlar aracılığıyla

model yönetimi, veri yönetimi ile ilişki kurar, kullanıcıya bilgi oluşturur ve sunar (Sayın 2007).

2.7.5.5. Kullanıcı(lar) (Users)

Bir KDS'nin tasarımı, yürütülmesi ve kullanımı kullanıcının rolü dikkate alınmadan verimli olamaz. Kullanıcı kurma becerileri, motivasyonlar, bilgi sahası, kullanma modeli ve rol(ler) organizasyon oluşumu ile birlikte bir karar durumu için KDS'nin başarılı uygulamasında esas bileşendir (Marakas 2003).

2.7.6. Karar destek sistemlerinin özellikleri

KDS'lerinin özellikleri aşağıda sıralanmaktadır:

- Yarı yapısal veya yapısal olmayan karar içeriklerinde çalıştırılır. (Turban, 1993; Marakas, 2003).
- Karar vericilerin yerini almaktan ziyade onlara destek olmayı amaçlar (Marakas, 2003)
- Karar verme sürecinin tüm aşamalarını destekler (Marakas, 2003)
- Karar verme sürecinin veriminden ziyade geçerliliğine odaklanır. (Marakas, 2003)
- Gruplar tarafından alınan kararları destekler, grup karar destek sistemleri geliştirilebilir.
- Sistem karar vericinin değişen ihtiyaçlarını da hızla cevaplandırır (Turban, 1993).
- Kullanım kolaylığı ve esnekliği sağlar.
- Karar vericilerin öğrenmesini kolaylaştırır (Marakas, 2003)
- Öznel ve/veya nesnel veri kullanılabilir (Gray, 1998).
- İnteraktif ve kullanıcı dostudur (Marakas, 2003)
- Nicel ve nitel modeller kullanılabilir (Kuruüzüm, 1998).
- Eğer öyleyse (What-If) çözümlenmeleri, risk çözümlenmeleri yapar.
- En üst yöneticiden en alt yürütücüye kadar bütün yönetim kademeleri için destek sağlar. (Marakas, 2003)
- Çoklu bağımsız veya birbirine bağlı olan kararlar için destek sağlayabilir. (Marakas, 2003)
- Finansal fonksiyonlar, yönetim bilimi araçları, grafik üreteç içerir (Kuruüzüm, 1998).
- KDS'ler yapısal, teknolojik ve çevresel sınırlardan etkilenir (Sauter, 1997).
- Doğuştan karar vericinin sahip olduğu bazı bilgi yönetim kabiliyetleri (yaratıcılık veya hayal etme) günümüz KDS'lerine uyarlanamayabilir (Turban, 1993).
- Bir KDS sahip olduğu bilgi ile kısıtlıdır. Sahip olmadığı bilgiyi işleyemez. Bu durumda bazen karar vericinin isteklerini yerine getirmek için yetersiz kalabilir. Fakat yeni bilgiler kazanabilir (Power, 2002).

2.7.7. Karar destek sistemlerinin faydaları ve sınırları

Karar destek sistemlerinin faydaları ve sınırları aşağıda sıralanmaktadır (Marakas 2003).

Faydalar:

- i) Karar vericinin bilgi işleme yeteneğini genişletir.
- ii) Karar vericinin zaman harcanan, büyük ölçekli, kompleks problemlerle baş etme yeteneğini geliştirir.
- iii) Karar vermeyle ilişkili zamanı azaltır.
- iv) Karar süreçlerinin ve çıktıların güvenilirliğini geliştirir.
- v) Karar vericinin parçasının keşfetmesini cesaretlendirir
- vi) Bir problem boşluğu veya karar konusu hakkında yeni düşünme yaklaşımı açar
- vii) Varolan doğrulamalarda veya bir kararın desteğinde yeni kanıtlar üretir.
- viii) Rekabetteki organizasyonların üzerinde rekabetçi avantaj veya strateji yaratır.

Sınırlar:

- i) KDS'ler henüz yaratıcılık, hayal gücü ve sezgi gibi insan karar verme yeteneklerini içermesi için tasarlanamamıştır.
- ii) Bir KDS'nin gücü bir bilgisayarın işlemesi, tasarımı ve bilgiyi kullanıldığı anda vermesi ile sınırlıdır.
- iii) Dil ve komut arayüzleri, kullanıcı direktifleri ve sorgularının doğal dilinin işlenmesi için yeterince gelişmiş değildir.
- iv) KDS uygulamaların dar bir kapsamı için tasarlanmıştır. Bu nedenle çoklu karar vermedeki üretilebilirliği engellenmiştir.

2.7.8. Karar destek sistemlerinin kategorileri ve sınıfları

KDS'lerini sınıflandırma ve kategorize etmek için çok çeşitli metotlar bulunmaktadır. KDS tarafından sunulan desteklerin tipi temeline dayanan metotlar, karar durumları, kullanıcı yol göstermesi veya yordamlarının derecesi, veri

oryantasyonu, metin, kurallar veya modeller ve tekli veya çoklu karar vericilere odaklanma varolan veya geliştirilmekte olan KDS'lerin pek çoğunun sınıflandırılmasında kullanılanlardır (Kuruüzüm 1998). Aşağıda önemli KDS çeşitleri açıklanmaktadır.

2.7.8.1. Veri-Merkezli KDS'ler (Data-Centric)

Veri-Merkezli KDS'lerinde veri erişimi ve analizi faaliyetlerine odaklanılmaktadır (Marakas 2003). Veri-Merkezli KDS'ler büyük kurumsal sistemlerde bulunan büyük veri havuzlarını analiz eden sistemlerdir. Bu sistemler, daha önceden büyük miktarlardaki verilerde saklı kalan faydalı bilgilerin çıkarılarak, kullanıcılara karar verme desteği sağlamaktadırlar. Veri işleme sistemlerinden elde edilen veriler, bu amaç için genellikle veri deposunda veya veri ambarlarında toplanmaktadır (Urhan 2006).

2.7.8.2. Model-Merkezli KDS'ler (Model-Centric)

Model-Merkezli yönelim ise senaryoların simülasyonu, maksimizasyonu, optimizasyonu, gömülü kurallar ve modeller temeline dayalı önerilen faaliyetlerin üretimi olan KDS çıktılarını içermektedir (Marakas 2003). Model-Merkezli KDS'ler "Eğer...olursa (What ... if)" ve diğer farklı analizlerin yapılması için bazı modeller kullanan, kuruluş bazında bilgi sistemlerinden bağımsız, tek başına sistemlerdir. Bu sistemler genellikle merkezi bilgi sistemi kontrolü altında olmayan son kullanıcı bölümler ya da gruplar tarafından kullanılmaktadırlar. Model tabanlı KDS'de bir grup veri üzerinde, önceden belirlenen kurallar ve koşullara göre oluşturulan modeller sayesinde çeşitli analizler yapılarak sistemden beklenen işlemlerin yapılması söz konusu olmaktadır. Sistemin analiz yetenekleri, modelin kullanımını kolaylaştıracak iyi bir kullanıcı arayüzüyle birleştirilmesine bağlıdır (Urhan 2006).

2.7.8.3. Geleneksel ve amaca özel KDS'ler (Formal and ad-hoc)

Geleneksel KDS'ler organizasyon içerisinde periyodik ve tekrarlayan kararlar için oluşturulmuştur. Bu tip sistemler sabit ve efektif karar çıktıları sağlamaktadır. Buna karşılık amaca özel KDS'ler özel bir problem durumuna veya genellikle tekrarlamayan ya da kolayca tahmin edilen karar setlerine odaklanmaktadır (Marakas 2003).

2.7.8.4. Bilgi tabanlı KDS'ler

Karar vericilere eylemler önerebilen karar destek sistemleridir. Özel problem çözme uzmanı bilgisayar sistemleri olarak da adlandırılabilir. Buradaki uzman kavramı, belirli bir alandaki bilgi, bu alandaki problemleri anlama ve bu problemlerin bazılarının çözümünde ustalık sergilemeyi içermektedir (Power 2002; Urhan 2006).

2.7.8.5. Doküman tabanlı KDS'ler

Doküman tabanlı KDS'leri, farklı şekilde düzenlenmiş dokümanları belirli bir düzene getirerek, yöneticilerin bunlara ulaşarak yönetmelerine olanak sağlamaktadır.

2.7.8.6. Diğer KDS'ler

İletişim tabanlı sistemler, web tabanlı sistemler, kurum içi-kurum dışı sistemler, hesap çizelgesi tabanlı sistemler ise diğer KDS sistemleri olarak sıralanabilmektedir.

2.7.9. Karar destek sistemlerinin yapısı ve çalışma biçimi

Yukarıda teorik açıdan ele alınmış olan KDS'lerinin uygulanmasında Analitik hiyerarşi prosesi (AHP), Electre, Topsis ve Veri zarflama analizi kullanılmaktadır. (Bu tez çalışmasında AHP kullanılacağından, AHP teorisi üzerinde daha ayrıntılı olarak durulmuştur.)

2.7.9.1. Analitik hiyerarşi prosesi (AHP)

Analitik hiyerarşi prosesi (AHP) ilk olarak 1968 yılında Myers ve Alpert tarafından ortaya konmuş ve 1977 yılında Saaty tarafından bir model olarak düzenlenerek karar verme problemlerinin çözümünde kullanılmaya başlanmıştır (Yaralıoğlu 2004). AHP, karar almada, grup veya bireyin önceliklerini de dikkate alan, nitel ve nicel değişkenleri bir arada değerlendiren matematiksel bir yöntemdir (Dağdeviren 2007).

AHP, karar hiyerarşisinin tanımlanabilmesi durumunda kullanılan, kararı etkileyen faktörler açısından karar noktalarının yüzde dağılımlarını veren bir karar verme ve tahminleme yöntemi olarak açıklanabilmektedir. AHP bir karar hiyerarşisi üzerinde, önceden tanımlanmış bir karşılaştırma ölçeği kullanılarak, gerek kararı etkileyen faktörler ve gerekse bu faktörler açısından karar noktalarının önem değerleri açısından, birebir karşılaştırmalara dayanmaktadır. Sonuçta önem farklılıkları, karar noktaları üzerinde yüzde dağılıma dönüşmektedir (Yaralıoğlu 2004).

AHP, karar vericilerin yargılarını ve değerlendirmelerini baz alarak, alternatifleri önem sırasına göre sıralamakta ve önem derecesini belirleyerek, alternatiflerin birbirlerine uzaklıklarını hesaplayabilmektedir (Sayın 2007).

AHP karar verme problemlerinin çözümünde beş temel adımı takip etmektedir:

i) Karar verme probleminin tanımlanması:

AHP ilk adımı, kullanılacak olan karar ölçütlerinin seçimidir ve prosesin en önemli adımıdır (Hemeida 2001, Sayın 2007). Bu adım iki temel aşamadan oluşmaktadır. İlk aşamada karar noktaları saptanmakta ve kararın ne kadar sonuç

üzerinden değerlendirileceği belirlenmektedir. İkinci aşamada ise karar noktalarını etkileyen faktörler belirlenmektedir. Sonucu etkileyecek faktör sayısının doğru belirlenmesi ve faktörlerin her birinin detaylı tanımlarının yapılması, ikili karşılaştırmaları tutarlı hale getirme açısından önemli olmaktadır (Yaralıoğlu 2004).

ii) Faktörler arası karşılaştırma matrisi oluşturma:

Karar probleminin ortaya konmasından sonra yapılacak işlem, öncelikle ölçütlerin ikili karşılaştırmalarla birbirlerine göre önem derecelerini belirlemek, daha sonra da her ölçüt için bütün seçeneklerin ikili karşılaştırmalarla birbirlerine göre önem derecelerini tespit etmektir (Sayın 2007). Faktörler arası karşılaştırma matrisi, $n \times n$ boyutlu bir kare matristir (Yaralıoğlu 2004). Karşılaştırma matrisi aşağıda görülmektedir:

$$A = \begin{bmatrix} a_{11} & a_{12} & \dots & a_{1n} \\ a_{21} & a_{22} & \dots & a_{2n} \\ \cdot & & & \cdot \\ \cdot & & & \cdot \\ \cdot & & & \cdot \\ a_{n1} & a_{n2} & \dots & a_{nn} \end{bmatrix} = \begin{array}{c|cccc} & \text{Ölçüt 1} & \text{Ölçüt 2} & \text{Ölçüt 3} & \dots & \text{Ölçüt n} \\ \hline \text{Ölçüt 1} & w_1/w_1 & w_1/w_2 & w_1/w_3 & \cdot & w_1/w_n \\ \text{Ölçüt 2} & w_2/w_1 & w_2/w_2 & w_2/w_3 & \cdot & w_2/w_n \\ \text{Ölçüt 3} & w_3/w_1 & w_3/w_2 & w_3/w_3 & \cdot & w_3/w_n \\ \cdot & \cdot & \cdot & \cdot & \cdot & \cdot \\ \cdot & \cdot & \cdot & \cdot & \cdot & \cdot \\ \text{Ölçüt n} & w_n/w_1 & w_n/w_2 & w_n/w_3 & \cdot & w_n/w_n \end{array}$$

Karşılaştırma matrisinin köşegeni üzerindeki bileşenler, yani $i=j$ olduğunda, 1 değerini alır. Çünkü bu durumda ilgili faktör kendisi ile karşılaştırılmaktadır. Faktörlerin karşılaştırılması, birbirlerine göre sahip oldukları önem değerlerine göre birebir ve karşılıklı yapılmaktadır. Faktörlerin birebir karşılıklı karşılaştırılmasında Çizelge 2.23'deki önem skalası kullanılmaktadır.

Çizelge 2.23. İkili karşılaştırma önem skalası (Saaty 1995)

Önem Değerleri	Değer Tanımları
1	Her iki faktörün eşit öneme sahip olması durumu
3	1. Faktörün 2. faktörden daha önemli olması durumu
5	1. Faktörün 2. faktörden çok önemli olması durumu
7	1. Faktörün 2. faktöre nazaran çok güçlü bir öneme sahip olması durumu
9	1. Faktörün 2. faktöre nazaran mutlak üstün bir öneme sahip olması durumu
2,4,6,8	Ara değerler

Örneğin; birinci faktörün, ikinci faktörden daha önemli olması durumunda $a_{11}=w_1/w_2$ değeri 1/3, $a_{21}=w_2/w_1$ değeri 3 olmaktadır. Karşılaştırmalar sadece değeri 1 olan köşegenin üst kısmında yapılmaktadır. Alt kısmı ise aşağıdaki formülden hesap edilmektedir.

$$a_{ji} = \frac{1}{a_{ij}} \quad (2.20)$$

iii) Özvektörün (Eigenvector) hesaplanması

İkili karşılaştırma matrislerinin oluşturulmasından sonraki adım, ilgili matristeki her bir ögenin diğer öğelere göre önemini gösteren özvektörün bulunmasıdır. Bunun için değişik yöntemler önerilmektedir. Aşağıda güvenilir sonuçlar veren 2 yöntem açıklanmıştır (Saaty 1995):

Aritmetik ortalama ile hesaplama (Yaklaşık önem hesaplama): Özvektör, ikili karşılaştırmalar matrisindeki değerlerin, sütun toplamlarına bölünerek normalleştirilmiş matrisin sonra da normalleştirilmiş değerler için satır ortalamalarının hesaplanmasıyla bulunur. Elde edilen değerler yüzde önem olarak da ifade edilmektedir. Elle hesaplamının kolay olmasından dolayı tercih edilmektedir. Bu hesaplamada aşağıdaki yöntem izlenmektedir.

B matrisin bir elemanı için;

$$b_{ij} = \frac{a_{ij}}{\sum_{i=1}^n a_{ij}} \quad (2.21)$$

Bu matristen yararlanılarak, faktörlerin birbirlerine göre önem değerlerini gösteren yüzde önem dağılımları elde edilmektedir. Bunun için B matrisinin satır bileşenlerinin aritmetik ortalaması alınmaktadır.

W özvektörünün bir elemanı için;

$$w_i = \frac{\sum_{j=1}^n b_{ij}}{n} \quad (2.22)$$

Matris karesi ile hesaplama (Kesin önem hesaplama): Özvektör, ikili karşılaştırmalar matrisinin karesinin alınması, satır değerlerinin toplamlarının bulunması ve bu değerlerin normalize edilmesiyle elde edilmektedir (Sayın 2007).

iv) Tutarlılık hesabı

AHP tutarlı bir sistem olsa da, göreceli önem sonuçları karar vericinin uyguladığı birebir karşılaştırmaların tutarlılığına bağlı olmaktadır (Saaty 1995; Yaraloğlu 2004). Sayısal ölçütlerin kullanıldığı durumlarda, ikili karşılaştırmalar karar vericinin yargıları doğrultusunda yapılmadığı için tutarlılık hesabı gerekli değildir (Sayın 2007). Sayısal olmayan ölçütlerin kullanılmasında ise bazı değerlendirme hataları söz konusu olabilmektedir.

AHP ikili karşılaştırmalardaki tutarlılığın ölçülmesi için bir süreç önermektedir (Yaraloğlu 2004). *Tutarlılık oranı (CR)* denilen bu sistem karşılaştırma matrisinin en büyük özdeğerinin hesaplanmasıdır. AHP, tutarlılık oranı hesaplamasının özünü, faktör sayısı ve temel değer (λ) katsayısının karşılaştırması ilkesine dayandırmaktadır. Temel

değerin hesaplanması için öncelikle A karşılaştırma matrisi ile W öncelik vektörünün matris çarpımından D sütun vektörü elde edilir.

$$D = \begin{bmatrix} a_{11} & a_{12} & \dots & a_{1n} \\ a_{21} & a_{22} & \dots & a_{2n} \\ \cdot & & & \cdot \\ \cdot & & & \cdot \\ \cdot & & & \cdot \\ a_{n1} & a_{n2} & \dots & a_{nn} \end{bmatrix} \times \begin{bmatrix} w_1 \\ w_2 \\ \cdot \\ \cdot \\ \cdot \\ w_n \end{bmatrix}$$

Bulunan D sütun vektörü ile W sütun vektörünün karşılıklı elemanlarının bölümünden her bir değerlendirme faktörüne ilişkin temel değer (E) elde edilmektedir. Bu değerlerin aritmetik ortalaması ise karşılaştırmaya ilişkin temel değeri (λ) vermektedir.

$$E_i = \frac{d_i}{w_i} \quad (i = 1, 2, \dots, n) \quad (2.23)$$

$$\lambda = \frac{\sum_{i=1}^n E_i}{n} \quad (2.24)$$

λ hesaplandıktan sonra *Tutarlılık göstergesi (CI)*, aşağıdaki formülünden yararlanarak hesaplanabilmektedir.

$$CI = \frac{\lambda - n}{n - 1} \quad (2.25)$$

Son aşamada ise CI, *Rassallık göstergesi (RI)* olarak adlandırılan ve Çizelge 2.24'de gösterilen standart düzeltme değerine bölünerek CR elde edilir. Çizelge 2.24'den faktör sayısına karşılık gelen değer seçilmektedir (Yaralıoğlu 2004).

Çizelge 2.24. Rassallık göstergeleri (Saaty 1995)

Matrisin ölçüsü	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
Rassallık Göstergesi	0,00	0,00	0,52	0,89	1,11	1,25	1,35	1,40	1,45	1,49

Tutarlılık oranı, aşağıdaki formülde değerlerin yerine konması ile hesap edilmektedir:

$$CR = \frac{CI}{RI} \quad (2.26)$$

Hesaplanan CR değerinin 0,10'dan küçük olması karar vericinin yaptığı karşılaştırmaların tutarlı olduğunu, CR değerinin 0,10'dan büyük olması ya AHP' deki bir hesaplama hatasını, ya da karar vericinin karşılaştırmalarındaki tutarsızlığını göstermektedir (Yaralıoğlu 2004).

v) Bileşik görelî önemler vektörünün bulunması ve karar verme

Yukarıda anlatılan yöntemle, her bir faktör açısından karar noktalarının yüzde önem dağılımları belirlenmektedir. Ancak bu kez her bir faktör için karar noktalarında kullanılacak karşılaştırma matrislerinin boyutu faktör sayısı kadar olmaktadır. Her bir karşılaştırma işleminden sonra boyutlu ve değerlendirilen faktörün karar noktalarına göre yüzde dağılımlarını gösteren S sütun vektörleri elde edilir. Bu vektörlerin bir araya getirilmesi ile karar matrisi oluşturulmaktadır. Karar matrisinin W özvektörle çarpılması ile seçeneklerin yüzde önem dağılımı bulunmaktadır (Yaralıoğlu 2004).

2.7.9.2. ELECTRE yöntemi

ELECTRE (ELimination Et Choix Traduisant la REalité) yöntemi 1968 yılında Roy tarafından ortaya konmuş birçoklu karar verme yöntemidir. Yöntem, her bir değerlendirme faktörü için alternatif karar noktaları arasında ikili üstünlük kıyaslamalarına dayanır. Yöntem 8 adımda çözüme gider (Yaralıoğlu 2004, Figueira vd. 2005).

2.7.9.3. TOPSIS yöntemi

TOPSIS (Technique for Order Preference by Similarity to Ideal Solution) Yoon ve Hwang tarafından 1980 yılında geliştirilmiştir ve ELECTRE yönteminin temel yaklaşımlarını kullanır. Karar noktalarının ideal çözüme yakınlığı ana prensibine dayanır ve çözüm süreci ELECTRE yöntemine nazaran daha kısadır (Yaralıoğlu 2004).

2.7.9.4. Veri zarflama analizi

Karar vericiler açısından, karar noktalarının sayısının birden çok olması durumunda, bu karar noktalarının etkinliklerini tahminlemek ve kararını bu etkinlikler ölçüsünde şekillendirmek önem kazanmaktadır. Veri Zarflama Analizi (VZA); doğrusal programlamanın özel bir uygulama şekli olup, aynı amaç ve hedeflere sahip işletmelerin göreceli olarak verimliliğini ölçmede kullanılan bir yöntemdir (Tetik 2003). Veri zarflama analizini benzer amaçlı diğer yöntemlerden ayıran temel özellik, çok sayıda girdi ve çıktının olduğu durumlarda değerlendirme yapılabilmesini sağlamasıdır. Analiz sonucunda, her karar noktasının etkinlik değeri, etkin olmayan karar noktalarının hangi girdi/çıktı oranlarında etkinliklerinin nasıl artırılabilceği (senaryolar) ve referans olarak kullanılacak karar noktalarına ilişkin bilgiler elde edilir (Yaralıoğlu 2004).

2.8. HBD'nin ve KDS'nin Atıksu Yönetiminde Uygulanması

Emmerson vd. (1995) arıtma tesislerinin inşaatı ve sökülmesi üzerine odaklanmışlardır. Bu çalışmada materyal ve enerji kullanımı üzerine dikkat verilirken su emisyonları sadece oksijen ihtiyacı ve askıda katı maddeler ile sınırlandırılmıştır. Azot ve fosfor emisyonları ihmal edilmiştir (Lundin vd. 2000).

Roeleverd vd. (1997) Hollanda'da mevcut olan konvansiyonel tipteki arıtmaların çevreye olan yüklerini değerlendirmek amacıyla bir HBD çalışması yürütmüşlerdir. Çalışma sonucunda, sürdürülebilirliğin sağlanması için atıksu deşarjının ve çamur üretiminin minimize edilmesi gerektiği sonucuna varmışlardır. Ancak çamur işlemlerinin çevreye olan yükü hakkında bir tespit yapmamışlardır (Lundin vd. 2000).

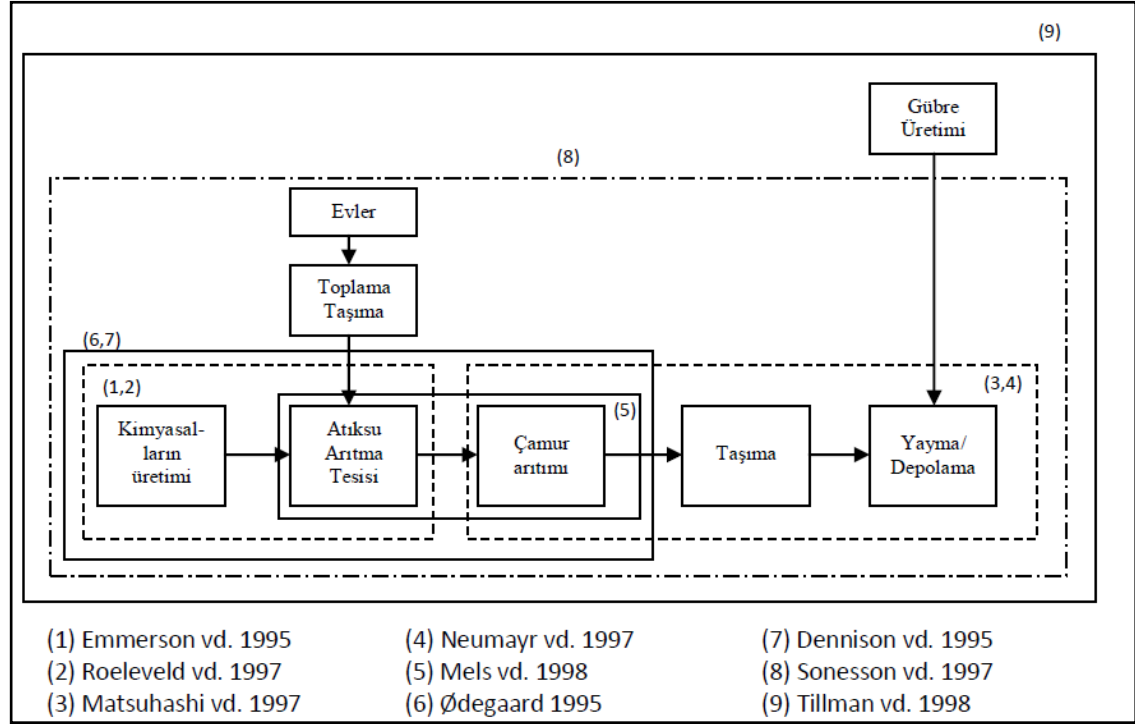
Neumayr vd. (1997) altı farklı çamur arıtım stratejisini incelemiştir. Çamur arıtmayla ilişkili ana etkileri enerji kullanımı, taşımacılıktaki yakıt kullanımı ve kompostlamadan ve susuzlaştırmadan gelen amonyak emisyonu olduğunu belirtmişlerdir (Lundin vd. 2000).

Mels vd. (1998) fiziksel ve kimyasal ön arıtma adımlarını ve bunların enerji dengesine, atık çamur üretimine, çıkış suyu kalitesine, kimyasal kullanımına ve alan gereksinimine etkisini değerlendirmişlerdir. Farklı konvansiyonel atıksu arıtma tesisleri üzerine benzer bir çalışma da Ødegaard (1995) tarafından yürütülmüştür. Bu çalışmada tesis inşasını, kimyasal ve enerji kullanımını ve emisyonları dikkate alınmıştır. İki çalışma sonucunda kimyasal ön arıtmanın biyolojik arıtma ile karşılaştırıldığında daha elverişli olduğu tespit edilmiştir. Ancak çamurun kullanımından kaynaklanan faydalar iki çalışmada da dikkate alınmamıştır (Lundin vd. 2000).

Dalemo (1996), Sonesson vd. (1997) ve Tillman vd. (1998) konvansiyonel atıksu arıtma tesisleri ile sarı atıksuların (yellow water) ayrı toplandığı arıtma tesislerini HBD kullanarak değerlendirmişlerdir. Bu çalışmaların sistem sınırları Şekil 2.17'de görülmektedir. Lundin vd. (2000) ise atıksu sistemlerinin HBD çalışmalarında sistem sınırlarının ve ölçeğin çevresel yüklerin hesaplanması üzerine etkilerini incelemiştir. Çalışmada küçük ve büyük ölçekli konvansiyonel arıtma tesislerini sarı atıksuyu ayırıp ayırmaması ile birlikte değerlendirmiştir. yeşil atıksuyu ayıran sistemler, kalan atıksuyu (siyah atıksu) bir likit kompostlama ünitesinde bertaraf etmektedir. Çalışmanın fonksiyonel birimi olarak bir eşdeğer nüfusun bir yılda ürettiği atıksu olarak belirlenmiştir. Tesislerin inşası sırasında oluşan çevresel yükler hesaba katılmış ancak ekipmanların üretiminde oluşan yükler dikkate alınmamıştır. Pompa, tank ve diğer teknik ekipmanın ömrü 15 yıl ve betonarme, filtre yatakları ve boruların ömrü 30 yıl olarak belirlenmiştir. Çalışmada inşa sırasındaki taşımacılık dikkate alınmamıştır. Çalışma sonucunda büyük ölçekli sistemlerin çevresel yüklerinin küçük ölçekli tesislere nazaran daha az olduğu tespit edilmiştir. Ayrıca işletme için gerekli kişi başına düşen elektrik enerjisinin büyük ölçekli sistemlerde daha az olduğu bulunmuştur. Fosil yakıtlardan kaynaklanan hava emisyonlarında her hangi bir değişim saptanmamıştır. Su emisyonları açısından sarı atıksuyu ayıran sistemlerin, azotun büyük bir kısmını ayırıp gübre yapımında kullanmalarından dolayı havaya ve suya daha az emisyon verdikleri bulunmuştur. Nihai olarak sarı atıksuyu ayıran büyük ölçekli sistemler gerekli altyapı

olması durumunda çevresel açıdan, konvansiyonel tipteki arıtmalara nazaran daha az etkide bulunacağı tespit edilmiştir.

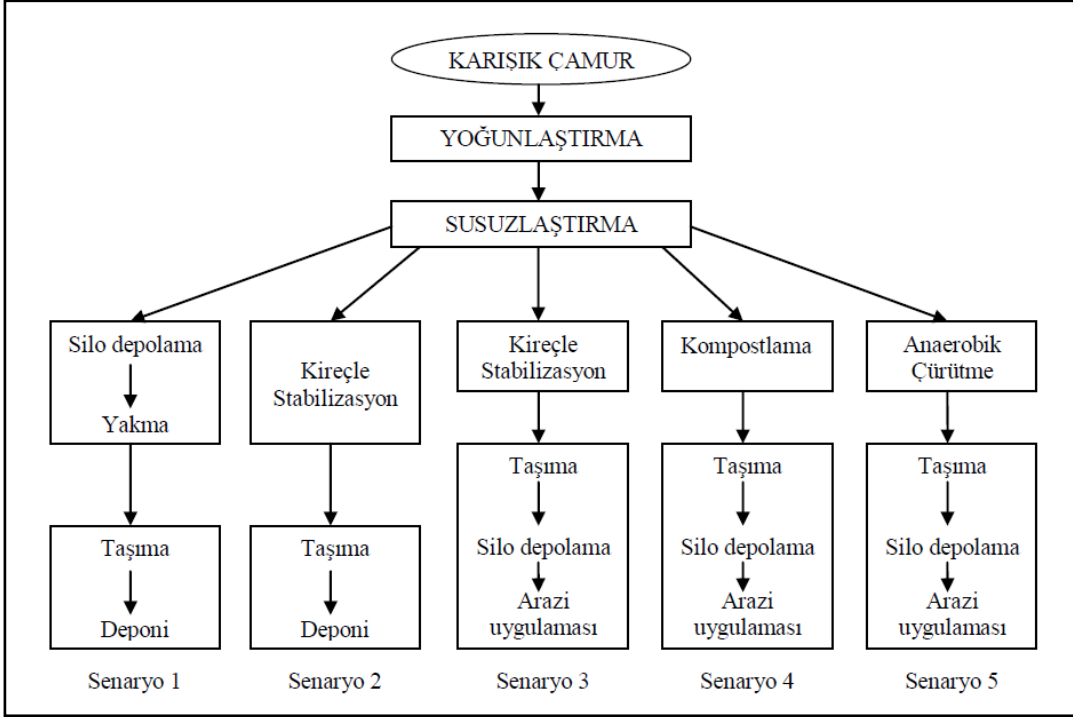
Zhang vd. (2000) klasik aktif çamur sisteminde HBD'nin üç aşaması olan inşa, işletme ve sökülme aşamalarının çevresel performanslarını analiz etmişlerdir. Çalışmada en önemli çevresel salınımların enerji tüketiminden meydana geldiği, özellikle de enerji tüketiminin %70'inin operasyon aşamasında havalandırma ve pompalardan kaynaklandığı tespit edilmiştir.



Şekil 2.17. Farklı HBD çalışmalarında tespit edilen sistem sınırları (Lundin vd. 2000)

Suh ve Rousseaux (2002) beş farklı çamur arıtma alternatifini değerlendirmişlerdir. HBD çalışmasının amacı olarak Avrupa kapsamında işletilmekte olan arıtma çamuru arıtım alternatiflerinin kaynak kullanımını, kirletici emisyonlarını ve bunların neden olduğu çevresel etkileri değerlendirerek daha uygun veya en uygun sistemi tespit etmek ve karar vericiler için kullanışlı bilgiler oluşturmak olarak belirlemişlerdir. Çalışmada çamur arıtım alternatifleri olarak ana proses (yakma, tarımsal uygulamalar veya deponiye gönderme), stabilizasyon prosesi (kireç stabilizasyonu, kompostlama veya anaerobik çürütme) ve çamurun taşınmasından oluşmaktadır. HBD çalışması için gerekli veriler literatürden, yerinde ölçümlerden ve simülasyon çalışmalarından elde edilmiştir. Fonksiyonel birim olarak, Fransa'da evsel atıksu arıtma tesislerinde üretilmiş olan uçucu madde miktarı %72 olan karışık çamurun kuru maddesinin 1 tonu olarak belirlenmiştir. Sistem sınırlarında ise 30 yıllık bir periyot değerlendirileceğinden küçük tüketim materyalleri ve tesis inşaatı ihmal edilmiştir. Yakmadan veya anaerobik çürütmeden enerji elde edileceği düşünülmüştür. Ancak deponi gazından metan eldesi, çalışmanın kapsamını genişleteceğinden hesaba

katılmamıştır. Tarımsal uygulama alternatifi için taşıma uzaklığı 40 km belirlenmiş, yakma için taşıma ihmal edilmiştir. Prosesler esnasında oluşan süpernatantın arıtma tesisi başına gönderilmesi planlanmış ve detaylar kapsamı genişleteceğinden dikkate alınmamıştır. Belirlenen senaryoların şematik gösterimi Şekil 2.18’de verilmektedir.



Şekil 2.18. Çamur arıtım alternatifleri (Suh ve Rousseaux 2002)

HBED kapsamında alternatifler için elde edilen normalizasyon sonuçları göreceli sonuçlar vermesi nedeniyle, hassasiyet analizi sonucunda elde edilmiş ağırlık faktörleri hesaba katılmıştır. Çalışmanın sonucunda anaerobik çürütme ve tarımsal uygulamaların en az emisyon ve enerji kullanımına sahip olması nedeniyle, çevresel açıdan en uygun senaryo olduğu tespit edilmiştir. İnsan toksisitesi ve ekotoksosite salınımı açısından ise en dikkat edilmesi gereken senaryonun ise yakmanın bulunduğu senaryo 1 olarak belirlenmiştir.

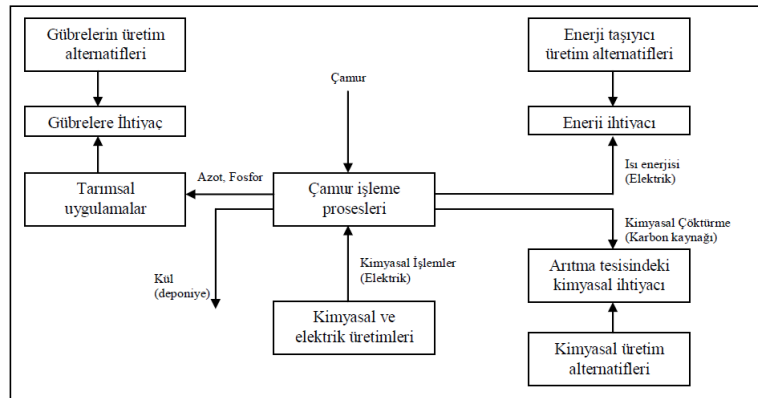
Vidal vd. (2002) bir arıtma tesisinin yapısal değişiminden kaynaklanan çevresel etkileri HBD ile değerlendirmişlerdir. Çalışma kapsamında referans senaryo olan aktif çamur sistemi üzerinde azot giderimini sağlamak üzere, Ludzack-Ettinger ve oksidasyon hendeği modifikasyonlarının uygulanmasının etki grupları üzerinde etkileri incelenmiştir. Bu iki modifikasyon da simultane organik madde ve azot giderim metotları olarak kullanılmaktadır. Ludzack-Ettinger konfigürasyonu, denitrifikasyonun gerçekleşmesi için anoksik tank ve nitrifikasyonun gerçekleşmesi için bunu takip eden havalandırma tankından oluşmaktadır. Ayrıca içsel bir nitrat geri devir hattı bulunmaktadır. Oksidasyon hendeği ise oval bir tanktan oluşmakta ve bazı noktalarında havalandırma yapılarak denitrifikasyon sağlanmaktadır. Çalışma sonucunda iki modifikasyonun da ötrofikasyon üzerinde etkisinin azaldığı bulunmuştur. Ancak

abiyotik kaynakların tüketilmesinde, küresel ısınmaya, asidifikasyona ve insan toksisitesine olan etkisinde artış olduğu tespit edilmiştir. Bütün etkiler dikkate alındığında oksidasyon hendeği konfigürasyonunun en az çevresel etkiye sahip modifikasyon olduğu saptanmıştır.

Dixon vd. (2003) küçük ölçekli arıtma uygulamalarını değerlendirmek üzere yatay akışlı yapay sulak alanları ve paket bio-filtrasyon sistemlerini incelemiştir. Çalışma inşa ve işletme aşamasıyla sınırlı tutulmuştur. Çevresel bakımdan CO₂ emisyonları, enerji kullanımı ve katı atıklar karakterizasyon faktörü olarak seçilmiştir. Ayrıca inşa ve işletme bakımı esnasında oluşan taşımacılık enerji kullanımına ve CO₂ emisyonlarına eklenmiştir. Fonksiyonel birim olarak 1 birim eşdeğer nüfusun kurak hava debisinde ürettiği günlük atık miktarı olarak alınmıştır. Çalışma sonucunda çevresel açıdan en uygun sistemin yapay sulak alanların olduğu ve eğer yapay sulak alanların inşasında oluşan hafriyat atıkların tekrar kullanılması durumunda çevresel etkilerinin daha da azalacağı tespit edilmiştir.

Hospido vd. (2005) kentsel atıksu arıtma tesislerinin kurak ve yağışlı dönemdeki performansını HBD bakış açısıyla incelemiştir. Çalışma sonucunda kurak ve yağışlı dönemde tesisin çevresel performansında kayda değer bir değişim olmadığı, bu dönemler arasında ekotoksiste ve ötrofikasyon kategorilerinin en fazla etkilendiği bulunmuştur.

Lundin vd. (2004) evsel arıtma çamurlarının dört farklı metotla uzaklaştırılmasının çevresel ve ekonomik açıdan HBD kullanarak incelemiştir. Bu seçenekler; tarımsal uygulamalar, atıklarla beraber yakma (ko-yakma), fosfor geri kazanılması (Bio-Con) ile beraber yakma ve fosfor geri kazanımının dahil olduğu fraksiyonasyon (Cambi-KREPRO)'dur. Çalışmada fonksiyonel birim olarak 1 ton çamur kuru maddesi olarak belirlenmiştir. Sistem sınırları Şekil 2.19'da verilmektedir. Çalışmada asidifikasyon, ötrofikasyon, küresel ısınma potansiyeli ve kaynak tüketimi olarak dört etki kategorisi üzerinde durulmuştur. Çalışma sonucunda tarımsal uygulamaların asidifikasyon ve ötrofikasyona etkisinin en fazla olduğu tespit edilmiştir. Bio-Con yakma sisteminin hem enerji geri kazanırken sülfüre az ihtiyaç duyması, hem de fosfor geri kazanımının olmasından dolayı en uygun alternatif olduğu bulunmuştur.

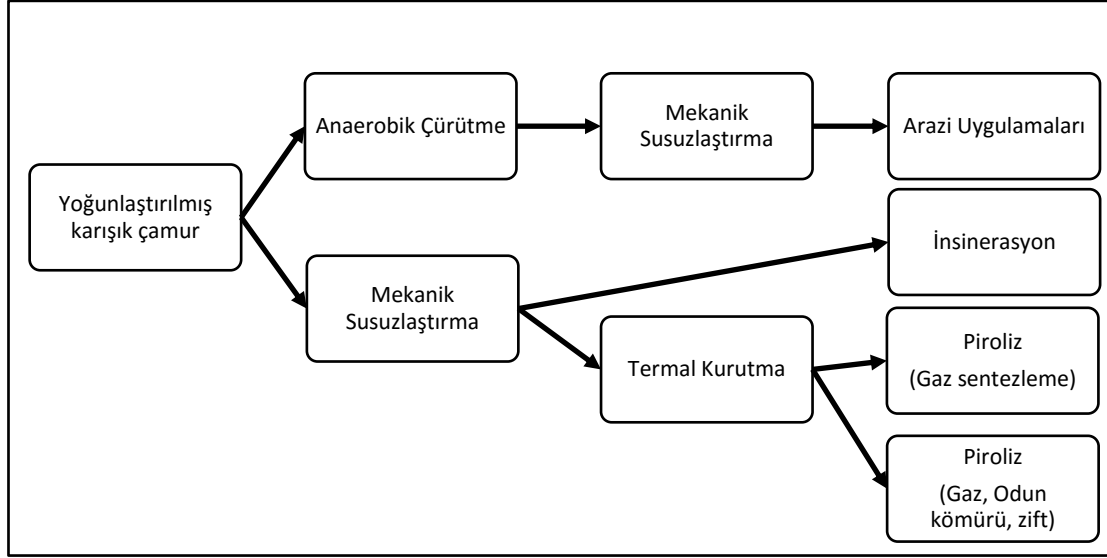


Şekil 2.19. Dört çamur prosesinin sistem sınırları (Lundin 2004)

Munoz vd. (2005) farklı solar tahrikli ileri oksidasyon proseslerinin çevresel değerlendirmesini HBD kullanarak yapmışlardır. Enerji kaynağı kullanımı olarak solar ve elektrik (UVA Lambası) dikkate alınarak heterojen fotokataliz, foto-Fenton reaksiyonları, heterojen fotokataliz ve foto-Fenton'un birlikte kullanımı ve heterojen fotokatalizin hidrojen peroksitle beraber kullanımı üzerinde değerlendirilmiştir. Çalışmada küresel ısınma, ozon tükenmesi, ötrofikasyon, asidifikasyon, insan toksisitesi, tatlı su toksisitesi, fotokimyasal ozon oluşumu ve abiyotik kaynakların tükenimi kategorileri değerlendirilmiştir. Çalışmada fonksiyonel birim olarak 1m³ atıksu alınmıştır. Çalışma sonucunda dört ileri oksidasyon prosesi üzerine uygulanmış iki enerji senaryosundan solar enerji senaryosunda bütün ileri oksidasyon proseslerinde çevresel etkilerin azaldığı görülmüştür.

Houillon ve Joliet (2005) enerji kullanımı ve küresel ısınma açısından kentsel atıksu arıtma tesislerinde üretilen atık çamurların arıtılmasında prosesleri HBD yaklaşımıyla değerlendirmişlerdir. Çalışmada, 300000 kişiye hizmet veren arıtma tesisinde oluşan çamurların arıtılmasında, altı çamur arıtma prosesi karşılaştırılmıştır. Bu prosesler; tarımsal kullanım, akışkan yataklı yakma, ıslak oksidasyon, piroliz, betonarme fırında yakma ve deponiye gönderme olarak seçilmiştir. Çalışmada fonksiyonel birim olarak çamur içerisindeki 1 ton kuru madde temel alınmıştır. Çalışmada tipik bir biyolojik arıtma tesisinde birincil ve ikincil çöktürmede elde edilen karışık çamur dikkate alınmıştır. Çamurun çürümeye uğramadan bir evsel atıksu arıtma tesisinin yoğunlaştırma ünitesinden geldiği varsayılmaktadır. Bu tesiste karbonlu ve azotlu maddeler giderilmektedir. Çalışma sadece arıtma çamurlarının arıtılması prosesleri ile sınırlı tutulmuştur. Çalışma sonucunda, enerji kullanımı açısından akışkan yataklı yakmanın ve tarımsal uygulamaların en iyi sonuçları verdiği görülmüştür. Küresel ısınma açısından ise tarımsal uygulamalarda ve deponilerde oluşan metandan dolayı sanılanın aksine termik oksidasyon prosesleri olan betonarme fırında yakma, akışkan yataklı yakma ve ıslak oksidasyon, tarımsal uygulamalara ve deponiye göndermeye göre daha iyi bir performans gösterdiği bulunmuştur (1 kg metan, 6,5 kg CO₂'ye eşdeğerdir). Ağırlık atama sonucunda ise uygun teknolojinin kullanılması durumunda yine termik oksidasyon proseslerinin diğer proseslere göre üstünlük sağladığı görülmüştür.

Hospido vd. (2005) kentsel atıksu arıtma tesislerinde üretilen atık çamurların anaerobik çürütme ve termal prosesler ile bertarafını çevresel açıdan HBD yaklaşımı kullanarak değerlendirmişlerdir. Çalışmada üç senaryo bulunmaktadır (Şekil 2.20). Birinci senaryoda yoğunlaştırılmış karışık çamur anaerobik çürütmeden sonra mekanik olarak susuzlaştırılmakta ve tarımsal amaçlı kullanılmaktadır. İkinci senaryoda ise yoğunlaştırılmış çamur mekanik olarak susuzlaştırılmakta ve yakmaya gönderilmektedir. Üçüncü senaryoda yoğunlaştırıcıdan gelen çamur mekanik olarak susuzlaştırılmakta, termal kurutmaya maruz bırakılmakta ve piroliz işlemine tabi tutulmaktadır. Piroliz işlemi de ikiye ayrılmıştır. Birinci durumda sadece gaz sentezlenmiş, ikinci durumda ise gaz sentezlemenin yanı sıra odun kömürü ve zift olduğu öngörülmüştür. Çalışmada fonksiyonel birim olarak yoğunlaştırılmış 1 ton kuru maddeye sahip çamur miktarı belirlenmiştir.



Şekil 2.20. Çamur yönetimindeki seçenekler (Hospido vd. 2005)

Çalışmada ötrofikasyon, stratosferik ozon tükenmesi, küresel ısınma, asidifikasyon, foto-oksüdant oluşumu, abiyotik kaynakların tükenmesi ve insan toksisitesi etki kategorileri incelenmiştir. Çalışma sonucunda çevresel etkileri, arıtmanın son aşamasının belirlediği anlaşılmıştır. Çalışmada seçenekler arasında en uygun seçeneğin anaerobik çürütmeyi takip eden arazi uygulamaları olduğu ancak arazi uygulamalarında da ağır metallerin minimizasyonunun sağlanması durumunda uygulanması gerektiği belirtilmiştir.

Tidåker vd. (2006) küçük yerleşimlerdeki atıksu yönetimini tarımla bütünleştirmek için HBD yaklaşımını kullanmışlardır. Bu nedenle atıksuların işlendiği ve tarımsal üretimin yapıldığı üç farklı sistem incelenmiştir. Bu sistemlerden ikisinde üretilen atık çamurun ve azot ve fosforca zengin ve ağır metal içeriği olmayan siyah suyun (blackwater) tarımda kullanılması amaçlanmaktadır. Çalışmada fonksiyonel birim olarak İsveç Surahammar yerleşiminin bütün nüfusunun ürettiği (8830 e.n.) atıksu miktarı ve 486 ha'da üretilen 2100 ton yulaf dikkate alınmıştır. Etki kategorileri olarak ise enerji kullanımı, ötrofikasyon, küresel ısınma ve asidifikasyon konuları incelenmiştir. Çalışma sonucunda siyah suyu ayıra sistemlerin inşası aşamasında diğer iki seçeneğe göre daha çok enerji ihtiyacı olduğu tespit edilmiştir. Sera gazları ve SO₂ üç sistemde de hemen hemen aynı etkiye sahipken, ötrofikasyona neden olan emisyonların siyah su sistemlerinde kayda değer bir şekilde azaldığı bulunmuştur.

Machado vd. (2007) küçük ve dağınık yerleşim yerleri için atıksu arıtma seçeneklerini HBD yaklaşımı kullanarak incelemişlerdir. Bu değerlendirmede iki enerji tasarruflu sistem olan yapay sulak alanlar ve düşük hızlı infiltrasyonla konvansiyonel aktif çamur sistemi karşılaştırılmıştır. Çalışmada SimaPro 7 kullanılmış ve çalışma sınırlarına inşa için gerekli hammadde eldesinden, tesislerin bertarafına kadar olan bütün prosesler dahil edilmiştir. Çalışmada fonksiyonel birim olarak 1 eşdeğer kişinin ürettiği atık miktarı belirlenmiş ve karşılaştırma için 10 yıllık bir süreç alınmıştır. Çalışma kapsamında abiyotik kaynakların tükenmesi, küresel ısınma, stratosferik ozon tükenmesi, fotokimyasal oksidasyon, asidifikasyon ve ötrofikasyon etki kategorileri

üzerinde incelemelerde bulunulmuştur. Çalışma sonucunda düşük hızlı infiltrasyon ve yapay sulak alanların inşa aşamasındaki çevresel etkilerinin, işletme ve tesislerin bertarafına göre daha fazla olduğu tespit edilmiştir. İşletme sırasında özellikle küresel ısınma ve asidifikasyon etki faktörlerine enerji ihtiyacının çok az olmasından ve atmosferik CO₂'in biyolojik aktivite sonucu bağlanmasından dolayı pozitif etkisinin olduğu bulunmuştur. Konvansiyonel aktif çamur sisteminde ise özellikle enerji ihtiyacının fazla olması nedeniyle işletme aşaması diğer aşamalara göre etki kategorileri üzerinde daha fazla etkisinin olduğu gözlenmiştir. Üç sistemin birbirileri ile karşılaştırılması sonucunda ise küçük ve dağınık yerleşim yerleri için enerji tasarruflu sistemlerin daha az çevresel etkisinin bulunduğu ve daha uygun olduğu tespit edilmiştir.

Hospido vd. (2008) İspanya'nın Galicia bölgesindeki nüfusu 50000'den büyük olan dört şehrin atıksu arıtma tesislerini HBD yöntemi ile karşılaştırmışlardır. Çalışmada, atıksu arıtma tesislerini karşılaştırma için fonksiyonel birim olarak 1 eşdeğer nüfus alınmıştır. Sistem sınırları olarak ise dört arıtma tesis için beş alt sistem tanımlanmış ve bu sistemlere atıksuyun arıtımı, farklı çamur üretimi, elektrik üretimi, kimyasalların üretimi ve bunların taşınımı da dahil edilmiştir. Bu beş aşama Çizelge 2.25'de açıklanmaktadır.

Çalışmada etki kategorileri olarak ötrofikasyon, ozon tükenmesi, küresel ısınma, asidifikasyon, foto oksidantların oluşumu, abiyotik kaynakların tükenmesi ve toksikolojik kategoriler incelenmiştir. Çalışmada karakterizasyon faktörlerin seçiminde CML 2000 metodu kullanılmıştır. Çalışma sonucunda ikinci arıtmaya sahip olan tesislerin ötrofikasyon kategorisi üzerinde etkilerinin az olduğu ancak enerji tüketimlerinin fazla olması nedeniyle küresel ısınma kategorisine katkılarının fazla olduğu bulunmuştur. Anaerobik çamur çürütme olan tesislerin ise metan salınımlarının olmaması ve biyogazdan enerji üretmeleri nedeniyle küresel ısınmaya etkilerinin az olduğu tespit edilmiştir. Çamur susuzlaştırma işlemlerindeki farklılıklar ise özellikle ozon tükenmesi kategorisini etkilemiş, kimyasal kullanımı fazla olan ikinci tesisin katkısının en fazla olduğu gözlemlenmiştir.

Çizelge 2.25. Sistem sınırları (Hospido vd. 2008)

Alt sistemler	Tesis 1 125000 e.n	Tesis 2 110000 e.n	Tesis 3 107000 e.n	Tesis 4 72000 e.n
1 Ham atıksu girişi	√	√	√	√
Ön arıtma	√	√	√	√
Birincil arıtma	√	√	√	√
Kısmi arıtılmış atıksuyun deşarjı	√	-	√	√
Oluşan katı maddenin taşınımı ve arıtımı	√	√	√	√
2 İkincil arıtma (biyolojik arıtma)	√	√	√	-
Arıtılmış atıksuyun deşarjı	√	√	√	√
3 Çamurun yoğunlaştırılması	√	√	√	√
Çamurun anaerobik çürütülmesi	√	-	√	√
Biyogaz üretimi ve kullanımı	√	-	√	√
Çamurun susuzlaştırılması (santrifüj, filtrepres, belt filtre)	Belt filtre	Filtrepres	Santrifüj	Belt filtre
Susuzlaştırma kimyasalların üretimi ve taşınması	√	√	√	√
4 Elektrik tüketimi	√	√	√	√
Koku giderme kimyasallarının üretimi ve taşınımı	-	-	√	√
5 Filtre kekini depolanması	√	√	√	√
Arıtılmış çamurun tarım alanlarına taşınımı	√	√	√	√
Tarımsal amaçlı uygulamalar	√	√	√	√

Renou vd (2008) atıksu arıtımının HBD yaklaşımıyla incelenmesinde HBED metotlarının etkilerini incelemişlerdir. Çalışmada beş farklı HBED metodunun (CML 2000, Eco Indicator 99, EDIP'99 ve EPS) hangisinin atıksu arıtma tesislerinin HBD'sinde uygun olduğu, tam ölçekli bir atıksu arıtma tesisi üzerinde uygulanarak araştırılmıştır. Çalışmada sera etkisi, kaynak tükenimi, asidifikasyon, ötrofikasyon ve toksisite kategorileri üzerinde durulmuştur. Çalışmada incelenen arıtma tesisi 140000 eşdeğer kişiye hizmet vermektedir. Çalışmada sistem sınırları tesisteki işlemlere ek olarak kimyasalların üretimi, elektrik üretimi, kimyasalların taşınımı, katı atıkların ve atık çamurların deponide depolanması ve çamur yayılması işlemleri dâhil edilmiştir. Fonksiyonel birim olarak bir yılda arıtılan atıksuyun hacmi alınmış ve incelenen sistem, yedi parçaya bölünmüştür: Atıksu arıtma tesisi, sönmüş kireç üretimi, demir klorür üretimi, elektrik üretimi, diğer kimyasalların üretimi, tarımsal alanlara çamur yayılması ve bütün taşımacılık işlemleri. Tesisin inşası ve sökülmesi bu aşamalara dahil edilmemiştir. Çalışmada kullanılan etki değerlendirme metotlarının, etkileri hesaplamada aynı envanter bilgilerini ve aynı veri akım yöntemlerini kullanmalarına dikkat edilmiştir. Çalışma sonucunda, küresel çevre etkilerin (sera gazı etkisi, kaynakların tükenimi, ötrofikasyon ve asidifikasyon) incelenmesinde belirtilen etki değerlendirme metotlarının kullanılmasının sonuçlar üzerinde herhangi bir etkisinin olmadığı tespit edilmiştir. Çalışmada ötrofikasyon kategorisi değerlendirilirken dikkat edilmesi ve eğer bir nehir sistemi üzerinde çalışılıyorsa üst bölgeden gelen kirleticilerin hesaba katması gerektiği belirtilmektedir. Toksikite kategorisi ise hesaplama modelleri ile tam olarak metotlar tarafından değerlendirilemediği tespit edilmiştir. Bu nedenle hesaplama modellerin mutlaka yerel kriterlerle bütünleşmesi gerektiği belirtilmektedir.

Munoz vd. (2008) hayat boyu değerlendirme yaklaşımı kullanarak kentsel atıksuların içerisinde bulunan öncelikli kirleticilerin potansiyel etkilerinin derecelendirmesini yapmışlardır. Bunun için EDIP97 ve USES-LCA kullanarak, sıklıkla görülen 98 kirletici için karakterizasyon faktörleri elde etmişlerdir. Elde edilen karakterizasyon faktörleri her kirletici için uygulanmış ve sucul ortama deşarj ve sulama senaryoları için etki puanları tespit etmişlerdir. Çalışmada arıtma tesislerinin performansları dâhil edilmemiş sadece çıkış sularının kalitesi dikkate alınmıştır. Çalışmada kullanılan 98 kirletici aylık olarak İspanya'da bulunan çeşitli atıksu arıtma tesislerinde TRAGUA projesi kapsamında aylık olarak izlenmiş ve bu veriler kullanılmıştır. İncelenen tesislerin hepsi deniz ortamına deşarj ederken bu çalışmada sadece deniz ortamındaki ekotoksikite incelenmemiş ek olarak, tatlı su ekotoksikitesi, karasal toksisite ve insan sağlığı (nehre deşarj olması durumunda) kategorileri de incelenmiştir. Etki potansiyeli hesap edilirken:

$$Etki\ Potansiyeli = \sum_{i=1}^n Karakterizasyon\ faktörü_i \times Emisyon_i \quad (2.43)$$

formülü kullanılmıştır. Etki potansiyeli deşarj edilen ortama göre ilgili kategori üzerindeki etkileri, emisyon ise deşarj edilen kirletici miktarını göstermektedir. Çalışma sonucunda özellikle farmakolojik ve kişisel bakım ürünleri üretimi sonucu ortaya çıkan kirleticiler olan ciprofloxacın, fluoxetine, nikotin bileşikleri, 2,3,7,8-TCDD, Nikel ve hexachlorobenzene en fazla toksik etki yapan maddeler olarak tespit edilmiştir.

Weiss vd. (2008) çeşitli lokal atıksu arıtma alternatiflerinin çevresel etkilerinin hayat boyu değerlendirme yaklaşımı ile analiz etmişlerdir. Bu amaçla infiltrasyon, kimyasal fosfor çöktürme, patentli filtre malzemeleri olan Filtra P ve Filtralite P ile fosfor giderimini karşılamışlardır. Çalışmada sistem sınırları olarak hammadde eldesi, kullanılan maddelerin üretimi, tesislerin işletilmesi ve atık ürünlerin tekrar dönüşümü ve bertarafı dahil edilmiştir. enerji kullanımı, kaynakların kullanımı ve emisyonları içeren envanter çalışması sonucunda tüm elde edilen veriler bir yıllık süreçte 1 eşdeğer nüfusa indirgenmiştir. Çalışma kapsamında incelenen infiltrasyon alternatifinde atıksular bir ön çöktürme tankından geçirildikten sonra infiltrasyon yatağına filtrelenilmektedir. Ön çöktürme tankında biriken çamur ise kentsel atıksu arıtma tesisine taşınmaktadır. Filtralite-P ise ısıl işlem sonucu genleştirilmiş kil malzemeden oluşmaktadır. Malzemenin yüksek fosfor tutma kapasitesi bulunmakta olup gübre olarak kullanılma potansiyeli tespit edilmiştir. Malzeme infiltrasyon yatağına serilmek suretiyle kullanılmaktadır. Filtra-P ise jips ve sönmemiş kirecin ekzotermik reaksiyonla karıştırılmasıyla oluşmaktadır. Çok yüksek fosfor tutma kapasitesine sahip olan bu malzeme eğer önçöktürme ve kum filtresinden sonra uygulanmaz ise tıkanma problemleri doğurmaktadır. Kimyasal çöktürmede ise polialüminyumklorid uygulanmakta ve deşarj suları infiltrasyon yatağına gönderilmektedir. Çalışma sonucunda çevresel ve kaynak kullanımı açısından en uygun metot kimyasal çöktürme olarak tespit edilmiştir. Patentli ürün alternatifleri yüksek fosfor tutma kapasitelerine ve geri dönüştürülebilirliklerine karşın üretimlerinde ihtiyaç duyulan enerji gereksinimleri nedeniyle diğer alternatiflere göre daha fazla çevresel etkileri bulunmaktadır.

Gallego vd. (2008) küçük nüfuslu bölgelerde bulunan arıtma alternatiflerini HBD yaklaşımı kullanarak değerlendirmişlerdir. Bu amaçla İspanya'da bulunan 20000'den küçük nüfusa sahip 13 yerleşim yeri için oluşturulmuş atıksu arıtma tesisleri incelenmiştir. İncelenen tesislerden her biri 4 alt sisteme bölünmüştür: ön arıtma ve ön çöktürme, ikincil arıtma, çamur hattı, taşıma ve çamur kullanımı. Bütün alt sistemler değerlendirilirken enerji ve kimyasal tüketimleri (enerji ve kimyasal üretimi ve taşınması dâhil), işletilmesi ve tesislerde oluşan bütün diğer atıklar dikkate alınmıştır. Fonksiyonel birim olarak ise 1 eşdeğer nüfus tespit edilmiştir. Çalışmada bütün atıksu arıtma tesislerinin etkilediği en önemli kategorilerin ötrofikasyon ve özellikle tarım uygulamalarında arıtma çamurunda bulunan ağırmetallerin neden olduğu karasal toksisite olduğu bulunmuştur. Toksikiteye ve küresel ısınma kategorisine elektrik kullanımının büyük katkısı olduğu görülmüştür.

Benetto vd. (2009) küçük ölçekli atıksu arıtma tesisleri için ekolojik çözümleri hayat boyu değerlendirme yaklaşımı ile incelemiştir. Bu amaçla 40 kişinin 220 gün/yıl çalıştığı bir işyerinde üretilen atıksuların i) gri, kahverengi ve yeşil suların ayrıldığı EcoSan sistemi ile, ii) binada oluşan tüm atıksuların toplanarak gönderildiği konvansiyonel tipte arıtma sistemi ve iii) yeşil suların çatıda biriken yağmur suları ile ayrıştırıldığı ve geri kalan atıkların toplanarak gönderildiği bir arıtma sistemi karşılaştırılmıştır. Çalışmada LCA analizleri için UMBERTO programı kullanılmış ve etki değerlendirme ise cumulative exergy demand ve IMPACT2002+ metotlarına göre yapılmıştır. Çalışma sonucunda en uygun alternatifin üçüncü alternatif olduğu ortaya çıkmış EcoSan sisteminde ayrıştırılan ürünlerin taşımacılığında oluşan emisyonların çevresel etkilerini yükselttiği tespit edilmiştir.

Pasqualino vd. (2009) HBD kullanarak kentsel atıksu arıtma tesislerinin işletilmesinin geliştirilmesini çevresel bir bakış açısıyla incelemişlerdir. Tesislerin işletilmesindeki en büyük çevresel etkinin enerji tüketiminden kaynaklandığı tespit edilmiştir. Bu nedenle çalışmada mevcut durumda çalışan tesisin yanı sıra dört biyogaz tesisi ile beş çamur uygulama alternatifi karşılaştırılmıştır. Mevcut durumda incelenen tesis pre-anaerobik bir tesis olup tesiste oluşan fazla çamur çürütülerek tarım uygulamalarında kullanılmaktadır. Çürütme esnasında elde edilen gazın bir kısmından ise yakma yolu ile enerji elde edilmektedir. İncelenen biyogaz alternatifleri ise torçta yakma, elektrik elde etme, kojenerasyon (elektrik + ısı), doğal gaz olarak kullanmadır. Çamur alternatifleri ise tarımda kullanma, kompostlama, çimento eldesinde yakıt olarak kullanma, yakma ve katı atık bertaraf tesisinde depolamadır. Çalışmada fonksiyonel birim olarak 1 m³ giriş atıksu seçilmiş ve 50 yıllık bir süre alınmıştır. Sistem sınırları olarak sadece işletme aşaması dikkate alınmış inşaat ve bertaraf değerlendirilmemiştir. Etki değerlendirmede ise CML2000 metodu kullanılmıştır. Çalışma sonucunda biyogazdan enerji eldesi ile birlikte çamurun tarım uygulamalarında ve çimento eldesinde yakıt olarak kullanılmasının çevresel açıdan en uygun alternatifler olduğu tespit edilmiştir.

Zhang vd. (2010) Xi'an-Çin'de atıksu arıtımının ve suyun tekrar kullanımının çevresel etkilerini HBD yaklaşımı ile değerlendirmişlerdir. Çalışmada incelenen tesiste atıksular 150000 m³/gün kapasiteli ikinci kademe arıtmadan sonra 50000 m³/gün kapasiteli üçüncü kademe arıtmadan sonra evsel ve endüstriyel ihtiyaçlar için tekrar kullanılmaktadır. Geri kalan arıtılmış atıksu ise ikinci kademe arıtmadan sonra deşarj edilmektedir. Çalışmada tekrar kullanım amacı ve deşarj edilen alıcı ortam hakkında bir bilgi bulunmamaktadır. Sistem sınırları olarak tesislerin inşası, işletilmesi ve sökülmesi dikkate alınmıştır. Tesiste enerji tüketimleri kJ olarak alınmış, kullanılan materyaller için ise üretimlerinde tüketilen enerji baz alınarak, kullanılan miktar kadar enerji eşdeğerine dönüştürülmüştür. Çalışmada HBD analizi enerji girdi – çıktı dengesi kurularak yapılmış ve suyun tekrar kullanımının faydası ile ikinci ve üçüncü kademe arıtma tırnet tüketim miktarı hesap edilerek karşılaştırılmıştır. Çalışma sonucunda suyun tekrar kullanımı amacıyla uygulanan arıtma için tüketilen enerjinin neredeyse tamamının suyun tekrar kullanımından karşılanacağı tespit edilmiştir.

Pasqualino vd. (2010) kentsel atıksuların ıslahı ve tekrar kullanımı alternatiflerini HBD yaklaşımı ile değerlendirmişlerdir. Çalışmada İspanya'da bulunan atıksu arıtma tesisleri için en fazla çevresel etkisi bulunan aşamaları tespit etmek, arıtılmış atıksuların tekrar kullanımını ile ilişkili çevresel yükleri belirlemek ve uygun alternatifi seçmek amaçlanmıştır. Bu amaçla dört senaryo incelenmiştir: i) tekrar kullanımın olmadığı sadece ikincil arıtmadan sonra atıksuların alıcı ortama deşarj edildiği senaryo, ii) Brine (desalinizasyon tesisi kalıntıları) sularının ikincil arıtma sonucu çıkan sularla seyreltilerek deşarj edildiği senaryo, iii) üçüncül arıtmadan sonra atıksuyun kullanma suyu olarak değerlendirildiği senaryo, iv) üçüncül arıtmadan sonra atıksuların desalinize edilmiş su yerine kullanıldığı senaryo. Çalışmada örnek uygulama olarak İspanya'da bulunan 346 atıksu arıtma tesisi verilerinden yararlanılmış ve temsili bir atıksu arıtma tesisi incelenmiştir. Sistem sınırları olarak atıksu toplama hattı, eleme, kum tutucu olan ön arıtma, aerobik çürütme, ikincil çöktürme ve klorlamadan oluşan ikincil arıtma ve koagülasyon, flokülasyon, kum filtresi ve UV ve klorlamadan oluşan üçüncül arıtmadan oluşmaktadır. Sistem sınırları içerisinde çamurun yoğunlaştırılması

ve susuzlaştırılması dahil edilerek susuzlaştırılan çamurlar kompostlama tesisine gönderilmektedir. Arıtılan atıksuyun %87,8 denize deşarj edilmekte, %12,2'si ise üçüncül arıtmadan sonra tekrar kullanılmaktadır. Çalışmada fonksiyonel birim olarak 1 m³ atıksu alınmış, etki değerlendirilme metodu olarak ise CML2000 kullanılmıştır. Çalışma sonucunda en uygun alternatifin desalinizasyon tesisinden kaynaklanan enerjinin tasarruf edilmesi nedeniyle 4. Senaryo olduğu ortaya çıkmıştır.

Meneses vd. (2010) atıksuların tekrar sulanılabilmesi amacıyla uygulanan arıtma proseslerini HBD yaklaşımı kullanarak değerlendirmişlerdir. Bu amaçla üçüncül arıtma prosesleri olan klorlama + UV dezenfeksiyonu, ozonizasyon ve ozon + hidrojenperoksit oksidasyonu alternatifleri değerlendirilmiştir. Değerlendirmede fonksiyonel birim olarak 1 m³ üretilen atıksu kullanılmıştır. Ayrıca çalışmanın ikincil amacı olarak üretilen atıksuyun tarımda kullanımı, üretilen atıksuyun kentsel amaçla kullanımı, klasik su arıtma tesislerinden kullanma suyu eldesi ve ters ozmozla denizden kullanma suyu eldesi karşılaştırılmıştır. Çalışmada etki değerlendirme metodu olarak CML2000 temel alınmıştır. Çalışma sonucunda üçüncül arıtmaların karşılaştırılmasında elektrik tüketiminin en az olduğu klor+UV uygulamasının en az çevresel etkiye sahip olduğu tespit edilmiştir. Suyun tekrar kullanma alternatiflerinin karşılaştırması sonucunda üçüncül arıtma senaryolarının ve klasik arıtma ile kullanma suyu eldesinin benzer çevresel performansları olduğu, desalinizasyona göre ise desalinizasyonun enerji tüketiminin çok yüksek olması nedeniyle iyi olduğu bulunmuştur.

Foley vd. (2010) on farklı atıksu arıtma sistemi alternatifini HBD yaklaşımı kullanarak değerlendirmiştir. Çalışmanın sonucunda azot giderim veriminin artması ile beraber hammadde ihtiyacı, enerji ihtiyacı, sera gazı salınımı ve kimyasal tüketiminin arttığı tespit edilmiştir. Ek olarak, fosfor gideriminin artışı hammadde ve kimyasal giderimini arttırdığı ancak sera gazı ve enerji kullanımını arttırmadığı bulunmuştur. Ayrıca fosfor giderimi sonucu oluşacak çamurun tarımda kullanılması ile sentetik gübrelerin kullanımının azalacağı ve sentetik gübre üretimi sonucu oluşacak dolaylı emisyonların azalacağı belirtilmiştir. Ancak çamurun tarımda kullanılması sonucu ağır metallerden karasal toksisitenin artabileceği tespit edilmiştir.

Uggetti vd. (2011) çamur arıtma sulakalanlarını (STW: *Sludge Treatment Wetland*) teknik, ekonomik ve çevresel bir bakış açısıyla değerlendirmişler ve nüfusu 2000'den küçük olan yerleşim yerleri için uygulanan diğer çamur arıtma alternatifleri ile karşılaştırmışlardır. STW çakıl dolgululu ve içerisinde *Phragmites australis* bitkisi bulunan bir hendekten oluşmaktadır. Çamur spreylenecek şekilde uygulanmakta ve çamurun su içeriği evapotranspirasyon ve infiltrasyonla uzaklaştırılmaktadır. Konsantre ve mineralize olmuş çamur filtre üst tabakasında kalmakta ve arazi uygulamalı için uygun hale gelmektedir. Çalışmada dört senaryo incelenmiştir: i) STW ile biyokatılan doğrudan arazi uygulaması, ii) STW ile kompost ileri arıtımı, iii) kompost ileri arıtım ile birlikte santrifüj, iv) çamurun kapsamlı bir arıtma tesisine taşınması. Çalışmada fonksiyonel birim ikincil arıtma çamuru bertarafı amaçlandığından 1 ton ıslak ikinci kademe çamuru olarak alınmıştır. Çalışmanın sistem sınırları aşağıdaki gibi tanımlanmıştır:

- i) Çalışmada ikinci kademe arıtma prosesi sistem sınırlarına dahil edilmemiştir.
- ii) Senaryolarda belirtilen arıtma alternatiflerine çamur hattı 30 km olarak varsayılmıştır.
- iii) Senaryolarda belirtilen kompostlama ve kapsamlı atıksu arıtma tesisi sistem dışında bırakılmıştır.
- iv) Son atık taşıma ve bertaraf sistem dışında bırakılmıştır.
- v) Senaryoların inşası için gereken hammadde eldeleri ve üretimleri, işletilmeleri için gereken enerji ihtiyaçları ve üretimleri dikkate alınmıştır.
- vi) İnşaat aşamasındaki salınımlar senaryoların işletilmesi ile karşılatıldığında çok düşük olacağından kapsam dışı bırakılmıştır.
- vii) Her bir senaryo için 20 yıllık bir süre değerlendirilmiş, sadece santrifüjün bu süreç içerisinde sökümü dikkate alınmıştır.

Çalışmada etki değerlendirme CML2000 metoduna göre yapılmıştır. Çalışma sonucunda 1. Senaryonun enerji ve hammadde ihtiyacının düşük olması nedeniyle hem en uygun maliyetli hem de en az çevresel etkisi bulunan faaliyet olduğu ortaya çıkmıştır.

Fuchs vd. (2011) HBD yaklaşımı kullanarak yatay ve dikey akışlı yapay sulak alanların özellikle sera gazı salınımı üzerinde çalışmışlardır. Çalışmada yatay ve dikey akışlı YSA'nın proses farklılıkları incelenmiş, farklı performans senaryolarında konvansiyonel tipte aktif çamur sistemi ile karşılaştırılmıştır. Çalışmada fonksiyonel birim olarak 1 eşdeğer nüfus alınmış ve bütün toplanan veriler bu birime indirgenmiştir. Toplanan veriler ile oluşturulan envanter Ecoindicator'99 etki değerlendirme metodu ile değerlendirilmiştir. Çalışma sonucunda dikey akışlı YSA'nın, yatay akışlı YSA'a göre önemli derecede az çevresel etkilerinin olduğu tespit edilmiştir. Özellikle yatay akışlı YSA'da N₂O salınımının fazla olması nedeniyle iklim değişikliğine katkısının büyük olduğu belirtilmiştir. Konvansiyonel atıksu arıtma tesisinin ise enerji tüketimi YSA'dan çok büyük olması nedeniyle özellikle iklim değişikliği ve ekotoksositeye katkısının YSA alternatiflerine göre büyük olduğu bulunmuştur.

Rodriguez-Garcia vd. (2011) 24 adet atıksu arıtma tesisinin çevresel performanslarını, çevresel göstergeler olan ötrofikasyon potansiyelini ve küresel ısınma potansiyelinin ve ekonomik gösterge olarak işletme maliyetlerinin de dikkate alındığı bir HBD analizi kullanarak değerlendirmişlerdir. İncelenen tesisler deşarj ettikleri alıcı ortama veya suyun tekrar kullanımına göre 6 tipe ayrılmış ve gruplandırılmıştır. Çalışmada incelenen gruplar:

- Tip 1:** Tesisler organik madde giderimine göre tasarlanarak işletilmekte ve arıtılmış atıksular hassas olmayan alanlara deşarj edilmektedir.
- Tip 2:** Tesisler organik madde ve besin maddesi giderimine göre tasarlanarak işletilmekte ve arıtılmış atıksular hassas olmayan alanlara deşarj edilmektedir.
- Tip 3:** Tesisler organik madde ve besin maddesi giderimine göre tasarlanarak işletilmekte ve arıtılmış atıksular hassas alanlara deşarj edilmektedir.
- Tip 4:** Tesislerden deşarj edilen su tarımsal sulama amaçlı kullanılmaktadır.

Tip 5: Tesislerden deşarj edilen su endüstriyel amaçlı kullanılmaktadır.

Tip 6: Tesislerden deşarj edilen su akifer besleme amaçlı kullanılmaktadır.

Çalışmada hacim (1 m^3) ve ötrofikasyon indirgenmesi (kgPO_4^{3-} giderimi) olarak iki farklı fonksiyonel birim kullanılmıştır. Fonksiyonel birim olarak hacmin kullanılmasının nedeni farklı tipte arıtmaların performansını değerlendirmek için, ötrofikasyon indirgenmesinin kullanılmasının nedeni ise tesislerin ekonomik ve çevresel maliyetlerinin karşılaştırılmasıdır. Çalışmada sadece küresel ısınma potansiyelinin %25-35'lik bir kısmının atıksu arıtma tesislerinin inşasının sorumlu olduğunun geri kalan çevresel salınımların tesislerin işletilme aşamasında oluştuğunu belirtilmektedir. Ayrıca, sökülme esnasında oluşan salınımların ihmal edilebilecek düzeyde olduğundan bahsedilmektedir. Bu nedenle çalışmada sistem sınırları olarak sadece işletme aşaması dikkate alınmış ve arıtmanın tüm kademeleri HBD hesabı içerisine katılmıştır. Çalışmada etki değerlendirme metodu olarak CML2000 kullanılmıştır. Çalışma sonucunda hacimsel fonksiyonel birim kullanıldığında ötrofikasyon potansiyeli, küresel ısınma potansiyeli ve işletme maliyeti en düşük alternatif tip 1 olarak bulunmuş, ötrofikasyon indirgenmesi fonksiyonel biri olarak dikkate alındığında ise tip 2 ve 6 çevresel ve ekonomik açıdan en uygun seçenek olarak ortaya çıkmıştır.

Kalbar vd. (2012) Hindistan'da bulunan evsel atıksu arıtma tesislerinin çevresel ayakızinin tespiti amacıyla HBD yaklaşımını kullanmışlardır. Bu amaçla, Hindistan'da yeni bir atıksu arıtma alternatifi olan kesikli reaktörleri incelemişlerdir. Sistem sınırları içerisinde fiziksel ve biyolojik arıtma üniteleri bulunmakta olup, inşaat, işletme ve bakım aşamaları 50 yıllık bir süreçte incelenmiştir. Envanter toplama aşamasında, fonksiyonel birim olarak 1 e.n. kabul edilmiştir. Verilerin bir kısmı sahadan elde edilmiş olup, ikincil veriler (sera gazları vb.) literatürden sağlanmıştır. HBED çalışmasında, CML2000 metodu kullanılmış olup, etki kategorileri olarak ozon tabakasının tüketilmesi ve fotokimyasal oksidasyon dışındaki tüm kategoriler seçilmiştir. Çalışmanın sonucunda inşaat aşamasında oluşan emisyonun, 50 yıllık süreçte oluşan toplam emisyonun sadece %1'i oluşturduğu ve nihai değerlendirmede ihmal edilebileceği, işletme ve bakım aşamasında en fazla toksisite kategorilerinin etkilendiği kanaatine varılmıştır.

Molinos-Senante vd. (2012) çevresel ve ekonomik bakış açısıyla atıksu arıtma tesislerinin tasarımlarını değerlendirmişlerdir. Bu amaçla bir karar destek sistemi kurulmuş ve dokuz farklı tipte atıksu arıtma tesisi, zayıf, orta ve kuvvetli özellikli atıksular için incelenmiştir. Çalışmada, NOVEDAR_EDSS adlı yazılım kullanılmıştır. Dokuz farklı tipte olan atıksu arıtma alternatiflerinin (pond sistemi, kum filtresi, sulakalan, damlatmalı filtre, akışkan yataklı biyofilm reaktörü, dönen biyolojik disk, membran biyoreaktörü, uzun havalandırma ve kesikli reaktör) çevresel performanslarının değerlendirilmesinde giderim performansları ve çıkış suyu kalitesi dikkate alınmıştır. Çalışma sonucunda, toplam eşdeğer maliyette en pahalı teknolojinin uzun havalandırma, en ucuz teknolojinin ise pond sistemi olduğu ortaya çıkmıştır. Zayıf karakterli atıksuların arıtılmasında bütün alternatiflerin uygun olduğu, orta ve kuvvetli karakteristikli atıksularda ise sadece membran biyoreaktörün hassas alanlara deşarjda yeterli olabileceği bulunmuştur. Fayda-maliyet analizinde orta ve kuvvetli karakteristikli atıksularda bütün teknolojiler uygun bulunmuş ve membran biyoreaktör ve kesikli reaktörler en iyi sonucu vermiştir.

Kalbar vd. (2012b), geliştirmekte olan ülkelerde en uygun atıksu alternatifinin seçiminde çok özellikli karar verme yaklaşımı kullanılmasını değerlendirmişlerdir. Çalışmada, maliyet ve arazi kullanımının yanı sıra sürdürülebilirlik kriteri de dikkate alınmıştır. Atıksu arıtma alternatiflerinin değerlendirilmesi amacıyla Hindistan'da en yaygın olan dört farklı atıksu arıtma alternatifi (konvansiyonel aktif çamur prosesi, anaerobik çamur battaniesini takip eden fakültatif reaktör, kesikli reaktör ve yapay sulak alan) dikkate alınmıştır. Kriterleri değerlendirmek üzere TOPSIS yöntemi kullanılmıştır. Kriterler küresel ısınma, ötrofikasyon, yaşam döngüsü maliyeti, arazi ihtiyacı, insan gücü ihtiyacı, sistemin sağlamlığı ve sürdürülebilirlik olarak seçilmiş altı farklı senaryoya göre değer atamaları yapılmıştır. İncelenen senaryolar; i) Kentsel alan/kısıtlı alan kullanımı/yüzeysel suya deşarj, ii) Kentsel alan/kısıtlı alan kullanımı/arıtılmış suyun tekrar kullanımı, iii) Altkent alanı/kısıtlı olmayan alan kullanımı/yüzey suyuna deşarj, iv) Altkent alanı/kısıtlı olmayan alan kullanımı/arıtılmış suyun tekrar kullanımı, v) Kırsal alan/ kısıtlı olmayan alan kullanımı/yüzey suyuna deşarj, vi) Kırsal alan/ kısıtlı olmayan alan kullanımı/ arıtılmış suyun tekrar kullanımı olarak seçilmiştir. Eşit ağırlık atamasında en uygun alternatif YSA olarak bulunmuştur. Ağırlık atama sonucunda 1. Senaryoda AÇP, 2. Senaryoda kesikli reaktör, 3, 4, 5 ve 6. Senaryolarda ise YSA en uygun alternatif olarak tespit edilmiştir.

Corominas vd. (2013) HBD kullanılarak atıksu arıtma tesislerinin değerlendirilmesi üzerine bir literatür çalışması yapmışlardır. Değerlendirmede, gelecek çalışmalara ışık tutmak amacıyla atıksular hakkında 45 makale kapsamlı bir şekilde gözden geçirilmiş ve sınıflandırılmaya çalışılmıştır. Çalışma sonucunda karar vericilerin değerlendirmeye dâhil olabilmesi ve belirsizliklerin giderilmesi amacıyla bir standart geliştirmeye ihtiyaç olduğu ortaya çıkmıştır.

Lopsik (2013) iki küçük arıtma sistemi olan YSA ile küçük ölçekli uzun havalandırmalı aktif çamur prosesini HBD yaklaşımı kullanarak incelemiştir. Sistem sınırları olarak inşaat ve işletme aşamaları alınmış olup, fonksiyonel birim olarak 1 e.n. belirlenmiştir. HBED Impact 2002+ ve ReCiPe metoduna göre değerlendirilmiştir. Çalışmada HBD'da SimaPro yazılımı kullanılmıştır. Çalışmada incelenen YSA yağ tutucu ve septik tankı takip eden DA-YA tipli hibrit YAAS olup, 64 e.n.'a hizmet etmektedir. Dolgu malzemesi olarak hafif ağırlıklı genişletilmiş kil agrega (*Lightweight expanded clay aggregate-LWA*) kullanılmıştır. Uzun havalandırmalı aktif çamur prosesinde ise 1020 e.n.'a hizmet etmekte olup, atıksular ön arıtmadan geçtikten sonra anaerobik reaktöre ardından ise uzun havalandırmalı aerobik reaktöre alınmaktadır. Durultucudan çıkan atıksular öncelikle bir lagüne alınmakta burada son arıtmadan geçtikten sonra deşarj edilmektedir. Çalışma sonucunda, YSA'nda kullanılan LWA'nın üretiminde yüksek miktarda enerji kullanılması nedeniyle çevresel etkisinin daha fazla olduğu tespit edilmiştir. Sadece işletme aşaması dikkate alındığında ise YSA'nın enerji tüketiminin çok düşük olması nedeniyle, çıkış suyu veriminin düşük olmasına rağmen çevresel etkisinin aktif çamur prosesine göre daha az olduğu bulunmuştur.

Soda vd. (2013) atıksu arıtma tesislerinin küresel ısınma potansiyeli, ötrofikasyon potansiyeli ve çamur üretimleri hakkında istatistiksel bir analiz yapmışlardır. Bu amaçla, konvansiyonel aktif çamur prosesinin yanı sıra besin maddesi giderim prosesleri olan A/O, nitrifikasyon-denitrifikasyon, A²/O, nitrifikasyon/endojen

denitrifikasyon, kademeli beslemeli nitrifikasyon-denitrifikasyon proseslerini HBD kullanarak incelemişlerdir. Envanter çalışmasında, Japonya’da bulunan 1500 adet atıksu arıtma tesisinin verisi Japonya Atıksu İşleri Ajansından temin edilmiştir. Çalışma sonucunda, elektrik tüketiminin az olması nedeniyle en düşük küresel ısınma potansiyeline konvansiyonel aktif çamur prosesinin, en yüksek potansiyele ise enerji tüketimi nedeniyle nitrifikasyon/endojen denitrifikasyon prosesinin sahip olduğu; besin maddesi gideriminin fazla olması nedeniyle en düşük ötrofikasyon potansiyeline nitrifikasyon/endojen denitrifikasyon prosesinin, en yüksek potansiyele ise konvansiyonel aktif çamur prosesinin sahip olduğu; çamur üretiminin ise nitrifikasyon/endojen denitrifikasyon prosesi dışında bütün proseslerde hemen hemen aynı, nitrifikasyon/endojen denitrifikasyon prosesinin ise düşük olduğu tespit edilmiştir.

Garrido-Baserba vd. (2013) atıksu arıtma tesislerinin HBD yaklaşımıyla incelenmesini bilgi tabanlı karar destek sistemleri uygulayarak değerlendirmişlerdir. Çalışmada, çevresel kriterleri ve karar verme süreçlerini kullanarak, özel senaryolar için en uygun akım diyagramını oluşturmak amaçlanmaktadır. Envanter çalışmasında İspanya’da bulunan atıksu arıtma tesislerinden beş farklı tipte olan 22 tanesinin sadece ötrofikasyon ve küresel ısınma potansiyeli incelenmiştir. Çalışmada, incelenen tesislerin büyüklüğü 50000 e.n. üzerinde olmakla birlikte, 18 tanesi konvansiyonel, 3 tanesi ise uzun havalandırılmalı oksidasyon hendeği tipindedir. HBD çalışmasında fonksiyonel birim olarak 1 m³ seçilmiş olup, sistem sınırları olarak sadece operasyon fazı ve çamur bertarafı dikkate alınmıştır. Etki kategorilerinin değerlendirilmesinde ise CML 2001 kullanılmıştır. Karar destek sistemi olarak çevresel ve ekonomik parametrelerin değerlendirilmesiyle atıksu arıtma tesislerinin seçiminde daha önce başarı ile kullanılmış olan NOVEDAR DSS uygulanmıştır. Çalışma sonucunda HBD ve DSS sonuçları ikili olarak karşılaştırılmış ve ötrofikasyon potansiyelinde %70, küresel ısınma potansiyelinde de %95 oranında benzerlik olduğu tespit edilmiştir.

Yoshida vd. (2013) arıtma çamurunun yönetiminin HBD yaklaşımı ile değerlendirilmesi hakkında yayımlanmış 35 adet makaleyi, metodolojik ve teknolojik kabulleri açısından incelemişlerdir. Çalışmalarda çok çeşitli amaç ve kapsam kullanılmasının yanı sıra metodolojik ve metodolojik kabullerde çok ciddi tutarsızlıklar tespit edilmiştir. Bunun nedeni olarak ise, metodolojik kabullerin harmonize edildiği ortak bir platformun bulunmaması olarak açıklanmaktadır.

Corominas vd. (2013b) atıksu arıtma tesislerinde besin maddesi giderim performansını kontrol etmek amacıyla içerisinde HBD içeren bir karar verme prosesi uygulamışlardır. Çalışmada, arıtma tesisinde sadece azot, sadece fosfor veya her ikisinin de giderilmesine bağlı olarak 17 senaryo kurulmuş ve bu senaryolar üzerinde HBD çalışması yürütülerek alıcı ortamdaki etkiler incelenmiştir. Arıtma tesislerinin senaryoları “Neptune Simulation Benchmark (NSB)” adlı sanal bir atıksu arıtma sistemi üzerinde kurulmuştur. Atıksu arıtma tesisi 80000 e.n. hizmet etmekte olup, çamur arıtma ünitesi de sisteme dahil edilmiştir. Biyolojik reaktör A²/O konfigürasyonuna göre boyutlandırılmıştır. HBD çalışmasında inşaat ve işletme fazı dikkate alınmış olup, fonksiyonek birim olarak da 1 m³ belirlenmiştir. Etkiler, GaBi 4 yazılımı kullanarak hesaplanmıştır. Etki değerlendirmede EDIP 97 metodu kullanılmış olup, asidifikasyon, toprak ekotoksitesitesi, su ekotoksitesitesi, küresel ısınma, hava yoluyla insan toksitesitesi, su

yoluyla insan toksisitesi, toprak yoluyla insan toksisitesi, besin maddesi zenginleşmesi, stratosferik ozon tükenmesi ve fotokimyasal ozon formasyonu kategorileri incelenmiştir. Çalışma sonucunda, en iyi çevresel performans stratejisinin belirlenmesinde besin maddesi zenginleşmesi kategorisinin belirleyici olduğu, azot ve fosforun beraber giderildiği veya sadece fosforun giderildiği sistemlerin besin maddesi giderimi ve/veya enerji gerikazanımının iyi olması nedeniyle çevresel açıdan en iyi sonuçları verdiği, sadece azot gideriminin olduğu sistemde ise denitrifikasyon için sodyum asetat eklenmesi nedeniyle çevresel performansının düşük olduğu tespit edilmiştir.

Li vd. (2013) evsel atıksu arıtma tesislerini HBD yaklaşımı ile değerlendirmek amacıyla Suzhou-Çin’de bir uygulama yapmışlardır. Çalışmada, Çin’de bulunan A²/O prosesinden oluşan evsel atıksu arıtma tesisi ile, yine Çin’de bulunan YSA, HBD ile karşılaştırılmıştır. Karşılaştırmaya ayrıca simülasyon olarak 5 kademeli Bardenpho sistemi ile evsel atıksu arıtma tesisinin rüzgar enerji ile modifiye edilmiş hali de eklenmiştir. Sistem sınırları olarak inşaat fazı, işletme ve bakım fazı, çamurun katı atık tesisinde depolanmasının yanı sıra kullanılan kimyasalların tesise taşınması da dâhil edilmiştir. Fonksiyonel birim olarak 10⁵ m³ atıksu olarak belirlenmiş olup, 50 yıllık bir süreç alınmıştır. Çalışmada SimaPro 7.0 yazılımı, etkilerin değerlendirilmesinde ise CML 2000 metodu kullanılmıştır. Çalışmanın sonucunda yenilenebilir enerji kullanımının bütüncül çevresel etkilerin azaltılmasında önemli derecede katkıda bulunduğu, çevreye olumsuz katkıların en fazla fosil yakıt kullanılmasından kaynaklandığı tespit edilmiştir.

Ontiveros ve Campanella (2013) HBD kullanarak biyolojik besin maddesi giderme proseslerinin çevresel performanslarını incelemişlerdir. Bu amaçla, GPS-X modeli kullanılarak farklı proses alternatifleri oluşturulmuş ve HBD kullanılarak değerlendirilmiştir. Değerlendirilen alternatifler; iki aerobik tanktan oluşan konvansiyonel sistem, UCTM, 5 kademeli Bardenpho ve modifiye edilmiş 5 kademeli Bardenpho olarak seçilmiştir. Sistem sınırları olarak işletme aşaması değerlendirilmiş olup, arıtılmış atıksuyun deşarjı ve fazla çamurun bertarafı da dâhil edilmiştir. İşletme süreci bir yıl alınmış olup fonksiyonel birim olarak da 1 e.n. seçilmiştir. Çevresel etkilerin değerlendirilmesinde ise CML2001 metodu kullanılmıştır. Çalışma sonucunda biyolojik besin maddesi giderim prosesleri, anaerobik ve anoksik prosesleri içerdiği için çıkış suyu kalitesi ve enerji tüketiminin azlığı nedeniyle iyi bir çevresel performans gösterdiği kanaatine varılmış ve çevresel açıdan en uygun alternatif olarak 5 kademeli Bardenpho seçeneği bulunmuştur.

Wang vd. (2015) Çin’de sucul ortamın ve halk sağlığının korunması amacıyla deşarj standartlarının daha katı hale getirilmesi durumunda, atıksu arıtma tesislerinin çevresel etkilerinin nasıl değişeceğini HBD kullanarak incelemişlerdir. Evsel atıksu arıtma tesisleri üzerinde yapılan HBD çalışmasında, deşarj limitlerinin azaltılması durumunda gerçekten de yerel olarak ötrofikasyon potansiyelinin azaldığını, buna karşın azaltılan limitlere ulaşabilmek için kullanılan hammadde ve enerjinin artması nedeniyle net olarak çevresel anlamda tatmin edici bir iyileşmenin sağlanamadığı tespit edilmiştir.

Hendrickson vd. (2015) bina ölçeğinde atıksu arıtma sistemleri ve suyun tekrar kullanımı üzerine enerji kullanımı ve sera gaz emisyonlarını değerlendirmek amacıyla HBD yaklaşımını kullanmışlardır. Bina ölçeğinde kullanılan ve dezenfeksiyon ünitesi bulunan (UV lamba) yapay sulak alanın, merkezi arıtmadan %79 daha fazla enerji kullandığı ve %98 daha fazla sera gazı saldığı, merkezi arıtma ve suyun tekrar kullanıldığı sistemden ise %8 daha az enerji kullandığı ve %24 daha az sera gazı yaydığı tespit edilmiştir.

2.9. Literatürün Değerlendirilmesi ve Tez Çalışmasının Özgün Değeri

Yukarıda sıralanan literatür taraması sonucunda, HBD yaklaşımının atıksu arıtma sistemleri üzerinde son 15 yıldır uygulanmakta olduğu anlaşılmaktadır. Günümüze değin yapılan çalışmalarda HBD uygulamasının yeni olması sebebiyle çok sayıda çelişki bulunmaktadır. Çalışmaların geneli incelendiğinde, yoğunlaşılacak konuların:

- i. Aktif çamur sistemlerinin aşamalarından kaynaklanan çevresel etkilerin incelenmesi
- ii. Çamur bertaraf alternatiflerinin karşılaştırılması
- iii. Küçük ölçekli atıksu arıtma tesislerinin incelenmesi
- iv. Yeşil ve gri suyun ayrıldığı sistemlerin incelenmesi
- v. Spesifik materyallerin veya arıtma proseslerinin mevcut proseslerle karşılaştırılması
- vi. HBED teorik bilgi üzerinde yapılan çalışmalar ve literatür taramaları
- vii. KDS ile arıtma senaryolarının karşılaştırılması

olduğu görülmektedir.

Çalışmalarda atıksu arıtma sistemlerinin en fazla çevreye etkilerinin, kimyasal kullanımı ve enerji tüketimlerinden kaynaklanan dolaylı emisyonlarından ileri geldiği belirtilmektedir (Zhang vd. 2000; Hospido vd. 2008; Gallego vd. 2008; Zhang vd. 2010; Pasqualino vd. 2010; Foley vd. 2010; Li vd. 2013; Ontiveros ve Campanella 2013). Ayrıca büyük ölçekli tesislerin birim başına düşen çevresel etkilerinin küçük ölçekli atıksu arıtma tesislerine nazaran daha az olduğu tespit edilmiştir (Lundin vd. 2000). Eko-teknolojik sistemler denilen doğal arıtma sistemleri ise enerji verimliliğinden konvansiyonel tipteki arıtmalara göre önemli derecede çevresel üstünlüğü olduğu bulunmuştur (Dixon vd. 2003; Machado vd. 2007; Uggetti vd. 2011; Fuchs vd. 2011; Kalbar vd. 2012b; Lopsik vd. 2013; Li vd. 2013).

Ancak, bu çalışmalarda özellikle doğal arıtma sistemlerinin küresel ısınmaya katkıları hakkında farklı görüşler belirtilmektedir. Dixon vd. (2003) yapay sulak alanların sadece inşaat aşamasında sera gazı yaydığı, ancak işletme aşamasında fotosentez dolayısıyla sera gazı katkısının negatif olduğunu belirtmiştir. Machado vd. (2007) ise yapay sulak alanların küresel ısınmaya ve asidifikasyona katkısının işletme ve bakım aşamasında negatif olduğunu bulmuştur. Fuchs vd. (2011) ise yatay akışlı YSA'da N₂O salınımının fazla olması nedeniyle iklim değişikliğine katkısının büyük olduğu belirtilmiştir. Sulak alanlar konusunda HBD yaklaşımından bağımsız çalışmalar yapan Sövik vd. (2006) ve Ström vd. (2007) yapay sulak alanların küresel ısınmaya

katkısını incelemişleridir. Søvik vd. (2006) Estonya, Finlandiya, Norveç ve Polonya'daki yaz ve kış aylarındaki N₂O, CH₄ ve CO₂ akılarını yapay sulak alanların küresel ısınmaya katısını belirlemek için ölçmüşlerdir. Sera gazı katkıları 1200'den 26000 mg CO₂ eq/ m²gün değerleri arasında değiştiğini bulmuşlardır. Ström vd. (2007) ise İsveç'te yapay sulak alanların sera gazı katkısını kapalı oda tekniği ile ölçmüşler yaz ve kış aylarında CO₂, CH₄ ve N₂O için 1390-77500, -377-1387 ve -13.9-31.5 mg/m²d değerlerini bulmuşlardır. Hendrickson vd. (2015) ise YSA sera gazı salınımının, merkezi atıksu arıtma sistemlerine göre daha az olmasına rağmen pozitif olduğunu belirtmiştir.

Son yıllarda atıksuların geri kazanımı önem kazanmış, özellikle sulamada tekrar kullanımdan sağlanacak tasarrufun arıtma tesislerinde tüketilen enerjinin neredeyse tamamını karşılayacak boyutta olduğu tespit edilmiştir (Zhang vd. 2010; Pasqualino vd. 2010; Meneses vd. 2010; Kalbar vd. 2012b). Hendrickson vd. (2015) ise suyun tekrar kullanımında daha fazla enerji kullanımı ve sera gazı salınımı olduğunu tespit etmiştir.

Çalışmalarda ayrıca çamur arıtma prosesleri üzerine de yoğunlaşmış ve çeşitli çamur arıtma senaryoları incelenmiştir. Ancak bazı çalışmalarda çevresel açıdan en uygun senaryonun belirlenmesinde çelişkiler ortaya çıkmıştır. Lundin vd. (2004) çamur arıtma senaryolarında en fazla çevresel etkiye sahip senaryonun tarımsal uygulamalar olduğunu belirtmesine karşın, Suh ve Rousseaux (2002), Houillon ve Jolliet (2005), Hospido vd. (2005), Pasqualino vd. (2009) ve Foley vd. (2010) çevresel açıdan en uygun alternatifin sentetik gübre kullanımını azaltacağı ve enerji verimliliği açısından çamurun tarımda uygulanması olduğunu belirtmişler, sadece çamurun ağır metal içeriği bulunması durumunda karasal toksisitenin etkilenebileceği sonucuna varmışlardır.

Çalışmalarda alıcı ortama deşarj limitlerinin daha katı hale getirilmesi durumunda arıtma tesislerinde bu gereksinimi karşılamak üzere yapılacak iyileştirmelerin bütüncül anlamda çevreyi nasıl etkilediği de incelenmiştir (Wang vd. 2015). İnceleme sonucunda, limitlerin azaltılmasının bütüncül anlamda arıtma tesislerinin diğer salınımlarının artmasından dolayı çevresel performanslarında iyileşmeye neden olmadığı ortaya çıkmıştır.

Çalışmalarda karar destek sistemlerine de giriş yapılmış ve çeşitli senaryolar üzerinden karar destek sistemleri kurulmuştur (Molinos-Senante vd 2012; Kalbar vd. 2012b; Garrido-Baserba vd. 2013; Corominas vd. 2013). Molinos-Senante vd. (2012) çalışmasında arıtma alternatiflerinin çevresel performanslarını değerlendirmede sadece giderim performansı ve çıkış suyu kalitesini dikkate almış; Kalbar vd. (2012b) belirledikleri altı bölgesel özellik için seçme kriterleri oluşturmuş; Garrido-Baserba (2013) mevcut atıksu arıtma tesislerinin sadece ötrofikasyon ve küresel ısınma potansiyelini inceleyerek, karar verme süreçleri ile akım diyagramlarını oluşturmuş; Corominas vd. (2013b) ise arıtmaların sadece azot ve fosfor giderimi üzerinde durarak senaryolar oluşturmuş ve karar verme süreci uygulamışlardır.

Literatürde ayrıca, atıksu arıtma sistemlerinin HBD ile incelenmesi üzerine yapılan çalışmalar incelenerek eksiklikler ve ele alınmayan noktalar değerlendirilmiştir. İncelemelerde, atıksu arıtma sistemlerinin değerlendirilmesinde belirsizlikler olduğu ve

HBD metodolojisinin uygulanması durumunda kapsamın belirlenmesi ve envanter oluşturulmasında bir standardın geliştirilmesi gerekliliği tartışılmıştır (Corominas vd. 2013; Yoshida vd. 2013)

Sunulan literatür bilgilerinin ışığında, atıksu arıtımı ve çamur proseslerini beraber inceleyecek, bölgesel özellikleri dikkate alan ve özellikle planlama esnasında karar vericiye destek verecek bir çalışmaya ihtiyaç duyulduğu düşünülmektedir. Özellikle Kentsel Atıksu Arıtma Yönetmeliği uyarınca yapılması gereken arıtma tesislerinin nasıl yapılacağı ve hangi sistemlerin seçileceği ve seçilmesi durumunda bölgeye olan etkisi, ekonomikliği ve uygunluğu önemli bir problem olarak karşımızda durmaktadır. Ekonomik olarak gelişmekte olan bölgelerde kaynakların yetersiz olması nedeniyle, bu problem gereksiz kaynak harcanması sıkıntısıyla beraber daha da büyümektedir. Bu nedenle, özellikle doğal arıtma sistemlerinin sera gazı emisyonlarının değerlendirilmesi ve arıtma çamurlarının tekrar kullanımında belirtilen çelişkilerin giderilerek çevresel ve ekonomik anlamda en uygun alternatifin seçimi için bir karar destek aracına ihtiyacın bulunduğu belirlenmiştir.

Literatürdeki çalışmalar incelendiğinde, karar destek sistemlerine giriş yapılmış olmasına karşın, arıtma alternatiflerinin çevresel performansları küresel ölçekte değerlendirilmiştir. Bu durum, bölgesel ölçekteki etkiler olan ötrofikasyon ve toksisite gibi kategorilerin yorumlanmasında sıkıntılar doğurmaktadır. İlgilenen probleme daha büyük ölçekte bakılmasından ötürü, karar verme prosesinin hassasiyeti azalmakta ve bölgesel sorunların çözümünde cevap verememektedir. Örneğin, hassas bir su kütlesine deşarj eden sistemin değerlendirilmesinde, küresel ölçekte bakıldığında su kütlesine giren besin maddesi miktarı, enerji kullanımı sonucu oluşan sera gazı salınımına göre daha düşük önemde olabiliyorken, aslında bölgesel ölçekte su kütlesinin korunması için önem derecesi yüksek olabilmektedir. Bu nedenle, bölgesel ölçekte etki kategorilerinin de ağırlıklarının nesnel bir biçimde değerlendirilmesi, karar verme sürecinin doğruluğu açısından önem arz etmektedir.

Bu tez çalışmasında literatürdeki açığın giderilmesi ve çalışmada özgünlüğün sağlanması amacıyla aşağıdaki çalışmalar yapılmıştır:

i) VAU, YSA, DBD, KAÇS, MBR, SH ve UHAÇS alternatifleri HBD metodolojisi ile değerlendirilmiştir: Literatürde, tez çalışması kapsamında incelenen arıtma alternatiflerinin çıkış sularının Kentsel Atıksu Arıtma Yönetmeliğinde belirtilen az hassas ve hassas alanlara deşarj durumu da dikkate alınarak, HBD ile beraber değerlendirildiği bir çalışma bulunmamakta olup, bu açık giderilmiştir. Ayrıca, mevcut çalışmalarda bulunan çelişkilere (YSA'ların sera gazı emisyonları ve atık çamurların tekrar kullanımının çevresel etkileri gibi) açıklık getirilmeye çalışılmıştır. Ek olarak, HBD analizi sonucunda incelenen alternatiflerin çevresel performansları hakkında bir veri tabanı oluşturulmuştur.

ii) HBD çalışmasında normalizasyon referans değerinin karar vericiler tarafından bölgesel ihtiyaçları karşılayacak şekilde düzenlemesini sağlayan bir arayüz yazılımı geliştirilmiştir: Çevresel performansları HBD çalışması ile tespit edilen atıksu arıtma alternatiflerinin, incelenen bölgeye uygunluğunun değerlendirilmesi

amacıyla, HBD teorisinde anlatılan ağırlık atama işlemi yapılmıştır. Bu kapsamda, MS-Excel tabanlı bir arayüz oluşturulmuştur. Arayüz yazılımında, ağırlık atama işleminin nesnellüğün sağlanması için AHP kullanılmıştır. CML2000'e göre seçilmiş etki kategorilerinin kullanıcı tarafından AHP teorisinde de belirtildiği üzere, ikili karşılaştırılması sağlanmış ve arayüzün arka planında karşılaştırmalarının nesnellüğünün kontrolü için "tutarlılık analizi" yapılmıştır. "Tutarlılık analizi" ile AHP'inde oluşan belirsizlikler giderilmiş ve kullanıcı tarafından ölçütler arasında karşılaştırma yapılırken objektifliğe yakınlığı sağlanmıştır.

iii) Arayüz yazılımında karar vericiler tarafından yerel ölçütlerin sisteme entegre edildiği ve bu ölçütlere göre uygun arıtma alternatifinin sunulduğu bir araç geliştirilmiştir: Literatürde sabit senaryolar üzerinde durulmuş, son kullanıcıya hitap eden veya kullanıcının seçim yapabileceği bir uygulama bulunamamıştır. Tez çalışmasında, özellikle HBD yaklaşımının karmaşıklığını gidermek amaçlanmış ve bunun için son kullanıcıya HBD'nin içerisinde girilmeden sisteme müdahale edebilmesi sağlanmıştır. Bu nedenle, geliştirilen arayüzde kullanıcıların bölge özelliklerine göre kendi senaryolarını kurabileceği bir araç oluşturulmuştur. Bu araçta yerel ölçütler sıralanmakta, kullanıcı tarafından bu ölçütlerden seçme şansı tanınmaktadır.

Yerel ölçütler, özellikle ülkemizi de içine alan Akdeniz iklimi koşullarının hüküm sürdüğü bölgeler dikkate alınarak seçilmiştir. Bu bölgelerde turizm faaliyetleri yoğun olduğundan, nüfus mevsimsel olarak çok değişkendir. Özellikle kurak olan yaz aylarında nüfus yoğunluğu daha fazladır. Ayrıca, kıyı bölgesinde bulunan yerleşim yerlerinde ana turizm kaynağının deniz olması, aynı zamanda alıcı ortam olarak da denizin kullanılması büyük bir çelişki oluşturmaktadır. Bu nedenle, turizmin yoğun olduğu bölgelerde daha ileri düzeyde arıtma proseslerinin seçilmesi söz konusu olacaktır. Ancak bu durum hem ilk yatırım, hem de işletme maliyetlerini karşılama gücü ile sınırlandırılmaktadır. Bunlar ek olarak son yıllarda, çevresel anlamda küresel farkındalığın artması yerel yönetimlere de yansımakta olup, kültür seviyesinin yüksek olduğu yerlerde bulunan yerel yönetimleri karbon ayak izi, enerji verimliliği gibi küresel ölçekte çevresel konularda projeler üretmesine sevk etmektedir.

Bu ihtiyaçlar doğrultusunda, tez kapsamında karar vericilerin yerel kriterleri karar verme sürecine dâhil edebilmesi için nüfus, alıcı ortam özellikleri, iklim, arazi varlığı, bütçe ve turizm varlığı başlıkları altında seçilebilen ölçütler arayüz yazılımına girilmiştir. Arayüz, AHP ile ağırlık atama sonuçlarını ve "what-if" sorguları ile kullanıcıya en uygun alternatifleri görsel olarak sunmaktadır.

3. MATERYAL VE YÖNTEM

Bu bölümde küçük ve orta ölçekli yerleşim yerleri de dikkate alınarak az hassas ve hassas alanlarda uygulanabilecek arıtma prosesleri incelenmiş olup, hayat boyu değerlendirme yaklaşımı ile çevresel performansları değerlendirilmiştir.

Mevcut durumda nüfusu 50000'den büyük ve toplam nüfusun %53'ünün yaşadığı yerleşim yerlerinin çoğunluğunda arıtma tesisleri inşa edilmiş ve işletilmektedir. İnşa edilmemiş olan yerleşim yerlerinde ise projelendirmeleri yapılmış durumdadır. Ancak, nüfusu 50000'den küçük ve nüfusun %47'sinin yaşadığı yerleşim yerlerinin çoğunda herhangi bir planlama yapılmamış olmakla birlikte, fizibilite çalışmalarına Havza Koruma Planları kapsamında Orman ve Su İşleri Bakanlığı tarafından 2012 yılı içerisinde başlamıştır. Nüfusu 2000'den az, küçük ve orta ölçekli yerleşim yerleri için arıtma proses alternatiflerinin incelenmesi de kapsama alınmıştır.

3.1. Arıtma Alternatifleri Hakkında Verilerin Toplanması ve Değerlendirilmesi

Bu bölümde Kuramsal Bilgiler ve Kaynak Taramaları bölümünde belirtilen atıksu arıtma alternatiflerinin, SimaPro 7.0 yazılımı kullanılarak beşikten mezara yaklaşımıyla hammadde eldesinden, işletme ve bakım sırasında oluşabilecek dolaylı ve doğrudan emisyonlarının çevresel etkileri belirlenmiştir.

Bu amaçla, değerlendirilen atıksu arıtma alternatifleri için envanter çalışması yapılmıştır. Envanter çalışması kapsamında arıtma alternatifleri ile ilgili veriler literatürden, yerinde ölçümlerden ve hesaplama yoluyla elde edilmiştir. Envanter derlenmesi ile ilgili bilgiler arıtma alternatiflerinin ele alındığı Bölüm 3.1.4'de verilmektedir.

Halen işletilmekte olan Harran Üniversitesi, Osmanbey Kampüsünde bulunan stabilizasyon havuzunda ve Antalya Gazipaşa İlçesinde bulunan membran biyoreaktör tesisinde arıtma verimleri ve özellikle literatürde bulunmayan ağır metal salınımlarını tespit etmek için analizler yapılmıştır. Saha çalışması sonucu elde edilemeyen ve arıtma alternatifinin uygulamasının bulunmadığı durumda ise dünyadaki örnekler araştırılmış, literatürde bulunan mevcut uygulamalar üzerine yapılmış HBD çalışmalarında elde edilen envanter bilgileri ile EcoInvent v2.0 verileri kullanılmıştır. Ayrıca, tasarım modelleri kullanılarak eksik kalan bilgiler hesaplanmıştır. (Bu hesaplamaların detayları Ek 7'de verilmektedir.)

Sistemlerin değerlendirilmesi açısından karşılaştırmanın kolay olması için teorik hesaplamalarda kullanılan atıksu özelliklerinin aynı olmasına dikkat edilmiştir.

3.1.1. HBD analizi sistem sınırları

HBD analizi oluşturulurken, amaca uygun bir şekilde sistem sınırlarını belirlemek gereklidir. Sistem sınırları belirlenirken, bütün alternatiflerin yaşamları

boyunca geçirdikleri süreçler iyi analiz edilmeli, zaman/proses ilişkisi dikkate alınarak sistem sınırı dahilinde veya haricinde bırakılacak süreçler belirlenmelidir.

Bu çalışmada tüm incelenen alternatiflerde, inşaat ve işletme aşamasında 20 yıllık bir süreçte oluşabilecek emisyonlar (doğrudan ve dolaylı) sistem sınırları dâhiline alınmıştır. Tesislerin söküm aşaması mevcut sistemlerin terk edilmesi yerine onların iyileştirilmesi yaklaşımı nedeniyle sistem sınırı dışında bırakılmıştır.

3.1.2. Fonksiyonel birim

Atıksu arıtma alternatiflerinin çevresel etkilerinin değerlendirilebilmesi için bir fonksiyonel birime ihtiyaç duyulmaktadır. Fonksiyonel birim, bütün emisyonlar, hammaddeler ve enerji tüketimi için 1 eşdeğer nüfus (1 e.n.) olarak seçilmiştir. Toplanan bütün envanter verileri bu fonksiyonel birime indirgenmiştir.

3.1.3. Deşarj bölgesi özellikleri

Atıksu arıtma alternatifleri ayrıca deşarj edilen bölgelerin özelliklerine göre değerlendirilmiştir. Alıcı ortam özellikleri 08.01.2006 tarih ve 26047 sayılı Resmi Gazete’de yayımlanan Kentsel Atıksu Arıtımı Yönetmeliği uyarınca az hassas ve hassas alanlar olarak iki kategoriye ayrılmıştır. Az hassas alanlar için BOİ giderimi yeterli iken hassas alanlar için fosfor gideriminin de yapılması gerekli olmaktadır. Alıcı ortam özelliklerine göre KAÇS-AH, KAÇS-H, YSA-AH ve YSA-H (AH: Az hassas alana deşarj eden, H: Hassas alana deşarj eden) alternatifleri oluşturulmuştur. VAU’nun deşarjının olmaması, DBD ve SH’nun fosfor giderimi için uygun olmaması, MBR’ün tasarımı gereği deşarj edilen atıksu kalitesinin her iki alıcı ortama da uygun olması nedeniyle bu sınıflandırmanın dışında bırakılmıştır. Ayrıca, çalışma kapsamında nitrifikasyon aşamasının da değerlendirilebilmesi açısından UHAÇS alternatifine fosfor giderimi eklenmemiştir.

3.1.4. Arıtma alternatiflerinin incelenmesi

Çevresel açıdan en uygun atıksu arıtma alternatifinin seçilebilmesi için, tez kapsamında değerlendirilen arıtma alternatiflerinin envanterinin oluşturulması gerekmektedir. Envanterlerin oluşturulmasında, alternatiflerin çevresel üstünlüklerinin anlaşılması amacıyla teorik eşitliklerden yararlanılarak elde edilen verilerin hesaplanmasında standart bir atıksu giriş karakteristiği kullanılmıştır. Kabul edilen giriş suyu karakteristiği Çizelge 3.1’de verilmektedir.

Çizelge 3.1. Kabul edilen atıksu giriş karakteristikleri

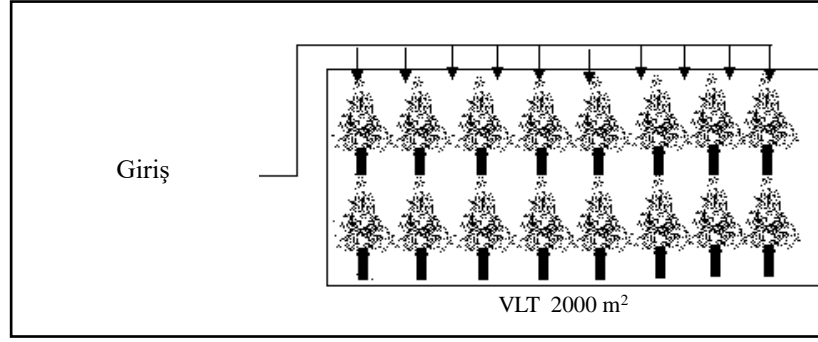
Parametre	Giriş (mg/l)
BOİ ₅	300
KOİ	600
TAKM	150
Tot P	10
Tot N	40

Her tesis için çıkış suyu karakteristikleri ise, tesislerin performanslarının farklı olması nedeniyle, farklılık göstermektedir.

Sistemlerin debileri, hizmet ettikleri nüfusa göre değişiklik gösterdiğinden, her alternatif için ayrı ayrı hesaplanmıştır. Toprak (2006)'da, yerleşim bölgelerinden kaynaklanan atıksu debilerinin mesken türlerine göre ayrılmış olup, debi miktarının 100 ile 380 L/kişi.gün aralığında değiştiği belirtilmiştir. Tez çalışması kapsamında, da, dikkate alınmış ve VAU, YSA, DBD ve MBR için boyutlandırmada, turizm durumu dikkate alınarak 210 L/kişi.gün değeri kabul edilmiştir. KAÇS, UHAÇS ve SH'da ise EcoInvent V 2.0 ve gerçek veriler kullanıldığından debi verileri olduğu gibi kabul edilmiştir.

3.1.4.1. Vejetasyonlu arazi uygulaması (VAU)

Vejetasyonlu arazi uygulaması 100 e.n. hizmet edecek şekilde boyutlandırılmıştır. Sistemin günlük debisi 21 m³/gün olarak tespit edilmiştir (210 L/kişi.gün'den). Biyomas olarak atıksu koşullarına çok iyi uyum sağlayan ve yüksek besin maddesi alma kapasitesine sahip olan *Eucalyptus camaldulensis* seçilmiştir (Bhati ve Singh 2003; Machado 2007). Vejetasyonlu arazi uygulamasında yüzey alanı eşitlik 2.1'e göre toprak perkolasyon ve evapotranspirasyon hızı kullanılarak tespit edilen yıllık hidrolik yükleme hızına bağlı olarak hesaplanmıştır (Ek 7.1.1). *Eucalyptus camaldulensis* evapotranspirasyon değeri belirlenirken Tzanakakis vd. (2009) tarafından yapılan çalışmadan yararlanılmıştır. Tzanakakis vd. (2009) *Eucalyptus camaldulensis*'in besin maddesi alma ve hidrolik yükleme kapasitesi yıllar içerisinde biyokütlesinin gelişmesiyle artmakta olduğunu belirtmiş ve 2000 yılında dikimi gerçekleştirilen ağaçlar üzerinde 2001, 2002 ve 2003 yılları arasında çalışmışlardır. Çalışma sonucunda yıllara bağlı ve kümülatif olarak *Eucalyptus camaldulensis*'in bitki hidrolik yükleme miktarının sırası ile 631 mm (2001 yılı), 1605 mm (2002 yılı) ve 3563 mm (2003 yılı) olduğunu tespit etmişlerdir. Bu değerlere göre de Akdeniz iklim koşullarında bitkinin referans evapotranspirasyon hızını 1252 mm/yıl olarak bulmuşlardır. Rad vd. (2010) ise *Eucalyptus camaldulensis* bitkisinin evapotranspirasyon bitki katsayısını 1,7 olarak tespit etmişlerdir. Sistemin hidrolik yükleme hızı seçilen alanın toprak yapısının özelliğine göre değişmekte olup, ülkemiz şartlarında bu tip bir tesisin verimli tarım arazisinde uygulanamayacağı öngörüsü ile uygulanan toprak tekstürü olarak siltli tın seçilmiştir. Bu amaçla ilgili toprak tekstürüne göre perkolasyon hızı olarak Ek 7'de verilen Freeze ve Cherry abağına göre 10⁻⁴ mm/s değeri kabul edilmiştir (Freeze ve Cherry 1979). Yıllık yağış verisi için ise 1971-2013 yılları ortalaması olan 646 mm/yıl alınmıştır (Anonim XIV-2014). Yapılan hesaplama sonucunda sistemin hidrolik yükleme hızı 12,73 mm/gün, alan ihtiyacı ise yaklaşık 2000 m² olarak tespit edilmiştir. Hesaplama detayları 7.1.1'de verilmiştir. Sistemin akım şeması Şekil 3.1'de verilmektedir.



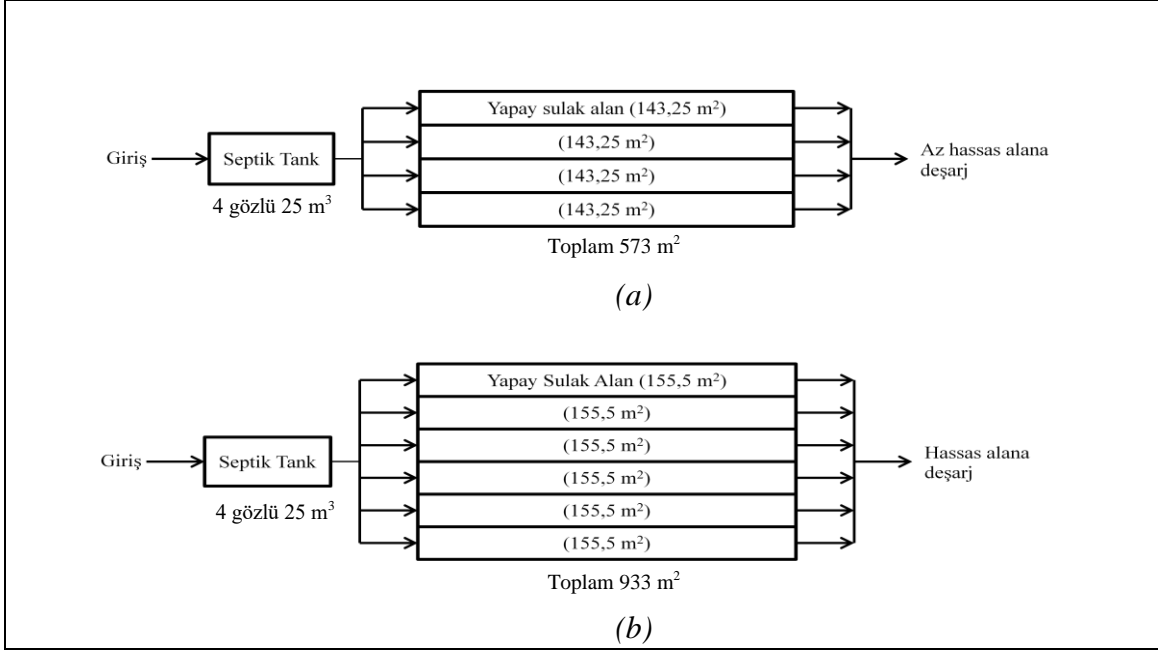
Şekil 3.1. Vejetasyonlu arazi uygulaması

3.1.4.2. Serbest yüzey akışlı yapay sulak alan (YSA-AH, YSA-H)

Serbest yüzey akışlı yapay sulak alan sistemi vejetasyonlu arazi uygulamasına benzer bir şekilde 100 e.n. kapasiteli ve 21 m³/gün debiye göre boyutlandırılmıştır. Yapay sulak alanın kapasitesi gerekli giderim verimine ve alıcı ortam özelliklerine (az hassas ve hassas) göre değişiklik göstermektedir. Hassas alanlar için fosfor bileşikleri atıksu deşarj edilmeden önce giderilmek zorundadır. Bu nedenle gerekli alan büyük olmaktadır. Az hassas alanlar için ise organik maddelerin giderimi yeterli ve yapay sulak alanın boyutları küçük olmaktadır. Yapay sulak alanın tasarımı için eşitlik 2.17’de verilen ve Kadlec ve Knight (1996) tarafından önerilen piston akış modeli kullanılmıştır. Çalışma kapsamında yapay sulak alanlar için iki farklı senaryo oluşturulmuştur. İki senaryoda da (hassas ve az hassas alanlar için) atıksular 25 m³ hacimli 4 gözlü septik tanktan oluşan bir ön arıtma tesisinden geçtikten sonra, az hassas alıcı ortama deşarj eden için 573 m² yüzey alanlı sulak alana, hassas alıcı ortama deşarj eden için ise fosfor gideriminin sağlanması amacıyla 933 m² yüzey alanlı sulak alana gönderilmektedir.

Yapay sulak alan için *Phragmites australis* seçilmiştir. Makrofitler her beş yılda bir hasat edilerek düzenli depolama alanına gönderilmektedir. Makrofitlerin yıllık büyüme hızı 3 kg/m² olarak belirlenmiş (Murray-Hudson ve Mmopelwa 2011) ve yıllık yeşil atık miktarı, YSA-AH için yaklaşık 17,20 kg/e.n.yıl, YSA-H için 28,00 kg/e.n.yıl olarak hesaplanmıştır.

Septik tankta biriken çamur her beş yılda çekilmekte ve burada stabilize olmuş çamur düzenli depolama alanında depolanmaktadır. Çamur birikimi Gray (1995)’de açıklandığı gibi hesaplanmıştır. Bu çalışmaya göre septik tankta ortalama yıllık biriken çamur miktarı 64,90 L/e.n. olarak belirtilmektedir. Çamurun %80’i uçucu organik maddelerden oluştuğu varsayılırsa, yıllık biriken çamur miktarı 34,40 kg/e.n.yıl olarak hesap edilmektedir. Hesaplamaların detayları 7.1.2’de verilmiştir. Akım diyagramları Şekil 3.2’de belirtilmektedir.



Şekil 3.2. Az hassas alana (a) ve hassas alana (b) deşarj eden yapay sulak alanlar

3.1.4.3. Dönen biyolojik disk (DBD)

2000 kişiye hizmet veren ve sadece BOİ giderimi için tasarlanmış DBD sistemi HBD yaklaşımı kullanılarak analiz edilmiş daha önceki aşamalarda değerlendirilen alternatiflerle karşılaştırılmıştır. Tasarlanan DBD'nin akım şeması Şekil 3.3'de görülmektedir.

Tesis debisi $420 \text{ m}^3/\text{s}$ 'dir. Tesis Hartman yaklaşımına göre boyulandırılmıştır. Boyutlandırma detay hesapları 7.1.3'de verilmiştir. Hartman yaklaşımına göre sadece BOİ giderimi için gerekli disk alanı $5547,5 \text{ m}^2$ bulunmuş olup, 3 m çapında disklerin kullanılması durumunda 393 tane diske ihtiyaç duyulmaktadır. Tesisin 4 şafttan oluştuğu kabul edilmiş olup şaft başına 100 disk bağlanmaktadır. Şarftın her metresine 30 disk bağlandığı varsayılırsa, her şaftın uzunluğu 3,33 m olmaktadır. Soyupak (1985) şaftların metresi başına 75 Wh enerji tüketildiğini belirtmektedir. Bu hesapla, toplam tüketilen enerji yaklaşık 24 KWh/gün olmaktadır. Diskler 1 cm kalınlığında HDPE malzemedен imal edilmiştir. Biyodiskleri döndürmek için 0,75 m çapında şaft kullanılmış olup 2 cm et kalınlığına sahip çelik malzemedен imal edilmiştir. Toplam kullanılan HDPE malzeme $26,50 \text{ m}^3$ olup yoğunluğu $0,96 \text{ t/m}^3$ olan malzeme kullanılması durumunda 25,44 ton HDPE ihtiyacı ortaya çıkmaktadır. Şaft için gerekli çeliğin hacmi $0,23 \text{ m}^3$ olup, ağırlığı 1,81 ton olarak hesaplanmıştır (çeliğin özgül ağırlığı $7,8 \text{ t/m}^3$).

Tesiste üretilen çamur anaerobik olarak çürütülmekte ve metan gazı atmosfere salınmaktadır. Çamur çürütücüde oluşan metan ise Öztürk vd. (2005) göre aşağıdaki eşitlikten hesaplanabilmektedir.

$$V_{CH_4} = 0,395[1,42xUKM_{gid} - 1,42P_x] \quad (3.1)$$

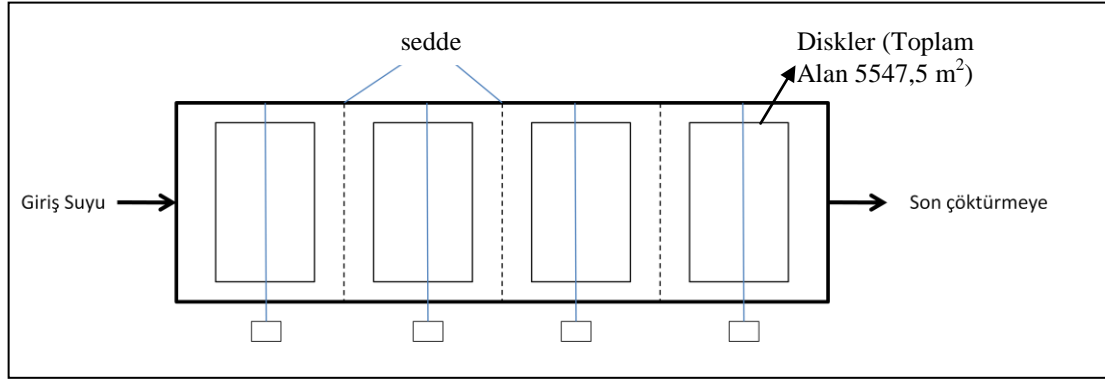
Burada;

V_{CH_4} :Üretilen metan hacmi ($m^3/gün$)

UKM_{gid} :Çürütücüde mineralize olan organik madde ($kg/gün$)

P_x :Oluşan anaerobik çamur miktarı ($kg/gün$)

Bu varsayımla, tesiste oluşacak atık çamur kütle dengesi eşitliklerinden 0,197 kg KM/gün olup, çürüme esnasında oluşan sera gazı miktarı eşitlik 3.1'den 1,871 kg $CH_4/gün$ olarak belirlenmiştir. Salınan gazın %30'unun CO_2 olduğu varsayımıyla ise CO_2 salınımı da 2,182 kg $CO_2/gün$ olarak tespit edilmiştir. Ayrıca aerobik kısımda mineralizasyon sonucu oluşan karbondioksit miktarı ise eşitlik 2.6 'dan 32,210 kg $CO_2/gün$ olarak hesaplanmıştır.



Şekil 3.3. DBD tesisi akım şeması

3.1.4.4. Konvansiyonel aktif çamur sistemi (KAÇS-AH, KAÇS-H)

Çalışmada iki KAÇS alternatifi incelenmiştir: İlk alternatif olarak mekanik ve biyolojik arıtma içeren ve üretilen atık çamurların çürütüldüğü tipte KAÇS belirlenmiştir. Çıkış suyu ise az hassas bir bölgeye deşarj edilmektedir.

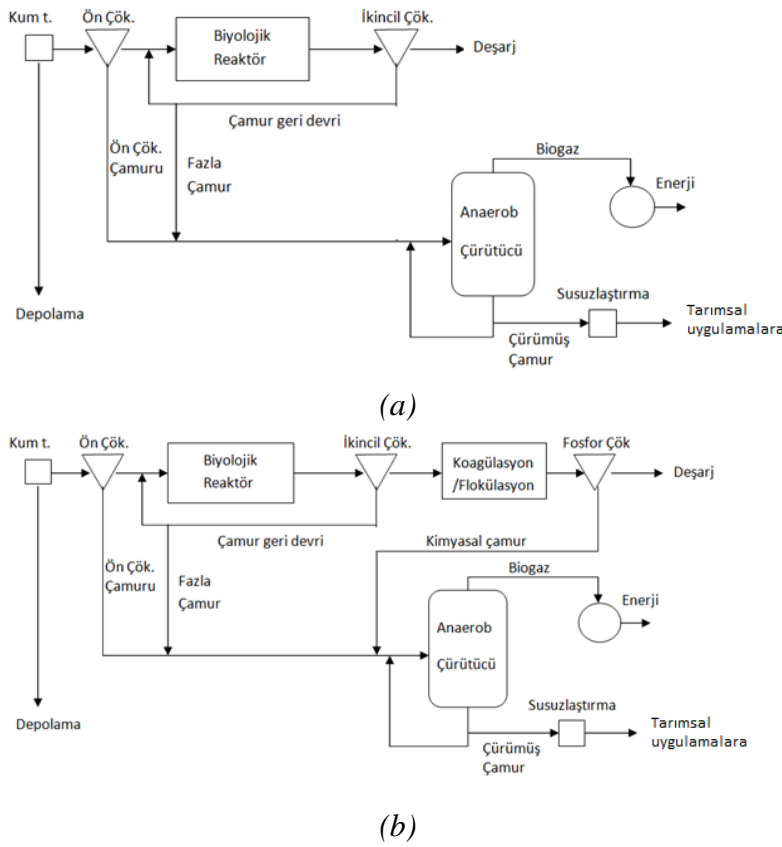
İkinci alternatifte ise hassas bir alan deşarj söz konusu olduğundan, birinci alternatife ek olarak fosfor giderimi de öngörülmüştür. Kentsel Atıksu Arıtımı Yönetmeliği gereksinimlerine uymak için kimyasal fosfor çöktürme ünitesi eklenmiştir.

İki alternatifte de bütün emisyonlar, hammadde ve enerji tüketim verileri EcoInvent V 2.0 veritabanından elde edilmiştir:

Veritabanındaki veriler nüfusu 2000'den küçük 428 küçük ölçekli arıtma tesisinden derlenmiş ve ortalama kapasiteleri 806 e.n. olarak elde edilmiştir. Verilerin modifikasyonunda birinci seçenek olan az hassas alana deşarj için kimyasal çöktürme ünitesi sisteme dâhil edilmemiştir. Her iki seçenekte, enerji vb. girdiler (taşım

koşullarının ve enerji üretiminin ülke koşullarında nasıl olduğu gibi) ülkemiz standartlarına uygun hale getirilmiştir.

Ayrıca, tesiste üretilen çamurlar merkezi bir çamur tesisine gönderilmekte ve çamur çürütücüsünde üretilen biyogaz elektrik enerjisi üretmek için kullanılmaktadır. Çürütücüsünde stabilize olmuş çamur da tarımda kullanılmaktadır. Çamurun tarımda kullanılması sonucu yapay N ve P gübresi tasarrufu (avoided products) EcoInvent V 2.0'den tespit edilmiştir. KAÇS sistemlerin akım diyagramları Şekil 3.4'de görülmektedir.



Şekil 3.4. Az hassas (a) ve hassas alana (b) deşarj eden KAÇS alternatifleri

3.1.4.5. Membran biyorektör (MBR)

Çalışmada, MBR'ün incelenmesi amacıyla Antalya Gazipaşa Belediyesi Atıksu Arıtma Tesisinde incelemelerde bulunulmuştur. İncelenen tesis kapasitesi mevcut 25000 eşdeğer nüfus, nihai 50000 eşdeğer nüfusa göre tasarlanmış olup iki kademe olarak planlanmıştır. Mevcut durumda tesis 4400 m³/gün debide çalışmakta olup, 15000 mg/L MLSS konsantrasyonunda işletilmektedir. Tesiste ön çöktürme havuzu bulunmamakta olup bunun yerine 1 mm gözenek çaplı tambur elek kullanılmaktadır. Biyolojik reaktör A²/O prosesine göre (Anaerobik, Anoksik, Aerobik) dizayn edilmiş olup, anoksik-anaerobik kısım arasında içsel geri devir yapılmaktadır. Biyolojik reaktörü takiben 40

mikron gözenek çaplı membran kasetleri bulunmakta olup süzöntü suyu tesis yanında bulunan dereye deşarj edilmektedir. Transmembran basıncındaki düşüşe göre 6-12 ayda bir membran kasetleri sodyumhipoklorid ile kimyasal yıkamaya tabi tutulmaktadır. Tesiste 2012 yılının Eylül ayından, 2013 yılının Mayıs ayına kadar rutin olarak BOİ₅, KOİ, Toplam-N ve Toplam-P analizleri işletme firması tarafından Türkak akrediteli laboratuvarında yapılmıştır. Analiz sonuçları Çizelge 3.2’de verilmektedir.

Çizelge 3.2. Gazipaşa A.A.T. çıkış suyundan alınan anlık numunelerin BOİ₅, KOİ, Toplam-N ve Toplam-P değerleri

Analiz Tarihi	BOİ ₅ (mg/l)	KOİ(mg/l)	TN(mg/l)	TP(mg/l)
13.09.2012	3,10	8,18	9,84	1,95
28.09.2012	4,85	27,40	5,21	2,38
10.10.2012	2,12	4,20	8,80	1,40
19.10.2012	1,98	5,60	7,76	2,53
09.11.2012	1,34	1,90	4,00	1,90
07.12.2012	1,45	4,60	9,70	1,48
10.01.2013	1,67	1,50	7,20	0,90
12.02.2013	2,65	3,70	6,50	1,33
08.03.2013	1,21	2,90	8,73	1,02
08.04.2013	3,98	10,30	8,92	1,87
10.05.2013	3,87	10,50	6,49	3,41

Ayrıca tesisin diğer parametreler üzerindeki performansını incelemek üzere anlık numuneler alınmış ve analizler HACH DR2800 spektrofotometre, HACH DRB200 Termoreaktör, Lange barkotlu kitler, Perkin-Elmer ICP-OS Optima 7000 DV cihazı ve Dionex ICS3000 cihazı kullanılarak gerçekleştirilmiştir. Analiz sonuçları Çizelge 3.3’de verilmektedir.

Çizelge 3.3. Gazipaşa A.A.T. çıkış suyundan alınan anlık numunelerin ağır metal sonuçları (05.06.2013)

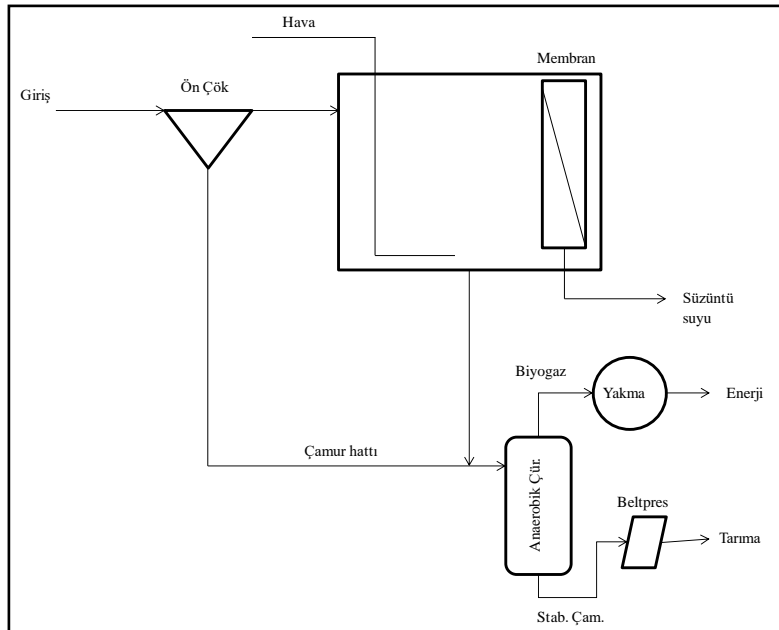
Parametreler	Giriş (µg/l)	Çıkış(µg/l)
Demir	34,10	4,00
Krom	3,17	<2,91
Mangan	8,50	<6,28
Nikel	<4,57	<4,57
Alüminyum	29,70	27,02
Çinko	17,41	9,00
Bakır	<4,44	<4,44
Kurşun	<4,03	<4,03
Bor	32,35	26,98

İncelenen Gazipaşa A.A.T. kapasite olarak büyük ölçekli olması nedeniyle 2000’den küçük nüfuslu yerleşim yerlerinde bu sistemin uygulanabilmesi için elde edilen verilerin modifiye edilmesine gerek duyulmuştur. Bu nedenle tez kapsamında

kullanım kolaylığı ve küçük ölçekte uygulanabilirliği daha uygun olan tam karışımli biyolojik reaktör içerisine daldırma membran kasetlerinden oluşan ve 1000 kişiye hizmet veren bir MBR tasarlanmıştır. Boyutlandırmada, çamur bekleme süresi 20 gün ve MLSS 10000 mg/l olarak kabul edilmiştir. Biyoreaktöre giriş öncesi, membran tıkanmalarını önlemek ve çamur yükünü azaltmak adına bir ön çöktürme tankı tasarlanmış ve önçöktürme giriş BOİ₅ değeri diğer alternatiflerde olduğu gibi 300 mg/l kabul edilerek BOİ₅ giderim verimi %30 olarak alınmıştır. Tasarımda 2.5.5.1’de verilen eşitlikler kullanılmıştır. Tasarım sonucunda 1000 e.n.’a hizmet verebilmek için 32 m³ hacminde bir biyoreaktöre ihtiyaç olacağı belirlenmiştir.

Membran seçiminde, ZENON® firmasının, daldırma tip zeeweed 500 hollow fiber membran kasetleri kullanılmış ve gerekli membran alanı 100 m² olarak hesaplanmıştır.

Yukarıda verilen şartlarda ve 1000 e.n.’a hizmet verecek MBR’de günlük üretilen çamur miktarı 0,292 kg/gün olup üretilen çamur, merkezi bir çamur tesisine gönderilerek biyogaz elde edilmekte ve enerjiye dönüştürülmektedir. Hospido vd. (2012) arıtılan atıksuyun metreküpü başına 1 kWh enerji tüketildiğini belirtmekte olup, bu tez kapsamında Ek 7.1.4’de yapılan hesaplamalar sonucunda yakın bir değer olan 0,84 kWh/m³ olduğu elde edilmiştir. Biyogaz eldesinde havaya yayılan emisyonlar, kütle denklilikleri eşitlikleri kullanılarak bulunmuştur (Ek 7.1.4). Stabilize olmuş çamur ise tarımda kullanılmaktadır. Çamur emisyonları, Hospido (2012)’de verilen emisyonlardan alınmış olup, çamurun tarımda kullanılması sonucu ne kadar yapay N ve P gübresi kullanılmayacağı (avoided products) EcoInvent V 2.0’den belirlenmiştir. Gazipaşa A.A.T’den elde edilen ağır metal ve diğer çıkış suyu parametreleri (Çizelge 3.2 ve 3.3) aynen emisyon envanterine alınmıştır. MBR akım şeması Şekil 3.5’de, hesaplamalar ise Ek 7.1.4’de verilmektedir.



Şekil 3.5. HBD çalışmasında kullanılan MBR akım şeması

3.1.4.6. Stabilizasyon havuzu (SH)

Stabilizasyon havuzunun çevresel performanslarını değerlendirmek ve envanter oluşturmak için Harran Üniversitesi, Osmanbey Kampüsü Atıksu Arıtma Tesisinin bir ünitesi olan stabilizasyon havuzu incelenmiştir.

Harran Üniversitesi, Osmanbey Kampüsünde oluşan atıksuların arıtılması ve konu ile ilgili araştırmacılara örnek oluşturulması amacıyla, doğal, konvansiyonel ve ileri arıtma proseslerini içeren bir entegre tesis kurulmuştur. Tesis DPT projesi ile yapılmış olup, debi, pH, çözülmüş oksijen ve bulanıklık online olarak ölçülebilmektedir.

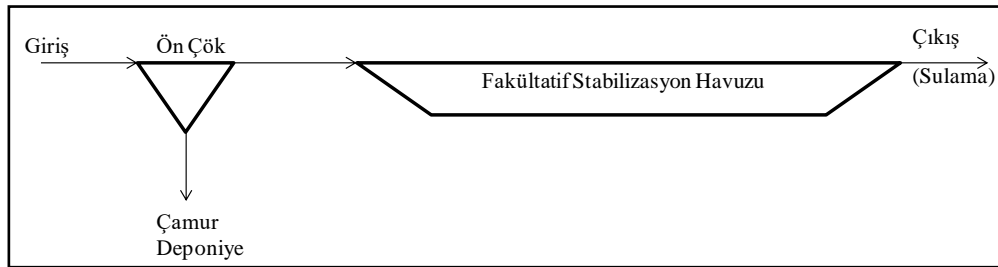
Tesise ham atıksu girdikten sonra, ızgara yapısından geçerek dengeleme havuzuna alınmaktadır. Burada sabit debi ve konsantrasyona ulaşan atıksular bir dağıtım yapısı ile dairesel ve dikdörtgen kesitli iki farklı ön çökeltim havuzuna gelmektedir. İki farklı tip ön çöktürmenin bulunmasının sebebi, farklı tipte ön çöktürme alternatifinin performanslarını incelemektir. Çöktürme havuzlarından çıkan atıksular tekrar birleşerek bir dağıtım yapısına gelmekte ve beş farklı arıtma prosesine stabilizasyon havuzu, yüzeyaltı akışlı yapay sulak alan, damlatmalı filtre, aktif çamur prosesi ve beş kademeli bardenpho prosesi) istenilen debide gönderilmektedir. Stabilizasyon havuzu ve yapay sulak alandan çıkan sular doğrudan bahçe sulamasında kullanılmaktadır. Mevcut durumda tesiste işletme maliyetlerinden ötürü stabilizasyon havuzu ve yüzeyaltı akışlı yapay sulak alan çalışmaktadır.

Stabilizasyon havuzunun proje debisi 40 m³/gün olup havuz hacmi 864 m³'dür. 190 e.n.'a hizmet eden havuzun derinliği 1 m, uzunluğu 48 m ve genişliği 18 m'dir. Tesis hidrolik bekleme süresi 19,8 gündür. Şekil 3.6'da stabilizasyon havuzu Şekil 3.7'de ise tesisin akım şeması görülmektedir.

Stabilizasyon havuzları ile ilgili HBD çalışmalarında gerekli olan parametrelerden KOI verileri tesiste 2009-2010 yıllarında yapılmış olan bir izleme çalışmasından alınmıştır (Çizelge 3.4). İyon ve ağır metal analizleri 10-11-12 Mayıs 2012 tarihlerinde stabilizasyon havuzundan alınan ve Antalya'ya getirilen olan su örnekleri kullanılarak yapılmıştır. Analizlerde, HACH DR2800 spektrofotometre, HACH DRB200 Termoreaktör, Lange barkotlu kitler, Perkin-Elmer ICP-OS Optima 7000 DV cihazı ve Dionex ICS3000 cihazı kullanılmıştır. Yapılan analizlerin sonuçları ise Çizelge 3.5'de verilmektedir.



Şekil 3.6. Harran Üniversitesi; Osmanbey Kampüsü Stabilizasyon Havuzu



Şekil 3.7. Stabilizasyon havuzu akım diyagramı

Çizelge 3.4. Stabilizasyon havuzu çıkış suyundan alınan anlık numunelerin KOİ değerleri

Tarih	KOİ (mg/L)
14.12.2009	90
17.12.2009	90
21.12.2009	80
07.01.2010	100
17.01.2010	110
17.02.2010	140
22.02.2010	164
01.03.2010	162
04.03.2010	159
15.03.2010	140
26.03.2010	132
04.04.2010	144
25.04.2010	154
03.05.2010	115
05.05.2010	125
Ortalama	127

Yapılan KOİ analizleri sonucunda ortalama KOİ çıkış değerinin 127 mg/l olduğu tespit edilmiş ve çalışmada bu değer kullanılmıştır. Çizelge 3.4'de görüldüğü

gibi kış aylarında KOI değerini daha düşük olmasının nedeninin mevsimsel yağış kaynaklı seyrelme olduğu düşünülmektedir.

Stabilizasyon havuzlarının sera gazı emisyonları hakkında sınırlı sayıda literatür bilgisi bulunmaktadır. Ferrer (2002) stabilizasyon havuzlarının sera gazı salınımlarının KOI parametresinin bir fonksiyonu olduğunu ve metan salınımının $0,059 \text{ m}^3 \text{CH}_4/\text{kgKOI}_{\text{giderilen}}$ değerinde olduğunu tespit etmiştir. Bu kabulden hareketle bu çalışma kapsamında boyutlandırılan tesiste günlük metan gazı salınımı kişi başına $4,432 \text{ g CH}_4/\text{gün}$ olarak alınmıştır (CH_4 yoğunluğu 0°C 'de $0,717 \text{ kg/m}^3$).

Stabilizasyon havuzu inşasında kullanılan hammadde girdileri, proje inşasında kullanılan metrajlardan alınarak kişi başına düşen hammadde miktarı hesap edilmiştir. Arceivala (2002) üretilen stabilize olmuş çamur miktarını $0,03 \text{ m}^3/\text{kişi.yıl}$ olarak tespit etmiştir. Tez kapsamında bu değer temel alınca 20 yıllık süreçte kişi başı üretilen stabilize çamur miktarı $0,6 \text{ m}^3/\text{kişi}$ olarak kabul edilmiştir. Yukarıda elde edilen tüm veriler, SimaPro 7.0 yazılımında girdi olarak kullanılmıştır.

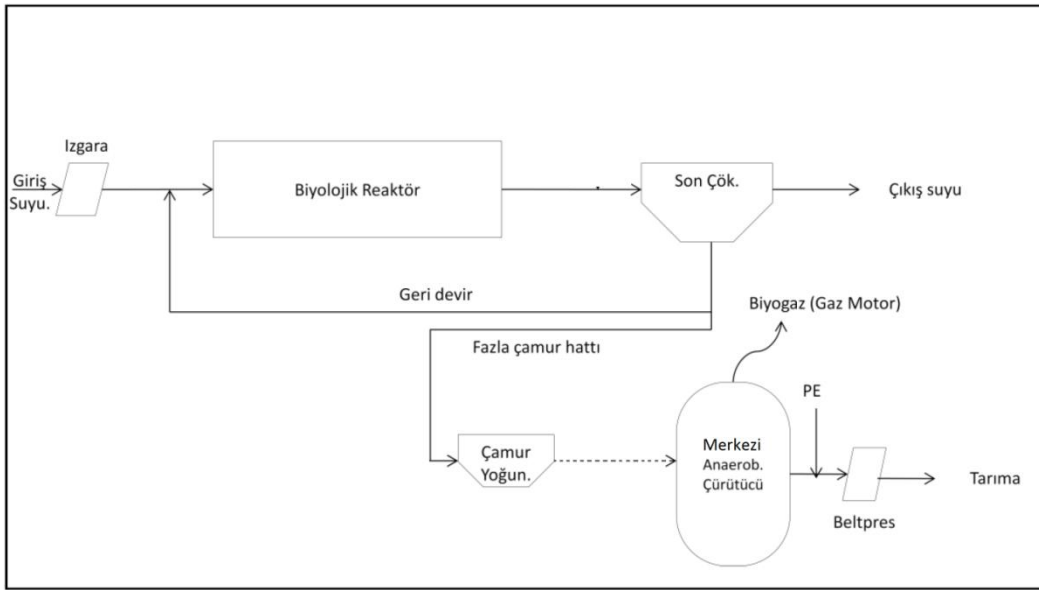
Çizelge 3.5. Stabilizasyon havuzu çıkış suyundan alınan anlık numunelerin ağır metal ve iyon sonuçları (10.05.2012)

ICP-OES Parametreleri	Değer ($\mu\text{g/l}$)	IC Parametreleri	Değer (mg/l)
Nikel	6,00	Florür	0,22
Kurşun	<4,03	Klorür	73,50
Kadmium	<1,18	Nitrit	2,35
Krom	2,43	Bromür	-
Kobalt	-	Nitrat	18,00
Vanadyum	11,44	Fosfat	2,07
Mangan	18,80	Sülfat	40,80
Demir	39,70	Lityum	0,01
Alüminyum	34,10	Sodyum	44,25
Çinko	110,00	Amonyum	3,28
Bakır	-	Potasyum	9,59
Bor	207,60	Magnezyum	13,61
Baryum	107,90	Kalsiyum	40,69

3.1.4.7. Uzun havalandırmalı aktif çamur sistemi (UHAÇS)

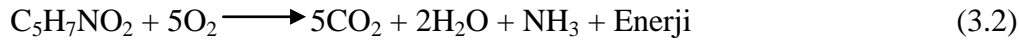
Uzun havalandırmalı aktif çamur sisteminin değerlendirilmesi için Lopsik (2013) tarafından yapılmış çalışmada elde edilen verileri modifiye edilmiştir. Lopsik (2013)'de atıksular ön çöktürme havuzunu takiben anaerobik reaktöre alınmakta, daha sonra da uzun havalandırmalı reaktöre verilmektedir. Tez çalışmasında ise, Lopsik (2013)'de incelenen UHAÇS'deki ön çöktürme ve anaerobik havuz çıkartılarak, akım şemasına çalışmada bulunmayan anaerobik çürütücü ve biyogaz dönüşüm ünitesi eklenmiş, tesiste stabilize olan çamur ise tarımda kullanılmıştır (Şekil 3.8). Ayrıca Lopsik (2013)'de tesisin işletme ve inşaat aşamasında salınan sera gazı emisyonları tespit edilmemiş olduğundan, IPCC (2006) eşitlikleri ve kütle dengesi eşitlikleri kullanılarak sera gazı emisyonları hesaplanmıştır.

Son çökeltme tankından alınan çamurun bir bölümü geri devir yapılmakta, artık kalan fazla mür ise merkezi bir çamur tesisine gönderildikten sonra, çamurun çamur çürütücüsünde hacimsel olarak %75'inin stabilize edildiği, uçucu katı maddenin ise %55'nin stabilize edildiği (giderildiği) kabul edilmiştir. Bu kabullerle yaklaşık 0,226 kgKM/gün çamur tarımda kullanılmaktadır ($Y=0,05$, $k_d=0,025\text{gün}^{-1}$). Öztürk vd. (2005), stabilize olmuş çamurun %3,3'ünün toplam azot, %2,3'ünün toplam fosfor ve %0,3'ünün ise potasyumdan oluştuğunu belirtmişlerdir. Bu hesaplara, uygulanan arıtma çamurun içeriğindeki besin maddesi kadar yapay gübrenin kullanımından kaçınılacağı (avoided product) envanter çalışmasında dikkate alınmıştır. Tarımda çamurun kullanılması durumunda, günlük üretilen stabilize çamur başına 7,458 g azot gübresi, 5,198 g fosfor gübresi ve 0,678 g potasyum gübresinin kullanılmasından kaçınılacağı hesaplanmıştır.



Şekil 3.8. Uzun havalandırmalı aktif çamur sistemi akım diyagramı

Üretilen karbondioksit, metan gazı miktarı aerobik ve anaerobik (çürütücü) kısımda (biyolojik reaktör) kütle dengesi eşitlikleri ile hesaplanmıştır. Sera gazı olan N_2O miktarı için ise IPCC (2006) eşitlikleri kullanılmıştır. Aerobik kısımda üretilen karbondioksit,



eşitliği kullanılarak bulunmuştur. Öztürk vd. (2005)'de verilen verim hesaplamalarından, biyolojik sistemde biyokütleyle dönüşmeyen organik maddelerin mineralizasyona uğradığı kabul edilmiş ve mineralizasyon sonucunda aerobik kısımdan 42,52 kg CO_2 /gün salındığı hesap edilmiştir.

IPCC (2006) raporunda atıksu arıtma tesislerinin işletim esnasında oluşan sera gazlarının hesaplanması için çeşitli formüller geliştirilmiştir. Arıtma tesislerinde üretilen

metan gazı miktarı 3.3 eşitliği ile belirlenebilmektedir. Bu bağıntıda bulunan emisyon faktörü ise 3.4 eşitliği ile hesaplanmıştır.

$$CH_4Emisyon = [\sum_{i,j}(U_i \cdot T_{i,j} \cdot EF_j)](TOW - S) - R \quad (3.3)$$

Burada;

$CH_4Emisyon$: Yıllık salınan metan emisyonu (kg CH₄/yıl)

TOW : Atıksuda bulunan toplam organik madde (kg BOİ/yıl)

S : Çamur olarak uzaklaştırılan organik madde (kg BOİ/yıl)

U_i : Sosyo-ekonomik faktör (IPCC 2006)

$T_{i,j}$: Sosyo-ekonomik faktöre göre arıtmanın verimi (IPCC 2006)

EF_j : Emisyon faktörü (kg CH₄/kg BOİ)

R : Metan geri kazanım miktarı (kg CH₄/yıl)

Emisyon faktörünün hesabı ise;

$$EF_j = B_0 \cdot MCF_j \quad (3.4)$$

Burada;

EF_j : Emisyon faktörü (kg CH₄/kg BOİ)

B_0 : Maksimum CH₄ üretim kapasitesi (kg CH₄/kg BOİ)

MCF_j : Metan düzeltme faktörü (birimsiz)

Doorn vd. (1997) ve Doorn ve Liles (1999) ülke ölçeğinde maksimum metan üretim kapasitesinin bilinmemesi durumunda B_0 değerinin 0,6 kg CH₄/kg BOİ veya 0,25 kg CH₄/kg KOİ alınabileceğini belirtmişlerdir.

IPCC (2006)'da metan düzeltme faktörü arıtma tesisinin farklı bölümlerine göre ayrılmıştır. MCF_j değerleri Çizelge 3.6'da verilmektedir.

Çizelge 3.6. Metan Düzeltme Faktörü Değerleri (IPCC 2006)

Arıtma Tipi	Yorumlar/Kabuller	MCF_j	Aralık
Merkezi aerobik arıtma tesisi	İyi işletilen tesis, bir miktar CH ₄ çökeltme tankından salınabilmektedir.	0	0-0,1
Merkezi aerobik arıtma tesisi	Kötü işletilen tesis, aşırı yükleme	0,3	0,2-0,4
Anaerobik çamur çürütücü	CH ₄ dönüşümü dikkate alınmamış	0,8	0,8-1,0

Eşitlik 3.3, 3.4 ve Çizelge 3.6'dan anlaşıldığı üzere düzgün işletilen uzun havalandırılmalı aktif çamur prosesinde metan üretimi gerçekleşmemektedir. Dikkate alınması gereken asıl metan kaynağı anaerobik çürütücü olup, elde edilen biyogazdan kojenerasyon tesisi ile enerji elde edilmesi durumunda sera gazı salınımı azaltılabilmektedir.

Eşitlik 3.1 kullanılarak çamur çürütücüde oluşan metan gazı emisyonu 3,00 m³/gün hesaplanmış olup, Öztürk vd (2005)'e göre bunun, çamur çürütücüde oluşan toplam gaz hacminin %70'ini oluşturduğu varsayılmıştır. Çürütücüde oluşan diğer gazlar ise çoğunlukla CO₂ ve eser miktarda diğer gazlardan meydana gelmektedir.

Çalışma kapsamında diğer gazların tamamının CO₂'den oluştuğu kabul edilmiş olup, bu miktar 1,286 m³ CO₂/gün olarak hesaplanmıştır. CH₄'ün özgül ağırlığı 0,717 kg/m³, CO₂'nin ise 1,95 kg/m³ olup, çürütücüden 2,151 kg/gün CH₄, 2,507 kg/gün CO₂ salınmaktadır.

Çürütücüde üretilen biyogaz kojenerasyon tesisinde yakılarak ısı ve elektrik enerjisi üretilmektedir. CH₄'in yanma reaksiyonu eşitlik 3.5'de verilmektedir.



Verilen reaksiyon denklemine göre 1 kg CH₄'ün yanmasından 2,44 kg CO₂ ve 55,5 MJ enerji oluşmaktadır. Yanma sonucu 5,248 kg/gün CO₂ ve 119,38 MJ enerji elde edilmiştir. Kojenerasyon tesisinin ekserji ve verim değerlerinden, üretilen elektrik 10,943 kWh/gün, ısı ise 3,044 kWh/gün bulunmuştur. Bu değerler kaçınılan ürün (avoided product) olarak sisteme girilmiştir. Tesiste enerji tüketimi 0,75 kWh/m³ hesaplanmıştır.

IPCC (2006)'ye göre arıtma tesislerinde oluşan ve bir diğer sera gazı olan N₂O aşağıdaki eşitlikten hesaplanabilmektedir.

$$N_2O_{PLANTS} = P \cdot T_{PLANT} \cdot F_{IND-COM} \cdot EF_{PLANT} \quad (3.6)$$

Burada;

N_2O_{PLANTS}	: Tesiste oluşan toplam N ₂ O emisyonu (kgN ₂ O/yıl)
P	: Eşdeğer nüfus
T_{PLANT}	: Tesisin kullanım derecesi (%)
$F_{IND-COM}$: Endüstriyel ve ticari deşarj edilen protein oranı
EF_{PLANT}	: Emisyon faktörü (3,2 g N ₂ O/e.n./yıl)

IPCC (2006)'da verilen eşitlik, yerleşim yerleri için genel bir yaklaşım olup, tesisin kullanımını (toplam nüfusun arıtma tesisini kullanma oranı) ve endüstriyel ve/veya ticari alanlardan gelen atıksuların etkisini dikkate almaktadır. Ancak, tez çalışmasında sadece atıksu arıtma tesisi incelendiğinden ve tesisin hizmet ettiği eşdeğer nüfus esas alındığından, T_{PLANT} ve $F_{IND-COM}$ değerleri 1 olarak kabul edilmiştir. Bu kabulle tesiste üretilen N₂O miktarı 3,264 kg/yıl = 8,942 g/gün olarak hesaplanmıştır. Tüm hesaplamalar Ek 7.1.6'da görülmekte olup hesaplamada elde edilen tüm veriler SimaPro 7.0 yazılımında girdi olarak kullanılmıştır.

4. BULGULAR VE TARTIŞMA

4.1. HBED Sonuçları

Tez çalışmasının bu bölümünde arıtma seçeneklerinin tüm çevresel etkileri karşılaştırılmıştır. Bu karşılaştırma, HBD yaklaşımının etki değerlendirme aşamasında yapılmaktadır. Tez çalışmasında oluşturulan HBD yaklaşımının etki değerlendirme kapsamında üç alt aşama uygulanmıştır: Sınıflandırma, karakterizasyon ve normalizasyon. Sınıflandırma aşamasında envanter çalışması sonucu elde edilen emisyon verileri etkilerine göre kategorilere ayrılmıştır. Etkilerin kolayca değerlendirilebilmesi için tasnif edilmiş veriler, tespit edilen karakterizasyon faktörlerine dönüştürülmüştür. Bu çalışmada fosfor, azot ve organik maddeler için karakterizasyon faktörü içeren çok az metottan biri olduğu için etki kategorileri CML2000 metoduna göre seçilmiştir (Guinée 2001). Seçilen etki kategorileri:

- *Abiyotik tükenme (AD)*,
- *Asidifikasyon (A)*,
- *Ötrofikasyon (E)*,
- *Küresel ısınma (GW)*,
- *Toksosite (T)*
 - *İnsan toksisitesi (HT)*,
 - *Tatlı su ekotoksitesisi (FWAE)*,
 - *Deniz ekotoksitesisi (MAE)*,
 - *Karasal ekotoksosite (TE)*dir.

Dönüştürme işleminde hammadde kullanımının değerlendirilmesi amacıyla AD kategorisinde bütün veriler antimon eşdeğerine (Sb-eq), asidifikasyonda kükürtdioksit eşdeğerine (SO₂-eq), ötrofikasyonda besin maddeleri ortofosfat eşdeğerine (PO₄³⁻-eq), küresel ısınmada tüm sera gazları karbondioksit eşdeğerine (CO₂-eq), toksosite kategorilerinde tüm toksik maddeler 1,4 diklorobenzen eşdeğerine (1,4-DB-eq) dönüştürülmüştür.

Arıtma alternatiflerine ait karakterize edilmiş sonuçlar Çizelge 4.1'de görülmektedir.

Karakterizasyon sonuçları etki kategorilerinin büyüklüğünden (sistemin etki kategorisine olan çevresel baskısının büyüklüğünden) bağımsız olarak alternatifleri karşılaştırma olanağı sunmaktadır.

Karakterizasyon aşamasında, incelenen etki kategorisi içerisinde, kategoriye niceliksel olarak en fazla katkıyı yapan alternatifin etkisi %100 kabul edilerek diğer alternatiflerin katkısı bu değere göre oranlanmaktadır.

Bütün etkileri niceliksel olarak karşılaştırmak için ise normalizasyon aşaması gerekli olmaktadır. Normalizasyonda, karakterize edilen veriler incelenen ölçekte

(yerel, bölgesel veya küresel) salınan tüm emisyonlara bölünerek, bu alandaki katkısı tespit edilmektedir. Bu çalışma kapsamında henüz Türkiye koşulları için herhangi bir normalizasyon faktörü bulunmaması nedeniyle “World (1995)” değerleri karşılaştırma amacıyla kullanılmıştır.

Çizelge 4.1. Arıtma alternatiflerinin 20 yıllık süreçte 1 e.n. başına etki kategorileri üzerinde salınımları

Kategori*	Birim**	VAU	YSA-AH	YSA-H	DBD
AD	kg Sb eq	0.05	1.07	1.69	0.45
A	kg SO ₂ eq	0.50	0.72	1.13	2.15
E	kg PO ₄ ³⁻ eq	9.74	18.21	12.45	34.76
GW	kg CO ₂ eq	-1849.84	633.13	1008.10	346.46
HT	kg 1,4-DB eq	3.43	47.06	74.51	16.67
FWAE	kg 1,4-DB eq	0.46	6.53	10.30	3.20
MAE	kg 1,4-DB eq	559.90	11437.34	18123.67	9684.55
TE	kg 1,4-DB eq	0.04	0.33	0.50	0.20

Kategori*	Birim**	SH	KAÇS-AH	KAÇS-H	UHAÇS	MBR
AD	kg Sb eq	1.95	0.44	1.87	3.44	5.06
A	kg SO ₂ eq	1.44	3.79	4.67	1.99	3.04
E	kg PO ₄ ³⁻ eq	16.16	31.70	19.20	14.91	15.53
GW	kg CO ₂ eq	1471.86	404.66	671.59	795.01	1170.93
HT	kg 1,4-DB eq	76.63	146.54	473.61	242.14	126.45
FWAE	kg 1,4-DB eq	12.74	80.24	185.10	54.09	46.61
MAE	kg 1,4-DB eq	20639.98	43862.65	144624.90	97187.47	125519.19
TE	kg 1,4-DB eq	1.27	17.11	21.96	2.88	3.75

*AD:Abiyotik tükenme, A:Asidifikasyon, E:Ötrofikasyon, GW: Küresel ısınma, HT:İnsan toksisitesi, FWAE:Tatlısu ekotoksitesitesi, MAE:Deniz Ekotoksitesitesi, TE: Karasal ekotoksitesite

** Sb eq:Antimon eşdeğeri, SO₂ eq:Kükürtdioksit eşdeğeri, PO₄³⁻ eq:Ortofosfat eşdeğeri, CO₂ eq: Karbondioksit eşdeğeri, 1,4-DB eq: 1,4-Diklorobenzen eşdeğeri

4.1.1. Kategorizasyon sonuçları

4.1.1.1. Abiyotik tükenme (AD)

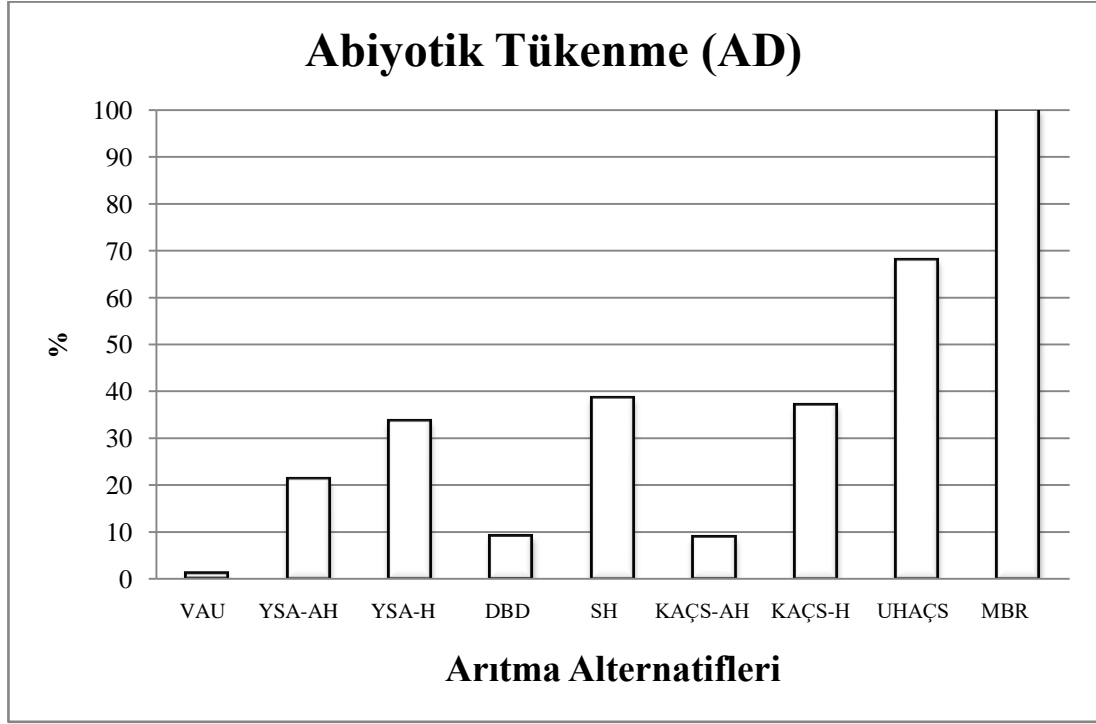
HBD analizi sonucunda elde edilen kategorizasyon sonuçları Şekil 4.1’de görülmektedir.

Sonuçlar incelendiğinde eşdeğer nüfus başına en fazla abiyotik kaynaklarının kullanımının MBR alternatifinde olduğu görülmektedir.

Bunu UHAÇS ve KAÇS-H takip etmekte olup, abiyotik kaynakların tüketilmesi dolaylı olarak, MBR, UHAÇS ve KAÇS-H’nin yüksek enerji ihtiyacı ve KAÇS-H fosfor çöktürme için ihtiyaç duyduğu kimyasallardan kaynaklanmaktadır.

YSA-H ve SH’nun abiyotik kaynakları etkilemesinin büyük olması, eşdeğer nüfus başına düşen arazi ihtiyacından kaynaklanmaktadır (YSA-H için yaklaşık 10 m²/e.n.).

Abiyotik kaynakları en az tüketen VAU’nda ise hammaddeye sadece borulama ve arazi düzeltme sırasında ihtiyaç duymaktadır.



Şekil 4.1. Abiyotik tükenme kategorizasyon sonuçları

4.1.1.2. Asidifikasyon (A)

Asidifikasyona SO_2 , NO , N_2O , NO_x , NH_3 , HCl ve HF bileşikleri neden olmaktadır. Bu bileşiklerin çoğunluğu yanma kaynaklı olup, fosil yakıtlardan enerji üretiminde ortaya çıkmaktadır. İkinci büyük kaynağı ise arıtma tesislerinde nitrifikasyonun gerçekleşmemesi sonucu NH_3 veya eksik denitrifikasyon sonucu N_2O salınımdır. NH_3 'ın asidifikasyon potansiyeli $1,88 \text{ kgSO}_2\text{eq/kg NH}_3$ olup, asidifikasyona en fazla katkıyı yapmaktadır.

Alternatiflerin kategorizasyon sonuçları incelendiğinde, Şekil 4.2’de görüldüğü gibi asidifikasyona en fazla katkısı olan alternatiflerin sırasıyla KAÇS-H, KAÇS-AH ve MBR olduğu tespit edilmiştir.

KAÇS-AH, KAÇS-H ve MBR alternatiflerinin enerji ihtiyaçlarından ötürü, enerji üretiminde ve inşaat aşamasında kullanılan fosil yakıtların yanması sonucu salınan emisyon kaynaklı asidifikasyona katkıları bulunmaktadır.

KAÇS-H’de ayrıca fosfor çöktürmede kullanılan kimyasalların üretiminde de salınan emisyon kaynaklı asidifikasyona katkısı bulunmaktadır.

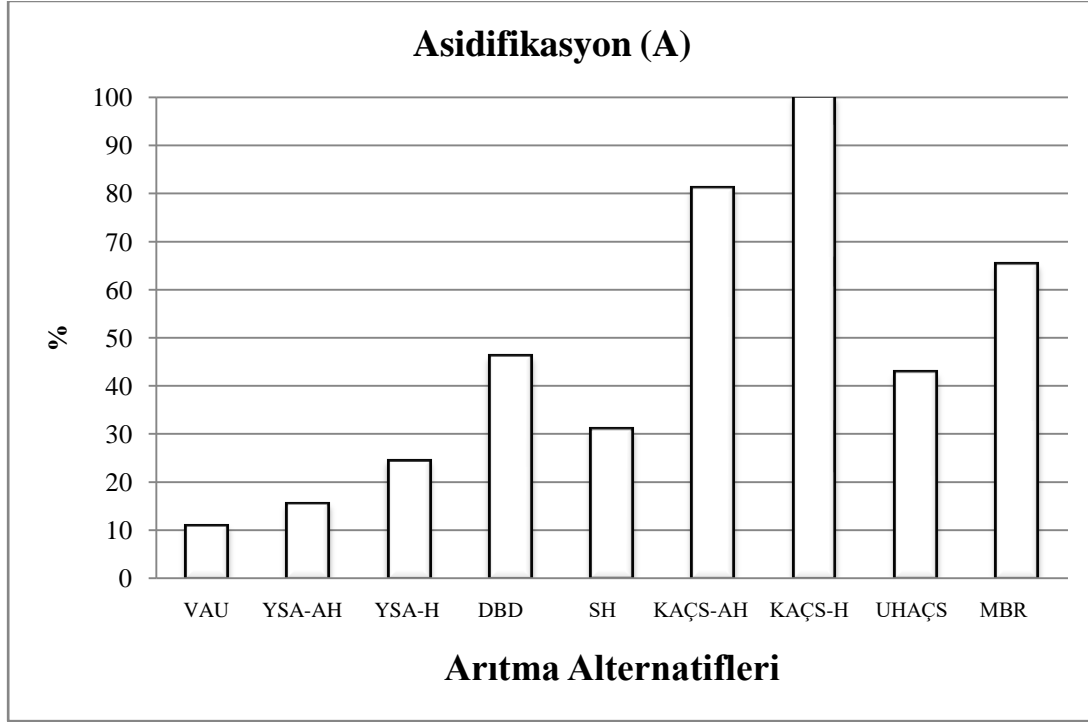
KAÇS-AH'de ise nitrifikasyon tamamlanmadığından NH_3 'ın atmosfere karışması söz konusudur.

UHAÇS'da enerji kullanımının fazla olmasına rağmen asidifikasyona katkısının nispeten düşük olmasının nedeni, nitrifikasyonun iyi bir şekilde gerçekleşmesi ve NH_3 'ın NO_3^- 'e dönüşmesidir.

YSA-H'da ise eksik denitrifikasyon sonucu N_2O üretilmekte, bu da kategoriye etki olarak görülmektedir.

DBD'de ise sadece organik madde (BOI_5) giderimi için tasarlanmış olması ve nitrifikasyonun gerçekleşmeyerek NH_3 salınımına neden olmaktadır.

SH'nda da bir miktar NH_3 salınımı bulunması nedeniyle asidifikasyona katkısının bulunduğu düşünülmektedir.



Şekil 4.2. Asidifikasyon kategorizasyon sonuçları

4.1.1.3. Ötrofikasyon (E)

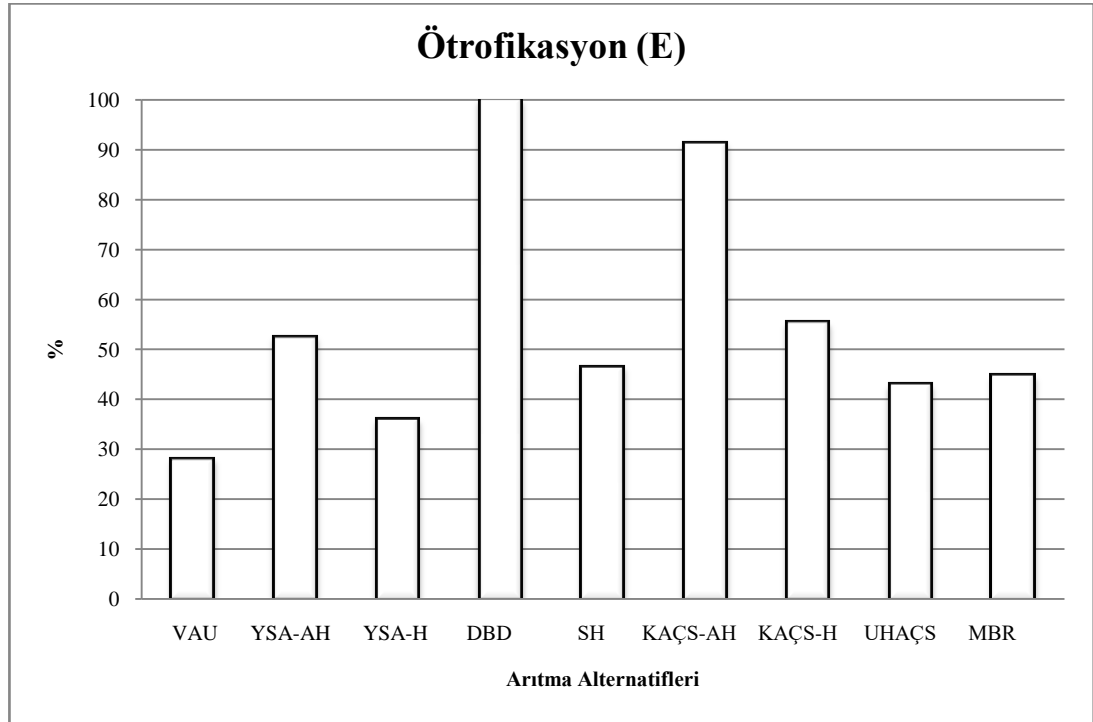
Bu çalışmada VAU'dan çıkan atıksu sucul ortama deşarj edilmediğinden ötrofikasyon kategorisine doğrudan bir katkısı bulunmamaktadır. Yeraltı suları ile yüzey suları arasında etkileşimde uzun dönemde ötrofikasyon kategorisi etkilenebilmektedir.

Teorik olarak, YSA'ların arıtma verimi kapladıkları alanın büyüklüğüne göre değişmektedir (alan büyüklüğüne göre $P > N > BOİ > TAKM$). Fosfor bileşiklerinin gideriminin amaçlanması durumunda yapay sulak alanın kapladığı alan büyük olmakta ve çıkış suyundaki azot, BOİ ve TAKM miktarı çok düşük olmaktadır. Bunun tersine sadece organiklerin giderimi amaçlandığında, yapay sulak alanın alan ihtiyacı küçük olmakta ve besin maddelerinin giderimi için yeterli alan bulunmamaktadır.

DBD ve KAÇS-AH sistemlerinde, fosfor bileşiklerini giderimi sadece biyolojik tüketim ve son çöktürme verimi ile sınırlı olmasından ötürü ötrofikasyon kategorisini en fazla etkileyen alternatifler olduğu bulunmuştur.

KAÇS-H, UHAÇS ve MBR sistemlerinde ise, fosfor bileşikleri çöktürmeyle istenilen limitlerin altına düşürülse bile çamurun tarım uygulamalarında kullanılması ile çamur içerisinde bulunan besin maddelerinin yüzey akış ile sucul ortamlara taşınması sonucu dolaylı olarak ötrofikasyonu etkilediği görülmektedir.

SH'de ise bekleme süresinin çok fazla olmasından ötürü fosfor iyi çökelebilmektedir. Ayrıca alg üremesinden besin maddeleri tüketilmektedir. Sistemde bulunan çamur ise iyi stabilize olduğundan tarımsal uygulamalarda kullanılmakta sadece fazla uygulama olduğunda besin maddeleri su kaynaklarını etkilemektedir. Şekil 4.3'de ötrofikasyon kategorizasyon sonuçları görülmektedir.



Şekil 4.3. Ötrofikasyon kategorizasyon sonuçları

4.1.1.4. Küresel ısınma (GW)

Küresel ısınma kategorisinin sonuçları, yapay sulak alanın sera gazı üretiminin çok olduğunu göstermektedir. Literatürde yapay sulak alanların sera gazı katkısı ile ilgili çelişen yayınlar bulunmaktadır. Dixon vd. (2003) yapay sulak alanların sadece inşaat aşamasında sera gazı yaydığı, ancak işletme aşamasında fotosentez dolayısıyla sera gazı katkısının negatif olduğunu belirtmiştir. Machado vd. (2007) ise yapay sulak alanların küresel ısınmaya ve asidifikasyona katkısının işletme ve bakım aşamasında negatif olduğunu bulmuştur. Buna karşın Søvik vd. (2006) ve Ström vd. (2007) yapay sulak alanların küresel ısınmaya katkısını incelemişlerdir. Søvik vd. (2006) Estonya, Finlandiya, Norveç ve Polonya'daki yaz ve kış aylarındaki N₂O, CH₄ ve CO₂ akımlarını yapay sulak alanların küresel ısınmaya katkısını belirlemek için ölçmüşlerdir. Sera gazı katkıları 1200'den 26000 mg CO₂ eq/ m²gün değerleri arasında değiştiğini bulmuşlardır. Ström vd. (2007) ise İsveç'te yapay sulak alanların sera gazı katkısını kapalı oda tekniği ile ölçmüşler yaz ve kış aylarında CO₂, CH₄ ve N₂O için 1390-77500, -377-1387 ve -13.9-31.5 mg/m²d değerlerini bulmuşlardır.

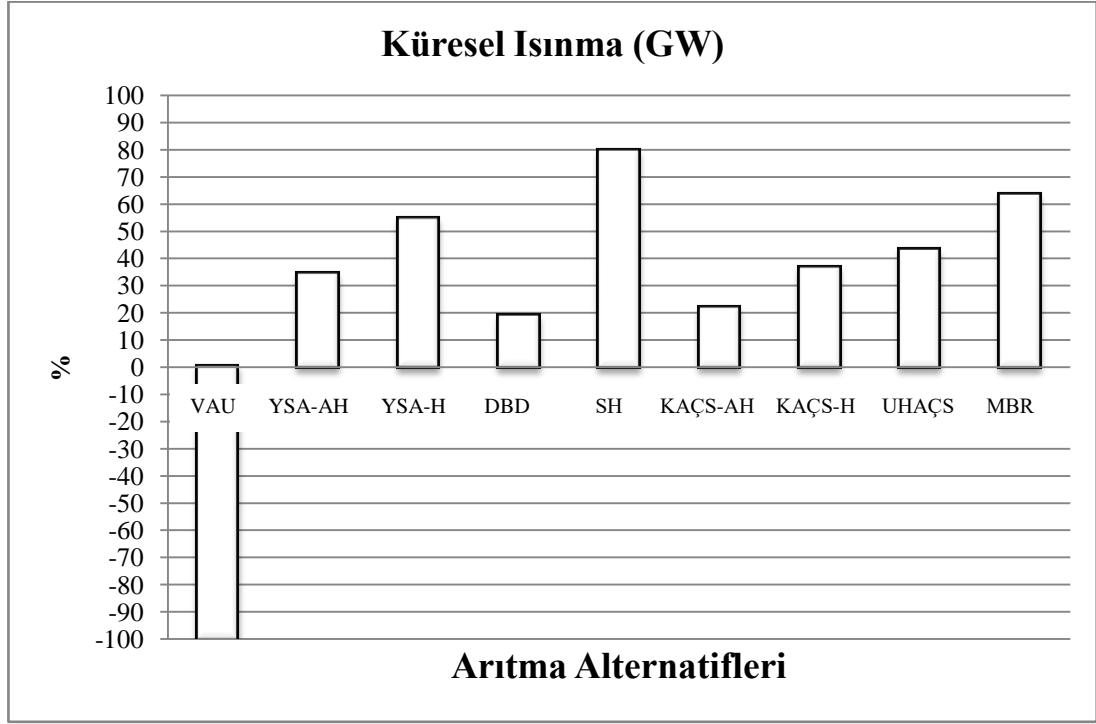
Yukarıdaki çalışmalar incelendiğinde bu konuda çelişkili sonuçlar olduğu ortaya çıkmaktadır. Machado vd. (2007) ve Dixon vd. (2006) yapay sulak alanların küresel ısınmaya negatif katkısı olduğunu belirtirken, Søvik vd. (2006) ve Ström vd. (2007) ise arazi ölçümleri ile yapay sulak alanların pozitif katkısı olduğunu kanıtlamışlardır. Bu çalışmada da, yapay sulak alanların küresel ısınmaya katkısının pozitif olduğu kabul edilmiştir. Ek olarak, yapay sulak alanlarda piston akış koşulları geçerli olduğundan ve organik maddelerin YSA boyunca tüketilmesi sonucu denitrifikasyonun gerçekleştiği bölgede yeterli olamamasından, denitrifikasyon yan ürünü olan N₂O üretilmektedir.

VAU'da ise *Eucalyptus camaldulensis* tarafından sistemde salınan CO₂ emisyonundan, daha fazla CO₂ bağlandığından ötürü küresel ısınmaya katkısının negatif olduğu bulunmuştur. Biyodisklerde ise işletme aşamasında kum tutucuda bulunan blowerların, diskleri döndüren rotorların ve ön ve son çöktürme havuzundaki sıyırıcıların motorlarının enerji ihtiyacından kaynaklanan dolaylı sera gazı emisyonu bulunmakta olup salınımları düşüktür. Ancak çamur kaynaklı CH₄ gazı üretimi söz konusu olmaktadır.

Stabilizasyon havuzu fakültatif özellikte olup, havuz derinliğine bağlı olarak oksijen tükenmekte ve anaerobik ortam oluşmaktadır. Bu nedenle biyojenik CH₄ üretimi anaerobik koşulların oluşması nedeniyle yüksektir. Oluşan CH₄ bir kısmı su kolonunda tüketilse bile, stabilizasyon havuzunun CH₄ üretimi diğer alternatiflere göre fazladır. Ayrıca organik maddenin daha çok biyokütle oluşturma yerine mineralize olmasından ötürü karbondioksit salınımı söz konusudur. Bu nedenle küresel ısınmaya katkısı en fazla olan alternatif olarak bulunmuştur.

KAÇS ve MBR sistemlerin küresel ısınmaya en fazla katkısı enerji tüketimlerinden kaynaklanmaktadır. KAÇS ve MBR'ün tükettikleri enerji nedeniyle, tüketilen enerjinin üretiminde salınan sera gazları yoluyla küresel ısınmaya katkıları bulunmaktadır. Ayrıca, KAÇS-H alternatifinde fosforun çöktürülmesi için kullanılan

kimyasalların üretiminde de doğrudan ve dolaylı sera gazı salımları bulunmaktadır. Şekil 4.4’de Küresel ısınma kategorizasyon sonuçları görülmektedir.

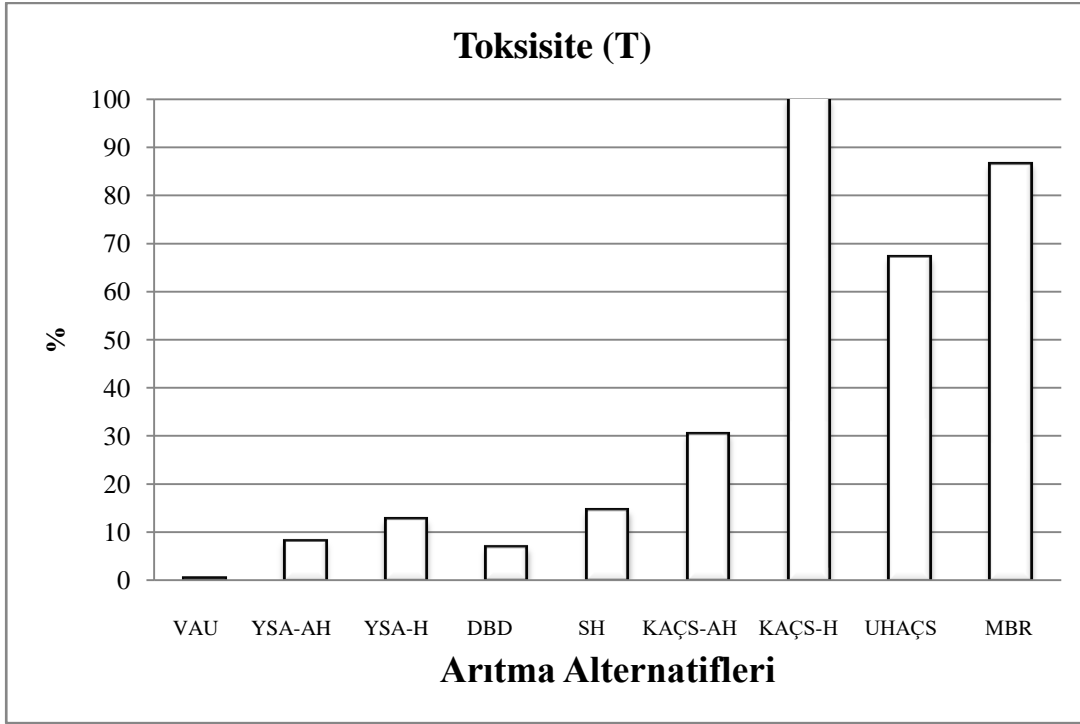


Şekil 4.4. Küresel ısınma kategorizasyon sonuçları

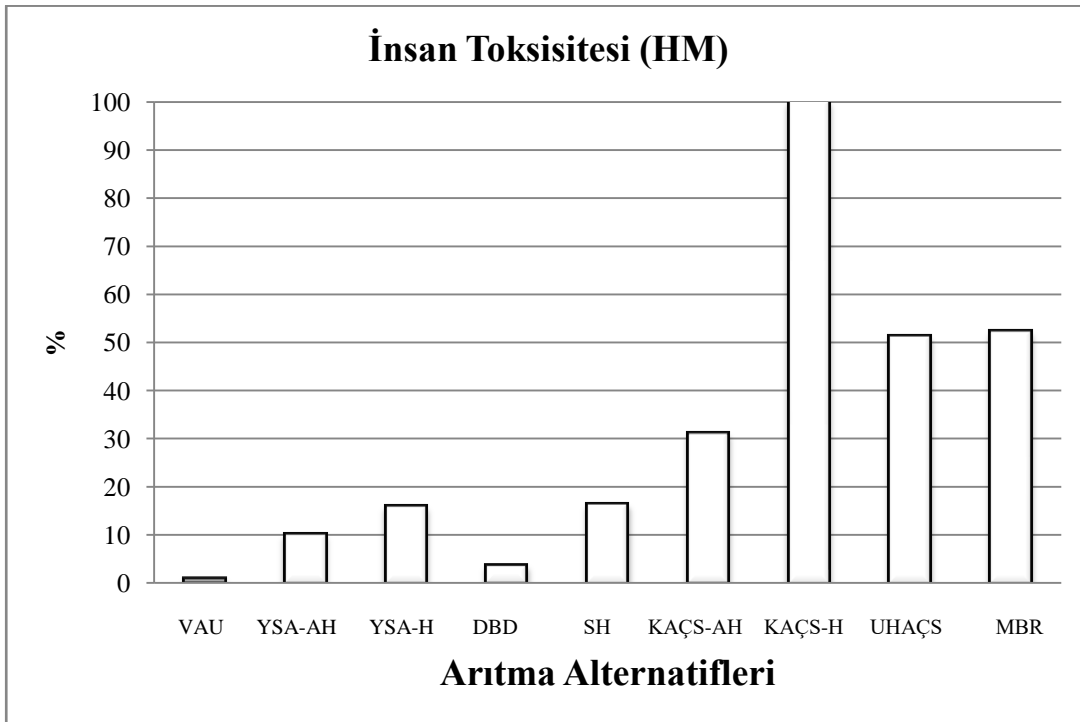
4.1.1.5. Toksikite kategorileri (HT, FWAE, MAE, TE)

Toksikite kategorilerine etkiler özellikle enerji ihtiyacı yüksek olan alternatiflerde yüksek olmaktadır (Şekil 4.5). Bunun sebebi, enerji üretiminde toksik bileşenlerin doğaya salınmasıdır. Envanter çalışmasında ülke koşullarının yansıtılması amacıyla, EcoInvent V.2 veritabanında mevcut olması nedeniyle enerji üretiminin termik santrallerde yapıldığı kabul edilerek ilgili veriler seçilmiştir. Elektrik üretiminde yanma sonucu toksik kimyasallar (dioksinler, PAH, vb.) öncelikle havaya ve bunların depozisyonu sonucu suya ve toprağa karışmaktadır.

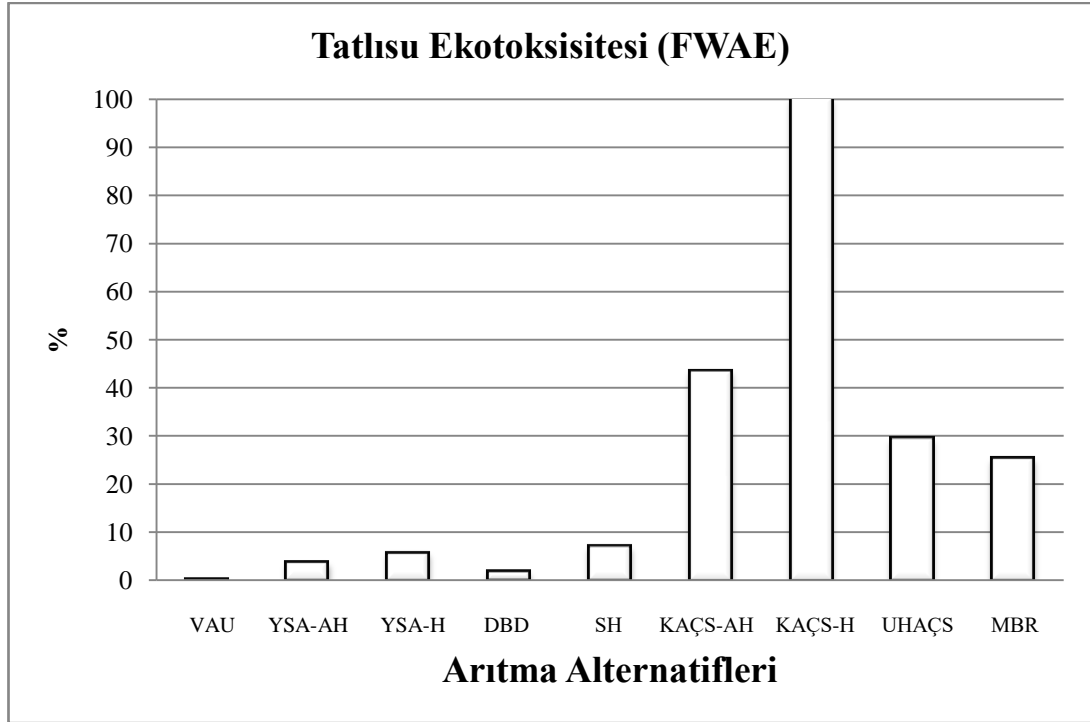
KAÇS-H alternatifinde fosfor çöktürmek için kimyasallara ihtiyaç duyulması ve bu kimyasalların üretiminde de, doğrudan ve dolaylı toksik kimyasalların doğaya salınması nedeniyle bu yöntem toksikite kategorisinde yüksek değerlere sahip alternatif olmuştur. Farklı ortamlara gerçekleşen toksik etkilerin irdelendiği kategorizasyon çalışmasının sonuçları Şekil 4.6, 4.7, 4.8 ve 4.9’da görülmektedir.



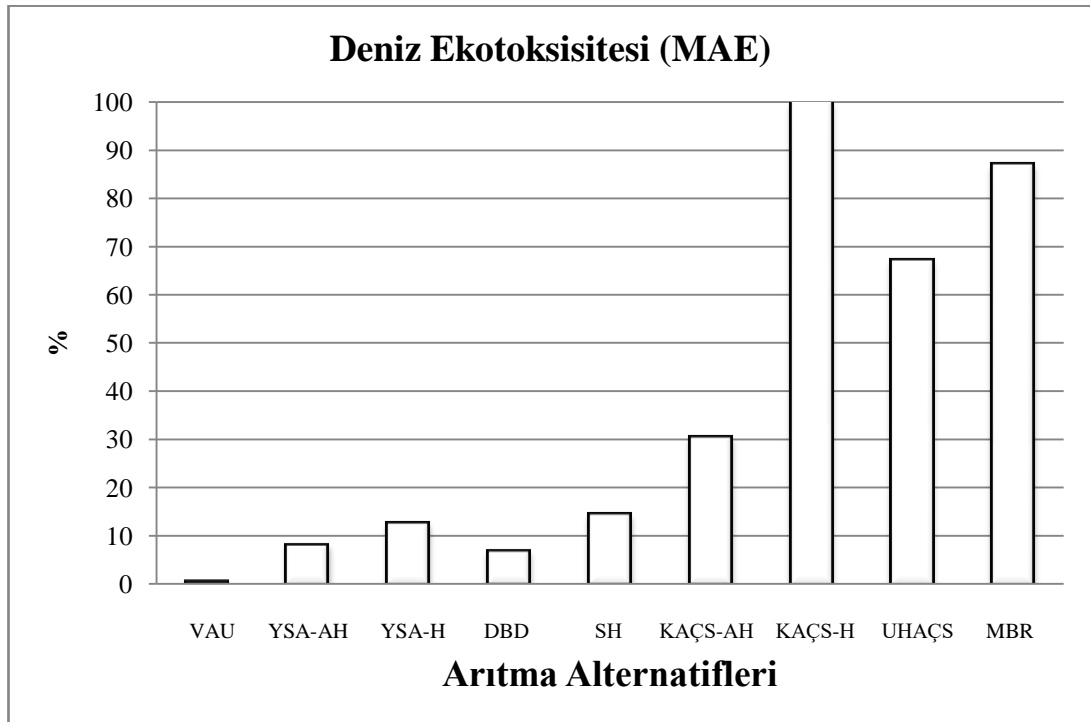
Şekil 4.5. Toksisite kategorizasyon sonuçları



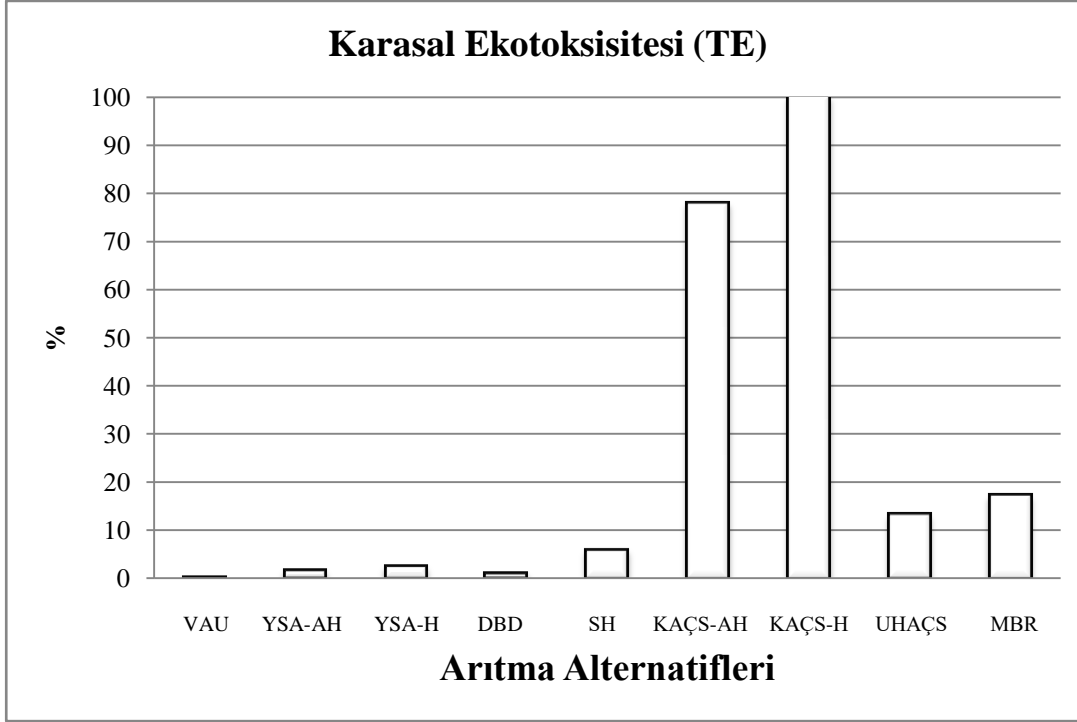
Şekil 4.6. İnsan toksisitesi kategorizasyon sonuçları



Şekil 4.7. Tatlısu ekotoksitesi kategorizasyon sonuçları



Şekil 4.8. Deniz ekotoksitesi kategorizasyon sonuçları



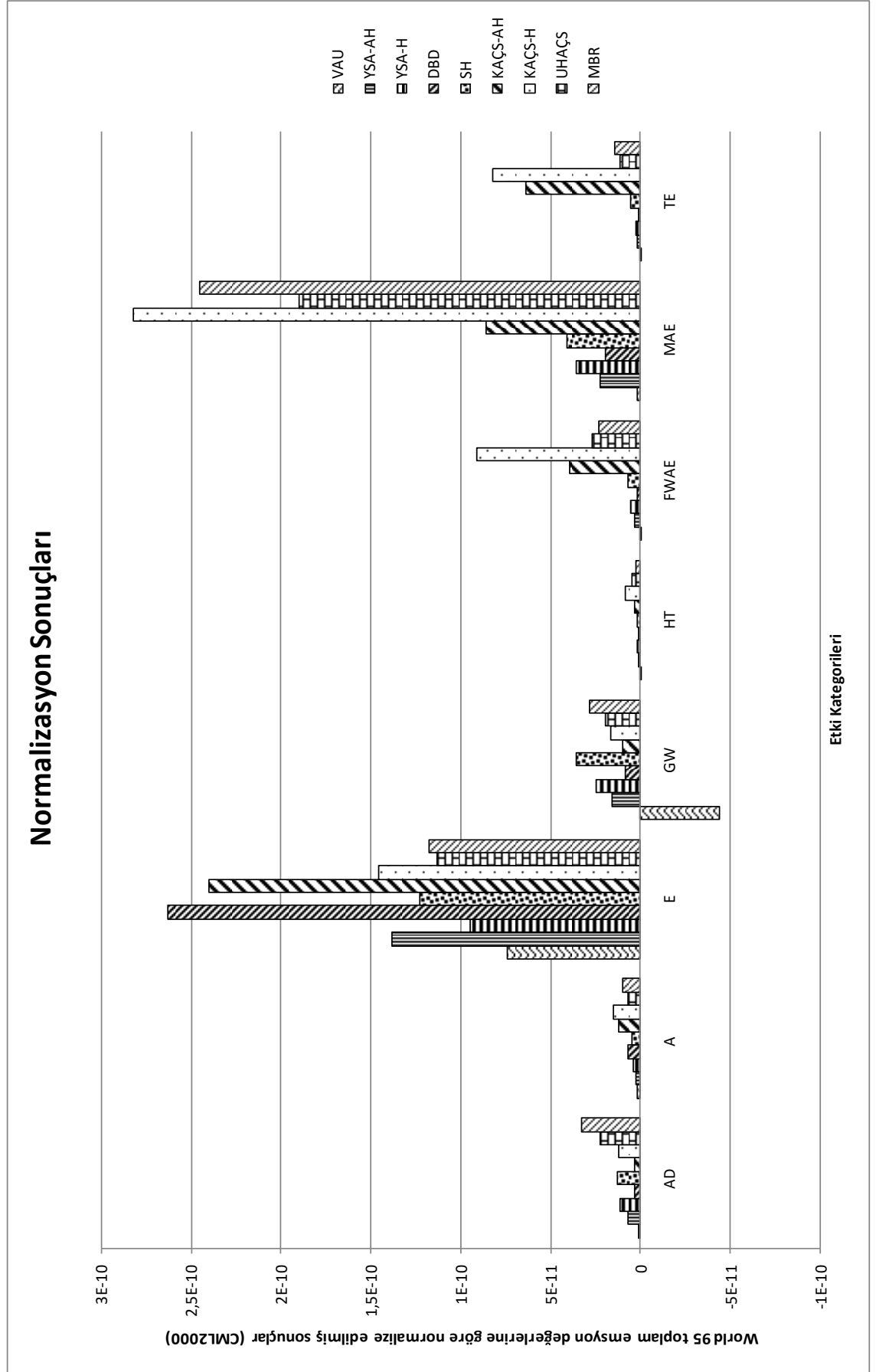
Şekil 4.9. Karasal ekotoksosite kategorizasyon sonuçları

4.1.2. Normalizasyon sonuçları

HBD çalışmasında normalizasyon, incelenen alternatiflerin belirlenen sınırlar içerisinde (yerel, bölgesel veya küresel) toplam salınan emisyonlardaki katkısının belirlenmesi amacıyla gerçekleştirilmektedir. Başka bir deyişle, normalizasyonda incelenen alternatifin, hangi kategoriyi bütüncül anlamda ne kadar etkilediği tespit edilmektedir. Normalizasyon sonucu sadece incelenen kategori üzerindeki etkinin potansiyelini “*p*” göstermektedir.

Çalışmada, sınır değeri olarak CML2000’de belirlenmiş ve dünyadaki bütün etkileri dikkate alan “World 95” normalizasyon faktörleri kullanılmıştır. Arıtma alternatiflerinin kategorize edilmiş emisyon değerlerini, bu referans normalizasyon faktörüne bölünerek değerlendirilmiş ve 20 yıllık süreçte, kategorileri ne boyutta etkileyeceği tespit edilmiştir (Şekil 4.10).

Normalizasyon sonuçları incelendiğinde, bütün etki kategorileri içerisinde toksisitenin yüksek olduğu ve en fazla etkinin de deniz ortamı üzerine bulunduğu tespit edilmiştir. Özellikle toksik etkilerin, enerji tüketiminin yüksek olduğu arıtma alternatiflerinde yüksek olduğu görülmektedir. Bunun nedeninin, kullanılan enerjinin üretimi sırasında toksik maddelerin doğaya salınması ve 20 yıllık süreçte kümülatif etkisinin yüksek olduğu anlaşılmaktadır.



Şekil 4.10. HDEB normalizasyon sonuçları (CML2000, World 95)

İkinci büyük etki ise ötrofikasyon kategorisinde olmaktadır. DBD alternatifinin arıtma veriminin düşük olması nedeniyle 20 yıllık süreçte ötrofikasyon üzerine etkisi büyük olmaktadır. Ayrıca, KAÇS-AH, KAÇS-H ve MBR alternatifinin ötrofikasyona neden olmasının nedeni, bu tesislerde çamurun diğer alternatiflere göre fazla üretilmesi ve bu çamurun tarımda kullanılmasından ötürü 20 yıllık süreçte kümülatif olarak dolaylı emisyon salınımların fazla olmasındandır.

Abiyotik tükenme, Asidifikasyon ve Küresel ısınma kategorilerine etkilerin büyüklüğü tüm alternatifler açısından hemen hemen aynı olmakla birlikte, MBR'ün yüksek enerji ihtiyacından dolayı abiyotik tükenmeye, DBD'nin de nitrifikasyonun gerçekleşmemesinden ötürü asidifikasyona katkıları büyüktür. Küresel ısınma kategorisine VAU hariç bütün arıtma alternatiflerinin katkısı pozitifken, VAU'nda kullanılan vejetasyonun CO₂ özümleme kapasitesinin yıllara bağlı olarak artması ve saldığı CO₂'den daha fazla CO₂ bağlaması, kategoriye etkisini negatif olarak yansıtmıştır.

4.2. Ağırlıkların Belirlenmesi

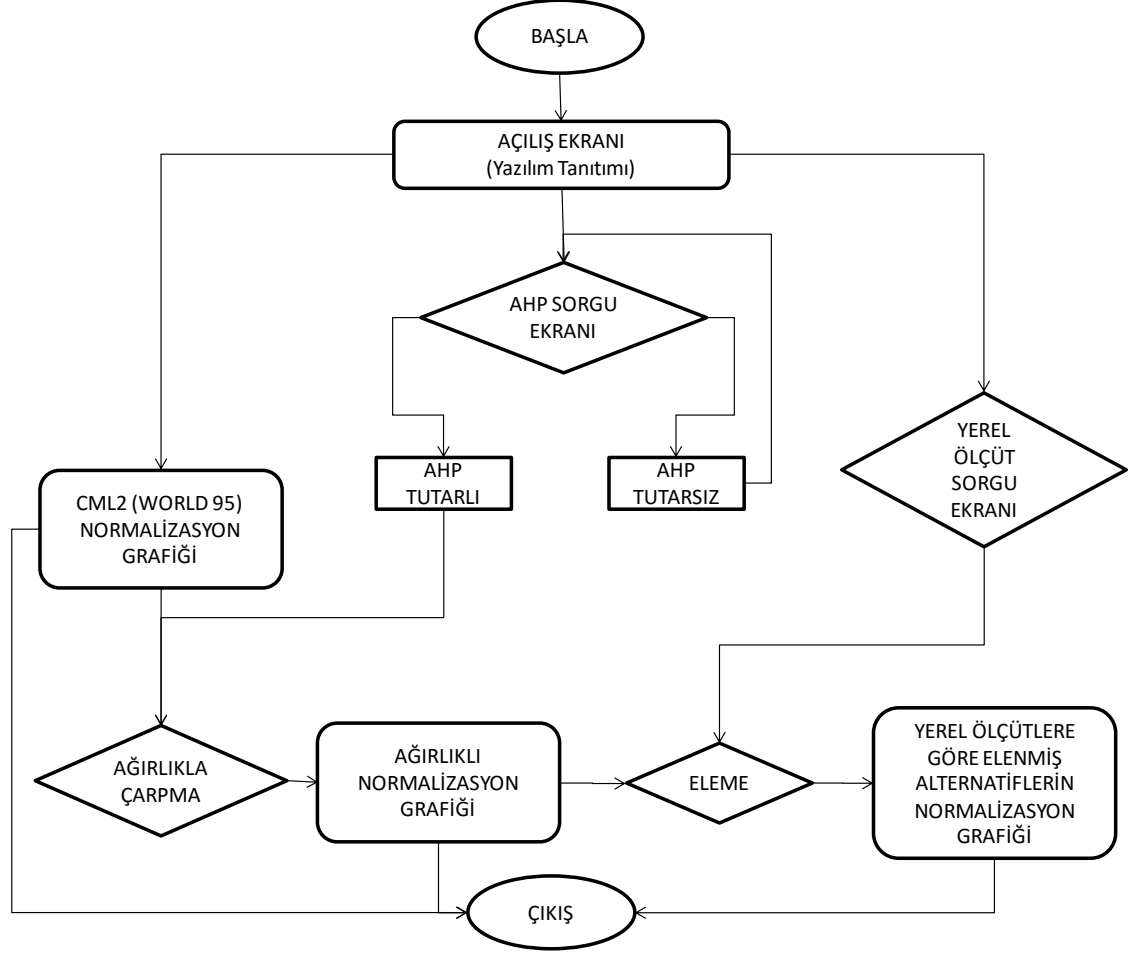
HBD analizi ile elde edilen sonuçlar küresel ölçekte olup, mevcut değerlendirme yönteminde bölgesel ölçekler dikkate alınmamaktadır. Ancak, ülkelerin ekonomik durumu, çevresel koşullar, arıtmanın yapılacağı bölgeye özgü sosyo-ekonomik koşulların durumu gibi faktörlerin devreye girmesiyle, standart bir HBD analizi sonucunda belirlenmiş alternatifin küresel ölçekte en iyi olmasına karşın, bölgesel ölçekte ihtiyaçları karşılayamaması söz konusu olabilmektedir. Bu nedenle önceliklerin belirlendiği ve bunların ağırlık değerleri olarak sisteme entegre edildiği ve detayları aşağıda verilen COMMUNE-TC yazılımı geliştirilmiştir.

4.2.1. COMMUNE-TC yazılımı

Yukarıda değinilen sorunların giderilmesi amacıyla arıtma tesislerinin incelenmesi sonucu elde edilen HBD sonuçlarını altlık olarak alan ve model merkezli bir karar destek sistemi olan COMMUNE-TC (Wastewater Treatment Plant Choosing Tool for Communities) adlı yazılım oluşturulmuştur. Yazılım Microsoft Excel tabanlı olup Analitik Hiyerarşi Prosesi kullanılarak ağırlıkların hesaplanması esasına göre çalışmaktadır. Şekil 4.11'de yazılımın akış şeması verilmektedir.

Analitik Hiyerarşi Prosesinde, karşılaştırılacak faktörler etki kategorileri olarak önceden seçilmiş, kullanıcı uzmana karşılaştırma matrisi olarak sunulmuştur. Kullanıcı, matris içerisinde, kategorileri birbirleri ile karşılaştırarak, bölgesel koşulları dikkate alarak uygun ölçütleri seçmektedir. Seçilen ölçütlerin tutarlılığı yazılım tarafından hesaplanmakta ve kullanıcıya "AHP Tutarlı" veya "AHP Tutarsız" şeklinde geri dönüş vermektedir. "AHP Tutarsız" olduğu durumda, kullanıcı tarafından ikili karşılaştırmaların gözden geçirilmesi sağlanmakta ve "AHP Tutarlı" olduğu koşulda, standart ve ağırlıklı normalizasyon (veya ağırlıkların atandığı) grafiği kullanıcıya sunulmaktadır.

Yazılımda ikinci aşama olarak, kullanıcının yerel ölçütler arasındaki değişkenleri kendisinin seçebilmesi ve ağırlıklı normalizasyon grafiği üzerinde arıtma alternatiflerini kendi bölgesine uygun olarak eleme ve seçebilmesi öngörülmektedir.



Şekil 4.11. Yazılım Akış Şeması

Yazılımda yerel ölçütler olarak Nüfus, Alıcı ortam özellikleri, İklim, Arazi varlığı, Bütçe ve Turizm bulunmaktadır. Yerel ölçütlerin alt seçenekleri aşağıda sıralanmaktadır:

- **Nüfus**
 - 0-250
 - 250-500
 - 500-100
 - 1000-2000
 - 2000<
- **Alıcı Ortam Özellikleri**
 - *Az Hassas*
 - *Hassas*

- **İklim**
 - Akdeniz
 - Kara
- **Arazi Varlığı**
 - Düşük
 - Yüksek
- **Bütçe**
 - Düşük
 - Yüksek
- **Turizm**
 - Yok
 - Ekolojik Turizm
 - Kıyı Turizmi

Nüfus: Oluşturulan yazılımda verilen sonuçlar nüfustan bağımsız olup, 1 e.n. esas alınarak değerlendirme yapılmıştır. Ancak, arıtma alternatifinin seçiminde, yerleşim yerinin nüfusu, yerleşim yerine hitap edebilecek arıtma tesisinin türünü etkilemektedir. Bu nedenle, nüfus faktörü arıtma tesisi seçiminde önemli bir kriterdir.

Kentsel Atıksu Arıtma Yönetmeliğinde, nüfusu 2000'den büyük yerleşim yerleri için arıtma tipleri belirlenmiştir. Ancak 2000'den küçük yerleşim yerleri için sadece uygun arıtma tanımı yapılmıştır. Bu nedenle yazılımda nüfus kriteri, ihtiyaç doğrultusunda nüfusu 2000'den küçük yerleşim yerlerini de dikkate almaktadır.

İncelenen alternatiflerin HBD sonuçlarında görüldüğü üzere doğal arıtma sistemlerinin kişi başına gerekli alanın büyük olması nedeniyle büyük nüfuslarda çevresel etkilerinin artması ve uygulanabilir olmaması nedeniyle, 2000'den küçük yerleşim yerleri için derecelendirme yapılmış ve kriter olarak 0-250, 250-500, 500-1000, 1000-2000 nüfus aralıkları seçilmiştir. Ayrıca, nüfusu 2000'den büyük yerleşim yerleri için de uygulanabilir alternatiflerin kullanıcıya sunulabilmesi için "2000 <" seçeneği de kriter olarak yazılımda bulunmaktadır.

Alıcı ortam özellikleri: Alıcı ortam özellikleri, Kentsel Atıksu Arıtma Yönetmeliğinde belirtilen "az hassas" ve "hassas" alanlar dikkate alınarak belirlenmiştir.

İklim: İklim faktörü, özellikle doğal arıtma sistemleri olan VAU, YSA-AH, YAS-H ve SH üzerinde büyük etkiye sahiptir. Örneğin, kara iklim koşullarının hakim olduğu bölgelerde, kış şartlarında sıcaklığın düşük olması nedeniyle reaksiyon hızının düşmesiyle arıtma performansı olumsuz etkilenmektedir. Buna karşın, Akdeniz ikliminin hakim olduğu bölgelerde yağışın fazla olması nedeniyle atıksuyun seyrelmesi söz konusu olmaktadır.

Arazi varlığı: Arıtma tesislerinin inşa edileceği uygun arazilerin bulunması birçok kritere bağlı olmaktadır. Atıksu toplama sisteminin cazibe ile çalışmasının

işletme maliyeti açısından tercih edilmesi nedeniyle tesislerin kot olarak toplama sisteminin en düşük noktasında olması istenmektedir. Ancak özellikle denize kıyısı bulunan bölgelerde turizmin de gelişmesi ile beraber, arazi fiyatlarının yüksek olması, tesislerin ilk yatırım maliyetini artıran bir olgu olarak ortaya çıkmaktadır. Özellikle, doğal arıtma sistemlerinin arzu edilen arıtma verimlerine ulaşabilmeleri için büyük alanlara ihtiyaç duymaları, eko-teknolojik olan bu çözümleri, ekonomik olmaktan çıkarmaktadır. Bu nedenle yazılımda kriter olarak arazi varlığı “Düşük” ve “Yüksek” olarak iki kategoride değerlendirilmiştir.

Bütçe: Arıtma alternatifinin seçiminde en önemli unsurlardan biri arıtma sisteminin maliyetidir. Arıtma tesislerinde verimin artmasıyla beraber maliyet de artmaktadır. Karar vericiler arzu edilen verim (genellikle yasal mevzuattaki sınır değerlere ulaşan verim oranı olmaktadır) ile maliyet arasında optimum denge koşullarını gözetmelidirler. Maliyet aynı zamanda tesis kapasitesiyle de doğru orantılı olarak artmaktadır. Bu oran bazı alternatiflerde (örn: KAÇS) düşük iken, bazı alternatiflerde ise yüksektir (doğal arıtım sistemleri). Yazılım kapsamında bütçe “Düşük” ve “Yüksek” olarak iki kategoride değerlendirilmiştir.

Turizm: Arıtma tesislerinin planlanmasında turizm faktörü, hem nüfus değişkenini etkilediğinden, hem de alıcı ortam özellikleri açısından (örn: Mavi Bayrak) farklı yasal yükümlülüklerin devreye girmesinden ötürü proses seçim aşamasında büyük bir rol oynamaktadır. Özellikle, arıtma planlamasında dikkat edilmesi gereken turizm çeşitleri kıyı turizmi (Mavi Bayrak ve Yüzme Suyu Kalitesi Yönetmeliği nedeniyle) ve ekolojik turizm (ekolojik hassas alanların bulunması nedeniyle)dir. Yazılımda bu nedenle iki tip turizm çeşidi dikkate alınmıştır.

Kullanıcı elenen alternatiflerin grafiklerinin yorumu ile birlikte bölgesi için çevresel açıdan en uygun atıksu arıtma alternatifini seçebilmektedir.

4.2.1.1 COMMUNE-TC arayüz yazılımının kullanımı

Bu bölümde, yazılımın çalışma prensibi, AHP arayüzü içerisinde Ağırlık Atamasının nasıl yapılacağı, Yerel Ölçütlerin nasıl seçileceği ve sonuçların elde edilmesi açıklanmaktadır.

a) Yazılım açılış ekranı

Yazılım açılış ekranında, yazılım hakkında genel bilgiler verilmekte olup, proje desteği ve tezin ismini içermektedir. Ayrıca, kullanıcıların soruları için iletişim bilgileri de bulunmaktadır. Açılış ekranında, bir sonraki adım olan AHP arayüzüne geçiş için bir kısayol tuşu da eklenmiştir. Şekil 4.12’de yazılım açılış ekranı görülmektedir.



Şekil 4.12. Yazılım açılış ekranı

b) Analitik Hiyerarşi Prosesi (AHP) aracı

Arayüz yazılımının en önemli ve çalışma sonuçlarının doğruluğunu etkileyen araç AHP aracıdır. Bu araç, HBED etki kategorilerine incelenen bölge için uygun ağırlık atamalarının tutarlı bir şekilde yapılabilmesini sağlamaktadır. Bu araçta, HBED etki kategorileri arasında karar verici ikili karşılaştırmalar yapılabilmektedir.

Örneğin, “Abiyotik tükenme” ile “asidifikasyon” kategorileri arasında yapılan ikili karşılaştırmada, karar verici için kendisi açısından abiyotik tükenme, asidifikasyona göre;

- Daha önemli ise önem derecesine göre 2 ile 9 arasında,
- Daha önemsiz ise 1/2 ile 1/9 arasında atama yapabilmekte,
- Eşit öneme sahip ise 1 değerini atayabilmektedir.

Aynı şekilde, arayüz içerisinde diğer bütün HBED kategorileri için karar verici tek tek önem derecelerine göre atamalar yapılabilmektedir. Arayüz, atamaları kullanıcıya kolaylık sağlamak için AHP matrisinin içerisinde drop-down menü ile yaptırmakta ve

simetrik ikili karşılaştırmaları ise otomatik olarak doldurmaktadır. Şekil 4.13’de AHP matrisi verilmektedir.



Şekil 4.13. AHP matrisi

AHP matrisi doldurulurken, çalışmanın doğruluğu açısından ikili karşılaştırmaların tutarlılığı çok büyük önem arz etmektedir. AHP teorisinde de “tutarlılık analizi” için yöntem geliştirilmiş olup, bu yöntemin detayı Bölüm 2.7.9.1’de (Sayfa 65) anlatılmıştır.

Arayüz yazılımında, teoriye dayanılarak yapılmış olan hesaplamalar yazılım içine dâhil edilmiş olup, karar vericinin HBED kategorileri arasında yapmış olduğu ikili karşılaştırmaların tutarlılığını otomatik olarak hesaplamaktadır. Hesaplama sonucunda, Tutarlılık Oranı (Consistency Ratio=CR) değerini vererek, $CR > 0,10$ olması durumunda “AHP Tutarsız” uyarısı vermekte ve karar vericiyi önem derecelerini tekrar karşılaştırması için uyarmakta, $CR < 0,10$ olması durumunda ise “AHP Tutarlı” uyarısını vermektedir.

AHP matrisinin tutarlı bir şekilde kullanıcı tarafından doldurulması sağlandıktan sonra, her bir HBED etki kategorisi için bölgesel özellikleri dikkate alarak hesaplanmış W (ağırlık) değerleri kullanılabilir.

AHP matrisinin hem tutarlı, hem de tutarsız şekilde doldurulmuş örneği Şekil 4.14’de verilmiştir.

	Abiotic depletion (AD)	Acidification (A)	Eutrophication (E)	Global warming (GW)	Human toxicity (HT)	Fresh water aquatic ecotoxicity (FWAE)	Marine aquatic ecotoxicity (MAE)	Terrestrial ecotoxicity (TE)
Abiotic depletion (AD)	1	2	1/3	3	1/9	1/9	1/3	1/7
Acidification (A)	1/2	1	1/5	2	1/8	1/7	1/2	1/7
Eutrophication (E)	3	5	1	7	1/5	1/8	1/2	1/8
Global warming (GW)	1/3	1/2	1/7	1	1/7	1/8	1/4	1/8
Human toxicity (HT)	9	8	5	7	1	1/2	4	2
Fresh water aquatic ecotoxicity (FWAE)	9	7	8	8	2	1	7	4
Marine aquatic ecotoxicity (MAE)	3	2	2	4	1/4	1/7	1	1/4
Terrestrial ecotoxicity (TE)	7	7	8	8	1/2	1/4	4	1

W (Ağırlık)	
Abiotic depletion (AD)	0,04
Acidification (A)	0,03
Eutrophication (E)	0,08
Global warming (GW)	0,02
Human toxicity (HT)	0,23
Fresh water aquatic ecotoxicity (FWAE)	0,35
Marine aquatic ecotoxicity (MAE)	0,07
Terrestrial ecotoxicity (TE)	0,19

CR	Tutarlılık
0,092536939	AHP tutarlı

a) Tutarlı doldurulmuş AHP matrisi

	Abiotic depletion (AD)	Acidification (A)	Eutrophication (E)	Global warming (GW)	Human toxicity (HT)	Fresh water aquatic ecotoxicity (FWAE)	Marine aquatic ecotoxicity (MAE)	Terrestrial ecotoxicity (TE)
Abiotic depletion (AD)	1	2	1/3	1/3	1/9	1/9	1/3	3
Acidification (A)	1/2	1	1/5	1/3	1/8	1/7	1/2	3
Eutrophication (E)	3	5	1	7	1/5	1/8	1/2	1/8
Global warming (GW)	3	3	1/7	1	1/7	1/8	1/4	1/8
Human toxicity (HT)	9	8	5	7	1	1/2	4	1/4
Fresh water aquatic ecotoxicity (FWAE)	9	7	8	8	2	1	6	4
Marine aquatic ecotoxicity (MAE)	3	2	2	4	1/4	1/6	1	1/4
Terrestrial ecotoxicity (TE)	1/3	1/3	8	8	4	1/4	4	1

W (Ağırlık)	
Abiotic depletion (AD)	0,06
Acidification (A)	0,05
Eutrophication (E)	0,08
Global warming (GW)	0,04
Human toxicity (HT)	0,20
Fresh water aquatic ecotoxicity (FWAE)	0,31
Marine aquatic ecotoxicity (MAE)	0,07
Terrestrial ecotoxicity (TE)	0,19

CR	Tutarlılık
0,47191085	AHP tutarsız

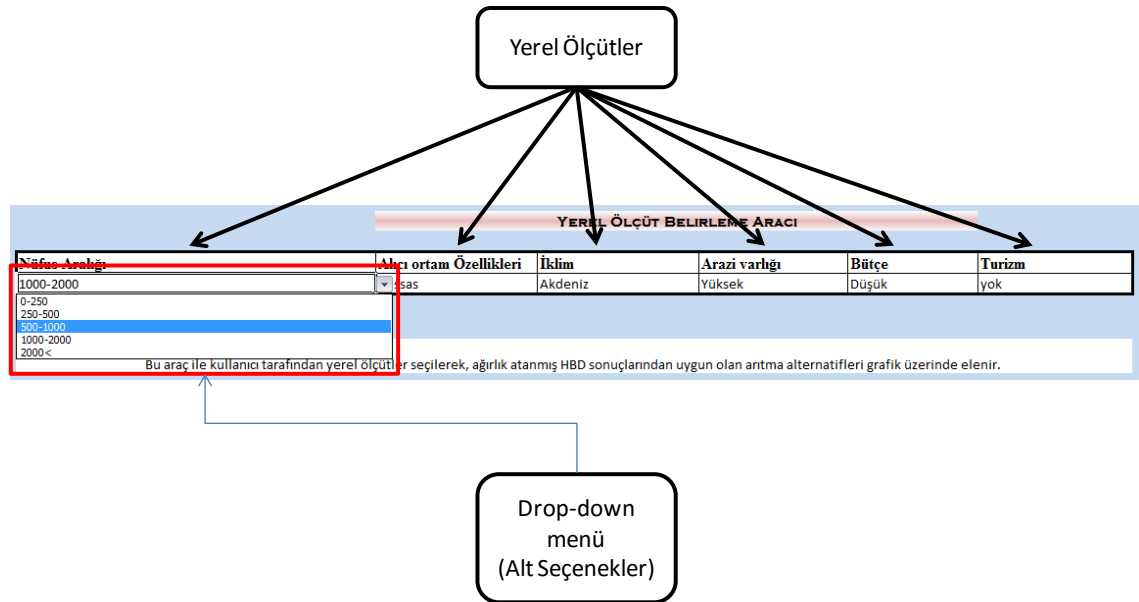
b) Tutarlı doldurulmuş AHP matrisi

Şekil 4.14. AHP Tutarlılık Analizi

c) Yerel Ölçüt Belirleme Aracı

Yerel ölçüt belirleme aracı, karar vericinin incelediği alanla ilgili olarak bölgesel özellikleri sisteme dâhil edebildiği bir modüldür. Bu araç, oluşturulmuş senaryolar içerisinde karar vericinin tespit ettiği yerel ölçütlere göre uygun senaryonun belirlenmesi ilkesine göre çalışmaktadır. Sorgulama sonucunda belirlenen senaryoda, o bölgede hangi arıtma alternatiflerinin uygun olduğu kullanıcıya sunulmaktadır.

Yerel ölçüt belirleme aracında, Nüfus, Alıcı ortam özellikleri, İklim, Arazi varlığı, Bütçe ve Turizm ölçütleri ve bunlara ait alt seçenekler, kullanıcıya kolaylık sağlanması için drop-down menü şeklinde sunulmakta olup, bu seçenekler arasından seçim yapılması sağlanmaktadır. Kullanıcının seçimlerine göre incelenen alternatifler elenmekte ve ağırlıklı normalizasyon grafikleri sunulmaktadır. Şekil 4.15’de Yerel Ölçüt Belirleme Aracı görülebilmektedir.



Şekil 4.15. Yerel Ölçüt Belirleme Aracı

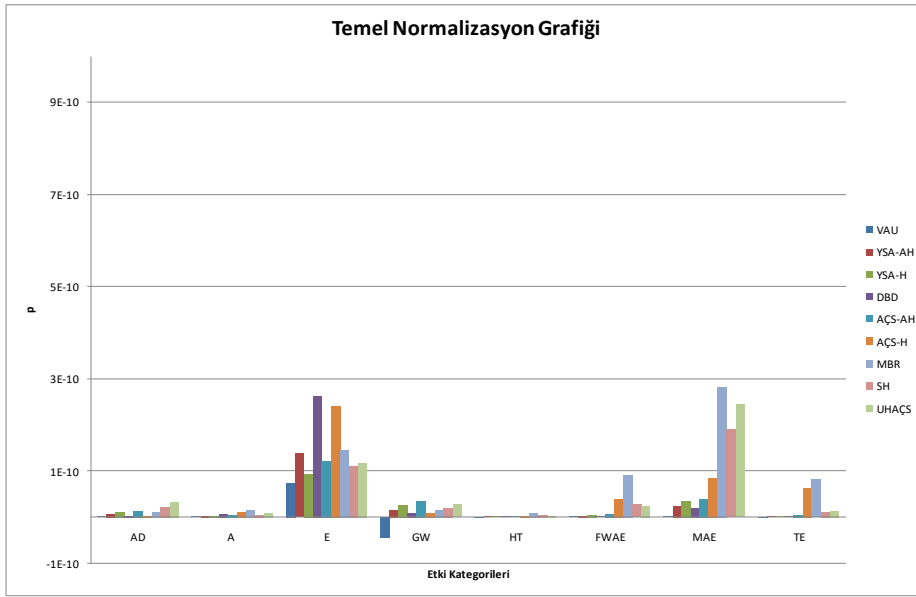
d) Çıktılar

Arayüz yazılımı kullanıcıya ilgi alanına göre üç farklı çıktı grafiği sunabilmektedir:

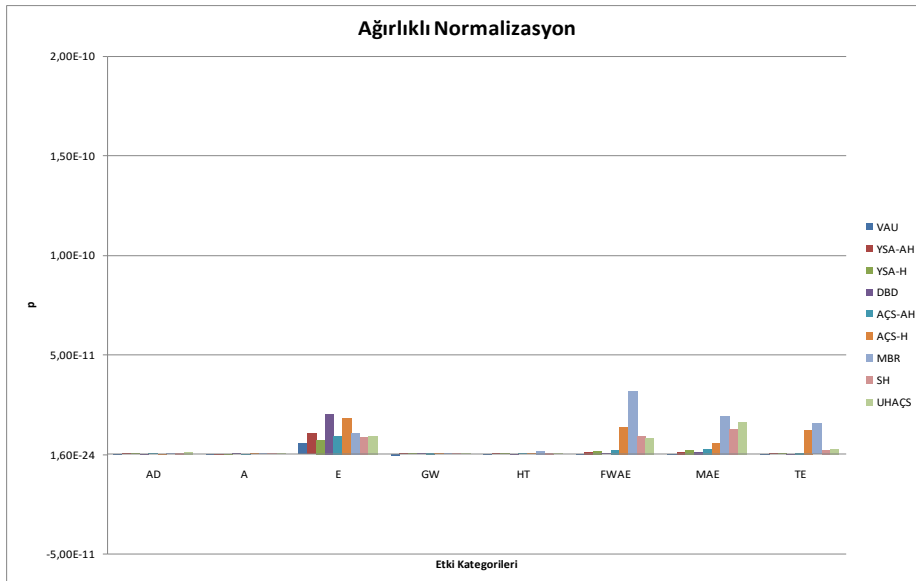
Temel Normalizasyon Grafiğinde, incelenen atıksu alternatiflerinin HBD analizleri sonucunda, CML2000 etki değerlendirme metodu ve World 95 referans değerine göre HBD analizi sonucu elde edilen Normalizasyon Grafiği sunulmaktadır. Bu grafik arayüz yazılımındaki verilerin de temelini oluşturmaktadır (Şekil 4.16).

Ağırlıklı Normalizasyon Grafiğinde ise, karar verici tarafından AHP kullanılarak yapılan ikili karşılaştırmalar sonucu belirlenen ağırlıkların atanması sonucu oluşturulan normalizasyon grafiği verilmektedir. Bu grafik, tamamen karar vericinin öncelikleri dikkate alınarak oluşturulmaktadır (Şekil 4.17).

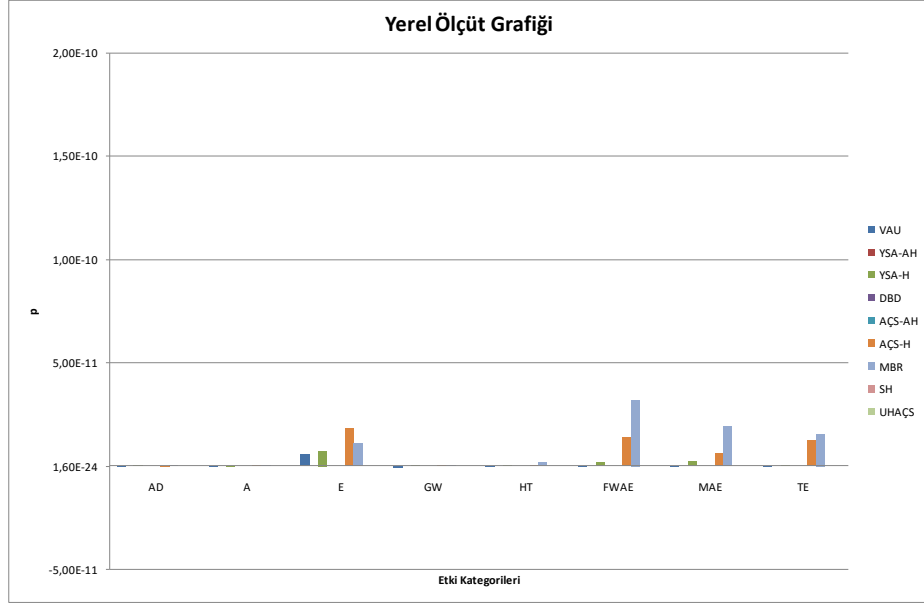
Yerel Ölçüt Grafiğinde, karar verici tarafından seçilen yerel ölçütlere göre belirlenmiş senaryolardaki arıtma alternatifleri elenerek kullanıcıya sunulmaktadır. Sunulan grafik ağırlıklı normalizasyon grafiğinden süzülerek elde edilmektedir (Şekil 4.18).



Şekil 4.16. Temel Normalizasyon grafiği



Şekil 4.17. Ağırlıklı Normalizasyon grafiği



(Nüfus: 250-500; Alıcı Ortam Özellikleri: Hassas; İklim: Akdeniz; Arazi Varlığı: Yüksek; Bütçe: Yüksek; Turizm: Kıyı Turizmi için sunulan alternatifler: VAU, YSA-H, AÇS-H, MBR)

Şekil 4.18. Seçilen yerel ölçütlere göre sunulan alternatiflerin grafiği

Şekil 4.16, 4.17 ve 4.18'de görüldüğü gibi normalizasyon sonuçlarında ötrofikasyon ve deniz ortamı ekotoksitesite kategorilerine etkiler baskınken, bölgesel koşullar dikkate alınarak yapılan ağırlık atama sonucunda ise tatlısu ekotoksitesite etkilerin baskın olduğu anlaşılmıştır. Yerel ölçütlere göre ise arıtma alternatifleri elenmiş ve sadece bölge için uygun olanlar sunulmuştur.

4.2.1.2. Uygulama örnekleri

Bu bölümde yazılımın çalışma prensibinin anlaşılması amacıyla, hem sanal örnekler, hem de gerçek örnekler olan Oymapınar ve Çökertme mahalleleri üzerinde yazılım denenmiştir. AHP kullanılarak kategoriler arasında ikili karşılaştırmaların nasıl yapıldığı, tutarlılık analizinin ve ağırlıkların yazılım tarafından nasıl verildiği ekran görüntüleri alınarak açıklanmıştır. Bütün örnekler için Temel Normalizasyon Grafiğinin aynı olması sebebiyle, örneklerin gösterimine dâhil edilmemiştir.

i) Sanal örnekler

1. Örnek

Kriterler:

- Nüfus: 150
- Arazi varlığı yüksek ve arazi fiyatları düşük.
- Bütçe çok düşük
- Kara iklimi hâkim

Öncelikler:

- Maliyet
 - Abiyotik kaynakların tükenmesi
- Bölgeyi etkileyen kategoriler
 - Ötrofikasyon, Asidifikasyon, Toksikite

	Abiotik depleksiyon (AD)	Asidifikasyon (A)	Eutrofikasyon (E)	Global ısınma (GW)	İnsan toksisitesi (HT)	Fresk suya sucul ekotoksikite (FWAE)	Deniz suyu sucul ekotoksikite (MAE)	Terrestriyal ekotoksikite (TE)
Abiotik depleksiyon (AD)	1	6	1	7	3	2	6	1
Asidifikasyon (A)	1/6	1	1/3	6	1/5	1/3	3	1/4
Eutrofikasyon (E)	1	3	1	7	2	3	5	1
Global ısınma (GW)	1/7	1/6	1/7	1	1/7	1/8	1/4	1/7
İnsan toksisitesi (HT)	1/3	5	1/2	7	1	3	7	2
Fresk suya sucul ekotoksikite (FWAE)	1/2	3	1/3	8	1/3	1	7	1/2
Deniz suyu sucul ekotoksikite (MAE)	1/6	1/3	1/5	4	1/7	1/7	1	1/4
Terrestriyal ekotoksikite (TE)	1	4	1	7	1/2	2	4	1

AHP İkili Karşılaştırmalar Matrisi

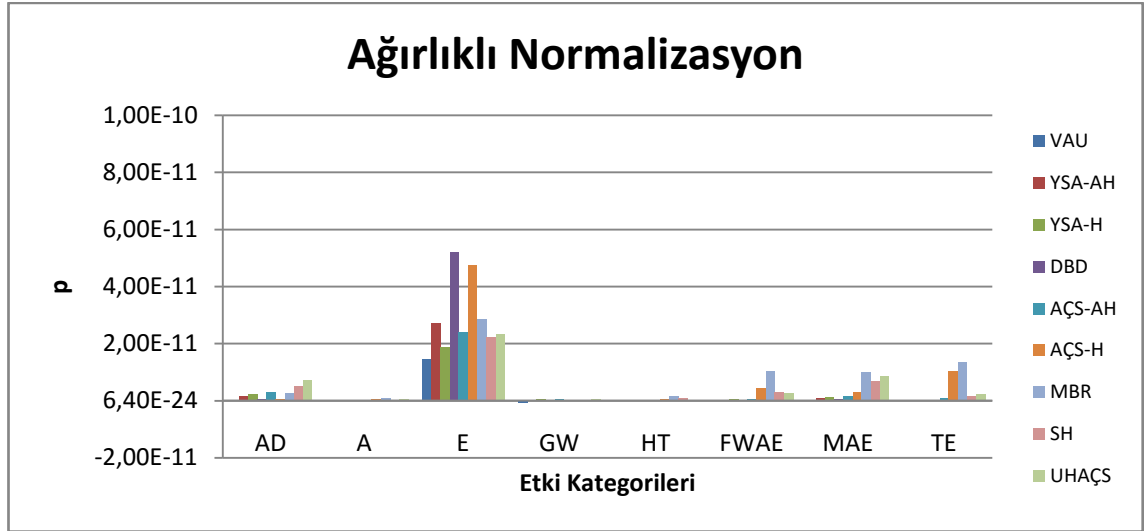
W (Ağırlık)	
Abiotik depleksiyon (AD)	0,22
Asidifikasyon (A)	0,06
Eutrofikasyon (E)	0,20
Global ısınma (GW)	0,02
İnsan toksisitesi (HT)	0,19
Fresk suya sucul ekotoksikite (FWAE)	0,11
Deniz suyu sucul ekotoksikite (MAE)	0,04
Terrestriyal ekotoksikite (TE)	0,16
CR	Tutarlılık
0,078933386	AHP tutarlı

Tutarlılık Göstergesi ve Ağırlıklar

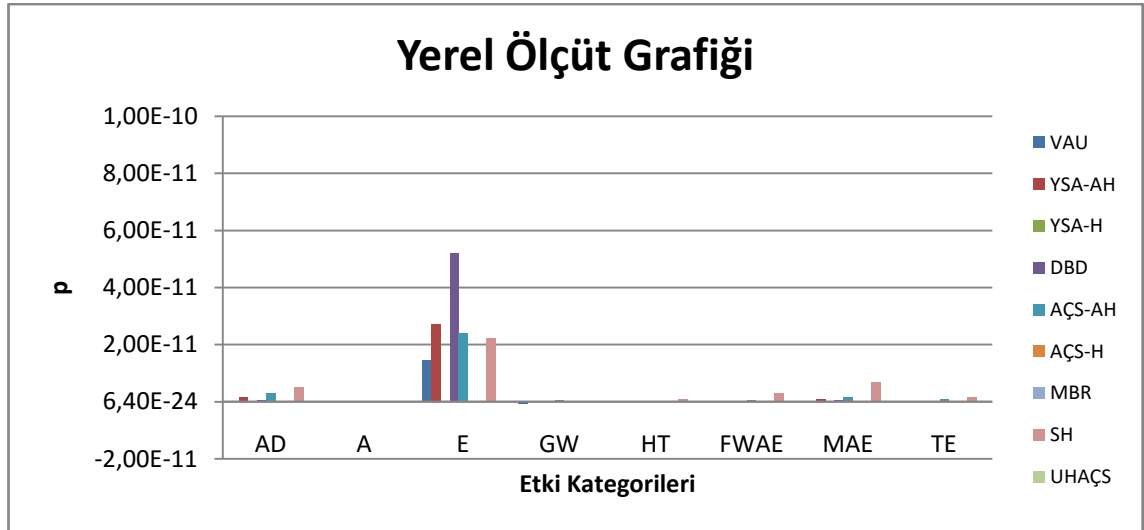
Şekil 4.19. Uygulama örneği 1 için AHP matrisi, Tutarlılık göstergesi ve ağırlıklar

Yerel Ölçüt Seçimleri

- Nüfus: 0-250
- Alıcı Ortam Özellikleri: Az Hassas
- İklim: Kara
- Arazi Varlığı: Yüksek
- Bütçe: Düşük
- Turizm: Yok



Şekil 4.20. Uygulama örneği 1 için Ağırlıklı Normalizasyon Grafiği



Şekil 4.21. Uygulama örneği 1 için Yerel Ölçüt Grafiği

Kriterleri verilen yerleşim yeri için AHP ile yapılan ikili karşılaştırmalar sonucunda önem matrisi oluşturulmuş ve ikili karşılaştırmalarının tutarlılığı analiz edilmiştir (Şekil 4.19). Ardından kategorilerin ağırlıkları tespit edilerek, oluşturulan önem matrisinde abiyotik tükenme, ötrofikasyon ve insan toksisitesi kategorilerinin diğer kategorilere göre ağırlığının fazla olduğu görülmüştür (şekil 4.20).

Yerel ölçütlerin de yazılıma girilmesiyle alternatifler elenerek, bu yerleşim için karar vericiye VAU, YSA-AH, DBD, AÇS-AH ve SH alternatifi sunulmuştur (Şekil 4.21)

2. Örnek

Kriterler:

- Nüfus: 350
- Arazi varlığı yüksek ve arazi fiyatları düşük
- Bütçe düşük
- Akdeniz iklimi hakim
- Hassas alana deşarj
- Halkın çevresel farkındalığı yüksek.
- Ekolojik turizm var.

Öncelikler:

- Bölgeyi etkileyen kategoriler
 - Ötrofikasyon, Asidifikasyon, Toksikite
- Küresel farkındalıklar
 - Küresel ısınma

	Abiotic depletion (AD)	Acidification (A)	Eutrophication (E)	Global warming (GW)	Human toxicity (HT)	Fresh water aquatic ecotoxicity (FWAE)	Marine aquatic ecotoxicity (MAE)	Terrestrial ecotoxicity (TE)
Abiotic depletion (AD)	1	2	1/5	1/4	1/4	1/5	1	1/3
Acidification (A)	1/2	1	1/6	1/3	1/4	1/6	1	1/5
Eutrophication (E)	5	6	1	4	1/2	1/2	5	1
Global warming (GW)	4	3	1/4	1	1/2	1/4	2	1/3
Human toxicity (HT)	4	4	2	2	1	1	5	3
Fresh water aquatic ecotoxicity (FWAE)	5	6	2	4	1	1	5	3
Marine aquatic ecotoxicity (MAE)	1	1	1/5	1/2	1/5	1/5	1	1/4
Terrestrial ecotoxicity (TE)	3	5	1	3	1/3	1/3	4	1

AHP İkili Karşılaştırmalar Matrisi

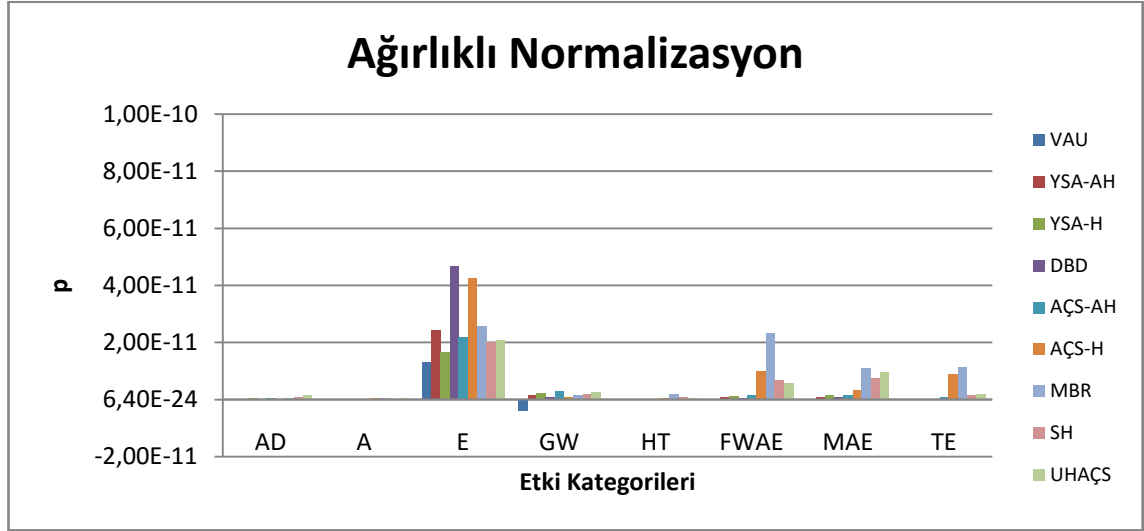
W (Ağırlık)	
Abiotic depletion (AD)	0,04
Acidification (A)	0,03
Eutrophication (E)	0,18
Global warming (GW)	0,09
Human toxicity (HT)	0,22
Fresh water aquatic ecotoxicity (FWAE)	0,26
Marine aquatic ecotoxicity (MAE)	0,04
Terrestrial ecotoxicity (TE)	0,14
CR	Tutarlılık
0,043998028	AHP tutarlı

Tutarlılık Göstergesi ve Ağırlıklar

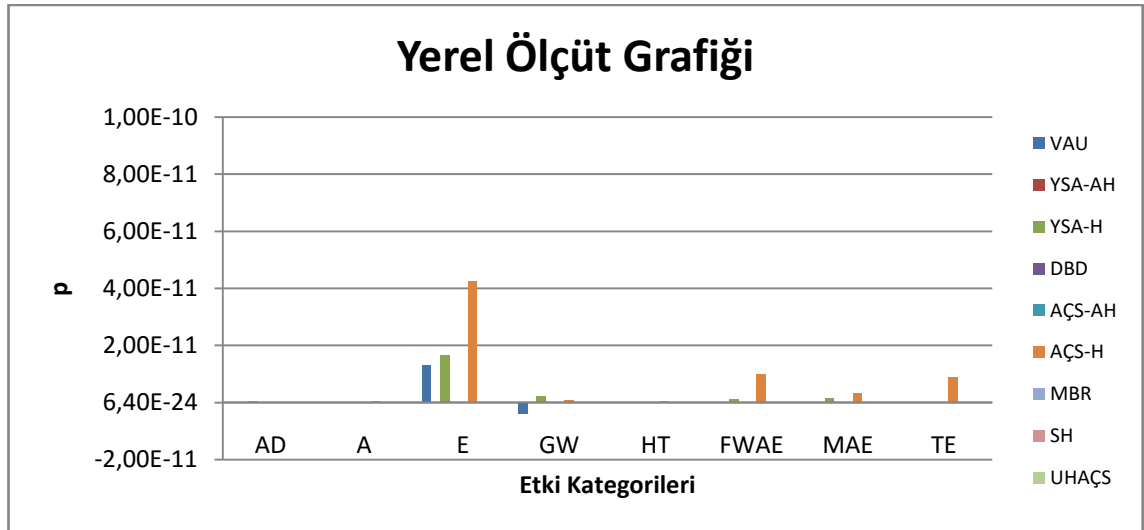
Şekil 4.22. Uygulama örneği 2 için AHP matrisi, Tutarlılık göstergesi ve ağırlıklar

Yerel Ölçüt Seçimleri

- Nüfus:250-500
- Alıcı Ortam Özellikleri: Hassas
- İklim: Akdeniz
- Arazi Varlığı: Yüksek
- Bütçe: Düşük
- Turizm: Ekolojik turizm.



Şekil 4.23. Uygulama örneği 2 için Ağırlıklı Normalizasyon Grafiği



Şekil 4.24. Uygulama örneği 2 için Yerel Ölçüt Grafiği

Kriterleri verilen yerleşim yeri için AHP ile yapılan ikili karşılaştırmalar sonucunda önem matrisi oluşturulmuş ve ikili karşılaştırmalarının tutarlılığı analiz edilmiştir (Şekil 4.22). Ardından kategorilerin ağırlıkları tespit edilerek, oluşturulan önem matrisinde ötrofikasyon ve insan toksisitesi ve tatlısu ekotoksitesisi kategorilerinin diğer kategorilere göre ağırlığının fazla olduğu görülmüştür (Şekil 4.23).

Yerel ölçütlerin de yazılıma girilmesiyle alternatifler elenerek, bu yerleşim için karar vericiye VAU, YSA-H ve AÇS-H alternatifleri sunulmuştur (Şekil 4.24).

3. Örnek

Kriterler:

- Nüfus: 458
- Deniz Kıyısında.
- Yaz aylarında turizm faaliyeti yüksek.
- Arazi varlığı düşük ve arazi fiyatları yüksek.
- Arıtma tesisi yapımı için teşvik var ve hammadde sıkıntısı yok.
- Akdeniz iklimi hâkim

Öncelikler:

- Turizmden ötürü deniz ortamının korunması gerekmektedir.
 - Ötrotfikasyon ve Deniz Ortamı Ekotoksitesitesi en önemli kategoridir.

	Abiotic depletion (AD)	Acidification (A)	Eutrophication (E)	Global warming (GW)	Human toxicity (HT)	Fresh water aquatic ecotoxicity (FWAE)	Marine aquatic ecotoxicity (MAE)	Terrestrial ecotoxicity (TE)
Abiotic depletion (AD)	1	1/3	1/9	1/4	1/7	1/3	1/8	1/4
Acidification (A)	3	1	1/8	1	1/5	1/6	1/7	1/3
Eutrophication (E)	9	8	1	8	8	6	4	9
Global warming (GW)	4	1	1/8	1	1/2	1/5	1/7	1/3
Human toxicity (HT)	7	5	1/8	2	1	2	1/3	2
Fresh water aquatic ecotoxicity (FWAE)	3	6	1/6	5	1/2	1	1/2	1
Marine aquatic ecotoxicity (MAE)	8	7	1/4	7	3	2	1	7
Terrestrial ecotoxicity (TE)	4	3	1/9	3	1/2	1	1/7	1

AHP İkili Karşılaştırmalar Matrisi

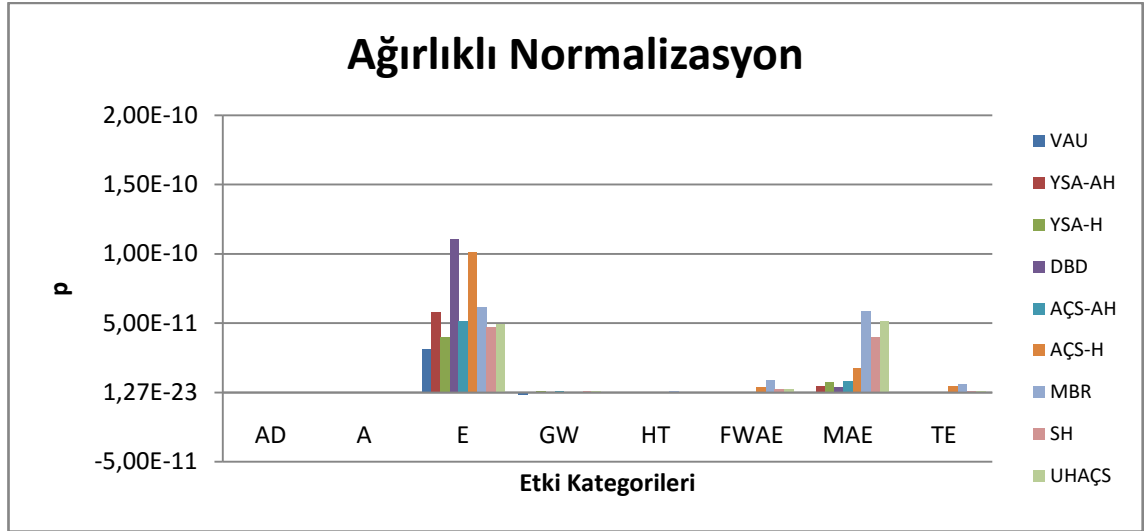
W (Ağırlık)	
Abiotic depletion (AD)	0.02
Acidification (A)	0.03
Eutrophication (E)	0.42
Global warming (GW)	0.04
Human toxicity (HT)	0.11
Fresh water aquatic ecotoxicity (FWAE)	0.10
Marine aquatic ecotoxicity (MAE)	0.21
Terrestrial ecotoxicity (TE)	0.07
CR	Tutarlılık
0.089785606	AHP tutarlı

Tutarlılık Göstergesi ve Ağırlıklar

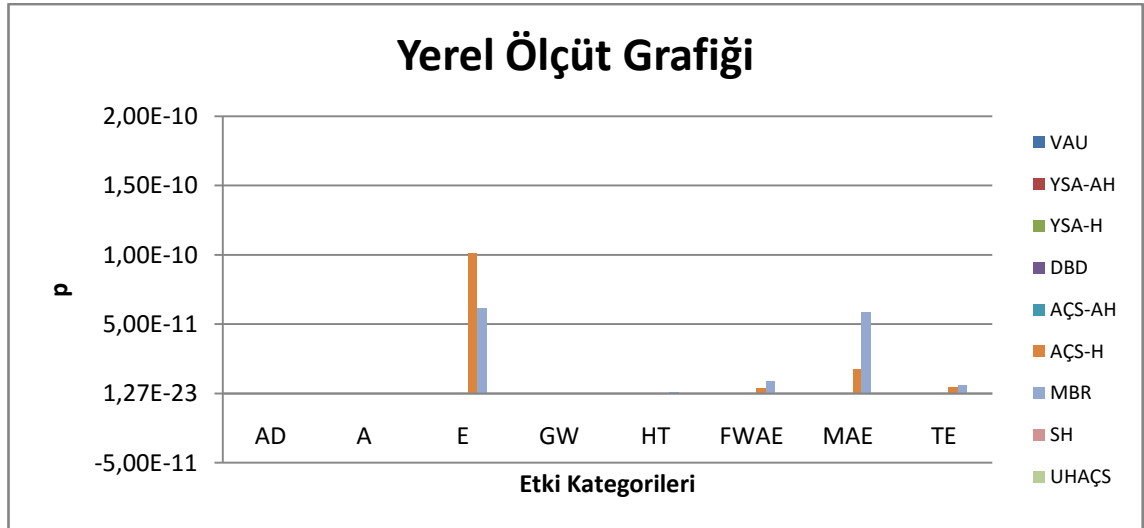
Şekil 4.25. Uygulama örneği 3 için AHP matrisi, Tutarlılık göstergesi ve ağırlıklar

Yerel Ölçüt Seçimleri

- Nüfus: 250-500
- Alıcı Ortam Özellikleri: Hassas
- İklim: Akdeniz
- Arazi Varlığı: Düşük
- Bütçe: Yüksek
- Turizm: Kıyı Turizmi



Şekil 4.26. Uygulama örneği 3 için Ağırlıklı Normalizasyon Grafiği



Şekil 4.27. Uygulama örneği 3 için Yerel Ölçüt Grafiği

Kriterleri verilen yerleşim yeri için AHP ile yapılan ikili karşılaştırmalar sonucunda önem matrisi oluşturulmuş ve ikili karşılaştırmalarının tutarlılığı analiz edilmiştir (Şekil 4.25). Ardından kategorilerin ağırlıkları tespit edilerek, oluşturulan önem matrisinde hassas alanda bulunması nedeniyle ötrofikasyon ve deniz ortamı ekotoksitesinin diğer kategorilere göre ağırlığının fazla olduğu görülmüştür (Şekil 4.26).

Yerel ölçütlerin de yazılıma girilmesiyle alternatifler elenerek, bu yerleşim için karar vericiye AÇS-H ve MBR alternatifleri sunulmuştur (Şekil 4.27). Karar verici bu iki seçenekten, kendine uygun bir tanesini seçebilecektir.

4. Örnek

Kriterler:

- Nüfus: 1256
- Su Koruma Havzasında.
- Arazi varlığı yüksek ve arazi fiyatları düşük.
- Belediye bütçesi ile arıtma yapılacak
- Akdeniz İklimi hâkim

Öncelikler:

- Su kaynaklarının korunması gerekmektedir. .
 - Toksikite kategorileri en önemli kriter.

	Abiotic depletion (AD)	Acidification (A)	Eutrophication (E)	Global warming (GW)	Human toxicity (HT)	Fresh water aquatic ecotoxicity (FWAE)	Marine aquatic ecotoxicity (MAE)	Terrestrial ecotoxicity (TE)
Abiotic depletion (AD)	1	2	1/3	3	1/9	1/9	1/3	1/7
Acidification (A)	1/2	1	1/5	2	1/8	1/7	1/2	1/7
Eutrophication (E)	3	5	1	7	1/5	1/8	1/2	1/8
Global warming (GW)	1/3	1/2	1/7	1	1/7	1/8	1/4	1/8
Human toxicity (HT)	9	8	5	7	1	1/2	4	2
Fresh water aquatic ecotoxicity (FWAE)	9	7	8	8	2	1	7	4
Marine aquatic ecotoxicity (MAE)	3	2	2	4	1/4	1/7	1	1/4
Terrestrial ecotoxicity (TE)	7	7	8	8	1/2	1/4	4	1

AHP İkili Karşılaştırmalar Matrisi

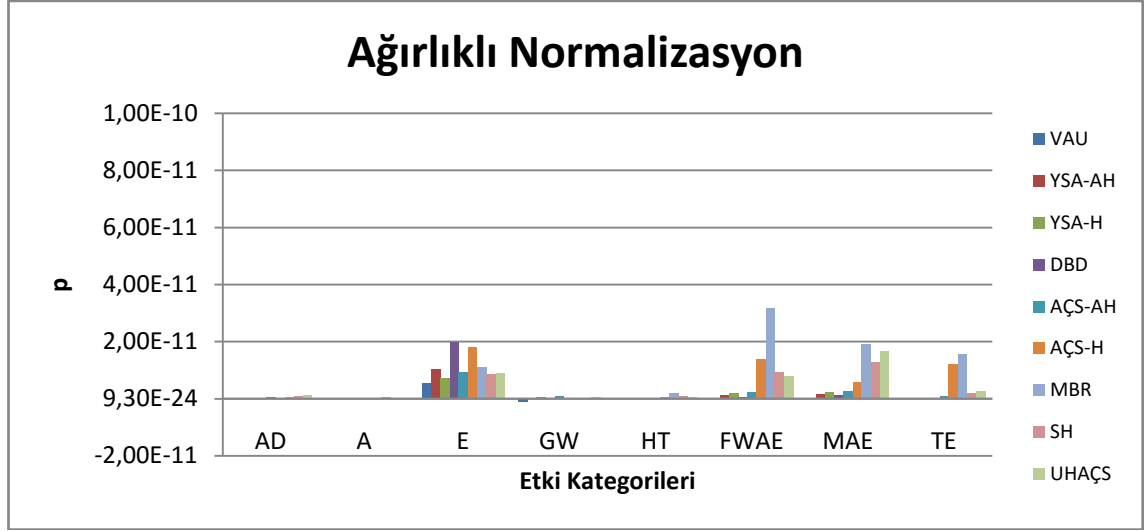
W (Ağırlık)	
Abiotic depletion (AD)	0.04
Acidification (A)	0.03
Eutrophication (E)	0.08
Global warming (GW)	0.02
Human toxicity (HT)	0.23
Fresh water aquatic ecotoxicity (FWAE)	0.35
Marine aquatic ecotoxicity (MAE)	0.07
Terrestrial ecotoxicity (TE)	0.19
CR	Tutarlılık
0.092536939	AHP tutarlı

Tutarlılık Göstergesi ve Ağırlıklar

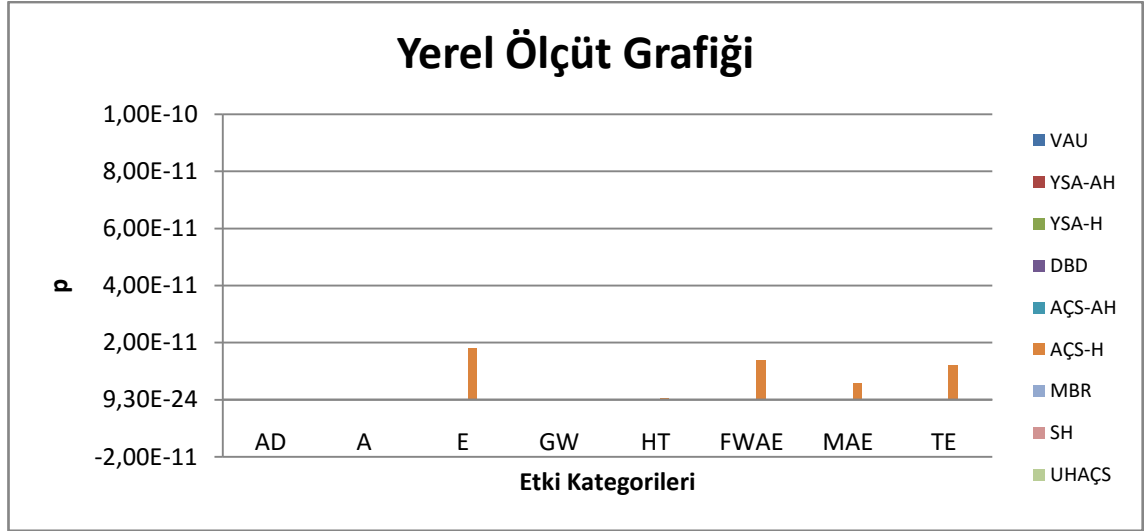
Şekil 4.28. Uygulama örneği 4 için AHP matrisi, Tutarlılık göstergesi ve ağırlıklar

Yerel Ölçüt Seçimleri

- Nüfus: 1000-2000
- Alıcı Ortam Özellikleri: Hassas
- İklim: Akdeniz
- Arazi Varlığı: Yüksek
- Bütçe: Düşük
- Turizm: Yok



Şekil 4.29. Uygulama örneği 4 için Ağırlıklı Normalizasyon Grafiği



Şekil 4.30. Uygulama örneği 4 için Yerel Ölçüt Grafiği

Kriterleri verilen yerleşim yeri için AHP ile yapılan ikili karşılaştırmalar sonucunda önem matrisi oluşturulmuş (Şekil 4.28) ve ikili karşılaştırmalarının tutarlılığı analiz edilmiştir. Ardından kategorilerin ağırlıkları tespit edilerek, su koruma alanında olması nedeniyle oluşturulan önem matrisinde toksisite diğer kategorilere göre ağırlığının fazla olduğu görülmüştür (Şekil 4.29).

Yerel ölçütlerin de yazılıma girilmesiyle alternatifler elenerek, bu yerleşim için karar vericiye AÇS-H alternatifi sunulmuştur (Şekil 4.30).

5. Örnek

Kriterler:

- Nüfus: 4000
- Arazi varlığı düşük
- Bütçe çok yüksek
- Kara iklimi hâkim
- Halkın çevresel farkındalığı yüksek.
- Ekolojik turizm var.

Öncelikler:

- Maliyet
 - Abiyotik kaynakların tükenmesi
- Bölgeyi etkileyen kategoriler
 - Ötrofikasyon, Asidifikasyon, Toksikite
- Küresel farkındalıklar
 - Küresel ısınma

	Abiotic depletion (AD)	Acidification (A)	Eutrophication (E)	Global warming (GW)	Human toxicity (HT)	Fresh water aquatic ecotoxicity (FWAE)	Marine aquatic ecotoxicity (MAE)	Terrestrial ecotoxicity (TE)
Abiotic depletion (AD)	1	3	1/5	1/3	1/4	1/2	1	1/3
Acidification (A)	1/3	1	1/4	1/2	1/3	1/2	2	1/2
Eutrophication (E)	5	4	1	3	1	2	5	1/2
Global warming (GW)	3	2	1/3	1	1	1/2	3	1
Human toxicity (HT)	4	3	1	1	1	3	7	2
Fresh water aquatic ecotoxicity (FWAE)	2	2	1/2	2	1/3	1	5	1
Marine aquatic ecotoxicity (MAE)	1	1/2	1/5	1/3	1/7	1/5	1	1/5
Terrestrial ecotoxicity (TE)	3	2	2	1	1/2	1	5	1

AHP İkili Karşılaştırmalar Matrisi

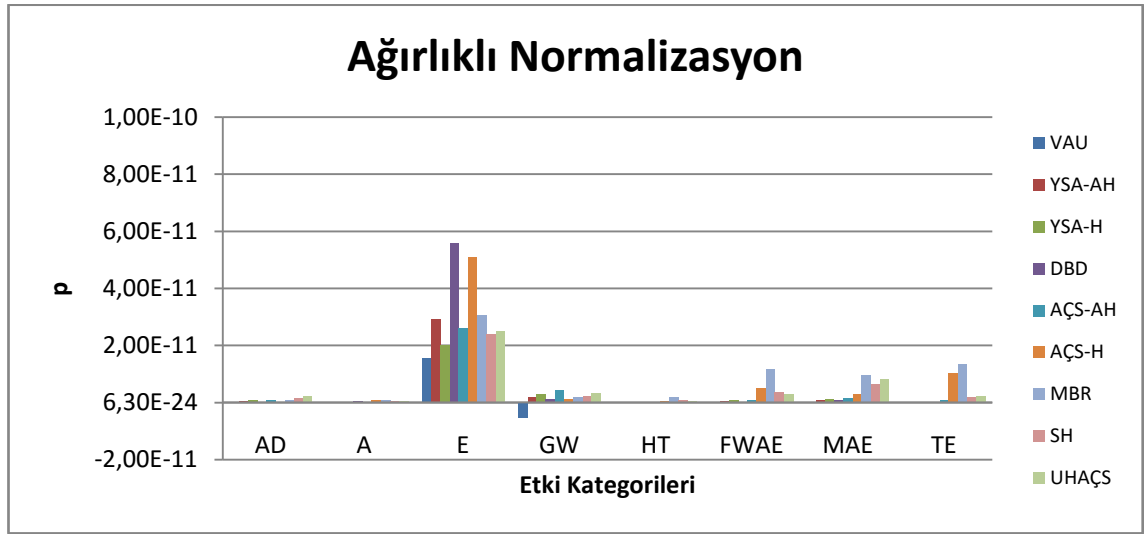
W (Ağırlık)	
Abiotic depletion (AD)	0,06
Acidification (A)	0,06
Eutrophication (E)	0,21
Global warming (GW)	0,12
Human toxicity (HT)	0,22
Fresh water aquatic ecotoxicity (FWAE)	0,13
Marine aquatic ecotoxicity (MAE)	0,03
Terrestrial ecotoxicity (TE)	0,16
CR	Tutarlılık
0,063065839	AHP tutarlı

Tutarlılık Göstergesi ve Ağırlıklar

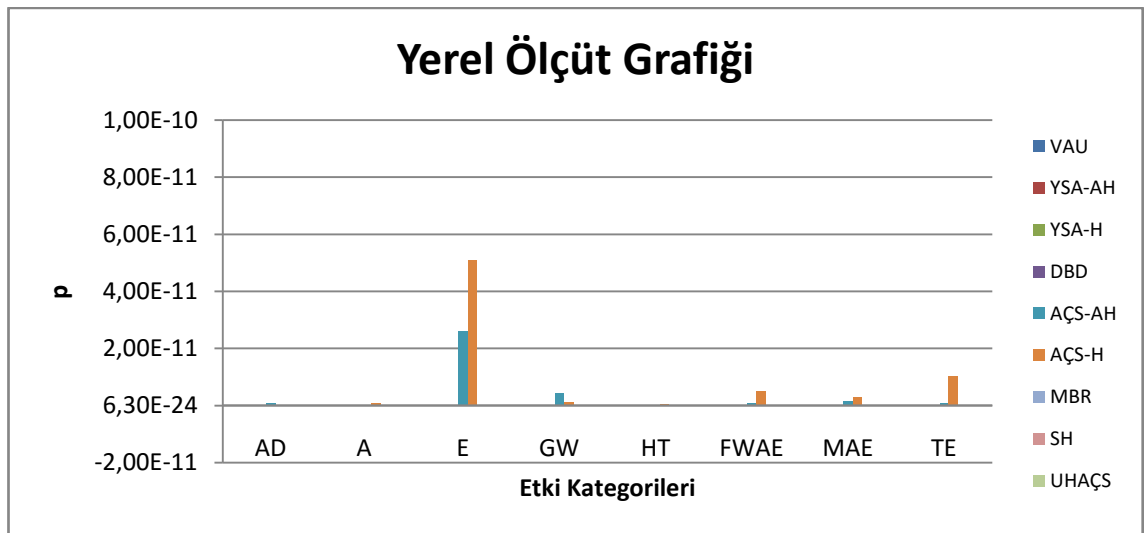
Şekil 4.31. Uygulama örneği 5 için AHP matrisi, Tutarlılık göstergesi ve ağırlıklar

Yerel Ölçüt Seçimleri

- Nüfus: 2000<
- Alıcı Ortam Özellikleri: Az Hassas
- İklim: Kara
- Arazi Varlığı: Düşük
- Bütçe: Düşük
- Turizm: Ekolojik turizm.



Şekil 4.32. Uygulama örneği 5 için Ağırlıklı Normalizasyon Grafiği



Şekil 4.33. Uygulama örneği 5 için Yerel Ölçüt Grafiği

Kriterleri verilen yerleşim yeri için AHP ile yapılan ikili karşılaştırmalar sonucunda önem matrisi oluşturulmuş (Şekil 4.31) ve ikili karşılaştırmalarının tutarlılığı analiz edilmiştir. Ardından kategorilerin ağırlıkları tespit edilerek, oluşturulan önem matrisinde ötrofikasyon ve insan toksisitesi kategorilerinin diğer kategorilere göre ağırlığının fazla olduğu görülmüştür (Şekil 4.32).

Yerel ölçütlerin de yazılıma girilmesiyle alternatifler elenerek, bu yerleşim için karar vericiye AÇS-AH ve AÇS-H alternatifi sunulmuştur (Şekil 4.33).

6. Örnek

Kriterler:

- Nüfus: 15000
- Arazi varlığı yüksek ve arazi fiyatları yüksek
- Bütçe düşük
- Kara iklimi hakim
- Az Hassas alana deşarj
- Halkın çevresel farkındalığı yüksek.
- Turizm yok.

Öncelikler:

- Bölgeyi etkileyen kategoriler
 - Abiyotik Tükenme, Toksikite
- Küresel farkındalıklar
 - Küresel ısınma

	Abiotic depletion (AD)	Acidification (A)	Eutrophication (E)	Global warming (GW)	Human toxicity (HT)	Fresh water aquatic ecotoxicity (FWAE)	Marine aquatic ecotoxicity (MAE)	Terrestrial ecotoxicity (TE)
Abiotic depletion (AD)	1	7	3	2	1	1	3	1/2
Acidification (A)	1/7	1	1/4	1/3	1/4	1/6	1/2	1/7
Eutrophication (E)	1/3	4	1	1	1/3	1/4	1	1/4
Global warming (GW)	1/2	3	1	1	1/3	1/2	1	1/5
Human toxicity (HT)	1	4	3	3	1	3	6	1
Fresh water aquatic ecotoxicity (FWAE)	1	6	4	2	1/3	1	3	1/2
Marine aquatic ecotoxicity (MAE)	1/3	2	1	1	1/6	1/3	1	1/6
Terrestrial ecotoxicity (TE)	2	7	4	5	1	2	6	1

AHP İkili Karşılaştırmalar Matrisi

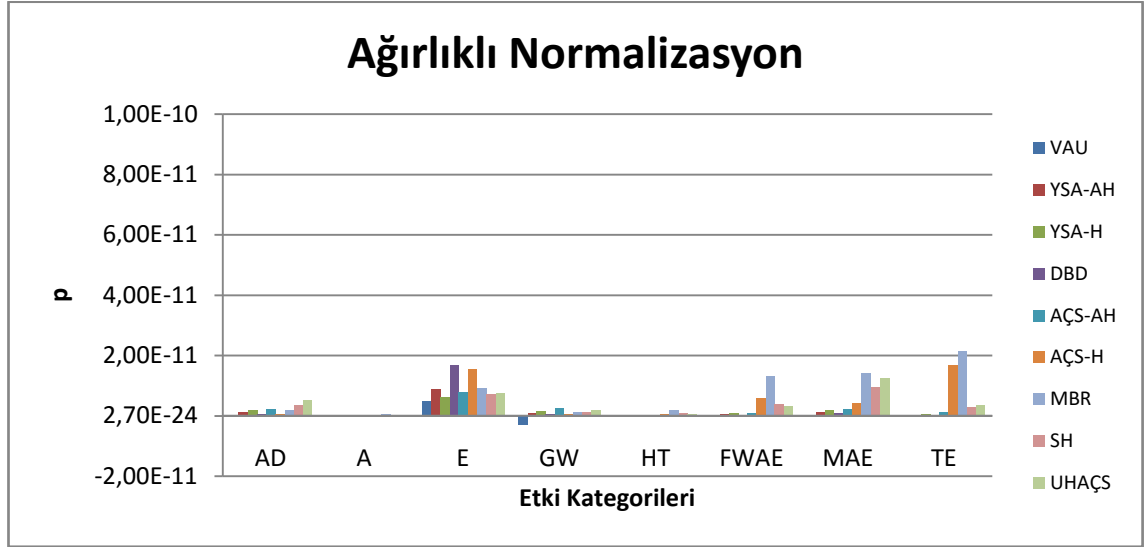
W (Ağırlık)	
Abiotic depletion (AD)	0.16
Acidification (A)	0.03
Eutrophication (E)	0.06
Global warming (GW)	0.07
Human toxicity (HT)	0.22
Fresh water aquatic ecotoxicity (FWAE)	0.15
Marine aquatic ecotoxicity (MAE)	0.05
Terrestrial ecotoxicity (TE)	0.26
CR	Tutarlılık
0.031025944	AHP tutarlı

Tutarlılık Göstergesi ve Ağırlıklar

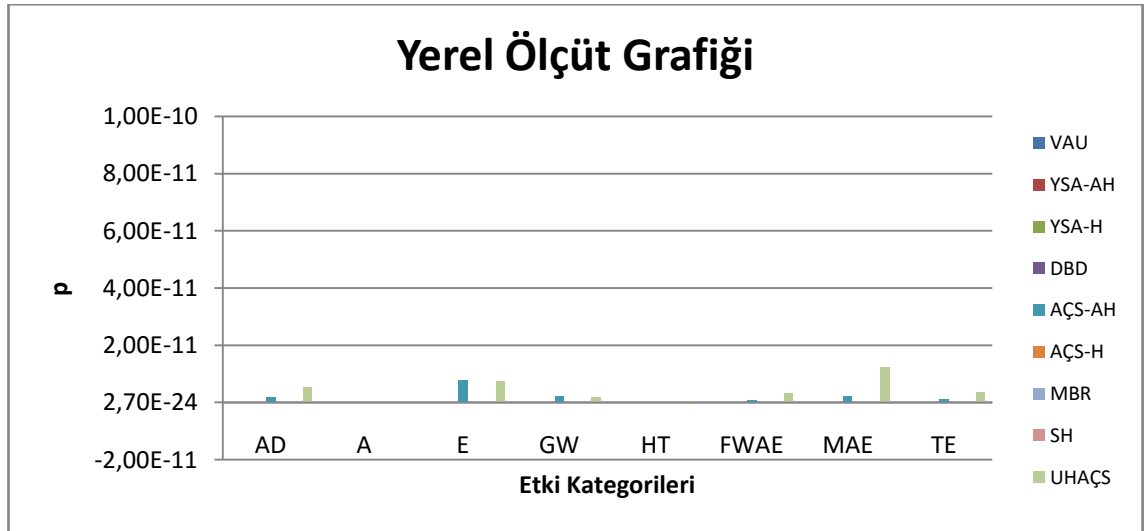
Şekil 4.34. Uygulama örneği 6 için AHP matrisi, Tutarlılık göstergesi ve ağırlıklar

Yerel Ölçüt Seçimleri

- Nüfus: 2000 <
- Alıcı Ortam Özellikleri: Az Hassas
- İklim: Kara
- Arazi Varlığı: Yüksek
- Bütçe: Düşük
- Turizm: yok.



Şekil 4.35. Uygulama örneği 6 için Ağırlıklı Normalizasyon Grafiği



Şekil 4.36. Uygulama örneği 6 için Yerel Ölçüt Grafiği

Kriterleri verilen yerleşim yeri için AHP ile yapılan ikili karşılaştırmalar sonucunda önem matrisi oluşturulmuş ve ikili karşılaştırmalarının tutarlılığı analiz edilmiştir (Şekil 4.34). Ardından kategorilerin ağırlıkları tespit edilerek, oluşturulan önem matrisinde abiyotik tükenme ve insan toksisitesi ve karasal ekotoksitesisi kategorilerinin diğer kategorilere göre ağırlığının fazla olduğu görülmüştür (Şekil 4.35).

Yerel ölçütlerin de yazılıma girilmesiyle alternatifler elenerek, bu yerleşim için karar vericiye AÇS-AH ve UHAÇS alternatifleri sunulmuştur (Şekil 4.36).

ii) Antalya – Manavgat – Oymapınar Mahallesi örneği

Oymapınar Mahallesi, Manavgat Barajı kıyısında olup, Manavgat Barajının içme ve kullanma suyu kaynağı olarak ilan edilmesi sonucunda mutlak koruma alanında kalmaktadır. TÜİK verilerine göre 2012 yılı nüfusu 1818 kişi olup mevcut durumda Belediyenin bir arıtma tesisi bulunmamaktadır. Manavgat Barajı mutlak koruma alanında olması nedeniyle Mahallede herhangi bir inşaat izni verilmemektedir. Belediye aynı zamanda bir ekolojik turizm bölgesi içerisinde bulunmaktadır (Şekil 4.37).



Şekil 4.37. Oymapınar Mahallesinin uydu görüntüsü

Bölgedeki çevresel açıdan öncelikler, yerleşim yerinin içme ve kullanma suyu koruma kuşağında olması nedeniyle tatlısu ekotoksitesinin ve ötrofikasyonun ağırlıklı olması gereklidir. Şekil 4.38'de Oymapınar Mahallesi için AHP girdi ekranı, Şekil 4.39'da yerel ölçüt girdi ekranı görülmektedir. Şekil 4.40'da ve Şekil 4.41'de ise AHP sonucunda atanmış ağırlıkların dikkate alındığı normalizasyon ve yerel ölçütler sonucu elenmiş arıtma alternatiflerinin normalizasyon sonuçları verilmektedir.

	Abiotic depletion (AD)	Acidification (A)	Eutrophication (E)	Global warming (GW)	Human toxicity (HT)	Fresh water aquatic ecotoxicity (FWAE)	Marine aquatic ecotoxicity (MAE)	Terrestrial ecotoxicity (TE)
Abiotic depletion (AD)	1	1	1/8	1/4	1/5	1/7	1/5	1/4
Acidification (A)	1	1	1/6	1/5	1/6	1/6	1/7	1/3
Eutrophication (E)	8	6	1	3	3	1	2	4
Global warming (GW)	4	5	1/3	1	3	3	4	2
Human toxicity (HT)	5	6	1/3	1/3	1	1/3	1/2	5
Fresh water aquatic ecotoxicity (FWAE)	7	6	1	1/3	3	1	2	3
Marine aquatic ecotoxicity (MAE)	5	7	1/2	1/4	2	1/2	1	4
Terrestrial ecotoxicity (TE)	4	3	1/4	1/2	1/5	1/3	1/4	1

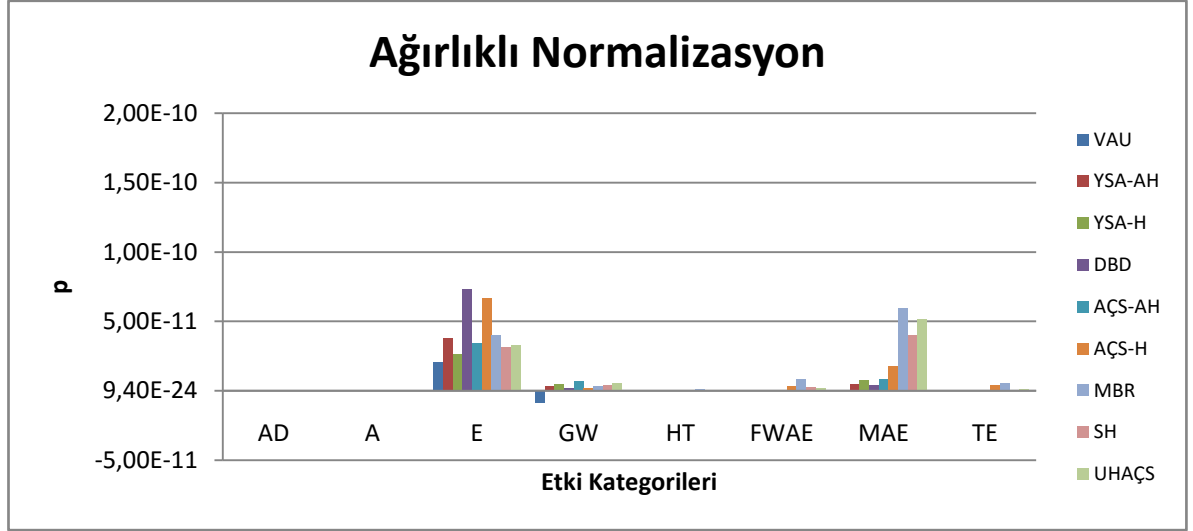
W (Ağırlık)	
Abiotic depletion (AD)	0,03
Acidification (A)	0,03
Eutrophication (E)	0,25
Global warming (GW)	0,21
Human toxicity (HT)	0,11
Fresh water aquatic ecotoxicity (FWAE)	0,18
Marine aquatic ecotoxicity (MAE)	0,13
Terrestrial ecotoxicity (TE)	0,06
CR	Tutarlılık
0,095160889	AHP tutarlı
Yerel Ölçüt Belirleme Aracı	

Şekil 4.38. Oymapınar Mahallesi için AHP girdi ekranı

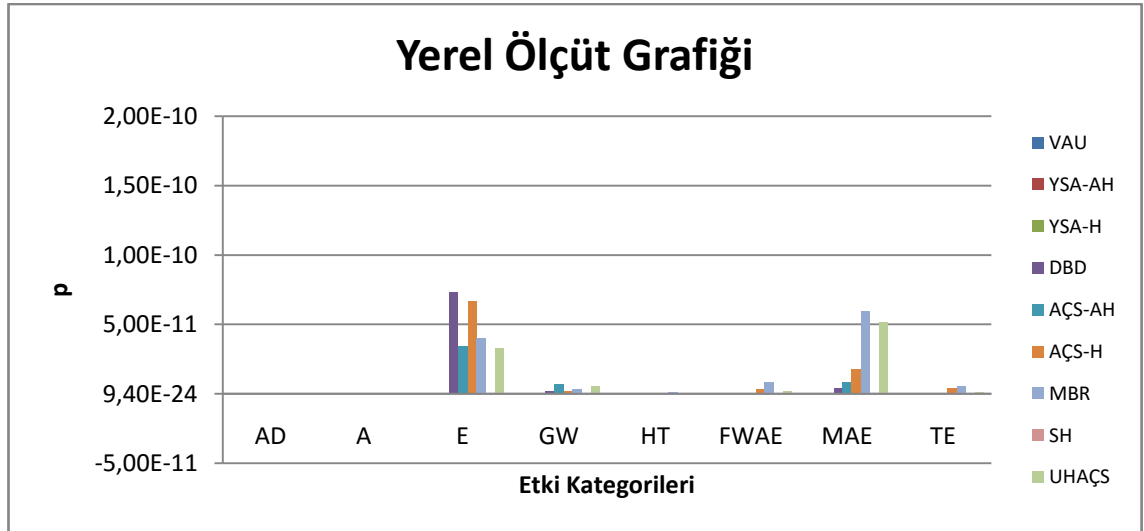
YEREL ÖLÇÜT BELİRLEME ARACI					
Nüfus Aralığı	Alıcı ortam Özellikleri	İklim	Arazi varlığı	Bütçe	Turizm
1000-2000	Hassas	Akdeniz	Düşük	Düşük	Ekolojik Turizm

Bu araç ile kullanıcı tarafından yerel ölçütler seçilerek, ağırlık atanmış HBD sonuçlarından uygun olan arıtma alternatifleri grafik üzerinde elenir.

Şekil 4.39. Oymapınar Mahallesi için yerel ölçüt girdi ekranı



Şekil 4.40. Oymapınar Mahallesi için ağırlıklı normalizasyon



Şekil 4.41. Oymapınar Mahallesi için yerel ölçütlere göre en uygun arıtma alternatifi grafiği

Yazılım sonucunda Oymapınar Mahallesi için çevresel açıdan en uygun arıtma alternatifinin kimyasal fosfor çöktürme ünitesinin bulunduğu Aktif Çamur Prosesi (KAÇS-H) olduğu tespit edilmiştir.

iii) Muğla – Milas – Çökertme örneği

Muğla ilinin, Milas ilçesine bağlı olan Çökertme beldesi, coğrafi konumu nedeniyle Milas merkezinden bağımsız bir durumdadır. Yerleşik nüfusu 2012 TÜİK verilerine göre 381 kişi olan Çökertme beldesinde 2000’li yılından itibaren turizmin gelişmesi ile beraber deniz kıyısında küçük konaklama tesisleri açılmıştır. Coğrafi konum itibariyle de arazi varlığı düşüktür (Şekil 4.42).



Şekil 4.42. Çökertme Beldesinin uydu görüntüsü

Çökertme Beldesinin kıyı bölgesinde olmasından ötürü, deniz ekotoksosite ve ötrofikasyon kategorilerinin ağırlığının fazla olması gerekmektedir. Ayrıca turizm bölgesi olması nedeniyle arıtma tesisi bütçesinin yüksek tutulması gerektiği varsayılmıştır. Şekil 4.43’da Çökertme Beldesi için AHP girdi ekranı, Şekil 4.44’de yerel ölçüt girdi ekranı görülmektedir. Şekil 4.45’de ve Şekil 4.46’da ise AHP sonucunda atanmış ağırlıkların dikkate alındığı normalizasyon ve yerel ölçütler sonucu elenmiş arıtma alternatiflerinin normalizasyon sonuçları verilmektedir.

	Abiotic depletion (AD)	Acidification (A)	Eutrophication (E)	Global warming (GW)	Human toxicity (HT)	Fresh water aquatic ecotoxicity (FWAE)	Marine aquatic ecotoxicity (MAE)	Terrestrial ecotoxicity (TE)
Abiotic depletion (AD)	1	1	1/8	1/4	1/5	1/3	1/8	1/3
Acidification (A)	1	1	1/6	1/5	1/6	1/4	1/7	1/3
Eutrophication (E)	8	6	1	6	3	2	1	4
Global warming (GW)	4	5	1/6	1	3	2	4	2
Human toxicity (HT)	5	6	1/3	1/3	1	1	1/2	2
Fresh water aquatic ecotoxicity (FWAE)	3	4	1/2	1/2	1	1	1/2	1
Marine aquatic ecotoxicity (MAE)	8	7	1	1/4	2	2	1	7
Terrestrial ecotoxicity (TE)	3	3	1/4	1/2	1/2	1	1/7	1

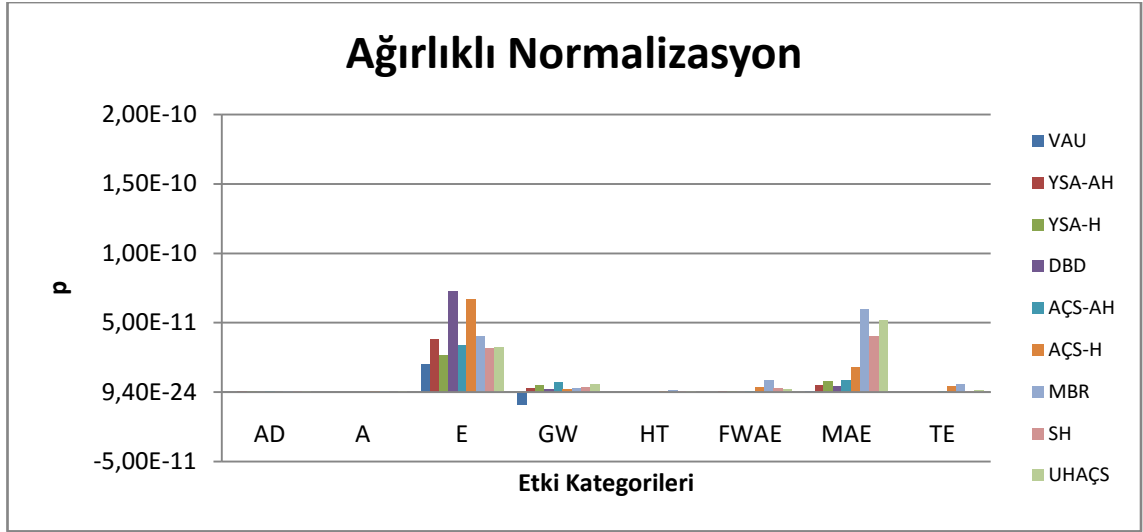
W (Ağırlık)	
Abiotic depletion (AD)	0.03
Acidification (A)	0.03
Eutrophication (E)	0.28
Global warming (GW)	0.20
Human toxicity (HT)	0.11
Fresh water aquatic ecotoxicity (FWAE)	0.09
Marine aquatic ecotoxicity (MAE)	0.21
Terrestrial ecotoxicity (TE)	0.07
CR	Tutarlılık
0.099110362	AHP tutarlı
Yerel Ölçüt Belirleme Aracı	

Şekil 4.43. Çökertme Beldesi için AHP girdi ekranı

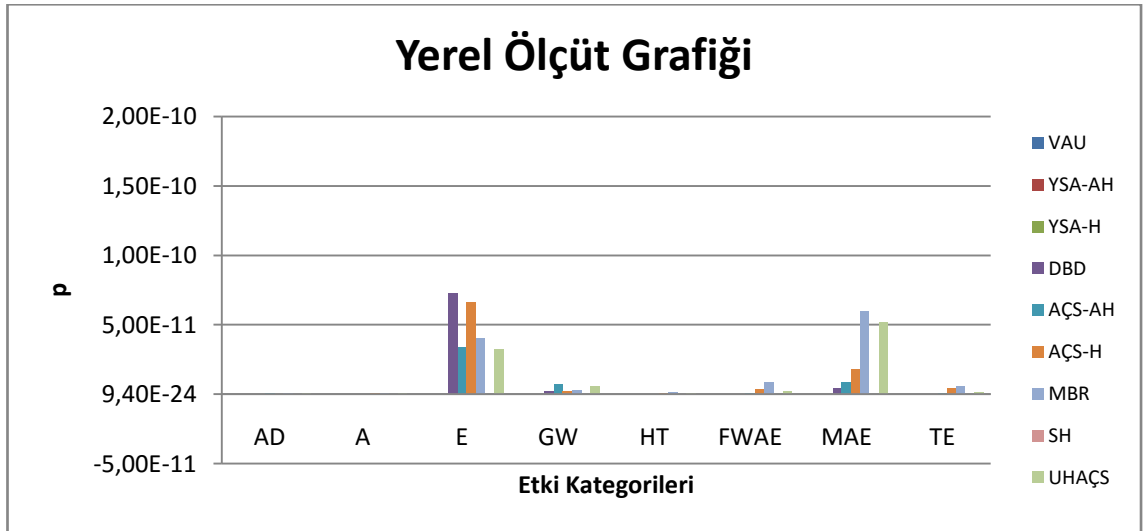
YEREL ÖLÇÜT BELİRLEME ARACI					
Nüfus Aralığı	Alıcı ortam Özellikleri	İklim	Arazi varlığı	Bütçe	Turizm
250-500	Az Hassas	Akdeniz	Düşük	Yüksek	Kıyı Turizmi

Bu araç ile kullanıcı tarafından yerel ölçütler seçilerek, ağırlık atanmış HBD sonuçlarından uygun olan arıtma alternatifleri grafik üzerinde elenir.

Şekil 4.44. Çökertme Beldesi için yerel ölçüt girdi ekranı



Şekil 4.45. Çökertme Beldesi için ağırlıklı normalizasyon



Şekil 4.46. Çökertme Beldesi için yerel ölçütlere göre en uygun arıtma alternatifi grafiği

Şekil 4.46 incelendiğinde ağırlıkları fazla olan deniz ekotoksitesi ve ötrofikasyon kategorilerini çevresel açıdan en az etkileyen alternatifin AÇP-AH olduğu görülmektedir.

5. SONUÇLAR

Kentsel Atıksu Arıtma Yönetmeliğinde nüfusu 2000'den büyük olan yerleşim yerleri için uygulanabilecek arıtma yöntemleri ve bunların ne zamana kadar gerçekleştirileceği hüküm altına alınmıştır. Aynı Yönetmelikte nüfusu 2000'den küçük yerleşim yerleri için ise “çevresel açıdan uygun” arıtma sistemleri öngörülmüş, ülkemizde bununla ilgili olarak henüz bir çalışma yapılmamıştır. Özellikle coğrafi açıdan merkezi sisteme bağlanamayacak bölgelerin yanı sıra, hassas alanlarda bulunan ve/veya turizmin bulunduğu bölgelerde böyle bir çalışmaya ihtiyaç olduğu düşünülerek bu çalışma gerçekleştirilmiştir.

Bu tez çalışmasında, bu ihtiyaç doğrultusunda, yerleşim yerleri için Avrupa Birliği Müktesebatına uyum sürecinde yürürlüğe girmiş olan Kentsel Atıksu Arıtma Yönetmeliği kapsamında, nüfusu 2000'den küçük yerleşim yerlerini de dikkate alarak yapılması gereken atıksu arıtma tesislerin seçiminde, çevresel açıdan en uygun alternatifin tespiti amacıyla yerel ölçütleri dikkate alan bir karar destek aracı oluşturulmuştur.

Arıtma tesisi alternatiflerinin belirlenmesinde, sadece son ürün denilen çıkış suyu karakteristikleri değerlendirilmemiş, tesislerin inşasında kullanılan hammadde eldesinden, tesisin işletildiği 20 yıllık bir süreç boyunca doğaya doğrudan ve dolaylı olarak salınan emisyonlar da dikkate alınmıştır. Emisyonların çevreye etkileri ise Hayat Boyu Değerlendirme yaklaşımıyla incelenmiştir. HBD analizi sonucunda alternatiflerin birbirleri arasındaki çevresel üstünlükler tespit edilmiştir.

Tez çalışmasında, nüfusu 2000'den küçük yerleşim yerlerinde de uygulanabilecek arıtma alternatifleri olarak vejetasyonlu arazi uygulaması (VAU), az hassas ve hassas alana deşarj eden yapay sulak alan (YSA-AH, YSA-H), stabilizasyon havuzu (SH), dönen biyolojik disk (DBD), az hassas ve hassas alana deşarj eden aktif çamur prosesi (KAÇS-AH, KAÇS-H), uzun havalandırmalı aktif çamur prosesi (UHAÇS) ve membran biyoreaktör (MBR) incelenmiştir. Arıtma sistemlerinin HBD yaklaşımıyla incelenmesi için veriler (inşaat-işletme-bakım) literatürden ve saha çalışmalarından elde edilmiş ve HBD analizi için SimaPro 7.0 yazılımı ile değerlendirilmiştir.

Çalışma kapsamında, özellikle enerji tasarruflu ve düşük maliyetli sistemler olan doğal arıtma sistemlerinin değerlendirmesine büyük önem verilmiştir. Literatürde, HBD yaklaşımı ile bu tip arıtma alternatiflerinin değerlendirildiği sınırlı ve özellikle çevresel etkilerinin değerlendirilmesinde (sera gazı emisyonları gibi) çelişkili çalışmaların olması nedeniyle bu açık da kapatılmaya çalışılmıştır. HBD sonuçlarında, doğal arıtma sistemlerinin işgal ettiği arazi miktarının fazla olması nedeniyle büyük nüfuslarda uygulanabilirliğinin verimli olmadığı görülmüştür. Ayrıca, yapay sulak alanlarda, sanıldığı gibi tersine özellikle eksik denitrifikasyon sonucu N₂O salınımının fazla olduğu, bu nedenle de küresel ısınmaya katkısının büyük olduğu tespit edilmiştir.

KAÇS-AH ve KAÇS-H'nin HBD ile incelenmesi sonucu ise arazi ihtiyaçlarının düşük olduğu, buna karşın kirleticilerin sıvı fazdan katı faza transfer edilmesi nedeniyle nihai anlamda çevresel katkılarının devam ettiği görülmüştür. Ayrıca enerji ve kimyasal kullanımı (P çöktürme) sonucu dolaylı emisyonların toksisite kategorileri üzerinde etkisinin bulunduğu tespit edilmiştir.

DBD sisteminde, enerji ihtiyacının düşük olması nedeniyle dolaylı emisyon salınımı az olmaktadır. Ancak, bu sistemin verimi düşük ve çevresel koşullardan etkilenme oranı büyüktür. Bu nedenle, özellikle ötrofikasyona katkısı büyüktür.

UHAÇS nitrifikasyonun gerçekleşmesi ve fazla çamur hacminin düşük olmasına karşın, çamur yaşının yüksek olması nedeniyle konvansiyonel aktif çamur sistemlerine göre fazla hacme ve havalandırmaya ihtiyaç duymaktadır. Bu nedenle işgal ettiği alan ve enerji ihtiyacı da fazladır. Bu durum da inşaat aşaması ve işletme aşamasında fosil yakıt kullanım kaynaklı doğrudan emisyonları ve enerji kaynaklı dolaylı emisyonları arttırmaktadır.

MBR sisteminin arıtma veriminin çok yüksek olmasında karşın birim atıksu başına enerji ihtiyacının çok yüksek olması nedeniyle dolaylı emisyon salınımı fazla olmakta, bu da toksisite ve küresel ısınma kategorilerine etkisini arttırmaktadır. Ayrıca, ilk yatırım maliyeti diğer alternatiflere göre çok yüksektir.

Çalışmada ayrıca enerji geri dönüşümü de incelenmiş ve bu amaçla arıtım prosesi sonucu oluşan biyogazdan enerji üretim tesisi kurulabilecek olan KAÇS-AH, KAÇS-H, MBR ve UHAÇS alternatiflerinin enerji geri dönüşüm kapasiteleri değerlendirilmiştir. Bu amaçla, her bir alternatife kojenerasyon tesisi eklenmiş, bu sayede hem küresel ısınmaya katkı potansiyeli olan CH₄'ın daha düşük potansiyelli CO₂'e çevrimi sağlanmış, hem de elektrik ve ısı enerjisi üretilmiştir. Ayrıca, tesislerde üretilen fazla çamur da çürütülerek çamur hacmi %80 oranında azaltılmıştır. Ancak, incelenen tesislerin kapasiteleri ve üretilen enerji miktarları göz önüne alındığında (UHAÇS için 0,05 kWh/m³ elektrik, MBR için 0,06 kWh/m³ elektrik, KAÇS-AH ve H için 0,043 kWh/m³) biyogaz tesisinin uygulanabilirliği konusunun tartışmalı olduğu ortaya çıkmıştır.

Çalışmada, atıksuların arıtılması sonucu oluşan fazla çamurun tarımda kullanılması alternatifi de incelenmiştir. Tesislerde stabilize edilmiş çamurların bünyelerinde bulunan N, P ve K miktarları literatürdeki verilerden yararlanılarak hesap edilmiş ve tarımda kullanımı durumunda ne kadar sentetik gübre kullanımından kaçınılacağı (avoided product) ve bu sayede çevreye ne kadar pozitif etkisinin olacağı değerlendirilmiştir. 20 yıllık süreçte üretilen çamur miktarı dikkate alındığında kaçınılan ürün bakımından çok ciddi bir pozitif katkının olmadığı, sadece çamur bertarafı açısından büyük katkısının olacağı, ancak çamurun tarımda kullanılması sonucunda besin maddelerinin taşınması ile ötrofikasyona dolaylı bir katkının olacağı tespit edilmiştir.

Bölgesel ölçekte karar vericiye destek olması amacıyla, sadece arıtma alternatiflerinin HBD sonuçları yeterli olmamakta olup, bölgesel kıstasların da dikkate alınması gerekliliği ortaya çıkmıştır. HBD çalışmalarında normalizasyon faktörlerinin küresel ölçekte seçilmesi ve sonuçların bu şekilde değerlendirilmesi, bölgesel hassasiyetlerin göz ardı edilmesine neden olmaktadır. Tez çalışmasında literatürdeki bu açığın kapatılmasında, kullanıcıların nesnel bir bakış açısıyla bölgesel hassasiyetleri dikkate alarak etki kategorilerine ağırlık ataması yapabilmesi için Excel tabanlı AHP algoritmalarını kullanan bir model merkezli karar destek sistemi (*model centric decision support system*) arayüzü geliştirilmiştir. Böylece, kullanıcı bölgesine özgü öncelikleri değerlendirirken, kategoriler arasında ikili karşılaştırmalar yapabilmekte ve bu karşılaştırmaların tutarlılığını tespit edebilmektedir.

Çalışmada bu amaçla bir yerel ölçüt belirleme aracı oluşturulmuştur. Bu araçla, kullanıcı tarafından nüfus, iklim, alıcı ortam, arazi varlığı, bütçe ve turizm faktörlerinin değerlendirilmesi ile arıtma alternatiflerinden bölgesi için uygun olanların elenmesi sağlanmıştır. Böylece nihai sonuçta kullanıcı elenen arıtma alternatifleri arasında, bölgesi için çevresel açıdan en uygun alternatifi seçmesi mümkün kılınmaktadır. Ekonomik kaynak sıkıntısı çeken gelişmekte olan ülkelerde arıtma tesislerinin planlanmasında çevresel açıdan sadece çıkış suyuna bakılmaksızın sistemin bütünüyle değerlendirilmesi gerekliliği ortaya çıkmakta olup, bu çalışma ile gereksiz kaynak harcamalarının önüne geçilmesini sağlanabilmektedir.

Gelecekteki çalışmalarda, bu çalışmada detaylı olarak ele alınamamış olan, daha büyük ölçekte tesislerin değerlendirilmeye alınması ve yerel ölçüt sayısının artırılması ile bütün yerleşim yerleri için çözümler sunabilecek bir karar destek aracı oluşturulabilecektir. Bunun için tez kapsamında bulunmayan arıtma teknolojilerinin de HBD yaklaşımı ile değerlendirilmesi ve uygulanabilecek bütün arıtma tesislerinin bütüncül çevresel etkilerinin bulunduğu bir veri tabanı oluşturulması gerekmektedir.

Bu çalışmanın sonuçlarından biri de arıtma tesislerinin görünmeyen etkisi olarak nitelendirilebilecek ve dolaylı emisyonların salınmasına neden olan enerji kullanımınıdır. İleride yapılacak çalışmalarda arıtma tesislerinde farklı tipte enerji kaynaklarının ve özellikle yenilenebilir enerjinin kullanıldığı senaryolar geliştirilerek HBD ile değerlendirilmesi ve arıtma tesislerinin çevresel performanslarının nasıl etkileneceğinin araştırılması uygun olacaktır.

Günümüzde atıksu arıtma tesislerinde arıtılan suyun tekrar kullanılmasının üzerinde yoğun olarak durulmaktadır. Özellikle atıksu deşarjının yapılamadığı bölgelerde bu alternatif uygun bir çözüm olarak karşımıza çıkmaktadır. Ancak, suyun tekrar kullanılabilmesi için arzu edilen arıtma verimine ulaşılması gerekmekte olup, bu durum da arıtma tesislerine ek üniteler eklenmesi veya mevcut ünitelerin iyileştirilmesi gereksinimini doğurmaktadır. Gelecekteki çalışmalarda, hem çevresel açıdan, hem de su ayak izi açısından suyun tekrar kullanımı alternatiflerinin değerlendirilerek olumlu ve olumsuz yönlerinin ortaya çıkarılması gerekmektedir.

6. KAYNAKLAR

- ADHAM, S. and DECALORIS, J.F. 2004. Optimization of Various MBR Systems for Water Reclamation – Phase III Final Technical Report. Bureau of Reclamation Denver Federal Center, 01-FC-81-0736. USA.
- ALPARSLAN, N. 2004. Arıtma Çamurları. Atıksu Arıtma Tesislerinin Tasarım ve İşletim Esasları Kurs Notları, İzmir, s. 1 – 28.
- ALPAT, A. 2006. Web Tabanlı Ortamda OLAP Araçlarının Karar Destek Sistemlerinde Kullanılması, Y.Lisans Tezi, Anadolu Üniversitesi, Fen Bilim. Ens., Eskişehir.
- ANONİM-I 2014. Türkiye Ulusal İstatistik Kurumu, 2014 Yılı Adrese Dayalı Nüfus Sayımı Verileri.
- ANONİM-II 2013. Türkiye Ulusal İstatistik Kurumu, 2012 Yılı Çevre İstatistikleri.
- ANONİM-III 2006. Kentsel Atıksu Arıtımı Yönetmeliği, 08.06.2006 tarih ve 26047 sayılı.
- ANONİM-IV 2006. Land Treatment of Municipal Wastewater Effluents, Process Design Manual, EPA/625/R-06/016, Cincinnati, Ohio, USA.
- ANONİM-V 1999. Free Water Surface Wetlands for Wastewater Treatment – A Technology Assessment. Arizona, USA, US-EPA Report.
- ANONİM-VI 1993. Subsurface Flow Constructed Wetlands for Wastewater Treatment – A Technology Assessment, US-EPA Report, EPA 832-R-93-008.
- ANONİM-VII 1984. Design Information on Rotating Biological Conductors. EPA 600/2-84-106. USA.
- ANONİM-VIII 2004. Development of Tools and Guidelines for the Promotion of the Sustainable Urban Wastewater Treatment and Reuse in the Agricultural Production in the Mediterranean Countries: (MEDAWARE), Task 4: Urban Wastewater Treatment Technologies. <http://www.uest.gr/medaware/> (Er.Tar. 30.01.2012).
- ANONİM-IX 2006. LCA 101 - Introduction to LCA. LCAccess, U.S. Environmental Protection Agency <http://www.epa.gov/nrmrl/lcaccess/lca101.html> (Erişim 03.01.2008)

- ANONİM-X 1997. Life Cycle Assessment: A Guide to Approaches, Experiences and Information Sources, European Environmental Agency, Environmental Issues Series No: 6.
- ANONİM-XI 2007. TSE 14044, Çevre Yönetimi – Hayat Boyu Değerlendirme – Gereklere ve Kılavuz, Türk Standartları Enstitüsü, Ankara.
- ANONİM-XII 1993. Life Cycle Assessment: Inventory Guidelines and Principals. U.S. Environmental Protection Agency. Office of Research and Development. 1993. EPA/600/R-92/245
- ANONİM-XIII 1986. EPA Quality Assurance Management Staff. Development of Data Quality Objectives: Description of Stages I and II. U.S. Environmental Protection Agency.
- ANONİM-XIV 2014. Meteoroloji İşleri Genel Müdürlüğü Verileri, <http://www.mgm.gov.tr> (Erişim: 22.11.2014)
- ARCEIVALA, S.J. 1980. Wastewater Treatment and Disposal, Marcel Dekker, New York, USA.
- ARCEIVALA, S.J. 2002. Çevre Kirliliği Kontrolünde Atıksu Arıtımı. (Çeviren: V. Balman). Tata – Mc Graw Hill.
- ARMSTRONG, J. and ARMSTRONG, W. 1990. Pathways and Mechanisms of Oxygen Transport in *Phragmites australis*. In: Constructed Wetlands in Water Pollution Control, No: 11, Pergamon Press, Oxford.
- BAHLO, K. and WACH, G., 1993. Naturnahe Abwasserreinigung, Oekobuch, Staufen bei Freiburg, Germany.
- BARBER, D.A. and MARTIN, J.K., 1976. The Release of Organic Substances By Cereal Roots into Soils, New Phytol. V.76, pp. 69-80.
- BASTVIKEN, S. 2006. Nitrogen Removal in Treatment Wetlands – Factors Influencing Spatial and Temporal Variations, Department of Biology, IFM, Linköping Studies in Science and Technology University, PhD Thesis, Dissertation No 1041, Sweden.
- BAVOR, H.J. and MITCHELL, D.S, (ed), 1994. “Wetland Systems for Water Pollution Control”, Water Science and Technology, Vol. 29, I. 4, Oxford.
- BELL, K.Y. and ABEL, S. 2011. Optimization of WWTP Aeration Process Upgrades for Energy Efficiency. Water Practice & Technology, V. 6, No.2.

- BENETTO, E., NGUYEN, D., LOHMANN, T., SCHMITT, B. and SCHOSSELER, P. 2009. Life Cycle Assessment of Ecological Sanitation System for Small-Scale Wastewater Treatment. *Science of the Total Environment*, V. 407, 1506-1516.
- BHATI, M. and SINGH, G. 2003. "Growth and Mineral Accumulation in *Eucalyptus camaldulensis* Seeding Irrigated with Mixed Industrial Effluents" *Biosource Technology*, V.88, pp. 221-228.
- BLAŽEJEWSKI, R. and BLAŽEJEWSKA, S. 1997. Soil clogging phenomena in constructed wetlands with subsurface flow, *Water Science and Technology*, Vol.35, No. 5, pp. 183–188.
- BREPOLS, C. 2011. *Operating Large Scale Membrane Bioreactors for Municipal Wastewater Treatment*, IWA Publishing, London.
- BRINDLE, K. and STEPHENSON, T. 1996. *The Application of Membrane Biological Reactors for the Treatment of Wastewaters*, *Biotechnology and Bioengineering*. Vol.49, p.601.
- BRIX, H., 1990. Gas Exchange through the Soil-Atmosphere Interface and through Dead Culms of *Phragmites australis* in a Constructed Reed Bed receiving Domestic Sewage. *Water Resource*, Vol: 24
- BRIX, H. 1994. "Functions of Macrophytes in constructed Wetlands". *Water Science and Technology*, V.29, I. 4, pp.71-78.
- BRIX, H. 1997. "Do Macrophytes Play a Role in Constructed Treatment Wetlands?", *Water Science and Technology*, V.35, I.5, pp.11-17.
- BURESH, R.J., CASSELMAN, M.E. and PATRICK JR., W.H. 1980. "Nitrogen fixation in flooded soil systems: a review". *Adv Agron*, V.33, pp. 49–92.
- ÇİCEK, N., WINNEN, H., SUIDAN, T.M., WRENN, B.E., URBAIN, V. and MANEM, J., 1998. Effectiveness of Membrane Bioreactors in the Biodegradation of High Molecular Weight Compounds. *Water Research*, 32(5), 1553-1563.
- CLARK, J.H., MOSENG, E.M. and ASANO, T. 1978. Performance of a Rotating Biological Conductor under Varying Wastewater Flow. *Journal of Water Pollution Control Federation*, V.50 No. 5. pp 896-911.
- COOPER, P.F. and FINDLATER, B.C. 1990. *Constructed Wetlands in Water Pollution Control*, Pergamon press, New York.

- COOPER, P.F 1999. "A Review of the Design and Performance of Vertical-Flow and Hybrid Reed Bed Treatment Systems". Water Science and Technology, Vol:40 (3), Oxford.
- CORNEL, P. and KRAUSE, S. 2006. Membrane bioreactors in industrialwastewater treatment—European experiences, examples and trends, Water Sci. Technol. 53 (3) p.37–44.
- COROMINAS, L., LARSEN, H.F., FLORES-ALSINA, X. and VANROLLEGHEM, P.A. 2013b. Including Life Cycle Assessment for Decision-Making in Controlling Wastewater Nutrient Removal Systems. Journal of Environmental Management, V. 128, p. 759-767.
- COROMINAS, L., FOLEY, J., GUEST, J.S., HOSPIDO, A., LARSEN, H.F., MORERA, S. and SHAW, A. 2013. Life Cycle Assessment Applied to Wastewater Treatment: State of the Art. Water Research, v.47, p.5480-5492.
- CRAFT, B.C. and RICHARDSON, C.J. 1993. "Peat Accretion and Phosphorus Accumulation along an Eutrophication Gradient in the Northern Everglades". Biogeochemistry, V. 22, I. 1, pp.33–56.
- CRAWFORD, G., THOMPSON, D., LOZIER, J., DAIGGER, G. and FLEISCHER, E., 2000. Membrane Bioreactors – A Designer’s Perspective. Proceedings of the Water Environment Federation Technical Symposia, Anaheim, California, USA.
- CRITES, R.W., REED, S.C. and MIDDLEBROOKS, E.J. 1995. Natural Systems for Waste Management and Treatment, Macgraw-Hill, Inc., Tokyo.
- CRITES, R. and TCHOBANOGLIOUS, G., 1998. Small and Decentralized Wastewater Management Systems, McGraw-Hill Companies, Boston.
- ÇİMREN, E., ÇATAY, B. and BUDAK, E. 2007. Development of a Machine Tool Selection System Using Analytic Hierarchy Proces, International Journal of Advanced Manufacturing Technology, V.35, I. 4, p. 363-376.
- ÇUBUKÇU, F. 2007. İşletme Yönetimi ve Bilgi Sistemleri, Yüksek Lisans Tezi, www.farukcubukcu.com/images/docs/yonetimbilgisistemleri.htm,(Erişim:19.05.2007)
- DAĞDEVİREN, M. 2007. Bulanık Analitik Hiyerarşi Prosesi ile Personel Seçimi ve Bir Uygulama, Gazi Üniv. Müh. Mim. Fak. Der., Cilt 22, No 4, 791-799.
- DALEMO, M. 1995. The Modelling of an Anaerobic Digestion Plant and a Sewage Plant in the ORWARE Simulation Model, Report 213, The Swedish University of Agricultural Sciences, Department of Agricultural Engineering, Uppsala, Sweden.

- DIXON, A., SIMON, M. and BURKITT, T. 2003. Assessing the Environmental Impact of Two Options for Small Scale Wastewater Treatment: comparing a Reedbed and an Aerated Biological Filter using a Life Cycle Approach, *Ecological Engineering*, V. 20, p. 297-308.
- DONG, Z. Q. and SUN, T. H. 2007. A Potential New Process for Improving Nitrogen Removal in Constructed Wetlands - Promoting Coexistence of Partial-Nitrification and Anammox. *Ecol. Eng.* V. 31 (2), pp. 69–78.
- DONKOR, V.A. and HÄDER, D.P., 1996, Effects of Ultraviolet Radiation on Photosynthetic Pigments in Some Filamentous Cyanobacteria. *Aquat. Microb. Ecol.*, V.11, I.2, pp. 143–149.
- DOORN, M.R.J. and LILES, D. 1999. Global Methane, Quantification of Methane Emissions and Discussion of Nitrous Oxide, and Ammonia Emissions from Septic Tanks, Latrines, and Stagnant Open Sewers in the World. EPA-600/R-99-089, Prepared for U.S. EPA, Research Triangle Park, NC, USA
- DOORN, M.R.J., STRAIT, R., BARNARD, W. and EKLUND, B. 1997. Estimate of Global Greenhouse Gas Emissions from Industrial and Domestic Wastewater Treatment, Final Report, EPA-600/R-97-091, Prepared for United States Environmental Protection Agency, Research Triangle Park, NC, USA.
- DROBOTKO, V.G., YA RASHBA E., AIZENMAN B.E., ZELEPUKHA, S.I., NOVIKOVA, S.I. and KAGANSKAYA, M.B. 1958. Antibacterial Activity of Alkaloids obtained from *Valeriana Officinalis*, *Chelidonium Majus*, *Nuphar Luteum*, and *Asarum Europium*. *Antibiotiki* 1958:22–30.
- EMMERSON, R.H.C., MORSE, G.K., LESTER, J.N. and EDGE, D.R. 1995. Life-Cycle Analysis of Small-Scale Sewage Treatment Processes, *J. Inst. Water Environmental Management*, V.9. I.3, p.317-325.
- ENEZI, G.A., HAMODA, M.F. and FAWZIN. 2004. Heavy Metal Content of Municipal Wastewater and Sludges in Kuwait. *Journal of Environmental Science and Health Part A-Toxic/Hazardous Substances and Environmental Engineering*, V. A39, I.2, p. 397-407.
- EPSTEIN, E. 2003. *Land Application of Sewage Sludge and Biosolids*, Lewis Publishers, United States of America.
- ERLER, D.V., EYRE, B.D. and DAVISON, L. 2008. The Contribution of Anammox and Denitrification to Sediment N₂ Production in a Surface Flow Constructed Wetland, *Environ. Sci. Technol.*, V. 42 (24), 9144-9150.

- FERRER, A.V.M. 2002. Algae and Duckweed-Based Pond Reactors: an Evaluation and Comparison of CH₄ Gas Emissions. Vol. Msc Thesis Institute UNESCO-IHE, Delft, pp. 42.
- FIGUEIRA, J., SALVATOR, G. and MATTHIAS, E. 2005. Multiple Criteria Decision Analysis: State of the Art Surveys. New York,: Springer Science + Business Media, Inc. ISBN ISBN 0-387- 23081-5.
- FİLİBELİ, A. 2005. Arıtma Çamurlarının İşlenmesi, D.E.Ü. Mühendislik Fakültesi Basımevi, Yayın No: 255, İzmir 254s.
- FOCHT, D.D. and VERSTRAETE, W. 1977. Biochemical Ecology of Nitrification and Denitrification. Adv Microb Ecol V.1, pp. 135–214.
- FOLEY, J., HAAS, D., HARTLEY, K. and LANT, P. 2010. Comprehensive Life Cycle Inventories of Alternative Wastewater Treatment Systems, Water Res., 44(5), 1654-1666.
- FREEZE, A.R. and CHERRY, J.A. 1979. Groundwater. Englewood Cliffs, NJ, Prentice-Hall, 604 p.
- FUCHS, V.J., MIHELICIC, J.R. and GIERKE, J.S. 2011. Life Cycle Assessment of Vertical and Horizontal Flow Constructed Wetlands for Wastewater Treatment Considering Nitrogen and Carbon Greenhouse Gas Emissions. Water Research, V. 45, 2073-2081.
- GALLEGO, A., HOSPIDO, A., MOREIRA, M.T. and FEIJOO, G. 2008. Environmental performance of wastewater treatment plants for small populations. J. Resour. Conserv. Recycl, V.52, I.6, p. 931-940.
- GARRIDO-BASERBA, M., HOSPIDO, A., REIF, R., MOLINOS-SENANTE, M., COMAS, J. and POCH, M. 2013. Including the Environment Criteria when Selecting a Wastewater Treatment Plant. Environmental Modelling & Software, <http://dx.doi.org/10.1016/j.envsof.2013.11.008>
- GELLER, G. 1997. Horizontal Flow Systems for Wastewater Treatment: Long-term Scientific and Practical Experiences; Recommendations. Water Science and Technology, V.35, I.5.
- GLONYA, E. and ESPINO, E. 1969. Sulphide Production in Stabilization Ponds, J. ASCE, San. Eng. Div.
- GLONYA, E. 1971. Waste Stabilization Ponds. WHO Monograph Series No:60, World Health Organization, Geneva, Switzerland.

- GOPAL, B. 1991. Biology and Ecology. In: Patten, B.C., editor. Wetlands and Shallow Continental Water Bodies. The Hague: SPB Academic Publishing; pp. 91-239.
- GRAY, N.F. 1995. The Influence of Sludge Accumulation Rate on Septic Tank Design, Environmental Technology, V. 16, I. 8, 1 pp. 795-800.
- GRAY, P. and WATSON, H.J. 1998. Decision Support in the Data Warehouse, Prentice Hall, New Jersey, A.B.D.
- GREENWAY, M. 2005. The Role of Constructed Wetlands in Secondary Effluent Treatment and Water Reuse in Subtropical and Arid Australia. Ecological Engineering, V.25, pp. 501–509.
- GUINEE, J.B. (ED) 2001. Life Cycle Assessment, An Operational Guide to the ISO Standarts, Final Report. Centre of Environmental Science, Lieden University (CML).
- GUMBRICH, T. 1993. Nutrient Removal Processes in Freshwater Submerged Macrophyte Systems. Ecol. Eng. V.2, pp. 1-30.
- GÜLER, G. 2007. Yönetim Bilgi Sistemi, Eğitim Dergisi, E-Eğitim, Bilim ve Sanat Dergisi, sayı 16, ISSN 1307-1785
- HABERL, R. 1999. Constructed Wetlands: A Change to Solve Wastewater Problems in Developing Countries. Water Science and Technology, Vol. 40, I.3, Oxford.
- HABERL, R. and PERFLER, R., 1990. Seven Years of Research Work and Experience with Wastewater Treatment by a Reed Bed System. In: Constructed Wetlands in Water Pollution Control, Pergamon Press, Oxford.
- HAMMER, D.A. 1989. Constructed Wetlands for Wastewater Treatment. Lewis Publishers, Inc., Chelsea, MI. 831 p.
- HARTMAN H. 1974. Design Basis for the Rotating Disc Process, Effluents and Water Treatment Journal.
- HAUCK, R.D. 1984. Atmospheric nitrogen Chemistry, Nitrification, Denitrification, and Their Relationships, In: Hutzinger O, editor. The Handbook of Environmental Chemistry: Vol. 1. Part C, the Natural Environment and Biogeochemical Cycles. Berlin: Springer-Verlag; 1984. p. 105–27.
- HENDRICKSON, T.P., NGUYEN, M.T., SUKARDI, M., MIOT, A. and HORVART, A. 2015. Life-Cycle Energy Usa and Greenhouse Gas Emissions of a Building Scale Wastewater Treatment and Non Potable Reuse System. Environmental Science & Technology. I. 49. Pp: 10303-10311.

- HEMAIDA, R. and KALB, E. 2001. Using the Analytic Hierarchy Process for the Selection of First Year Family Practice Residents, Hospital Topics: Reserch And Perspectives on Healtcare, Vol.79, No.1,11-15.
- HØIBYE, L., CLAUSON-KAAS, J., WENZEL, H., LARSEN, H.F., JACOBSEN, B.N. and DALGAARD, O. 2008. Sustainability assessment of advanced wastewater treatment technologies, Water Sci. Technol. 58 (5) p.963–968.
- HONG, M.S., FARMAYAN, W.F., DORTCH, I.J. and CHIANG, C.Y., 2001. Phytoremediation of MTBE from A Groundwater Plume. Environ. Sci. Technol. V.35, pp. 1231–1239.
- HOSPIDO, A., MOREIRA, M.T., MARTIN, M., RIGOLA, M. and FEIJOO, G. 2005. Environmental Evaluation of Different Treatment Processes for Sludge from Urban Wastewater Treatments: Anaerobic Digestion versus Thermal Processes. Int J LCA, V.10, I. 5, p. 336- 345
- HOSPIDO, A., MOREIRA M.T. and FEIJOO, G. 2008. A Comparison of Municipal Wastewater Treatment Plants for Big Centres of Population in Galicia (Spain), Int J LCA, V. 13, I. 1, p. 57-64.
- HOSPIDO, A., SANCHEZ, I., RODRIGUEZ-GARCIA, G., IGLESIAS, A., BUNTNER, D., REIF, R., MOREIRA, M.T. and FEIJOO, G. 2012. Are All Membrane Reactors Equal From An Environmental Point Of View? Desalination, 285, p.263-270.
- HOUILLION, G., and JOLLIET, O. 2005. Life Cycle Assessment of Processes for the Treatment of Wastewater Urban Sludge: Energy and Global Warming Analysis, J. of Cleaner Production, V.13, p. 287-299.
- IMFELD, G., BRAECKEVELD, M., KUSCHK, P. and RICHNOW, H.H. 2009. Monitoring and assessing processes of organic chemicals removal in constructed wetlands, Chemosphere, V. 74, pp. 349–362.
- IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change). 2001a. Climate Change 2001: The scientific basis. Summary for policy makers. Cambridge Univ. Press, Cambridge, UK.
- IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change). 2001b. Climate Change 2001: The scientific basis. Contribution of working group I to the third assessment report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge Univ. Press, Cambridge, UK.
- IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change). 2006. Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories, the National Greenhouse Gas Inventories

- Programme, Eggleston H.S., Buendia L., Miwa K., Ngara T. and Tanabe K. (eds). IGES, Japan.
- İŞÇİ, S. 2006. Arıtma Çamurlarının Özellikleri ve Arazide Değerlendirme İmkanlarının Araştırılması, Y.Lisans Tezi, Gazi Üniversitesi, Fen Bilim. Ens.
- JETTEN, M.S.M., LOGEMANN, S., MUYZER, G.M., ROBERTSON, L.A., DEVRIES, S., VAN LOOSDRECHT, M.C.M. and KUENEN, J.G., 1997. Novel principles in the microbial conversion of nitrogen compounds, *Antonie van Leeuwenhoek* V.71, pp.75-93.
- JOHNSTON, C.A. 1991. Sediments and nutrient retention by freshwater wetlands: effects on surface water quality. *CRC Crit Rev Environ Control* 1991, V.21, pp.491–565.
- KADLEC, R.H. and BRIX, H. (ED) 1995. *Wetland Systems for Water Pollution Control*, Water Science and Technology, Vol. 32, I.3, Oxford.
- KADLEC R.H. and KNIGHT R.L. 1996. *Treatment Wetlands*. Boca Raton, FL: CRC Press.
- KADLEC, R.H., KNIGHT, R.L., VYMAZAL, J., BRIX, H., COOPER, P. and HABERL, R. (eds) 2000. *IWA Specialist Group on Use of Macrophytes in Water Pollution Control, Constructed Wetlands for Pollution Control, Processes, Performance, Design and Operation*, Scientific and Technical Report No:8. International Water Association, London.
- KADLEC, R.H, TANNER, C.C., HALLY, V.M. and GIBBS, M.M. 2005. Nitrogen spiraling in subsurface-flow constructed wetlands: Implications for treatment response. *Ecol. Eng.* V. 25 (4), 365–381.
- KALBAR, P.P., KARMAKAR, S. and ASOLEKAR, S.R. 2012. Estimation of Environmental Footprint of Municipal Wastewater Treatment in India: Life Cycle Approach. *International Conference on Environmental Science and Technology, IPCBEE Vol.30*. IACSIT Press, Singapore.
- KALBAR, P.P., KARMAKAR, S. and ASOLEKAR, S.R. 2012b. Selection of an Appropriate Wastewater Treatment Technology: A Scenario-based Multiple-Attribute Decision-Making Approach. *Journal of Environmental Management*, V. 113, p.158-169.
- KAYGUSUZ, E.A. 2004. *Domestic Wastewater Treatment in Pilot-Scale Constructed Wetlands Implemented in the Middle East Technical University*, PhD Thesis, Natural and Applied Science Ins., METU, Ankara, TURKEY.

- KEENEY, D.R., CHEN, R.L. and GRAETZ, D.A. 1972. Denitrification and Nitrate Reduction in Sediments: Importance to the Nitrogen Budget in Lakes. *Nature*, V.233, pp. 66–77.
- KORNEGAY, B.H. 1975. Modelling and Simulation of Fixed Film Biological Reactors. *Mathematical Modelling of Water Pollution Control Process*, Ed: T.M. Keinath and M. Wanilesta. USA.
- KRUZIC, A.P. 1994. Natural Treatment Systems, *Water Environment Research*, Vol. 66, No. 4. Pp. 357-361.
- KURUÜZÜM, A. 1998. Karar Destek Sistemlerinde Çok Amaçlı Yöntemler, Akdeniz Üniversitesi Basımevi, Yayın No: 72, Antalya.
- KUUSEMETS, V. and MANDER, U. 1999. Ecotechnological measures to control nutrient losses from catchments, *Water Sci. Technol.* 40 (1999) (10), pp. 195–202.
- LEE W., KANG S. and SHIN H. 2003. Sludge characteristics and their contribution to microfiltration in submerged membrane bioreactors. *J. Membr. Sci.*, 216, 217-227.
- LEE, C.C. and LIN, S.D. 1999. *Handbook of Environmental Engineering Calculations*, Vol.I, Mcgraw-Hill, New York.
- LI, Y., LOU, X., HUANG, X., WANG, D. and ZHANG, W. 2013. Life Cycle Assessment of a Municipal Wastewater Treatment Plant: A Case Study in Suzhou, China. *Journal of Cleaner Production*, V. 57, p. 221-227.
- LINDFORS, L.G., CHRISTIANSEN, K., HOFFMANN, L., VIRTANEN, Y., JUNTILLA, V., HANSSON, O.J., RÖNNING, A., EKVALL, T. and FINNVEDEN, G. 1995. LCA Nordic. Technical Reports Series. TemaNord 1995:502. Copenhagen: Nordic Council of Ministers.
- LINDSAY, A.L. 1979. *Chemical Equilibria in Soils*. John Wiley and Sons Pub. ; New York.
- LOPSIK, K. 2013. Life Cycle Assessment of Small-Scale Constructed Wetland and Extended Aeration Activated Sludge Wastewater Treatment System. *Int. J. Environ. Sci. Technol.* V. 10, p. 1295-1308.
- LUNDIN, M., BENGTTSSON, M. and MOLANDER, S. 2000. Life Cycle Assessment of Wastewater Systems: Influence of System Boundaries and Scale on Calculated Environmental Loads, *Environ. Sci. Technol.* V.34, p. 180-186.

- LUNDIN, M., OLOFSSON, M., PETTERSSON, G.J. and ZETTERLUND, H. 2004. Environmental and Economic Assessment of Sewage Sludge Handling Options, *Journal of Resources, Conservation and Recycling*, V.41, p. 255-278.
- MA, X. and BURKEN, J.G., 2003. TCE Diffusion to the Atmosphere in Phytoremediation Applications. *Environ. Sci. Technol.* V.37, pp.2534–2539.
- MACHADO, A.P., URBANO, L., BRITO, A.G., JANKNECHT, J., SALAS, J.J. and NOGUERIA, R. 2007. Life Cycle Assessment of Wastewater Treatment Options for Small and Decentralized Communities, *Water Sci. Tech.*, V. 56, I. 3, p. 15-22.
- MADISON, M. and HENDERSON, M. 1993. Zero Discharge All-Weather Land Application with Soil Storage, *Proceeding of the 66th Annual Conference of the Water Environment Federation*, Anaheim, CA.
- MARAKAS, G.M. 2003. *Decision Support Systems in the 21st Century*, Prentice Hall, New Jersey, A.B.D.
- MATSUHASHI, R., SUDOH, O., NAKANE, K., HIDENARI, Y., NAKAYARNA, S. and ISHITANI, H. 1997. Life Cycle Assessment of Sewage Treatment Technologies. IAWQ conference on “Sludge-Waste or Resource?”, Czestochowa, Poland, June 26-28.
- McKIM, H.L. 1982. *Wastewater Application in Forest Ecosystems*, Report 82-19, USA CRREL, Hanover, NH.
- METCALF and EDDY, INC. 2003. *Wastewater Engineering, Treatment and Reuse*, McGraw Hill Publishing, 4th Edition.
- MELS, A. R., NIEUWENHUIJZEN, A.F., VAN DER GRAAF, J.H.J.M., KLAPWIJK, B., DE KONING, J. and RULKENS, W.H. 1998. Sustainability Criteria as a Tool in the Development of New Sewage Treatment Methods, *Options for Closed Water Systems: Sustainable Water Management Congress*, Wageningen.
- MENESES, M., PASQUALINO, J.C. and CASTELLS, F. 2010. Environmental Assessment of Urban Wastewater Reuse: Treatment Alternatives and Applications. *Chemosphere*, V.81, 266-272.
- MITSCH, W. and GOSSELINK, J.G. 1993. *Wetlands*, New York: Van Nostrand Reinhold Pub.
- MOLINOS-SENANTE, M., GARRIDO-BASERBA, M., REIF, R., HERNANDEZ-SANCHO, F. and POCH, M. 2012. Assessment of Wastewater Treatment Plant Design for Small Communities: Environmental and Economic Aspect. *Science of the Total Environment*, 427-428, p.11-18.

- MOSIER, A.R. 1998. Soil Processes and Global Change. Biol. Fertil. Soils. V. 27. pp.221–229.
- MUNOZ, I., RIERADEVALL, J., TORRADES, F., PERAL, J. and DOMENECH, X. 2005. Environmental Assessment of different Solar Driven Advanced Oxidation Processes, J. of Solar Energy, V. 79, p. 369-375.
- MUNOZ, I., JOSE GOMEZ, M., MOLINA-DIAZ, A., HUIJBREGTS, M.A.J., FERNANDEZ-ALBA, A.R. and GARCIA-CALVO, E. 2008. Ranking Potential Impacts of Priority and Emerging Pollutants in Urban Wastewater through Life Cycle Impact Assessment, Chemosphere, V. 74, 37-44.
- MURRAY-HUDSON, M. and MMOPELWA, G. 2011. Biomass Production and Economic Value of *Phragmites australis* Reedbeds in the Southern Okavango Delta, Bostwana. The African Journal of Plant and Biotechnology, V.5, Spec. Is. 1. Pp.16-20.
- NEORI, A., REDDY, K.R., CÍŠKOVÁ-KONCALOVÁ, H. and AGAMI, M., 2000. Bioactive chemicals and biological-biochemical activities and their functions in rhizospheres of wetland plants, Bot. Rev. V.66, pp. 350-378.
- NEUMAYR, R., DIETRICH, R. and STEINMÜLLER, H. 1997. Life Cycle Assessment of Sewage Sludge Treatment. Proceedings of the 5th SETAC Annual Conference, Brussels.
- NUTTER, W., PHILPOTT, L. and MORRIS, L.A. 1996. Long-Term Environmental Impacts of Municipal Wastewater Irrigation to Forests at Clayton Country, Georgia, Proceedings of Land Application of Wastes in Australia and New Zealand: Research and Practice, Australian Conference.
- ØDEGAARD, H. 1995 An Evaluation of Cost Efficiency and Sustainability of Different Wastewater Treatment Processes. VATTEN V.51, p.291-299.
- ONTIVEROS, G.A. and CAMPANELLA, E.A. 2013. Environmental Performance of Biological Nutrient Removal Prozesse from a Life Cycle Perspective. Bioresource Technology, Vol. 150, p. 506-512.
- OSWALD, W. and GOTAAS, H. 1957. Photosynthesis in Sewage Treatment, Trans, ASCE, Vol 122.
- ÖZSOY, G. 2006. An Investigation of Agricultural Use Potential of Wastewater Sludges in Turkey with respect to Heavy Metals and Pathogens, Y.Lisans Tezi, ODTU, Fen Bilim. Ens.

- ÖZTÜRK, İ., TİMUR, H. ve KOŞKAN, U. 2005. Atıksu Arıtımının Esasları: Evsel, Endüstriyel Atıksu Arıtımı Ve Arıtma Çamurlarının Kontrolü, Çevre ve Orman Bakanlığı Yayınları.
- PASQUALINO, J.C., MENESES, M., ABELLA, M. and CASTELLS, F. 2009. LCA as a Decision Support Tool for the Environmental Improvement of the Operation of a Municipal Wastewater Treatment Plant, Environ. Sci. Technol. 43(9), 3300-3307.
- PASQUALINO, J.C., MENESES, M. and CASTELLS, F. 2010. Life Cycle Assessment of Urban Wastewater Reclamation and Reuse Alternatives. Journal of Industrial Ecology, V.15, N.1, 49-63.
- PAUL, E.A., and CLARK, F.E., 1996. Soil Microbiology and Biochemistry, 2nd ed., Academic Press, San Diego, California.
- PEETERS, J., PAWLOSKI J. and NOBLE J. 2007. The Evolution of Immersed Hollow Fibre Membrane Aeration for MBR, IWA 4th International Membrane Technologies Conference, Harrogate, UK.
- PETERJOHN, W.T. and CORRELL, D.L. 1984, Nutrient dynamics in an agricultural watershed: observations on the role of a riparian forest, Ecology, vol. 65 (5), pp. 1466-1475.
- PETTECREW, E.L. and KALFF, J. 1992. Water Flow and Clay Retention in Submerged Macrophyte Beds". Can. J. Fish. Quat. Sci. V.49. pp. 2483 – 2489.
- POWER, D.J. 2002. Decision Support Systems: Concepts and Resources for Managers, Quorum Books, 251 p.
- QASIM, S.R. 1999. Wastewater Treatment Plants: Planning, Design, and Operation, CRC Press.
- RAD M.H., ASAREH M.H., MESHKAT M.A., KAZEM, D. and MAHDI, S. 2010. Water Requirement and Production Function of Eucalyptus (*Eucalyptus camaldulensis dehn*) in Arid Environment. Iranian Journal of Forest Vol. 2 , N.1, pp. 61 - 71.
- REDDY, K.R. and D'ANGELO, E.M., 1997. Biogeochemical Indicators To Evaluate Pollution Removal Efficiency In Constructed Wetlands, Water Sci. Tech. 35(5): 1-10.
- REED, S.C. and BASTIAN, R.K. 1991. Potable Water via Land Treatment and AWT, Water Envir. Technology, 3(8)40-47, WEF, Alexandria, VA.

- REED, S.C. and BROWN, D. 1995. Subsurface Flow Wetlands – A Performance Evaluation, Water Env. Research, Vol. 67.
- REED, S.C., MIDDLEBROOKS, E.J. and CRITES, R.W. 1995. Natural Systems for Waste Management and Treatment, 2nd ed., McGraw-Hill Book Company, New York.
- RENOU, S., THOMAS, J.S., Aoustin, E. And PONS, M.N. 2008, Influence of Impact Assessment Methods in Wastewater Treatment LCA, J.of Cleaner Production, V. 16, p. 1098-1105.
- RICHARDSON, C.J. 1985 Mechanisms Controlling Phosphorus Retention Capacity in Freshwater Wetlands. J. of Science, V.228, pp.4–7.
- RICHARDSON, C.J. and MARSHALL, P.E. 1986. Processes Controlling Movement, Storage, and Export of Phosphorus In A Fen Peatland. Ecol Monogr, V. 56, pp. 279–302.
- RICHARDSON, C.J., QIAN, S.S., CRAFT, B.C. and QUALLS, R.G. 1997. Predictive Models for Phosphorus Retention in Wetlands. Wetlands Ecol Manag V.4, pp. 59–75.
- ROELEVELD, P.J., KLAPWIJK, A., EGGELS, P.G., RULKENS, W.H. and STARKENBURG, W. 1997. Sustainability of Municipal Wastewater Treatment, Water Sci. Technol., V.35, I.10, p.221.
- ROVIRA, A.D., 1969. Plant Root Exudates, Bot. Rev. V.35, pp. 35-57.
- RYAN, J.A., BELL, R.M. and O' CONNOR, G.A. 1988. Plant Uptake of Non-Ionic Organic Chemicals from Soils. Chemosphere, V.17, pp.2299–2323.
- SAATY, T. 1995. Decision Making for Leaders: The Analytic Hierarchy Process for Decisions in a Complex World, RWS Publications, Pittsburgh, 320 p.
- SAFAEIAN, S., AMIRSHARIFI, M., ESMAEILI, A.K. and SALIMI, L. 2008. Effect of Metasystox-R on Marine Nitrosomonas sp. as a Nitrification Inhibitor, Pakistan Journal of Biological Sciences 11 (4): 668-671.
- SAUTER, V.L. 1997, Decision Support Systems, John Wiley, New York, 408 p.
- SAVANT, N.K. and DE DATTA, S.K. 1982. Nitrogen Transformations in Wetland Rice Soils, Adv. Agron V:35, pp. 241–302.

- SAYIN, M. 2007. Yedek Parça Stok Planlaması ve Raporlama Faaliyetleri için Bir Karar Destek Sistemi, Y.Lisans Tezi, Osmangazi Üniversitesi, Fen Bilim. Ens., Eskişehir.
- SCHOLZ, M. and LEE, B.H., 2005. Constructed Wetland: A Review, International Journal of Environmental Studies, Vol. 62, No. 4, pp. 421–447.
- SHAHABADI, M.B., YERUSHALMI, L. and HAGHIGHAT, F. 2010. Estimation of Greenhouse Gas Generation in Wastewater Treatment Plants – Model Development and Application. Chemosphere, V.78, I.9, pp. 1085 – 1092.
- SHIPIN, O., KOOTTATEP, T., KHANH, N.T.T. and POLPRASERT, C. 2005. Integrated Natural Treatment Systems for Developing Communities: Lowtech N-Removal Through the Fluctuating Microbial Pathways. Water Sci. Technol. V. 51 (12), 299–306.
- SODA, S., ARAI, T., INOUE, D., ISHIGAKI, T., IKE, M. and YAMADA, M. 2013. Statistical Analysis of Global Warming Potential, Eutrophication Potential, and Sludge Production of Wastewater Treatment Plants in Japan. Journal of Sustainable Energy & Environment, V. 4, p. 33-40.
- SOMES, N.L.G., BREES, P.F. and WONG, T.H.F. 1996. Integrated Hydrologic and Botanical Design of Stormwater Control Wetland. Preprints of the 5th International Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control. Universitat für Bodenkultur Wien. Vienna, Austria, pp. 1-8.
- SONESSON U., DALEMO M., MINGARINI K. And JÖNSSON H. 1997. ORWARE: a Simulation Model for Organic Waste Handling Systems. Part 2: Case Study and Simulation Results. Resour. Conserv. Recycl. V. 21, P39–54.
- SØRENSEN, J. 1978. Capacity for Denitrification and Reduction of Nitrate to Ammonia in A Coastal Marine Sediments, Appl. Environ. Microbiol. V.35, pp. 301-305.
- SØVIK, A.K., AUGUSTIN, J., HEIKKINEN, K., HUTTUNEN, J.T., NECKI, J.M., KARJALAINEN, S.M., KLØVE, B., LIIKANEN, A., MANDER, U., PUUSTINEN, M., TEITER, S. and WACHNIEW, P. 2006. Emission of the Greenhouse Gases Nitrous Oxide and Methane from Constructed Wetlands in Europe, J. Environ. Qual. V. 35, pp. 2360–2373.
- SOYUPAK, S. 1985. Tatil Köyleri, Düşük Nüfuslu Meskûn Bölgeler ve Sitelerden Gelen Atıksuların Arıtılması için Bir Yöntem: Dönen Biyolojik Reaktör Sistemi. Türkiye Mühendislik Haberleri Dergisi, Sayı:315, İnşaat Mühendisleri Odası, Ankara.

- SPINOSA, L. and VESILIND, P.A. 2001. Sludge into Biosolids: Processing, Disposal, Utilization, IWA Publishing, p. 242-255.
- STRÖM, L., LAMPPA, A. and CRISTENSEN, T.R. 2007. Greenhouse gas emissions from a constructed wetland in southern Sweden, *Wetlands Ecol. Manage.*, V.15, pp.43–50.
- SUH, Y.J. and ROUSSEAU, P. 2002. An LCA of Alternative Wastewater Sludge Treatment Scenarios. *Journal of Resources, Conservation and Recycling*, V.35, I. 3, p. 191-200.
- SUSARLA, S., MEDINA, V.F. and MCCUTCHEON, S.C., 2002. Phytoremediation: An Ecological Solution to Organic Chemical Contamination. *Ecol. Eng.* 18, 647–658.
- TAN, R.R. and CULABA, A.B. 2002. Environmental Life-Cycle Assessment: A Tool for Public and Corporate Policy Development, www.lcacenter.org/library/pdf/PSME2002a.pdf (Erişim 03.07.2008).
- TANNER, C.C., CLAYTON, J.S. and UPSDELL, M.P. 1995. Effect of Loading Rate And Planting on Treatment of Dairy Farm Wastewaters in Constructed Wetlands - II. Removal of Nitrogen And Phosphorus. *Wat. Res.* V. 29, pp. 27-34.
- TANNER, C.C., KADLEC, R.H., GIBBS, M.M., SUKIAS, J.P.S. and, NGUYEN, L.M. 2002. Nitrogen Processing Gradients in Subsurface-Flow Treatment Wetlands. *Ecol Eng.* V.18, pp.499–520.
- TANNER, C.C. and KADLEC, R.H. 2003. Oxygen flux implications of observed nitrogen removal rates in subsurface-flow treatment wetlands. *Water Sci. Technol.* V. 48 (5), 191–198.
- TEITER, S. and MANDER, U. 2005 Emission of N₂O, N₂, CH₄, and CO₂ from constructed wetlands for wastewater treatment and from riparian buffer zones *Ecological Engineering*, Volume 25, Issue 5, 1 December 2005, Pages 528-541
- TETİK, S. 2003. İşletme Performansını Belirlemede Veri Zarflama Analizi, *Yönetim ve Ekonomi Dergisi*, c. 10, s. 2, Celal Bayar Üniversitesi Yayınları, Manisa.
- TIDAKER, P., KARRMAN, E., BAKY, A. and JÖNSSON, H. 2006. Wastewater Management Integrated with Farming – an Environmental System Analysis of a Swedish Country Town, *Journal of Resources, Conservation and Recycling*, V.47, p. 295-315.
- TILLMAN, A.M., LUNDSTRÖM, H. and SVINGBY, M. 1996. Life Cycle Assessment of Alternative Wastewater Systems in Bergsjönand Hamburgsund, Appendix;

- Report 1996:1b; Technical Environmental Planning, Chalmers University of Technology: Göteborg, Sweden.
- TOPRAK, H. 2006. Atıksu Arıtma Sistemlerinin Tasarım Esasları, D.E.Ü. Mühendislik Fakültesi Basım Ünitesi, İzmir.
- TRAPP, S. 1995. Model for Uptake of Xenobiotics into Plants. In: Trapp, S., McFarlane, J.C. (Eds.), Plant Contamination: Modeling and Simulation of Organic Chemical Processes. Lewis Publishers, Boca Raton(FL), USA, pp. 107–152.
- TUNÇSİPER, B., AYAZ, S.C. and AKÇA L. 2006. Modelling and Evaluation of Nitrogen Removal Performance in Subsurface Flow and Free Water Surface Constructed Wetlands, Water Science and Technology, Vol. 53 No. 12 pp 111–120.
- TURBAN, E. 1993, Decision Support and Expert Systems : Management Support Systems, Macmillan Co., 833 p.
- TZANAKAKIS, V.A., PARANYCHIANAKIS, N.V. and ANGELAKIS, A.N. 2009. Nutrient Removal and Biomass Production in Land Treatment Systems Receiving Domestic Effluent, Ecological Engineering, V. 35, pp. 1485-1492.
- UÇES 2007. AB Entegre Uyum Stratejisi, Çevre ve Orman Bakanlığı, 2006.
- UGGRETTE, E., FERRER, I., MOLIST, J. and GARCIA, J. 2011. Technical, Economic and Environmental Assessment of Sludge Treatment Wetlands. Water Research, V.45, 573-582.
- URHAN, S. 2006. İşgören Seçiminde Ve Performans Değerlendirilmesinde Karar Destek Sistemleri: Antalya Tekstil İşletmesi'nde Bir Uygulama, Y.Lisans Tezi, Akdeniz Üniversitesi, Sosyal Bilim. Ens., Antalya.
- VAN DIJK,L. and RONCKEN, G.C.G. 1997. Membrane Bioreactor for Wastewater – Treatment: The State of the Art and New Developments. Water Sci & Tech. vol.35, p.53.
- VERHOEVEN, J.T.A. 1986. Nutrient Dynamics in Minerotrophic Peat Mires. Aquat Bot V.25, I. 1, pp. 17–37.
- VIDAL, N., POCH, M., MARTI, E. and RODRIGUEZ-RODA, I. 2002. Evaluation of the Environmental, Implications to Include Structural Changes in a Wastewater Treatment Plant, Journal of Chemical Technology and Biotechnology, V.77, p. 1206-1211.

- VINCENT, G., DALLAIRE, S. and LAUZER, D., 1994. Antimicrobial Properties of Roots Exudate Of Three Macrophytes: *Mentha aquatica L.*, *Phragmites australis (Cav.) Trin.* and *Scirpus lacustris L.*, in: Proc. 4th Internat. Conf. Wetland Systems for Water Pollution Control, Guangzhou, China, ICWS '94 Secretariat, pp. 290-296.
- VYMAZAL, J. 1995. Algae and Element Cycling in Wetlands. Chelsea, Michigan: Lewis Publishers; 698 pp.
- VYMAZAL, J., BRIX, H., COOPER, P.F., GREEN, M.B. and HABERL, R. (ed), 1998. Constructed Wetlands for Wastewater Treatment in Europe. Backhuys Publishers, Leiden.
- VYMAZAL, J. 2001. Types of Constructed Wetlands for Wastewater Treatment: Their Potential for Nutrient Removal. In: Vymazal J, editor. Transformations of Nutrients in Natural and Constructed Wetlands. Leiden, the Netherlands: Backhuys Publishers; p. 1-93.
- VYMAZAL, J. 2006. Removal of Nutrients in Various Types of Constructed Wetlands, Science of the Total Environment, V. 380, p. 48–65.
- VYMAZAL, J. 2008. Wastewater Treatment, Plant Dynamics and Management in Constructed and Natural Wetlands, Springer Science + Business Media B.V., Czech Republic.
- WANG, X. H., WANG, X., HUPPES, G., HEIJUNG, R. and REN, N. Q. 2015. Environmental Implications of Increasingly Stringent Sewage Discharge Standards in Municipal Treatment Plants: Case Study of a Cool Area of China. J. of Cleaner Production. I.94, pp. 278-283.
- WEISS, P., EVEBORN, D., KARRMAN, E. and GUSTAFFSON, J.P. 2008. Environmental System Analysis of Four On-site Wastewater Treatment Options. Resources, Conservation and Recycling, V.53, 1153-1161.
- WHITNEY, D.M., CHALMERS, A.G., HAINES, E.B., HANSON, R.B., POMEROY, L.R. and SHERR, B. 1981. The Cycles of Nitrogen and Phosphorus. In: Pomeroy, R.L., Wiegert, R.G., editors. The Ecology of a Salt Marsh. Berlin: Springer-Verlag; p. 163–81.
- WILE, I., MILLER, G. and BLACK, S. 1985. Design and Use of Artificial Wetlands, In Ecological Considerations in Wetlands Treatment of Municipal Wastewaters. Godfrey, P.J. (ed). New York, Van Nostrand Reinhold Pub.

- WINKLER, J. and BILITEWSKI, B. 2007. Comparative Evaluation of Life Cycle Assessment Models for Solid waste Management, Waste Management, V. 27, p. 1021-1031.
- YANG, L., LIN, H.Y. and SHIH, P.Y. 2002. Feasibility Of Constructed Wetlands Applied To Industrial Wastewater Recirculating Treatment Systems, in: Proc. 8th Internat. Conf. Wetland Systems for Water Pollution Control, University of Dar es Salaam and IWA, pp. 460-471.
- YARALIOĞLU, K. 2004. Uygulamada Karar Destek Yöntemleri, İlkem Ofset, İzmir, 2004.
- YEGÜL, M. Sistem Analizi Ders Notları, http://akademik.maltepe.edu.tr/~engin_oguzay/Sistem/DersNotlar%FD_B%F61%FCm5.doc, (Erişim: 19.05.2007).
- YİĞİT, N.Ö. 2007. Membran Biyoreaktörü ile (MBR) Evsel Atıksu Arıtımı, Doktora Tezi, SDÜ, Fen Bilim. Ens. Isparta.
- YOMRALIOĞLU, T. 2002. Coğrafi Bilgi Sistemleri, Temel Kavramlar ve Uygulamaları. Akademi Kitabevi, Trabzon.
- YOMRALIOĞLU, T. ve ÇETE, M. 2002. Kent Bilgi Sistemleri: Çağdaş Yerel Yönetim Aracı, Arkitekt Dergisi, Sayı:2, s.34-39, İstanbul.
- YOSHIDA, H., CHRISTENSEN, T.H. and SCHEUTZ, C. 2013. Life Cycle Assessment of Sewage Sludge Management: A Review. Waste Management Res. V.31, p. 1083-1101.
- ZHANG, Z. and WILSON, F. 2000. Life-Cycle Assessment of a Sewage-Treatment Plant in South-East Asia, Water Environ. J., 14(1), 51-56.
- ZHANG, Q.H., WANG, X.C., XIONG, J.Q., CHEN, R. and CAO, B. 2010. Application of Life Cycle Assessment for an Evaluation of Wastewater Treatment and Reuse Project – Case Study of Xi'an, China. Biosource Technology, V.101, 1421-1425.
- ZHOU, S. 2007. Stoichiometry of Biological Nitrogen Transformations in Wetlands and Other Ecosystems, Biotechnol. J. V.2, pp. 497–507.

7. EKLER

7.1. Envanter Hesaplamaları

Bu bölümde, HBD için gerekli olan ve incelenen atıksu arıtma alternatiflerinin literatürden ve saha çalışmalarından elde edilemeyen verileri hesaplanmıştır. Hesaplamalarda, çalışmada alınan referans değerler (Çizelge 3.1) temel alınarak, bu arıtma alternatifleri için geliştirilen matematiksel eşitlikler ve stokiyometri kullanılmıştır.

7.1.1. Vejetasyonlu arazi uygulaması (VAU) hesapları

Eşitlikler (Bölüm 2.5.1 ve Anonim-IV 2006'dan):

$$A = \left(\frac{Q}{L_h}\right) \times SF \quad (7.1)$$

$$L_h = E_{TC} - P + P_w \quad (7.2)$$

$$E_{TC} = E_{TO} \times K_C \quad (7.3)$$

A	:VAU alanı (m ²)
Q	:Debi (m ³ /gün)
L _h	:Hidrolik yükleme hızı (mm/gün)
SF	:Güvenlik katsayısı (1,2 (Anonim-IV 2006))
E _{TC}	:Evapotranspirasyon hızı (mm/gün)
P	:Ortalama yağış (mm/gün)
P _w	:Perkolasyon hızı (mm/gün)
E _{TO}	:Referans evapotranspirasyon (mm/gün)
K _C	:Bitki katsayısı (birimsiz)

Evapotranspirasyon hızı eşitlik 7.3'den hesap edilmektedir. Referans evapotranspirasyon Tzanakakis vd. (2009) tarafından Akdeniz iklim koşullarında E_{TO}=1252 mm/yıl=3,43 mm/gün olarak bulunmuştur. *Eucalyptus camaldulensis* için bitki katsayısı ise Rad vd. (2010) tarafından hesaplanmış olup K_C=1,7 olarak tespit edilmiştir. Bu kabulle;

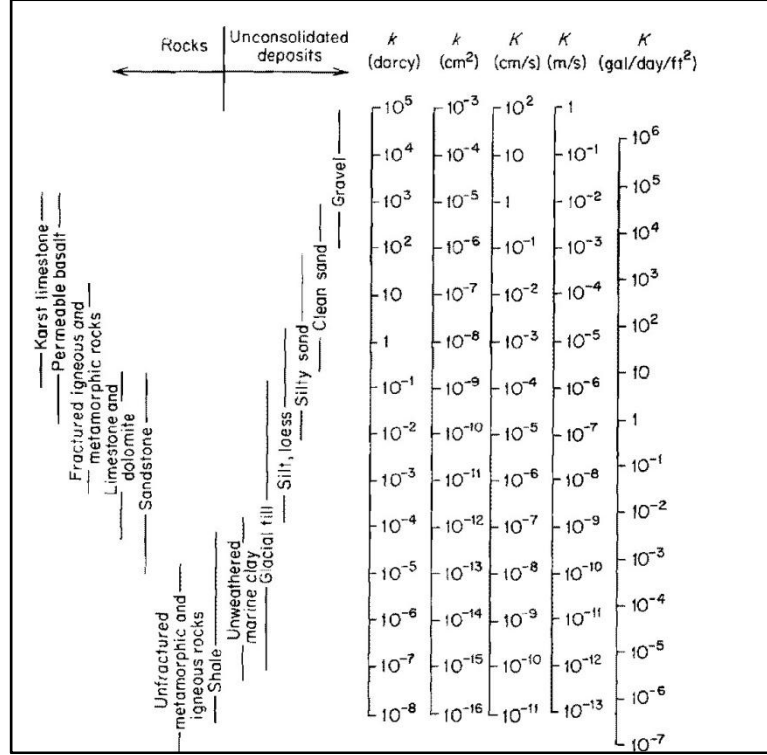
$$E_{TC} = 3,43 \times 1,7 = 5,83 \text{ mm/yıl}$$

Sistemin hidrolik yükleme hızı seçilen alanın toprak yapısının özelliğine göre değişmekte olup, ülkemiz şartlarında bu tip bir tesisin verimli tarım arazisinde uygulanamayacağı öngörüsü ile uygulanan toprak tekstürü olarak siltli tın seçilmiştir. Bu amaçla ilgili toprak tekstürüne göre perkolasyon hızı olarak Freeze ve Cherry abağına (Şekil 7.1) göre 10⁻⁴ mm/s = 8,84 mm/gün değeri kabul edilmiştir (Freeze ve Cherry 1979). Yıllık yağış verisi için ise 1971-2013 yılları ortalaması olan 646 mm/yıl = 1,73 mm/gün alınmıştır (Anonim-XIV 2014). Bu kabulle eşitlik 7.2'den;

$$L_h = 5,83 - 1,73 + 8,64 = 12,73 \text{ mm/gün} = 0,01273 \text{ m/gün}$$

VAU alanı ise eşitlik 7.1'den;

$$A = \left(\frac{21 \text{ m}^3/\text{gün}}{0,01273 \text{ m/gün}} \right) \times 1,2 = 1979,5 \text{ m}^2 \approx 2000 \text{ m}^2 \text{ bulunmuştur.}$$



Şekil 7.1. Freeze ve Cherry Abağı (Freeze ve Cherry 1979)

7.1.2. Yapay sulak alan (YSA-AH, YSA-H) hesapları

Eşitlikler (Bölüm 2.5.2'den);

Kadlec-Knight piston akış modeli

$$A = -\frac{Q}{k_A} \ln \frac{(C_i - C^*)}{(C_o - C^*)} \quad (7.4)$$

$$C^* = 3,5 - 0,053C_o \text{ (BOİ için)}$$

$$C^* = 0,02 \text{ (TP için)}$$

$$k_A = 0,093 \text{ (BOİ için)}$$

$$k_A = 0,033 \text{ (TP için)}$$

Septik tank çıkışı – Yapay sulak alan girişi kirletici konsantrasyonları;

$$\text{BOİ}_5 = 170 \text{ mg/l}$$

$$\text{TP} = 8,6 \text{ mg/l}$$

Az hassas alanlara deşarj için BOİ₅ giderimi yeterli olup, BOİ₅ giderimi için gerekli alan 7.4'den (YSA-AH)

$$C_o = 170 \text{ mg/l BOİ}_5$$

$$C_i = 25 \text{ mg/l BOİ}_5$$

$$A = -\frac{21}{0,093} \ln \frac{[25 - (3,5 + 0,053 \times 170)]}{[170 - (3,5 + 0,053 \times 170)]} = 572,2 \approx 573 \text{ m}^2$$

Hassas alanlara deşarj için TP giderimi gerekli olup, TP giderimi için gerekli alan 7.4'den (YSA-H)

$$C_o = 8,6 \text{ mg/l TP}$$

$$C_i = 2 \text{ mg/l TP}$$

$$A = -\frac{21}{0,033} \ln \frac{[2 - 0,02]}{[8,6 - 0,02]} = 933 \text{ m}^2$$

bulunmuştur.

Yıllık üretilen biyokütle hesabı:

Phragmites australis yıllık büyüme hızı: 3 kg/m² (Murray-Hudson ve Mmopelwa 2011)

YSA-AH için kişi başı üretilen yıllık biyokütle: 3 kg/m² x 573 m² / 100e.n. = 17,19 kg/e.n.yıl ≈ 17,2 kg/e.n.yıl

YSA-H için kişi başı üretilen yıllık biyokütle: 3 kg/m² x 933 m² / 100e.n. = 27,99 kg/e.n.yıl ≈ 28,00 kg/e.n.yıl

Septik tankta stabilize olmuş çamur miktarı:

Yıllık kişi başı üretilen atık miktarı: 64,7 L/e.n. yıl

Çamurun %80'i UKM'den oluşmakta ve tam stabilize olduğu varsayılmaktadır.

Kişi başı oluşan stabilize çamur miktarı: 64,7 L/e.n. x 0,20 x 2,65 kg/L = 34,397 ≈ 34,4 kg/e.n.yıl

7.1.3. Dönen biyolojik disk (DBD) hesapları

Eşdeğer nüfus	: 2000 kişi
Kişi başı su tüketimi	: 0,21 m ³ /gün
Nüfusa göre D.F.	: 1,2 (çizelge 2.17'den)
Y _{anaerobik}	: 0,05
K _{d,anaerobik}	: 0,025

Hartman yaklaşımına göre boyutlandırma (Hartman 1974) (Bölüm 2.5.3'den);

$$q = \frac{0,21 \text{ m}^3/\text{e. n. gün} \times 2000}{24 \frac{\text{saat}}{\text{gün}} \times 60 \frac{\text{dakika}}{\text{saat}}} = 0,292 \text{ m}^3/\text{dak.}$$

$$q_{\text{proje}} = q \times \text{D.F.} = 0,292 \times 1,2 = 0,350 \text{ m}^3/\text{dak.}$$

$$\text{BOİ}_5 \text{ giderim verimi} = \frac{300 - 25}{300} \times 100 = 91,7 \approx \%92 \text{ verim}$$

Şekil 2.7'de bulunan abaktan;

$$\frac{A}{q_{\text{proje}}} = 15850 \text{ m}^3/\text{m}^2/\text{dak. okunur.}$$

Toplam disk yüzey alanı;

$$A = 5547,5 \text{ m}^2$$

Tesiste 3 m çapında diskler kullanılmıştır.

$$\text{Disk sayısı} = \frac{A}{\pi \times \frac{D^2}{4} \times 2} = \frac{5547,5}{\pi \times \frac{3^2}{4} \times 2} = 392,4 \approx 393 \text{ disk}$$

Şaft başına 100 disk bağlanmış olup tesis 4 şafttan oluşmaktadır.

$$\text{Şaft uzunluğu} = \frac{\text{Disk sayısı}}{\text{Birim disk uzunluğu}} = \frac{100}{30 \text{ disk/m}} = 3,33 \text{ m}$$

Birim şaft uzunluğu başına harcanan enerji = 75 Wh/m (Soyupak 1985)

Toplam harcanan enerji miktarı = 3,33 m x 75 Wh/m x 4 = 999 Wh \approx 1 kWh

Kontroller:

i) 1. kademe için ön yükleme kontrolü;

$$\text{Ö.Y.} = \frac{1,2 \times 31,5 \times 2000 \times 4}{5547,5} = 54,51 < 100 \text{ gr/m}^2/\text{gün}$$

ii) BOİ₅ uzaklaştırma oranının kontrolü;

$$S.Y. = \frac{q_{\text{proje}} \times 24 \times 60 \times S_o}{A} = \frac{0,350 \times 24 \times 60 \times 300}{5547,5} = 27,25 \text{ gr/m}^2/\text{gün}$$

Şekil 2.9'daki abaktan uygulanan S.Y. (27,25 gr/m²/gün) değerine karşılık uzaklaştırılan S.Y. 25,00 gr/m²/gün okunur. Uygulanan ve uzaklaştırılan S.Y. değerine göre verim %91,7 ≈ %92 uygundur.

iii) Çıkış BOİ₅ değerine göre kontrol;

Şekil 2.8'de verilen abaktan, uzaklaştırılan S.Y. değerine göre okunan çıkış BOİ₅ değeri 25 mg/L olup, bu değer uygundur.

Çamur oluşumu:

Oluşan çamur miktarı: 0,8 – 1,2 kgÇamur/kgBOİ (1 alınacaktır) (Öztürk vd. 2004)

Çamur katı madde oranı %1 alınırsa;

Oluşan çamur miktarı: 1 kgÇamur/kgBOİ x (300 gBOİ/m³ x 420 m³/gün x 10⁻³ kg/g)

Oluşan çamur miktarı P_x = 126 kg/gün = 12,6 kgKM/gün (%1 KM)

Sitemde anaerobik stabilizasyon bulunup oluşan metan gazı atmosfere verilmektedir.

Çamurdaki Uçucu Katı Madde: 12,6 x 0,7 = 8,82 kg/gün

Stabilizasyon esnasında UKM'nin %55'inin giderildiği varsayılırsa

UKM_{gid} = 8,82 x 0,55 = 4,851 kg/gün

Anaerobik reaksiyon sonucu oluşan atık çamur (30 günde gerçekleştiği varsayılırsa);

$$P_{X_{\text{anaerobik}}} = 1,42 \times \text{UKM}_{\text{gid}} \left[\frac{Y_{\text{anaerobik}}}{1 + K_{d_{\text{anaerobik}}} \theta_C} \right] = 1,42 \times 4,851 \left[\frac{0,05}{1 + 0,025 \times 30} \right]$$

P_{X_{anaerobik}} = 0,197 kgUKM/gün

Metan üretimi;

$$Q_{\text{CH}_4} = 0,395 [1,42 \text{UKM} - 1,42 \text{UKM}_{\text{gid}}] = 0,395 [1,42 \times 4,851 - 1,42 \times 0,197]$$

$$Q_{\text{CH}_4} = 2,61 \text{ m}^3/\text{gün}$$

Gaz debisi (%70 CH₄, %30 CO₂);

$$Q_{\text{gaz}} = \frac{Q_{\text{CH}_4}}{0,7} = \frac{2,61}{0,7} = 3,729 \text{ m}^3/\text{gün}$$

$$Q_{\text{CO}_2} = Q_{\text{gaz}} \times 0,3 = 3,729 \times 0,3 = 1,119 \text{ m}^3/\text{gün}$$

(Metanın özgül ağırlığı: $0,717 \text{ kg/m}^3$, Karbondioksitin özgül ağırlığı: $1,950 \text{ kg/m}^3$ 0°C)

$$M_{\text{CH}_4} = 2,61 \times 0,717 = 1,871 \text{ kgCH}_4/\text{gün}$$

$$M_{\text{CO}_2\text{Çam.}} = 1,119 \times 1,950 = 2,182 \text{ kgCO}_2/\text{gün}$$

Aerobik kısımda oluşan CO_2 miktarı;

$$M_{\text{CO}_2} = 0,33[Q(S_0 - S) - 1,42P_x] = 0,33[420(300 - 25) - 1,42 \times 12600]10^{-3} \\ = 32,210 \text{ kgCO}_2/\text{gün}$$

7.1.4. Membran biyoreaktör (MBR) hesapları

Nüfus	:1000 kişi
MLSS	:10000 mg/l
MLVSS	:8000 mg/l
İşletme Çamur Yaşı	:20 gün
Giriş BOI_5	:300 mg/L
Çıkış BOI_5	:3 mg/l
Giriş TN (N_0)	:40 mg/L
Çıkış TN (N)	:15 mg/L
Ön çöktürme BOI_5 giderim oranı	:%30
Y_{aerobik}	:0,65
$K_{\text{d aerobik}}$:0,06
$Y_{\text{anaerobik}}$:0,05
$K_{\text{d anaerobik}}$:0,025

Reaktör hacmi;

$$X \cdot V = \frac{Y \times Q \times \theta_c (S_0 - S)}{1 + K_d \times \theta_c} \Rightarrow 8000 \times V = \frac{0,65 \times 210 \times 20 (210 - 3)}{1 + 0,06 \times 20}$$

Çıkış BOI_5 değerinin hepsi MBR çıkış suyunun ultrafiltrasyondan geçmesi nedeniyle çözülmüş BOI_5 olarak kabul edilir.

$$V = 32 \text{ m}^3$$

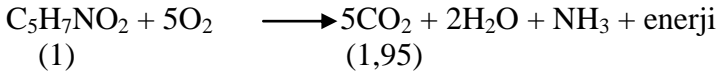
$$Y_{\text{göz}} = \frac{Y}{1 + K_d \theta_c} = \frac{0,65}{1 + 0,06 \times 20} = 0,295$$

Oluşan biyokütle;

$$P_x = Y_{\text{göz}} \times Q (S_0 - S)10^{-3} = 0,295 \times 210 \times (210 - 3)10^{-3} = 12,823 \text{ kg/gün}$$

Organik maddenin biyoküyleye oluşmamış kısmının mineralize olduğu kabul edilir. Bu hesapla;

$$\text{Mineralize olan organik madde} = (1 - Y_{göz}) \times Q (S_o - S) 10^{-3} = 30,646 \text{ kg/gün}$$



eşitliğinden aerobik kısımdan salınan CO₂ miktarı;

$$30,646 \text{ kg/gün} \times 1,95 = 59,45 \text{ kgCO}_2/\text{gün}$$

Çamur çürütücü hesabı;

Fazla çamur oksidasyon havuzundan çekilmektedir.

$$\theta_c = \frac{V \times X}{Q_w \times X} \Rightarrow 20 = \frac{32}{Q_w} \Rightarrow Q_w = 1,60 \text{ m}^3/\text{gün}$$

$$\text{Çamurdaki katı madde miktarı} = 1,6 \text{ m}^3/\text{gün} \times 10 \text{ kg/m}^3 = 16 \text{ kgKM/gün}$$

$$\text{Katyonik PE miktarı} = 2 \text{ g/kgKM} \times 16 \text{ kgKM/gün} = 32 \text{ g/gün}$$

$$\text{Kekteki PE} = 33 \text{ g/gün} \times 0,7 = 22,4 \text{ g/gün}$$

$$\text{Toplam çamur miktarı} = 16 + 0,0224 = 16,0224 \text{ kgKM/gün}$$

$$\text{Çamur debisi: } Q_\phi = \frac{0,01}{0,04} Q_w = \frac{0,01}{0,04} 1,6 = 0,4 \text{ m}^3/\text{gün} \quad \%4 \text{ KM}$$

$$\text{Çamurdaki Uçucu Katı Madde: } 16 \times 0,7 = 11,2 \text{ kg/gün}$$

Çamur çürütücüde UKM'nin %55'inin giderildiği varsayılırsa

$$\text{UKM}_{gid} = 11,2 \times 0,55 = 6,16 \text{ kg/gün}$$

Çürütücü Hacmi; ($L_x=3$ alınır)

$$L_x = \frac{\text{UKM}}{V} \Rightarrow 3 = \frac{11,2}{V} \Rightarrow V = 3,73 \text{ m}^3$$

Çürütücüde oluşan atık çamur;

$$P_{X_{\text{Çürütücü}}} = 1,42 \times \text{UKM}_{gid} \left[\frac{Y_{\text{anaerobik}}}{1 + Kd_{\text{anaerobik}} \theta_c} \right] = 1,42 \times 6,16 \left[\frac{0,05}{1 + 0,025 \times 20} \right]$$

$$P_{X_{\text{Çürütücü}}} = 0,292 \text{ kgUKM/gün}$$

Çürütücü metan üretimi;

$$Q_{CH_4} = 0,395[1,42UKM - 1,42UKM_{gid}] = 0,395[1,42 \times 6,16 - 1,42 \times 0,292]$$

$$Q_{CH_4} = 3,440 \text{ m}^3/\text{gün}$$

Gaz debisi (%70 CH₄, %30 CO₂);

$$Q_{gaz} = \frac{Q_{CH_4}}{0,7} = \frac{3,44}{0,7} = 4,914 \text{ m}^3/\text{gün}$$

$$Q_{CO_2} = Q_{gaz} \times 0,3 = 4,914 \times 0,3 = 1,474 \text{ m}^3/\text{gün}$$

(Metanın özgül ağırlığı: 0,717 kg/m³, Karbondioksitin özgül ağırlığı: 1,950 kg/m³ 0°C)

$$M_{CH_4} = 3,440 \times 0,717 = 2,466 \text{ kgCH}_4/\text{gün}$$

$$M_{CO_2} = 1,474 \times 1,950 = 2,874 \text{ kgCO}_2/\text{gün}$$

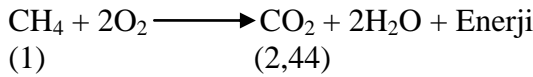
Arıtma çamurunun tarımda uygulanması durumunda kaçınılacak (avoided product) gübre miktarı:

Günlük azot üretim miktarı: 0,292 kgKM/gün x 33 gN/kgKM = 9,636 gN/gün

Günlük fosfor üretim miktarı: 0,292 kgKM/gün x 23 gP/kgKM = 6,716 gP/gün

Günlük potasyum üretim miktarı: 0,292 kgKM/gün x 3 gK/kgKM = 0,876 gK/gün

Kojenerasyon Tesisi Enerji Üretimi



(1 kg CH₄'ün yanmasından 55,5 MJ enerji açığa çıkar)

Üretilen enerji: 2,466 x 55,5 = 136,86 MJ/gün

Ekserji ve Enerji Dönüşüm Hesapları

Biyogaz kullanan bir kojenerasyon tesisinin ekserji değeri elektrik için 1, ısı için 0,17; verim ise elektrik için 0,33; ısı için 0,54 alınmaktadır (EcoInvent V2.0).

Tesiste üretilen elektrik enerjisi:

$$136,86 \text{ MJ/gün} \times 1 \times 0,33 = 45,1638 \text{ MJ/gün} = 12,5455 \text{ kWh/gün}$$

Tesiste üretilen ısı enerjisi:

$$136,86 \text{ MJ/gün} \times 0,17 \times 0,54 = 12,5637 \text{ MJ/gün} = 3,4899 \text{ kWh/gün}$$

Dönüşümden sonra salınan karbondioksit: $2,446 \times 2,44 = 5,968 \text{ kg CO}_2/\text{gün}$

Membran kaseti hesabı (Bölüm 2.5.5'den);

ZENON firmasının ZeeWeed 500 modeli membran modülü seçilmiş olup, akı değeri $J_t = 111 \text{ l/m}^2 \text{ saat}$ 'dir.

Membran kasetinden süzülmesi gereken net debi (Q_{net});

$$Q_{\text{giren}} = (Q_{\text{net}} + Q_w) \Rightarrow 210 = Q_{\text{net}} + 1,6 \Rightarrow Q_p = 208,4 \text{ m}^3/\text{gün}$$

Membran ünitesi kesikli çalıştırılmakta olup 30 dakikada bir 5 dakika dinlendirilmektedir. Membran süzöntü debisi (Q_p);

$$Q_{\text{net}} = \left(\frac{t_{\text{on}} - t_{\text{off}}}{t_{\text{on}}} \right) Q_p \Rightarrow 208,4 = \left(\frac{30 - 5}{30} \right) Q_p \Rightarrow Q_p = 250,08 \approx 250,1 \text{ m}^3/\text{gün}$$

Membran yüzey alanı (A_{memb});

$$J_t = \frac{Q_p}{A} \Rightarrow 111 \text{ l/m}^2 \text{ sa} = \frac{250,1 \text{ m}^3/\text{gün} \times 10^{-3} \text{ l/m}^3}{24 \text{ sa/gün} \times A_{\text{memb}}} \Rightarrow A_{\text{memb}} = 93,88 = 100 \text{ m}^2$$

Havalandırma havuzu için gerekli oksijen ihtiyacı

$$\text{kgO}_2/\text{gün} = \frac{Q(S_o - S) \times 10^{-3}}{f} - 1,42P_x + 4,57(D_o - D) 10^{-3}$$

$$\text{kgO}_2/\text{gün} = \frac{210(210 - 3) \times 10^{-3}}{0,68} - 1,42(12,823) + 4,57(40 - 7,1) 10^{-3}$$

$$\text{kgO}_2/\text{gün} = 45,87$$

diffüzör verim katsayısı 0,08 kabul edilirse, gereken hava miktarı (havanın özgül ağırlığı $1,201 \text{ kg/m}^3$);

$$\text{m}^3 \text{Hava/gün} = \frac{45,87 \text{ kgO}_2/\text{gün}}{1,201 \text{ kg/m}^3 \times 0,232 \text{ gO}_2/\text{gHava} \times 0,08} = 2057,82 \approx 2058$$

Blower enerji gereksinimi (adyabatik koşullar altında) (Qasım 1999)

$$P_{\text{BL}} = \frac{wRT_o}{8,41e} \left[\left(\frac{P}{P_o} \right)^{0,283} - 1 \right] \times \text{sf} \quad (7.5)$$

P_{BL} : Blower gücü (kW)

- w : hava kütle debisi (kg/s)
R : Gaz sabiti (8,314 kJ/kmol^oK)
T₀ : Giriş sıcaklığı (°K) (303 °K kabul)
P₀ : Mutlak giriş basıncı (atm) (0,95 atm kabul)
P : Mutlak çıkış basıncı (atm) (1,56 atm kabul)
e : Blower verimi (%70-80)
sf : güvenlik katsayısı (1,5)

buradan;

$$P_{BL} = 2,58 \text{ kW}$$

Havalandırma havuzunda 24 saatlik enerji ihtiyacı = 2,58 kW x 24 h =61,92 kWh/gün

Peeters vd.'de (2007) belirtildiği gibi bir tesiste tüketilen enerjinin %35-40'ının membran havalandırma ünitesinden oluştuğu varsayılırsa;

$$\text{Toplam enerji tüketimi} = 61,92 \text{ kWh/gün} / 35 \times 100 = 176,9 \text{ kWh/gün}$$

$$\text{m}^3 \text{ başına tüketilen enerji} = 176,9 \text{ kWh/gün} / 210 \text{ m}^3/\text{gün} = 0,84 \text{ kWh/m}^3$$

7.1.5. Stabilizasyon havuzu (SH) hesapları

Evaporasyon miktarı: Şanlıurfa için 1981-2010 yılları arası ortalama 9 mm/m²gün (Anonim XIV-2014)

$$\text{Stab. Hav. buharlaşan su miktarı: } 846 \text{ m}^2 \times 0,009 \text{ m/m}^2\text{gün} = 7,776 \text{ m}^3/\text{gün}$$

Çıkış debisi = Giriş debisi – Evaporasyon

$$Q_{\text{ç}} = Q_{\text{g}} - E = 40 - 7,776 = 32,224 \text{ m}^3/\text{gün}$$

$$\text{Giriş KOİ yükü: } 600 \text{ gKOİ/m}^3 \times 40 \text{ m}^3/\text{gün} = 24000 \text{ gKOİ/gün} = 24 \text{ kgKOİ/gün}$$

$$\text{Çıkış KOİ yükü: } 127 \text{ gKOİ/m}^3 \times 32,224 \text{ m}^3/\text{gün} = 4092,4 \text{ gKOİ/gün} \approx 4,092 \text{ kgKOİ/gün}$$

$$\text{Giderilen KOİ yükü: } 24 - 4,092 = 19,908 \text{ kgKOİ/gün}$$

Sera gazı emisyonları;

$$\text{Birim KOİ başına salınan metan miktarı: } 0,059 \text{ m}^3\text{CH}_4/\text{kgKOİ}_{\text{giderilen}}$$

$$\text{Oluşan metan gazı hacmi: } 0,059 \times 19,908 = 1,1746 \text{ m}^3\text{CH}_4/\text{gün}$$

$$\text{Oluşan metan gazı miktarı: } 1,1746 \times 0,717 = 0,842 \text{ kg CH}_4/\text{gün}$$

$$\text{Kişi başı üretilen metan gazı miktarı: } 0,842 \text{ kg CH}_4/\text{gün} / 190 = 0,004432 \text{ kg CH}_4/\text{gün}$$

7.1.5. Uzun havalandırmalı aktif çamur sistemi (UHAÇS) hesapları

Nüfus	:1020 kişi
MLSS	:4000 mg/l
MLVSS	:3200 mg/l
İşletme Çamur Yaşı	:30 gün
Giriş BOİ ₅	:300 mg/L
Çıkış Çöz. BOİ ₅	:9,13 mg/l
Giriş TN (N _o)	:40 mg/L
Çıkış TN (N)	:15 mg/L
Y _{aerobik}	:0,65
K _d _{aerobik}	:0,06
Y _{anaerobik}	:0,05
K _d _{anaerobik}	:0,025

Aerobik reaktör hacmi;

$$X \cdot V = \frac{Y \times Q \times \theta_c (S_0 - S)}{1 + K_d \times \theta_c} \Rightarrow 3200 \times V = \frac{0,65 \times 214,2 \times 30 (300 - 9,13)}{1 + 0,06 \times 30}$$

$$V = 135,6 \approx 136 \text{ m}^3/\text{gün}$$

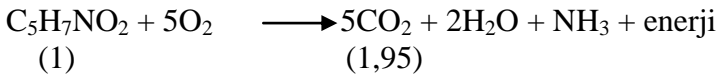
$$Y_{göz} = \frac{Y}{1 + K_d \theta_c} = \frac{0,65}{1 + 0,06 \times 30} = 0,232$$

Oluşan biyokütle;

$$P_x = Y_{göz} \times Q (S_0 - S) 10^{-3} = 0,232 \times 214,2 \times (300 - 9,13) 10^{-3} = 14,455 \text{ kg/gün}$$

Organik maddenin biyokütleyle oluşmamış kısmının mineralize olduğu kabul edilir. Bu hesapla;

$$\text{Mineralize olan organik madde} = (1 - Y_{göz}) \times Q (S_0 - S) 10^{-3} = 21,807 \text{ kg/gün}$$



eşitliğinden aerobik kısımdan salınan CO₂ miktarı;

$$21,807 \text{ kg/gün} \times 1,95 = 42,52 \text{ kgCO}_2/\text{gün}$$

Çamur çürütücü hesabı;

$$\theta_c = \frac{V \times X}{Q_w \times X} \Rightarrow 30 = \frac{136 \times 3,2}{Q_w \times 10} \Rightarrow Q_w = 1,45 \text{ m}^3/\text{gün}$$

Çamurdaki katı madde miktarı= $1,45 \text{ m}^3/\text{gün} \times 10 \text{ kg/m}^3 = 14,5 \text{ kgKM/gün}$

Katyonic PE miktarı: $2 \text{ g/kgKM} \times 14,5 \text{ kgKM/gün} = 29 \text{ g/gün}$

Kekteki PE: $29 \text{ g/gün} \times 0,7 = 20,3 \text{ g/gün}$

Toplam çamur miktarı: $14,5 + 0,0203 = 15,5203 \text{ kgKM/gün}$

Çamur debisi: $Q_{\text{ç}} = \frac{0,01}{0,04} Q_w = \frac{0,01}{0,04} 1,45 = 0,3625 \text{ m}^3/\text{gün} \quad \%4 \text{ KM}$

Çamurdaki Uçucu Katı Madde: $14,5 \times 0,7 = 10,15 \text{ kg/gün}$

Çamur çürütücüde UKM'nin %55'inin giderildiği varsayılırsa

$UKM_{\text{gid}} = 10,15 \times 0,55 = 5,5825 \text{ kg/gün}$

Çürütücü Hacmi; ($L_x=3$ alınır)

$$L_x = \frac{UKM}{V} \Rightarrow 3 = \frac{10,15}{V} \Rightarrow V = 3,38 \text{ m}^3$$

Çürütücüde oluşan atık çamur;

$$P_{X_{\text{çürütücü}}} = 1,42 \times UKM_{\text{gid}} \left[\frac{Y_{\text{anaerobik}}}{1 + K_d_{\text{anaerobik}} \theta_c} \right] = 1,42 \times 5,5825 \left[\frac{0,05}{1 + 0,025 \times 30} \right]$$

$$P_{X_{\text{çürütücü}}} = 0,226 \text{ kgUKM/gün}$$

Çürütücü metan üretimi;

$$Q_{\text{CH}_4} = 0,395 [1,42 UKM - 1,42 UKM_{\text{gid}}] = 0,395 [1,42 \times 5,5825 - 1,42 \times 0,226]$$

$$Q_{\text{CH}_4} = 3,00 \text{ m}^3/\text{gün}$$

Gaz debisi (%70 CH₄, %30 CO₂);

$$Q_{\text{gaz}} = \frac{Q_{\text{CH}_4}}{0,7} = \frac{3,00}{0,7} = 4,286 \text{ m}^3/\text{gün}$$

$$Q_{\text{CO}_2} = Q_{\text{gaz}} \times 0,3 = 4,286 \times 0,3 = 1,286 \text{ m}^3/\text{gün}$$

(Metanın özgül ağırlığı: $0,717 \text{ kg/m}^3$, Karbondioksitin özgül ağırlığı: $1,950 \text{ kg/m}^3 \text{ } 0^\circ\text{C}$)

$$M_{\text{CH}_4} = 3,00 \times 0,717 = 2,151 \text{ kgCH}_4/\text{gün}$$

$$M_{CO_2} = 1,286 \times 1,950 = 2,507 \text{ kgCO}_2/\text{gün}$$

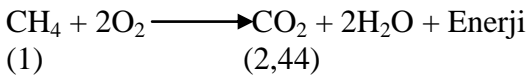
Aritma çamurunun tarımda uygulanması durumunda kaçınılacak (avoided product) gübre miktarı:

$$\text{Günlük azot üretim miktarı: } 0,226 \text{ kgKM/gün} \times 33 \text{ gN/kgKM} = 7,458 \text{ gN/gün}$$

$$\text{Günlük fosfor üretim miktarı: } 0,226 \text{ kgKM/gün} \times 23 \text{ gP/kgKM} = 5,198 \text{ gP/gün}$$

$$\text{Günlük potasyum üretim miktarı: } 0,226 \text{ kgKM/gün} \times 3 \text{ gK/kgKM} = 0,678 \text{ gK/gün}$$

Kojenerasyon Tesisi Enerji Üretimi



(1 kg CH₄'ün yanmasından 55,5 MJ enerji açığa çıkar)

$$\text{Üretilen enerji: } 2,151 \times 55,5 = 119,38 \text{ MJ/gün}$$

Ekserji ve Enerji Dönüşüm Hesapları

Biyogaz kullanan bir kojenerasyon tesisinin ekserji değeri elektrik için 1, ısı için 0,17; verim ise elektrik için 0,33, ısı için 0,54 alınmaktadır (EcoInvent V2.0).

Tesiste üretilen elektrik enerjisi:

$$119,38 \text{ MJ/gün} \times 1 \times 0,33 = 39,3954 \text{ MJ/gün} = 10,9432 \text{ KWh/gün}$$

Tesiste üretilen ısı enerjisi:

$$119,38 \text{ MJ/gün} \times 0,17 \times 0,54 = 10,9590 \text{ MJ/gün} = 3,0442 \text{ KWh/gün}$$

$$\text{Dönüşümden sonra salınan karbondioksit: } 2,151 \times 2,44 = 5,248 \text{ kg CO}_2/\text{gün}$$

Havalandırma havuzu için gerekli oksijen ihtiyacı

$$\text{kgO}_2/\text{gün} = \frac{Q(S_o - S) \times 10^{-3}}{f} - 1,42P_x + 4,57(N_o - N) \times 10^{-3}$$

$$\text{kgO}_2/\text{gün} = \frac{214,2(300 - 9,13) \times 10^{-3}}{0,68} - 1,42(14,455) + 4,57(40 - 15) \times 10^{-3}$$

$$\text{kgO}_2/\text{gün} = 71,21$$

diffüzör verim katsayısı 0,08 kabul edilirse, gereken hava miktarı (havanın özgül ağırlığı 1,201 kg/m³);

$$\text{m}^3\text{Hava/gün} = \frac{71,21 \text{ kgO}_2/\text{gün}}{1,201 \text{ kg/m}^3 \times 0,232 \text{ gO}_2/\text{gHava} \times 0,08} = 3194,63 \approx 3200$$

Blower enerji gereksinimi (adyabatik koşullar altında) (Qasım 1999)

$$P_{BL} = \frac{wRT_0}{8,41e} \left[\left(\frac{P}{P_0} \right)^{0,283} - 1 \right] \times sf \quad (7.5)$$

- P_{BL} : Blower gücü (kW)
 w : hava kütle debisi (kg/s)
 R : Gaz sabiti (8,314 kJ/kmol^oK)
 T_0 : Giriş sıcaklığı (^oK) (303 ^oK kabul)
 P_0 : Mutlak giriş basıncı (atm) (0,95 atm kabul)
 P : Mutlak çıkış basıncı (atm) (1,56 atm kabul)
 e : Blower verimi (%70-80)
 sf : güvenlik katsayısı (1,5)

buradan;

$$P_{BL} = 4,02 \text{ kW}$$

Havalandırma havuzunda 24 saatlik enerji ihtiyacı = 4,02 kW x 24 h =96,48 kWh/gün

Bell ve Abel'de (2011) belirtildiği gibi bir tesiste tüketilen enerjinin %60'ının havalandırma ünitesinden oluştuğu varsayılırsa;

$$\text{Toplam enerji tüketimi} = 96,48 \text{ kWh/gün} / 60 \times 100 = 160,8 \text{ kWh/gün}$$

$$m^3 \text{ başına tüketilen enerji} = 160,8 \text{ kWh/gün} / 214,2 \text{ m}^3/\text{gün} = 0,75 \text{ kWh/m}^3$$

ÖZGEÇMİŞ

Mustafa YILDIRIM 1980 yılında Antalya'da doğdu. İlk, orta, lise öğrenimini Antalya'da tamamladı. 1998 yılında girdiği Akdeniz Üniversitesi Mühendislik Fakültesi Çevre Mühendisliği Bölümü'nden 2002 yılında Çevre Mühendisi olarak mezun oldu. Şubat 2003- Haziran 2005 yılları arasında, Akdeniz Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü, Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı'nda Yüksek Lisans öğrenimini tamamladı. Eylül 2005 yılında Akdeniz Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü, Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı'nda Doktora öğrenimine başladı. Ekim 2005 – Haziran 2009 tarihleri arasında Akdeniz Üniversitesi Mühendislik Fakültesi Çevre Mühendisliği Bölümü'nde Araştırma Görevlisi olarak görev yaptı. Haziran 2009'dan beri Antalya Büyükşehir Belediyesi Su ve Atıksu İdaresi Genel Müdürlüğünde Çevre Yüksek Mühendisi olarak görev yapmaktadır.

Tez Çalışmasından Yayımlanmış Makale

YILDIRIM, M. and TOPKAYA, B. 2012. "Assessing Environmental Impacts of Wastewater Treatment Alternatives for Small-Scale Communities", CLEAN-Soil, Air, Water, V. 40, Issue 2, p. 117 – 122. (Impact Factor: 2.177; UBYT : B tipi dergi)