

**İÇME SULARINDAN
TAT VE KOKU GİDERİMİ**

**Prof. Dr. İzzet Öztürk
Y. Müh. Malhun Fakıoğlu**

Genişletilmiş 2. Baskı

Teknik Kitaplar Serisi



İSKİ

ÖNSÖZ

İçme sularında biyolojik kaynaklı tat ve koku olgusu, günümüzde pek çok ülkenin yüzeysel su kaynaklarında yoğun olarak görülen ve küresel ısınma etkisiyle gelecekte giderek artan derecede yaygınlaşması beklenen önemli konulardan biri olmaya aday sorunlardan biridir. Bu kitap su arıtma tesisleri tasarımı ve işletimi alanında çalışan meslektaşlarımız ile Çevre Mühendisliği Bölümü Lisans ve Yüksek Lisans öğrencilerinin, Tat ve Koku Arıtımı konusunda ihtiyaç duyacakları temel bilimsel ve teknolojik bilgileri sağlayacak bir yardımcı Türkçe kaynak olarak hazırlanmıştır. Toplam 8 bölümden oluşan “İçme Sularından Tat ve Koku Giderimi” isimli bu eserde, konu ile ilgili çok sayıda kitap, teknik rapor, tasarım ve işletme rehberi, proje ve makale incelenerek doğrudan uygulamaya dönük hususların kavranmasını sağlayacak teknik metin ve uygulamalara yer vermiştir. Kitapta koku giderimine yönelik kimyasal oksidasyon yöntemlerine ek olarak, Türkçe kaynak sıkıntısı olan ozonla dezenfeksiyon, biyofiltrasyon ve yeraltı suyu arıtımı konularına da yer verilmiştir. Güncelleme yapılan bu yeni nüshada, metin bütün olarak gözden geçirilerek, bazı İSKİ uygulamaları ile Biyofiltrasyon ve Yeraltı Sularında Sertlik Giderimi alt bölümleri eklenmiştir. Kitabın Çevre Mühendisleri ile içme suyu arıtımı sektöründe çalışan operatör ve teknisyenlere faydalı olacağı ümit edilmektedir.

Kitapta özellikle AWWA (2011 ve 2012), Rakness (2005), Metcalf&Eddy (2014) ve Langlais vd. (1991)’den geniş ölçüde istifade edilmiştir. Bu yüzden ilgili kitapların yazarları ve yayınevlerine şükranlarımı sunarım. Kitaptaki bazı konuların da kapsamlı olarak incelenmek istenmesi durumunda mutlaka ilgili kaynaklara başvurulması gerekecektir. Yüzeysel sulardan tat ve koku giderimi konusunun incelendiği bu kitabın özellikle Eroğlu (2008) ve Muslu (2001) kaynakları ile birlikte kullanılması önerilir.

Kitabın yazımındaki katkıları dolayısıyla Y. Müh. Malhun Fakıoğlu’na teşekkür ederim. Kitapta kullanılan çeşitli verilerde ve uygulamaya dönük konulardaki emek ve tecrübelerini paylaştan öğrencilerim ile bu alanda çalışan İSKİ mensubu meslektaşlarıma; ayrıca kitap yazım sürecindeki sabır ve anlayışları dolayısıyla aileme şükranlarımı sunarım.

Kitabın üniversite dışında basımına izin veren İTÜ Rektörü Prof. Dr. Mehmet Karaca ve İnşaat Fakültesi Dekanı Prof. Dr. Ünal Aldemir’e teşekkür ederim.

Bu eserin İSKİ Teknik Kitaplar Serisi’nde basımını sağlayan İBB İSKİ Genel Müdürü Sayın Fatih Turan beyefendiye, Çevre Mühendisliği eğitim ve uygulamalarına katkıları dolayısıyla şükranlarımı sunarım.

Prof. Dr. İzzet Öztürk

Sarıyer, 2020

İÇİNDEKİLER

ÖNSÖZ.....	i
İÇİNDEKİLER.....	iii
KISALTMALAR	vii
1. GİRİŞ	1
2. İÇME SUYU TEMİN EDİLEN SİSTEMLERDE TAT VE KOKUNUN KAYNAKLARI...3	
2.1. Biyolojik Kaynaklar	3
2.1.1. Aktinomisetler	3
2.1.2. Alglar.....	3
2.2. Antropojenik Kaynaklar	7
2.3. Arıtma Proseslerinden Kaynaklanan Tat ve Koku	8
2.3.1. Halojenler	8
2.3.2. Klorofenoller	9
2.3.3. Klordioksitin Tetiklediği Tat ve Koku	9
2.4. İnorganik Bileşikler	10
2.4.1. Mineralize Su	10
2.4.2. Çözünmüş Oksijen	10
2.4.3. Metaller	10
2.5. Su Dağıtım Şebekelerinde Oluşan Tat ve Koku	10
2.5.1. Sorunu İnceleme Yaklaşımı	11
2.5.2. AWWA Araştırma Vakfı Çalışması Sonuçları	11
2.5.3. Kurulu Tesisler için Pratik Uygulamalar	14
2.5.3.1. Su Dağıtım Sistemlerinde Tat ve Kokunun Kaynakları.....	14
2.5.3.2. Su Dağıtım Şebekesi Tat ve Koku Çarkı	16
3. TAT VE KOKU BİLEŞENLERİNİN DİĞER PARAMETRELERLE İLİŞKİSİ.....	23
3.1. Klorofil-a	23
3.2. Seki Diski Derinliği	23
3.3. Fosfor.....	23
3.4. SUVA254	24
3.5. Hücre İçi/ Hücre Dışı Kirletici Oranı	24

4.	TAT VE KOKU GİDERİM YÖNTEMLERİ	27
4.1.	Ozon Ağırlıklı İleri Oksidasyon Prosesleri ile Tat/Koku Giderimi.....	28
4.1.1.	Ozon Oksidasyonu	28
4.1.1.1.	Ozonun Özellikleri ve Üretim Teknolojileri.....	28
4.1.1.2.	Ozon ile Tat ve Koku Giderimi Alanındaki Çalışmalar	33
4.1.2.	UV-Hidrojen peroksit Oksidasyonu.....	35
4.1.3.	UV-Ozon Prosesi ile Oksidasyon.....	35
4.1.4.	Hidrojen peroksit – Ozon (Perokson) Oksidasyonu.....	36
4.1.4.1.	Reaksiyon Mekanizması	36
4.1.4.2.	Literatürden Örnek Çalışmalar	37
4.1.4.3.	Laboratuvar Ölçekli Çalışma Sonuçları.....	40
4.1.4.4.	Pilot Ölçekli Çalışma Sonuçları.....	42
4.1.4.5.	Enerji gereksinimi	42
4.1.4.6.	Elektro-Perokson.....	42
4.2.	Aktif Karbon Adsorpsiyonu	43
4.2.1.	Toz Aktif Karbon Sistemi	46
4.2.2.	Granüler Aktif Karbon Sistemi	50
4.2.3.	Aktif Karbon Sistemlerinin İşletimi	52
4.2.3.1.	Genel Esaslar	52
4.2.3.2.	İşletmede Karşılaşılan Sorunlar	60
4.3.	Biyolojik Arıtma Sistemleri.....	63
4.3.1.	Biyofiltrasyon.....	63
4.3.1.1.	Biyofiltrasyon Ünitesinin Tasarımı.....	64
4.3.1.2.	Granüler Aktif Karbon Biyofiltreleri	70
4.3.1.3.	Biyofiltrasyon Ünitesinin Performansı	72
4.3.1.4.	Biyofiltrasyon Ünitesinin Maliyeti	73
4.3.1.5.	Konvansiyonel Filtrasyon Ünitesinin Biyofiltrasyona Dönüştürülmesi	73
4.3.1.6.	Literatürden Örnekler.....	75
4.3.2.	Ozon-Biyofiltrasyon Sistemi.....	77
4.4.	Nanopartiküllerle Oksidasyon	82
5.	TAT VE KOKU KONTROLÜNDE İSKİ DENEYİMLERİ	83

5.1. Genel Strateji	83
5.2. İSKİ'nin Su Arıtma Tesislerinde Tat/Koku Giderim İmkanları ve Genel Performans Durumu.....	84
5.3. İSKİ SAT'lerinde Tat ve Koku Gideriminde Karşılaşılan Temel Sorunlar ve Çözüm Önerileri	87
5.3.1. Sorunlar	87
5.3.2. Çözüm Önerileri.....	88
6. OZONLA DEZENFEKSİYON.....	95
6.1. Genel Esaslar	95
6.2. Dezenfeksiyon Verimini Etkileyen Faktörler	95
6.3. Ozonla CT Esaslı Su Dezenfeksiyonu.....	99
7. YERALTI SUYU ARITIMI	107
7.1. Yeraltı Suyu Tipleri	107
7.1.1. Aerobik Yeraltı Suları	107
7.1.2. Kısmi Anaerobik Yeraltı Suları.....	108
7.1.3. Anaerobik Derin Yeraltı Suları	109
7.2. Havalandırma ile Yeraltısularından Tat ve Koku Giderimi	110
7.3. Nehir Kenarı Yeraltı Sularının Arıtımı.....	113
7.4. Yeraltı Sularında Sertlik Giderimi.....	114
8. TAT VE KOKU KONTROLÜ İLE İLGİLİ GENEL TESPİT VE ÖNERİLER.....	123
KAYNAKLAR.....	127
DİZİN	135
EK I. Örnek Ön Ozonlama ve Perokson Dönüşümü Tasarımı	I
EK II. AWWA Toz Aktif Karbon Standardı.....	IX
EK III. Dezenfeksiyon Tankı Tasarım Esasları (AWWA, 2012).....	XV
Ek V. Su ve Atıksu Arıtımında Kullanılan Kimyasalların Özellikleri.....	XXV

KISALTMALAR

2-MIB	: 2-metilizoborneol
AOC	: Benzetilebilir Organik Karbon
BODC	: Biyobozunur Organik Karbon
BOM	: Biyobozunur Organik Madde
BET	: Brunaurer Emmett Teller
DBP	: Dezenfeksiyon Yan Ürünü
DOC/ÇOK	: Çözünmüş Organik Karbon
DPD	: N,N-dietil-p-fenilendiamin
FTC	: Tat Eşik Konsantrasyonu
FTN	: Tat Eşik Numarası
GAK	: Granüler Aktif Karbon
GC-MS	: Gaz Kromatografi-Kütle Spektrofotometri
NOM/DOM	: Doğal Organik Madde
OTC	: Koku Eşik Konsantrasyonu
SAT	: Su Arıtma Tesisi
SUVA	: Spesifik Ultraviyole Absorbansı
TAK	: Toz Aktif Karbon
THM	: Trihalometan
TOK	: Toplam Organik Karbon
UFRV	: Birim Filtre Çalıştırma Hacmi
YKF	: Yavaş Kum Filtrasyonu



İSKİ Ömerli İçme Suyu Arıtma Tesisi

1. GİRİŞ

Arıtılmamış sularda istenmeyen tat ve kokuya sebep olan organik bileşikler uygun kimyasal oksidasyon işlemleriyle kontrol edilebilir. Bu alanda yaygın olarak kullanılan başlıca oksitleyiciler; oksijen (hava), ozon, H_2O_2 , klor, klordioksit ve potasyum permanganattır. İleri oksidasyon prosesleri, toz veya granüler aktif karbon adsorpsiyonu ve biyofiltrasyon da tat ve koku gideriminde etkin biçimde kullanılan arıtma teknolojileridir (AWWA, 2012).

Yüzeysel sularda, özellikle alg ve diğer kokuya yol açan organizmalar ile çürüyen bitkilerden ortaya çıkan tat ve koku yaygındır. Sıkça rastlanan ve iyi bilinen biyolojik kaynaklı iki bileşik 2-metilisoborneol (2-MIB) ve Geosmin olup, sularda topraksı ve küfümsü kokularıyla karakterize edilirler. Bu iki bileşik, aktinomisetler ile çeşitli mavi-yeşil algler tarafından üretilir (IWA, 2019) ve klor, klordioksit ile potasyum permanganat gibi kimyasal oksitleyicilere karşı dirençlidirler. 2-MIB ve Geosmin'in istenilen düzeyin (genelde ≤ 10 ng/L) altına indirilebilmesi için genellikle ozon veya diğer ileri oksidasyon proseslerinin uygulanması gerekir.

Yeraltı suları, yukarıda belirtilen türlerden kimyasal oksitleyicilerle etkin biçimde oksitlenerek giderilebilen H_2S içerebilir. Sülfür, yeraltı sularında çözünmüş H_2S gazı ile HS^- ve S^{2-} iyonları halinde bulunabilir. Sülfür bileşenlerinin rölatif miktarları ortamın pH'ına bağlıdır. pH 6'da sülfürün %90'ı H_2S , %10'u ise HS^- formunda bulunur. pH 10'da ise sudaki sülfürün %100'ü HS^- formundadır. H_2S 'in klorla oksidasyonu sonucu çeşitli hidrojen sülfür bileşikleri oluşabilir. Şayet elementel sülfür oluşmuşsa, bulanıklığa yol açar ve indirgeyici şartlarda (sıcak su tankları vb.) yeniden H_2S 'e dönüşme riski mevcuttur. Keza sularda metalik kokuya yol açan polisülfür bileşikler de indirgeyici ortam şartlarında H_2S 'e dönüşebilirler. Ozon ve klordioksit gibi kuvvetli oksitleyicilerle H_2S hızlı bir şekilde tamamen SO_4^{2-} 'a oksitlenebilir.

Yeraltı suları doğal olarak oluşan NH_4 ve inorganik azot (NO_2^- , NO_3^-) ile diğer doğal ve yapay organik bileşikler içerebilirler. Bu tür bileşiklerin her biri, özellikle klorla oksidasyonda, kimyasal dozu ile temas süresini etkilerler ve ayrıca oluşan dezenfeksiyon yan ürünleri de tat ve koku oluşumuna katkıda bulunurlar. Birbirleriyle yarışan reaksiyonlar ve oksidasyon sürecinde oluşan bileşiklerden kaynaklanan ilave tat ve koku artışı potansiyeli dolayısıyla, uygun oksitleyiciyi seçmek ve gerekli tasarım kriterlerini oluşturabilmek için laboratuvar ve pilot ölçekli çalışmalar yapılması önem taşımaktadır. Kapsamlı deneysel çalışmalarla doğrulanması halinde, hedeflenen tat ve koku seviyesine ulaşabilmek için kimyasal oksidasyon ve aktif karbon adsorpsiyonu proseslerinin birlikte kullanımını gerekebilir (AWWA, 2012).

Bu kitapta ağırlıklı olarak yüzeysel sularda biyolojik kaynaklı tat ve koku sorununun kontrolü ile ilgili etkinliği kanıtlanmış arıtma teknolojilerinin tasarım/işletim esasları üzerinde durulmaktadır. Sulardan tat ve koku giderimi ile ilgili genel arıtma yöntemleri için Eroğlu (2008) ve Davis (2010)'e başvurulabilir.



İSKİ İkitelli Fatih Sultan Mehmet Han İçme Suyu Arıtma Tesisi

2. İÇME SUYU TEMİN EDİLEN SİSTEMLERDE TAT VE KOKUNUN KAYNAKLARI

İçme suyu temin edilen tesislerde tat ve kokunun temelde üç kritik noktada oluşumu söz konusudur: (1) İçme suyu rezervuarı, (2) Su Arıtma Tesisi veya (3) dağıtım şebekesi. Bu bölümde tat ve kokunun biyolojik ve antropojenik kaynakları incelenmiş olup, tesisteki arıtma proseslerinin sebep olduğu organoleptik sorunlar ile dağıtım şebekesinden kaynaklanan tat ve koku incelenmiştir.

2.1. Biyolojik Kaynaklar

Özellikle rezervuarlarda biriktirilen yüzeysel su kaynaklarında, aktinomisetler ve algler gibi bazı biyolojik etkenlerden dolayı sıklıkla tat ve koku problemi yaşanmaktadır. Bunun yanı sıra tat ve kokuya protozoa, mantar ve diğer sucul mikrobiyotanın da sebep olduğu bilinmektedir. Bu tür tat ve koku; balıksı, topraksı, odunsu, küflü, somon, gübre ve sardunya gibi tanımlanmaktadır. En sık bildirilen topraksı-odunsu-küflü tat ve kokuların, belirli mavi-yeşil algler ile aktinomisetler ve birkaç mantardan kaynaklandığı bilinmektedir. Eskiden tat ve koku ile ilgili olarak sadece mikrobiyal açıdan incelemeler yapılmışken, daha sonraları tat ve kokudan sorumlu belirli bileşikler belirleme/izole etme çalışmaları da yürütülmektedir. Bu çalışmalar, Geosmin ve 2-MIB gibi bileşiklerin aktinomiset kültürlerinden bulunuşunu sağlamıştır. 1970 yılı sonrası ise tat ve koku çalışmaları aktinomisetlerden mavi-yeşil alglere (siyanobakteriler) kaymıştır (Faust vd., 1998).

2.1.1. Aktinomisetler

Aktinomisetler filamentli bakteriler olup; göllerin su kolunu ve sedimentleri ile, akarsular ve nehirler gibi çeşitli habitatlarda bulunarak alg ve sucul bitkilerle uyum içinde yaşamaktadır. İçme sularında çok sayıda aktinomiset kaynaklı tat ve koku problemi bildirilmiştir. Aktinomisetler belirli çevresel durumlarda bina iç tesisatında tipik topraksı ve küflü tatlar üretebildiklerinden su dağıtım/isleme şebekelerinde soruna yol açabilirler. Aktinomiset büyümesi genelde 7-8° C’de başlar; fakat hızlı büyüme 20° C’nin üstüne çıkmadan başlamaz. 33-34° C civarlarında ise büyüme oldukça hızlı olsa da, göreceli olarak azalmaya başlar. 41° C’ye ulaşıldığında büyüme aniden durur. Bir diğer önemli büyüme faktörü olan besi maddesi, aktinomisetler tarafından boruların iç çeperinde [ve dış yüzeyinde] adsorbe olarak biriken organik maddeden sağlanabilir. İsale/dağıtım hattındaki ölü uçlar, suyun sirküle olmaması ve düzensiz tahliyeler nedeniyle, bu sorunun oluştuğu diğer önemli yerlerdendir (Faust vd., 1998).

2.1.2. Algler

İçilebilir su üretiminde deneyimli kişiler, algleri hamsu kaynaklarındaki tat ve kokunun en önemli sebebi olarak görmektedir. Algler bu kaynaklarda oldukça yaygın olup, içme suyunun organoleptik kalitesini önemli ölçüde belirlemektedir. Mavi-yeşil algler ve kamçılılar gibi bazı diatomlar başlıca sorun kaynakları olsa da, desmidleri de içeren bazı yeşil alglerin de, bu sorun kaynaklarından biri olduğu belirtilmektedir. Palmer vd. (1980), içme sularında tat ve kokuyla ilişkilendirilen bir çok algi tablolastırmıştır. Çeşitli alg gruplarını temsil eden türler ile bunlara ait tat duyusu bilgileri Tablo 2.1’de verilmiştir.

Tablo 2.1 Algler tarafından üretilen tat ve kokular (Palmer vd., 1980).

Koku Tanımı				
Alg Sınıfı	Orta miktarlarda alg	Büyük miktarlarda alg	Tat Tanımı	Dokunma hissi
Cyanophyceae				
<i>Anabaena</i>	Çimensi, küflü, latin çiçeği	Çürük, septik, tıbbi	-----	-----
<i>Anabaenopsis</i>	-----	Çimensi	-----	-----
<i>Aphanizomenon</i>	Çimensi, küflü, latin çiçeği	Çürük, septik, tıbbi	Tatlı	Kuru
<i>Cylindrospermum</i>	Çimensi	Septik	-----	-----
<i>Gloeotrichia</i>	-----	Çimensi	-----	-----
<i>Gomphosphaeria</i>	Çimensi	Çimensi	Tatlı	-----
<i>Microcystis</i> veya <i>Anacysts</i>	Çimensi, küflü	Çürük, septik, tıbbi	Tatlı	-----
<i>Nostoc</i>	Küflü	Çürük, septik, tıbbi	-----	-----
<i>Oscillatoria</i>	Çimensi	Küflü, baharat	-----	-----
<i>Rivularia</i>	Çimensi	Küflü	-----	-----
Chlorophyceae				
<i>Actinastrum</i>	-----	Çimensi, küflü	-----	-----
<i>Ankistrodesmus</i>	-----	Çimensi, küflü	-----	-----
<i>Chara</i>	Sarımsak, kokarca	Küflü, sarımsak	-----	-----
<i>Chlamydomonas</i>	Küflü, çimensi	Balıksı, septik, tıbbi	Tatlı	Aşırı tatlı, yağlı
<i>Chlorella</i>	-----	Küflü	-----	-----
<i>Cladophora</i>	-----	Septik	-----	-----
<i>Closterium</i>	-----	Çimensi	-----	-----
<i>Cosmarium</i>	-----	Çimensi	-----	-----
<i>Dictyosphaerium</i>	Çimensi, latin çiçeği	Balıksı	-----	-----
<i>Eudorina</i>	-----	Balıksı	-----	-----
<i>Gloeocystis</i>	-----	Çürük, tıbbi	-----	-----
<i>Gonlum</i>	-----	Balıksı	-----	-----
<i>Hydrodictyon</i>	-----	Çürük, septik	-----	-----
<i>Nitella</i>	Çimensi	Çimensi, çürük	Acı	-----
<i>Pandorina</i>	-----	Balıksı	-----	-----
<i>Pediastrum</i>	-----	Çimensi	-----	-----
<i>Scenedesmus</i>	-----	Çimensi	-----	-----
<i>Spirogyra</i>	-----	Çimensi	-----	-----
<i>Staurastrum</i>	-----	Çimensi	-----	-----
<i>Tribonema</i>	-----	Balıksı	-----	-----
<i>Ulothrix</i>	-----	Çimensi	-----	-----
<i>Volvox</i>	Balıksı	Balıksı	-----	-----

Tablo 2.1 (devamı)

Alg Sınıfı	Koku Tanımı		Tat Tanımı	Dokunma hissi
	Orta miktarlarda alg	Büyük miktarlarda alg		
Diatoms				
<i>Asterionella</i>	Baharat, sardunya	Balıksı	-----	-----
<i>Cyclotella</i>	Çimensi, baharat, sardunya	Balıksı	-----	-----
<i>Diatoma</i>	-----	Aromatik	-----	-----
<i>Fragilaria</i>	Çimensi, baharat, sardunya	Küflü	-----	-----
<i>Melosira</i>	Çimensi, baharat, sardunya	Küflü	-----	Aşırı tatlı, yağlı
<i>Meridion</i>	-----	Baharat	-----	-----
<i>Pleurosigma</i>	-----	Balıksı	-----	-----
<i>Stephanodiscus</i>	Çimensi, baharat, sardunya	Balıksı	-----	Aşırı tatlı, yağlı
<i>Synedra</i>	Çimensi	Küflü, balıksı	-----	Aşırı tatlı, yağlı
<i>Tabellaria</i>	Çimensi, baharat, sardunya	Balıksı	-----	-----
Chrysophyceae				
<i>Dinobryon</i>	Menekşe, balıksı	Balıksı	-----	Aşırı tatlı, yağlı
<i>Mallomonas</i>	Menekşe	Balıksı	-----	-----
<i>Synura</i>	Salatalık, çürük, tıbbi, kavun	Balıksı	Acı	Kuru, metalik, aşırı tatlı, yağlı
<i>Uroglenopsis</i>	Salatalık	Balıksı	-----	Aşırı tatlı, yağlı
Euglenophyceae				
Euglena	-----	Balıksı	Tatlı	-----

Koku, başlangıçta tanımlanırken, 4 genel gruba ayrılmıştır.

- Aromatik koku: Meyve, sebze ve baharatların yanı sıra kokarca ve sarımsak gibi hoş olmayan kokuları içermektedir.
- Balık kokusu: Aromatik kokulardan da sorumlu algler tarafından üretilir. Balıksı koku söz konusuysa, sorumlu organizmaların ortamdaki sayısı oldukça fazladır.
- Çimensi koku: Yeşil alg tarafından üretilen en yaygın kokudur ve bu tür organizmalar çok sayıda olduğu zaman bu koku belirir. Ayrıca belli başlı mavi-yeşil algler ile bazı diatom ve pigmentli kamçılıların varlığında da bu kokunun oluştuğu bilinmektedir.
- Küflü ve topraksı koku

Diğer tanımlar: “septik” kokular, mavi-yeşil alglerin bolluğu ile ilişkilendirilmiştir. “klorofenolik, iyodoform ve tıbbi” koku ise alg metabolitlerinin klorlanması sonucu oluşmaktadır. Yapılan çalışmalarda, incelenen yıllık alg ve aktinomiset döngüsüne göre, mavi-yeşil alg popülasyonunun düşmeye başladığı anda aktinomiset popülasyonunun pik seviyede olduğu gözlenmiştir. Bunun

anlamı, mavi yeşil alglerin aktinomisetler için besin kaynağı olduğudur. Eşik koku numarasının (TON-threshold odor number) bu iki biyolojik organizmanın düşüşe geçtiği dönemde pik gösterdiği görülmüştür. **Alg ve aktinomiset kalıntılarının biyokimyasal süreçlerle parçalanması, suya koku maddesi salınmasına neden olmaktadır (Faust vd., 1998).**

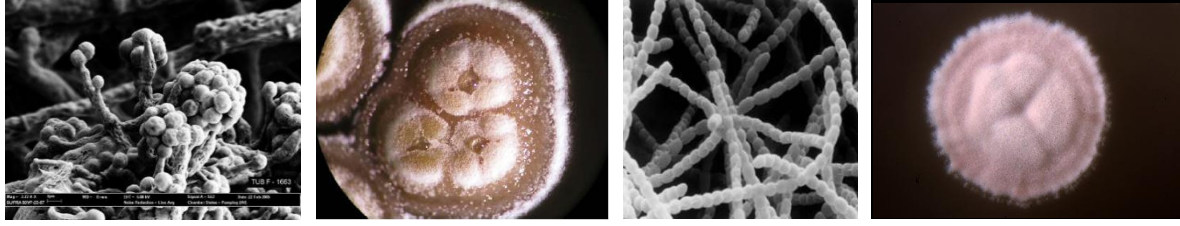
Biyolojik Kaynaklı Kokunun Kimyası

Aktinomiset kültürü çalışmalarında Gerber ve Lechevalier'ın *Sterptomyces* kültüründen ekstraksiyon, distilasyon ve gaz-sıvı kromatografisi tekniğiyle izole ederek keşfettiği bileşik olan Geosmin molekülünün, topraksı küflü kokunun sebebi olduğu belirlenmiştir. International Union of Pure and Applied Chemistry (IUPAC) adlandırması (4S, 4aS, 8aR)-4, 8a-Dimetil-1,2,3,4,5,6,7,8-octa hydronaphthlene-4a-ol olan bu molekülün (C₁₂H₂₂O) kaynama noktası 270° C ve molekül ağırlığı 182, 31 g/mol'dür.

Tablo 2.2 Geosmin ve 2-MIB üreten aktinomisetler.

Geosmin üreticileri	2-MIB üreticileri
<i>Actinomyces biwako</i>	<i>Actinomadura sp.</i>
<i>Microbispora rosea</i>	<i>Nocardiosis (Actinomadura) dassonvillei</i>
<i>Nocardia sp.</i>	<i>Streptomyces antibioticus</i>
<i>Streptomyces antibioticus</i>	<i>S. griseus</i>
<i>S. fradiae</i>	<i>S. praecox</i>
<i>S. griseus</i>	<i>S. griseoluteus</i>
<i>S. odofier</i>	<i>S. lavendulae</i>
<i>S. alboniger</i>	<i>S. odofier</i>
<i>S. lavendulae</i>	<i>S. chilbaensis</i>
<i>S. viridochromogenes</i>	<i>S. fragilis</i>
<i>S. griseoluteus</i>	<i>S. neyagawaensis</i>
<i>S. chibaensis</i>	<i>S. phaeofaciens</i>
<i>S. fragilis</i>	<i>S. prunicolor</i>
<i>S. griseoflavus</i>	<i>S. versipellis</i>
<i>S. neyagawaensis</i>	<i>S. werraensis</i>
<i>S. phaeofaciens</i>	
<i>S. prunicolor</i>	
<i>S. versipellis</i>	
<i>S. werraensis</i>	
<i>S. albidoflavus</i>	

Daha sonraları, küf kokulu diğer bir bileşik aktinomiset kültüründen izole edilmiş ve 2-metilzoborneol (2-MIB) olarak tanımlanmıştır. Bu bileşik *Streptomyces antibioticus*, *S. Praceox* ve *S. Griseus* adında üç aktinomisetin kültüründen izole edilmiştir. 2-MIB, IUPAC adıyla 1, 2, 7, 7-tetrametilbisiklo[2, 2, 1] heptan-2-ol'ün molekül ağırlığı 168,28 g/mol olup moleküler formülü C₁₁H₂₀O'dur. Tablo 2.2 ve Şekil 2.1, Geosmin veya 2-MIB üreten aktinomisetleri göstermektedir (Faust vd., 1998).



Şekil 2.1 Geosmin ve 2-MIB üreten bazı aktinomiset türleri: *Streptomyces albidoflavus*, *Streptomyces antibioticus*, *Streptomyces griseus* ve *Streptomyces lavendulae* (soldan sağa doğru).

2.2. Antropojenik Kaynaklar

Organik bileşikler

İçme sularındaki birçok tat ve koku, ayrı bir molekül olarak veya bir katkı maddesi, sinerjetik (birleşik artırıcı etki) veya antagonistik (azaltıcı karşı etki) bir bileşik ile reaksiyona giren organik bileşikler dolayısıyla oluşmaktadır. Bu organiklerin kaynağı çok sayıda ve çeşitlilik göstermekte olup, çoğunluğu endüstriyel üretim prosesi atıksu deşarjlarından kaynaklanmaktadır. Tablo 2.3 bir takım kimyasal bileşiklerin koku karakteristiklerinin yanısıra koku eşik konsantrasyonları da (KEK) verilmektedir.

Tablo 2.3 Eşik konsantrasyonlar ve koku karakteristikleri.

Bileşik	Formül	Koku eşik değeri (mg/L)	Açıklamalar
Allyl Mercaptan	$\text{CH}_2\text{CHCH}_2\text{SH}$	0,00005	Oldukça nahos, sarımsaksı koku
Ammonia	NH_3	0,037	Keskin, sert koku
Benzyl mercaptan	$\text{C}_6\text{H}_5\text{CH}_2\text{SH}$	0,00019	Hoş olmayan koku
Chlorine	Cl_2	0,010	Sert, rahatsız edici koku
Chlorophenol	$\text{ClC}_6\text{H}_4\text{OH}$	0,00018	Tıbbi koku
Crotyl Mercaptan	$\text{CH}_3\text{CH:CHCH}_2\text{SH}$	0,000029	Kokarca kokusu
Diphenyl Sulphide	$(\text{C}_6\text{H}_5)_2\text{S}$	0,000048	Hoş olmayan koku
Ethyl Mercaptan	$\text{CH}_3\text{CH}_2\text{SH}$	0,00019	Çürümüş lahana kokusu
Ethyl Sulfide	$(\text{C}_2\text{H}_5)_2\text{S}$	0,00025	Mide bulandırıcı koku
Hydrogen Sulfide	H_2S	0,0011	Çürük yumurta kokusu
Methyl Mercaptan	CH_3SH	0,0011	Çürümüş lahana kokusu
Methyl Sulfide	$(\text{CH}_3)_2\text{S}$	0,0011	Çürümüş sebze kokusu
Pyridine	$\text{C}_6\text{H}_5\text{N}$	0,0037	Nahos, rahatsız edici koku
Skatole	$\text{C}_9\text{H}_9\text{N}$	0,0012	Dışkı kokusu, mide bulandırıcı
Sulfur Dioxide	SO_2	0,009	Sert, rahatsız edici koku
Thiocresol	$\text{CH}_3\text{C}_6\text{H}_4\text{SH}$	0,0001	Acımsı, kokarca benzeri koku
Thiophenol	$\text{C}_6\text{H}_5\text{SH}$	0,000062	Çürük, mide bulandırıcı koku

Çok sayıda organik kimyasalın (saf bileşikler) KEK değerleri laboratuvar çalışmalarıyla tespit edilmiştir. Bu kimyasallar (Tablo 2.4) endüstride yaygın kullanımları göz önüne alınarak seçilmiş olup, atıksuda bulunması muhtemel bileşiklerdir (Faust vd., 1998).

Tablo 2.4 Çeşitli kimyasalların koku eşik konsantrasyonları (çok sayıda panelist ve gözleminden elde edilen sonuçlar), AWWA.

Kimyasal adı	Ortalama KEK (ppm)	Aralık (ppm)
Asetik asit	24,3	5,07-81,2
Aseton	40,9	1,29-330
Asetofenon	0,17	0,0039-2,02
Asetonitril	18,6	0,0031-50,4
Allil klorür	14700	3600-29300
n-Amil Asetat	0,08	0,0017-0,86
Anilin	70,1	2,0-128
Benzen	31,3	0,84-53,6
n-Bütanol	2,5	0,012-25,3
n-Bütil Merkaptan	0,006	0,001-0,06
p-Klorofenol	1,24	0,02-20,4
o-Kresol	0,65	0,016-4,1
m-Kresol	0,68	0,06-4,0
Dikloroizopropileter	0,32	0,017-1,1
2,4-Diklorofenol	0,21	0,02-1,35
Dimetilamin	23,2	0,01-42,5
Etilakrilat	0,0067	0,0018-0,0141
Formaldehit	49,9	0,8-102
2-Merkaptoetanol	0,64	0,07-1,1
Mesitilen	0,027	0,00024-0,062
Metilamin	3,33	0,65-5,23
Metil Etil Piridin	0,05	0,017-0,225
Metil Vinil Piridin	0,04	0,015-0,12
β -Naftol	1,29	0,01-11,4
Oktıl Alkol	0,13	0,087-0,56
Fenol	5,9	0,016-16,7
Piridin	0,82	0,007-7,7
Kinolin	0,71	0,016-4,3
Stiren	0,73	0,02-2,6
Tiyofenol	13,5	2,05-32,8
Trimetilamin	1,7	0,04-5,17
Ksilen	2,21	0,26-4,13

2.3. Arıtma Proseslerinden Kaynaklanan Tat ve Koku

Hamsu kaynaklarındaki kirleticiler, su arıtma tesislerinde uygulanan koagülasyon, adsorpsiyon veya oksidasyon prosesleriyle yapısal olarak modifiye edilmekte veya giderilmektedir. Bu bağlamda tat ve kokuyu etkileyen en önemli arıtma kademesi; klorlama ve ozonlama gibi oksidatif proseslerdir. Bu prosesler sonucunda, aynı zamanda en yaygın tat ve koku bileşiklerinden olan dezenfeksiyon yan ürünleri de oluşmaktadır.

2.3.1. Halojenler

Su abonelerinin (tüketici) çoğu, arıtılmış içme suyunda tat ve kokuya yol açan bileşiklerin klor dezenfektanları olduğunu düşünmektedir. Çok sayıda araştırmada; klor, brom ve iyot için tat ve koku eşik değeri bulunmuştur. Bu bağlamda, bakiye klor için koku eşik değerlerinin önemli ölçüde

pH'a göre değiştiği belirlenmiştir. pH=5,0'da bakiye klor eşik değeri 0,075 mg/L iken pH=7,0'de eşik değerinin 0,156 mg/L ve pH=9,0'da ise 0,450 mg/L olduğu tespit edilmiştir. Tablo 2.5'te s3z konusu 33 halojen bileşik i3in algısal eşik değerleri verilmektedir. Bir diğer 3alışmada, hipoklor3z asit ve hipoklorit iyonunun da benzer klorlu tat ve kokuya neden olduğu belirtilmiştir. Monokloramin 33zelteleri klora benzer tat ve koku verirken, dikloraminin tat ve kokusunun, y3zme havuzu kokusuna benzer (klor veya 3amaşır suyu gibi) olduğu belirtilmiştir.

D3nya genelinde i3me suyu şebekelerindeki minimum g3venli bakiye klor aralığının 0,2 – 0,5 ppm d3zeyinde tutulması 3nerilmektedir. Halk sağlığı bakımından tehlike arz etmeyen azami bakiye klor seviyeleri ise 4-5 ppm civarındadır (WHO, 2010, EPA, 2009).

Tablo 2.5 Sıvı 33zeltide serbest halojen kalıntılarının heyet testi eşikleri (mg/L), (Faust & Aly, 1998).

	Klor		Brom		İyot	
	Eşik Kons.	Eşik Aralığı	Eşik Kons.	Eşik Aralığı	Eşik Kons.	Eşik Aralığı
pH						
5,0±0,1	0,075	0,013-0,136	0,226	0,111-0,340	0,204	0,118-0,290
7,0±0,1	0,156	0,020-0,290	0,212	0,078-0,346	0,190	0,001-0,394
9,0±0,1	0,450	0,144-0,760	0,215	0,118-0,313	0,147	0,001-0,420
Ayarlanmamış						
5,3±0,1	0,050	0,001-0,220	0,168	0,043-0,291		
6,2±0,1					0,155	0,056-0,252

2.3.2. Klorofenoller

Arıtılmış i3me sularında tespit edilen ilk dezenfeksiyon yan 3r3nlerinden biri, klor ve fenol3n reaksiyonundan oluşan klorofenollerdir. Kentsel alanlardaki i3me suyu aboneleri sıklıkla “iyot” veya “tıbbi” tattan dolayı şikayette bulunmuşlardır. Klorofenoller olduk3a d3ř3k KEK değerlerine sahipken, fenol (C₆H₅OH) KEK değerı (5,9 mg/L) daha y3ksektir. Arıtılmış bir su, arıtma tesisini kabul edilebilir tat ve koku konsantrasyonlarıyla terk edebilir. S3z konusu su eser konsantrasyonda (<1 mg/L) fenol i3ermekte ise su dağıtım sisteminde (şebekede) klorofenoll3 bileşikler oluşabilir. Bu durumda klorofenollerin oluştuğu reaksiyonun merteye ve kinetiğini bilmek olduk3a 3nem taşımaktadır.

Y3r3t3len bir takım 3alışmalara g3re 2,4-DCP (diklorofenol), 2,6-DCP ve 2-CP (klorofenol) bileşiklerinin en y3ksek tat ve kokuya sahip olduğu belirtilmiştir. Bu bileşiklerin oluşturduğu tat yoğunluğunun pH ile g333l3 bir ilişkisi de araştırılan bir diğer konudur. Ayrıca, klorlama sonucu yoğun tada sebep olan bileşiklerin oluşumunun amonyak varlığında daha yavaş olduğu tespit edilmiştir. Bu durum uygun ortamda, arıtma tesisinde algılanamayan fakat şebeke sonundaki su t3keticisinin algılayacağı “tıbbi” tadın oluşumuyla sonu3lanabilir (Faust vd. 1998).

2.3.3. Klordioksitin Tetiklediği Tat ve Koku

Klordioksit (ClO₂) ge3mişte koku kontrol3, dezenfeksiyon, 33z3nebilir metallerin oksidasyonu ve THM oluşumunun azaltımı gibi sorunların 33z3m3 i3in kullanılmıştır. Fakat son yıllarda su dağıtım şebekelerindeki kokular bu oksidanın varlığıyla ilişkilendirilmiştir. Bildirilen kokuların şebekede

ara sıra görüldüğü ve rastgele dönemlerde meydana geldiği belirtilmektedir. Bu kokuların klor benzeri, gaz yağı ve kedi idrarı kokusuna benzediği ifade edilmektedir.

2.4. İnorganik Bileşikler

İçme sularında çözünmüş organik bileşiklerden kaynaklanan tatlara sıklıkla rastlanmaktadır. Bu bileşikler suya “mineral” veya “acı metalik” tat vermektedir. Çelik ve bakır boruların aşınma ürünlerinin, suya bahsi geçen acı metalik tadı verdiği tespit edilmiştir.

2.4.1. Mineralize Su

Kaliforniya’da yapılan bir çalışmada çeşitli minerallerin tatlarının tanımlanması için eğitilmiş denekler kullanılmış ve şu sonuçlara varılmıştır: CaCl_2 : acı tat, MgCl_2 : hafif acı ve tatlı tat, NaCl : oldukça tuzlu tat, CaSO_4 ve MgSO_4 : ayırt edici tatları yok.

2.4.2. Çözünmüş Oksijen

Suyun yavan, lezzetsiz bir tadının olması, düşük çözünmüş oksijen içeriğiyle (ÇO) veya mineral tuzlarla ilişkilendirilmektedir. Bu konu hakkında çeşitli ÇO konsantrasyonlarına sahip suların tatlarını inceleyen laboratuvar çalışmaları yapılmıştır. Elde edilen veriler sonucunda ÇO içeriğinin içme suyunun tadına oldukça az etkisi olduğu görülmüştür (Faust vd., 1998).

2.4.3. Metaller

Su sıklıkla bakır, demir, mangan ve çinko gibi metallerden dolayı “acı” ve “metalik” bir tat kazanır. Bu metallerden Cu, Fe ve Zn suyun iletildiği borulardaki korozyondan ötürü meydana gelmektedir. Bu tespit özellikle yumuşak ve asidik özellikteki sular için geçerlidir. Bu metallerin eşik değerlerinin tespit edildiği bir çalışmanın sonucu Tablo 2.6’da verilmiştir. İçme suyu ile ilgili yönetmeliklerde metal tat konsantrasyon eşikleri belirlenirken bu değerler dikkate alınmaktadır.

Tablo 2.6 Distile suda heyet üyeleri tarafından algılanabilen konsantrasyon aralıkları (Faust & Aly, 1998).

	Eşik Dağılımı	
	%5	%95
Metal adı		
Çinko	4,3	62
Bakır	2,6	15,8
Demir	0,04	256
Mangan	0,9	487

2.5. Su Dağıtım Şebekelerinde Oluşan Tat ve Koku

Halka sağlanan su, uygun basınçta ve yeterli kalitede olmasının yanı sıra, arıtma tesisinden tüketiciye ulaştırılana kadar kalitesini kabul edilebilir seviyede korumalıdır. Genel olarak tüketicilerin dağıtım şebekesindeki su kalitesi bozulmalarından olumsuz etkilendiği farkedilmiştir. Bu tür bir bozulma, suyun organoleptik karakteristiğini bozarak tüketici şikayetleriyle sonuçlanabilir. AWWA’nın 1989’da Amerika’daki 300 Su Arıtma Tesisi’nde yürüttüğü araştırmaya göre, tesislerin %65’inde tat ve koku sorununun birincil (esas) nedeni olarak su dağıtım sistemini gösterilmiştir.

Son 20 yılda tat ve koku kontrolünde büyük gelişmeler görülse de, sorunun daha çok su kaynağı veya arıtma esnasında oluşum temelli olma ihtimali üzerinde yoğunlaşmıştır. Suyun şebekeye verilmek üzere arıtma tesisinden çıkışından sonraki zaman içerisindeki kalite değişimi hakkında oldukça az bilgi mevcuttur. Burlingame ve Anselme (1995)'in çalışması, bu güne dek dağıtım sistemlerindeki tat ve koku sorunu hakkında en kapsamlı bilgileri içermektedir.

Su dağıtım sistemleri oldukça karmaşık olup, şebekedeki su kalitesi değişiminin araştırılması oldukça zordur. Dağıtım sistemi kaynaklı tat ve koku olayları raporlanmalı/bildirilmeli, merkezi bir veri tabanı oluşturularak bu tür durumlar kaydedilmeli ve çıktıları değerlendirilmelidir. Acil durumda müdahale ihtiyacı dolayısıyla, tesise araştırma ve sorunun kaynağının ne olduğunu anlamada yeteri kadar süre tanımamakta; mümkün olan en hızlı çözüme ihtiyaç göstermektedir. Bu tür problemleri çözmenin maliyeti yüksek ve vakit alıcıdır. Ayrıca, dağıtım sistemlerinin genellikle tat ve kokuyu azaltma amaçlı tasarlanmamış olması bir diğer sorundur.

Konu ile ilgili olarak AWWA tarafından yürütülmüş olan kapsamlı bir çalışmada; şebekede tat ve kokunun oluşumunda rol oynayan anahtar parametrelerin tanımlanması, kimyasal ve mikrobiyolojik etkenlerin belirlenmesi, özgül su kalite sorunlarına potansiyel çözümler getirmesi ve su tesislerinin bu problemleri çözebilmesi veya önleyebilmesi için bir rehber oluşturulması hedeflenmiştir (AWWA, 2002).

2.5.1. Sorunu İnceleme Yaklaşımı

AWWA Araştırma Vakfı (AWWA Research Foundation) için Khiari vd. (2002) tarafından yürütülen ve bu alanda Rehber niteliği taşıyan kapsamlı bir çalışmada tat ve koku sorununa sebep olan ve aşağıda sıralanan temel etmenlerin sistematik araştırması yapılmıştır:

- Dağıtım şebekesine giren suyun kalitesi (yüzeysel su ve yeraltı suyu da dahil), çeşitli arıtma prosesleri (düşük ve yüksek dozlu koagülasyon ile ön ve son ozonlama) ve kullanılan dezenfektan türü (klor veya kloraminler)
- Dağıtım şebekesi koşulları ve işletimi
- Biyolojik aktivite
- Şebeke malzemeleri denetimi ve ekipmanı
- Hidrolik bekleme (alıkonma) süresi (su yaşı)
- Karıştırma kaynaklı sorunlar (örneğin farklı orijin ve kalitedeki arıtılmış sular veya klorlanmış ve kloraminlenmiş sular)

Bu Bölümde, Khiari vd. (2002) tarafından bu amaçla 4 aşama halinde gerçekleştirilen çalışma sonuçları özetlenmiştir.

2.5.2. AWWA Araştırma Vakfı Çalışması Sonuçları

ABD'de yürütülen söz konusu çalışmadan elde edilen temel bulgu ve sonuçlar ışığında, tat ve kokuya yol açan etkenler sebep ve ilişki açısından 5 sınıfa ayrılmıştır: (1) biyolojik aktivite (2) dezenfektanlar (3) dezenfeksiyon yan ürünleri (DBP'ler) ve sürekli reaksiyonları (4) dağıtım şebekesi malzemelerinden (boru, vana vb.) salım ve (5) farklı özellikteki suların karıştırılma faktörleri

Biyolojik Aktiviteden Kaynaklanan Tat ve Koku

Aşağıdaki bulgular kapalı devre boru gözü (pipe-loop) deneyleri sonuçlarından elde edilmiştir.

- Dezenfektansız durumda kapalı boru gözü deneylerinde artan bekleme süresiyle küflü-topraksı tat yoğunluğunda bir artış gözlenmiştir. Su kütlesinde mikrobiyal sayımlar (mantar ve aktinomisetlerin) ile küflü-topraksı tat eşik numarası (FTN) arasında herhangi bir lineer korelasyon bulunmamıştır.
- Dezenfektan kullanımı (klor, kloraminler) küflü-topraksı tadın gözlenmesinde ve FTN değerinin düşmesinde gecikmeye yol açabilmektedir.
- Küflü-topraksı tatların dezenfektanlarla kontrolü, kimyasal reaksiyon veya duyuusal maskeleye etkisinin (sensory masking action) yanı sıra biyostatik etki sonucu mikrobiyal aktivitenin azalmasıyla gerçekleşmektedir.
- Bu deneyler sonucunda klorun çok düşük konsantrasyonlarda bile hoş olmayan tatları tetikleyebildiği ortaya çıkmıştır. Monokloramin kullanımı ile belirgin düzeyde herhangi bir FTN artışı gözlenmemiştir.

Genel olarak, kapalı boru-gözü ve dairesel reaktör çalışmalarının gerçek dağıtım şebekesinde gözlemlenen sonuçlarla örtüştüğü görülmüştür. Bir örnek olay araştırması sırasında 2,4,6-tribromoanisol (TBA) molekülünün küflü-topraksı kokuya sebep olduğu tespit edilmiştir. TBA'nın koku eşik konsantrasyonu (KEK, OTC) 25°C'de yaklaşık 0,03 ng/L'dir. TBA'nın biyolojik temeli tam bilinmese de oluşum mekanizmasının 2,4,6 trikloroanisol (TCA)'e benzer olduğu varsayılabilir. TCA'nın mantar varlığında klorofenollerin biyometillenmesi ile oluştuğu bildirilmiştir.

Dezenfektanların Sebep Olduğu Tat ve Koku

Genelde arıtılmış suyun geri planındaki tat klordur. ABD Güvenli İçme Suyu Yasası halka su sağlayan kaynakların bakiye klor seviyesinin 0,2-4,0 mg/L arasında olmasını zorunlu kılmaktadır. Fransa ve İngiltere gibi bazı ülkelerde ise klorlu tat sakıncalı görülmekte ve şebekede klor bakiyesini azaltmak için önlemler alınmaktadır.

Fransa'da yürütülen kapalı boru-gözü deneylerinden dezenfektanların tat ve koku davranışı ile ilgili aşağıdaki sonuçlar elde edilmiştir:

- Tat sorunu bulunmayan bir suda gerçekleştirilen kavanoz testinde klor için Cl₂ cinsinden FTC (tat eşik konsantrasyonu) değeri 25°C'de 0,025 mg/L ve monokloramin için Cl₂ cinsinden 0,28 mg/L olarak tespit edilmiştir.
- Klor bozulması dışında dağıtım şebekesinin, dezenfektanlar tarafından tetiklenen klorlu tada özgül bir etkisi bulunmamaktadır.
- Klor tadı, Cl₂ cinsinden klor için 0,07 mg/L ve kloramin için 0,55 mg/L'nin altındaki konsantrasyonlarda fark edilemez hale gelerek yerini küflü-topraksı tada bırakmaktadır.

Saha ve laboratuvar ölçekli çalışmalarda da aşağıdaki benzer sonuçlar elde edilmiştir.

- Saha çalışmalarına göre klorlu tatlar Cl_2 cinsinden klor için 0,05 mg/L üst limitine kadar algılanabilmekte ve küflü-topraksı tatlar Cl_2 cinsinden klor için 0,1 mg/L'nin altındaki konsantrasyonlarda ortaya çıkmaktadır.
- Farklı arıtma koşullarında yürütülen laboratuvar ölçekli deneylerde, dezenfektanların duyuusal maskeleye etkisi, farklı orijinde ve su kalitesindeki çeşitli sularda kanıtlanmıştır. Daha uzun bekleme sürelerini müteakip klor bozulmalarının diğer tat ve koku karakteristiklerinin görülmesini desteklediği gözlenmiştir. Arıtılmış ve arıtılmamış (ham) su, arıtma sonrası çeşitli bekleme sürelerinde karşılaştırıldığında, kokuların maskeleye etkisinin (aslen ham suda bulunan veya ozonlama sırasında oluşan) klor veya kloramin varlığında gerçekleştiği görülmüştür. Bazı durumlarda uzayan bekleme sürelerinin ardından maskeleye etkisinin ortadan kaybolduğu ve orijinal kokunun yeniden belirlediği görülse de, diğer koşullarda orijinal kokunun kalıcı olarak giderildiği görülmektedir. Çoğu zaman tüketicinin musluğundan akan suyun duyuusal karakteristiğinde, suyun başlangıç kalitesinin (bakiye klor sayılmazsa) belirleyici faktör olduğu görülmektedir.
- Üç farklı yeraltı suyunda sadece dezenfeksiyon kullanılarak yürütülen lab-ölçekli deneyler, daha uzun bekleme süresi sonrasında bakiye dezenfektanın bozulmasının suyun organoleptik özelliklerini iyileştirdiğini göstermektedir.
- Buna ek olarak, tat ve koku açısından suyun raf ömrünün toplam klor bakiyesinin kalıcılığıyla yakinen ilişkili olduğu görülmüştür.

Kloraminler şebekede bakiye dezenfektan olarak kullanıldığında, çoğu kez suda serbest amonyak kalıntısı bulunmaktadır.

Dezenfeksiyon Yan Ürünleri (DBP) ve Sürekli Reaksiyonlardan Kaynaklanan Tat ve koku

Dezenfektan kalıntısı varlığında dağıtım şebekesinde DBP oluşumunun devam etmesi muhtemeldir. Söz konusu çalışma sırasında çok sayıda DBP'ye ait koku karakteristiği belirlenmiştir. Tanımlamalar, 45°C'de KEK değerleri ve doz-yanıt (tepki) grafikleri, söz konusu kaynak ekinde (Khiari vd.,2002, Ek A) bulunabilir.

İyotlu trihalometanlar (ITHM'ler), moleköl yapısında ne kadar fazla iyot atomu barındırıyorsa o kadar ayırt edici hale gelen tıbbi karakteristik sergilemektedir. Anılan çalışmada gerçekleştirilen teste göre ITHM'ler dağıtım şebekesinde yavaş bir şekilde oluşmaktadır. ITHM oluşumunda kloraminleme sırasında klor:azot oranının önemli bir faktör olduğu gözlenmiştir. Bu bileşiklerin, düşük bakiye durumunda (örneğin 0,5 mg/L monokloramin) 5:1 klor:azot oranı kullanıldığında daha yüksek konsantrasyonda oluştuğu görülmüştür. Yüksek bakiye durumunda ise (örneğin Cl_2 cinsinden 4 mg/L monokloramin) 3:1 klor:azot oranı kullanıldığında yüksek konsantrasyonda ITHM oluşmaktadır. Daha uzun bekleme sürelerinde dikloroiyodometan ve bromo-kloro-iyodometan konsantrasyonlarında artış gözlenmektedir.

Dağıtım Şebekesine Salınımdan Kaynaklanan Tat ve Koku

Lab-ölçekli ve örnek olay çalışmalarına göre, dağıtım şebekesine dışarıdan sızma yoluyla suya karışan bileşikler veya söz konusu sızan kimyasalların bakiye dezenfektanla reaksiyonu

neticesinde tat ve koku oluşumuna neden olabildiği gösterilmiştir. Su ile temas halinde olan her malzemenin uygun koşullar sağlandığında suyun tadını etkileme potansiyeli bulunmaktadır.

Karıştırma Faktörleriyle İlişkili Tat ve Koku

Farklı kaynak ve su kalitesine sahip iki klorlu su karıştığında kokudaki farklılıkların tattaki farklılıklardan önce ortaya çıktığı; klorlu sulardaki koku farklılıklarının klorsuzlaştırılmış sulara göre daha erken belirdiği tespit edilmiştir. Ayrıca kokudaki farklılığın 45°C’de 25°C’den daha büyük olduğu görülmüştür. Bilinen bekleme sürelerinde gerçek dağıtım şebekesinden toplanan karışımlarla, laboratuvarında hazırlanan ve sıfır süresinde (hemen) test edilen karışım arasında önemli bir fark görülmemiştir.

2.5.3. Kurulu Tesisler için Pratik Uygulamalar

AWWA RF tarafından yaptırılan bu çalışma ile dağıtım sistemlerindeki tat ve kokuyu minimize etmek ve tüketici şikayetlerini azaltmak amacıyla öne çıkan etmenler de vurgulanmıştır (Khiari vd., 2002). Ham su veya arıtma tesisi temelli tat ve koku ile şebekede üretilen tat ve kokuyu önlemek veya gidermek ve dolayısıyla tüketici memnuniyetini arttırmak için yapılabilecek bir takım eylemler bulunmaktadır. Bu konudaki ilk adım, potansiyel değişikliklerin nerede oluşabileceğinin ve bunlardan nasıl kaçınılacağına anlaşılmaması olmalıdır.

Tat ve Koku Araştırma Prosedürü

Su arıtma sistemleri bileşenlerindeki tat ve kokuyu bütünüyle önlemek mümkün olmasa da çoğu sorun önceden öngörülebilir, önleyici ve azaltıcı tedbirler alınabilir. Kalite değişimleri tahmin edilemiyorsa ve bir tesisten tat ve koku şikayetleri alınıyorsa tat ve koku ile ilgili tüketici şikayetlerinin temeli ve kimyasal nedenlerini tespit için eksiksiz bir araştırma yürütmek oldukça önemlidir. Problemin izini sürmek genellikle basittir ve deneyimli bir tesis personeli bu sorunu kolayca düzeltebilir. Fakat, dağıtım şebekesinin karmaşıklığı dolayısıyla değişimin kaynağını bulmak ve kolay bir çözümde karar kılmak oldukça zordur. Böyle bir durum ancak sistematik araştırmaya dayalı bir prosedür ile çözülebilir.

Araştırmaya yönelik bir prosedür, tesislerin tat ve kokuyla ilgili tüketici sorunlarını anlamak ve cevap vermek için geliştirilmiştir. İlgili kaynaktaki ekte (Khiari vd., 2002, Ek-B) verilen, saha araştırma formu ve anket örneği Ek IV’te verilmiştir.

2.5.3.1. Su Dağıtım Sistemlerinde Tat ve Kokunun Kaynakları

Su dağıtım şebekesinde potansiyel tat ve kokunun çok sayıda nedeni tanımlanmıştır. Bunlar aşağıdaki gibi özetlenebilir.

- Boruların veya rezervuarların yer değiştirmesi, onarımı veya kaplanması
- Çok yüksek veya çok düşük bakiye dezenfektan konsantrasyonu
- Sudaki veya içme suyu ile temas eden yüzeylerdeki biyolojik aktivite
- Su kalitesindeki değişiklikler
- DBP oluşumu ve sürekli reaksiyonlar
- Karışım faktörleri

Boru ve Rezervuarların Yer Değiştirmesi, Tamiri ve Kaplanması

Bazı lab-ölçekli çalışmalar ve örnek olay çalışmalarında dağıtım şebekesi malzemelerinden kimyasal salımının tat ve koku üretimine sebep olduğu görölmüştür. Genel olarak (teoride), malzeme geçmişte herhangi bir su kalite problemine neden olmadan kullanıldıysa, her durumda bu malzemeyi kullanmanın güvenli olacağı varsayılmaktadır. Fakat örnek olay çalışmalarının sonuçları, kusurlu bir malzeme veya ürün formülasyonundaki ufak bir değışikliğin bile tat ve kokuyla ilişkilendirilen kimyasalların sızmasına yol açtığını göstermektedir. Bir diğeri durum ise, suya salınan bileşiklerin bakiye dezenfektanla reaksiyona girerek, tüketicinin musluğunda ek tat ve koku değışiklikleri oluşturmaktadır.

Yeni üretilen sentetik bir malzemeden suya katkı maddeleri göçü ile yoğun tat ve koku meydana gelebilir. Kaplamalar uygun şekilde kurutulmazsa, bunlara ait uygulama solventlerinin alkil benzenler gibi tat ve kokuya sebep olan bileşiklerinin salınma eğilimi bulunmaktadır.

Lab-ölçekli çalışmalar ve örnek saha çalışmalarında, yeni boru ve malzemeler kullanılmadan veya borular ile yeni kaplanmış rezervuarlar kullanıma açılmadan önce tat ve koku onayı prosedürüne ihtiyaç duyulacağı vurgulanmıştır. Yeni bir malzeme kullanılmadan veya kaplama uygulanmadan önce, ürünün tanınmış bir otorite tarafından test edilmesi ve onaylanması gerekmektedir. Söz konusu otoritenin onay prosedürüne, tat ve koku testi de dahil edilmelidir. İdeal durumda, söz konusu sistemdeki koşullar kullanılmalıdır. Yani benzer kalitede su, aynı konsantrasyonda aynı dezenfektan ve benzer temas süresi esas alınmalıdır. Sistematik olarak bu testler uygulandığında, potansiyel su kalite değışimi minimize edilmiş olur ve tüketici şikayetleri azalır.

Bakiye Dezenfektan

Dezenfektan kalıntıları tüm dağıtım şebekesinde düzenli olarak ölçülmeli, değerlendirilmeli ve sistemde uygun mikrobiyal kalite korunurken işletme şartları, optimum tüketici memnuniyeti de gözetilerek ayarlanmalıdır. Çok küçük bakiye dezenfektan konsantrasyonları bile (serbest klor) müşteri şikayetlerini tetikleyebilmektedir. Şebekedeki ölü (uç) noktalar başta olmak üzere düzenli bir boşaltım/tahliye programı, iyi su kalitesini sürdürmek için gerekebilir. Sistem; sistem boyunca tutarlı bir seviyede, tüm zamanlarda, mümkün olduğunca en düşük toplam bakiye kloru taşımak üzere tasarlanmalı, sürdürülmeli ve işletilmelidir.

Biyolojik Aktivite

Dağıtım şebekesinde biyolojik aktivite, dezenfektan seviyesiyle ters orantılıdır. Bakiye dezenfektan miktarı azaldıkça, biyolojik aktivite artmaktadır. Mümkünse şebekedeki ölü (kör) uçları yok etme ve düzenli bir boşaltım (tahliye) programı oluşturmak biyolojik aktivitenin azalmasını sağlayabilir. Bazı durumlar için farklı bir dezenfektan kullanımı ve korozyon kontrolü de gerekebilir.

Su Kalitesi

Su Arıtma Tesisleri işleticilerinin abonelerine sağladıkları suyun kalitesindeki değişikliklerin farkında olmaları oldukça önemlidir. Su, bir su temin şirketinden toplu olarak alınıyorsa, karışımlar değiştiğinde su arıtma tesisi bilgilendirilmelidir. Mevcut ve planlanan karışımlara ait tat-profil analizi (FPA) oluşturulması için gerekli veriler sağlanmalıdır. Yeni bir kaynak kullanımı öngörülüyorsa, dağıtım öncesi üretim suyu için FPA oluşturulmalıdır. Test edilen su, abonelere teslim edilecek olan suyu temsil edici olmalıdır. Bu durum, kuyudan alınacak suyun kalitesinin istikrarlı olmasını, arıtılmamış suyun lab veya pilot ölçekli tesisin başında veya sonunda test edilmesini ve arıtılmış suyun uygun bekleme sürelerinde test edilmesini gerektirmektedir. Düşük saptama limitindeki brom, iyot, amonyak ve sülfür ile diğer olağan kimyasal analizleri, arıtılmış ve ham suda yürütülmelidir.

DBP Oluşumu ve Sürekli Reaksiyonlar

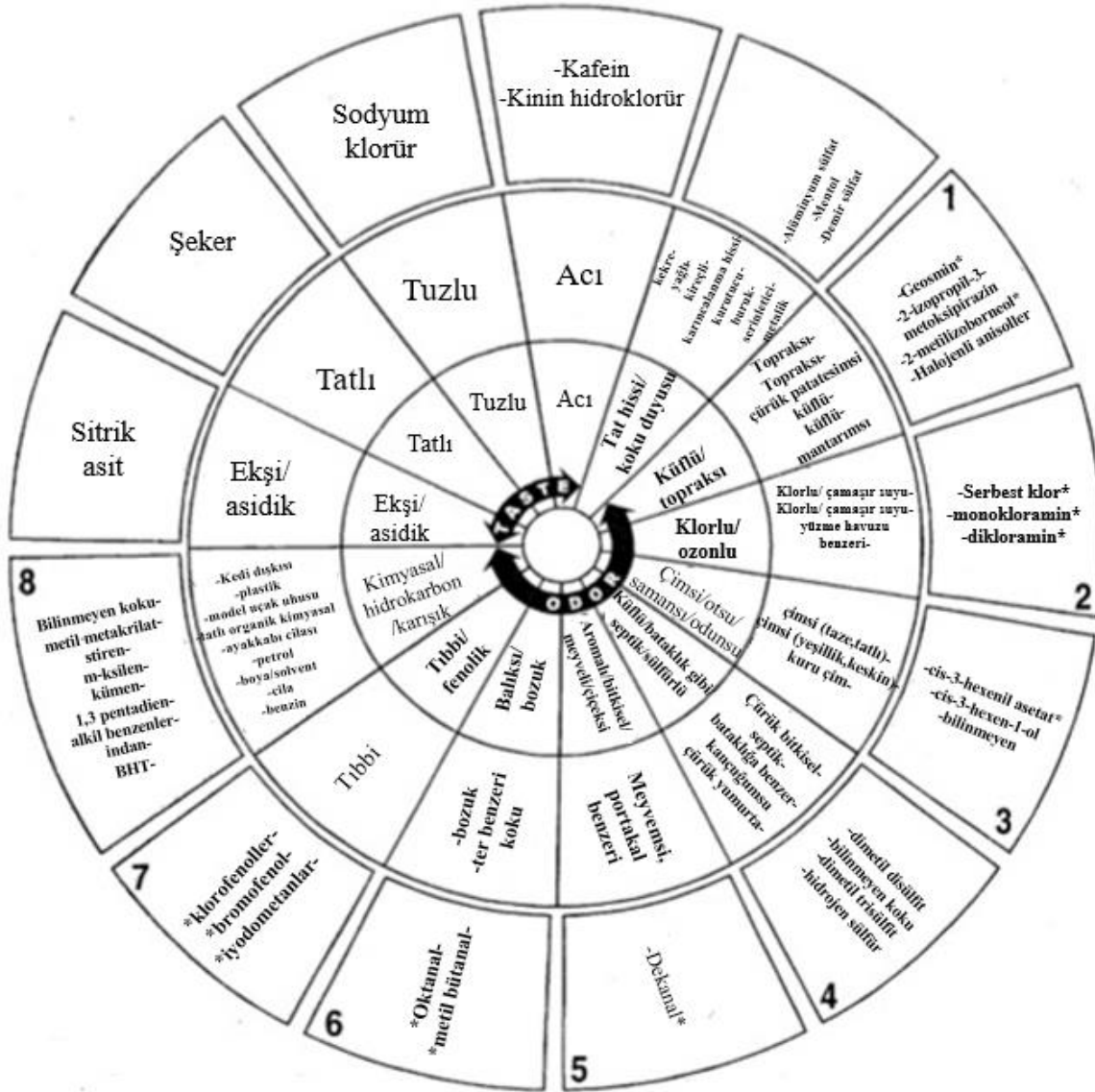
Söz konusu raporda (AWWA, 2002) çok sayıda DBP (dezenfeksiyon yan ürünü)'nin duyuşal karakteristiği sıralanmıştır. Kimyasal analiz sonuçları ile bu bileşiklerin KEK/OTC (koku eşik konsantrasyonu) kıyaslanarak su numunesinin tat ve koku potansiyeli öngörülebilir. Mikrobiyal kontrol için uygun dezenfeksiyon korunurken, DBP'leri minimize etmek için, arıtma da optimize edilebilir.

Karışım

Farklı kalitedeki suların karıştırılarak kullanılmasının gerekli olduğu durumlarda lab-ölçekli çalışmaların yürütülmesi önerilmektedir. Bu deneyler, dağıtılan suyun duyuşal karakteristiği bozulmadan, oluşturulabilecek optimum karışımın belirlenmesinde yardımcı olabilir.

2.5.3.2. Su Dağıtım Şebekesi Tat ve Koku Çarkı

Su dağıtım şebekesine ait tat ve koku çarkı Şekil 2.2'de gösterilmektedir. Bu çark Mallevialle ve Suffet (1987)'nin oluşturduğu çarkın dağıtım şebekesine özgü tat ve koku bileşikleri ile yenilenmiş ve değiştirilmiş versiyonudur. İçteki halka, suyla ilgili temel tatlara ait 4 kategori, ağız tadı ve koku duyma için 1 kategori ile koku için 8 kategoriden meydana gelmektedir. Ortadaki halka her bir kategori için yaygın tanımlamaları göstermektedir. Dıştaki halka ise, özgül tanımlayıcılar için referans standart olarak kullanılabilecek kimyasal bileşikler barındırmaktadır. Yıldızla işaretlenmiş tüm bileşiklerin su dağıtım şebekelerinde tat ve kokuya sebep olduğu kanıtlanmıştır. Metil bütanol ve iyodometanlar gibi bileşikler söz konusu rapordaki örnek olay incelemelerinde bizzat tespit edilmiştir. Tablo 2.7'de tat ve kokuya sebep olan farklı etmenlerin olası kaynakları tanımlanarak (2. kolon) uygun düzeltici müdahaleler önerilmekte (3. kolon) ve tat ve koku çarkı tamamlanmaktadır. Tat ve koku çarkı, su üzerinde uygulama yapan kişiler tarafından tecrübe edilen veya yaşanması muhtemel su kalite çeşitlerini tanımlamak ve bir rehber olarak kullanılmasını sağlamak amacıyla oluşturulmuştur.



Şekil 2.2 Şebekeye ait tat ve koku çarkı.

Tablo 2.7 Tat ve koku belirtileri ile ilgili muhtemel kaynaklar ve düzeltici müdahale önerileri.

Kategori	Muhtemel kaynak	Muhtemel düzeltici müdahale
Tatlı	• Açık hazneler, biyolojik aktivite	• Hazne kapatılmalı, ara noktalar klorlanmalı ve düzenli temizlenmeli.
Tuzlu	• Çapraz bağlantılar • Ters osmoz membranında fiziki hasar • Kaynak kontaminasyonu	• Çapraz bağlantı ortadan kaldırılmalı, potansiyel çapraz bağlantılar araştırılmalı ve ters akışı önleyici uygun cihazlar yerleştirilmeli
Ekşi/asidik	• Su ısıtma sistemleri • Kötü korunmuş kullanım noktası (POU) cihazı • Çapraz bağlantılar	• Su ısıtıcılarındaki su sıcaklığı yükseltilmeli, su ısıtıcıları yıllık olarak boşaltılmalı. Su ısıtıcılarıyla kurban anotları yer değiştirilmeli. • POU cihaz filtreleri daha düzenli değiştirilmeli • Çapraz bağlantı ortadan kaldırılmalı, potansiyel çapraz bağlantılar araştırılmalı ve ters akışı önleyici uygun cihazlar yerleştirilmeli
Acı	• Beton kaplama korozyonundan kaynaklanan yüksek pH • Metal sızması • Çapraz bağlantılar (örneğin karbonlamadan kaynaklanan ters akış)	• Yeni döşenmiş veya yeniden beton kaplanmış boru hatları, doldurulup, bekletilerek su atık olarak boşaltılmalı. Düzenli olarak boşaltım yapılmalı • Polisülfatlar eklenerek su stabilize edilmeli veya pH ayarlanmalı • Çapraz bağlantı ortadan kaldırılmalı, potansiyel çapraz bağlantılar araştırılmalı ve ters akışı önleyici uygun cihazlar yerleştirilmeli

Tablo 2.7 (devamı)

Kategori	Muhtemel kaynak	Muhtemel düzeltici müdahale
Tat/koku duyusu	- Galvanize veya bakır borular, korozyon, pas ve diğer korozyon yan ürünleri - Yeni su tesisatı veya su soğutucusu - Çapraz bağlantılar veya karbonlamadan kaynaklanan ters akış	- Suya polifosfatlar gibi stabilize edici ajanlar eklenmeli veya pH ayarlanmalı - Yeni su tesisatı doldurulup, bekletilip boşaltılmalı - Çapraz bağlantı ortadan kaldırılmalı, potansiyel çapraz bağlantılar araştırılmalı ve ters akışı önleyici uygun cihazlar yerleştirilmeli
Topraksı/küflü	- Açık hazneler, biyolojik aktivite - Ölü uçlar veya sistemdeki düşük akışlı kısımlar - Klor kaybı ve arka plandaki kokuların maskelenmesinin geçmesi - Halojenli fenollerin biyometillenmesi - Çapraz bağlantılar	- Açık arıtılmış su hazneler kapatılmalı, açık olan arıtılmış su rezervuarları klorlanmalı, havalandırma sistemleri kurulmalı - Şebeke ölü uçlarında rutin boşaltım yapılmalı, döngü borularıyla ölü uçlar giderilmeli - Algılanabilir bakiye klor miktarı korunmalı - Klordioksit ile muamele edilmeli - Çapraz bağlantı ortadan kaldırılmalı, potansiyel çapraz bağlantılar araştırılmalı ve ters akışı önleyici uygun cihazlar yerleştirilmeli
Klorlu	- Yeni ana şebeke dezenfektanı - Bakiye artışı - Karışım - Sürekli reaksiyonlar - DBP oluşumu	- Aşırı klorlanmış şebekeler için suya klorsuzlaştırma yapılarak deşarj edilmeli - Kloraminlenmiş sular için klorun ağırlıkça amonyak-azotuna oranı optimize edilmeli - Karıştırılmış suda klorlama sınırı oluşumu engellenmeli. Kloramine oranla klorlanmış suyun karışımındaki oranı veya bakiyesi azaltılmalı - Şebeke kloraminlenmeli - Arıtım optimize edilmeli

Tablo 2.7 (devamı)

Kategori	Muhtemel kaynak	Muhtemel düzeltici müdahale
Çimsi/samansı/ otsu/tahtamsı	Açık hazneler, biyolojik aktivite	Hazneler kapatılmalı, hazneler klorlanmalı, hazneler için seçici su çekimi yapılmalı. Diğer kaynaklarla karıştırılmalı.
Bataklık gibi/septik/ kükürtlü	- Sirkülasyonu zayıf su - Kötü korunmuş kullanım noktası (POU) cihazı - Kötü korunmuş su ısıtma sistemleri - Tesislerde kötü korunmuş çökeltim üniteleri ve/veya kirli veya durgun filtreler - Şebekede ölü uç - Polisülfidlerin oksidasyonu - Çapraz bağlantılar veya ters akış	- Kaynak su haznesi (veya kaynağın hipolimnion tabakası) havalandırılmalı, haznelerden su çekilme seviyesi değiştirilmeli - POU cihaz filtreleri daha düzenli değiştirilmeli - Su ısıtma sistemleri yıllık olarak boşaltılmalı - Çökeltim üniteleri sıklıkla temizlenmeli, tekrar çalıştırmadan önce filtreler geri yıkanmalı - Ölü uçlu hatlar periyodik olarak boşaltılmalı veya döngü yapılmalı - Klorlama sınırına kadar klorlamanın ardından kloraminleme yapılmalı - Çapraz bağlantı ortadan kaldırılmalı, potansiyel çapraz bağlantılar araştırılmalı ve ters akışı önleyici uygun cihazlar yerleştirilmeli
Kokulu/bitkisel/ meyvemsi/çiçeksi	- Açık hazneler, biyolojik aktivite - Sürekli reaksiyonlar	- Kaynak su hazneleri havalandırılmalı, dağıtım şebekesinde kloraminlemenin takip ettiği klorlama sınırına kadar klorlama yapılmalı - Kloramin: amonyak oranı ayarlanmalı
Balıksı	Açık hazneler, biyolojik aktivite	Kaynak su hazneleri havalandırılmalı, arıtma öncesinde kaynak suyunda ön oksidasyon yapılmalı

Tablo 2.7 (devamı)

Kategori	Muhtemel kaynak	Muhtemel düzeltici müdahale
Tıbbi/fenolik	- Son klorlamada biyofilmlerin klorlanması - Yavaş kinetik ve DBP oluşumu - Hazne ve tank kaplamaları, fenolik klorlanması - Çapraz bağlantılar veya ters akış	- Kloramine geçilmeli, yüksek kloramin bakiyesi sağlanmalı - Arıtma optimize edilmeli - Bilinen bir otorite tarafından onaylanmış kaplamalar kullanılmalı, yeni kaplamalar için uygun kuruma/sabitlenme süreleri sağlanmalı. Yeni kaplanmış tanklar ve boru hatları için boşaltım takip eden doldurma ve bekletme sağlanmalı - Çapraz bağlantı ortadan kaldırılmalı, potansiyel çapraz bağlantılar araştırılmalı ve ters akışı önleyici uygun cihazlar yerleştirilmeli
Kimyasal/hidrokarbon/karışık	- Klor dioksit, iç mekan havasında buharlaşma - Yeni su tesisatı ve boru malzemeleri - Plastik borular, yağlayıcı malzemeler, yeni boru hatları, asfalt kaplamalar, boya, epoksi/solvent temelli kaplamalar - Gömülü plastik boruların geçirimsizliği - Dökümlü demir boru hatlarındaki eski kömür-katran kaplamalar	- Demir tuzları veya indirgenmiş sülfür bileşikleri, arıtma tesisindeki klorit iyonunu gidermek için eklenmeli veya dağıtım şebekesinde klor yerine kloramin kullanılmalı - Bilinen otorite tarafından onaylanmış su tesisatı ve bağlantılar kullanılmalı, su tesisatı doldurulup bekletildikten sonra boşaltılmalı - Bilinen otorite tarafından onaylı yağlayıcılar kullanılmalı, yeni kaplamalar için yeterli kuruma/sabitlenme süresi tanınmalı, yeni kaplanmış hatlar doldurulup bekletilerek boşaltılmalı - Plastik borular değiştirilmeli veya boruları çevreleyen kontamine toprak uzaklaştırılmalı - Şebekedeki su kalitesini tazelemek için hafifçe boşaltım yapılmalı (ani boşaltım borulardaki kömür-katran kaplamasını zedeleyebilir)

Kayıt Tutma ve Veri Tabanı Oluşturulması

Su tesislerinin tat ve koku şikayetleri için kolay bir şekilde nedeni anlaşılrsa dahi, kayıt tutulması önerilmektedir. Uygun biçimde derlenmiş ve dosyalanmış bir veri tabanı, tesis işletenlere tat ve koku değişikliği gerçekleşmeden bu değişikliği öngörebilmeleri için olanak sağlayabilir. Konum, yaşanma sıklığı, şikayet türü ile birlikte diğer ilgili su kalite parametreleri bilgileri; tat ve koku değişimlerinin altında yatan sebepleri kavramada ve zaman içerisinde eğilimi belgelemede veya arıtma veya işletimdeki değişiklikleri takipte yardımcı olabilir. Söz konusu rapor, potansiyel tat ve koku değişimi örnekleri ve temsili örnek olay çalışmalarını içerse de, daha önce yaşanmamış veya bildirilmemiş yeni durumlar kaçınılmaz olarak ortaya çıkabilir. Su dağıtım şebekelerinde tat/koku kontrolüyle ilgili genel öneriler aşağıdaki gibi sıralanabilir (Khiari vd., 2002):

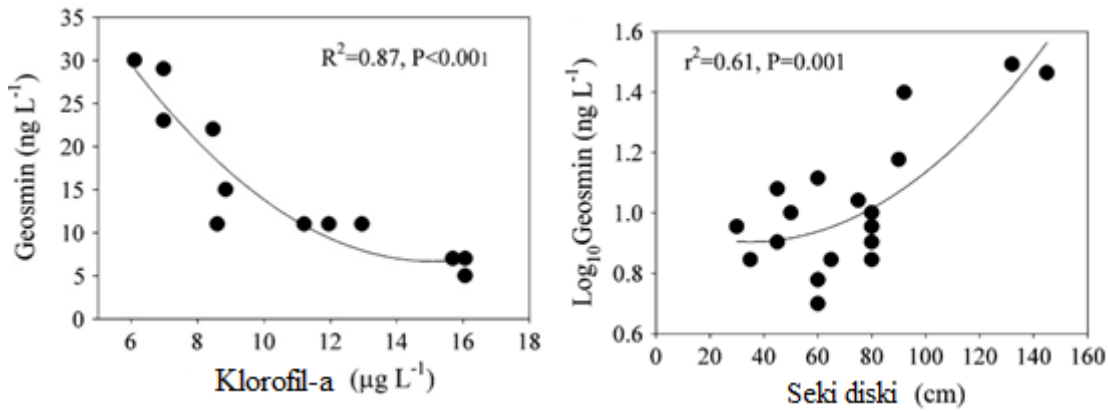
- 1) Trihalometanlar için kullanılan teste benzer bir “tat ve koku oluşum potansiyeli testi” oluşturulmalı, bu test duyuşal değerdendirme temelne dayanmalıdır. Bekleme süresi, pH, bakiye dezenfektan ve sıcaklık gibi parametreler dikkate alınmalıdır. Bu test özgül su matriksi ve değerdendirmeyi yapan tesis tarafından kullanılan özgül arıtma (sahaya özgül su) ile yürütölmeli; su kalite değerişimlerini değerdendirmede söz konusu test düzenli olarak yapılmalıdır.
- 2) Dağıtım şebekesinde kullanılacak malzeme sertifikasyonu için malzeme onayından önce duyuşal ölçüm zorunluluğı getirilmelidir. Buna ek olarak borular da dahil tüm yeni aksamalar kullanılmadan önce kokusuz olduğına dair test edilmelidir.
- 3) Tesisler dağıtım sistemlerinde yalnızca onaylı malzemeleri kullanmalı ve sertifikasyon, bilinen otoriteler tarafından kabul görmelidir. Söz konusu otoriteler onay prosedürlerine tat ve koku testini dahil etmelidir.
- 4) Tat ve koku ölçüm/değerdendirme metotları standardize edilmelidir. Tat ve koku araştırmaları diğer olaylarla karşılaştırılabilir şekilde sonuçların standartlaştırılması gerekmektedir.
- 5) Su tesisleri tat ve koku şikayetlerini kaydetmeli ve derlemelidir, sonrasında ileride referans olması açısından erişilebilecek bir veri tabanı oluşturulmalıdır. Bu tür bir veri tabanı, tekrarlayan kalite değerişimlerinin temelleri ve nedenlerini kavramayı sağlayabilir. İdealde bu veri tabanları en uygun kavrayış ve problem çözümü için diğer tüm araştırmacılar ve su üzerinde uygulama yapan kişilerin erişimine açık olmalıdır.
- 6) Bakiye dezenfektanın oldukça düşük olduğı dağıtım sistemlerinde klorlu kokuların sebeplerini belirlemek için ek çalışmaların yapılması gerekmektedir.
- 7) Boruların dikkatli boşaltımı ve yağlayıcı malzemelerin (lubricant) kullanımının en aza indirilmesi, boru ve yağların tat ve kokuya etkisini minimize edecektir.
- 8) Dağıtım şebekesinde tat ve kokuya sebep olabilecek bileşiklerin daha düşük konsantrasyonlarını ölçebilmek için yeni tekniklere ihtiyaç duyulmaktadır.
- 9) Sülfür kokularını, bunların mekanizmasını ve oluşum kinetiğı ile arıtılmış sudaki stabilite olasılıklarını tanımlamak için daha fazla çalışma yapılmalıdır.
- 10) Biyolojik aktivite ile dağıtım şebekesinde oluşan tat ve koku arasındaki gerçek ilişkiyi kanıtlamak için daha fazla çalışma yapılması gerekmektedir.

3. TAT VE KOKU BİLEŞENLERİNİN DİĞER PARAMETRELERLE İLİŞKİSİ

Bu bölümde, tat ve koku bileşenlerinin başta klorofil-a olmak üzere yüzeysel suların fizikokimyasal kalite parametreleri ile ilişkisi özetlenmiştir.

3.1. Klorofil-a

Newcombe vd. (2002) 2-MIB/Geosmin seviyeleri ile klorofil-a değerleri arasında doğrudan bir ilişki olduğunu (siyanobakteri türü mavi-yeşil alglerin ağırlıklı olduğu durumlar) gösteren bazı çalışmaların olduğunu fakat diğer bazı çalışmaların klorofil-a ile Geosmin arasında herhangi bir ilişki/korelasyon bulunmadığını gösterdiğini belirtmektedir. Dzialowski'nin (2007) Big Hill rezervuarında yaptığı çalışmada Geosmin konsantrasyonu ile klorofil-a arasındaki kuvvetli ilişki gözlenmiştir.



Şekil 3.1 Geosmin konsantrasyonu - klorofil-a ve Geosmin – seki diski arasındaki ilişki.

3.2. Seki Diski Derinliği

Geosmin bileşiği oluşumunun öngörülebilmesine imkan veren ve ölçümü basit su kalite değişkenlerinden biri olan Seki diski derinliği, temelde berraklığın ölçümünde kullanılmaktadır. ***Ölçümü ve derlenmesi kolay bu değişken, farklı su arıtma tesislerine özgü erken uyarı niteliğindeki tat ve koku kontrol sistemlerine katkıda bulunabilir.*** Mau vd. (2004)'ün Olathe Gölü Havzası (Kansas, ABD)'de su kalite durumunun tat ve koku oluşumu ile ilişkilendirilmesine dair geliştirdiği modelde, Seki diski derinliği (diğer değişkenler; bulanıklık ve özgül iletkenlik) ile Geosmin miktarı arasındaki ilişki ifade edilmiştir (regresyon sabiti R²=0,70). Benzer şekilde 5 Kansas Rezervuarından alınan su numunesiyle yapılan çalışmada 21 farklı değişkenden biri olarak Seki diski derinliği incelenmiş, Şekil 3.1'de görülen önemli regresyon ilişkisi tespit edilmiştir (Dzialowski, 2008). Clinton Gölü'nde de Geosmin seviyesi ile Seki diski derinliği arasında pozitif ilişki tespit edilmiş olup, bu rezervuarda daima yükselen Geosmin konsantrasyonları, Seki diski derinliğinin 80 cm'den büyük olduğu dönemlerde görülmüştür.

3.3. Fosfor

Ötrofik göllerde siyanobakterilerin büyümesinde önemli rol oynayan bazı kilit nütrientler/besi maddeleri bulunmaktadır. Sabater vd. (2003) yaptığı çalışmada, sınırlı azot koşulu altında yüksek fosfor seviyesi görülen su kaynağında (~0,4 mg/L), mavi yeşil alglerin kitlesel büyümesi için ideal

koşulların oluştuğu görülmüştür. Watson (2004) ve Downing vd. (2001), yaz ve sonbahar sonlarına tekabül eden dönemde orta derecede toplam fosfor seviyesinin siyanobakteriyel patlamaya sebebiyet verdiğini belirtmiş, 0,03 – 0,07 mg/L arasındaki fosfor seviyesinin siyanobakteriyel büyüme için en ideal aralık olduğunu tespit etmişlerdir (Koester, 2011).

3.4. SUVA254

Spesifik Ultraviyole Absorpsiyonu (SUVA), özgül bir dalga boyunda bir su örneğindeki çözünmüş organik karbon (DOC) için normalize edilmiş ultraviyole ışık absorpsiyonudur. Diğer bir deyişle SUVA, UV absorbansının çözünmüş organik karbon konsantrasyonuna oranı olarak tanımlanabilir (3.1). ***SUVA dalgaboyu, aromatik bağlarla ilişkili olan elektron konjugasyon yoğunluğunu tespit ederek çözünmüş organik maddenin aromatik karakterinin ölçümünü sağlar.***

$$SUVA \left(\frac{L}{mg.m} \right) = \frac{UV_{254}(m^{-1})}{DOC (mg/L)} \quad (3.1)$$

Suda bulunan doğal organik maddenin varlığı, ileri oksidasyon prosesini geliştirmektedir. Ho vd. (2002), doğal organik madde (NOM) karakteristiğinin ozon giderim verimine etkisini araştırmıştır. Yüksek moleküler ağırlıklı fraksiyon içeren DOM'a sahip suların daha yüksek spesifik ultraviyole absorbansı (SUVA) değerine sahip olduğu ve daha yüksek O₃ gerektirdiği, böylece verilen temas sürelerinde ozonlama sırasında ozonun daha çok hidroksil radikale dönüştüğü belirlenmiştir. Bu durum, en yüksek moleküler ağırlıklı NOM fraksiyonuna sahip suda en düşük temas süresinde en yüksek 2-MIB/Geosmin gideriminin (%98) gözlenmesiyle sonuçlanmıştır. Ancak bu sonuçla çelişen deneysel veriler de rapor edilmektedir.

Yüksek çözünmüş organik karbon (ÇOK), hidrofobik organik bileşik fraksiyonu (hümkik bileşikler) ve SUVA değerlerinin yüksek ozon kullanımına neden olduğu belirtilmiş olup, Geosmin ve 2-MIB gibi bileşiklerin parçalanma hızlarının yüksek aromatiklik/fenoliklik ve yüksek SUVA değerleriyle arttığı gözlenmiştir. Buna ek olarak, hamsuda ozonlama esnasında O₃ ve •OH'ın alg hücrelerini parçalamada önemli rol oynadığı ve hücre içi organik maddenin suya salınmasına neden olduğu belirtilmiştir (Huang vd., 2007).

3.5. Hücre İçi/ Hücre Dışı Kirleticiler Oranı

Geosmin ve 2-MIB gibi tat ve koku bileşiklerinin üreticisi olan siyanobakterilerin hücre içi/hücre dışı kaynak oranı ve bu üreticilerin türü arıtma verimini etkilemektedir. Örneğin bentik siyanobakterinin baskın olduğu mezotrofik ve oligotrofik su kütlelerinde hücre içi tat ve koku bileşikler, bentik siyanobakteriler zemine tutunduklarından dolayı yüzey veya yüksek su seviyesinden su alan SAT'lerinde bir sorun teşkil etmemektedir. Konvansiyonel fizikokimyasal (koagülasyon-flokülasyon, çöktürme ve filtrasyon) ve dezenfeksiyon ünitelerini içeren arıtma proseslerinin, hücre dışı Geosmin ve 2-MIB gideriminin %20 gibi çok düşük bir değerde olması fakat hücre içi bozulmamış bileşiklerin gideriminde oldukça etkili olması bir diğer önemli husustur (Zamyadi vd. 2015).

Pompalardan kaynaklanan hidrolik stres ve ön-okstitleme de dahil olmak üzere hücre yıkımı sonucu hücre içi tat ve koku bileşiklerinin salınımı, bazı tesislerde ana riski oluşturan beklenmedik arıtma gereksinimi durumuna sebep olabilmektedir (Scmidt, 2002 ve 2009).

2-MIB ve Geosmin'in hücre içi/hücre dışı oranı; (a) su kütleleri arasında (b) su profili içinde (c) alg patlama yaşı ve mevcut üreticilere ve (d) mevcut bileşiklere göre değişmektedir (Su vd. 2015). Örneğin Ontario Gölü'nün Kanada sınırları içerisinde kalan kısmından alınan su örneklerindeki tat ve koku bileşiklerinin tamamının hücre dışı olduğu tespit edilmiştir. Öte yandan Güney Avusturalya'daki su kütlelerinde hücre içi/hücre dışı oranı alg patlamasının ilk aşamalarında %70-80 civarı iken hücre çözülmesinden dolayı patlama sonuna doğru %20 civarına düşmektedir (Zamyadi, 2013).

Güney Avusturalya'da 2010-2012 yılları arasında 6 tam ölçekli tesiste yapılan çalışmaya göre su örneklerinin %59'unda hücre dışı Geosmin baskınken (baskınlık: bileşiğin >%50'sinin hücre dışı formda olması durumu) %83'ünde hücre dışı 2-MIB baskın çıkmıştır. Hücre içinde tutulan Geosmin, 2-MIB'ye göre çok daha fazladır, bu da Geosminin hücre içi bileşenlere daha etkin biçimde tutunduğunu gösterir.

Alg patlaması olaylarına eğilimli su kütlelerindeki bakır sülfat dozlaması esnasında, yüksek miktarda hücre içi bileşenlerin salındığı gözlemlenmiştir (Tablo 3.1).

Tablo 3.1 Çeşitli arıtma proseslerinin Geosmin ve 2-MIB giderim verimleri.

Giderim prosesi	Geosmin giderimi (%)		2-MIB giderimi (%)	
	Toplam	Hücre dışı	Toplam	Hücre dışı
TAK	21±4	57±3	Negatif veya 0	38±5
Çökeltim	33±7	18±2	Negatif veya 0	0
Filtrasyon	45±5	57±5	38±3	0
GAK	-	100	-	70±5
Klorlama	-	0	-	13±3

*negatif yüzde giderimleri çok yüksek hücre içi 2-MIB değerinin çamur süpernatant geri devri esnasında eklenmesi nedeniyle gerçekleşmiş olabilir.

Kaynak izlemesi ile sınırlandırılmış müdahale stratejilerinin uygulanması, çamur ünitelerinde potansiyel Geosmin/2-MIB üreten siyanobakteri hücrelerinin birikimini göz önünde bulundurmamaktadır. Bu noktada birikmiş hücrelerden tat ve koku bileşiği salınımı riski, çamur yönetimi ve tekrar kullanımında önemli rol oynamaktadır.

Alg patlamasının olduğu dönemde çökeltme tankı veya çamur ünitelerinden düzenli numune alımı, tat ve koku bileşikleri salımı riskini doğru tahmin etme ve önleyici önlemleri başarılı bir biçimde uygulamada gerekli bir adım olarak görülmektedir (Zamyadi vd. 2015).



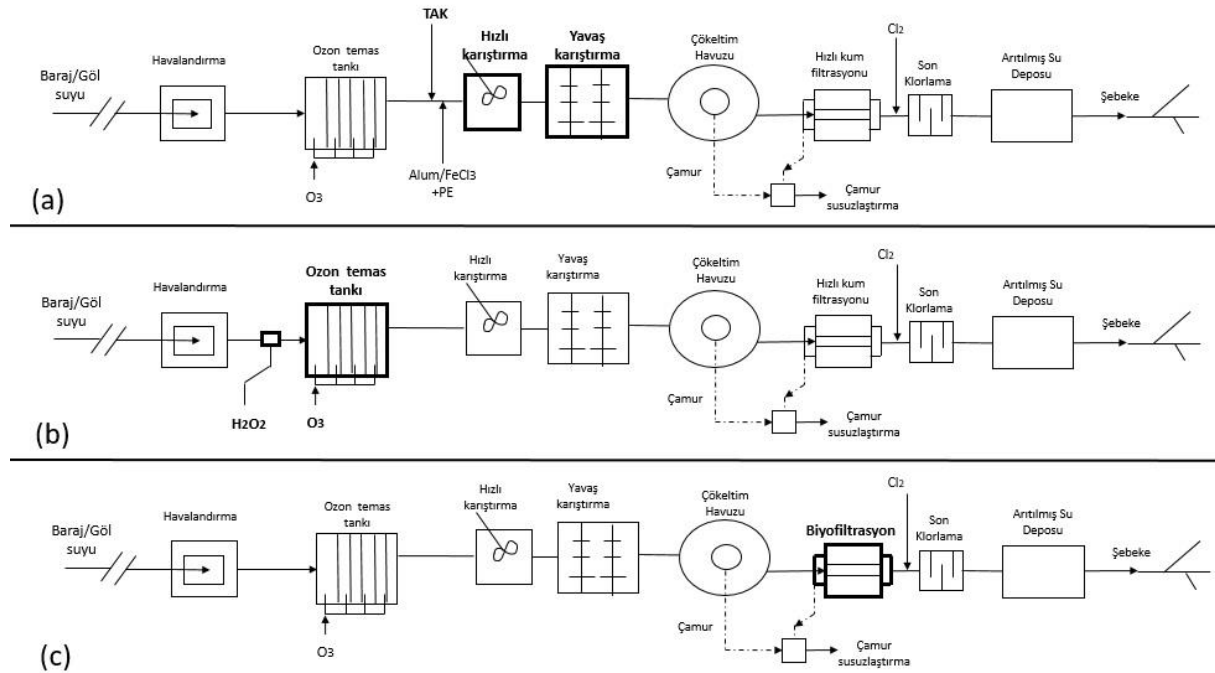
İSKİ Kağıthane İçme Suyu Arıtma Tesisi

4. TAT VE KOKU GİDERİM YÖNTEMLERİ

Su kaynaklarında tat ve koku üreten siyanobakterilerin yoğunluk ve görülme sıklığının artışı, giderek büyüyen bir küresel sorundur. Sıcaklık artışı gibi iklim değişikliği etkileri ve tarımsal besi maddesi yükü gibi insan aktiviteleri alg patlamasını arttırmaktadır. Çok sayıda siyanobakteriyel türün tat ve koku bileşikleri ve toksinlerinin potansiyel üreticisi olduğu bilinmektedir. 2-MIB ve Geosmin, siyanobakteriyel patlama ile en sık ilişkilendirilen moleküllerdir (Zamyadi vd. 2015).

Arıtılmış suda istenmeyen tat ve koku, tüketicideki içilebilir su algısını etkileyebilmekte ve tüketicinin musluk suyu tüketimi ile sağlık riskini ilişkilendirmesine sebep olabilmektedir. Bu durum, su temini tesislerine olan tüketici güveninin ve dolayısıyla bu tesislerin kapasitesinin azalmasına yol açabilir. Çözünmüş 2-MIB ve Geosmin 10 ng/L konsantrasyonunun altında bile insanlar tarafından algılanabilmektedir (Hobson vd. 2010). Bu nedenle bu bileşiklerin varlığı dünya çapında tüketici şikayetlerinin başında gelmektedir.

Su arıtma tesislerindeki koagülasyon, çökeltme ve klorlama gibi konvansiyonel arıtma prosesleri 2-MIB ve Geosmin bileşiklerinin gideriminde etkisizken, toz aktif karbon, ozonlama, biyofiltrasyon gibi proseslerin başarılı olduğu önceki çalışmalarla gösterilmiştir. (Srinivasan, 2010). Örnek akım şemaları, (a) Toz aktif karbon, (b) Perokson ve (c) Biyofiltrasyon prosesleri için Şekil 4.1’de verilmiştir.



Şekil 4.1 Tat ve koku bileşiklerinin gideriminde kullanılan arıtma proseslerine ait örnek akım şemaları (a) Toz aktif karbon, (b) Perokson, (c) Biyofiltrasyon.

Bu Bölümde içme sularında tat ve koku gideriminde yaygın olarak kullanılan arıtma teknolojileri ile tasarım esasları verilmiştir.

4.1. Ozon Ağırlıklı İleri Oksidasyon Prosesleri ile Tat/Koku Giderimi

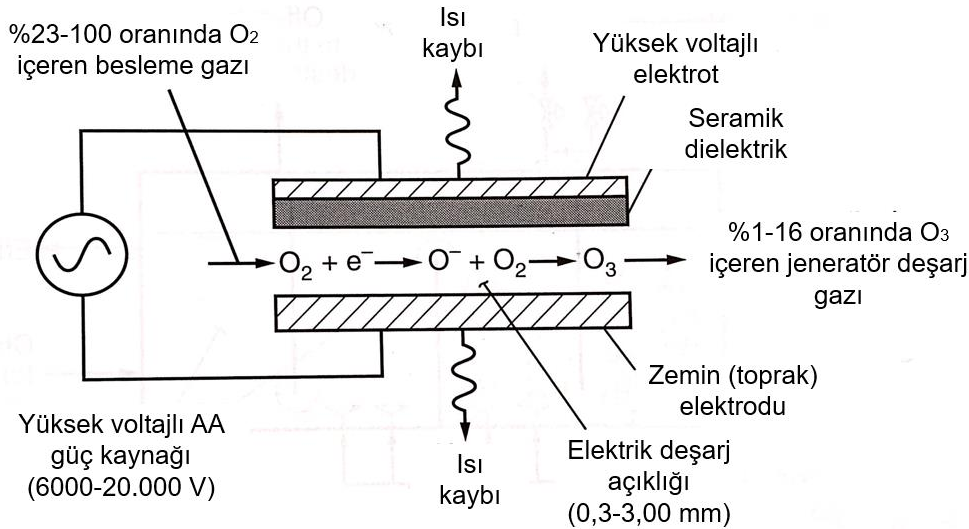
4.1.1. Ozon Oksidasyonu

4.1.1.1. Ozonun Özellikleri ve Üretim Teknolojileri

Ozon (O₃): Ozon (O₃), oksijen moleküllerinin yüksek voltaj altında elektrik deşarjı ile atomlarına ayrılması sonrası gerçekleşen reaksiyonlar sonrası ($O_2 + e^- \rightarrow O^- + O_2 \rightarrow O_3$) oluşan son derece kararsız bir gazdır. Ozon kuvvetli bir oksitleyici ve güçlü bir dezenfektandır. Su arıtımında 100 yıldan fazla bir süredir kullanılmaktadır. İçme suyu arıtımında ozon oksidasyonu başlıca dezenfeksiyon, tat-koku, renk, H₂S ve uçucu organiklerin oksidasyonu ile koagülan yardımcısı (mikrokoagülan) olarak kullanılır.

Ozon oda sıcaklığında mavi alevle yanar ve keskin bir kokusu vardır. Ozon 0,01-0,05 ppm hacimsel konsantrasyonlarda bile insanlarca algılanabilir. Kapalı ortamların havasındaki konsantrasyonu ağırlıkça ~ %20'ye (240 g/m³) ulaştığında patlayıcı hale gelir. Gaz halindeki yoğunluğu 2,154 g/mL (0°C, 1 atm) olup sudaki doygunluk konsantrasyonu 20°C için 12,07 mg/L'dir.

Kimyasal olarak oldukça kararsız bir gaz olan O₃, üretilir üretilmez oksijene parçalanacağı için kullanılacağı yerde üretilir. Ozon üretiminde kullanılan en etkin yöntem elektriksel deşarj tekniğidir. Ozon, yüksek voltaj uygulanan 0,3-3 mm açıklıklı iki dar seramik dielektrik levha (elektrot) arasındaki hava veya saf oksijenden üretilir (Şekil 4.2). Bu sistemle hava kullanılarak %1-3, saf oksijenle %8-10 oranında O₃ içeren bir ozonlu gaz karışımı elde edilebilir. Teorik olarak, oksijen moleküllerinden ozon üretmek üzere gereken özgül enerji ihtiyacı 0,820 kWh/kg O₃'dur. Ancak uygulamadaki gerçek enerji ihtiyacı, kullanılan sistemin verimine bağlı olarak, bu değerden 10-20 kat daha fazladır.



Şekil 4.2 Ozon üretimine ait detaylı şema.

Ozonun Çözünürlüğü

Ozonun suda çözünürlüğü oksijene kıyasla on kat daha fazladır. Bu durum, oksijen bakımından nispeten zengin bir ozon jeneratöründen gelen ozon/oksijen karışımı ile suyun doyurularak görece yüksek ozon konsantrasyonu elde edilmesini sağlar.

Ozon çözünürlüğünün sıcaklıkla güçlü bir ilişkisi vardır. Ozonun 0°C'deki çözünürlüğü oda sıcaklığındaki çözünürlüğünün nerdeyse iki katıdır. Ozonca zengin bir stok çözeltisi elde edilmek isteniyorsa buzla soğutma yöntemi kullanılabilir (von Sonntag, 2012).

Ozon Çözeltilerinin Stabilitesi

Sulu ozon çözeltileri stabil değildir. Bu kararsızlığa birçok etki sebep olmakta olup, bu etkilerin tamamı açıklığa kavuşturulamamıştır. Özellikle bazik çözeltilerde ozon oldukça kararsızdır. Bunun sebebi, OH⁻ tarafından •OH radikalinin oluşturulması ve ozonun bu radikalle reaksiyona girmesidir. Bu reaksiyon, OH⁻ konsantrasyonunun çok düşük olduğu (10⁻⁷ M) nötral çözeltilerde bile gerçekleşmektedir. Asidifikasyon ve bikarbonat gibi •OH tutucuların eklenmesi sonucunda sulu çözeltilerde ozon stabilitesi artmaktadır. 31°C ve asit çözeltisinde, ozon bozunmasının hız sabiti 3 x 10⁻⁶ s⁻¹ (E_a = 82,5 ± 8,0 kJ/mol) olarak bildirilmiştir. Spontane bozunmanın mekanizmasına ait detaylar henüz tam olarak anlaşılamamıştır.

Doğal sularda, ozonun bozunmasına çözünmüş organik madde (DOM)'nin katkısı büyüktür ve düşük DOM+yüksek bikarbonat içeriği nispeten yüksek ozon stabilitesi sağlar, bu da ozonun dezenfeksiyon verimini etkiler (von Sonntag, 2012).

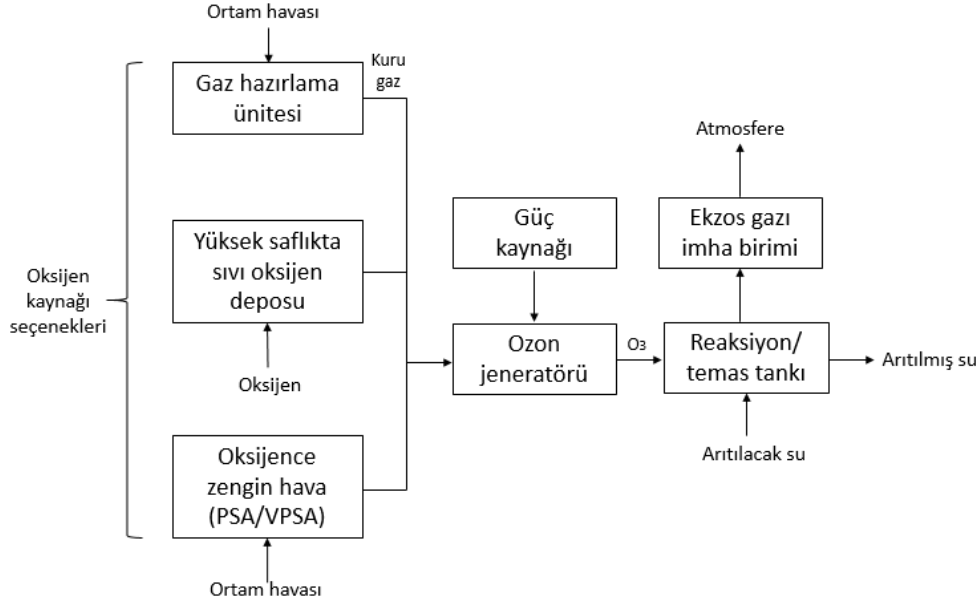
Ozon Konsantrasyonunun Belirlenmesi

Sudaki çözünmüş ozon konsantrasyonunun belirlenmesinde DPD (N,N-dietil-p-fenilendiamin) ve İndigo (indigotrisülfonat) yöntemleri kullanılmaktadır (APHA, 2005). Ozonun on-line ölçümü için membranlı/membransız amperometrik elektrotlar kullanılabilmektedir. Gaz fazdaki ozon konsantrasyonu için en yaygın teknik iyodometrik yöntemdir.

Ozon Üretim Teknolojileri

Su arıtma tesislerinde dezenfeksiyon/oksidasyon için kullanılan bir ozonlama sistemi başlıca aşağıdaki bileşenlerden oluşur (Şekil 4.3).

- Gaz hazırlama ünitesi
- Enerji temini ünitesi
- Ozon jeneratörü
- Ozon temas sistemi (tank içine veya yan akıma)
- Ekzos gaz parçalama sistemi



Şekil 4.3 Farklı oksijen kaynaklarıyla tam ozon dezenfeksiyonuna ait akış diyagramı.

Gaz Hazırlama Ünitesi

Ozon, hava, saf oksijen veya oksijence zengin havadan üretilebilir. Havadan üretim halinde, jeneratöre beslenen hava nem ve partikülleri giderilerek şartlandırılmalıdır. Besleme havasının şartlandırılması başlıca; (1) gaz sıkıştırma (2) hava soğutma ve kurutma ile (3) filtrasyon kademelerinden oluşur. Sıvı oksijen (LOX) ikmal, ozonun kullanılacağı yerdeki tanklarda depolanarak, yerinde üretilerek veya tankerlerle taşınarak sağlanır. Oksijence zengin havadan ozon üretimi ise vakumlu (AVPAS) veya basınçlı absorpsiyon sistemi (PSA) ile yapılır.

Enerji Temini

Enerjinin ana kullanım yeri oksijenden ozon üretimi prosesidir. Bunun dışında besleme havası hazırlama, ozon temas reaktörü ve ekzos gazı parçalama birimlerinde de enerjiye ihtiyaç duyulur. Ozon üretim sistemlerindeki enerji ihtiyaçlarının çeşitli bileşenlere göre dağılımı Tablo 4.1’de verilmiştir.

Tablo 4.1 Ozon uygulamalarında tipik enerji gereksinimleri.

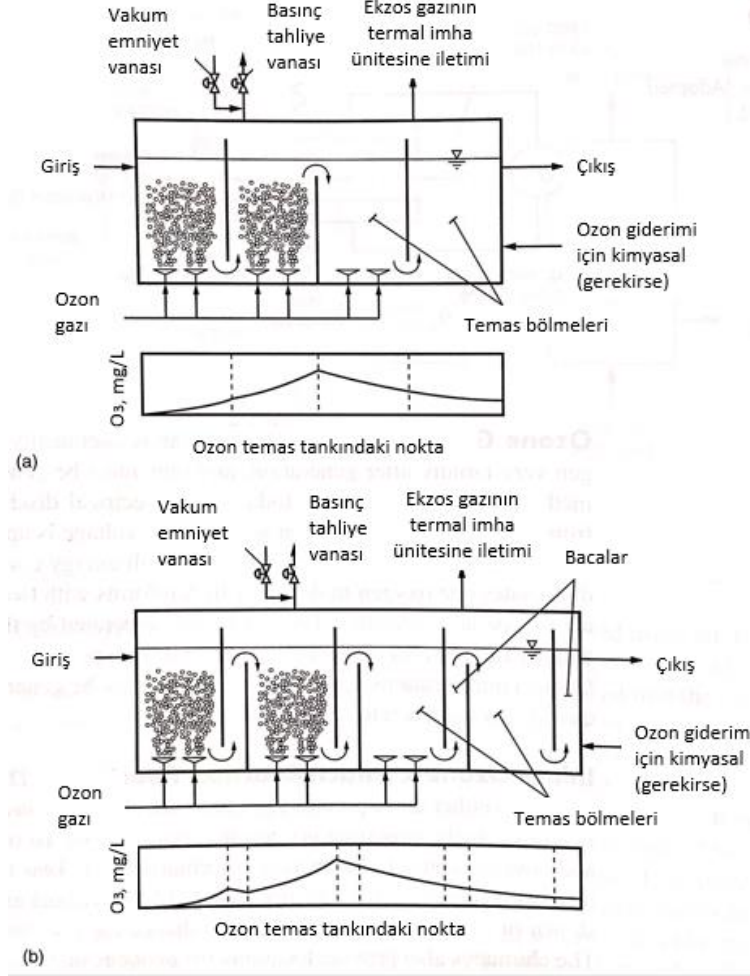
Bileşen	kWh/kg ozon
Hava hazırlama ünitesi (kompresör ve kurutucular)	4,4-6,6
Ozon üretimi	
Hava besleme	13,2-19,8
Saf oksijen	6,6-13,2
Ozon teması	2,2-6,6
Diğer tüm kullanımlar	1,2-2,2

Ozonun tanktaki suda iyi çözünmesini sağlamak üzere derin ve kapalı temas tankları kullanılır. Dört bölmeli tipik iki ozon temas tankı örneği Şekil 4.4(a) ve (b)'de “baca” olarak gösterilen bölümlerle, ters akım şartlarının iyileştirilmesi sağlanır.

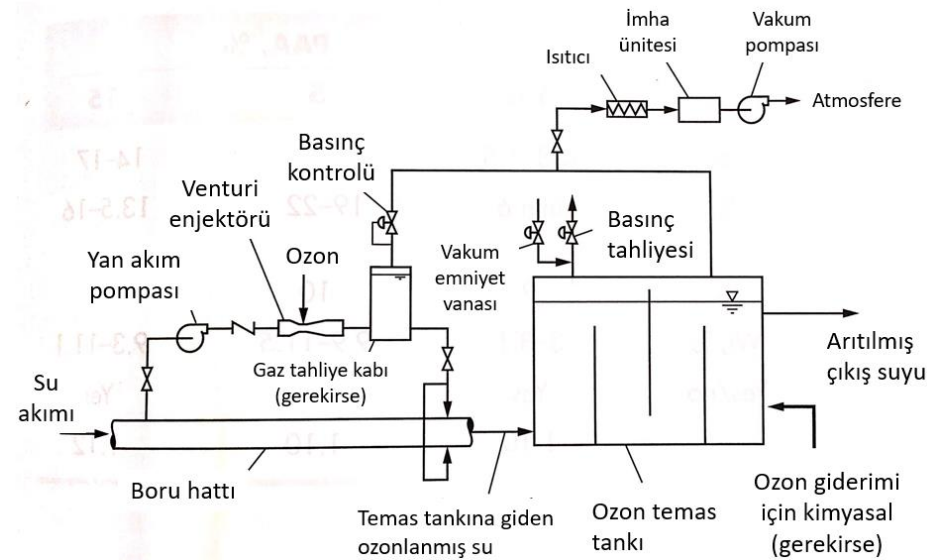
Ozon difüzörlerle tanka genelde ilk 2 bölüm tabanından enjekte edilir. En hızlı O_3 reaksiyonu ilk bölmede gerçekleşir. O_3 ve su karışımı daha sonra reaksiyonun daha yavaş olduğu ikinci bölmeye geçer. Dezenfeksiyon genelde ikinci bölmede gerçekleşir. Üçüncü ve dördüncü bölmeler, daha yavaş cereyan eden reaksiyonların tamamlanmasına ve ozonun sudan ayrılmasına imkan verir. Bu yüzden ilk iki bölme “reaksiyon”, 3. ve 4. bölmeler ise (O_3 eklenmeksizin) “temas” bölmeleri olarak ifade edilirler. Sistemdeki bölme sayısı arıtma amacına bağlı olarak belirlenir.

Suda Çözünmüş Ozon Temas/Reaksiyon Tankları

Yüksek saflıkta (%10-12) üretim halinde, ozon tank tabanından difüzörlerle enjeksiyon yerine, yan akım üzerindeki ventüriye verilerek suda çözünmüş halde (O_3 + su karışımı) doğrudan temas tankı girişine verilebilir (Şekil 4.5). Bu tür bir sistemde difüzörlere gerek olmayıp degazörlü ve degazörsüz olmak üzere iki farklı tip uygulama vardır. Degazörün faydası, O_3 +su karışımındaki çözünmüş oksijen seviyesinin minimize edilmesi ile bu tür reaktör gibi çalışan boruya gaz kabarcıkları kaçışının azaltılmasıdır.



Şekil 4.4 Tipik 4 bölmeli ozon temas tankı şeması: (a) bacasız ve (b) bacalı. (b)'deki bacalar reaktördeki ters akımı arttırmak için kullanılmıştır.



Şekil 4.5 Dezenfeksiyon için yan akımla ozon enjeksiyonu: yan akım enjeksiyon sistemi için tipik şema.

4.1.1.2. Ozon ile Tat ve Koku Giderimi Alanındaki Çalışmalar

Ozon oksidasyonu, 2-MIB ve Geosmin gibi siyanobakteriyel metabolitlerin gideriminde kullanılabilecek bir diğer yaygın yöntemdir. Bu bileşiklerin gideriminde ozon oksidasyon reaksiyon mekanizmasının hidroksil ($\bullet\text{OH}$) radikali üzerinden ilerlediği ve bu radikalin oldukça güçlü bir oksidan olduğu belirtilmektedir (Bruce vd., 2002). Çeşitli çalışmalarda elde edilen koku ve su kalite parametreleri sonuçları Tablo 4.2’de özetlenmiştir.

Tablo 4.2 Çeşitli çalışmalarda elde edilen ozon giderim verimleri.

Kaynak	Ozon (mg/L)	C ₀ (T&K bileşiği) (ng/L)	Giderim (%)	Temas süresi (dk)	pH	Sıcaklık (°C)	Bulanıklık (NTU)	Alk. (mg/L CaCO ₃)	TOK veya ÇOK
Bruce vd. (2002)	2,5	Geosmin 100 2-MIB -	Geosmin 97 2-MIB -	20	8.11-8.39	21.1-24.9	2.2 – 7.6	-	2,49 – 2.67 (ÇOK)
Liang vd. (2007)	3	Geosmin 100 2-MIB 100	Geosmin 90 2-MIB 77	10	7	20	-	Çök.110 Hamsu 120	Çökelmiş 1,93 Hamsu 2,91 (TOK)
Westerhoff vd. (2006)	3,75	Geosmin 50 2-MIB 50	Geosmin 95 2-MIB 93	20	7,6	24±1	-	59	3,0 (TOK)
Yuan vd. (2013)	4,19	Geosmin 100 2-MIB 100	Geosmin >90 2-MIB >90	20	7,3	25±1	-	-	-

İtalya’daki bir içme suyu arıtma tesisine ait ham su numunesiyle yapılan çalışmada (Collivignarelli ve Sorlini, 2004) suya 2-MIB (0,2-0,4 µg/L) ve Geosmin (0,5 µg/L) ilave edildiğinde her iki bileşiğin de %50 verimle giderildiği; fakat ozonu UV’nin takip ettiği durumda giderimin %90’a yakın bir değere ulaştığı gözlenmiştir. Moleküler ozon bu bileşiklerle reaksiyona sınırlı oranda girmekte fakat uygulanan UV radyasyonu ozon molekülünün hidroksile dekompoze olmasını sağlamaktadır. Böylelikle hidroksil radikalının bileşiklerle kolaylıkla reaksiyona girebilmesi verimi arttırmaktadır.

2-MIB ve Geosminin su ortamında ikinci derece reaksiyon kinetiğiyle parçalandığı birçok çalışmada belirtilmiştir. Geosmin bileşiğinin yapısı dolayısıyla daha iyi bir reaksiyon kinetiğine sahip olduğu ve 2-MIB’den daha hızlı okside olduğu belirlenmiştir. Bunun nedeni, Geosminin suda düşük çözünürlüğe sahip ve yüksek K_{ow} değeri nedeniyle 2-MIB’den daha hidrofobik olmasına bağlanmıştır. Geosmin daha uçucu bir bileşik olup, sıvı fazdan gaz fazına geçişi daha kolay olup ozonla reaksiyona girmektedir. Aynı çalışmada bu iki bileşiğin oksidasyonunun yüksek pH, sıcaklık ve ozon dozunun yanı sıra, hidrojen peroksit ilavesiyle arttığı tespit edilmiştir. Giderilen 2-MIB ve Geosmin yüzdesinin, başlangıç tat ve koku bileşiği konsantrasyonundan bağımsız olduğu belirlenmiştir (Westerhoff vd., 2006).

Liang ve arkadaşlarının 2007’de yaptığı bir çalışmada, deiyonize suda başlangıç Geosmin konsantrasyonu 400 ng/L ve ozon konsantrasyonu 0,35 mg/L olmak üzere 20 dakikalık temas süresi sonunda pH 5,7 ve 9’daki giderim verimlerinin sırasıyla %61,1, %95 ve %99,9 olduğu

bulunmuştur. Bu sonuca göre yüksek pH değerinin yüksek Geosmin giderim verimi sağladığı söylenebilir, bunun nedeni artan pH ile daha fazla hidroksil radikali oluşmasıdır.

Qi vd. (2009) 2-MIB molekülünün ozonlanmasına yoğunlaşmış ve hidroksil radikalının temel oksidasyon mekanizmasını oluşturduğunu tespit etmiştir. Anılan çalışmada aynı zamanda 2-MIB'nin parçalanması sonucu oluşan yan ürünlerin tespiti üzerinde durulmuştur. İlginç bir şekilde, bu yan ürünlerden bazı aldehit türlerinin tat sorununa neden olduğu tespit edilmiştir. Çalışmada bu bileşiklerin giderilmesi için ayrıca arıtma uygulanması gerektiği sonucuna varılmıştır.

Siyanobakteriyel hücreleri gidermek üzere konvansiyonel su arıtma sistemindeki koagülasyon prosesini optimizasyonu ile ilgili önemli çalışmalar yürütülmüştür. Daha detaylı açıklamak gerekirse, klor, ozon ve potasyum permanganat gibi oksidanların su arıtma tesisinin başına (koagülasyon öncesi) ilavesi ile alg gideriminde artış gözlenmiştir. Bu oksidanlar alglerin yüzey karakteristiğini ve yükünü değiştirerek koagülasyon ve flokülasyonda giderim verimini arttırmaktadır. Su arıtmada kullanılan koagülanların algin hücre bütünlüğünde minimal bir etkisi olsa da, klor gibi oksidanların alg hücrelerine hasar verdiği gözlemlenmiştir. Bu durum, konvansiyonel arıtma ile çelişen bir durumla (siyanotoksinler de dahil olmak üzere hücre içi metabolitlerin salınması) sonuçlanacağından önemli bir sorun teşkil etmektedir. Bu oksidanların eklenmesinden kaynaklanan kanserojen dezenfeksiyon yan ürünü oluşumu (klor ve ozon) ve suyu boyama özellikleri (potasyum permanganat), diğer sorunlar arasında sıralanabilir (Ho vd., 2009).

Alg süspansiyonunun ozonlaması sonucu elde edilen Geosmin gideriminin incelendiği bir çalışmanın sonuçları Tablo 4.3'da görülmektedir. Tablodan da anlaşılaacağı üzere, Geosmin içeriğinin çoğunluğu hücre içi Geosminden kaynaklanmaktadır. Ozonlama işlemi alg hücrelerini parçalamakta ve Geosmin de dahil olmak üzere hücre içi organik bileşiklerin suya salınmasına sebep olmaktadır. Fakat salınan bu Geosmin, 4,19 mg/L dozajda 30 dakika boyunca uygulanan ozonla giderilebilmektedir. Algal süspansiyonun ozonlanması, yaşayan alg hücrelerini temsil eden klorofil-a değerlerinde de büyük düşüşler sağlamaktadır. Söz konusu temas süresi ve dozajda klorofil-a'nın %92'si giderilmiştir. Bu sonuç, ozonlamanın alg hücrelerine zarar verdiğinin göstergesidir. Ozonlama sonucu, alg hücrelerinin hasar görmesiyle hücre içi organik bileşikler salınsa dahi, Geosmin konsantrasyonunun oldukça etkili bir şekilde azaltıldığı görülmektedir (Yuan vd., 2013).

Tablo 4.3 Alg süspansiyonunda Geosmin giderim verimi ve klorofil-a konsantrasyonu değerleri.

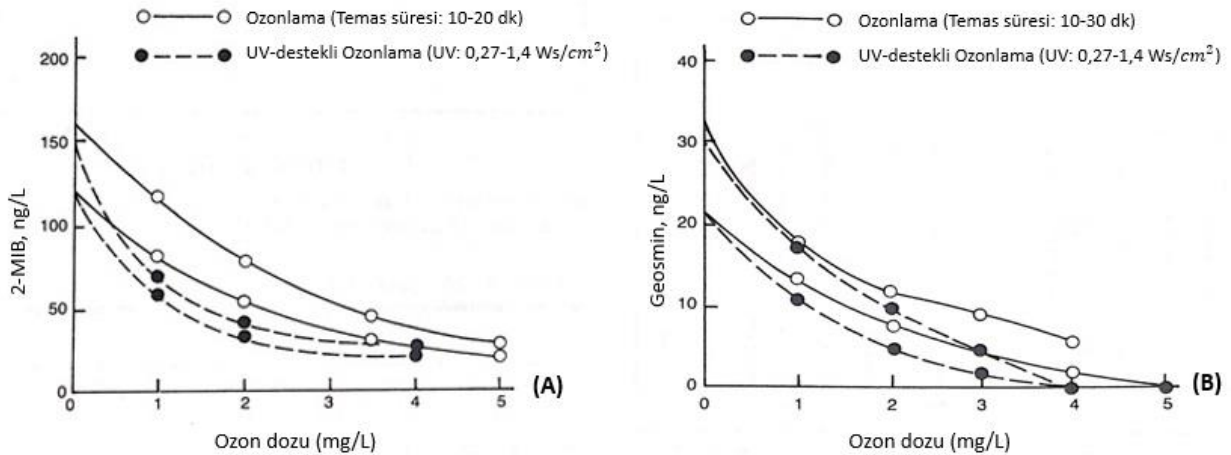
	Klorofil-a konsantrasyonu (mg/m ³)	Geosmin konsantrasyonu (ng/L)		
		Süspansiyon	Hücre dışı	Hücre içi
Ozonlama öncesi	66	1623	548	1568
Ozonlama sonrası	5,4	13,9	13,9	246,5
Giderim verimi (%)	91,8	99,9	97,5	98,4

4.1.2. UV-Hidrojen peroksit Oksidasyonu

UV ve hidrojen peroksit ile oksidasyon, Geosmin ve 2-MIB giderimi için kullanımı nadir fakat söz konusu koku bileşiklerini gidermede oldukça etkili bir yöntemdir. UV kullanılarak Geosmin giderimi, 254 nm'nin altındaki dalga boylarında en iyi sonuç vermektedir. 250 nm dalga boyunda Geosmin molekülüne bağlanan elektromanyetik alan ile radyasyonla bağlanan elektromanyetik alan arasındaki fotokimyasal reaksiyon, etkili olabilecek güçtedir. Hidrojen peroksitin eklenmesiyle, HO• radikali oluşmakta; bu da Geosmin gideriminin yükselmesini sağlamaktadır. Peter ve Von Gunten (2007) tarafından yürütülen bir çalışmada, bu prosesin reaksiyon kinetiği incelenmiş ve UV/H₂O₂ kullanıldığında Geosmin için ikinci dereceden reaksiyon hız sabiti 0,1 (mol/L)/s bulunmuştur. Aynı çalışmada Geosmin ve 2-MIB için Zürih Gölü ve Greifensee (İsviçre)'den alınan numunelerde giderim veriminin %50-70 arasında olduğu belirlenmiştir (Koester, 2011).

4.1.3. UV-Ozon Prosesi ile Oksidasyon

Bu tür bir birleşik oksidasyon, insani tüketim amaçlı suda küflü koku giderimi için Kato vd. (1983) tarafından Japonya'da denenmiştir. Söz konusu yazarlar tarafından ozon ve UV ışığı, Geosmin ve 2-MIB gibi organik bileşikler gidermek için kullanılmıştır. Deneysel koşullarda; debi 2 m³/sa, O₃ temas süresi: 10-20 dk, O₃/UV temas süresi 3-30 saniye, uygulanan O₃ dozu 0-5 mg/L ve UV yoğunluğu: 0,54 W/cm².s olarak belirtilmiştir.



Şekil 4.6 Ozon ve Ozon/UV prosesleriyle doza karşılık (a) 2-MIB (b) Geosmin giderimi.

Şekil 4.6 deneysel sonuçları vermektedir. Geosminin ($C_0 = 22$ ng/L) %100 ve 2-MIB'nin ($C_0 = 130$ ng/L) %90 verimle giderimi, 5 mg/L ozon ile veya UV ile birlikte kullanılan 4 mg/L ozon ile sağlanmıştır. Buna ek olarak söz konusu suda koku giderimi için gerekli ozon dozunun O₃/UV kombinasyonu sayesinde %20-40 arasında azaldığı görülmüştür.

Gelişmiş oksidasyon prosesleriyle (O₃/UV ve O₃/H₂O₂) tat ve koku bileşiklerinin giderim verimindeki artış, ozonun suda parçalanmasını tetikleyen öncülerin (H₂O₂ ve UV)

mekanizmasından kaynaklanmaktadır. Bu öncüler su çok düşük radikal temizleyici (HCO_3^- , CO_3^{2-}) seviyesine sahipken oldukça reaktif olan hidroksil radikalini üretmektedir.

4.1.4. Hidrojen peroksit – Ozon (Perokson) Oksidasyonu

4.1.4.1. Reaksiyon Mekanizması

Perokson prosesinin prensibi, ozon (O_3) ve hidrojen peroksit (H_2O_2) bileşiklerinin birlikte kullanılması sonucunda oksitleyici radikallerin oluşumudur. Zaviska vd. (2009) tarafından açıklandığı üzere, Perokson prosesinin hidrojen peroksitin, oldukça reaktif olan $\text{HO}\cdot$ radikalini üreten ozonun parçalama etkisini arttırmasından dolayı, yalnızca ozonun kullanımına kıyasla daha etkili olması sağlanmaktadır. Ozon varlığında hidrojen peroksit, ozonun parçalanmasını başlatmakta ve ilerletmektedir. Bunun sonucunda, aşağıda görülen kompleks reaksiyon serisi ile hidroksil radikali oluşmaktadır (Rakness vd., 2005):



Denklem (4.1) - (4.6) ara basamaklarından elde edilen ana reaksiyon denklemi şu şekildedir:



Reaksiyon stokiyometrisinden de görüldüğü üzere, ideal $\text{H}_2\text{O}_2:\text{O}_3$ oranı 0,5'tir.

Perokson uygulamasının koşulları ve mekanizması Paillard vd. (1988) tarafından araştırılmış olup, ozonla H_2O_2 'nin iyonize formu olan HO_2^- ($\text{pK}_a = 11,6$) ile oldukça hızlı reaksiyona girdiği ve $\text{HO}\cdot$ radikalini oluşturduğu gösterilmiştir.



$\text{HO}_2^\bullet$ radikalleri, aynı zamanda $\text{HO}^\bullet$ ve HO_2^- 'nin reaksiyonuyla da oluşmaktadır. Böylece oluşan tüm bu radikaller optimum deneysel koşullar altında H_2O_2 'yi parçalayabilmektedir ($\text{pH}=7,7$ ve $\text{H}_2\text{O}_2:\text{O}_3$ oranı 0,5).

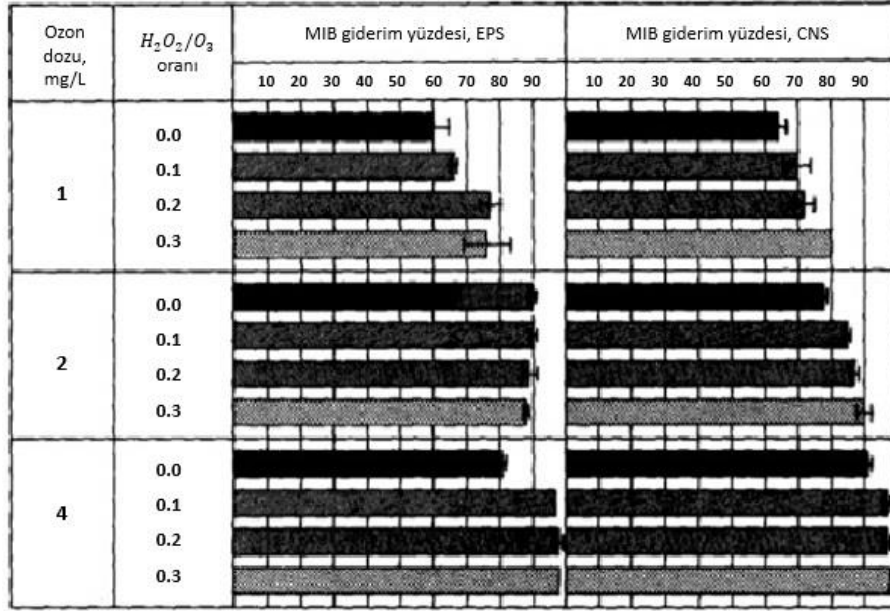
Reaktörün (ozon temas tankı) her noktasında $\text{H}_2\text{O}_2:\text{O}_3$ oranı sabit tutulmalı, arıtılmış suda bakiye hidrojen peroksit 0,5 mg/L'yi aşmamalıdır (Oturkan vd., 2014). Peroksonlama işleminin pratikte kullanımı; ozonun sudaki çözünürlüğünün düşük olması, enerji tüketiminin yüksekliği, pH, sıcaklık ve mikrokirletici türü gibi birçok faktöre olan hassasiyet ile hidoksil radikali tüketen yan reaksiyonların gerçekleşmesi gibi sebeplerden dolayı kısıtlıdır. Öte yandan Perokson sisteminin işletiminin kolay olması ve bakteriyel aktiviteye etkisi, temel üstünlüklerindendir.

4.1.4.2. Literatürden Örnek Çalışmalar

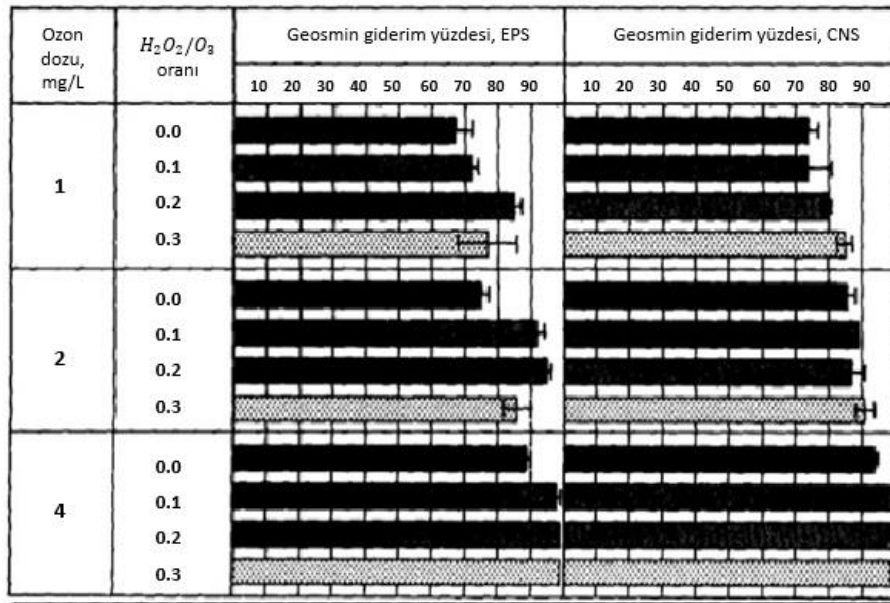
Ferguson vd. (1990)'nin Colorado Nehri'nden alınan örneklerle yaptığı pilot ölçekli çalışma, hidrojen peroksit (H_2O_2) ile ozonun birlikte kullanıldığı ileri oksidasyon prosesi olan "Perokson"un değerlendirilen önemli çalışmalardan biridir. Bu çalışmada ozon ve Perokson proseslerinin farklı temas sürelerinde karşılaştırılmasının yanı sıra, Perokson prosesinde kullanılacak ozon ve hidrojen peroksit oranının optimizasyonu üzerinde de durulmuştur. Çalışmanın sonuçlarına göre Perokson prosesi sadece ozonun kullanıldığı sisteme kıyasla 2-MIB ve Geosmini oksitlemek için önemli ölçüde (~%50) daha az ozon dozajı gerektirmektedir. Ozon veya Perokson kullanıldığında (ikincil dezenfeksiyon kloraminle yapıldığında) DBP (dezenfeksiyon yan ürünleri) oluşumu seviyesinin düşük olduğu görülmüştür. Ayrıca Perokson ($\text{H}_2\text{O}_2:\text{O}_3$ oranı $\leq 0,3$) mikroorganizmaların inaktivasyonunda ozonla kıyaslanabilir düzeydedir.

Yapılan pilot çalışmaya göre 2-MIB'nin gideriminde %90'a ulaşması için 4 mg/L ozon gerekiyorken, aynı giderim verimini elde etmek için 2 mg/L Perokson'un ($\text{H}_2\text{O}_2:\text{O}_3$ oranı 0,2) yeterli olduğu görülmüştür. Tat ve koku bileşikleri oksidasyonu için optimum oran, eyalet projesi suyunda 0,1-0,2 arasında, Colorado Nehri suyunda ise 0,3 ve üstü olarak belirlenmiştir. İki kaynak suyundaki farklılığın nedeni, su kalitesi farklılıklarına bağlanmıştır. Çalışılan temas süresi aralığında (6-12 dk) tat ve koku bileşikleri oksidasyonunun reaktör temas süresinden bağımsız olduğu (etkilenmediği) görülmüştür.

ABD'de bahsedilen Perokson pilot çalışması sonuçları ışığında, toplam 123 m³/s kapasiteye ulaşan birçok büyük SAT'nin daha etkin Geosmin/2-MIB giderimi sağlamak üzere rehabilite edilmesi kararlaştırılmıştır (Ferguson vd. 1990).



Şekil 4.7 2-MIB giderimi (Ferguson vd., 1990).



Şekil 4.8 Geosmin giderimi (Ferguson vd., 1990).

Ozon veya Perokson ile ön oksitlemeyi takip eden kloraminle yapılan son dezenfeksiyonun THM (trihalometan) ve diğer DBP'leri düşük seviyede tutabilmede etkili olduğu görülmüştür. Çalışmada halojensiz dezenfeksiyon yan ürünlerinden olan formaldehit ve asetaldehitin ozon temas tankında oluştuğu, fakat filtrelerdeki biyolojik aktivite sayesinde giderildikleri tespit edilmiştir. Ozonun bromürün oksidasyonuna sebep olup, bromlanmış DBP'lerin oluşumuna yol açacağı unutulmamalı, bununla ilgili kapsamlı çalışmalar yapılmalıdır. Bununla birlikte, bahsedilen ozon dozları, optimum $H_2O_2:O_3$ oranı ve temas süreleri adı geçen su kaynağına özgü

olduğundan, çalışılacak su kaynağına göre değişiklik gösterecektir. Bu nedenle tesis öncesinde mutlaka laboratuvar ve pilot ölçekli çalışmalar yapılmalıdır.

Irabelli vd. (2008)'nin Detroit Nehri (Ontario, Kanada) hamsuyu ile yürüttüğü pilot ölçekli çalışmada, ozon ve perokson proseslerinin trihaometan oluşumu açısından karşılaştırılması yapılmıştır. Çalışmada 3 farklı $H_2O_2:O_3$ oranı (0.1, 0.2 ve 0.35) kullanılmış; hidrojen peroksit ilavesinin ozon öncesi ve sonrasında yapılması durumunda elde edilen sonuçlar karşılaştırılmıştır. Yapılan gözlemlere göre, ozon öncesi veya sonrasında yapılan H_2O_2 ilavesi THM oluşumunu arttırmış, aynı zamanda artan $H_2O_2:O_3$ oranında THM oluşumu artmıştır. Sonuçlara göre, THM oluşumunun kontrolü ozon öncesi peroksit ilavesinde, ozon sonrasında ilaveye göre daha iyi sağlanmıştır. Bunun yanı sıra, hamsudaki ÇOK (çözünmüş organik karbon) gideriminde ozonun tek başına kullanımına kıyasla perokson prosesinin daha etkili olduğu sonucuna varılmıştır.

Mizuno vd. (2011)'nin Perokson prosesi ile biyolojik kaynaklı bileşiklerin giderimi ve bromat oluşumunun kontrolünü araştırdığı bilimsel çalışmada, sürekli akışlı (flow through) temas tankında, ön arıtılmış ham suya geniş aralıkta (39-515 $\mu g/L$) bromür iyonu ve 2-MIB-Geosmin bileşikleri (58-609 ng/L) ilave edilerek 0-3,7 mg/L H_2O_2 doz aralığında (O_3 : 2 mg/L) çeşitli deneyler yürütülmüştür. 10 dakikalık temas süresinde ozonun tek başına 2-MIB ve Geosmin giderimini 10 ng/L 'nin altına, bromat oluşumunu da 10 $\mu g/L$ 'nin altına indiremediği, ancak H_2O_2 ilavesiyle (Perokson Prosesi) standartlara uygun değerlere inilebildiği görülmüştür.

2013 yılında Wang ve çalışma arkadaşlarının yürüttüğü perokson çalışmasında da, bromat ve koku kontrolü üzerine yoğunlaşmıştır. Mevcut sistemde, Huangpu Nehri hamsuyundaki karakteristik septik/bataklık kokusunun tamamen gideriminin ancak ozon (4.0 mg/L) + biyolojik aktif karbon (O_3 -BAK) prosesiyle sağlanabildiği, bu durumun yüksek bromür içeriğinden dolayı karsinojenik bromat oluşumuna sebep olduğu belirtilmektedir. Bu çalışmada, nehir suyundaki bromat ve septik kokunun, O_3 -BAK prosesi öncesi H_2O_2 (hidrojen peroksit) eklenerek giderimi incelenmiştir. $H_2O_2:O_3$ oranının (w/w) 0.5 ve üstündeki değerlerde olduğu durumlarda, bromat konsantrasyonunun etkili bir şekilde azaldığı tespit edilmiştir. Bunun yanı sıra, septik kokunun da hidrojen peroksit ilavesiyle azaldığı görülmüş fakat her bir ozon dozu için $H_2O_2:O_3$ oranının ayrıca optimizasyonunun gerekliliği belirtilmiştir. Bu çalışmada, 2 mg/L ozon dozu ve $H_2O_2:O_3=0.5$ 'te koku tamamen giderilmiştir.

Knol (2015)'ün yürüttüğü çalışmada ise Perokson Prosesi'nin organik mikrokirleticilerin (OMK) giderimi/dönüşümüne ve bromat oluşumuna etkisi incelenmiştir. Söz konusu pilot çalışmada, ön arıtılmış Meuse nehri suyu ile çalışılmış; seçilen 14 model bileşen (diglyme, bromacil, benzatone, atrazine, isoproturon, ibuprofen, metformin, carbamazepine, metoprolol, tirmethoprim, iopromide, phenazone, diclofenac, furosemide) suya dozlanarak Perokson Prosesiyle giderim verimi araştırılmıştır. Model bileşiklerin gideriminde ozon dozu temel etmen olmakla birlikte, ozon dozunun arttırımının bromat oluşumu nedeniyle sınırlı olduğu

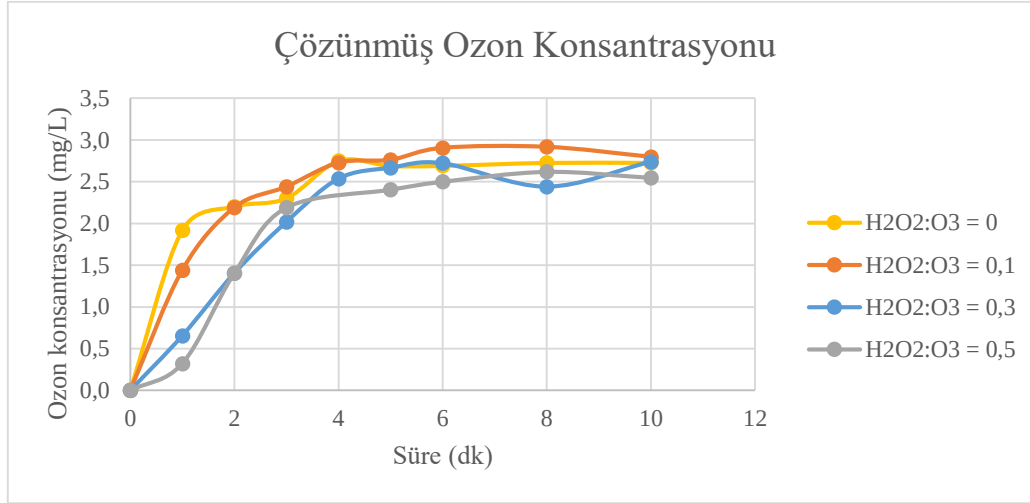
belirtilmiştir. Çalışmada 6 mg/L H_2O_2 ve 1.5 mg/L ozon dozuyla çalışılmış ve ortalama mikrokirletici giderimi %78.9 olarak hesaplanmıştır. OMK'lerin gideriminin, yüksek sıcaklıkta, düşük ÇOK ve bikarbonat varlığında daha yüksek olduğu, bromat oluşumunun da (bromür konsantrasyonuna bağlı olmasının yanı sıra) yüksek sıcaklık ve düşük bikarbonat konsantrasyonunda yüksek olduğu görülmüştür.

4.1.4.3. Laboratuvar Ölçekli Çalışma Sonuçları

İSKİ Asya-1 İçme Suyu Arıtma Tesisi hamsuyuna 2-MIB ve Geosmin ilavesi yapılarak (~100 ng/L) kesikli reaktörde çeşitli deneyler yürütülmüştür. Laboratuvar ölçekli Perokson çalışması neticesinde elde edilen sonuçlar ışığında, belirli çözünmüş ozon konsantrasyonunda (~2,7 mg/L) kirletici giderimi baz alınarak İSKİ Asya-1 Baraj Gölü'ne ait hamsu numunesine özgü optimum $H_2O_2:O_3$ oranı ($H_2O_2:O_3$ (w/w) = 0,5) tespit edilmiştir. Bu oran kullanılarak, aynı numunede tat ve koku bileşiklerinin giderimi için optimum temas süresi belirlenmiştir (10 dakika).

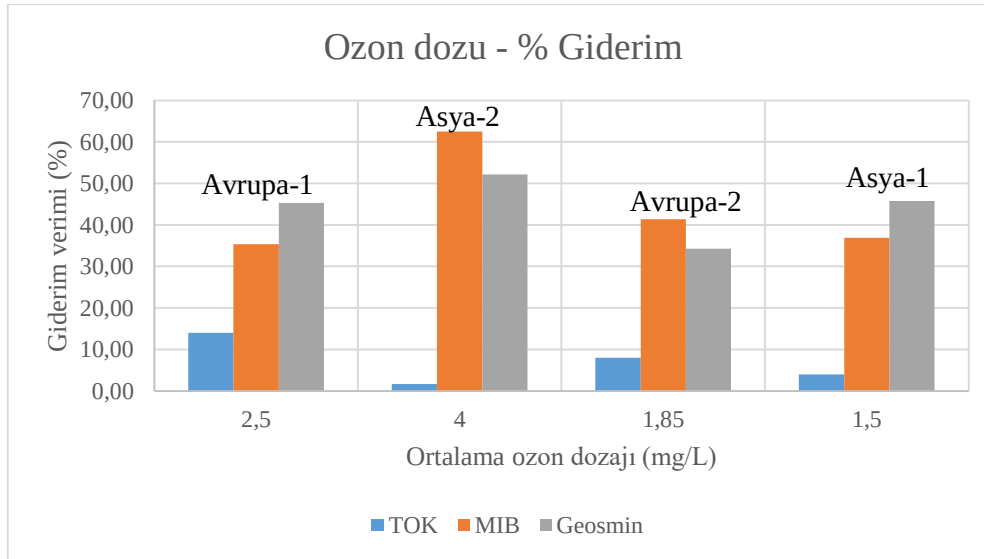
Yalnızca ozonla çalışılan deney sonuçları ile ozona göre belirli oranda hidrojen peroksite ilave edildiği (perokson) deney neticeleri karşılaştırıldığında, perokson prosesinin kirleticilerin giderimde daha başarılı olduğu tespit edilmiştir. Bunun yanı sıra, artan $H_2O_2:O_3$ oranıyla birlikte 2-2-MIB ve Geosmin bileşiklerinin giderim veriminin arttığı gözlenmiştir. TOK gideriminde ise yalnızca ozonun kullanıldığı sistemde herhangi kayda değer bir giderim elde edilememiş, fakat perokson prosesi ile %8-17 civarında giderim elde edilmiştir.

İSKİ Asya-1 İçme Suyu Arıtma Tesisi hamsuyu ile yürütülen ve yalnızca ozonun dozlandığı deneyde, ozonun zamana karşı sudaki çözünürlüğüne bakıldığında, sistemin 4. dakika itibarıyla dengeye (~2,5 mg/L) ulaştığı görülmektedir (Şekil 4.9). Denge durumuna ulaşma durumu, mevcut hamsuyun karakteriyle doğrudan ilişkilidir. Halihazırda İSKİ İSKİ Asya-1 SAT ozonlama ünitesi temas süresi 7 dakika ve dozlanan ozon konsantrasyonu ~1,5 mg/L (yaz aylarında 2-2,5 mg/L)'dir. Laboratuvarda elde edilen veriden, İSKİ'nin seçmiş olduğu güncel temas süresinin uygun olduğu sonucuna varılmaktadır. Zira ozon temas süresi, denge durumuna ulaşıldıktan sonraki bir sürede seçilmelidir. Bu sürenin denge durumundan ne kadar sonra olacağı ise giderilmek istenen temel parametrelere göre optimizasyon yapılarak belirlenmelidir.



Şekil 4.9 İSKİ Asya-1 hamsu numunesi ile yürütülen çeşitli deneylere ait çözünmüş ozon konsantrasyonundaki değişim.

Çalışma sonuçlarına göre ~1,4 mg/L çözünmüş ozon dozu ve 10 dakikalık temas süresiyle 2-MIB ve Geosmin bileşiklerinin giderim verimi %90'ın üzerindedir. Fakat 2011-15 yılları arasında İSKİ Asya-1 SAT ozon ünitesinin sağladığı giderimin, her iki bileşik için de %50'nin altında kaldığı bilinmektedir (Şekil 4.10). Bu farklılığın, laboratuvar çalışmasında ideal koşullarda çalışılmış olmasından (Kesikli reaktör, T=22°C) kaynaklandığı düşünülmektedir. Bu sebebin dışında, laboratuvar ölçekli çalışma ile tam-ölçekli tesise ait giderim verimi sonuçları arasındaki büyük farklılığın başka hangi ana etkenlerden kaynaklandığının sorgulanması gerekmektedir.



Şekil 4.10 Tesislere ait farklı ozon dozlarında TOK, MIB ve Geosmin giderim verimleri.

4.1.4.4. Pilot Ölçekli Çalışma Sonuçları

İSKİ Asya-1 İçme Suyu Arıtma Tesisi'nde gerçekleştirilen pilot ölçekli çalışma kapsamında, 2-MIB, Geosmin ve TOK parametrelerinin konsantrasyon değişimi incelenmiştir. Çalışma sonuçlarına göre 2 mg/L ozon dozu için ideal $H_2O_2:O_3$ oranı 0,5 iken, 4 mg/L için bu oran 0,3 olarak belirlenmiştir. Sonuçlara göre TOK giderim verimi, her iki ozon dozu için de tüm perokson oranlarında %10'un altında kalmıştır (Erşahin, Özgün, Fakıoğlu, & Gülhan, 2018).

Elde edilen sonuçlara göre, 4 mg/L tekil ozon dozunda gözlenen 2-MIB giderim veriminin, 2 mg/L ozon dozu ve 0,3 perokson oranında elde edilen giderim verimine yaklaşık olarak eşdeğer olduğu görülmüştür (~%44). Bu sonuç, literatürde yapılan çalışmalar ile benzerlik göstermektedir (Ferguson, McGuire, Koch, Wolfe, & Aieta, 1990). Ancak elde edilen 2-MIB giderim verimi değerleri, laboratuvar ölçekli çalışma sonuçlarına göre düşük kalmıştır (Erşahin, Özgün, Fakıoğlu, & Gülhan, 2018).

Aynı çalışmanın sonuçlarına göre, 2 ve 4 mg/L ozon dozlarında temas süresiyle 2-MIB giderimi arasında doğrusal bir korelasyon olduğu görülmektedir. Temas süresi artışı ile giderim verimi de arttığından, her iki dozda da 15 dakikalık temas süresi en yüksek giderim veriminin elde edildiği süre olmuştur (>%80). Pilot ölçekli çalışmada, temas süresinin giderim verimini önemli ölçüde etkilediği görülmüştür (Erşahin, Özgün, Fakıoğlu, & Gülhan, 2018).

4.1.4.5. Enerji gereksinimi

Ozonlama ve İOP ile mikrokirletici gideriminde enerji ihtiyacı, oksidanları tüketen etmen olan su matriksi (temelde ÇOM'nin çeşidi ve konsantrasyonu) ve giderilmesi hedeflenen bileşenin ozon ve $\bullet OH$ radikali ile reaksiyonun hız sabitine bağlıdır. Genellikle konvansiyonel ozonlamaya kıyasla O_3/H_2O_2 prosesi ile enerji tüketiminde ~%25 artış tahmin edilmektedir (ozon ve hidrojen peroksit için üretim enerjisi sırasıyla 15 kWh/kg ve 10 kWh/kg) (Katsoyiannis vd., 2011).

4.1.4.6. Elektro-Perokson

Liv d. (2014)'nin yürüttüğü çalışmada, bir içme suyu arıtma tesisinde konvansiyonel ozonlama ve elektro-perokson (E-Perokson) proseslerinin kullanılmasının bromat oluşumuna etkileri incelenmiştir. E-Perokson prosesi, konvansiyonel ozonlamayı elektroliz prosesiyle birleştirmektedir ve ozon jeneratörü çıkışındaki oksijeni (O_2 ve O_3 karışımı) karbon-bazlı katot yardımıyla elektrokimyasal olarak H_2O_2 'e dönüştürmektedir. Bu H_2O_2 dağıtılmış O_3 ile reaksiyona girerek $HO\bullet$ oluşturmaktadır (Perokson prosesi). Sonuçlar, bromür içeren suyun ($150 \mu g/L Br^-$) ozonlaması ile ciddi ölçüde bromat ($60-120 \mu g/L$) oluştuğunu göstermektedir. Buna karşılık, dağıtılmış oksijenden H_2O_2 üretmek için az miktarda akım ($60-100 mA$) uygulandığında E-Perokson prosesi bromat oluşumunu $< 10 \mu g/L$ 'ye kadar düşürebilmekte ve doğal organik madde (NOM) giderimini önemli ölçüde arttırabilmektedir. Henüz gerçek ölçekli uygulaması olmayan bu teknoloji ile, içme suyu arıtımında bromat oluşumunun kontrolü ve yüksek oranda NOM giderimi konusunda basit ve etkili bir çözüm sağlayabileceği öngörülmektedir.

Problem 4.1 Bir Su Arıtma Tesisinde bulunan ön ozonlama ünitesi Perokson sistemine dönüştürülecektir. Molce ideal $H_2O_2:O_3$ oranı, laboratuvar ve pilot ölçekli çalışmalar sonucu 0,5 olarak belirlenmiştir. 0,5 m³/s debili ozon temas tankındaki çözünmüş ozon konsantrasyonu 2 mg/L olduğuna göre gerekli H_2O_2 debisini ve günlük hacmi belirleyiniz (H_2O_2 (w/w) = %30, $d_{H_2O_2}=1,11$ g/mL).

$$C_{H_2O_2} = \frac{1110 \text{ g/L} \times 0,3}{34 \text{ g/mol}} = 9,79 \text{ M}$$

Gerekli H_2O_2 ihtiyacı:

$$C_{O_3} = \frac{2 \text{ mg/L}}{48 \text{ g/mol}} = 0,0417 \text{ mM}$$

$$H_2O_2/O_3 = 0,5$$

$$C_{H_2O_2}(\text{gereklen}) = 0,0417 \times 0,5 = 0,0208 \text{ mM}$$

$$Q_{H_2O_2}(\text{gereklen}) = \frac{0,0417 \text{ mM} \times 0,001 \times 30.000 \text{ L/dk}}{9,79 \text{ M}} \times 60 = 7,67 \text{ L/sa}$$

$$V_{H_2O_2}(\text{günlük}) = 7,67 \frac{\text{L}}{\text{sa}} \times 24 = 184 \text{ L}$$

4.2. Aktif Karbon Adsorpsiyonu

Adsorpsiyon, bir fazdaki çözünenin (adsorbat) diğer bir fazın (adsorbent) yüzeyinde birikmesidir. Aktif karbon, sıvı veya gaz fazdaki iyon veya moleküllere konsantre halde birikebilecekleri bir yüzey sağlayan adsorbent bir malzemedir. Aktif karbon içilebilir sularda organik maddeleri gidermede yaygın olarak kullanılır. Aktif karbon adsorpsiyonu; tat ve koku bileşikler, dezenfeksiyon yan ürünleri, alg toksinleri, sentetik organik bileşikler, endokrin bozucular, ilaç ve kişisel bakım ürünleri gibi birçok bileşiği gidermede etkili bir metottur (AWWA, Su Arıtma Tesisi Tasarımı, 2012).

Aktif karbon çok sayıda por içeren rastgele bir yapıya sahiptir. En küçük porlardaki molekülerarası etkileşimler en güçlü adsorpsiyon kuvvetlerini sağlar. Aktif karbon, kirletici kimyasalların tutunabileceği çok geniş bir yüzey alanı sağladığından (gram başına 500 – 1500 m²), etkili bir adsorbenttir.

Aktif karbonun üretiminde hammadde olarak kömür, linyit, odun, turba bitkileri, kuruyemiş kabuğu, hindistan cevizi kabuğu, petrokok ve sentetik yüksek polimerler gibi yüksek karbon içerikli organik materyaller kullanılabilir. Odun bazlı karbonlar daha yumuşak ve kırılmaya dirençlidir. Kömür bazlı karbon atasitten yapılmışsa daha serttir ve bulamaç formunda pompalanması mümkündür. **Buna ek olarak, kömür bazlı karbonlar göreceli olarak daha hızlı ıslanmaya meyilli olup, yükleme esnasında daha az toz oluşturmaktadır** (Brady vd.,2012). Farklı hammaddelerden üretilmiş aktif karbon çeşitlerinin temsili fiziksel karakteristikler Tablo 4.4’de verilmiştir (AWWA, Su Kalitesi ve Arıtımı, 2011). Spesifik bir kirletici molekülün boyutuna göre uygun aktif karbon, mikropor ve mezopor hacmi baz alınarak seçilebilir. BET

(Baurier-Emmett-Teller) yüzey alanı, üreticiden temin edilebilen bir parametre olup, genellikle yüksek BET alanına sahip karbonlar yüksek adsorpsiyon kapasitesine sahiptir.

Tablo 4.4 Aktif karbon çeşitlerinin temsili fiziksel karakteristikleri.

Adsorbent	BET Yüzey Alanı (m ² /g)	Mikropor Hacmi (cm ³ /g)	Mezopor Hacmi (cm ³ /g)
F400 (Ziftli kömür bazlı)	940	0,340	0,160
HD4000 (Linyit bazlı)	525	0,148	0,430
CC-602 (Hindistan cevizi kabuğu bazlı)	1160	0,437	0,060
Picazine (Odun bazlı)	1680	0,496	0,655
Ambersorb 563 (Karbon reçine)	550	0,201	0,318

*Mikropor genişliği <2nm, mezopor genişliği 2-50 nm ve makropor genişliği >50 nm (IUPAC)

Aktif karbonun aktivasyon prosesi 4 aşamadan oluşmaktadır:

1. Ufalama: Yüzey alanını arttırmak için gerçekleştirilir.
2. Dehidrasyon: Yaklaşık 170°C'ye kadar çıkan sıcaklıkla birlikte su molekülleri uzaklaştırılır.
3. Karbonizasyon: CO, CO₂, H₂, O₂, asetik asit gibi safsızlıklar piroliz yöntemiyle giderilmek amacıyla 170 – 300°C arasında havasız olarak yakılır. Bileşikler parçalanırken porlarda katran oluşur.
4. Aktivasyon: Genellikle buharla yapılan bu yöntemde 750-900 °C'de porlardaki karbonlar yakılır. Karbon porlarındaki tüm yüzey alanı açılarak maksimum adsorplama kapasitesine ulaşmak amaçlanır.

Aktif karbon iki farklı formda mevcuttur: toz aktif karbon (TAK) ve granüler aktif karbon (GAK). TAK ve GAK'ın adsorptif özellikleri por büyüklüklerine, porların iç yüzey alanına ve toplam partikül boyutundan bağımsız diğer yüzey özelliklerine bağlıdır. Ticari TAK ve GAK'ların soruna özgü olarak uygunluğu firmaların sunduğu özelliklere bakılarak tespit edilebilir. Bu özelliklerin sınır değerleri, oluşturulan bir takım standartlar yardımıyla belirlenebilir. Bu özellikler ve limit değerleri Tablo 4.5'de verilmiştir. Amerikan Su İşleri Kuruluşu (AWWA)'nın hazırlamış olduğu B600-10 ve B604-05 standardı, konu ile ilgili standartlardandır. Su ve atıksu arıtımında sık kullanılan kimyasalların özellikleri, aktif karbon ile birlikte Ek V Tablo- V'te ayrıca özetlenmiştir.

TAK, kirlenmiş suya ilave edilip, belirli bir süre karıştırılıp çöktürülerek sudan uzaklaştırmak suretiyle giderim gerçekleştirir. Toz aktif karbon genellikle kuru besleme ekipmanı kullanılarak toz halde veya tek seferde bulamaç olarak dozlama pompaları kullanılarak sisteme beslenmektedir. GAK ise genellikle adsorpsiyon yatakları veya kolonlarına doldurularak suyun bu yataktan geçirilmesiyle giderim sağlar. Granüler aktif karbon porlarının içindeki yüzeyde daha fazla adsorplama yapılmadığında kullanılmış karbon, yeni karbonla değiştirilmeli veya

kullanılan karbon reaktifte edilmelidir. Reaktivasyon işlemi; termal, kimyasal veya biyolojik olabilir. Bu işlem sonunda aktif karbonun başlangıç kapasitesi ~%10 civarında azalmaktadır.

Tablo 4.5 Toz ve granüler aktif karbon için parametre limit değerleri (ANSI/AWWA, B600-10).

Parametre	TAK	GAK
Toplam yüzey alanı, m ³ /g	500-1500	500-1500
Yoğunluk, g/cm ³	0,20-0,75	≥ 0,20
Etkin boyut, mm	0,044	0,3-2,0
İyot numarası, mg/g	≥500	≥500
Üniformluk sabiti, %	-	≤ 2,1
Nem içeriği, %	≤8	≤8
Aşınma direnci, %	-	≥70
Kül içeriği, %	-	≤8
Islatılamayan madde, %	-	≤5

Tat ve kokuya neden olan bileşikler orta seviyede/dönemsel ve/veya az sıklıkta görülüyorsa TAK tercih edilmesi uygundur. GAK ve TAK'ın üstün ve zayıf yönleri Tablo 4.6'te, kullanım alanları, uygulama noktası ve bağlantılı üniteler ise Tablo 4.7'te verilmiştir.

Tablo 4.6 Toz ve granüler aktif karbonun karşılaştırılması (AWWA, 2012).

Parametre	Toz Aktif Karbon (TAK)	Granüler Aktif Karbon (GAK)
Üstün yönleri	- Düşük başlangıç maliyeti - Hali hazırda varolan SAT'lerine kolay ekleniş	- Birden çok organik adsorplayabilen sürekli sistem - Karbonun reaktifte edilebilmesi
Zayıf yönleri	- Tek kullanımlık (reaktifte edilemez) - GAK'a göre yüksek kullanım oranı (daha elverişsiz denge durumundan dolayı) - Uygulamada toz oluşumu sorunu - Fazladan çamur/katı oluşumu - Aktif karbonun dezenfektanlarla etkileşimi	- Yüksek ilk yatırım maliyeti - Önceden adsorplanmış organik bileşiklerin geri salımı ihtimali (seçici yer değiştirme) - Aktif karbonun dezenfektanlarla etkileşimi

Tablo 4.7 TAK ve GAK için öncelikli arıtma amaçları, genel kullanım ve uygulama noktası bilgileri.

Parametre	Toz Aktif Karbon (TAK)	Granüler Aktif Karbon (GAK)
Öncelikli Arıtma Amaçları	- Tat ve kokuya neden olan bileşikler, doğal organik madde ve renk giderimi - Küçük moleküler ağırlıkta organik kirleticileri arıtma	Tat ve kokuya neden olan bileşikler, DBP öncülleri ve biyobozunurları, parçalanabilir organik karbon, AKM, kalıntı dezenfektanlar
Genel Kullanım	Tat ve kokuya neden olan bileşiklerin dönemsel giderimi	- Sürekli kullanım - Tat ve kokuya neden olan bileşikler için dönemsel tek başına (stand alone) adsorplayıcılar
Uygulama Noktası	Ham su girişi, özel tasarlanmış bulamaç kontaktörü, hızlı karıştırma, filtre girişi	Filtre öncesi adsorplayıcı, filtreli adsorplayıcı, filtre sonrası adsorplayıcı
Bağlantılı üniteler	Karbon depolama tankı, bulamaç tankı(eğer bulamaç beslemeli sistem kullanılıyorsa), besleme ekipmanı	- Filtre adsorplayıcı/tek başına adsorplayıcı - Karbon taşıma/kullanma ünitesi, - Reaktivasyon ünitesi(opsiyonel) - Kirli hava emisyonları kontrol ünitesi (reaktive ediliyorsa) - Karbon depolama (reaktive ediliyorsa)

4.2.1. Toz Aktif Karbon Sistemi

Toz aktif karbonun 2-MIB ve Geosmin gibi metabolitleri gideriminin araştırılması için laboratuvar ölçekli yapılan çalışmalar arasında başta izoterm testi olmak üzere, kinetik test ve kavanoz testi önem teşkil etmektedir (Huang vd. 1996, Cook vd. 2000, Yu vd. 2007).

İzoterm testi

Sabit sıcaklıkta gerçekleştirilen izoterm testi, belirli bir kirleticiye karşı TAK'ın adsorpsiyon kapasitesini belirlemek için yürütülse de genellikle tam ölçekli tesiste test, TAK'ın temas süresine denk gelen bir süre kadar yürütülür. En iyi sonucun alınabilmesi için, çalışılan suyun pH, sıcaklık, safsızlık konsantrasyonu ve iyonik bileşimi gibi özellikleri tesisteki değerlerle örtüşmelidir.

2-MIB ve Geosmin için yüzeysel sularda izoterm testi yapılırken, sabit bir başlangıç konsantrasyonu esas alınabilir. Bu sabit başlangıç konsantrasyonu, içme sularında yaygın olarak karşılaşılan 100 ng/L olarak seçilebilir. Toz aktif karbon stok çözeltisi bulamaç halinde ve 10-15 g/L gibi arzu edilen bir konsantrasyonda hazırlanır. Eklenecek karbon dozları 2 ila 30 mg/L arasında seçilebilir. Aynı başlangıç konsantrasyonuna sahip şişelere farklı dozlarda aktif karbon dozlanır ve şişeler mühürlenip döner mikserde karıştırıldıktan sonra 3-5 gün denge

adsorpsiyonuna ulaşmasına izin verilir. Bunun ardından elyaf filtresiyle (veya uygun filtreye) çözelti filtrelenir. Geosmin ve 2-MIB'nin ilk ve son konsantrasyonu SPME-GC/MS yardımıyla bulunur ve izoterm hesaplamalarına geçilir (Yu vd. 2007). 2-MIB ve Geosminin adsorpsiyon izotermi Freundlich izotermine uydurulabilir. Freundlich izotermi temel denklemi şu şekildedir:

$$q_e = \frac{X}{m} = K_f C_e^{1/n} \quad (4.9)$$

Burada:

q_e : X/m, özgül tutulma, mg adsorbat/g adsorbent

X : adsorplanan maddenin (adsorbat) ağırlığı, mg

m : adsorbentin ağırlığı, g

C_e : çözültide kalan madde (adsorbat) konsantrasyonu, mg/L

K_f, n : sıcaklık, adsorbent ve adsorplanacak maddeye (adsorbat) bağlı sabitler

Freundlich izotermdeki sabitler (K_f : kapasite faktörü, $1/n$: şiddet parametresi) (4.9 denklemi lineerleştirilip ve logaritmik olarak C_e 'ye karşı X/m grafiği çizilerek bulunur.

$$\log \frac{X}{m} = \log K_f + \frac{1}{n} \log C_e \quad (4.10)$$

Çizilen grafiğe ait denklemde 2-MIB/Geosmin için eğim $1/n$, kayım (düşey eksen kesim noktası) ise $\log K_f$ sabitlerini verir. Böylece kirletici denge konsantrasyonuna bağlı olarak kapasiteyi (q_e) veren bir denklem elde edilmiş olur. 2-MIB ve Geosmin için algı limiti olan 10 ng/L denge konsantrasyonu olarak denklemde yerine konulduğunda buna karşılık gelen aktif karbon kapasitesi belirlenmiş olur.

Kinetik Testi

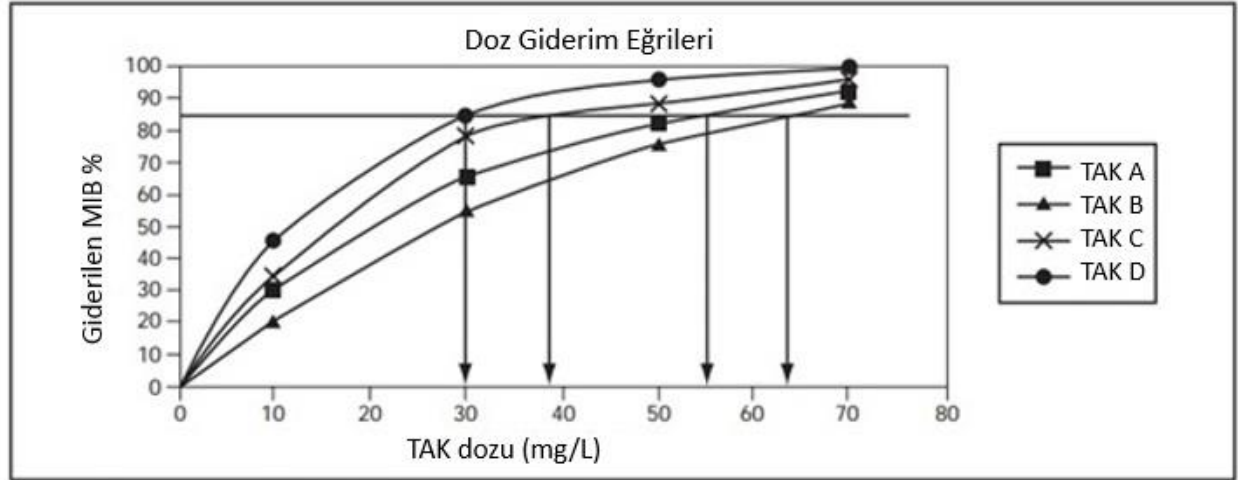
Aktif karbonun denge durumuna geldiği süreyi belirlemek amacıyla izoterm testi öncesinde kinetik testi yapılması önem taşır. Geosmin ve 2-MIB için denge durumuna 3-5 gün arasında ulaşıldığı yapılan çalışmalarda tespit edilmiş olup (Graham vd., 2000), izoterm testinde bu denge konsantrasyonları baz alınarak izoterm grafiği oluşturulmaktadır. Çeşitli çalışmalarda kinetik testi deneyleri yürütülmüş; bu testlerde kirleticilerin dengeye ulaşma süresinden ziyade gerçek bir tesiste temasta kalabileceği sürelerle çalışılmıştır. Örneğin Huang vd. (1996), kesikli reaktörde kinetik deneyleri yürütmüş, yaklaşık 8 L deiyonize suya konsantrasyonları 100 ng/L 2-MIB ve Geosmin ilave etmiştir. Aktif karbon dozu 30 mg/L olacak şekilde suya aktif karbon eklemesi yapılmış; 15, 30, 60 ve 90. dakikalarda örnek alınarak analiz edilmiştir. Analiz öncesinde karbon, filtrelemeyle uzaklaştırılmıştır. Deneyde kullanılan deiyonize su, sodyum bikarbonat ile pH=8±0,2 olacak şekilde tamponlanmıştır. Deney sonucunda zamana karşı ölçülen Geosmin/2-MIB konsantrasyonu grafiği çizilerek yorumlanmıştır. Yürütülen bazı kinetik çalışmalara ait sonuçlar Tablo 4.8'te görülmektedir.

Tablo 4.8 Çeşitli çalışmalardan elde edilen kinetik testi sonuçları.

Kaynak	TAK çeşidi	TAK dozu (mg/L)	C ₀ (ng/L)	Giderim (%)	Temas süresi (dk)	pH	Sıcaklık (°C)	Bulanıklık (NTU)	TOK veya DÇOK (mg/L)
Huang vd. (1996)	6 farklı karbon	30	100	2-MIB %80-92 Geosmin %90-99	90	8.2-8.3	18.2-23	1.1-9.9	2.4-2.9 TOK
Cook vd. (2000)	Picatif 1100 (H.cevizi kabuğu bazlı)	Geosmin 22 2-MIB 42	40	80	50	-	-	-	4.2 ÇOK

Kavanoz Testi

AWWA Standart B600-10 – Ek B’de bulunan 2-MIB-Geosmin kavanoz (jar) testi, tüm deneysel prosedürü ayrıntılı bir şekilde ele almasının yanı sıra, deneysel çalışma sonucu elde edilen veriler yardımıyla maliyet analizinde izlenilecek prosedürü de açıklamıştır. Söz konusu standart, Ek II’de verilmiştir. Standartta, gerçek ölçekli tesiste kullanılan kimyasal dozları, temas süreleri gibi kritik bilgiler jar testinde birebir uygulanmış, belirlenen aktif karbonun farklı konsantrasyonlarındaki giderim verimleri elde edilmiştir. Farklı türde aktif karbonlar için aynı prosedür tekrar edilmiş, her bir karbon için elde edilen sonuç grafikler, tek bir grafikte gösterilmiştir. Bu grafik (Şekil 4.11) yardımıyla tek bir giderim verimi üzerinden (söz konusu başlangıç kirletici konsantrasyonu için tat ve koku eşik değerini sağlayabilen doz için, örnekte %85) maliyet analizi yapılmıştır. Maliyet analizi yapılırken, söz konusu giderim verimi için gereken en düşük aktif karbon dozuna sahip aktif karbon (D) üzerinden performans faktörü hesabı yapılmaktadır. Diğer karbonların belirlenen giderim verimi için gerekli dozu, D aktif karbonu dozuna bölünerek performans faktörü hesaplanmaktadır. Örneğin B toz aktif karbonu için performans faktörü: $(TAK\ B = 63/30 = 2,10)$ olarak bulunmuştur. Ardından her bir performans faktörü, ton başına maliyet ile çarpılarak ton başına ağırlıklı maliyet değeri elde edilmiştir (Tablo 4.9). En düşük ağırlıklı maliyete sahip aktif karbonun (D) mali açıdan en uygun olduğu sonucuna varılmıştır.



Şekil 4.11 TAK performans faktörü hesaplanması için kullanılan grafik.

Tablo 4.9 Performans faktörü ve ton başına ağırlıklı maliyet hesabı.

TAK	TAK dozu (mg/L)	Maliyet/ton	Performans Faktörü	Ağırlıklı maliyet/Ton
D	30	\$ 1000	1,00	\$ 1000
C	38	\$ 895	1,27	\$ 1137
A	55	\$ 1010	1,83	\$ 1848
B	63	\$ 800	2,10	\$ 1680

Güncel Literatürden Elde Edilen Veriler:

Miyun (Pekin, Çin) rezervuarına ait hamsu ile 5 farklı toz aktif karbon ile yapılan 2-MIB ve Geosmin giderimi çalışmasında (Yu vd. 2007), meyve kabuğu bazlı karbon, odun ve bitümlü kömür bazlı karbonlardan daha yüksek adsorplama göstermiştir. Bu sonuç TAK ürününün en yüksek mikropor hacmine sahip olmasına bağlanmıştır. Çalışmada, Spearman sıra korelasyon tekniği ile 2-MIB ve Geosmin adsorpsiyon kapasitesinin mikropor hacmiyle güçlü bir korelasyona sahip olduğu bulunmuştur. Anılan çalışmada aktif karbon kalitesini değerlendirmede sıklıkla kullanılan iyot numarası, metilen mavisi numarası, mezo ve toplam por hacmi, yüzey alanı, O ve C-O içeriğinin ise adsorpsiyon kapasitesiyle korelasyonunun önemsiz olduğu tespit edilmiştir.

Hidrolik flokülör konsepti temel alınarak, perdeli kanallı TAK temas tankı, hızlı karıştırma ünitesi öncesine konulup, içme sularında tat ve kokuyu gidermek amacıyla tasarlanıp değerlendirilmiştir (Kim vd. 2006). Temas süresi ve karıştırma hızı ile diğer tasarım parametreleri pilot tesiste hamsu örneklerine kinetik test uygulanarak seçilebilmektedir. Çalışmada hız gradyanı aralığı $18-83 \text{ s}^{-1}$ olarak denenmiş ve karıştırmanın TAK adsorpsiyon kinetiğine sınırlı oranda etkisi olduğu sonucuna varılmıştır. Yatay perdeli kanallı TAK temas tankında 2-MIB ve Geosmin giderim verimlerinin (dönüşlerdeki perde ucu açıklığından bağımsız olarak) perde sayısı, TAK dozu ve temas süresi arttıkça arttığı tespit edilmiştir. Pilot

ve laboratuvar ölçekli bir takım çalışmalarla belirli bir debide tasarım kriterleri (hidrolik bekletme süresi, güvenlik faktörü gibi) belirlenerek perde sayısı ve perdeler arası boşluk miktarı bulunmuş ve yük kaybı hesaplanmıştır.

Aktif karbon adsorpsiyonunu mikrofiltrasyon ünitesinin takip ettiği su arıtma tesislerinde mühendislerin sıklıkla yaşadığı sorunlardan biri olarak; laboratuvar çalışmalarında elde edilen tat ve koku bileşikleri giderim verimlerine kıyasla gerçek tesislerde giderim veriminin çok daha düşük olmasıdır. Bunun sebebinin filtre çeperi yüzeyinde halihazırda varolan siyanobakterilerin hücrelerinin içindeki Geosminin yüksek basınç altında (dinamik koşullarda) suya salınması olduğu, TAK'ı koagülasyon ve seramik mikrofiltrasyonun takip ettiği pilot çalışma ile kanıtlanmıştır (Matsushita, 2008).

Cook ve Newcombe'nin (2000) 4 farklı Avusturalya su kaynağında yaptığı çalışmaya göre hamsudaki doğal organik madde (DOM) konsantrasyonu aktif karbonun doğrudan 2-MIB ve Geosmin giderim verimini etkilemektedir. Örneğin klorlama neticesinde DOM'un parçalanması ile ortaya çıkan daha küçük moleküller, yapısal olarak 2-MIB molekülüne benzerlik gösteriyor olsa da, adsorpsiyon prosesi sırasında bu moleküller uygun adsorpsiyon yerlerine bağlanma hususunda 2-MIB ile yarışabilmekte ve giderim verimini azaltmaktadırlar.

Genel bir kural olarak, 2-MIB ve Geosmin giderimi bu kirleticilerin başlangıç konsantrasyonundan bağımsız ve sadece TAK dozuna bağlıdır. Fakat ortamda DOM (doğal organik madde) gibi yarışan bir bileşik olduğunda, adsorpsiyon izotermi kirleticinin başlangıç konsantrasyonundan oldukça etkilenmektedir. Kirletici (2-MIB ve Geosmin) başlangıç konsantrasyonu düştüğünde adsorpsiyon izotermi düşük yüzey konsantrasyonlarına geçiş yapmakta ve kirletici için adsorpsiyon kapasitesi azalmaktadır.

4.2.2. Granüler Aktif Karbon Sistemi

Su arıtma tesislerinde, esas olarak organik kirleticilerin gideriminde granüler aktif karbon (GAK) ile adsorpsiyon yöntemi yaygın olarak kullanılmaktadır. Bir tesiste halihazırda varolan bu teknolojiyi tat ve koku bileşiklerinin gideriminde de kullanmak mantıklı bir stratejidir. Su arıtma tesisleri GAK'ı, filtre yatakları halinde sürekli olarak işletmektedir (Srinivasan, 2010).

Granüler aktif karbon filtre adsorplayıcı sistemlerin, kaynak suyundan kokuyu etkili biçimde giderdiği bilinmektedir. Yatak ömrü 1 ila 5 yıl arasında değişebilse de (Graese vd., 1987b), bazı durumlarda çok daha düşük olabilir (Gillogly vd., 1999). Yatak ömrünün; tat ve koku bileşiklerinin türü, konsantrasyonu ve gerçekleşme sıklığına bağlı olmasının yanı sıra, adsorpsiyon bölgeleri için yarışan organiklerin varlığına ve arıtılmış suda kabul edilebilir hedef çıkış konsantrasyonuna da bağlı olduğu belirtilmektedir. Geçmişteki tat ve koku ile ilgili vaka bilgilerinin farklı tesislerde uygulanması, tat ve kokuya sebep olan bileşikler de tam olarak bilinmediğinden; genel tasarım ve işletim pratikleri olarak tanımlanıp uygulanması doğru olmaz. Ayrıca tat ve kokunun kabul edilebilir seviyesi, toplumdan topluma değişmektedir. Gillogly vd. (1999) pilot tesis verileri yardımıyla kalan 2-MIB adsorpsiyon kapasitesinin, EBCT ve GAK hizmet verme süresinin bir fonksiyonu olduğunu göstermiştir. Anılan çalışmada

ayrıca, 2-MIB giderim veriminin giriş 2-MIB konsantrasyonundan bağımsız olduğu gözlemlenmiştir.

Adsorpsiyonun yanı sıra, GAK üzerindeki biyobozunmanın da 2-MIB ve Geosmin gideriminde katkısı olduğu birçok çalışmada belirlenmiştir (Silvey ve Roach, 1964; Namkung ve Rittmann, 1987; Meyer vd., 2005; Summers vd., 2006; Chae vd., 2006). Meyer ve çalışma arkadaşlarının (2005) yürüttüğü bu çalışma ile, mikroorganizmaların 2-MIB'e çevresel konsantrasyonlarda (<500 ng/L) uyum sağlayabilmesi için birkaç ayın geçmesi gerektiğini göstermiştir. 2-MIB ve Geosmin giderim mekanizması hipotezlerinden birine göre, bu moleküllerin GAK adsorplayıcısından geçmesini önlemek için adsorpsiyon kapasitesine ihtiyaç vardır. GAK üzerinde başlangıçtaki birikmenin ardından, yüzeyde bu bileşikler parçalayabilen bir biyofilm oluşmakta, ardından bu bileşikler desorbe olarak biyofilme difüze olmakta ve burada biyolojik olarak oksitlenmektedir. GAK'ın kokuyu giderebilmesinin zamanla azalmasının sebebi ise adsorpsiyon bölgelerinin zamanla NOM tarafından doldurulması dolayısıyla 2-MIB ve Geosmin'in giderilememesidir. Adsorpsiyon kapasitesi bu yarışan bileşikler tarafından tüketildiğinde GAK değiştirilmelidir.

Güney Kaliforniya Metropolitan Su İdaresi, su kaynaklarından organik dezenfeksiyon yan ürün öncülerini gidermek için filtrasyon sonrası GAK kullanımının etkinliğini ve maliyetini değerlendirmek amacıyla bir çalışma yürütmüştür. Çalışmadan elde edilecek sonuçlarla, trihalometanlar da dahil olmak üzere dezenfeksiyon yan ürünleri için daha sıkı yönetmeliklerin oluşturulması amaçlanmıştır. TOK, THM öncüleri için temsil edici parametre olarak kullanılmıştır. Çalışmanın ülkenin su kaynaklarını temsil etmesi amacıyla ABD'nin çeşitli bölgelerinde bulunan 6 tesis seçilmiş; çalışma Kalifornia'da bulunan 0,02 m³/dk kapasiteli pilot tesiste gerçekleştirilmiştir. Pilot tesis; ön ozonlama, koagülasyon, flokülasyon, çökeltim, filtrasyon, 6 GAK kolonu (paralel çalıştırılmış) ve son klorlamadan meydana gelmektedir. 4 farklı EBCT (boş yatak temas süresi) ve 2 farklı GAK elek boyutuyla çalışılmıştır. GAK temas tankları 6 ay boyunca sürekli çalıştırılarak TOK, THM, toplam organik halojen bileşikleri ve diğer dezenfeksiyon yan ürünleri için kırılma profilleri çıkarılmıştır (McGuire, 1989).

TOK kırılma profilini çıkartmak için piston akımlı por difüzyon modeli kullanılmıştır. Bu sonuçlar deneysel olarak elde edilmiş kırılma profilleriyle birlikte kullanılarak her bir simüle edilen dağıtım sisteminin THM hedefine göre EBCT belirlenmiştir. Sonuç olarak bir Büyükşehir'in THM öncüsünü gidermek üzere GAK sistemi kurması için ilk yatırım maliyeti 730-3900 milyon dolar civarında (11,2 x 10⁶ m³/gün kapasite temel alınarak) tahmin edilmiştir. Giriş TOK konsantrasyonu 8,34 mg/L olan suda yıllık maliyet de 0,59-5,03 \$/m³ olarak hesaplanmıştır. Giriş TOK değerinin 2,17 mg/L olması durumundaki GAK ile birim arıtma maliyeti ise 0,08-1,41 \$/m³ aralığına düşmektedir. Bu verilere göre TOK giderimi için GAK sisteminin fizibil olmayacağı sonucuna varılmıştır.

4.2.3. Aktif Karbon Sistemlerinin İşletimi

4.2.3.1. Genel Esaslar

Graham ve arkadaşları tarafından 1995 yılında yapılan bir çalışmaya göre, tat ve koku kontrolü için TAK kullanan 95 konvansiyonel tesiste, TAK eklenen noktaların dağılımı şu şekilde belirtilmektedir: çökeltim öncesi (%16), hızlı karıştırma (%49), flokülasyon (%10), çökeltim (%7) ve filtre girişi (%10). Bu tesislerin %23'ünün TAK'ı farklı noktalarda ekleme olanağı mevcuttur. Yaygın olarak kullanılsa da (%7) hızlı karıştırma öncesi sürekli-akışlı bulamaç temas tankı, bir diğer ekleme noktası olarak göz önünde bulundurulmalıdır.

Uygulama Noktası Seçimi

TAK uygulama noktası seçiminde göz önünde bulundurulması gereken temel faktörler aşağıdaki gibidir (AWWA, 2011):

- TAK ile organik maddenin kaynak suyundaki temas süresi önemli olup; karbonun süspansiyon halinde kalabilme yeteneğine bağlıdır. Tipik olarak konvansiyonel su arıtma tesislerinde TAK için temas süresi 30 dakikadan 2 saate kadar değişmekte olup; 30 dakika yaygındır. TAK kullanılarak su kalitesi hedeflerine ulaşılması için gerekli temas süresi ve doz, laboratuvar ölçekli çalışmalar ile belirlenmelidir. Yapılan çalışmalardan elde edilen sonuçlara göre ihtiyaç duyulan TAK dozu, temas süresi arttıkça azalmaktadır.
- TAK kaynak suyuyla (ham su) uygun temas süresini doldurmadan, TAK parçacıklarının yüzeyi koagülanlar ve sertlik giderim kimyasalları gibi diğer su arıtma kimyasallarıyla kaplanmamalıdır. Uygun uygulama noktalarına bağlı olarak bu olayın gerçekleşmesi engellenemeyebilir, fakat TAK'ı koagülan veya kireçten birkaç dakika önce veya sonra ilave etmek bazı durumlarda kirletici giderimini önemli derecede arttırabilir. Bazı vakalar için lab veya tam ölçekli denemeler, ideal eklenme noktasını belirlemede kullanılabilir.
- TAK koagülasyondan önce eklenmelidir. Klor ve potasyum permanganat gibi oksidanlarla eşzamanlı eklenmemelidir; aksi taktirde TAK bu kimyasalları oksitleyecek ve bu kimyasalların planlanan amaçlarına zarar vermektedir. Ayrıca oksidanlar ve TAK'ın eşzamanlı eklenmesi TAK'ın adsorptif kapasitesini önemli ölçüde düşürecektir.

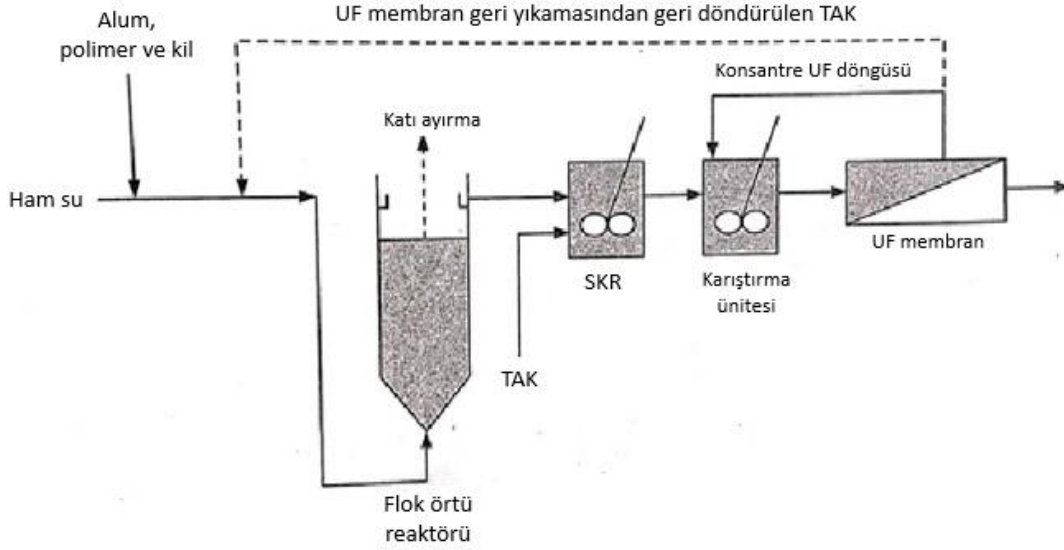
Tablo 4.10, TAK için tipik eklenme noktalarının fayda ve kısıtlarını göstermektedir. Graham vd. (2000)'nin yürüttüğü laboratuvar çalışmasına göre TAK eklenen noktanın koagülasyon öncesi temas süresi uzadıkça 2-MIB ve Geosmin giderimi artmaktadır. Tipik olarak en ideal TAK ekleme noktası kaynak su boru hattında tesisin başı veya koagülan eklenmeden önce ayrıca bir bulamaç temas tankıdır. Eğer TAK arıtma prosesinde daha ileriki aşamada eklenecekse daha kısa temas süresinden ve diğer kimyasalların (koagülanlar ve klor) girişiminden dolayı eklenecek TAK'ın dozajı artacaktır.

TAK, çökeltim ünitesi çıkışına veya filtre girişine eklenecekse, filtrasyon işlemine dikkat edilmelidir. Küçük partikül boyutundan dolayı TAK, fitreden geçerek tüketicilerden siyah/gri

su şikayeti gelmesine sebep olabilir. Karbon kaçışını gözlemlemek/izlemek amacıyla partikül sayaçları kullanabilir. Zira ışık-saçınım türbidimetreleri karbon partikülleri siyah olduğundan ve ışığı yansıtmadığından dolayı karbon kaçışını belirlemede yeterli değildir (Kawamura, 2000). Bazı sistemlerde karbon; karbonun bir kısmı kaynak suyuna, bir kısmı ise kalan tat ve kokuyu gidermek amacıyla filtrasyon öncesi olmak üzere iki veya daha fazla uygulama noktasında eklenmektedir. Graham (2000)'e göre bu strateji ile ancak sınırlı oranda bir giderim artışı elde edilebildiği belirtilmektedir.

Tablo 4.10 TAK uygulama noktalarının üstün ve zayıf yönleri.

Ekleme Noktası	Üstün yönleri	Zayıf yönleri
Giriş	Uzun temas süresi; iyi karıştırma; koagülasyon ve dezenfeksiyon öncesinde kısmi olarak DBP öncülerini gidermede etkili bir yöntem	Normalde koagülasyon ile giderilebilecek bazı maddelerin adsorbe olup, karbon kullanım oranını arttırması ihtimali; karbonun klor ve KMnO_4 gibi ön oksidanlarla reaksiyona girmesi
Hızlı karıştırma	Hızlı karıştırma ve flokülasyon sırasında iyi bir karışma sağlama; TAK'ı süspansiyon halinde tutabilen flokülatör sayesinde kabul edilebilir temas süresi	Koagülan ve oksidanların girişimi neticesinde adsorpsiyon hızının düşmesi ihtimali; bazı kirleticilerin denge durumuna ulaşabilmesi için temas süresi yeterli olmaması; koagülasyonla giderilebilecek moleküllerin muhtemel yarışı; karbonun klor ve KMnO_4 gibi önoksidanlarla reaksiyona girmesi
Filtre girişi	TAK'ın etkin kullanımı; koagülasyonla giderildiğinden dolayı bazı moleküllerin adsorpsiyon bölgeleri için yarışının azalması; TAK filtrelerde tutulduğu için mükemmel temas süresi	TAK'ın filtrelerden kaçarak dağıtım sistemine gitmesi ve kullanıcılardan gri su şikayetleri
Hızlı karıştırma öncesi sürekli bulamaç temas tankı	Uzun temas süresi; Hızlı adsorpsiyon kinetiği için mükemmel karıştırma; flokülasyon ve sedimentasyon sırasında ek temas süresi	Yeni ünite ve mikserin kurulumuna ihtiyaç varsa ilk yatırım maliyeti artışı; normalde koagülanla giderilebilecek moleküllerin yarışması; karbonun klor ve KMnO_4 gibi önoksidanlarla reaksiyona girmesi



Şekil 4.12 FBR-TAK-UF sisteminin akım şeması.

TAK'ın, mikrofiltrasyon ve ultrafiltrasyon membran sistemleri ile birlikte kullanımında da artış gözlenmektedir. TAK, hamsuya eklenip karıştırıldıktan sonra membran sisteminden geçirilmektedir. Su, membranlardan geçerken TAK partikülleri membran yüzeyinde yoğunlaşmakta (konsantre hale gelmekte) olup karıştırma tankına geri verilmektedir (Şekil 4.12). UF ters yıkaması sürecinde geri kazanılan TAK, tesisin başına geri döndürülmekte ve ön çökeltim tankı tabanından çamurla birlikte atılmaktadır. Tüm membran filtrasyon ürünleri TAK ile uyumlu değildir; uyumlu olanlarda ise kullanılabilir TAK çeşidi sınırlı sayıdadır. Sonuç olarak, TAK'ın kullanımında membran sisteminin temin edildiği firma ile istişare etmek kritik önemdedir.

Konvansiyonel arıtmada kullanılacak TAK dozajı suda bulunan organik bileşiklerin konsantrasyonuna bağlıdır. Nominal tat ve koku kontrolü için yaygın dozaj aralığı 2-20 mg/L olup, dozaj ağır tat ve koku olaylarında veya organik kimyasalların suya karışımı durumu söz konusu olduğunda 100 mg/L'ye kadar çıkabilmektedir. Su arıtma tesislerinde görülen organik maddelerin tipik konsantrasyon aralıkları için giderim yüzdesi eğrilerinin sabit kaldığı görülmüştür (Summers vd., 2011). Bu nedenle organik bileşiklerin miktarını belirlemek üzere geçmiş su kalitesi değerleri ve tesisin su kalite hedefleriyle örtüşecek doz aralıklarını belirlemek için lab ölçekli çalışmaların sonuçları kullanılabilir.

TAK besleme stratejisi geliştirilirken tesisin kendine özgü ihtiyaçları düşünülmelidir. Bu strateji belirlenirken aşağıdaki soruların cevaplanması gerekir:

- Geçmişteki su kaynağı kalitesi karakteristiğine uygun TAK doz aralığı nedir?
- Karbon uygulaması ne sıklıkla gerekecektir?
- Devamlı sabit bir doz verilecek midir?

- Organik kirleticinin suya karışması gibi acil bir durumda (en kötü senaryo) beslenmesi gereken TAK ne kadardır?
- Tesis alanına TAK ne sıklıkla ve ne kadarlık bir sürede ulaştırılabilir?

TAK sistemi ihtiyaç duyulduğunda hazır olmalı, hızlı sonuç vermeli ve geniş bir ihtiyaç aralığına hitap etmelidir. Geniş aralıkta besleme oranlarını karşılayacak şekilde besleme ve depolama imkanı sağlanmalıdır. Tasarım, tozlu, yönetimi ve uzun süreli depolaması zor olan bu kimyasal için çözüm sağlamalıdır. Kuru TAK kullanılıyorsa, TAK yönetimi ve beslemesi için ayrı bir oda; hatta ayrı bir bina düşünülmelidir.

TAK Ekipmanı

TAK'ın en önemli üstünlüğü, var olan bir tesise kolaylıkla eklenebilmesidir. Yeni TAK depolama, dozlama ve karıştırma üniteleri gerekse de, halihazırdaki çökeltim ve filtrasyon üniteleri TAK'ı sudan gidermek için yeterlidir.

Kuru kimyasallar için tipik dozlama/besleme sistemi şeması Şekil 4.13'de görülmektedir. TAK, kuru besleme ekipmanı kullanılarak toz olarak veya besleme pompası ile bulamaç halinde beslenebilir. Kuru besleme sistemi; TAK az sıklıkla besleniyorsa ve maksimum saatlik besleme hızı 150-200 kg'dan düşükse tercih edilebilir. TAK, su ile karıştırarak bulamaç haline getirilerek de uygulanabilir. Bulamaç sistemi, TAK daha sık kullanılıyorsa tercih edilebilir ve maksimum besleme hızı saatte 200 kg'a ulaşabilir. TAK genellikle 23 kg'lık poşetler (torba), 409 kg'lık büyük çuvallar veya kamyon veya demiryolu araçları ile dökme formunda, 18.000 kg ve 36.000 kg'a kadar ulaşan miktarlarda, temin edilebilmektedir. 23 kg'lık poşetler genellikle kuru beslemeli sistemlerinde kullanılır. Dökme olarak teslim edilen karbon ve büyük bez çuvallar hem kuru hem bulamaç depolama sistemlerinde kullanılabilir (Su Arıtma Tesisi Tasarımı, AWWA, 2012).

Kuru TAK Depolama Sistemleri

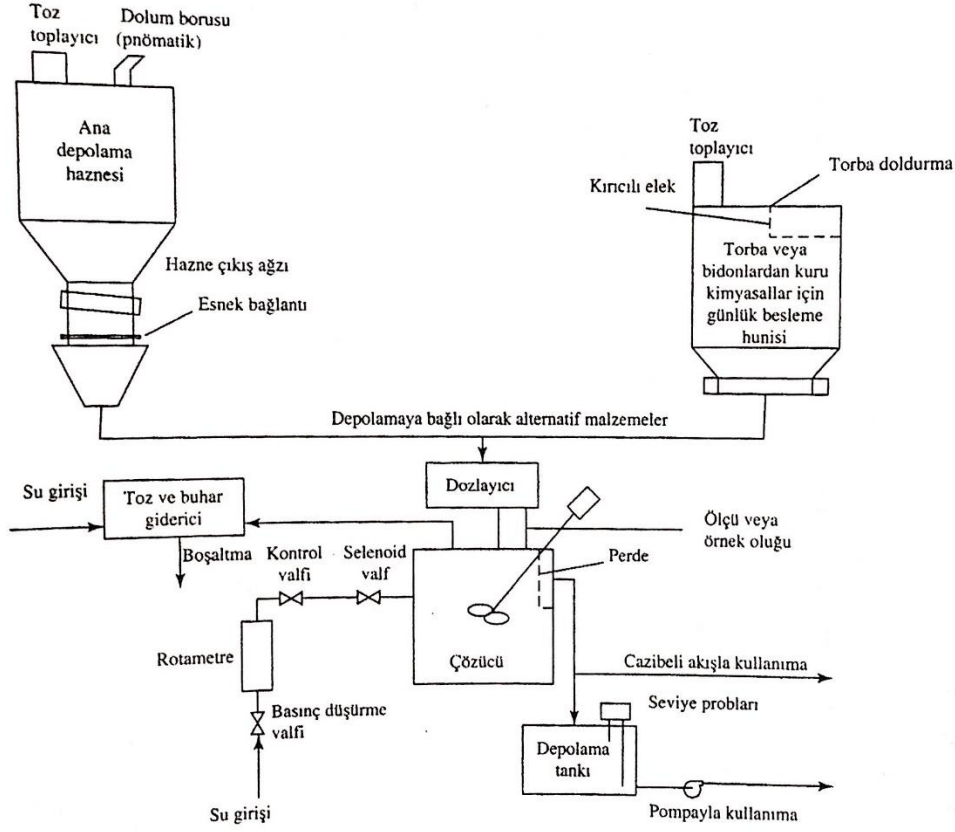
Tipik kuru besleme sistemi; depolama silosu ile toz toplayıcı, besleme hunisi, gravimetrik veya volumetrik besleyici, vorteks kap/ısılatma konisi, boşaltıcı ve basınçlı hava sisteminden meydana gelmektedir. Kuru TAK sistemleri, kullanılmayan karbonu süspansiyon halinde tutmak için gereken mikser kullanımı gerekliliğini ortadan kaldırabilir.

Şekil 4.14'te daha küçük dökme TAK temin sistemlerinde görülen bez torba sistemleri ile de acil durumlarda uygulanmak üzere hazır TAK sağlanabilir.

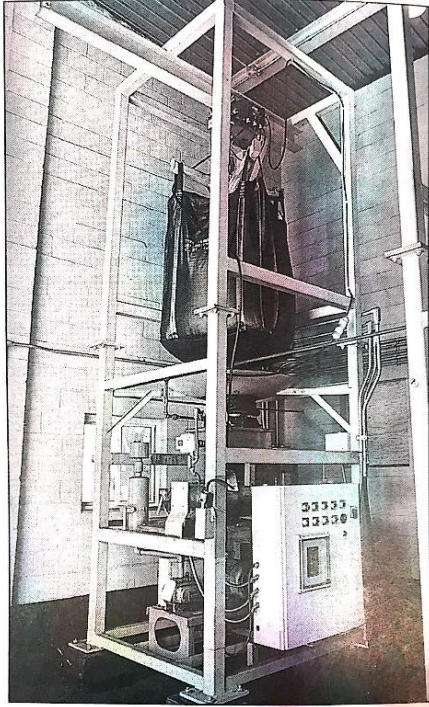
Kuru TAK sistemlerinin bileşenleri için bir örnek, aşağıda verilmiştir:

- 30 günlük TAK'a veya bir tat ve koku olayına denk (hangisi daha küçükse) 30 ton depolama kapasitesine sahip kaynaklı karbon çelikten üretilmiş silo ve delikli filtre/toz toplama tankı
- 10 cm çaplı dolum hattı ile 60 cm çaplı dirsekli pnömatik dolum bağlantısı
- Silodan akışı sağlayacak vibratör

- Silo besleme sisteminden ayıran bıçaklı kapılı bir silo boşaltma konisi ve 0,5 BB gücünde sürücü motor kullanarak 82 m³/günlük yer değiştirme ile TAK'ı silodan besleme hunisine besleyecek döner valf.
- Silodaki TAK'ın belirli seviyede kalmasını ve deşarj konisinin dar kesiminde katılaşmasını önlemek için silo deşarj konisinde akışkanlaştırma ağızları (nozüller)
- Döner valf (vana) ve volumetrik besleyici arasında 20 dakikalık ara depolamayı sağlayacak besleme hunisi
- Tesiste, maksimum debiyi besleme hunisinden ıslatma konisine 50 mg/L'lik TAK dozu ile besleyecek kapasitede hacimsel besleyici. Besleyici 1 BB güçte, değişken frekanslı sürücü motor ile kontrol edilen helezonik vida tipi olmalıdır.
- TAK'ı boşaltım pompasına (edüktör/boşaltıcı) etkin olarak boşaltımı sağlayacak 304 sınıfı paslanmaz çelikten yapılmış ıslatma konisi (döner kap). Islatma konisi iç yüzeyini süpürmek için yaklaşık 0,7 m³/sa su eklenir.
- Bulamacı uygulama noktasına taşımak için gerekli dökme karbon çelik edüktör. Edüktör TAK'ı yaklaşık 11.4 m³/sa'lik tahrik suyu ile maksimum besleme hızında karıştırır.
- Bulamaç, tahrik suyu ve ANSI 150# sınıfı paslanmaz çelik borudan yapılmış drenaj boru hattı
- TAK sıvılaştırma, hava filtresi temizleme ve pnömatik valf işletimi için hava kompresörü.
- Numune alma muslukları ve temizleme kapağı



Şekil 4.13 Kuru kimyasal madde dozlama sistemi (Metcalf&Eddy, 2003).



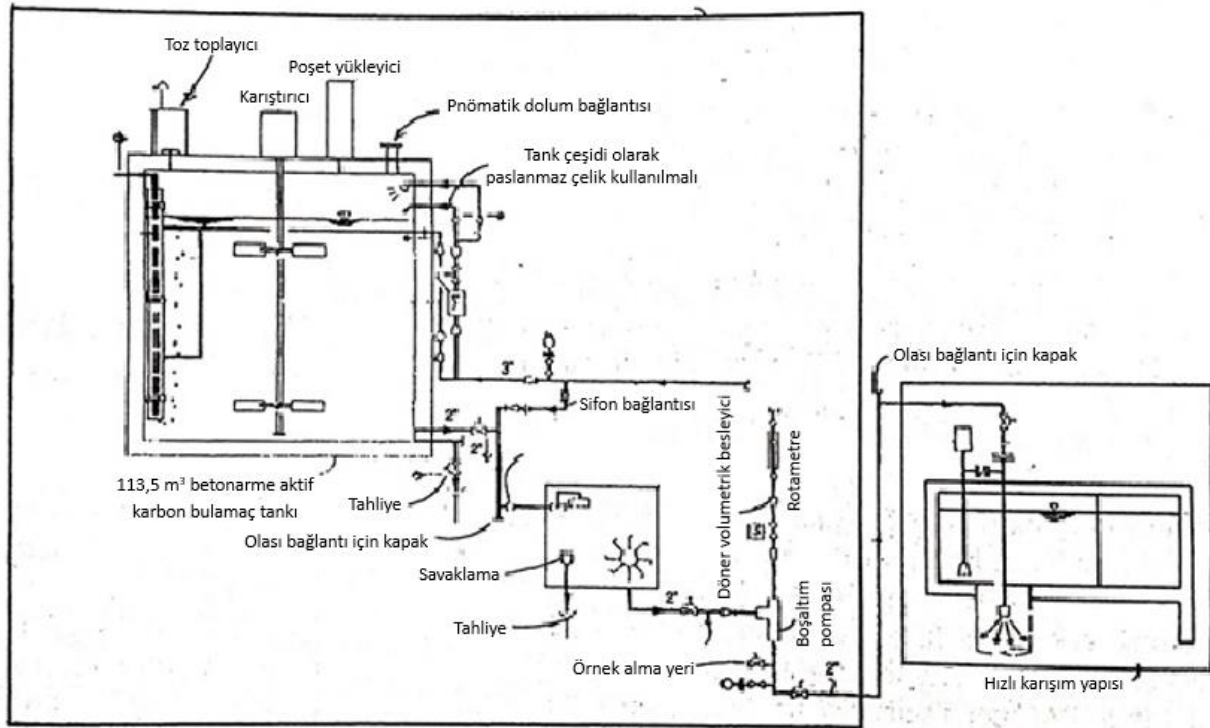
Şekil 4.14 Kuru TAK dökme poşet sistemine örnek.

TAK'ın Bulamaç Olarak Depolandığı Sistemler

Bulamaç besleme sistemi (Şekil 4.15) genellikle TAK bulamacı depolama tankı ile hidrolik diyafram pompası/döner volümetrik besleyiciden meydana gelmektedir. Bulamaç tankındaki su-karbon karışımı, karbonu süspansiyon halinde tutmak ve katılaşmayı önlemek için sürekli karıştırılmalıdır. TAK çökerse, tekrardan süspansiyon haline getirmek oldukça zordur. TAK tankı, yalnızca bulamaca ihtiyaç duyulduğunda karıştırma niyetiyle boş tutuluyorsa, bulamaç hazırlanmadan tat ve koku sorunu bitebilir (dolayısıyla geç kalınmış olur).

Karbon dökme halinde teslim edilmişse (1) boşaltma pompası yardımıyla tanker veya kamyonetten alınarak hidrolik olarak bulamaç tankına aktarılır veya (2) blower kullanılarak pnömatik olarak aktarılır. Karbon bulamacı, boşaltma pompası kullanılarak veya bulamaç tankı içten karıştırılarak hazırlanır. Bulamaç çözeltisi yaklaşık 0,15 kg/L'lik çözelti için tasarlanmış mikserle karıştırılmak üzere 0,1 kg/L olarak hazırlanmalıdır.

Karbonun birim ağırlığı başına eklenen su miktarını kesin olarak ölçmek için su temin hattına bir harmanölçer (debimetre) monte edilmelidir.



Şekil 4.15 TAK'un bulamaç halinde beslendiği sistem.

Şekil 4.15'de görülen TAK sistemi, maksimum tesis debisi 340.000 m³/gün ve ortalama doz 1,5 mg/L olan bir tesis için 26 günlük depolama imkanı sağlamaktadır. 10 mg/L'lik maksimum besleme hızında sadece 4 günlük depolama mümkündür. Şekildeki sistem aşağıdaki birim ve ekipmanları içermektedir:

- 113,5 m³ kare planlı betonarme aktif karbon bulamaç tankı
- Tip 316 paslanmaz çelik şaft ve bıçaklı 30 BB güçte düşey türbin karıştırıcı
- Poşet yükleyici ve toz toplayıcı
- Hava üfleyici (blower) ve bulamaç tankı seviyesini ölçmek için izleme kuyusu/haznesi, izleme kuyusu bölmesinin periyodik temizlenmesi için su sifon bağlantısı.
- Dökme TAK temin kamyonetine doğrudan yönlendirilmiş pnömatik dolum bağlantısı.
- Stok basıncını izlemek için ölçüm cihazı, sifon bağlantısı ve harmanölçer
- Tek bir döner volumetrik (hacimsel) besleyici (Bunun nedeni bu tesiste karbonun sürekli beslenmemesidir, bu nedenle bu tür bir besleyici temin edilmiştir)
- Su miktarını rotametre ile ölçmek için boşaltım pompası
- Deşarj hattını sifonlamak/akıtmak için, besleyici kapatıldıktan sonra suyun bir süre daha akmasını sağlayan, su temin hattı üzerine yerleştirilmiş solenoit valf.
- Örnek alma yerleri ve temizleme kapağı

Sürekli/düzenli olarak TAK kullanan tesislerin en az 2 adet bulamaç tankı bulundurmaları, ilk tank boşalmadan gelen karbonun ikinci tanka aktarılabilmesi açısından gereklidir. Karbon bulamaç tankı dairesel veya kare planlı, çelikten veya betondan yapılmış olabilir. Tank depolama kapasitesi; demiryolu veya kamyonla taşınan maksimum karbon yükünün yaklaşık %20 fazlası olmalıdır. Örneğin 190 m³ bir tank 4 L suya 0,5 kg aktif karbon ilave edilerek hazırlanan bulamacın (0,12 kg/L) olduğu bir tesisin 18.000 tonluk kamyonu kabul edebilecek kapasiteye sahip olmalıdır.

Korozyonu önlemek için koruyucu bir kaplama sağlanabilir; ancak kaplamasız betonarme tanklar da genellikle yeterlidir. Tüm metal yüzeyler tip 316 paslanmaz çelik olmalıdır.

TAK bulamacı, ana bulamaç depolama tankından doğrudan kimyasal madde besleyicisine beslenebilir. Bulamaç aynı zamanda ana bulamaç depolama tankından günlük tanka da pompalanabilir. Günlük tank, eğer mevcutsa, plastikten veya korozyona dayanıklı kaplamaya sahip çelikten yapılmalı ve bir mikserle sahip olmalıdır. Bulamaç tankı ve günlük tanktaki karıştırma kanatları paslanmaz çelik veya fiberglastan yapılmış olmalı, sonrasında bulamacın volumetrik besleyiciyle yerçekimi yardımıyla akması sağlanmalıdır.

TAK'ın Uygulanması:

Karbon bulamacını besleyiciden uygulama noktasına genellikle bir boşaltma pompası veya hortum pompası (hose pump) taşır. Çökelerek boruyu tıkayabilecek karbonu akıtmayı sağlamak için borulama uygulama noktasına doğru aşağı yönde eğimlendirilmelidir. Ana boru bitiminde dikey düşülerden kaçınılmalıdır. Sürekli kullanılmadığında TAK, dipte çökelerek boruyu tıkayacaktır. Karbon bulamacının aşındırıcı olmasından ötürü boruların plastik, paslanmaz çelik veya kauçuktan yapılmış olması (korozyon ve aşınmaya dayanıklı) gerekmektedir. ***Boru tıkanmasını önlemek için boru hattındaki minimum akım hızının $\geq 1,5$ m/s olması gerekmektedir.*** Dirseklerin geniş açılı olmasına dikkat edilmelidir.

Kuru ya da ıslak aktif karbon havadan oksijen alır. Bu nedenle bulamaç tankları veya karbon bulunduran diğer kapalı alanların oksijen seviyeleri ciddi derecede düşük olmaktadır. Oksijen yoksunu alanlara giren personelin ilgili iş güvenliği mevzuatına uyması gerekmektedir (AWWA, Su Arıtma Tesisi Tasarımı, 2012).

4.2.3.2. İşletmede Karşılaşılan Sorunlar

Yetkili mühendis ve iş sahibi aşağıdaki işletim sorunlarından haberdar olmalıdır: proses etkileşimleri, toz, kimyasal yönetimi ve TAK'ın katılaşmasından ileri gelen tıkanma problemleri.

Proses etkileşimleri

- Toz, kimyasal yönetimi/kullanımı ve TAK'ın katılaşmasından kaynaklanan tıkanıklık
- TAK'ın filtrelerden kaçarak dağıtım şebekesine girmesi tüketicilerden gri/siyah su şikayetlerinin gelmesine sebep olur. Siyah suyun oluşum sebebi, uygun olmayan koagülasyon ve çökeltim veya filtrasyonun hemen öncesine yüksek dozda TAK'ın eklenmesidir. Karbonun kaçışını takip için partikül sayacı kullanılmalıdır. TAK hamsu girişinde, bulamaç temas tankında, veya hızlı karıştırma ünitesine eklendiğinde siyah su problemi önlenmiş olur.
- Kimyasallarla etkileşim
- Diğer arıtma kimyasallarıyla TAK'ın etkileşimine dikkat edilmelidir. Aktif karbon serbest ve bağlı klor dioksit, ozon ve potasyum permanganat gibi bileşikler kimyasal olarak azaltır. Bu etki en çok dezenfektan ve TAK aynı anda eklendiğinde görülür. Oksidanlar ve TAK birlikte eklendiğinde 2-MIB ve Geosmin için giderim verimleri %75 ve %40 a kadar düşebilir. TAK'ı klorla karıştırmak, TAK'ın seçilen bileşikler için adsorpsiyon kapasitesini de düşürmektedir. İki kimyasal arasındaki yarıştan kaçınılmalıdır. TAK'ın CaCO₃ veya diğer çökeltilemlerle aşırı doymuş hamsuya eklenmesi veya sertlik giderimi amacıyla kireçle aynı anda eklenmesi, TAK partiküllerinin yüzeyinin kaplanmasına ve adsorpsiyon verimliliğinin düşmesine sebep olmaktadır.

Kimyasal idaresi

TAK'ın en yaygın işletim sorunu kimyasal idaresidir. Çoğu kuru besleme sistemi yoğun emek gerektirmektedir. 23 kg'lık torbalar kuru besleme sistemiyle birlikte kullanıldığında, toz oldukça büyük bir sorun olabilir. ***Aktif karbon torbaları veya kuru kaba malzeme yüklenmemiş ve kullanılmamışsa, solunum sistemi koruyucusu (maske) giyilmelidir.***

Aktif karbon tozu elektriği iletmede olup, potansiyel bir patlayıcıdır. ***Karbon tozuyla temas ihtimali söz konusu ise patlamaya dayanıklı motorlar kullanılmalıdır.*** Buna ilaveten priz ve lambaların, aktif karbon tozunun içlerine girmesi ihtimaline karşı, yüzeyleri kaplanmalıdır. Uçuşan toz miktarının azalması iyi bir tasarım uygulaması ile sağlanabilir. ***Bulamaç besleme sistemi kullanılıyorsa karbon, toz oluşumunu engellemek için bulamaç tankına su yüzeyinin üzerinden beslenmelidir.*** Böylece yükleme esnasında çok az miktarda toz oluşmuş olur. TAK

depolama sistemi su tutuculu (water scrubber) tip toz toplama sistemi içermelidir. Kuru poşet (torba filtre) tipi toz toplama sistemi ise daha küçük kuru TAK sistemlerinde kullanılmalıdır.

TAK, gazlar da dahil olmak üzere organik bileşikleri adsorpladığından, TAK'ın depolandığı yer dikkatli seçilmelidir. TAK, havanın kontrol edildiği ayrı bir depolama alanında saklanmalıdır. Poşetlenmiş TAK stoğu, stoğun hareket ettirilebileceği de göz önünde bulundurularak yerleştirilmelidir. Aktif karbonu branda ya da plastik koruyucu yüzeyin altında uzun süre boyunca depolamak önerilmemektedir.

Bulamaç tankı kapasitesini aşan ani ve oldukça yoğun kullanım için, bulamaç bazlı sisteme ek olarak bir miktar poşet de depolanarak yedeklenmelidir. Tam kapasiteli tankere ihtiyaç duyulmadan veya daha düşük besleme hızına inmeye gerek duyulmadan, tankın tekrardan TAK ile doldurulmasını sağlayacak bir poşet yükleyici, bulamaç tankının üzerinde bulundurulabilir. En kötü durum senaryosu dışında önerilmese de, karbon poşetleri giriş haznesine veya tesis başındaki herhangi bir noktaya doğrudan atılabilir.

Tıkanma

Sıklıkla ve sürekli karıştırılmadığında TAK bulamacı katılaşmaktadır. Bu durumda filtre toz toplayıcı poşetleri ve besleme hattı tıkanmaktadır. Bulamacı taşıyan hidrolik boşaltım hatları da tamamen akıtılmadan kapatıldığında tıkanmaktadır. Planlanan fakat yapılmayan işlemlerde mikserlerin zamanlayıcılarla ayarlanması önerilmektedir. Kuru TAK deposu da, malzeme dozlanmadığında hava ile akışkanlaştırılmalıdır. Akışkanlaştırma işlemi silodaki TAK'ın belli bir seviyede kalmasını sağlar ve silo deşarj konisindeki dar kısımlarda köprülenmeyi önler.

TAK besleme sistemi, mümkün mertebe uygulama noktasına yakın bir noktaya konuşlandırılmalıdır. Karbon beslemesine ihtiyaç duyulmadığında dahi sistemin periyodik olarak işletilmesi önerilmektedir. Sistemin çalışan aksamı/kısımları, sistemin her an kullanıma hazır olduğuna emin olunması açısından, kontrol edilmelidir. Periyodik işletim aynı zamanda besleme hatlarını da temizlediğinden, karbonun karıştırıldığından ve sistemin aktığından emin olunmasını sağlar. ***Herhangi bir besleme cihazı için deşarj borulaması, karbon beslemesi durduktan sonra en az 60 saniyelik (tercihen 1 ila 2 dakika arası) periyotlarla boru hattını akıtmak için otomatik olarak ayarlanmış sifonlama hattını içermelidir.*** Nemli TAK oldukça korozyif olduğundan, karbonla temas eden tüm parçalar paslanmaz çelikten yapılmış olmalıdır (AWWA, Su Arıtma Tesisi Tasarımı, 2012).

Problem 4.2 Gerekli toz aktif karbon miktarı hesabı

Sıcaklık artışı ve su kaynağındaki yüksek nütrient konsantrasyonu dolayısıyla bir içme suyu arıtma tesisi hamsuyunda tat ve koku bileşikleri oluşmuştur. Hamsudaki geosmin konsantrasyonu 100 ng/L olduğuna göre 1000 m³/gün'lük çıkış debisinde geosmin konsantrasyonunu 5 ng/L'ye düşürebilmek için ne kadar toz aktif karbona gerek duyulmaktadır? Geosmin için Freundlich adsorpsiyon izoterm sabitleri şu şekildedir: $K_f = 0,58$ ve $1/n = 0,71$.

Çözüm.

1. V/m ifadesini elde etmek için Denklem (4.9) şu şekilde düzenlenir:

$$q_e = \frac{X}{m} = kC_e^{1/n}$$
$$q_e = -\frac{V}{m}(C_e - C_0)$$
$$-\frac{V}{m} = \frac{k_f C_e^{1/n}}{(C_e - C_0)}$$

2. İzoterm sabitlerini yerine koyarak m/V ifadesi çözülür:

$$-\frac{V}{m} = \frac{k_f C_e^{1/n}}{(C_e - C_0)} = \frac{0,58 (5 \times 10^{-6})^{0,71}}{(5-100) \times 10^{-6}} = -1,05 \text{ L/g}$$
$$m/V = 1/1,05 = 0,95 \text{ g/L}$$

3. $1000 \text{ m}^3/\text{gün}$ 'lük debiyi arıtmak için gereken karbon miktarı bulunur:

$$\text{Gereken TAK} = \frac{(0,95 \text{ g/L})(1000 \frac{\text{m}^3}{\text{gün}})(1000 \frac{\text{L}}{\text{m}^3})}{1000 \text{ g/kg}} = 950 \text{ kg/gün}$$

Problem 4.3 Toz aktif karbon (TAK) için doz ve maliyet tahmini

1000 L/dk debili içme suyu, 50 ng/L değerine sahip olduğu ölçülen 2-MIB bileşiği konsantrasyonunu 10 ng/L değerine getirmek için TAK ile arıtılacaktır. Freundlich adsorpsiyon parametreleri daha önceden bulunmuştur. Aşağıdaki verilerin geçerli olduğunu varsayarak, söz konusu debideki suyu arıtmak için gerekli TAK ihtiyacını belirleyiniz. TAK maliyeti \$0,2/kg olduğuna göre yıllık arıtma maliyetini hesaplayınız.

Bileşik = 2-metylisoborneol

1. Başlangıç konsantrasyonu, $C_0 = 50 \text{ mg/L}$
2. Son konsantrasyon, $C_e = 10 \text{ mg/L}$
3. Freundlich kapasite faktörü, $K_f = 0,58 (\text{mg/g})(\text{L/mg})^{1/n}$
4. Freundlich yoğunluk parametresi, $1/n = 0,71$

Çözüm.

İzoterm verisi temel alınarak TAK dozunu belirlenir. TAK dozu, Denklem (4.9) farklı şekilde yazılarak bulunabilir.

$$\frac{m}{V} = \frac{C_0 - C_e}{q_e}$$

q_e için Denklem (4.9) çekip, verilen değerleri yerine yazarsak,

$$\frac{m}{V} = \frac{[(50-10 \text{ ng/L}) \times 10^{-6}]}{0,58 \frac{\text{mg}}{\text{g}} (\frac{\text{L}}{\text{mg}})^{0,5} (1,0 \frac{\text{L}}{\text{mg}} \times 10^6)^{0,5}} = 0,069 \text{ g/L}$$

TAK arıtımı için yıllık maliyetin hesaplanması;

$$\text{Yıllık maliyet} = (0,069 \text{ g/L})(1000 \text{ L/dk})(1440 \text{ dk/gün})(365 \text{ gün/yıl})(0,20 \$/\text{kg})(10^{-3} \text{ kg/g})$$

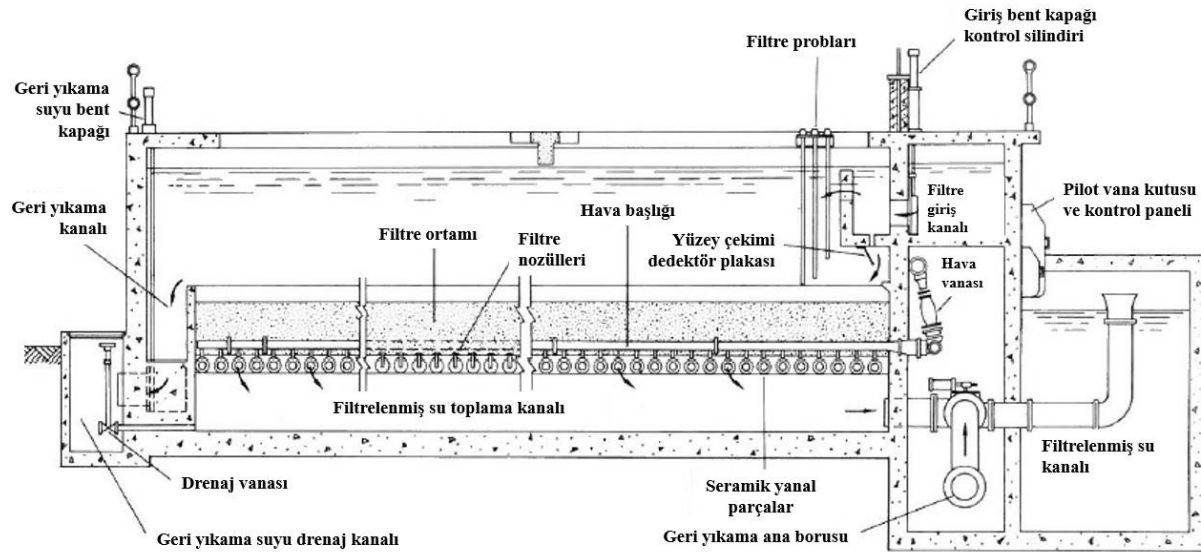
$$\text{Yıllık maliyet} = 7254 \text{ \$/yıl}$$

4.3. Biyolojik Arıtma Sistemleri

4.3.1. Biyofiltrasyon

Biyofiltrasyon; aerobik, yüksek-hızlı, yerçekimine tabi doğal akışlı filtrelerde bulunan granüler malzeme üzerindeki biyolojik aktivitenin (biyofilm tabakası) arttırılmasıyla sudaki istenmeyen maddelerin gideriminin sağlandığı ve üniteye hidroluk performansın arttırıldığı bir uygulamadır. Biyofiltrasyon, konvansiyonel filtre olarak bulanıklığı giderebilmesinin yanı sıra, DBP öncülleri, tat ve koku bileşikleri (Geosmin ve MIB), mangan ve bazı öncelikli kirleticilerin biyokimyasal olarak oksitlenmesinde ve azaltımında etkili bir yöntemdir. Su arıtma tesislerinde bulunan konvansiyonel filtrasyon ünitesi kolaylıkla biyofiltrasyon sistemine dönüştürülebilmektedir. ABD’de biyofiltrasyon ünitesi bulunan tesislerin yarısından fazlasında, biyofiltrasyon ünitesinin sıfırdan kurulumu yerine konvansiyonel filtrenin biyofiltrasyon ünitesine dönüşümü tercih edilmiştir. (Brown, Upadhyaya, Carter, & Brown, 2016). Konvansiyonel bir filtrasyon ünitesine ait kesit, Şekil 4.16’da verilmiştir.

Su arıtma tesislerinde biyofiltrasyon ünitesinin tercih edilmesinin sebepleri; su arıtma performansını arttırması ve arıtılmış suyun biyolojik olarak stabilizasyonunu sağlamasıdır. Bunlara ek olarak biyofiltrasyonun diğer faydaları; ayırma teknolojilerine kıyasla görece düşük maliyetli olması, düşük kimyasal/enerji ihtiyacına sahip olması ve arıtma proses sürdürülebilirliğini arttırmasıdır. Öte yandan, kontrol dışı gelişen biyolojik tıkanma, filtrede mekanik ve yapısal birimlerde olumsuzluk oluşturabilmektedir. Ayrıca toplumsal algının olumsuz oluşu da biyofiltrasyon uygulamasını kısıtlayan bir diğer sebeptir (Brown, Upadhyaya, Carter, & Brown, 2016).



Şekil 4.16 Tipik bir filtrasyon ünitesine ait kesit (Paterson Candy International Ltd.).

4.3.1.1. Biyofiltrasyon Ünitesinin Tasarımı

Biyofiltrasyon ünitesinin tasarımında kritik öneme sahip parametreler, Tablo 4.11’de verilmiştir. Tasarımda önemli parametreler; su kalitesi, proses yönetimi, sistem işletimi ve geri yıkama başlıkları altında incelenmiştir (Brown, Upadhyaya, Carter, & Brown, 2016).

Tablo 4.11 Biyofiltre tasarım parametreleri.

Kategori	Parametre
Su kalitesi	Hamsu kalitesi Ön arıtılmış veya çökeltim sonrası su kalitesi Çıkış su kalitesi hedefi
Proses	Ön arıtma Malzeme/ortam türü L/d (Derinlik/dolgu malzemesi çapı) oranı Yükleme hızı/temas süresi Alt dren tasarımı Kimyasal besleme Malzeme örnekleme Yedeklilik
İşletim	Yük kaybı Filtre çalışma süresi Birim filtre çalıştırma hacmi Hidrolik izleme Su kalitesinin izlenmesi
Geri yıkama	Geri yıkama sıklığı (debi/yükleme hızı, süre) Basınç Yatak genleşmesi Geri yıkama suyu depolama kapasitesi Oksidan kapasitesi

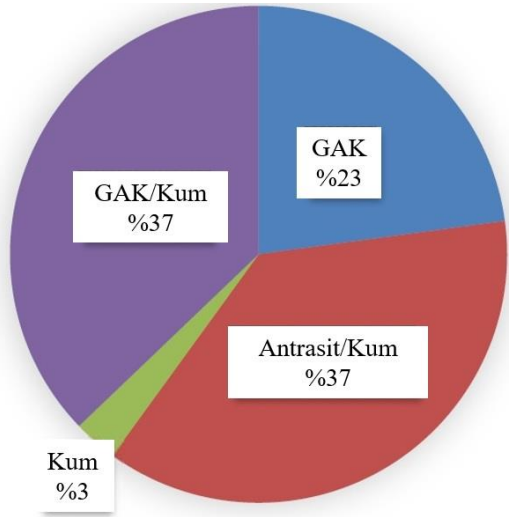
Proses

Ön Arıtma: Biyofiltrasyon birimi, öncesinde yer alan diğer prosesler de göz önünde bulundurularak bütüncül olarak değerlendirilmelidir. Koagülasyon, flokülasyon ve filtrasyon prosesleri biyofiltredeki partikül yükleme hızını önemli ölçüde azaltabilmekte, bu sayede biyofiltre işletim süresi ve biyofiltredeki temas süresi artmaktadır. Ayrıca biyofiltrasyon ünitesinde sağlanan TOK giderimi sebebiyle, koagülasyon ünitesinde TOK giderimi amacıyla eklenen koagülana ihtiyaç duyulmamaktadır.

Biyofiltrasyon öncesi ön arıtma alternatiflerinden en önemlisi ozonlama veya klorlama gibi oksidasyon prosesleridir. Ozon, TOK ile reaksiyona girerek, biyobozunurluğu kolay olan daha düşük moleküler ağırlıklı organik bileşikler (AOC; assimilable organic carbon veya BDOC; biodegradable organic carbon gibi) oluşturmaktadır. Biyofiltrasyon öncesinde AOC konsantrasyonunu arttırmak için klorlama da kullanılabilir, ancak klorun mikrobiyal topluluğa

etkisini azalmak için biyofiltrasyon ünitesi öncesi deklorinasyon birimi eklenmelidir (Zappia, ve diğerleri, 2007).

Malzeme türü: Çoğu biyofiltre, çift tabakadan meydana gelmekte, bu iki tabakadan biri, temeli oluşturan kum olurken ikinci (üst) tabaka granüler aktif karbon veya antrasit olarak seçilmektedir (Şekil 4.17). Üst tabakanın seçiminde rol oynayan faktörler, maliyet (GAK daha maliyetli), adsorptif kapasiteye olan ihtiyaç (antrasitin adsorpsiyon kapasitesi yok), akışkanlaşma özelliği (antrasit daha yoğun) ve biyolojik aktiviteyi destekleme (her ikisi de uygun) olarak sıralanabilmektedir. Daha önceki bazı çalışmalar, düşük sıcaklık, klorlu geri yıkama suyu ve değişken hidrolik koşullar gibi stres durumlarında GAK'ın biyolojik aktiviteyi daha fazla desteklediğini göstermektedir (Emelko, Huck, Coffey, & Smith, 2006; Liu, Huck, & Slawson, 2001).



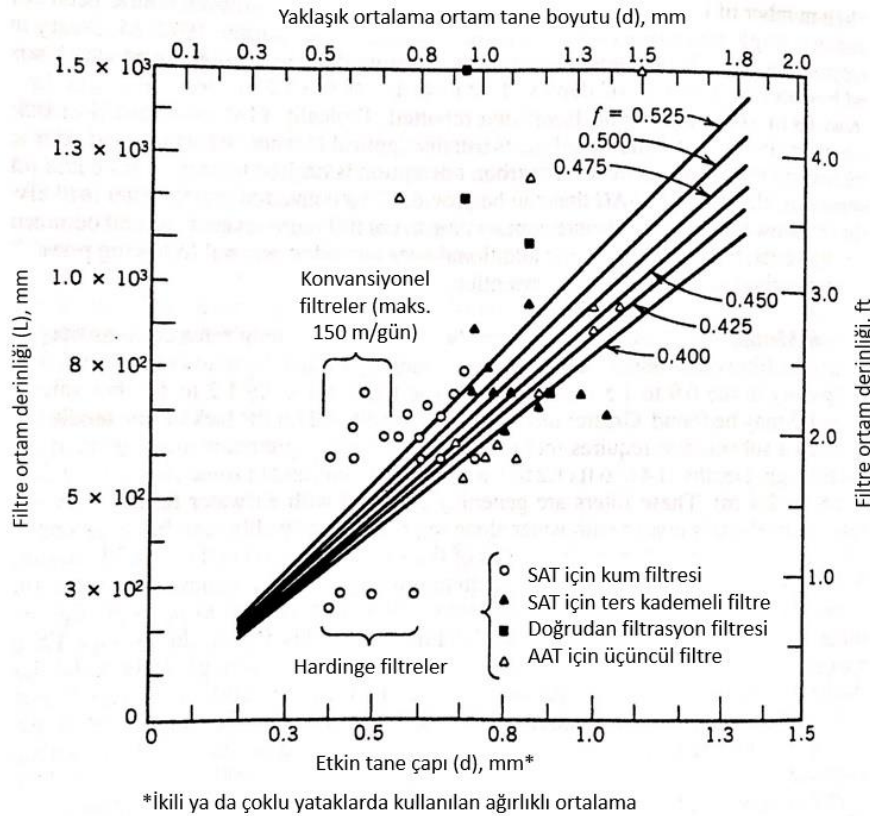
Şekil 4.17 Kum, kum/antrasit, kum/GAK ve GAK biyofiltrelerinin kullanım oranı.

L/d oranı: Tek kademeli biyofiltrenin esas hedefi partikül ve bulanıklık giderimi olup, kontaminanların giderimi (önemli olmakla birlikte) ikincil hedeftir. Çeşitli malzemelerin filtrasyon karakteristiği ve farklı kombinasyonları dikkate alınarak biyofiltrasyonun tasarım derinliği belirlenmelidir. Tasarım kriterlerinden L/d, minimum filtre malzemesi derinliğini belirlemede kullanılmaktadır. Burada L derinlik, d ise efektif çaptır. AWWA (2012)'de kabul edilebilir partikül giderimi için sağlanması gereken minimum L/d oranları tek, çift ve üç katmanlı filtreler için verilmiştir (Şekil 4.18). Bu değerler biyolojik olmayan filtrasyon ünitelerinin tasarımının yanı sıra biyofiltrasyon ünitesi tasarımında da kullanılmaktadır. Buna ek olarak, biyofiltre kolonu tasarlanırken kolondaki cidar etkisini elimine etmek için kolon çapı/partikül çapı oranının en az 20/1 olmasına dikkat edilmelidir (Arbuckle & Ho, 1990).

Yükleme hızı/temas süresi: Granüler ortamlı biyofiltrelerde bir diğer önemli tasarım kriteri hidrolik yükleme hızı (HLR) olup, yüksek yük kaybı sınırlayıcı etmen olsa da, 24,4 m/sa gibi yüksek HLR'de bile çok iyi bir partikül filtre çıkış suyu kalitesi sağlanabilir (AWWA, 1998). HLR ile filtre yatak hacmi, etkin biyofiltrasyon için oldukça önemli bir parametre olan boş

yatak temas süresini (EBCT) belirler (Westerhoff, Chowdhury, & Kommineni, 2005; Huck, Coffey, Amirtharajah, & J., 2000). Temas süresi; MIB, geosmin, endokrin bozucular ve farmasötik olarak aktif maddeler (biyodegradasyona tipik BOM'dan daha dirençli olan) gibi eser organik maddeleri hedef alan biyofiltrasyon uygulamaları için özellikle önemlidir (Lim, Hu, & Ong, 2015; Westerhoff, Chowdhury, & Kommineni, 2005; Brown & Lauderdale, 2006).

Kuzey Amerika'daki tam ölçekli tesislerde yürütülen bir çalışmada biyofiltrasyon EBCT değerlerinin %33'ünün 2-5 dk aralığında, %20'sinin 5-7 dk aralığında, %27'sinin 7-10 dk aralığında ve %20'sinin 10 dakikadan büyük olduğu belirlenmiştir. Bu tesislerde biyofiltrasyon HLR değerlerinin ise %52'si 6.4-12.2 m/sa aralığında iken %37'sinin 12.5-18.3 m/sa aralığında olduğu tespit edilmiştir (Brown, Upadhyaya, Carter, & Brown, 2016).



Şekil 4.18 Filtre derinliği (L) ve etkin tane çapı (d) arasındaki ilişki.

Alt dren tasarımı: Biyofiltre alt dreni, granüler ortamı desteklemekte; filtrasyon ve geri yıkama sırasında üniform hidrolik debi dağılımını sağlamaktadır. Alt drenler başlıca üç tür malzeme ile teşkil edilebilir: (1) çakıl alt dren (ucuz, tıkanmaya eğilimi düşük, ortalama bir ortam desteği ve geri yıkama suyu dağılımı sağlar, yüksek kesitli), (2) blok alt dren; genellikle ortam tutma levhası içerir (düşük kesitli, iyi bir geri yıkama su dağılımı sağlar, tıkanmaya yatkın olabilir) ve (3) nozul alt dren (düşük kesitli, daha güçlü, iyi bir geri yıkama suyu dağılımı sağlar, tıkanmaya yatkın olabilir, pahalı). Alt dren türünün seçimi ve bakımı, ortam bütünlüğü biyofiltre işletiminin uzun ömürlü olmasını sağlamak açısından önemlidir. Alt dren kapaklarına geri

yıkama esnasında ölçüm yapmak üzere her bir filtre için basınç transmitteri yerleştirilebilir. Elde edilen bu veriler, zamana karşı basınç grafiği haline getirilip alt dren tıkanmasının göstergesi olarak kullanılabilir. Alt dren malzemesi olarak çoğunlukla plastik malzeme kullanılmakta, bunun yanı sıra çelik, pişmiş kil ve diğer materyaller de tercih edilebilmektedir.

Kimyasal besleme: Diğer proseslere kıyasla biyofiltrasyonda çok az kimyasal kullanılmakta veya hiç kimyasal kullanmaya ihtiyaç duyulmamaktadır. Biyofiltrasyon performansını arttırmak için aşağıda sıralanan bazı kimyasalların eklenmesi düşünülebilir:

- Biyofiltrenin öncesine, bulanıklık giderimi açısından koagülan veya yardımcı polimer eklenerek filtrasyon olgunlaşma/eskime süresi kısaltılabilir.
- Filtre yatağında üniform hidrolik koşullar sağlamak ve alt dren tıkanmasını azaltmak amacıyla geri yıkama suyuna klor veya hidrojen peroksit gibi oksidanlar eklenebilir.
- Hidrolik performansı ve su arıtma performansını arttırmak için fosfor gibi eser elementler biyofiltre giriş suyuna eklenebilir (Lauderdale, Chadik, Kirisits, & Brown, 2012).

Ortam örnekleme: Farklı zaman aralıklarında filtre malzemesinin durumunu belirlemek, katı madde tutma profilini gözlemlemek ve filtre yatağındaki çeşitli mikrobiyal parametreleri ölçmek için ortam örnekleme yapılmalıdır.

Yedeklilik: Herhangi bir su arıtma proses tasarımında olduğu gibi biyofiltre yedeklilik durumu da düşünülmelidir. Bir veya daha fazla biyofiltre, geri yıkama işlemi için kullanım dışı bırakılması durumu kısa süreliğine de olsa tesis kapasitesinin düşmesine ve kalan biyofiltreler için hidrolik yükün artışına sebep olacaktır. Biyofiltreler stabil (kararlı) hidrolik koşullar altında daha iyi performans gösterme eğiliminde olduğundan yedek ünite tasarımı göz önünde bulundurulmalıdır.

İşletim

Yük kaybı: Yük kaybının takibi, biyofiltrenin hidrolik performansının izlenmesinde önemli bir yöntemdir. Biyolojik filtreler konvansiyonel filtrelere kıyasla daha yüksek hızlarda çalıştırıldığında göreceli yük kaybı artışı daha olagandır. Bu yüzden güvenilir ve dış etkilere karşı dirençli bir işletimin sağlanması için biyofiltrelerde yük kaybının sürekli izlenmesi önemli bir faktördür. Filtredeki yük kaybı trendinin, debide veya su kalitesinde bir değişim olmadığı sürece sabit bir seviyede kalması beklenmektedir. Debi ve su kalitesindeki değişime ek olarak filtrelerde çamur topağı oluşması, filtre ortamında veya filtre duvarında çatlakların oluşması da yük kaybında anormalliklere sebep olmaktadır.

Filtre çalışma süresi: Filtre çalışma süresi, geri yıkama işlemleri arasında geçen süre olup; filtre yük kaybı/debisine, çıkış bulanıklığı dönüm noktasına göre ve/veya operatörün inisiyatifiyle belirlenmektedir. Debi/yük kaybı limiti ve bulanıklık dönüm noktasını etkileyen parametreler; etkin tane boyutu, ortam porozitesi ve ortam derinliği ile filtrasyon hızı ve giriş suyu partikül konsantrasyonu olarak sıralanabilir. ABD’de yapılan çalışma sonuçlarına göre, ortalama

biyofiltre çalışma süresinin çoğunlukla 24-72 saat arasında kaldığı (%53), ancak bu aralığın altında (%14) ve üstünde (%33) işletimin de gözlemlendiği tespit edilmiştir (Brown, Upadhyaya, Carter, & Brown, 2016).

Birim filtre çalıştırma hacmi: Bu parametrenin hesaplanmasındaki amaç, değişen veya farklı debi ve/veya çalışma sürelerindeki filtre çalışma performanslarının birbirleriyle karşılaştırılabilmesidir. Birim filtre çalışma hacmi (UFRV), bir biyofiltrasyon işleminde her bir filtre kesit alanından geçen su hacmidir.

Hidrolik izleme: Geri yıkama suyu alt dren hidroliğinin izlenmesi, biyolojik büyüme veya mineral kireçlenme (kabuk oluşumu) ile meydana gelebilecek tıkanmanın önlenmesi açısından önem taşımaktadır. Bu sebeple, filtre yük kaybında zamanla artış olup olmadığını gözlemlemek için bir izleme programı bulunmalıdır. Geri yıkama işleminin başlangıcında tıkanma sebebiyle yük kaybı gözlemlenebilir. Normal şartlar altında, alt dren ekipmanı hasar görmediyse ve biyofiltre geri yıkama ile düzenli olarak temizleniyorsa, alt dren geri yıkama hidroliğinde önemli bir değişiklik olması beklenmez.

Su kalitesinin izlenmesi: Su kalitesi, bulanıklık, organik karbon, sıcaklık, çözünmüş oksijen, pH, mangan, demir, tat ve koku bileşikleri (MIB ve geosmin), nütrientler (azot ve fosfor), klor/kloramin ihtiyacı/stabilitesi parametrelerinin takibiyle yapılmaktadır. Bulanıklık, biyofiltre girişi ve çıkışında kontrol edilmelidir. Doğal organik karbonla ilişkili olan NOM seviyesi ise giriş suyunda TOK ve UV₂₅₄ parametrelerinin ölçümü ile mümkün olmaktadır. Bir diğer organik karbon göstergesi olan BOM (biyobozunur organik madde) ise biyofiltrasyon çıkış suyunda BDOC ve AOC olarak ölçülmekte, BOM değerinin yüksek olması suyun biyolojik olarak stabil olmadığını göstermektedir.

İçme suyu biyofiltrelerdeki aerobik bakteriler, çözünmüş oksijeni elektron alıcısı olarak kullandığı için (organik madde: elektron vericisi) çözünmüş oksijen konsantrasyonu, biyofiltrelerdeki aerobik mikrobiyal aktivitenin bir göstergesi olarak değerlendirilebilir. Biyofiltredeki mikroorganizmaların optimum büyüme aralığı pH 6-9 arasında olduğundan pH parametresinin de takibi oldukça önemlidir. Hamsularında demir ve mangan değerleri yüksek olan tesisler, tıkanma ihtimaline karşı bu parametreleri biyofiltre girişinde takip etmelidir.

Su arıtma tesislerinde biyofiltrasyonun tercih edilmesinin öncelikli sebebi tat ve kokunun giderimi olduğundan, MIB ve geosmin gibi tat ve koku bileşiklerinin giderimi takip edilmelidir. Bu parametrelerin 10 ng/L konsantrasyon değerinin üstünde olması, arıtılmış suyun estetik açıdan sıkıntılı olmasına yol açmaktadır. Bu sebeple, alg patlaması ve diğer tat&kokulu olaylarının sıklıkla yaşandığı durumlarda, tat ve kokuyla ilgili optimum biyofiltre giderim performansı elde etmek için işletme ve izleme stratejileri geliştirilmelidir.

Biyolojik aktivite için önemli parametreler olan karbon, azot ve fosfor da gerektiğinde tesiste izlenmelidir. Fosfor eksikliği, mikrobiyal strese ve dolayısıyla filtre ortamında ve alt dren sisteminde tıkanmaya sebep olmaktadır. Bir diğer önemli parametre ise klor ihtiyacının

takibidir. Etkili bir şekilde çalışan biyofiltre, BOM konsantrasyonunu azaltacağı için filtre sonrası kullanılan dezenfektan miktarının azalmasını sağlayacaktır.

Geri Yıkama

Geri yıkama sıklığı: Biyofiltrasyon sisteminin işletiminde önemi büyük olan geri yıkama işlemini etkileyen faktörler; geri yıkama sıklığı, havayla yıkama, yüzey yıkama, geri yıkama hızı, geri yıkama süresi, yatak genişmesinin yüzdesi, oksidan kullanımı ve darbe gönderme olarak sıralanabilir. Biriken partikülleri ve fazla biyokütleyi gidermek, üniform hidrolik koşulları sürdürmek açısından önem teşkil etmektedir. Ancak fazla agresif geri yıkama yapılması biyolojik aktiviteyi arıtma hedefleri açısından verimsizleştirmekte, BOM kırılmasına sebep olmakta ve son dezenfektanların stabilitesini olumsuz etkilemektedir. Geri yıkama esnasında havayla yıkama yapan tesisler, düşük debili yıkama sekansı öncesinde 2-5 dakika arasında beklemektedir.

Biyofiltre geri yıkama işlemi tasarım örneği, hava ile yıkamayı da içerecek şekilde Tablo 4.12’de verilmiştir.

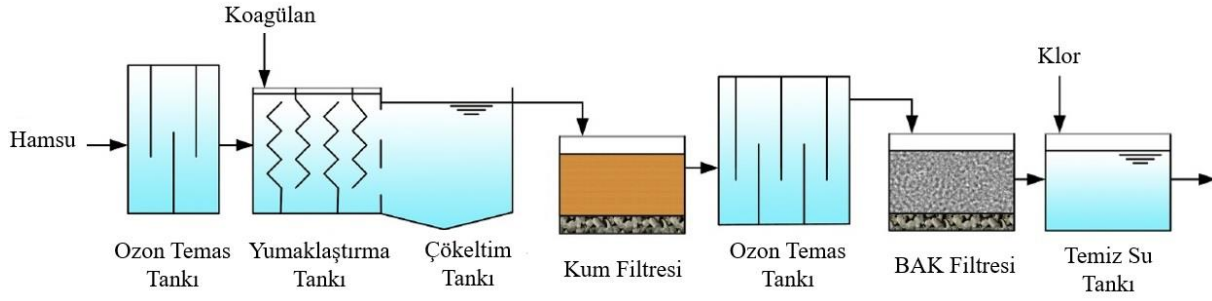
Tablo 4.12 Geri yıkama parametreleri için örnek değerler.

Parametre	Önerilen tasarım değeri
Havayla yıkama	
Hız	3 scfm (5,1 m ³ /sa, 15°C’de)
Süre, dk	5
Havayla yıkama/düşük hızla birlikte yıkama	
Süre	~1
Yüksek hızlı geri yıkama	
Hız, m/sa	44
Süre, dk	20
Düşük hızlı geri yıkama	
Hız, gpm/ft ²	15
Süre, dk	5

Oksidan kullanımı: ABD’deki SAT’lerinde biyofiltrasyon ünitesine sahip tesislerin %24’ü geri yıkama suyunda biyokütle kontrolü için klorlu ya da kloraminli su kullandığını bildirmiştir. Bu tesislerden bazıları klorlu/kloraminli su ile tüm geri yıkama işlemlerini yaparken, geri kalan kısmı klorlu/kloraminli geri yıkama suyunu yalnızca yüksek yük kaybı gözlemlediklerinde veya filtre çalışma süresinin kısaldığı durumlarda kullandıklarını bildirmiştir. Ancak bazı çalışmalarda, klorlu su ile geri yıkama yapılmasının biyofiltrelerde biyobozunur organik madde ve çözünmüş mangan giderimini azalttığı ortaya konmuştur (Liu, Huck, & Slawson, 2001; Vokes, 2007). Biyokütle kontrolünü arttırmak amacıyla hidrojen peroksit de geri yıkama suyuna dozlanabilmektedir. Konuyla ilgili çalışma sonuçları, düşük dozda hidrojen peroksit dozlanmasının biyolojik aktiviteyi olumsuz etkilemeden biyotokanmayı önlediğini göstermiştir (Lauderdale, ve diğerleri, 2014).

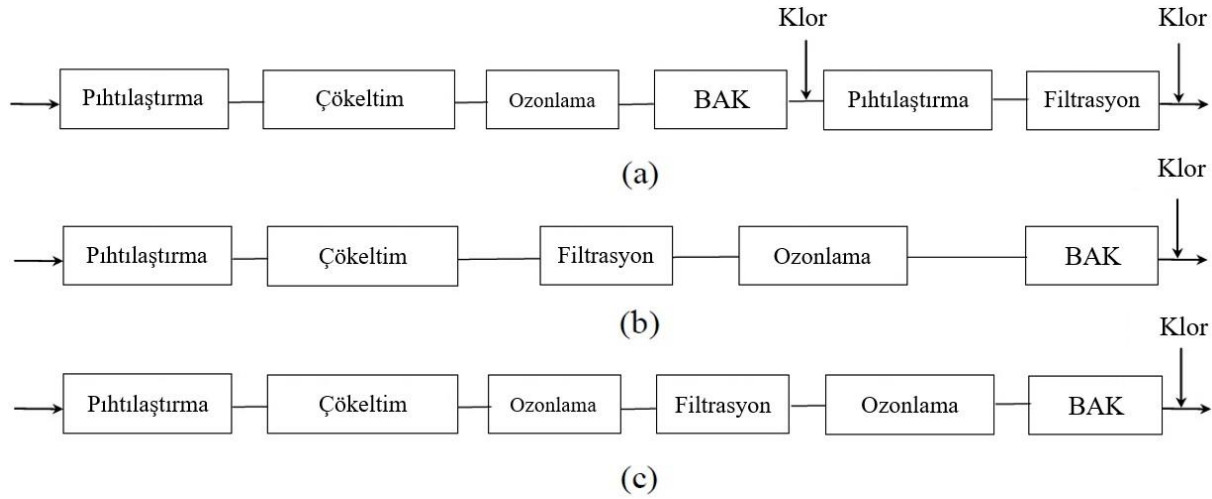
4.3.1.2. Granüler Aktif Karbon Biyofiltreleri

Tam ölçekli bir su arıtma tesisinde granüler aktif karbon (GAK) adsorpsiyon ünitesinin kullanımı 1930 yılına dayansa da (Philadelphia, ABD) GAK ile organik kirleticilerin gideriminin hedeflendiği 1960-70'li yıllarda GAK ünitesinin hemen öncesinde klorlama yapıldığından, aktif karbon yüzeyinde biyolojik aktivitenin oluşumu engellenmiştir. İlerleyen dönemlerde granüler aktif karbonun yüzeyinde mikroorganizmaların büyümesinin faydalı olduğu keşfedilmiş; granüler aktif karbon biyofiltrelerinin (biyolojik aktif karbon, BAK) ozonlama ile birlikte kullanıldığı sistemlerin oldukça başarılı olduğu bulunmuştur. Uzmanların öngörüsüne göre içme suyu kalitesinde giderek arttırılan kısıtlamalar sebebiyle BAK filtreleri, fizikokimyasal adsorpsiyon ile biyolojik oksidasyondan bir arada faydalanılan bir sistem olması sebebiyle gelecekte yaygın olarak kullanılacak bir proses haline gelecektir (Jin, Jin, Wang, Feng, & Wang, 2013). Şekil 4.19'da BAK filtrasyonu ünitesi bulunduran bir tam ölçekli su arıtma tesisinin akım şeması verilmiştir (Li, ve diğerleri, 2017).



Şekil 4.19 BAK filtrasyonu ünitesine sahip tam ölçekli su arıtma tesisinin akım şeması.

İçme sularında harici bir ünite olarak BAK ile ileri arıtımının sağlandığı tipik proses akım şeması alternatifleri Şekil 4.20'de verilmiştir: (a) prosesinde aktif karbon prosesi sedimentasyon ve filtrasyonun arasında olup, aktif karbondan kaçabilme ihtimali olan küçük parçacıkların ve mikroorganizmaların filtrasyon prosesiyle tutulması sağlanabilmektedir. Filtrasyon prosesinin verimini arttırmak amacıyla klorlama ve zenginleştirilmiş koagülasyon bu prosesin hemen öncesine yerleştirilmiştir. Bu proses akımında çıkış suyu kalitesinin güvenilirliği yüksek olsa da, görece yüksek ozon dozu kullanılması gerekmektedir. (b) prosesinde ise ozonlama ve aktif karbon prosesi filtrasyon sonrasında bulunmakta; bu sayede ozon tüketen maddelerin ozon öncesinde giderimi sağlanarak (a) prosesine kıyasla daha düşük ozon dozuna ihtiyaç duyulmaktadır. Ancak (b) prosesinin mahzuru, mikro karbon partiküllerinin ve mikroorganizmaların aktif karbon katmanından sıyrılarak çıkış suyunda istenmeyen sonuçlara sebep olabileme ihtimalidir. Bu durumun üstesinden gelmek için aktif karbon katmanının daha sık geri yıkanması gerekmektedir. (c) prosesi ise (b) prosesinden farklı olarak iki aşamalı ozon prosedüründen meydana gelmekte, kum filtrasyonunun öncesi ve sonrasında ozonlama ünitesi bulunmaktadır. Filtrasyon verimini arttırmak için ünitenin hemen öncesinde düşük ozon dozu kullanılmaktadır (Jin, Jin, Wang, Feng, & Wang, 2013).



Şekil 4.20 Biyolojik aktif karbon biyofiltrelerinin içme suyu arıtma tesislerinde kullanımı (Jin, Jin, Wang, Feng, & Wang, 2013).

Biyofiltrasyon ünitesinde filtre malzemesi olarak kum ve diğer materyaller yerine granüler aktif karbon kullanmanın, bakterilerin tutunabilmesi için yüksek yüzey alanı oluşturması sebebiyle biyolojik yoğunluğu arttırdığı görülmüştür (LeChevallier, Becker, Shorr, & Lee, 1992). Biyolojik aktif karbon (BAK) ünitesinin tasarımında önem arz eden faktörler; su sıcaklığı, materyal türü, boyutu ve derinliği, filtrasyon hızı, EBCT (boş yatak temas süresi), yatak ömrü ve geri yıkama işlemi olarak sıralanabilir. BAK filtreleri için tipik tasarım ve işletim kriterleri

Tablo 4.13’de verilmiştir (AWWA, 2012). BAK biyofiltre yatağında, üst tabakada aktif karbon ve alt tabakada kum olmak üzere malzeme yükseklikleri sırasıyla 120-180 cm ve 15-30 cm aralığında tercih edilmektedir.

BAK filtrelerinin performansı sıcaklık arttıkça mikrobiyolojik metabolik hız da arttığı için artmaktadır. Ancak bu kural belirli bir sıcaklıktan sonra mikroorganizmaların inhibisyonunun gerçekleşmesi ve çözünmüş oksijen doygunluğunun azalması sebebiyle, belirli bir optimum sıcaklığa kadar geçerlidir. GAK filtreleri genellikle bakteriler için daha iyi ortam oluşturan kimyasal olarak aktive edilmiş odun veya buharla aktive edilmiş kömürden üretilmektedir. Aktif karbonun etkin tane boyutu (EB) ve uniformluk katsayısı (UK), arıtılacak suyun karakterine göre seçilmektedir. Filtre derinliğinin seçimi ise filtrasyon hızı ve EBCT değerine göre yapılmaktadır. Granüler aktif karbonun altına ince kum tabakası yerleştirilmesinin gerekliliği konusunda tartışmalar sürmektedir. Bunun sebebi, ince kumun mikroorganizmaların hücre dışı yan ürünleri ile tıkanması durumunda temizlenmesinin zor olması ve tıkanma sebebiyle yük kaybının yükselmesinden dolayı aşırı geri yıkama gereksinimi duyulmasıdır (AWWA, 2012).

Tablo 4.13 BAK filtreleri için tipik tasarım ve işletim kriterleri (AWWA, 2012).

Parametre	Tipik değer aralığı
GAK derinliği, m	1,2-1,8
Kum derinliği, m	0,15-0,30
Filtrasyon hızı tasarım değeri, m/sa	8-12
EBCT, dk	8-12 (ozonla), 12-20 (ozonsuz)
Efektif boyut, mm ve uniformluk katsayısı	Kum: EB=0,45-0,55, UK<1,5 GAK: EB=1,0-1,3, UK<1,3 (birincil filtre) GAK: EB=0,5-0,7, UK<1,8 (ikincil filtre)
Filtre çalışma süresi tasarım değeri, gün	
Ortalama	1
Maksimum	3 (yaz), 5 (kış)
Havayla yıkama (m/sa)	36-55 (1-3 dakika arasında)
Su ve havayla yıkama	
Hava, m/sa	35-38
Su, m/sa	8-12
Yüksek hızda su ile geri yıkama debisi, m/sa	50
Yatak genişmesi (%)	>10 (minimum) 30 (tasarım)
Yüksek hızda su ile geri yıkama süresi, dk	10
Filtreden atığa debi, m/sa	5-10

BAK malzeme ömrü su kalitesine, arıtma hedeflerine ve diğer bazı faktörlere bağlıdır. Örneğin hedefin sadece BÇOK (biyobozunur çözülmüş organik karbon) olduğu durumlarda yatak ömrü 10 ila 15 yıl arasındayken, koku ve alg metabolitlerinin giderimi hedeflendiğinde ise 4-5 yıla düşmektedir. Biyofiltre işletiminde kritik bir faktör olan geri yıkama işlemi, yalnızca partikülleri gidermekle kalmayıp mikrobiyal ekolojii kontrol etmekte ve solucanlar gibi daha yüksek yaşam formlarının oluşumunu önlemektedir. Online filtreler için geri yıkama periyodu normalde 24 saat olup, geri yıkama süresi yazın 3, kışın 5 dakikayı geçmemelidir. BAK filtrelerinin geri yıkanmasında en ideal uygulama, önce hava ile, sonra hava-su karışımı ile ve son olarak bunu takip eden yüksek hızda su ile yıkamadır. Geri yıkama sıklığı; giriş suyu karakterine, malzeme türüne ve su sıcaklığına bağlıdır (AWWA, 2012).

4.3.1.3. Biyofiltrasyon Ünitesinin Performansı

Biyofiltrasyon birimi performansı organik karbon kontrolü için TOK ve UV₂₅₄ parametreleri ölçülerek değerlendirilmektedir. BOM (biyobozunur organik madde) için ise BDOC ve AOC parametrelerinin giderimi incelenmektedir. Tam ölçekli su arıtma tesislerindeki biyofiltrelerde tipik TOK giderim verimi %10-20 arasında değişmektedir. AOC ve BDOC giderimi %25-100

arasında olsa da bu değerler, TOK ve hedef kirleticilerle beraber değerlendirmeye alınmalıdır (Brown, Upadhyaya, Carter, & Brown, 2016).

Su arıtma tesislerindeki biyofiltrasyon ünitelerinde geosmin, MIB ve diğer algal metabolitlerin konsantrasyonunun 10 ng/L'nin altına indirilmesi hedeflenmektedir. İçme suyu biyofiltrelerinde tipik MIB ve geosmin giderim performansı %20-100 arasındadır. Ön ozonlama ve/veya granüler aktif karbon destek malzemeli biyofiltrasyona sahip tesislerde, tat ve koku bileşikleri açısından en yüksek giderim verimlerinin elde edildiği görülmüştür. Çoğu tesisin biyofiltrasyon sayesinde koku algı seviyesinin altında geosmin ve MIB değerlerine ulaştığı görülmüştür (Brown, Upadhyaya, Carter, & Brown, 2016).

4.3.1.4. Biyofiltrasyon Ünitesinin Maliyeti

Biyofiltrasyon ünitesi maliyeti, konvansiyonel filtrasyon ünitesi maliyetine yakın değerlerde olsa da (500.000 - 4.000.000 \$), mevcut tesise eklenme durumunda maliyet çok düşük değerlerden oldukça yüksek değerlere kadar çıkabilmektedir. Biyofiltrasyon sistemi ilk yatırım maliyeti, konvansiyonel filtrasyon ünitesine benzer şekilde aşağıdaki faktörlere dayanmaktadır (Brown, Upadhyaya, Carter, & Brown, 2016):

- Arıtma kapasitesi
- Alt dren türü
- Yükleme hızı/EBCT
- Filtre yedekliliği
- Ortam malzemesi seçimi
- Geri yıkama gereksinimleri (yüzey yıkama, havayla sıyırma, geri yıkama yükleme hızı ve süresi)
- Çamur yönetimi

Bunlara ek olarak tesisin biyofiltrasyon uygulaması oksidan ve/veya nütrient ilavesini içeriyorsa kimyasal besleme sistemi maliyeti de toplam yatırım giderlerine dahil edilmelidir. Temel işletme-bakım maliyeti bileşenleri ise pompa enerjisi, kimyasallar (oksidan ve nütrient ilavesi varsa) ve malzeme kaybı/tekrar dolum maliyeti olarak sıralanabilir.

4.3.1.5. Konvansiyonel Filtrasyon Ünitesinin Biyofiltrasyona Dönüştürülmesi

Tam ölçekli su arıtma tesisinde biyofiltrasyon sistemine geçilmeden önce muhtemel sorunları en aza indirmek amacıyla laboratuvar veya pilot ölçekli çalışmalar yapılmalıdır. Filtre hızı, EBCT, geri yıkama protokolü gibi işletim parametreleri sistemin performansını oldukça etkilediğinden, yapılacak laboratuvar ve pilot ölçekli ön çalışmalardan elde edilecek sonuçlar tam ölçekli tesiste işletmeye alma sürecini oldukça hızlandırabilir. Filtrasyonun biyofiltrasyona dönüştürüldüğü ilk dönemde çıkış suyunda bulanıklık değeri ve partikül sayısı yükselebilmektedir; ancak biyofilm oluşumu tamamlanan biyofiltrede bulanıklık, 0.1 NTU değerinin dahi altına düşebilmektedir. Düşük sıcaklıklarda biyolojik alışma süreci uzasa da, uygun mikrobiyal topluluk oluşumu tamamlandığında uzun süreli TOK giderimi sağlanabilmektedir (Water Research Foundation, 2017). Sudaki TOK mevcudiyeti, şebekede

biyolojik aktivitenin oluşumuna sebep olduğundan, TOK'un biyofiltrasyon ünitesinde giderimi önem arz etmektedir. Yapılan çalışmalara göre 2,4 mg/L'den yüksek TOK değeri ve 50 µg/L'den büyük AOC değeri, şebekede koliform bakteri oluşumuyla ilişkilendirilmektedir (LeChevallier, Olson, & McFeters, 1990).

Filtrasyon ünitesini (GAK, GAK/kum, antrasit/kum) biyofiltrasyona dönüştüren tesislerde söz konusu değişikliğe yönlendiren etmenler; daha yüksek TOK giderimi (BOM ve AOC giderimi) elde etmek, dağıtım şebekesinin su kalitesi açısından biyolojik stabiliteyi arttırmak ve işletme maliyetini azaltmak (GAK malzemesi değişim sıklığını azaltarak) olarak sıralanabilir.

Genellikle halihazırda çalışan bir konvansiyonel filtrenin yapısal, mekanik, enstrümental ve malzeme bileşenleri biyofiltrasyon sisteminde de kullanılabilir. Ancak biyofiltrede mikrobiyal büyüme ve mikrobiyal aktivite için bazı proseslerin uyarlanmasına ihtiyaç duyulabilmektedir. Biyofiltrasyona dönüştürme işleminde proses uyarlamaları; klor enjeksiyon noktasının filtrenin önünden sonuna alınması, filtre öncesine ozon veya diğer kimyasal oksidanlardan birinin ilave edilmesi, kloruz geri yıkamanın sağlanması ve geri yıkamalar için havayla sıyırma sisteminin kurulması olarak sıralanabilir. Özel tasarlanmış biyofiltrasyon sistemi (nütrient ilaveli) düşünülüyorsa ek olarak kimyasal besleme sistemlerinin tasarlanması ve kurulması gerekmektedir (Water Research Foundation, 2017).

Biyofiltrasyona dönüştürme sürecinde tesis yetkilileri ortam malzemesinin türünü de halihazırdaki malzemenin durumuna, tesisin yeni arıtma hedefine, giriş suyu kalitesine ve işletme koşullarına göre değiştirmeyi göz önünde bulundurmalıdır. Ayrıca biyofiltrasyon öncesinde ön oksitleyici kimyasalların ilave edilmesi, prosesi önemli ölçüde geliştirebilmektedir. Ön oksidanlar, doğal organik madde (NOM) ile reaksiyona girerek mikrobiyal hücrelerde özümsemlenen düşük moleküler ağırlıklı organik fraksiyonlar (karboksilik asit, aldehit ve ketonlar gibi) oluşturmak suretiyle dezenfeksiyon yan ürünü oluşum potansiyelini düşürebilmektedir. Organik maddenin biyoyararlılığı ve biyofiltrenin biyoaktivitesi, ön oksidanın türü ve dozu ile kontrol edilebilir. Kullanılan ön oksidanlar ve reaktivite sıraları şu şekildedir: ozon >> demir > klordioksit > klor > permanganat (Ramseier, Peter, Traber, & von Gunten, 2011).

Biyofiltre işletiminde en kritik süreç, kararlı haldeki biyolojik koşulları oluşturmak için gereken süredir. Biyofiltrasyona geçişte öncelikle biyokütlenin oluşması ve oluşan biyokütlenin su kalitesi ve işletim koşullarına alışması gerekmektedir. pH, sıcaklık, giriş suyundaki oksidan ve kirlenici konsantrasyonu biyolojik alışmayı etkilemektedir. Biyolojik alışma süreci aynı zamanda filtre malzemesi karakteristiği ve nütrientlerin (C, N, P) giriş suyundaki mevcudiyetinden de etkilenmektedir.

Biyofiltrasyona geçiş sürecinde takip edilmesi gereken su kalite parametreleri; sıcaklık, pH, çözünmüş oksijen, bulanıklık, organik karbon (TOK, ÇOK, BDOC, AOC), sorun teşkil eden kirleniciler (Fe, Mn, tat ve koku bileşikleri gibi) ve nütrientler (azot ve fosfor) olarak sıralanabilir. Ayrıca şebeke öncesi dezenfektan ihtiyacı da takip edilmelidir; dezenfektan

ihtiyacının artması şebekede biyolojik kararsızlığın oluştuğunu (yüksek bakteriyel üreme potansiyelini) göstermektedir. Biyofiltrasyon ünitesi giriş ve çıkışında hat üzeri partikül sayacı (on-line particle counter) veya akış sitometrisi (akışlı hücre sayıcı) ile partikül sayımı yapılması önerilmektedir (Persson, Langmark, Heinicke, & Hedberg, 2005). Bunun yanısıra üniteye yük kaybı ve filtre çalışma süresi gibi hidrolik parametreler de izlenmelidir.

Tam ölçekli biyofiltrasyon sistemi uygulamasında aşağıda sıralanan proses optimizasyon stratejileri dikkate alınmalıdır (Water Research Foundation, 2017):

- Biyofiltrasyon öncesindeki koagülasyon/flokülasyon/çökeltim proseslerinin optimize edilerek biyofiltrasyona taşınabilecek flok miktarının azaltılması ve üniteye iletilen katı yükleme hızının düşürülmesi, bu ünitelerde yüksek TOK gideriminin sağlanarak biyofiltrasyona düşük TOK iletilmesi
- Biyofiltrasyon ünitesinde DOM gideriminin artırılması için bu ünite öncesinde ozon gibi ön oksidanların kullanılması
- Proses dayanımını arttırmak için granüler aktif karbon gibi sağlam bir filtre malzemesinin kullanılması
- Hidrolik koşulları geliştirme ve korumanın yanısıra genel biyolojik aktivite seviyesinin artırılması amacıyla biyokütle kontrol stratejisinin belirlenmesi (örneğin klorlu geri yıkamanın yerine hidrojen peroksitli geri yıkamaya geçilmesi)
- Bulanıklık ve/veya kirletici giderimini arttırmak amacıyla pH seviyesinin ayarlanması
- Biyofiltre etkinliğini geliştirmek ve korumak için nütrient ilave edilmesi
- Biyofiltre hidrolik performansını geliştirmek için hidrojen peroksit eklenmesi

4.3.1.6. Literatürden Örnekler

Geosmin ve 2-MIB bileşiklerinin kimyasal yapısı, biyolojik olarak bozunabileceklerini göstermektedir. Geosmin alisiklik bir alkol olup, bir seri dehidrojenaz ve monooksijenaz reaksiyonu ile okside olarak mineralizasyona ve merkezi metabolik ara ürünlere doğru gidebilir. 2-MIB bileşiği ise bisiklik bir bileşik olup, halka açılması ve mineralizasyonla sonuçlanan monooksijenasyon adımlarını takip ettiği tahmin edilmektedir. Çeşitli saha ve laboratuvar çalışmaları, biyofiltrasyon gibi bir proseste 2-MIB ve Geosmin bileşiklerinin biyolojik olarak parçalandığını göstermektedir (Nerenberg, Rittmann, & Soucie, 2000).

Biyofiltrasyon çalışmaları, yavaş kum biyofiltresi, hızlı kum biyofiltresi, granüler aktif karbon biyofiltresi ve biyofilm reaktörü gibi farklı şekillerde yürütülmüş olup, elde edilen sonuçlar Tablo 4.14’da özetlenmiştir.

Yagi vd. (1983), Japonya’daki çok sayıda tam ölçekli su arıtma tesisinde 2-MIB ve Geosmin giderimini araştırmış; 2-MIB ve Geosmin giderimi için yavaş kum (biyolojik) filtrasyonunun oldukça etkili olduğunu; 25-69 ng/L başlangıç 2-MIB konsantrasyonlarının giderim veriminin % 88-100 aralığında, 360 ng/L başlangıç Geosmin konsantrasyonunun giderim veriminin ise ~%98 olduğunu tespit etmiştir.

Kesikli reaktörlerde ve yavaş kum filtresi kolonunda yapılan bir çalışmada (Hsieh, 2010), 2-MIB ve Geosmin'in (her iki sistemde de) biyobozunur olduğu görülmüştür. Kesikli deneylerde 7 günün sonunda 2-MIB ve Geosminin giderim verimleri sırasıyla %50 ve %78 olarak kaydedilmiştir. Simüle edilmiş yavaş kum filtresi (YKF) kolonunda kum yüzeyindeki mikroorganizmalar tarafından 2-MIB ve Geosmin bileşiklerinin parçalanarak giderimi %50 verimle gerçekleştirilmiştir. 5 m/gün (3-8 m/gün) filtrasyon hızına sahip YKF, 2-MIB bileşiğini %48-69 arasında, Geosmini ise %87-96 arasında gidermiştir. YKF kolon testlerindeki 2-MIB ve Geosminin hızlı biyobozunmasının sebebi, mikroorganizmaların 2-MIB ve Geosmine alıştırıldığı Kinmen su arıtma tesisindeki (Taiwan) YKF ünitesindeki filtre kumlarının varlığı ile ilişkilendirilmiştir. Giderilen Geosminin %70'inden fazlası kum filtresinin üst kısmında (~10 cm) giderilirken, 2-MIB giderimi kolonun tamamına eşit olarak dağılmış şekilde gerçekleşmiştir. Çalışmada, önceden alıştırılmış/şartlandırılmış kumdan geçen yavaş akımın (bir tür yavaş kum filtresi), içme sularında 2-MIB ve Geosminin kontrolü için etkili bir yöntem olduğu tespit edilmiştir.

Tablo 4.14 Biyofiltrasyon çalışmalarına ait özet tablo (Nerenberg, Rittmann, & Soucie, 2000).

Reaktör/Ortam	Yükleme hızı (m/sa)	Temas süresi (dk)	Hamsudaki TOK (mg/L)	2-MIB başl. kons. ng/L	Biyolojik giderim (%)	Kaynak
Yavaş kum filtresi	-	-	-	69	100	Yagi vd.
Yavaş kum filtresi	0,025	480	8-9	25	88	Lundgren vd.
Cam yataklı CMBR*	0,25	19,8	1,1	50	>95	Namkung ve Rittmann
Lab. Ölçekli GAK biyofiltresi	0,0083	2,4	-	10 ⁵	43,6	Yagi vd.
Petekli tüp biyofiltre	0,0026-0,0101	120	2,6	10 ⁶	16,7	Hatton
Hızlı kum biyofiltresi	10	8,3	-	(1,6-1,7)	56-58	Ashitani vd.
Porlu granüler seramikle pilot biyofiltre	7,1	12,7	-	10 ⁶	46	Terauchi vd.
Ön ozonlamalı hızlı GAK biyofiltre	7,7	14,4/9,6	2,0	114	33	Nerenberg vd.
	5,5	20,2/13,4		98	29-64	
	7,1	15,6/10,4		20-120	8-54	
				50-750	60-80	
				17	46	
				9	29-64	
				14	26	

*tam karışımli biyofilm reaktör

Pilot ve tam ölçekli granüler aktif karbon (GAK) ve biyolojik aktif karbon (BAK) temas tanklarında 2-MIB ve Geosmin gideriminin incelendiği bir çalışmada, filtre yaşı ve boş yatak temas süresi (EBCT)'nin filtre performansında çok önemli bir rolü olduğu vurgulanmıştır (Faruqi, ve diğerleri, 2018). Granüler aktif karbon temas tankında filtre yaşı arttıkça söz konusu bileşiklerin giderimi azalırken, temas süresi (EBCT) arttıkça giderim veriminin arttığı görülmüştür. Öte yandan BAK filtrelerinin performansının; filtre yaşı, aktif karbon türü veya

EBCT değerinden etkilenmediği tespit edilmiştir. Çalışmanın sonuçları, BAK filtrelerinde biyolojik olarak aktif olmayan GAK filtrelerine kıyasla 2-MIB ve Geosmin gideriminin çok daha yüksek olduğunu göstermiştir. Elde edilen bu sonuçlara bakılarak tat ve koku bileşiklerinin gideriminde her ne kadar GAK filtrelerine kıyasla BAK filtreleri üstün görülse de tam ölçekli uygulamada daha detaylı araştırma ve incelemenin yapılması gerektiği belirtilmiştir (Faruqi, ve diğerleri, 2018).

4.3.2. Ozon-Biyofiltrasyon Sistemi

Ozon-biyofiltrasyon prosesi, ABD'deki su arıtma tesislerinde 3 ana nedenle uygulanmaktadır: (1) dezenfeksiyonun sağlanması, dezenfeksiyon yan ürünlerinin ve bulanıklığın azaltımı (2) alg kökenli tat ve kokuya sebebiyet veren bileşiklerin (2-MIB ve Geosmin) giderimi ve (3) şebekeye iletilen suyun biyolojik olarak stabil olmasını sağlamak üzere biyobozunur organik karbonun (BDOC, ozonlama sonucu oluşmaktadır) giderimi. Ozon ve biyofiltrasyon üniteleri birbirleriyle bağlantılı olarak aynı amaç için kullanılsa da ayrı olarak tasarlanmaktadır (Schulz, 2014). Entegre ozon-biyofiltrasyon sistemi için kullanım amacına göre proses tasarım kriterleri Tablo 4.15'te verilmiştir.

Tat ve kokunun en yaygın ve sorun teşkil eden bileşikler olan 2-MIB ve Geosmini gidermede çok kullanılan tat ve koku giderim metotları olan toz aktif karbon, klor oksidasyonu ve potasyum permanganat oksidasyonu yetersiz kalmaktadır. Ozonlamayı biyofiltrasyon ünitesinin takip ettiği sistem, oldukça etkili bir arıtma kombinasyonu sağlamaktadır. Ozonlama, 2-MIB ve Geosminin kısmi giderimini sağlasa da, aynı zamanda istenmeyen biyolojik kararsızlığa sebep olmaktadır. Ozonu takip eden biyofiltrasyon, kalan 2-MIB ve Geosmini gidermenin yanı sıra biyolojik kararsızlığı da ortadan kaldırmaktadır. Tam ölçekli arıtma tesisinde yürütülen bir araştırmaya göre birbirini takip eden ozonlama/biyofiltrasyon sistemi, 2-MIB konsantrasyonunu eşik konsantrasyonun altına (≤ 10 ng/L) etkin biçimde indirebilmekte ve biyofiltrasyon bu indirgemedede önemli rol oynamaktadır. Biyofiltrasyon, bakteri gelişim potansiyelini düşürebilir, klorlu dezenfeksiyon yan ürünlerini azaltabilir, klor ihtiyacını ve aşınma potansiyelini düşürebilir (Nerenberg, Rittmann, & Soucie, 2000).

Pilot olarak kullanılan Bluff Gölü arıtma tesisi, 9 adet 60 m²'lik biyolojik olarak aktif (biyofilmle kaplı) granüler aktif karbon (GAK) filtresine sahiptir. Çalışmanın gerçekleştirildiği yıl, kullanılan GAK'ın altıncı senesi olup, herhangi bir değiştirme veya rejenerasyon yapılmamıştır. Dolayısıyla aktif karbonun giderimde önemli bir rol oynamadığı düşünülmektedir. Arıtma tesisi kapasitesi 142000 m³/gün olup, sırasıyla ozonlama, hızlı ve yavaş karıştırma, çökeltme ve biyolojik GAK ünitelerinden meydana gelmektedir. Ortalama filtre çalışma süresi 54 saat, tipik EBCT değeri 17 dakika ($Q_{ort} = 82600$ m³/gün ve toplam yatak yüksekliği 1,83 m baz alınarak) olarak kaydedilmiştir. 2-MIB başlangıç konsantrasyonu maksimum 43 ng/L olan numunelerde ozonla giderim verimi %36 – 65 arasındadır. En düşük giderim verimi, en düşük ozon dozuna (1,3 mg/L) tekabül etmektedir. Çökeltme esnasında kayda değer bir giderim elde edilmemiştir. Öte yandan biyofiltrasyon kademesiyle sağlanan giderim verimleri %26 – 46 arasında değişmiştir (Nerenberg, Rittmann, & Soucie, 2000).

Tablo 4.15 Ozon-biyofiltrasyon arıtma sistemi için proses tasarım kriterleri (Schulz, 2014).

Parametre	Tasarım değeri
Ozon	
Tasarım dozu:	
Giardia/crypto/virüs dezenfeksiyonu	Ozon ihtiyacı/parçalanma kinetiğine ve CT ihtiyacına bağlı
Hidrojen sülfür oksidasyonu	4:1 Ozon:H ₂ S doz oranı
Genel oksidasyon	0,5:1 Ozon:ÇOK doz oranı
2-MIB/Geosmin oksidasyonu	Ek olarak 2-5 dakika bakiye ozon temas süresi
BDOC oksidasyonu	0,5:1 ile 1:1 Ozon:ÇOK doz oranı
Temas süresi:	
Giardia dezenfeksiyonu	5-10 dakika
Virüs dezenfeksiyonu	5-10 dakika
Crypto dezenfeksiyonu	10-30 dakika
2-MIB/Geosmin oksidasyonu	5 dakika
Hidrojen sülfür oksidasyonu	2 dakika
BDOC oksidasyonu	5-10 dakika
Sönümlleme ajanı	Kalsiyum tiyosülfat veya hidrojen peroksit (gerekirse)
Biyofiltrasyon	
Filtre hızı	4,9-14,7 m/sa
EBCT:	
BDOC	10 dakika
Ozon yan ürünleri	5 dakika
2-MIB/Geosmin oksidasyonu	5-10 dakika
Filtre malzemesi:	
Yeni filtre	GAK
Mevcut filtre	GAK veya antrasit
Filtre geri yıkama uygulaması	Klorsuz geri yıkama (mümkünse)
Opsiyonel biyofiltrasyon iyileştirmeleri:	
Oksidanla güçlendirme	Hidrojen peroksit
Nütrientle güçlendirme	Ortofosfat
Anlık izleme	Çözünmüş oksijen, UV transmitans monitörleri

Kuzey Amerika'daki tam ölçekli su arıtma tesislerinde yapılan bir çalışmaya göre tesislerin çoğunluğunda, biyofiltrasyon malzemesi olarak antrasit/kuma kıyasla granüler aktif karbon kullanıldığı (tesislerin %63'ü, 17 tesis) görülmüştür. Bu tesislerden bir kısmı ozonlama ile konvansiyonel filtrasyonu beraber kullanırken, ozonlama ünitesi bulundurmayanların çoğunluğu filtre malzemesi olarak granüler aktif karbon tercih etmiştir. Biyofiltrasyon öncesinde ozonlama ünitesinin varlığı, ozonun TOK ile reaksiyona girerek daha düşük moleküler ağırlıklı organik bileşikler oluşturması sebebiyle (AOC veya BDOC gibi) biyofiltrasyon performansını arttırmaktadır (Brown, Upadhyaya, Carter, & Brown, 2016).

Ozon prosesini biyofiltrasyonun takip ettiği sisteme alternatif olarak perokson prosesini biyofiltrasyonun izlediği sistem; tat ve koku kontrolü, organik karbon giderimi ve dezenfeksiyon yan ürünü öncüsü azaltımı açısından pilot ölçekte karşılaştırılmıştır. Genel olarak Geosmin bileşiğinin 2-MIB bileşiğine kıyasla biyofiltrasyonda giderilmeye daha meyilli olduğu görülmüştür. Çalışmanın sonuçlarına göre optimum 2-MIB giderimi (%67) $H_2O_2:O_3$ oranının ağırlıkça 0,1 olduğu sistemle biyolojik aktif karbonun birlikte kullanıldığı durumda $16^\circ C$ 'de sağlanmıştır. Ancak dezenfeksiyon yan ürünü öncüsünün azaltımı açısından bakıldığında, ozonla birlikte hidrojen peroksitin ilave edilmesinin trihalometan veya haloasetikasit oluşumunda herhangi bir azaltıcı etkisi olmadığı görülmüştür (Beniwal, Taylor-Edmonds, Armour, & Andrews, 2018).

Problem 4.4 Yüksek kirlilikteki yüzeysel su arıtımı için biyolojik aktif granüler karbonlu hızlı filtrasyon sistemi tasarımı

Bu örnek tasarım, yüksek oranda atıksu içeren bir yüzeysel su için hazırlanmıştır. Ozonla ön arıtma uygulanmış yüzeysel su için önem teşkil eden su kalite koşulları aşağıdaki tabloda verilmiştir. Çoğu yüzeysel su bu seviyede yüksek biyolojik kararsızlığa sahip olmasa da, burada belirtilen aynı tasarım kuralları her koşulda uygulanabilmektedir. Ozonla arıtılmış yüzeysel suda biyolojik organik madde (BOM) ve partikül (TAKM) giderimi için biyolojik olarak aktif hızlı granüler-ortam filtresi tasarlanmıştır (BOM, BOİ olarak ifade edilmiştir). Yüzeysel su debisi $3,8 \times 10^4 \text{ m}^3/\text{gün}$ ve GAK malzemesi özgül yüzey alanı $2.200 \text{ m}^2/\text{m}^3$ olarak verilmiştir.

Tablo 4.16 Ozonla arıtılmış yüzeysel suya ait su kalite değerleri (AWWA, 2012).

Parametre	Değer	Birim
BOM (BOİ cinsinden)	3,0	mg/L
Partiküller (TAKM cinsinden)	0,8	mg/L
Çözünmüş oksijen (ÇO)	6,0	mg/L
Fosfat	0,1	mg P/L
pH	7,2	pH birimi
Alkalinite	120	mg/L $CaCO_3$
Ca^{+2}	50	mg/L

Çözüm.

Reaktör tasarımı adımları:

1. Literatürde en uygun BOİ BMSLR (biyofiltre yüzey yükleme hızı) ve HSLR (hidrolik yüzey yükleme hızı) değer aralığı $0,0005\text{-}0,72 \text{ g BOİ}/\text{m}^2.\text{gün}$ ve $5\text{-}20 \text{ m}/\text{sa}$ olarak verilmiştir. Burada bir BMSLR değeri seçilerek HSLR ile tasarım kontrolü yapılacaktır. Ancak, halihazırda bulunan bir filtrasyon ünitesinin biyolojik filtrasyon ünitesine çevrildiği bir durumda tasarım HSLR ile yapılarak BMSLR ile kontrol edilebilir. Bu örnekte BMSLR aralığının üst sınırına yakın bir değer seçilmesinin sebebi bu örnekteki reaktörün hızlı filtrasyon için kullanılan piston akımlı reaktör olmasıdır.

2. *BOİ giderimi için toplam ortam yüzey alanının hesaplanması: Seçilen BOİ BMSLR değerine göre toplam ortam alanı aşağıdaki şekilde hesaplanır.*

$$\text{Toplam ortam yüzey alanı} = \frac{\frac{3 \text{ mg BOİ}}{L} \times \frac{1 L}{10^3 \text{ m}^3} \times \frac{10^{-3} \text{ g}}{\text{mg}} \times \frac{3,8 \times 10^4 \text{ m}^3}{\text{gün}}}{0,37 \frac{\text{g BOİ}}{\text{m}^2 \text{ gün}}}$$

$$= 3,1 \times 10^5 \text{ m}^2$$

3. *BOİ giderimi için reaktör sayısı ve boyutunun hesaplanması: Toplam ortam yüzey alanı ve ortam özgül yüzey alanı kullanılarak toplam ortam hacmi hesaplanır.*

$$\text{Toplam ortam hacmi} = \frac{3,1 \times 10^5 \text{ m}^2}{2200 \frac{\text{m}^2}{\text{m}^3}} = 140 \text{ m}^3$$

Ortam derinliğinin 1 m olduğu farz edilirse, (Urfer vd., 1998'e göre biyolojik filtrelerde tipik ortam derinliği 1 m'dir), toplam kesit alanı:

$$\text{Toplam reaktör kesit alanı} = \frac{140 \text{ m}^3}{1 \text{ m}} = 140 \text{ m}^2$$

Her bir reaktörün 5 m x 5 m kesit alanı olduğu varsayımı (Urfer, Huck, Booth, & Coffey, 1997) ile toplam reaktör sayısı belirlenir.

$$\text{Toplam reaktör sayısı} = \frac{140 \text{ m}^2}{5 \text{ m} \times 5 \text{ m}} = 6$$

Bir reaktörün bakım ve tamir için kullanım dışı olduğu varsayıldığında toplam reaktör sayısı 7 olmaktadır. Aşağıdaki adımlarda, en kötü koşulu temsil etmesi sebebiyle 6 reaktör üzerinden hesaplama yapılacaktır.

4. *Debi, EBCT, BOİ VLR (BOİ hacimsel yükleme hızı) ve HSLR'nin hesaplanması:*

$$\text{Her bir reaktörün debisi} = \frac{3,8 \times 10^4 \frac{\text{m}^3}{\text{gün}}}{6} = 6,3 \times 10^3 \frac{\text{m}^3}{\text{gün}}$$

Bu durumda her reaktörün EBCT, BOİ VLR ve HSLR değeri:

$$\text{EBCT} = \frac{5 \times 5 \times 1 \text{ m}^3}{6,3 \times 10^3 \frac{\text{m}^3}{\text{gün}}} = 4 \times 10^{-3} \text{ gün} = 5,7 \text{ dk}$$

$$\text{BOİ VLR} = \frac{6,3 \times 10^3 \frac{\text{m}^3}{\text{gün}} \times \frac{3 \text{ g BOİ}}{\text{m}^3} \times \frac{1 \text{ kg}}{1000 \text{ g}}}{5 \times 5 \times 1 \text{ m}^3} = 0,76 \frac{\text{kg BOİ}}{\text{m}^3 \text{ gün}}$$

$$\text{HSLR} = \frac{6,3 \times 10^3 \frac{\text{m}^3}{\text{gün}}}{5 \times 5 \text{ m}^2} = 250 \frac{\text{m}}{\text{gün}} = 11 \frac{\text{m}}{\text{sa}}$$

5. HSLR değerinin kontrol edilmesi: 11 m/sa değerindeki HSLR değeri, içme suyu arıtımında kullanılan tipik hızlı granüler ortam filtrasyonu için, bulanıklık gideriminin iyi olduğu HSLR değer aralığındadır (5-20 m/sa).

Diğer Tasarım Faktörleri

1. Hava temini: Sudaki oksijen (6 mg/L) BOİ değerinden yüksek olduğundan dolayı havalandırma gerekmemektedir. Fakat su önemli miktarda nitrifiye olmuş NH_4^+ -N içerseydi, oksijen ihtiyacı ~4,6 g O_2 /g N olduğundan, hava temini gerekecekti (Rittmann & McCarty, 2001).
2. Fosfat temini: BOİ oksidasyonunun verimi 0,45 g biyokütle/g BOİ olduğundan (Rittmann & McCarty, 2001) ve biyokütle $C_5H_7NO_2P_{0,09}$ (N:P=5g:1 g) olarak ifade edilebildiğinden, fosfat ihtiyacı şu şekilde tahmin edilebilir:

Stokiyometrik P ihtiyacı:

$$= 3 \frac{\text{mg BOİ}}{L} \times \frac{0,45 \text{ mg biyokütle}}{\text{mg BOİ}} \times \frac{0,09 \text{ mol P}}{1 \text{ mol biyokütle}} \times \frac{31 \text{ mg P}}{1 \text{ mol P}} \times \frac{1 \text{ mol biyokütle}}{116 \text{ mg biyokütle}}$$

$$= 0,03 \text{ mg P/L}$$

Ozonla arıtılan sudaki fosfat miktarı (0,1 mg P/L), stokiyometrik fosfat ihtiyacından büyük olduğundan, fosfat ilavesine ihtiyaç yoktur.

3. pH kontrolü: Kuvvetli asit veya baz üretimi olmadığı için BOİ gideriminde genellikle pH kontrolüne ihtiyaç duyulmamaktadır. Fakat bu durum, suyun alkalinite değerinin düşük olması durumunda ve önemli oranda nitrifiye olan NH_4^+ -N içermesi durumunda değişmektedir. Nitrifikasyon reaksiyonu, 7,1 g $CaCO_3$ /g N oranında kuvvetli asit üretmektedir (Rittmann & McCarty, 2001).
4. Geri yıkama: Gözlenen biyokütle oranının içsel solunumdan dolayı 0,3 g UAKM/mg BOİ olduğu varsayılırsa, katı madde (biyokütle ve giren TAKM) üretim oranı:

Katı madde üretim hızı:

$$= \frac{3 \text{ mg BOİ}}{L} \times \frac{3,8 \times 10^4 \text{ m}^3}{\text{gün}} \times \frac{1 \text{ L}}{10^{-3} \text{ m}^3} \times \frac{10^{-3} \text{ g}}{1 \text{ mg}} \times \frac{0,3 \text{ mg UAKM}}{\text{g BOİ}}$$

$$+ \frac{0,8 \text{ mg TSS}}{L} \times \frac{3,8 \times 10^4 \text{ m}^3}{\text{gün}} \times \frac{1 \text{ L}}{10^{-3} \text{ m}^3} \times \frac{10^{-3} \text{ g}}{1 \text{ mg}}$$

$$= \frac{64600 \text{ g}}{\text{gün}}$$

Biyofiltrasyonun ne zaman geri yıkanmasının gerektiğini belirten kriterlere göre, örneğin katı madde birikiminin 550 g/m³ olduğu durum, ve toplam ortam hacmi gibi, geri yıkama sıklığı:

$$\text{Geri yıkama sıklığı} = \frac{64600 \frac{\text{g}}{\text{gün}}}{550 \frac{\text{g}}{\text{m}^3} \times 140 \text{ m}^3} = 0,8 \frac{1}{\text{gün}} \approx \frac{1}{\text{gün}}$$

4.4. Nanopartiküllerle Oksidasyon

Titanyum dioksitle Oksidasyon

Titanyum dioksit, musluk suyundan Geosmin gideriminde umut vadetse de, henüz diğer giderim yöntemleri kadar yaygın değildir. Lawton vd. (2003)'ün yaptığı çalışma neticesinde TiO_2 fotokatalizörü 60 dakikada Geosminin %99 giderilmesini sağlamıştır. Örnekler 20 mL'lik ince duvarlı cam şişelerde, %1'lik TiO_2 katalizör çözeltisiyle 0,5,10,15 ve 30 dakika süreyle 280 watt ksenon lambayla oksidasyona maruz bırakılmıştır. Fotokatalitik proseslerden beklenildiği üzere giderim verimleri artan katalizör konsantrasyonuyla artmıştır. Liv vd. (2010)'nin yürüttüğü çalışmada, $\text{Ti/RuO}_2\text{-Pt}$ anot ile NaCl kullanımıyla Geosmin konsantrasyonunun 600 ng/L'den 6 ng/L'ye düştüğü görülmüştür. Bu çalışma 40 mA/cm² akım yoğunluğu, 3 g/L NaCl ve 60 dakika temas süresiyle yürütülmüştür. Buna ek olarak başlangıç konsantrasyonu 60-1200 ng/L arasında değişmekteyken giderim verimi %99'un üstüne ulaşmıştır.

5.2. İSKİ'nin Su Arıtma Tesislerinde Tat/Koku Giderim İmkanları ve Genel Performans Durumu

Tat/Koku Giderim İmkanları

İSKİ'nin Su Arıtma Tesisleri'nde organik bileşiklerden kaynaklanan tat ve kokunun gideriminde etkili başlıca proses bileşenleri aşağıdaki gibidir:

- Havalandırma: Özellikle uçucu organiklerin gideriminde etkilidir.
- Fizikokimyasal Arıtma (Hızlı karıştırma, yavaş karıştırma ve çökeltim): Alüm veya $FeCl_3$ ile PE ilavesiyle gerçekleştirilir. Bu tür arıtma kademesinde partikül ve çözünmüş yapıdaki organik kirleticilerin önemli oranda giderimi sağlanır.
- Ön Ozonlama: Ön dezenfeksiyon gayesiyle tasarlanan bu birimde, tat ve kokuya yol açan organik bileşiklerin de etkili giderimi (oksidasyonu) sağlanır.
- Toz Aktif Karbon (TAK) Dozlama Sistemi: Ham sudaki biyolojik kaynaklı tat ve kokunun yüksek olduğu Nisan/Mayıs-Ağustos döneminde kullanılan bu sistemle 5-10 mg/L TAK dozlarında SAT çıkış suyunda < 20 ng/L 2-MIB/Geosmin seviyelerine inilebilmektedir.
- Hızlı Kum Filtrasyonu: Kolloid ve yüzücü flok yapısındaki kirleticilerin tutulması dolayısıyla, tat/koku gideriminde sınırlı oranda etkisi vardır. Çok tabakalı (Kum±Antrasit+Granüler Aktif Karbon) filtreler tat/koku gideriminde de etkilidir, ancak İSKİ SAT'lerinde bu tür filtreler bulunmamaktadır. Bununla birlikte, yakın gelecekte bazı sorunlu su kaynakları için bu tür uygulamalar planlanmaktadır.

Ham Su Özellikleri:

İSKİ Su Arıtma Tesislerinde arıtılan ham sulara (2011-2015 dönemi itibarı ile) Büyük Melen'den beslenen Cumhuriyet SAT hariç, ortalama bulanıklık, TOK ve Bromür değerleri sırası ile < 10 NTU (Büyükçekmece hariç), < 5 mg/L (Elmalı hariç) ve $\leq 0,1$ (Büyükçekmece hariç) düzeylerindedir. Bulanıklık ve TOK parametrelerinde, mevsimsel etkilere bağlı olarak önemli salınımlar gözlenebilmektedir. Her bir parametrenin değişim katsayısı ($C_v = \sigma/\bar{X}$) değerleri 0,1~0,2 aralığında değişebilmektedir (Toröz vd., 2016).

Kullanılan Kimyasallar ve Dozajları:

İSKİ'nin Ömerli'deki 4 SAT'nden biri (Emirli SAT) Darlık ve Yeşilçay sisteminden, diğer üçü (Orhaniye, Osmaniye, Muradiye) Ömerli Barajı'ndan (gerektiğinde Büyük Melen sisteminden) beslenmektedir. Ömerli'deki SAT'lerinde mevsimsel tat/koku sorunu yaşanan kaynak Ömerli Barajı'dır. Darlık ve Yeşilçay kaynaklarında klasik arıtma prosesleri (ön ozonlamasız) yanında ilave tat/koku giderimi tedbirine ihtiyaç duyulmamaktadır.

İkitelli'deki SAT'leri (FSMH ve II. Beyazıt Han), Terkos, Istranca ve Sazlıdere karışımı (ağırlıklı Terkos ve Istranca suları) ile beslenmekte olup genelde, mevcut ön ozonlama sistemi ile, ayrıca TAK ilavesine gerek duymaksızın, Biyolojik kaynaklı tat/koku (Geosmin ve 2-MIB) giderilebilmektedir.

Terkos-Istranca-Alibeyköy sisteminden beslenen Kağıthane'deki 2 SAT'nde ise biyolojik kaynaklı tat/koku giderimi için mevcut ön ozonlamaya ilaveten dönemsel olarak ~5 mg/L düzeyinde destekleyici TAK dozlanmaktadır.

Büyükçekmece Gölü'nden beslenen Büyükçekmece SAT'nde de Ön Ozonlamasız klasik Su Arıtma Prosesine de, Nisan/Mayıs-Ağustos döneminde, biyolojik kaynaklı tat/koku giderimini desteklemek üzere 5~8 (maks. 10) mg/L düzeylerinde TAK dozlanmaktadır.

Elmalı I ve II barajlarından beslenen Elmalı SAT'nde de biyolojik kaynaklı tat/koku sorunu Ön Ozonlamada gerçekleştirilen kimyasal oksidasyonla kontrol edilmektedir.

İSKİ'nin Su Arıtma Tesisleri'nin çeşitli birimlerinin temas süreleri ile uygulanan ortalama ozon dozajları Tablo 5.1'de verilmiştir. İSKİ su arıtma tesislerinde ön ozonlama 5~10 dk temas süresi ve 1,5~2,5 (2,0) mg/L O₃ dozunda, TAK ise 5~8 (maks 10) mg/L dozunda uygulanmaktadır. Klor ise, duruma göre filtre öncesi ve sonrasında sırasıyla 1,5 ve 2,5 mg/L dozajıyla, 5~10 ve 30 dk temas süresinde uygulanmaktadır.

Bir Ar-Ge Projesi kapsamında İSKİ Asya-1 Su Arıtma Tesisi hamsu numunesi ile yapılan çalışmada, üç farklı koagülan varlığında toz aktif karbonun 2-MIB, Geosmin, TOK, THM ve UV₂₅₄ giderim verimleri incelenmiştir (Toröz vd., 2016). Bu çalışmaya göre, 10 mg/L aktif karbon konsantrasyonuyla en yüksek 2-MIB (%50) ve Geosmin (%66) giderimi alum varlığında, en yüksek TOK giderimi (%38) ise FeCl₃ varlığında elde edilmiştir. THM giderim verimlerinde sifıra yakın değerler elde edilirken; UV₂₅₄ giderim verimi her üç koagülan varlığında % 60-70 aralığında kalmıştır. Genel olarak aktif karbon dozu artışıyla giderim verimi artsa da, bununla çelişen sonuçlar da mevcuttur. Bulanıklık gideriminde alum ve FeCl₃'ün polialuminyum klorür'e (PACl) kıyasla çok daha başarılı olduğu görülmüştür. Ön ozonlamanın kolloidal destabilizasyonu artırıcı etkisi dolayısıyla, koagülan seçimi ile ilgili nihai karar öncesi benzer deneylerin ön ozonlama sonrası numunelerde, mevsimsel kalite salınımları da gözetilerek daha fazla sayıyla tekrarlanarak doğrulanmasında yarar vardır. ***Arıtımda NOM (doğal organik madde) giderimini arttıracı katyonik sıvı polimer alternatifi de değerlendirilmelidir.***

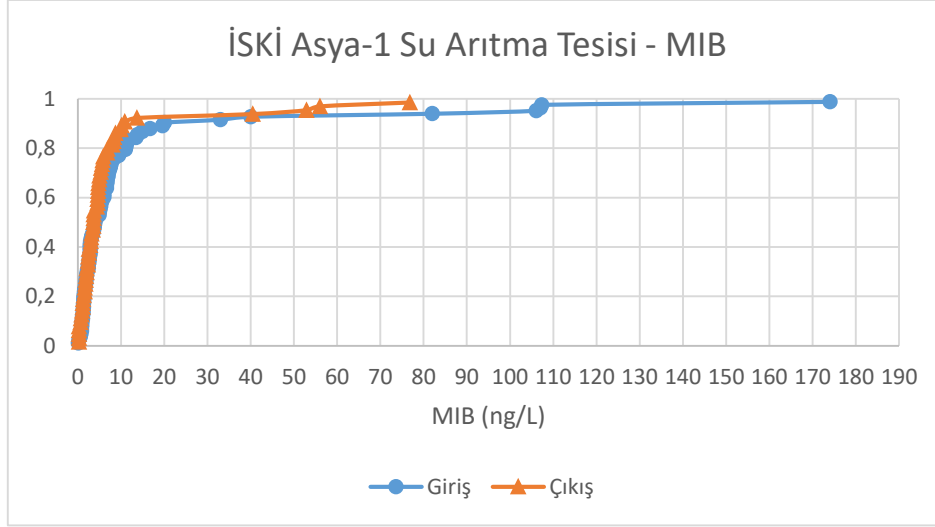
İSKİ Su Arıtma Tesislerinin Tat/Koku Giderim Performansları

Ön ozonlama uygulanan İSKİ Su Arıtma Tesisleri'nde 2013-16 döneminde ozonlama ile elde edilen giderim verimleri Tablo 5.1'de verilmiştir.

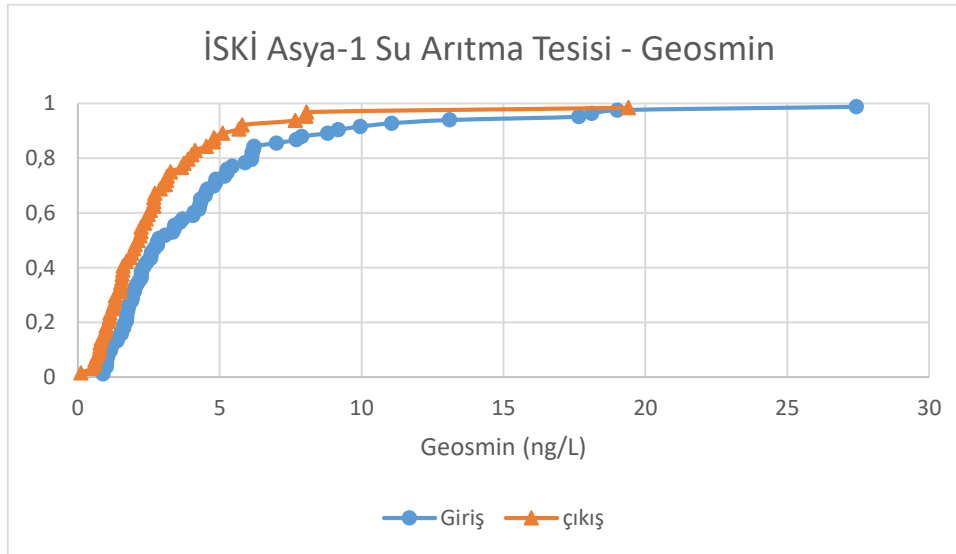
İSKİ Asya-1 SAT'i (İSKİ Asya-1 barajı suyuyla beslenen tesis) ham ve arıtma (çıkış) sularındaki Mart-Eylül dönemi 2-MIB ve Geosmin parametrelerine ait eklenik olasılık grafikleri Şekil 5.2 ve Şekil 5.3'te verilmiştir. Bu iki grafikten de görüldüğü üzere İSKİ Asya-1 SAT hamsuyundaki medyan 2-MIB ve Geosmin seviyeleri sırası ile 4 ve 3 ng/L; arıtılmış sudaki 2-MIB ve Geosmin değerleri ise sırası ile 3,6 ve 2,1 ng/L'dir. Mevcut veriler ışığında İSKİ Asya-1 Su Arıtma Tesisi çıkış suyunda >10 ng/L üstündeki değerlerin gözlemlendiği zaman yüzdeleri de 2-MIB için %11, Geosmin için ise %2'dir.

Tablo 5.1. İSKİ SAT’lerinde ozonlama ile elde edilen TOK, 2-MIB ve Geosmin giderim verimleri, 2011-15.

Ozonla giderim verimleri %						
SAT	Temas süresi	TOK	2-MIB	Geosmin	Ozon dozu aralığı (mg/L)	Ortalama doz (mg/L)
İSKİ Avrupa-1	12	14	35	45	2,5	2,5
İSKİ Asya-2	4	1,7	63	52	3,0-5,0	4
İSKİ Avrupa-2	6	8	41	34	1,5-2,2	1,85
İSKİ Asya-1	7	4	37	46	1,5	1,5



Şekil 5.2 İSKİ Asya-1 SAT ham ve arıtılmış sularında 2-MIB değerleri eklenik grafikleri (2011-15, Mart-Eylül dönemi).



Şekil 5.3 İSKİ Asya-1 SAT ham ve arıtılmış sularında Geosmin değerleri eklenik grafikleri (2013-16, Mart-Eylül dönemi).

İSKİ Su Arıtma Tesisleri'nin biyolojik kaynaklı tat/koku giderim performanslarıyla ilgili olarak aşağıdaki genel değerlendirme yapılabilir:

- İSKİ'nin tüm su arıtma tesislerinde 2013-16 yılları arasında ön ozonlamayla sağlanan giderim verimleri ise TOK için % 2-14, 2-MIB için % 35-62 ve Geosmin için % 34-52 arasında değişmektedir (Tablo 5.1). Ocak 2013– Haziran 2016 döneminde tüm tesislerden elde edilen TOK giderim verimi % 24-55, 2-MIB giderim verimi % 19-60 ve Geosmin giderim verimi % 28-58 arasında değişmektedir. Bu giderim verimleri, yaz döneminde (Mayıs-Ağustos) aktif karbon dozlamasının arttırdığı giderim değerini de içermektedir. Bu dönemde tüm tesislerde hızlı karıştırma birimine yaklaşık 5 mg/L toz aktif karbon dozlanmakta olup, İSKİ Asya-1 SAT'nde 2015 yılında yaşanan sıradışı alg patlamasından dolayı aktif karbon dozu 15 mg/L'ye kadar çıkartılmıştır.

Ön ozonlamanın Perokson dönüşümü gerçekleştirildiği takdirde literatürdeki benzer uygulamalar paralelinde, İSKİ SAT'lerindeki 2-MIB ve Geosmin giderimlerinin de 100 ng/L'nin altındaki biyolojik kaynaklı ham su tat/koku düzeyleri için > %80 değerlerine ulaşması beklenmektedir.

5.3. İSKİ SAT'lerinde Tat ve Koku Gideriminde Karşılaşılan Temel Sorunlar ve Çözüm Önerileri

5.3.1. Sorunlar

İSKİ'nin Su Arıtma Tesislerinde, tat/koku gideriminin de gerekli olduğu süreçte sorun olarak ortaya çıkan başlıca hususlar aşağıdaki gibi sunulabilir:

- Ham sudaki biyolojik kaynaklı tat/koku bileşiklerinin konsantrasyonlarının 10 ~170 ng/L gibi çok geniş bir aralıkta değişim göstermesi dolayısıyla Ön Ozonlama ve TAK dozlama sisteminin optimize edilmesinde yaşanan pratik zorluklar.
- Uygun TAK türü (liniyit veya odun esaslı) seçiminde yaşanan zorluklar (Alg bileşiği türü ve konsantrasyonu, TOK düzeyi vb.)
- Özellikle ön ozonlama bulunmayan tesislerde, TAK yüzeyinin tat/koku oluşturanlar dışındaki diğer organik bileşiklerce kaplanarak veriminin düşmesi ve daha yüksek dozaj gerekmesi
- Ön ozonlama sisteminin her zaman gerekli ozonlama kapasitesiyle kullanıma hazır olmayışı (teknik arıza, dozlama sistemi yetersizliği vb.)
- TAK kuru besleme, günlük sıvı çözelti (bulamaç hazırlama ve dozlama) sürecinde yaşanan sorunlar (toz dolayısıyla sağlık riski, sıvı çözeltinin homojen tutulma ve besleme zorluğu vb.)
- Aktif karbon dozlama hattında sıklıkla yaşanan tıkanma sorunları

Bu sorunların asgari düzeye çekilebilmesi için, özellikle TAK kuru besleme, günlük çözelti hazırlama sisteminde İSKİ'ce aşağıdaki teknik tedbirler alınmış bulunmaktadır:

- Aktif karbon dozlanan boru hattında meydana gelen tıkanmaları önlemek amacıyla bu plastik borulara harici darbe uygulanması
- 2-MIB bileşiği düzeyinin yüksek olduğu yıllarda odun bazlı aktif karbon tercih edilirken, Geosmin bileşiği yüksek olduğunda kömür bazlı aktif karbon kullanılması. Son iki yıldır yüksek 2-MIB değerlerinden dolayı odun bazlı aktif karbon tercih edilmektedir.
- Tozuşmayı önlemek amacıyla kapalı bulamaç hazırlama sistemi geliştirilmiştir. Fakat henüz sorunun tam anlamıyla kalıcı çözümüne ulaşamamıştır.

5.3.2. Çözüm Önerileri

Başta ABD olmak üzere çeşitli ülkelerde biyolojik kaynaklı tat/koku sorununun çözümü kapsamında başarı ile gerçekleştirilen mevcut en uygun su arıtma/rehabilitasyon seçenekleri yaygınlık durumuna göre aşağıdaki gibi sunulabilir.

- H_2O_2 ve O_3 (Perokson) Teknolojisi
- O_3 ve UV Teknolojisi
- O_3 ve/veya TAK
- O_3 ve/veya Granüler Aktif Karbon (GAK) filtrasyonu Teknolojisi

Bu teknolojiler büyük bir ekseriyetle, ön ozonlamalı mevcut klasik yüzeysel Su Arıtma Proseslerinde, biyolojik kaynaklı tat/koku giderimini arttırmak üzere geliştirilen ve kolay uygulanabilen teknolojilerdir.

GAK filtrasyonu teknolojisinin önemli oranda TOK ($5\sim 20$ mg/L) içeren yüzeysel sularda uygulanmasının fizibil olmadığı ABD’de AWWA tarafından yaptırılan kapsamlı bir çalışmayla ortaya konmuş bulunmaktadır (McGuire vd., 1989). Bu yüzden Türkiye’de de rejenerasyon imkanı bulunmayan GAK seçeneğinin İSKİ için de makul ve fizibil olmadığı düşünülmektedir.

O_3 ve UV teknolojisi, ozonun tek başına uygulanmasına göre önemli oranda daha fazla TOK ve biyolojik kaynaklı tat/koku bileşikleri giderimi sağlamakla birlikte (Kato vd., 1983), mevcut ozonlama sistemi korunacak şekilde İSKİ Su Arıtma Tesisleri’ne kolayca adapte edilmesinin teknik açıdan mümkün olmayacağı sonucuna varılmıştır.

İSKİ Su Arıtma Tesisleri’nin çoğunda $4\sim 10$ dk temas süreli ve $1,5\sim 2,5$ ($2,0$) mg/L O_3 transfer kapasiteli ön ozonlama sisteminin kullanılmakta olduğu dikkate alınarak, biyolojik kaynaklı tat/koku bileşiklerinin giderim verimini arttırmak üzere uygulanabilecek en uygun iyileştirme (rehabilitasyon) seçeneğinin $H_2O_2+O_3$ (Perokson) teknolojisi olması gerektiği sonucuna varılmıştır.

Daha önce Bölüm 4.1.4’te de açıklandığı üzere Perokson ($H_2O_2+O_3$) teknolojisiyle, mevcut ozon temas tankı girişine, ham su TOK ve Geosmin/2-MIB seviyesine bağlı olarak ($TOK\leq 10$ mg/L, Geosmin/2-MIB ≤ 100 ng/L için) ~ 2 mg/L çözünmüş ozon konsantrasyonu ve $H_2O_2:O_3 = 0,2-0,3$ için %80-90 oranında tat ve koku giderimi elde edilebilmektedir (Şekil 4.7-Şekil 4.8) (Ferguson vd., 1990, Koch vd., 1992). Aynı çalışmada elde edilen sonuçların 6-12 dakikalık

ozon temas süresi aralığı için, temas süresinden de bağımsız olduğu uzun süreli pilot tesis çalışmalarıyla ortaya konmuş bulunmaktadır.

İSKİ Asya-1 Su Arıtma Tesisleri Ön Ozonlama Sisteminin Perokson Prosesine Dönüştürülmesi

(1) $Q = 100.000 \text{ m}^3/\text{gün}$ ($EN \cong 500.000$ kişi) kapasiteli bir SAT için Ön Ozonlama ve Perokson Sistemi Tasarımı Örneği

İSKİ Asya-1 SAT için Perokson dönüşümü öncesinde, genel olarak Ön Ozonlama ve Perokson Sistemi tasarım ve fizibilite çalışmalarında esas alınmak üzere, $100.000 \text{ m}^3/\text{gün}$ kapasiteli tipik (prototip) bir tasarım uygulaması örneği verilmiştir. Tipik tasarım örneği ile Ön Ozonlama ve Perokson prosesleri özelinde gerekli sistemin ön fizibilite düzeyinde ilk yatırım, işletme ve bakım maliyetleri ile birim arıtım maliyeti hesaplanmıştır. Anılan tipik tasarım örneği ile ilgili hesaplar Ek I'de verilmiştir.

Ek I'de gerekli mühendislik ekonomisi analizi çalışması ile hesaplandığı üzere, $100.000 \text{ m}^3/\text{gün}$ arıtma kapasiteli bir SAT için gerekli Perokson sistemi birim maliyeti $\sim 0,0167 \text{ \$/m}^3$ (0,05 TL/ m^3) olup, sadece ön ozonlamaya göre $\sim \%20$ daha fazladır. Kapasitesi $>100.000 \text{ m}^3/\text{gün}$ olan tesisler için Perokson sistemi tipik toplam birim maliyet de emniyetle $\sim 0,85 \times 0,0167 = 0,014 \text{ \$/m}^3$ alınabilir. Mevcut Ön Ozonlama tesisinin Perokson sistemine dönüştürülmesi ilave birim maliyeti de, ilk yaklaşımda $\sim 0,85 \times 0,0027 = 0,0023 \text{ \$/m}^3$ alınabilecektir. Ek I'de verilen maliyetlerin ön fizibilite düzeyinde yaklaşık değerler olduğu ($\pm \%20$ sapma gözlenebilir) ve benzer çalışmalarda ilk yaklaşım değeri olarak kullanılabileceği unutulmamalıdır.

(2) İSKİ Asya-1 SAT için Perokson Dönüşümü Ön Fizibilite Analizi

Mevcut Ön Ozonlama Sistemi

- Ozon Jeneratörleri
- Ozon Jeneratör Kapasitesi = $12,5 \text{ kg O}_3/\text{sa}$ kapasiteli, $n=7$ adet

Ozon jeneratör sistemi başlıca hava alma, soğutma ve kurutma birimleri ile atık ozon imha (katalitik oksidasyon) birimini ihtiva etmektedir.

- Ozon Temas Tankı

Boyutları: $B \times L \times H_{su} = 12 \times 21 \times 6,5$

Temas Tankı Hacmi: 1638 m^3

$Q_{maks} = 1.000.000 \text{ m}^3/\text{gün}$ ($41.667 \text{ m}^3/\text{sa}$)

$Q_{ort} = 840.000 \text{ m}^3/\text{gün}$ ($35.000 \text{ m}^3/\text{sa}$)

Ünite sayısı: 3 paralel ünite

Tek ünitedeki debi;

$$Q_{1 \text{ (maks)}} = 1.000.000/3 = 333.333 \text{ m}^3/\text{gün} \text{ ve } Q_{1 \text{ (ort)}} = 840.000/3 = 280.000 \text{ m}^3/\text{gün}$$

Temas Süresi,

$$\theta = 1638 \text{ m}^3/3,24 \text{ m}^3/\text{s} = 505,6 \text{ s} = 8,4 \text{ dk}$$

$$\theta_{\min} = 1638 \text{ m}^3/3,86 \text{ m}^3/\text{s} = 424,4 \text{ s} = 7,1 \text{ dk}$$

- Ozon difüzörleri

Her üniteye 100 adet 63,5 x 44 x 60,95 mm ebatlı seramik difüzör kullanılmıştır (toplam 300 difüzör).

- SAT Kapasitesi

$$Q_{\text{maks}} = 1.000.000 \text{ m}^3/\text{gün} (41.667 \text{ m}^3/\text{sa})$$

$$Q_{\text{ort}} = 840.000 \text{ m}^3/\text{gün} (35.000 \text{ m}^3/\text{sa})$$

İSKİ Asya-1 Ozonlama Sistemi, temas tankı kesiti ise Ek V'te verilmiştir.

Perokson Dönüşümü

$$Q = 1.000.000 \text{ m}^3/\text{gün} (41.667 \text{ m}^3/\text{sa}).$$

Temas Tankında Çözünen O_3 miktarı,

n=5 jeneratör için

$$5 \times 12,5 \text{ kg } O_3/\text{sa} \times 0,90 = 56,25 \text{ kg } O_3/\text{sa}$$

$$C_{O_3} = \frac{56,25}{41,667} = 1,35 \times \frac{10^{-3} \text{ kg}}{\text{m}^3} = 1,35 \text{ mg/L}$$

n=7 jeneratör için

$$C_{O_3} = \frac{7}{5} \times 1,35 = 1,89 \sim 2,0 \text{ mg/L}$$

Gerekli H_2O_2 İhtiyacı

$$100.000 \text{ m}^3/\text{gün} \text{ kapasite için ihtiyaç: } 0,00472 \text{ m}^3/\text{sa} \text{ (Ek I)}$$

$$1.000.000 \text{ m}^3/\text{gün} \text{ kapasite için ihtiyaç,}$$

$$10 \times 0,00472 \text{ m}^3/\text{sa} \times 24 \times 30 \text{ gün} = 34 \text{ m}^3/\text{ay}$$

H_2O_2 (%50'lik) Depolama Tankı:

$$V = 34 \text{ m}^3$$

$$H = 2D$$

$$V=34=\frac{\pi D^2}{4} \times 2D \rightarrow D=2,78 \approx 3,0 \text{ m}$$

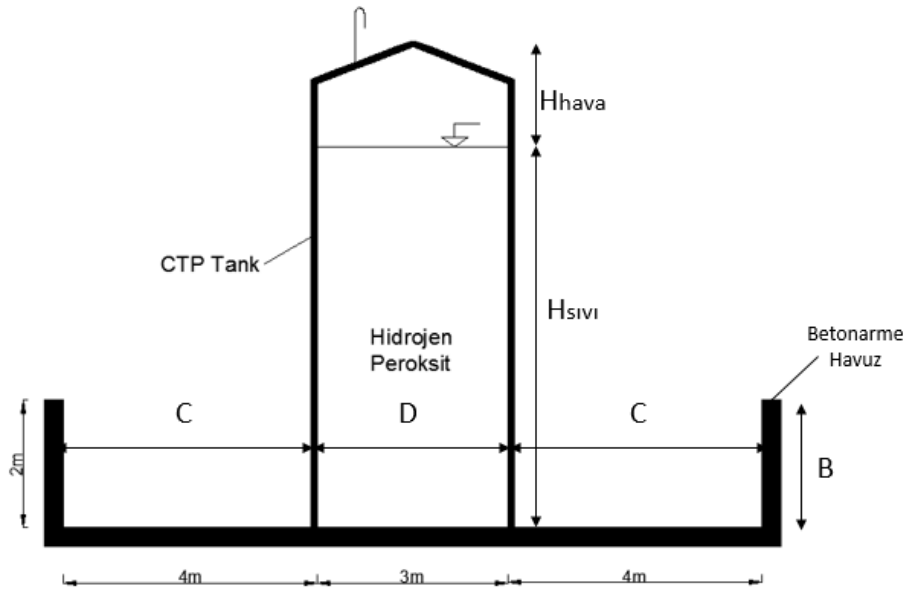
$$H = 2D = 6 \text{ m}$$

$$V_{\text{sivi}} = 34 \text{ m}^3$$

$$V_{\text{top}} = \frac{\pi \times 3^2}{4} \times 6 = 42,4 \text{ m}^3$$

$$V_{\text{hava}} = 42,4 - 34 = 8,4 \text{ m}^3$$

$$8,4 / 42,4 = 0,20 > 0,10 \text{ uygun}$$



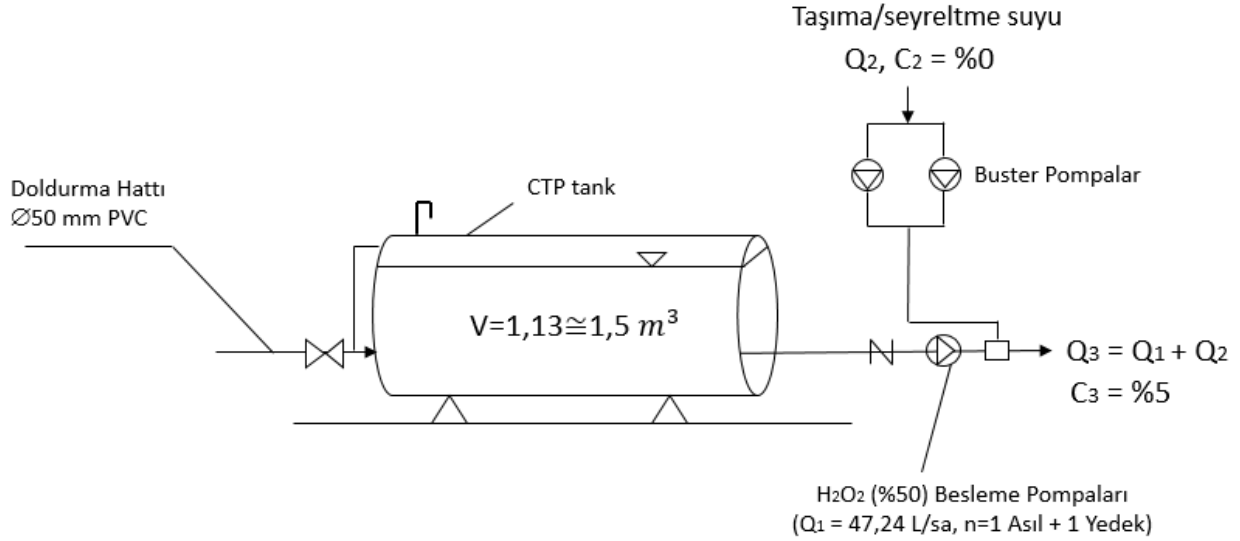
Şekil 5.4 H₂O₂ depolama tankı ve kontrol havuzu.

H = B + C şartını sağlamak üzere,

B = 2,0 m, C = 4,0 m alınabilir (L. Davis, 2010).

Günlük H₂O₂ Besleme Tankı:

H₂O₂'nin gaz fazına geçmemesi için günlük tankta %1~5 konsantrasyonunda hazırlanarak Ön Ozonlama Tankı girişine beslenmesi gerekmektedir.



Şekil 5.5 Günlük H₂O₂ tankı.

Seyreltme Suyu İhtiyacı

Seyreltme suyu (Q₂) ihtiyacı,

$$Q_2 = \frac{47,2 \times 0,50}{0,05} - 47,2 = 424,8 \approx 425 \text{ L/sa}$$

olarak hesaplanır. Bu durumda Perokson sistemi için gerekli %5'lik H₂O₂ miktarı,

$$Q_3 = 424,8 - 47,2 = 472 \text{ L/sa}$$

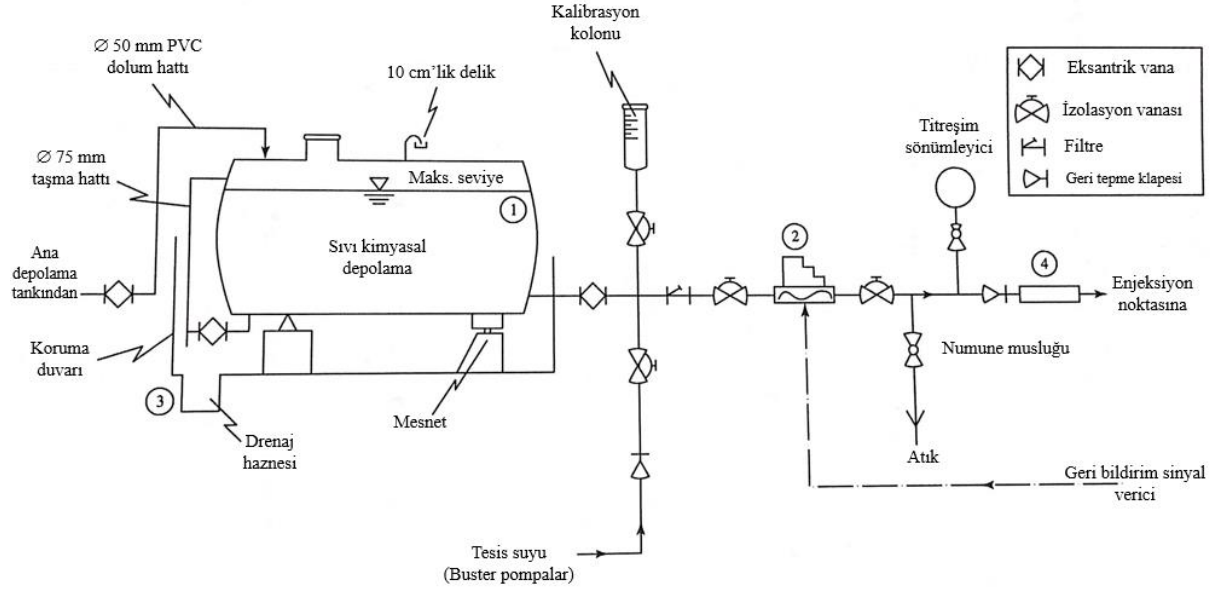
olur. Günlük H₂O₂ hazırlama ve besleme sistemi borulama planı Şekil 5.6'da verilmiştir.

Yaklaşık Maliyet Analizi:

Perokson dönüşümü sonrası İSKİ Asya-1 SAT'nde günlük toplam arıtma maliyetinin (birim ilk yatırım ve işletme/bakım maliyetleri toplamı) $\sim 0,0023 \text{ \$}/\text{m}^3 \times 1.000.000 \text{ m}^3/\text{gün} = 2300 \text{ \$}/\text{gün}$ ($\sim 6900 \text{ TL}/\text{gün}$) artması beklenir.

Perokson dönüşümü sonrası, Nisan/Mayıs-Ağustos döneminde Ön Ozonlama Sistemi Perokson olarak işletilmek suretiyle, $\sim 85-90$ oranında Geosmin ve 2-MIB giderimi sağlanarak ayrıca TAK kullanılmasına gerek kalmayabilir.

Literatürde yeterli bilimsel kanıt olmakla birlikte, dönüştürme işine başlanmadan yukarıda özetlenen tasarımda önerilen sistemin Pilot Ölçekte test edilerek uygulanmaya geçilmesinde fayda görülmektedir.



Şekil 5.6 Günlük (%5'lik) H_2O_2 depolama ve dozlama sistemi (L. Davis, 2010).



İSKİ Büyükçekmece İçme Suyu Arıtma Tesisi

6. OZONLA DEZENFEKSİYON

6.1. Genel Esaslar

Su arıtma tesislerinde ozon çoğu kez dezenfeksiyon için uygulanmakla birlikte başka faydalar da elde edilir. Bütün ozon uygulamalarında, ister dezenfeksiyon ister belli bir kirletici oksidasyonu için kullanım hedeflensin, oksidasyon reaksiyonları gerçekleşir. Suyla ilgili inorganik ve organik kirleticilerin ozonla muhtemel reaksiyonları Tablo 6.1’de özetlenmiştir (Rakness, sayfa 18).

Tablo 6.1 Organik ve inorganik bileşiklerin sudaki oksidasyonu.

İnorganik	Organik
Patojenler	Diğer
Demir	Bakteri
Mangan	Virüs
Hidrojen sülfür	<i>Giardia</i>
Bromür	<i>Crptosporidium</i>
	Solventler, HO•
	Pestisitler, HO•
	Renk
	Tat ve koku, HO•

Bromat oluşumuna yol açmayanlar hariç, çoğu inorganik reaksiyon çok hızlıdır. Molekül yapısı ve suyun pH'ına bağlı olarak, organik bileşiklerin oksidasyon hızları yavaş/hızlı (değişken) olabilir.

Çoğu solvent, pestisit ve alglerce üretilen tat/koku bileşikleri (2-MIB ve geosmin) zor oksitlenen organiklerdir. Bu tür “doymuş” organikler sadece (tek başına) ozonla hızlıca oksitlenemezler ancak hidroksil radikaliyle (HO•) oksitlenebilirler. Çoğu su arıtma tesisinde, yüzeysel sularda doğal olarak oluşan HO• ile 50 ng/L düzeyine kadarki 2-MIB ve geosmin oksitlenebilmektedir (Morioka vd., 1993). Doğal olarak oluşan HO•’in yetersiz kaldığı durumlarda, ilave HO• üretmek üzere, ozonla oksidasyon sistemi H₂O₂ ile desteklenebilir (perokson prosesi).

6.2. Dezenfeksiyon Verimini Etkileyen Faktörler

Dezenfeksiyon kimyasalları ve fiziksel proseslerin uygulanmasında aşağıdaki hususların dikkate alınması gerekir:

- Temas süresi ve temas tanklarının hidrolik verimi
- Dezenfektan konsantrasyonu
- Fiziki etkenin (iyonize olmayan UV radyasyonu) türü ve şiddeti
- Sıcaklık
- Organizma tipi
- Sudaki çözünmüş ve askıda maddelerin karakteri (filtrasyon uygulanıp uygulanmadığı)
- Dezenfeksiyon öncesi uygulanan su/atıksu arıtma prosesi

Temas süresi. Dezenfeksiyon sürecinde etkili en önemli faktör temas süresidir. Chick (1908) kanununa göre dezenfeksiyon hızı,

$$\frac{dN_t}{dt} = -K \cdot N_t \quad (6.1)$$

ifadesiyle verilir. Burada,

dN_t/dt : birim zamandaki organizma giderim hızını

K : inaktivasyon (dezenfeksiyon) hızı sabiti, T^{-1}

N_t : t anındaki organizma sayısını

t : süreyi (temas süresi)

göstermektedir. Başlangıçtaki ($t=0$) organizma konsantrasyonu N_0 ise, yukarıdaki denklemin integrali alındığında,

$$\ln \frac{N_t}{N_0} = -K \cdot t \quad (6.2)$$

elde edilir. Bu ifade ayrıca,

$$N_t = N_0 \cdot e^{-kt} = N_0 \cdot e^{-k't} \quad (6.3)$$

şeklinde de yazılabilir. Birinci mertebe inaktivasyon hızı sabiti ozon için $0,10-0,13 \text{ dk}^{-1}$, TOK = $2-4 \text{ mg/L}$ olan yüzeysel sularda klor için $0,001-0,01 \text{ dk}^{-1}$ alınabilir (Davis, 2010). Dezenfeksiyon hızı sabitinin dezenfektan konsantrasyonu ile ilişkisi,

$$K = \Delta \cdot C^n \quad (6.4)$$

eşitliği ile ifade edilebilir. Burada,

K : dezenfeksiyon hızı sabiti, T^{-1} (e tabanına göre)

Δ : özgül ölme/yokolma katsayısı

C : dezenfektan konsantrasyonu, mg/L

n : seyreltmeyle ilgili ampirik sabit, boyutsuz

tir.

n 'in durumu ve önemi ile ilgili aşağıdaki durumlar söz konusu olabilir:

$n=1$ ise C ve t eşit ağırlıkta önemlidir

$n > 1$ ise C , t 'ye göre daha önemlidir

$n < 1$ ise t , C 'ye göre daha önemlidir.

Chick ve Watson eşitlikleri birlikte ele alındığında,

$$\frac{dN_t}{dt} = -\Delta \cdot C^n \cdot N_t \quad (6.5)$$

elde edilir. Bu eşitlik entegre edilirse,

$$\ln \frac{N_t}{N_0} = -\Delta_e \cdot C^n \cdot t \text{ veya } \log \frac{N_t}{N_0} = -\Delta_{10} \cdot C^n \cdot t \quad (6.6)$$

bulunur. n=1 için ise

$$\log \frac{N_t}{N_0} = -\Delta_{10} \cdot C \cdot t = -\Delta_{10} \cdot D \quad (6.7)$$

elde edilir. Burada,

C : bakiye dezenfektan konsantrasyonunu, mg/L

t, T : temas tankındaki temas süresini, dk

D : belli bir giderim için gerekli patojen giderici kimyasal (dezenfektan) dozunu, mg.dk/L göstermektedir.

Doz (bakiye konsantrasyon x zaman) kavramı, çeşitli dezenfektanların performans kıyas parametresi olarak büyük önem taşır. EPA'nın yüzeysel su temin (arıtma) sistemleri dezenfeksiyon performans değerlendirmesi de D (CT) kavramına dayanır. Bu konu Ek III'te detaylı olarak verilmiştir.

Sıcaklık. Sıcaklığın dezenfeksiyon hızına etkisi Arrhenius tipi bir denklemlle ifade edilebilir:

$$\ln \frac{\Delta_1}{\Delta_2} = \frac{E (T_2 - T_1)}{R \cdot T_1 \cdot T_2} \quad (6.8)$$

Burada,

Δ_1, Δ_2 : T_1 ve T_2 sıcaklıklarındaki özgül ölüm hızı katsayılarını,

E : aktivasyon enerjisini, J/mol (Tablo 6.2)

R : ideal gaz sabitini, 8,3144 J/mol.°K

göstermektedir.

Tablo 6.2 Normal sıcaklıklarda sulu klor ve kloraminlerin aktivasyon enerjileri (Metcalf&Eddy, 2014).

Bileşik	pH	E, cal/mol	E, J/mol
Sulu klor	8,5	6400	26.800
	9,8	12.000	50.250
	10,7	15.000	62.810
Kloraminler	7,0	12.000	50.250
	8,5	14.000	58.630
	9,5	20.000	83.750

İyonize olmamış UV radyasyonu karakteri ve şiddeti. UV de sık kullanılan bir dezenfeksiyon unsurudur. Dezenfeksiyon maksatlı UV dozu, D,

$$D = I_{ort} \cdot t \quad (6.9)$$

eşitliği ile verilir. Burada,

D : UV dozu, mJ/cm² (mW.s/cm²)

I_{ort} : ortalama UV şiddeti, mW/cm²

t : temas süresi, saniye

UV ile dezenfeksiyonda CT yerine I_{ort}.T ile çalışılarak, tasarım ve değerlendirmeler aynı ortak tabana oturtulabilir.

Organizma tipi. Dezenfektanların verimi (performansı), giderilecek mikroorganizmaların tipi, karakter ve durumuna bağlı olarak değişir. Genç bakteri hücreleri, spor formundakilere kıyasla daha kolay inaktive edilebilirler. Çoğu virüs ve protozoa da kullanılan çeşitli kimyasallardan farklı şekillerde etkilenirler. Bazı durumlarda ısı veya UV gibi fiziki dezenfeksiyon yöntemlerinin kullanılması da gerekebilir.

Sudaki çözünmüş maddeler ve AKM'nin karakteri. Dezenfekte edilecek su veya atıksudaki çözünmüş inorganik/organik ve askıda maddelerin karakteri de dezenfeksiyon prosesini etkileyebilir. Sudaki organik madde içeriği (doğal organik maddeler (DOM) de dahil) çoğu oksitleyici dezenfektanla reaksiyona girerek, dezenfektan kullanımını artırır ve performansı düşürür. DOM genelde üç ana kaynaktan gelir: humik maddeler, sucul organizmalar (algler vb.) ve yan ürünleri ile biyolojik AAT'indeki mikroorganizmalar. Sudaki AKM'de dezenfektanı absorplamak ve/veya bakterilere kalkan olmak suretiyle dezenfeksiyon verimini etkilemektedir.

Tablo 6.3 Çeşitli atıksu arıtma proseslerinin tipik toplam koliform mikroorganizma giderim verimleri.

Proses	Yüzde giderim	Log-giderim
Kaba ızgaralar	0-5	~0
İnce ızgaralar	10-20	0-0,1
Kum tutucular	10-25	0-0,1
Normal sedimentasyon	25-75	0,1-0,6
Kimyasal çöktürme	40-80	0,2-0,7
Damlatmalı filtreler	90-95	1-1,3
Aktif çamur	90-98	1-1,7
Derin yataklı hızlı filtrasyon	-	0,25-1
Mikrofiltrasyon	-	2-4 ^a
Ultrafiltrasyon	-	2-5 ^a
Ters osmos	-	2-6 ^a

^a Membranın özelliğine/karakteristiğine ve konfigürasyonuna bağlıdır.

Dezenfeksiyon öncesi uygulanan arıtma prosesi. Dezenfeksiyon öncesinde DOM, diğer organik maddeler ve AKM'yi gidermek üzere uygulanan su/atıksu arıtma prosesleri sonraki dezenfeksiyon verimini büyük oranda etkiler. Çeşitli atıksu arıtma proseslerinin tipik toplam koliform mikroorganizma giderim verimleri Tablo 6.3'de verilmiştir. Su arıtma tesislerinin tipik dezenfeksiyon performansları da Ek III Tablo- II'de verilmiştir.

6.3. Ozonla CT Esaslı Su Dezenfeksiyonu

Ozonla su dezenfeksiyonunun ana gayesi, içme suları için ilgili mevzuatın öngördüğü virüs, *Giardia* ve *Cryptosporidium* giderimlerinin sağlanmasıdır. 1-log giderim (inaktivasyon) %90'lık dezenfeksiyon verimine, 2- ve 3-log'luk inaktivasyonlar da sırayla %99 ve %99,9'luk verimlere karşı gelir. Raporlama kolaylığı bakımından çoğu kez logaritmik giderimler kullanılır. EPA'nın Yüzeysel Sular İçin Dezenfeksiyon Yönetmeliği'nde, *Giardia* (K_g) ve virüslerin (K_v) inaktivasyon hız sabitleri Tablo 6.4'de verilmiştir (US EPA, 1991).

Tablo 6.4 *Giardia* ve virüs inaktivasyon oranları.

Su sıcaklığı °C	Virüs inaktivasyonu		<i>Giardia</i> inaktivasyonu	
	a_v	b_v	a_g	b_g
0,5	2,22	0,220	1,03	0,122
5	3,33	0,134	1,58	
10	4,00	0,534	2,08	
15	6,67	0,266	3,12	
20	8,00	1,060	4,17	
25	13,30		6,25	

Kaynak: USEPA (1991), Yüzeysel Su Arıtma Kanun Rehberi, Ek O

Ölçülen (işletme) su sıcaklığının tablodaki sıcaklık değerleri arasında kalması durumunda K sabitleri için, enterpolasyonla hesap yapılabilir.

Ancak lineer enterpolasyonla hesap yerine, Tablo 6.4'deki verilere uydurulan aşağıdaki üstel ifadeler de kullanılabilir.

$$K_v = 2,1744 \times e^{0,0701 \times T_8(^{\circ}\text{C})} \quad (6.10)$$

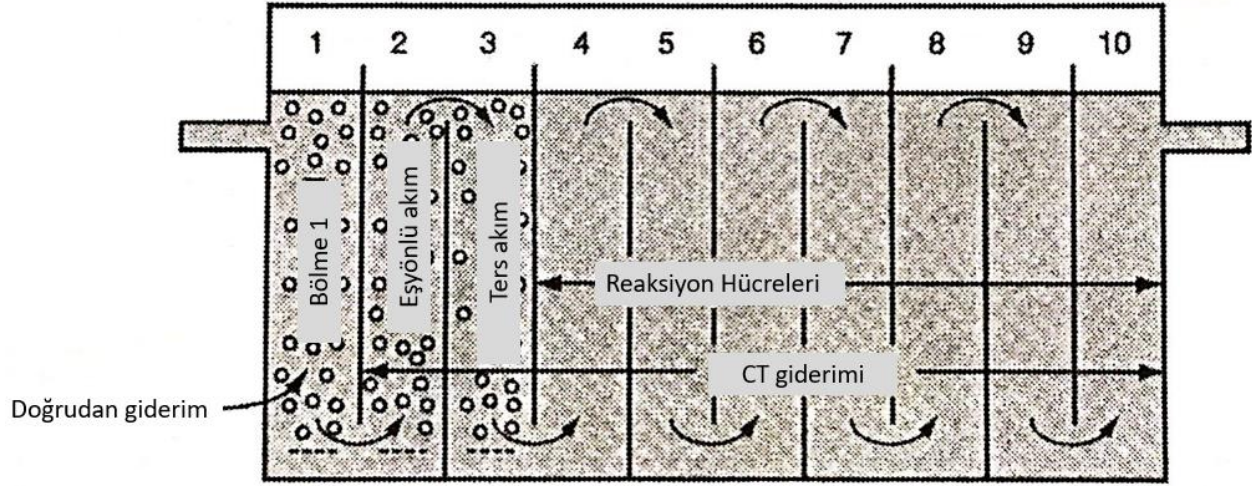
$$K_g = 1,038 \times e^{0,0714 \times T_8(^{\circ}\text{C})} \quad (6.11)$$

EPA'nın, ozonla dezenfeksiyon halinde *Cryptosporidium* için öngördüğü CT~log-inaktivasyon değerleri Ek III Tablo- II'de verilmiştir. Tabloda ana değerlere düşen T_8 değerleri için lineer enterpolasyonla hesap yapılabilir veya aşağıdaki üstel ifade kullanılabilir:

$$K_c = 0,0397 \times 1,09757^{T_8(^{\circ}\text{C})} \quad (6.12)$$

EPA'nın Yüzeysel Su Arıtma Yönetmeliği'nde öngördüğü *Giardia* ve virüs giderim (inaktivasyon) gereklilikle Tablo 6.5'da verilmiştir (EPA, 1990). CT konsepti ile dezenfeksiyon tankları tasarım genel esasları Ek III'te detaylı olarak verilmiştir. Aşağıda ozonla dezenfeksiyona özgü hususlar ayrıca özetlenmiştir.

Ozonla dezenfeksiyon, ozonun derin, düşey perdeli ve çok gözlü bir temas tankı tabanından difüzörlerle enjekte edildiği bir reaktörde gerçekleştirilir (Şekil 6.1).



Şekil 6.1 Düşey-perdeli difüzörler beslenen ozon temas tankına örnek.

Gerekli CT değerleri oldukça düşük olduğu için, *Giardia* ve virüs inaktivasyonu için daha az (2-3) bölmeli ve daha kısa temas süreli (5-10 dk) ozon temas tankları yeterli olabilir. Yüksek CT değerleri gerektiren (*Cryptosporidium* vb.) güçlendirilmiş dezenfeksiyon/oksidasyon uygulamalarında ilave (uzun) temas süresi (20-60 dk) sağlanması gerekebilir.

Tablo 6.5 Yüzeysel sularda dezenfeksiyon ihtiyacı (EPA, 1990).

Proses	Log-giderim verimi	
	<i>Giardia</i> kistleri	Virüsler
Minimum giderim (EPA, 1990)	3	4
Konvansiyonel SAT'inde	2,5	2
Dezenfeksiyona kalan	0,5	2
Direkt (doğrudan) filtrasyon	2	1
Dezenfeksiyona kalan	1	3

EPA (1990): US Surface Water Treatment Rule

EPA Yüzeysel Su Dezenfeksiyon Rehberi Ek O'ya göre ozon temas tankları ilk bölmesi için CT hesabına izin verilmemekte ancak aşağıdaki durumlar için belli log-inaktivasyon verimleri esas alınmaktadır:

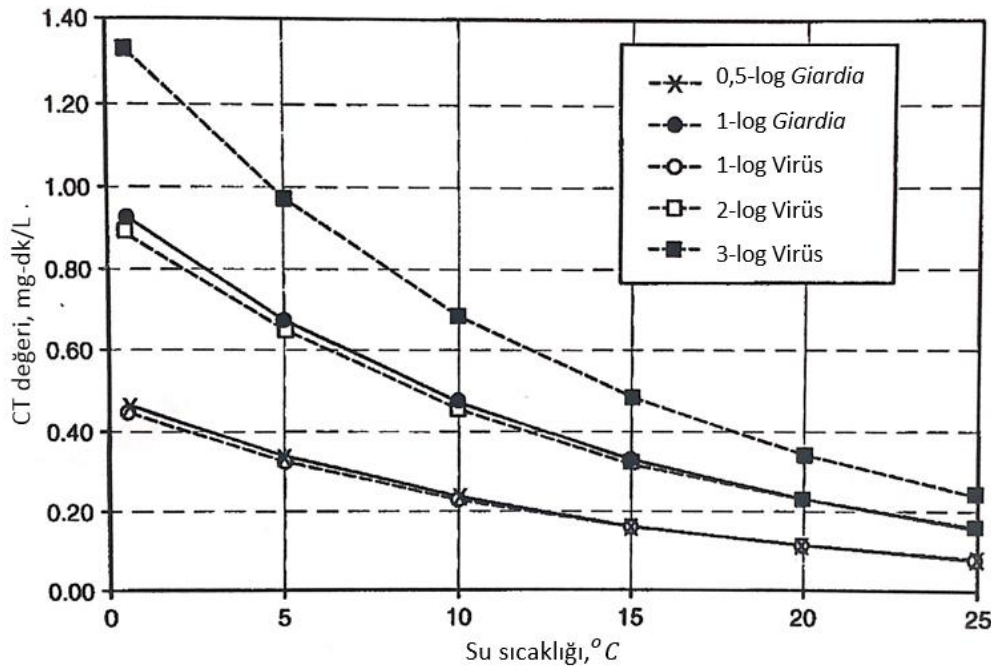
- İlk bölme hacmi, mansaptaki en büyük bölme hacminden küçük olamaz.
- İlk bölme çıkışındaki bakiye ozon değeri $> 0,3$ mg/L ise 0,5-log mertebesinde bir *Giardia* inaktivasyonu olacağı esas alınır.
- İlk bölme çıkışındaki bakiye ozon değeri $> 0,1$ mg/L ise 1-log virüs inaktivasyonu olacağı kabul edilebilir.

CT konseptine göre ozonla dezenfeksiyon verimi hesabında (6.7) denklemi kullanılır. İnaktivasyon katsayıları (6.10) (6.12) denklemleriyle hesaplanır. Örneğin temas tankı 1.bölmesi çıkışındaki bakiye ozon konsantrasyonu $0,29 (< 0,3)$ mg/L ise, *Giardia* ve virüsler için izin verilen doğrudan inaktivasyon verimleri sırasıyla 0-log ve 1-log alınabilir. Su sıcaklığının

$t=10^{\circ}\text{C}$ olması durumunda gerekli CT değeri $\geq 0,21$ mg.dk/L'dir (Şekil 6.2). Ozon ile *Cryptosporidium* inaktivasyonu için CT değerleri Tablo 6.6'de verilmiştir.

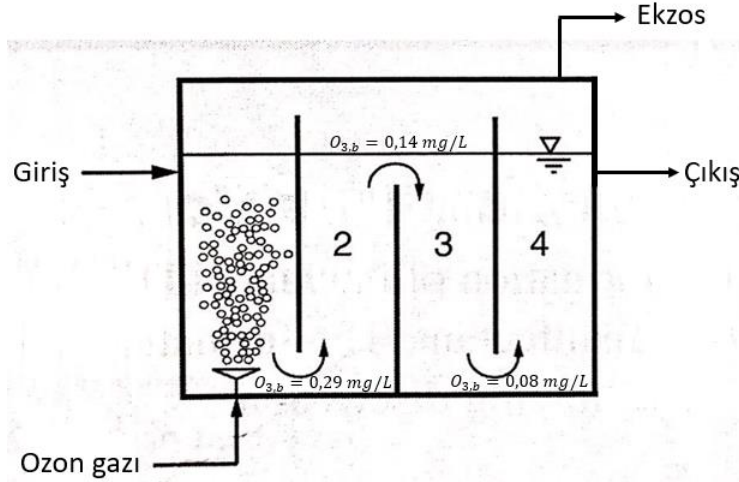
Tablo 6.6 Ozon ile *Crptosporidium* inaktivasyonu için CT değerleri (mg.dk/L).

Log giderim	Su sıcaklığı, $^{\circ}\text{C}$										
	$\leq 0,5$	1	2	3	5	7	10	15	20	25	30
0,25	159	153	140	4,8	4,0	3,3	2,5	1,6	1,0	0,6	0,39
0,5	319	305	279	9,5	7,9	6,5	4,9	3,1	2,0	1,2	0,78
1	637	610	558	19	16	13	9,9	6,2	3,9	2,5	1,6
1,5	956	915	838	29	24	20	15	9,3	5,9	3,7	2,4
2	1275	1220	1117	38	32	26	20	12	7,8	4,9	3,1
2,5	1594	1525	1396	48	40	33	25	16	9,8	6,2	3,9
3	1912	1830	1675	57	47	39	30	19	12	7,4	4,7



Şekil 6.2 Çeşitli su sıcaklıkları için CT değerleri ile Giardia ve virüsler için en uygun denklemler kullanılarak belirlenen log-inaktivasyon hedefleri.

Problem 6.1 Klasik bir yüzeysel su arıtma tesisi ozon temas tankına ait bakiye ozon profili ($T= 17^{\circ}\text{C}$) aşağıdaki şekilde verilmiştir. EPA Yüzeysel Su Arıtma Tesisleri Tasarım Rehberi'ne göre, dezenfeksiyon çncesi arıtma prosesinin sağlayacağı log-giderimler, Giardia için 0,5-log, virüsler için 2-log'dur. Herbirinin temas süresi $t=1,4$ dk olan 5 gözlü ozon temas tankı CT değeri ile Giardia ve virüsler için sağlanan ilave log-giderimlerini hesaplayınız (Rakness, 2005).



Şekil 6.3 Ozon temas tankı.

Çözüm. Gerekli hesaplar aşağıdaki tabloda özetlenmiştir.

Tablo 6.7 17°C'de konvansiyonel arıtma tesisi için Giardia ve virüs dezenfeksiyon veri ve hesaplamaları.

t_{10} / t_0	0,60	Tipik aralık= 0,5-0,7				
Su sıcaklığı	17°C					
Bölme no	O ₃ ilavesi	O ₃ , bakiye (mg/L)	t ₀ (dk)	C (mg/L)	T=0,6 θ _h (dk)	CT (mg/L.dk)
1	var	0,28	-	-		
2	yok	0,14	1,41	0,14	0,85	0,117
3	yok	0,08	1,41	0,08	0,85	0,065
4	yok	-	1,41			
Alt toplam						$\sum CT = 0,182$
Virüs log-giderimi						
İnakt. hızı	CT'den	Doğrudan	Toplam	Gerekli	Virüs İnakt. oranı	
k_v	Log I	Log I	Log I	Log I	-	
7,16	1,30	1,00	2,30	2,0	1,15	
Giardia log-giderimi						
İnakt. hızı	CT'den	Doğrudan	Toplam	Gerekli	Virüs İnakt. oranı	
k_g	Log I	Log I	Log I	Log I	-	
3,49	0,64	0,00	0,64	0,5	1,28	

Tablodaki hesaplarla ilgili aşağıdaki açıklayıcı hususlar ayrıca verilmiştir:

- İnaktivasyon hızları (k_v , k_g), $T=17^\circ\text{C}$ için (6.10) - (6.11) ifadelerinden hesaplanmıştır.
- Çoklu düşey perdeli ozon temas tankı için t_{10} / t_0 oranı $\sim 0,6$ alınmıştır (Ek III).
- Ozon gazı sadece 1.bölme tabanından verilmektedir. Bu yüzden CT hesabında bakiye ozon tespit edilen 2. ve 3. gözler dikkate alınmıştır.
- Virüsler için direkt log-inaktivasyon verimi 1-log alınmıştır (1.bölme çıkışındaki bakiye ozon konsantrasyonu $0,29 > 0,1 \text{ mg/L}$).
- CT'ye bağlı olarak (6.7) eşitliğiyle hesaplanan log-inaktivasyon verimleri, virüsler ve Giardia için sırasıyla 2,30 log ve 0,64 log'dur.

- Konvansiyonel yüzeysel su arıtma tesisleri için EPA Yüzeysel Su Arıtma Tasarım Rehberi'nde öngörülen virüs ve Giardia giderim verimi hedefleri sırasıyla 2-log ve 0,5 log'dur. Ölçümlere dayalı hesapla bulunan inaktivasyon oranlarının hedef değerlere oranları, virüsler için $IR_v=2,30/2,0=1,15$, Giardia için $IR_g=0,64/0,5=1,28$ olarak elde edilmiştir. IR_v ve IR_g oranları >1 olduğu için ozon temas tankının yeterli olduğu sonucuna varılmıştır.

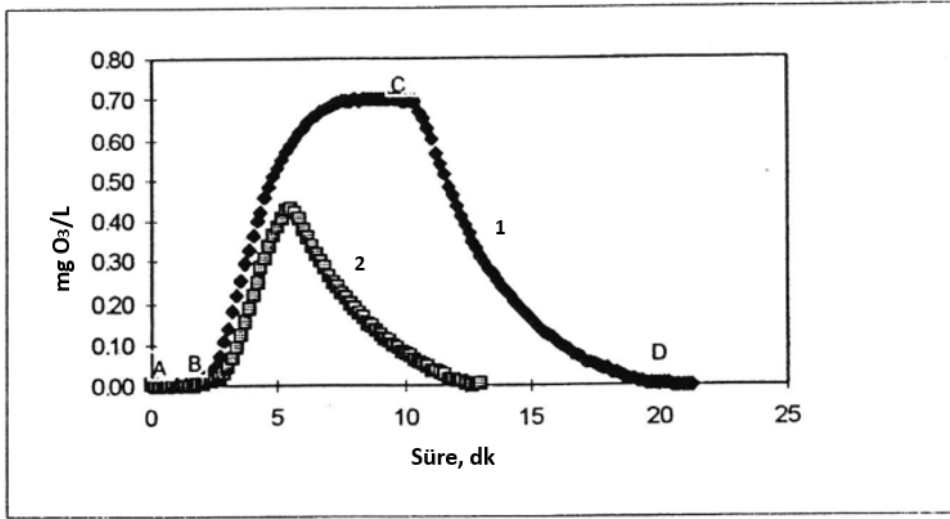
Problem 6.2. Yüzeysel su arıtma tesislerinde ön ozonlama sistemi tasarımı

Bir yüzeysel su (içme suyu barajı) numunesiyle, 20 L sıvı hacimli kesikli bir reaktörde gerçekleştirilen 2 seri ozonla oksidasyon deneyinin sonuçları (çözünmüş O_3 (mg/L) – süre (dk) grafiği) aşağıdaki şekilde verilmiştir (Kerç ve Saatçi, 1996).

Çözünmüş ozon ayrışma hızı, $k_d = 0,232 \sim 0,250 \text{ (mg/L)}^{1/4} \text{ dk}^{-1}$ olup, dC/dT için,

$$\frac{dC}{dt} = -k_d \times C^{4/3}$$

eşitliği geçerlidir. Buna göre, $100.000 \text{ m}^3/\text{günlük}$ ortalama debi için gerekli ön ozonlama (oksidasyon) tankını boyutlandırınız.



Şekil 6.4 Çözünmüş O_3 – süre grafiği.

Çözüm. Yukarıdaki grafikten de görüldüğü üzere sudaki oksitlenebilir maddelerin oksidasyonu için $t_1 = 2,5 \text{ dk}$, suyun ozona doymun hale gelmesi için de $t_2 = 2,5 \text{ dk}$ 'lık bir ilave temas süresi gerekmektedir. Suda çözünmüş ozonun $< 0,1 \text{ mg/L}$ altına düşmesi (sıvı fazdan gaz fazına geçmesi) için ayrıca gerekli süre de (seri-2 eğrisi) $t_3 = 5 \text{ dk}$ alınabilir. Bu durumda;

- Sadece sudaki oksitlenebilir maddelerin (TOK , H_2S , Fe^{2+} , Mn^{2+} vb.) oksidasyonu için gerekli temas süresi $\theta_h \geq 3 \text{ dk}$ (tercihen 5 dk)
- Geosmin ve 2-MIB gibi koku etkenlerinin de giderimi için gerekli temas süresi ise $\theta_h \geq 10 \text{ dk}$ ($t_1 + t_2 + t_3$) alınabilir.

Her gözdeki temas süresi 2,5 dk olan 4 gözlü bir ozonlama tankı seçilmiştir. Ozon ile teması ve ozon ayrışmasını etkinleştirmek, ayrıca kısa devreleri (ölü bölgeleri) önlemek üzere ilk ve son gözler şekildeki gibi ilave düşey perdelerle teçhiz edilmiştir.

Bu durumda gerekli ozon temas tankı hacmi,

$$V = \frac{100.000 \text{ m}^3/\text{gün}}{1440 \text{ dk/gün}} \times 10 \text{ d} = 694 \text{ m}^3$$

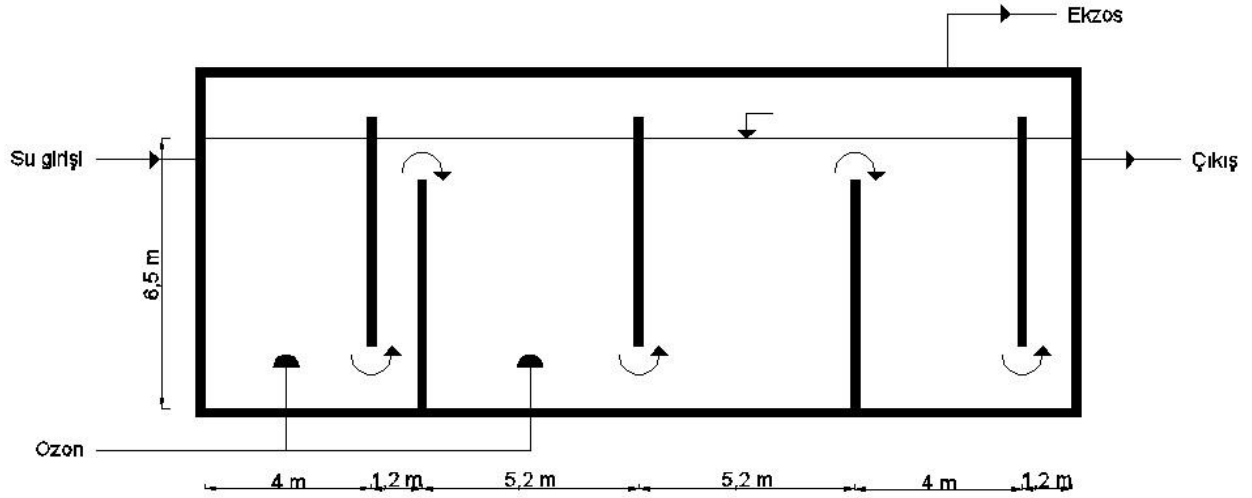
$$H_{su} = 6,5 \text{ m seçilirse}$$

$$A = 694/6,5 = 107 \text{ m}^2 \text{ olur.}$$

Uzunluk: genişlik oranı (L/W) 4:1 seçilirse

$$W = (107/4)^{1/2} = 5,2 \text{ m}$$

$L = 4 \times 5,2 = 20,8 \text{ m}$ bulunur. Dolayısıyla, Geosmin ve 2-MIB giderimine de imkan veren ozonla ön oksidasyon tankı boyutları $H_{su} = 6,5 \text{ m}$, $W_{net} = 5,2 \text{ m}$ ve $L_{net} = 20,8 \text{ m}$ alınabilir.



Şekil 6.5 Ozon temas tankı şematik boyuna kesiti.

Problem 6.3 Filtrasyon uygulanmış 2.kademe biyolojik evsel AAT çıkış suyu için tasarlanan şekildeki ozon temas tankında, CT değeri hesabı ve Crptosporidium log-giderim verimi tahmini (Metcalf&Eddy, 2014).

- Ozon temas tankının bölme sayısı: 6
- Her bölmedeki ortalama teorik hidrolik kalış süresi: $\theta_h = 3 \text{ dk}$
- $\frac{t_{10}}{t_0}$ oranı $\sim 0,60$
- Bakiye ozon konsantrasyonunun t_0 ile azalma profilinin

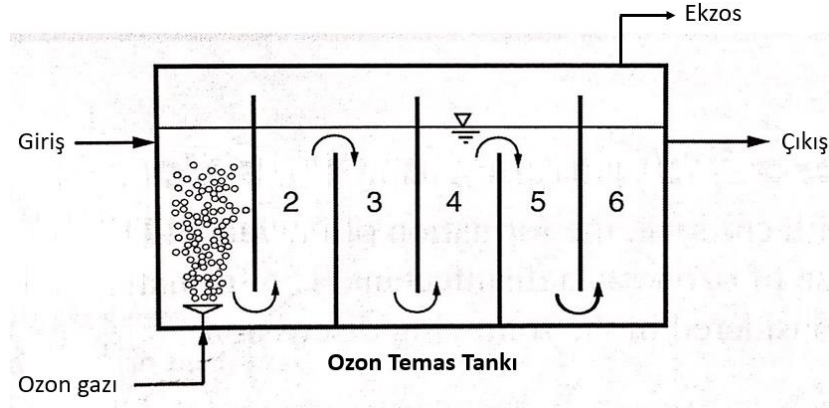
$$C_{O_3, \text{ bakiye}} = 4 \left(\frac{\text{mg}}{\text{L}} \right) \times e^{-0,1167 \times t}, (t = \text{temas süresi, dk})$$

ifadesiyle tahmin edilebileceği bilinmektedir. Buna göre; her bölme çıkışındaki bakiye ozon konsantrasyonunu, 6 bölmeli temas tankı ile elde edilebilecek *Cryptosporidium* log-giderim değerini ve 2-log giderim için gerekli bölme sayısını hesaplayınız.

Çözüm.

(a) Her bir bölmedeki bakiye ozon konsantrasyonu hesabı.

1. gözde: $C_{O_3, \text{ bakiye}} = 4 \text{ mg/L}$
2. gözde: $C_{O_3, 2} = 4 \times e^{-0,116 \times 3 \text{ dk}} = 2,82 \text{ mg/L}$
3. gözde: $C_{O_3, \text{ bakiye}} = 4 \times e^{-0,116 \times 6 \text{ dk}} = 1,99 \text{ mg/L}$
4. gözde: $C_{O_3, \text{ bakiye}} = 1,41 \text{ mg/L}$
5. gözde: $C_{O_3, \text{ bakiye}} = 0,99 \text{ mg/L}$
6. gözde: $C_{O_3, \text{ bakiye}} = 0,88 \text{ mg/L}$



Şekil 6.6 Ozon temas tankı.

(b) CT değeri hesabı

$$CT = \sum_{i=2}^6 C_i T_i = \left[(2,82 + 1,99 + 1,41 + 0,99 + 0,88) \frac{\text{mg}}{\text{L}} \right] \times 3 \text{ dk} \times 0,6$$

$$CT = 14,6 \text{ mg. dk/L}$$

(c) Ek III Tablo- II'den de görüldüğü üzere (ozonla dezenfeksiyon halinde $CT=14,6$ için) *Cryptosporidium* için log giderim veriminin ≥ 3 -log civarında olması beklenir.

(d) 2-log düzeyinde bir *Cryptosporidium* giderimi için gerekli bölme sayısı ise,

$$2\text{-log giderim için gerekli } CT = \frac{8+8,5}{2} = 8,25 \text{ (Ek III, Tablo- II)}$$

$$2 \text{ bölmeli ozon temas tankında } CT = [2,82 + 1,99] \times 3 \text{ dk} \times 0,6 = 8,6 > 8,25$$

olduğu için, $n=2$ bölmeli bir ozon temas tankı yeterli olabilir.



İSKİ Cumhuriyet İçme Suyu Arıtma Tesisi

7. YERALTI SUYU ARITIMI

7.1. Yeraltı Suyu Tipleri

Yeraltı suları sabite yakın bir kalitededir. Bununla birlikte, konuma bağlı olarak su bileşiminde büyük farklılıklar gözlenebilir. Yeraltı suyu bileşimi, yeraltı suyunun çekildiği doğal ortama ve akiferi besleyen su akımının izlediği rotaya bağlıdır.

İçme suyu temininde kullanılan yeraltı sularını başlıca üç ana sınıfa ayırmak mümkündür:

- Aerobik yeraltı suları
- Kısmi anaerobik yeraltı suları
- Anaerobik derin yeraltı suları

Bu tür bir sınıflamadaki temel unsur yeraltı sularının çözünmüş oksijen içeriği olup redoks potansiyeli bu durumun iyi bir göstergesidir. Herhangi bir yeraltı suyu kütlesinin kalite sınıfı çözünmüş oksijen, demir ve mangan içeriğine bakılarak belirlenebilir. Söz konusu üç sınıf yeraltı sularının tipik özellikleri aşağıda özetlenmiştir (de Moel, Verberg, & Dijk, 2006).

7.1.1. Aerobik Yeraltı Suları

Bu tip yeraltı sularında akifer serbest yüzeyli olup atmosferle irtibatlıdır. Zemindeki organik madde içeriğinin sınırlı olması halinde yeraltı suyu oksijen içeriğini korur ve anaerobik reaksiyonların oluşması (demir çözünmesi vb.) engellenir. Bu tür yeraltı sularında genelde pH, Ca, SI (doygunluk indeksi) ve HCO_3^- parametreleri dikkate alınır. Diğer parametrelerin içme suyu standartlarını sağlaması durumunda;

“Kuyudan çekim + şartlandırma + temiz su haznesinde depolama” adımlarını içeren bir su temin sistemi veya arıtma dizisi uygulanabilir (Şekil 7.1).



Şekil 7.1 Aerobik yeraltı suyunun arıtma adımları.

Agresif Sular

Kalsiyum (kireç taşı) içermeyen kumlu akiferlerden çekilen yeraltı suları genellikle agresif olup, doygunluk indeksi (SI) negatif (<0) tir. Bu tip suları dağıtım şebekelerine vermeden önce şartlandırarak SI değerini arttırmak gerekir. Agresif sular havalandırılarak mermer (kireç taşı) filtre yataklardan geçirildiğinde gerekli pH ve HCO_3^- tampon kapasitesi sağlanabilir. Agresif sularla bünyesindeki kalsiyumun çözündüğü mermer filtre malzemesi belli bir kullanım süresi sonunda yeni malzeme ile değiştirilir.

Sert Sular

Kireçtaşı formasyonları içeren akiferlerde açılan kuyulardan çekilen yeraltı suları oldukça sert (>3 mmol/L) olabilir. Akifer ortamındaki biyokimyasal süreçler dolayısıyla oluşan CO_2 , kireçtaşı formasyonundan önemli miktarda Ca ve HCO_3^- iyonunun yeraltı suyuna geçmesine yol açabilir. Bu yüzden kuyulardan çekilen suların sertliği de yüksek olur. Bu tür suların bünyesindeki CO_2 'in kuyudan çekim sonrası sudan uzaklaşması ile su kalsiyum karbonatça süper doymun hale ($\text{SI} > 0$) gelir. Sert sulardaki kirecin su dağıtım şebekesi ile bina tesisatı ve ev aletlerinde çökerek zarar vermesini engelleyebilmek için, sudaki maksimum sertliğin $< 1,5$ mmol/L (15 Fransız Sertliği) olmasını sağlamak üzere, sertlik giderimi uygulanmalıdır.

Sertlik giderimi genelde, yukarı akışlı pelet reaktör kolonlarında suya NaOH veya $\text{Ca}(\text{OH})_2$ eklenerek gerçekleştirilir. Pelet reaktördeki ince kum dolgu maddesi akışkanlaştırıldığında CaCO_3 çökellerinin hızlı kristalizasyonu için çekirdek vazifesi görür. Sertlik giderme sonrası ayrıca hızlı kum filtrasyonu da uygulanır. Pelet reaktöründeki hidrolik kalış süresi sınırlı (birkaç dakika) olup prosesin devamı hızlı kum filtrede gerçekleşir. Şayet filtrasyon uygulanmazsa, sertlik giderme prosesinin devamı su dağıtım şebekesi ve ev aletlerinde tamamlanır (kabuk bağlama). Filtrasyona alternatif olarak asitle nötralizasyon da uygulanabilir (de Moel, Verberg, & Dijk, 2006).

7.1.2. Kısmi Anaerobik Yeraltı Suları

Kısmi anaerobik yeraltı suları, üstten geçirimsiz bir tabaka ile kapatılmış (sınırlandırılmış) akiferlerde bulunur ve oksijen eksikliği ile amonyum, demir ve mangan bileşenleriyle karakterize edilir. Kısmi anaerobik yeraltı sularının arıtımı başlıca, kuyudan çekim, havalandırma, hızlı kum filtrasyonu ve temiz su depolama kademelerini içeren su arıtma tesislerinde gerçekleştirilir (Şekil 7.2).



Şekil 7.2 Kısmi anaerobik yeraltı suları arıtımı.

Havalandırma, suya oksijen kazandırmak ve CO_2 'i gidermek üzere uygulanır. Oksijen Fe^{2+} 'nin Fe^{3+} 'e oksidasyonu ile NH_4^+ 'un NO_3^- 'a ve Mn^{2+} 'nin MnO_2 'e oksidasyonunda kullanılır. Havalandırmayı bir hızlı kum filtrasyonu takip eder. Filtrasyon kademesinde oksitlenmiş demir iyonları OH^- iyonları ile reaksiyona girerek $\text{Fe}(\text{OH})_3$ floklarına dönüşür ve filtre boşluklarında

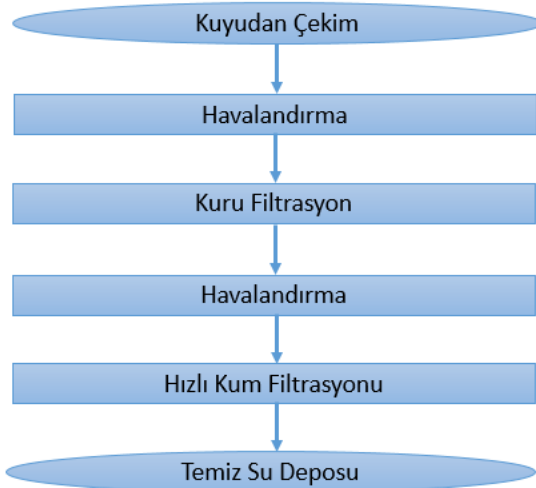
tutulur. Mangan, kısmen kimyasal kısmen de biyolojik proseslerle MnO_2 'e oksitlenir. Amonyum ise biyolojik süreçlerle NO_3^- 'e oksitlenir. NH_4^+ 'un nitrifikasyonu sürecinde oksitlenen $mg/L NH_4^+$ başına $3,55 mg/L O_2$ kullanılır ve $3,44 mg/L NO_3^-$ oluşur.

Amonyum'un nitrifikasyonu ile mangan ve demirin oksidasyonu dolayısıyla kum filtrelerin boşluk hacmi azalır ve filtre direnci (yük kaybı) artar. Filtre yük kaybı belli değere ulaştığında geri yıkama yapılmaktadır (de Moel, Verberg, & Dijk, 2006).

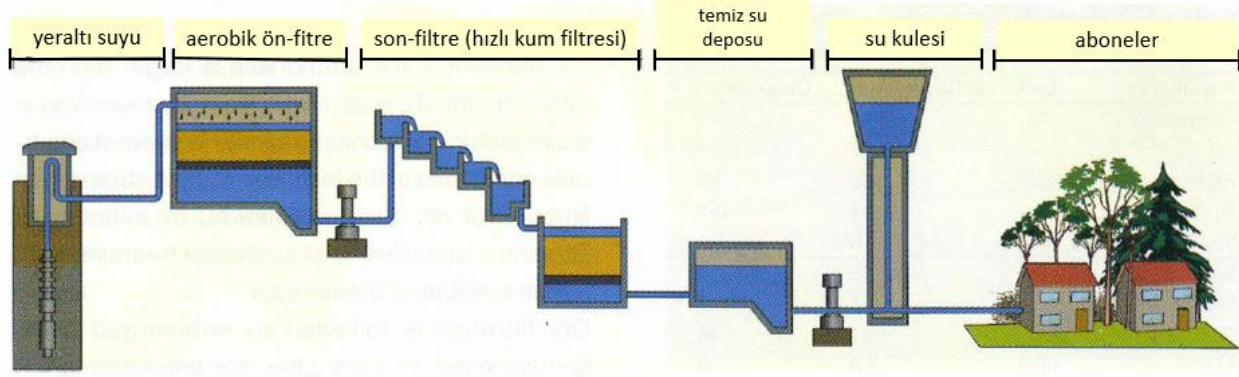
7.1.3. Anaerobik Derin Yeraltı Suları

Anaerobik yeraltı suları, üstten geçirimsiz bir tabaka ile sınırlı derin (kalın) akiferlerden çekilen ve çözünmüş oksijen içermeyen sulardır. Bu tür yeraltı sularında nitrata rastlanmaz ve organik maddeler de sülfatla oksitlenerek parçalanır. Demir, mangan ve amonyak ise yüksek konsantrasyonlarda bulunur. Anaerobik yeraltı sularında H_2S ve CH_4 'a da rastlanır.

Anaerobik yeraltı sularındaki $\geq 3 mg/L$ 'nin üzerindeki NH_4^+ 'un oksidasyonu için gerekli O_2 ihtiyacı suya teorik olarak transfer edilebilecek ÇO miktarının (doygunluk seviyesi) üzerine çıkabilir. Bu yüzden hızlı kum filtrelerinde, yüksek NH_4 dolayısıyla anaerobik şartların oluşumunu önlemek üzere iki kademeli (aerobik (bir tür damlatmalı filtre) + batmış hızlı kum filtresi) filtrasyon kullanılır. Çözünmüş oksijence fakir durumdaki derin akiferlerden çekilen yeraltı sularına gerekli oksijeni kazandırmak ve bünyedeki karbondioksiti uçurmak üzere, su arıtma tesislerindeki ilk kademe mutlaka havalandırmadır (Şekil 7.3 ve Şekil 7.4). Kuru filtre, 0,8-4 mm boyutlu iri kum yataklı bir filtredir. Damlatmalı filtre gibi çalışan kuru filtrelerdeki hidrolik bekletme süresi batmış hızlı filtrelerdekine (15-25 dk) göre oldukça kısadır (1-2 dk). Kuru filtreler sayesinde yeraltı sularındaki $\sim 3 mg/L$ düzeyindeki NH_4^+ , anaerobik şartlar oluşmadan nitrifiye edilebilir. Kuru filtreyi terk eden partikül içeriği yüksek sular ardındaki batmış hızlı filtrede tutulur (de Moel, Verberg, & Dijk, 2006).



Şekil 7.3 Derin anaerobik yeraltı suyu arıtımı.



Şekil 7.4 İkili havalandırma/filtrasyon ile anaerobik yeraltı suyu arıtımı.

7.2. Havalandırma ile Yeraltısularından Tat ve Koku Giderimi

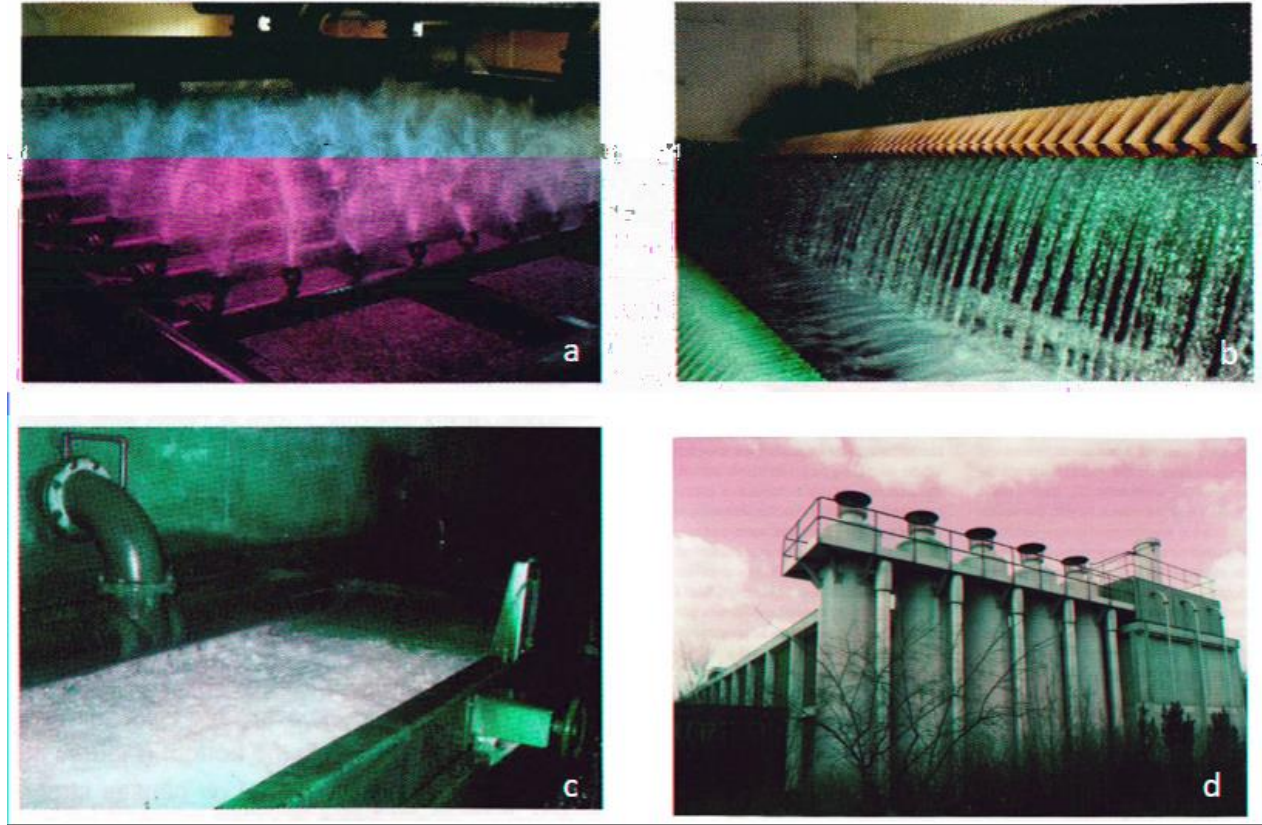
Genel Hususlar

Havalandırma/gaz transferi, bünyesindeki çözünmüş gaz içeriğini değiştirmek üzere, suyun hava ile temas ettirilmesi prosesisidir. Yeraltı sularının havalandırılması ile çözünmüş oksijen içeriğinin yükseltilmesi yanında CO_2 , CH_4 , H_2S ve uçucu organik bileşik seviyesinin düşürülmesi de hedeflenir. Havalandırma prosesinde fazlar arasındaki gaz alışverişi eş zamanlı olarak gerçekleşir: havalandırma/absorpsiyon (gazdan suya) ve gaz transferi/desorpsiyon (sudan gaza (havayla)). Su ve hava partikülleri arasında olması gereken yakın temas çeşitli havalandırma sistemleri ile sağlanabilir: sprey (yağmurlama) tipi, kule tipi ve kaskatlı havalandırıcılar, kabarcıklı havalandırıcılar (tabandan havalandırılan filtre tipi, derin kuyu tipi, kompresörlü). Belirli bir havalandırma sistemi seçiminde, suyun içerdiği sorunlu gazların cins ve konsantrasyonları (CO_2 , CH_4 , H_2S ...) belirleyicidir. Havalandırma kademesinde özellikle CH_4 ve H_2S 'ün maksimum oranlarda giderimi hedeflenir. Arıtılmış suyun pH ve SI parametrelerini etkileyeceği için, CO_2 giderimi (seviyesi) iyi kontrol edilmelidir. Havalandırma sistemi seçiminde esas alınan genel kriterler Tablo 7.1'de özetlenmiştir (de Moel, Verberg, & Dijk, 2006).

Tablo 7.1 Belirli bir havalandırma sisteminin seçiminde dikkate alınan genel kriterler.

Beklenen etki	Havalandırma sistemi
O_2 kazandırma	Tüm sistemler
Sınırlı oranda CO_2 giderimi	Kompresörle (basınçlı) havalandırma, derin kuyu havalandırması, kaskat (düşümlü) havalandırıcılar
Orta seviyede CO_2 giderimi	Sprey (yağmurlama) havalandırması
Yüksek seviyede CO_2 giderimi	Kule tipi havalandırıcılar
Yüksek seviyede CH_4 giderimi	Yüksek kaskatlar, filtre tipi, kule tipi havalandırıcılar
Yüksek seviyede H_2S giderimi	Kompresörlü havalandırıcılar hariç tüm sistemler
Mikrokirlleticilerin giderimi	Kule tipi havalandırıcılar

Su arıtma tesislerinde kullanılan havalandırıcı tipleri Şekil 7.5'te topluca görülmektedir.



Şekil 7.5 Su arıtma tesislerinde kullanılan havalandırıcı tipleri a) yukarı yönlü sprey b) kaskat tipi c) filtre tipi d) kule tipi havalandırıcılar.

Demirin oksidasyonu ve hidrolizi prosesinde, önce Fe^{2+} oksitlenir sonra gerçekleşen hidroliz dolayısıyla $Fe(OH)_3$ flokları oluşur. Bu floklar hızlı kum filtresinde tutulur. Fe^{2+} 'nin oksidasyon ve hidroliz denklemi aşağıdaki gibidir:



Bu reaksiyonun hızı ortamın pH'ına bağlı olup, düşük pH'larda azalır. Bu yüzden yeraltı suyundaki karbondioksitin havalandırma ile uçurularak ortam pH'ının yükseltilmesi gerekir. Pas (kahve) renkli $Fe(OH)_3$ flokları hızlı kum filtrelerinin üst 0,3-0,5 m'lik kısmında tutulur.

Metan (CH_4) giderimi

Havalandırma ile giderilemeyen CH_4 , metan oksitleyen bakterilerce filtrede giderilir:



Yeterince metanatrofik bakterinin mevcut olması halinde kum filtrelerdeki biyokimyasal giderim reaksiyonunun hızı oldukça yüksektir. Redoks potansiyeline bağlı olarak CH_4 ve H_2S , Fe^{2+} 'den daha önce oksitlenir. Ancak bunun için filtre ortamında yeterli mikrobiyal biyokütlenin mevcudiyeti gerekir. Oldukça yapışkan yapıdaki metanojenik biyofilm, filtre geri

yıkamasıyla bile tam olarak kumlardan sökülemez. Havalandırmayla giderilemeyen metan da kum filtrelerin üst 0,3-0,5 m'lik kısmında giderilir.

Hidrojen sülfür (H₂S) giderimi

H₂S genellikle havalandırma kademesinde çok büyük oranda giderilebilir. Kalan H₂S, birkaç tür sülfür oksitleyen bakteri tarafından önce elementel kükürde, sonra da sülfata oksitlenir.



H₂S, CO₂'in uçurulması dolayısıyla yükselen pH'ın da etkisiyle su ortamından kısmen giderilebilir. Yukarıdaki hidrojen sülfür giderim prosesleri, yeraltı sularında hızlı, tam ve sorunsuz olarak gerçekleşir.

Amonyum (NH₄) giderimi

Anaerobik yeraltı sularında birkaç mg/L ile ≥ 10 mg/L seviyelerinde amonyum bulunabilir. Amonyum, nitrifikasyon süreciyle iki kademe halinde, önce NO₂⁻'e, sonra da NO₃⁻'a oksitlenir:



Amonyumun nitrifikasyonla nitrata oksidasyonu hızlı kum filtrelerinin orta ve alt kesimlerinde gerçekleşir. Filtreler iyi işletilse de bile yılda bir yatak değiştirilmesi veya yatağın dışarı alınıp mekanik olarak temizlenmesi gerekebilir.

Mangan (Mn²⁺) giderimi

Anaerobik yeraltı sularında 1-2 mg/L veya daha fazla Mn²⁺ bulunabilir. Mn²⁺, kum filtrelerde MnO₂'e oksitlenir.



Mangan oksidasyon reaksiyonunun hızı başlangıçta oldukça düşüktür. Ancak oluşan MnO₂'in katalitik etkisiyle katalitik oksidasyon reaksiyonunun hızı artar:



Adosrpsiyon reaksiyonu MnO₂'e oksidasyona göre çok daha hızlıdır. Pratikte Mn²⁺'nin %30-90'ı oksidasyonla giderilebilir. Koyu renkli MnO₂ çökelleri kum filtrelerin alt kısmında birikir. MnO₂ birikimi dolayısıyla, Mn²⁺ oksidasyonu olan kum filtrelerinde yatak malzemesinin yıllık olarak değiştirilmesi gerekebilir.

Oksijen Kullanımı ve Asit Oluşumu

Yukarıda adı geçen oksidasyon proseslerinin ortak yönü oksijen kullanımı ve asit oluşumudur. Hızlı kum filtrelerindeki kullanılabilir oksijen miktarı filtre edilen suyun oksijene doygunluk konsantrasyonu olan 10-12 mg/L ile sınırlıdır. Şayet daha fazla oksijene ihtiyaç duyulacaksa kuru kum filtrasyonu kullanılmalıdır. Özellikle metan ve amonyum oksidasyonunda bu tür kuru filtrasyon uygulaması gerekebilir.

Doğal yeraltı sularında daima yeterli miktarda HCO_3^- mevcut olup bunun bir neticesi olarak üretilen asit karbondioksit dönüşür.



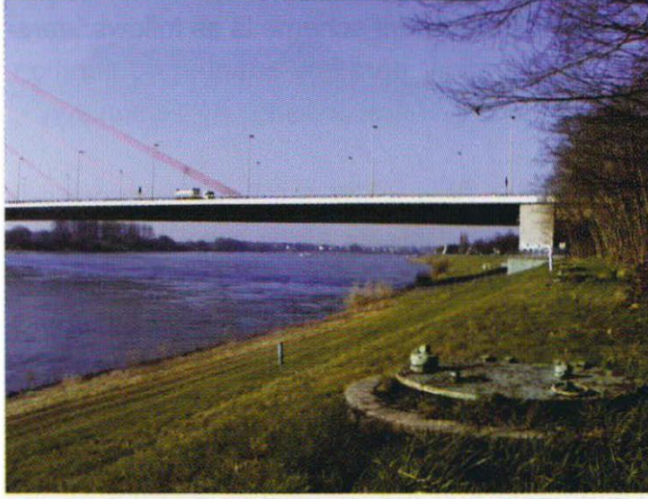
Tablo 7.2’de, yeraltı sularında bulunan başlıca oksitlenen maddelerin oksijen kullanımları (ihtiyaçları) ile asit üretim kapasiteleri topluca verilmektedir.

Tablo 7.2 Yeraltı suyu filtrasyonundaki oksijen ihtiyaçları ve asit üretim potansiyelleri.

Bileşen	Molar kütle (g/mol)	Oksijen tüketimi		Asit üretimi	
		(mol O_2 /mol)	(mg/L başına mg/L O_2)	(mol H^+ /mol)	(mg/L başına mg/L H^+)
Fe^{2+}	56	0,25	0,14	2	1,57
CH_4	16	2	4,00	-	-
H_2S	34	2	1,88	2	5,50
NH_4^+	18	2	3,56	2	4,89
Mn^{2+}	55	0,5	0,29	2	1,60

7.3. Nehir Kenarı Yeraltı Sularının Arıtımı

Nehir kenarı yeraltı suları, nehir suyunun akarsu yakınında açılan kuyulardan çekildiği sulardır. Bu tip kuyulardan çekilen sular ağırlıklı olarak yüzeysel (nehir) sulardır. Nehirden, kenarda açılan kuyuları zemin içinden süzülerek besleyen yüzeysel suları ile doğal yeraltı suları karışımı kenarda açılan kuyulardan çekilir. Nehirden süzülen suların oluşturduğu akiferdeki hidrolik bekletme süresi birkaç yıla ulaşmış ise bu tür yeraltı sularına nehir kenarı yeraltı suları denir. Bu tür sular, kimyasal özellikleri yüzeysel sulara benzeyen yeraltı sularıdır (Şekil 7.6). Nehir kenarı yeraltı suları arıtımı için genel proses akım şeması Şekil 7.7’de verilmiştir. Nehir ile kuyu arasında ve akifer ortamındaki zemin yapısına bağlı olarak bu tür sularda yüksek konsantrasyonlarda Fe^{2+} , Mn^{2+} , NH_4^+ ve CH_4 ’a rastlanabilir. Nehir suyunun kuyuya doğru süzülmesi sonucu sertlik seviyesi de yüksek olabilir. Yüksek seviyelerdeki amonyumu giderebilmek için gerekli oksijeni sağlamak üzere çoğu kere kuru filtrasyon kademesi de gerekebilir. Tat ve pestisit sorununu gidermek üzere aktif karbon filtrasyonuna da ihtiyaç duyulabilir. Aktif karbon filtrasyonundan suya geçecek olan mikroorganizmaları gidermek üzere genellikle UV dezenfeksiyonu uygulanır. Bu şekilde dezenfeksiyon yan ürünü oluşumu da önlenmiş olur.



Şekil 7.6 Almanya'daki bir nehir kenarı yeraltı suyu kuyusu.



Şekil 7.7 Nehir kenarı yeraltı sularının arıtımı için tipik proses akım şeması.

Sulardan demir, mangan ve sertlik giderimi için daha kapsamlı bilgi Eroğlu (2008) ve Davis (2010)'dan elde edilebilir.

7.4. Yeraltı Sularında Sertlik Giderimi

Topraktaki kireçtaşı, organik bozunma sonucu oluşan fazla miktarda karbondioksitle reaksiyona girerek yeraltı suyunun sertliğinin artmasına sebep olabilmektedir. Hollanda içme suyu yönetmeliğine göre içme suyundaki sertlik (Ca^{2+} ve Mg^{2+}) 2,5 mmol/L'den düşük olmalıdır. Ayrıca, kurşun ve bakırın çözünürlüğünü sınırlamak için pH'ın olabildiğince yüksek olması istenmektedir. Yüksek pH değerleri için suyun düşük sertlikte olması gerekmektedir. Fakat sertliğin 1 mmol/L'nin altına düşmemesi istenmektedir. Sonuç olarak içme suyunun en

az 1 mmol/L sertliğe sahip olması gerekmekte, içme suları için 2 mmol/L sertlik değeri ideal değer olarak görülmektedir (de Moel, Verberg, & Dijk, 2006).

İçme suyu eldesinde sertlik giderimi prosesi için genellikle pelet reaktörler tercih edilmektedir. Bu reaktörlerde bir baz (kostik soda veya kireç) dozlanarak kalsiyum karbonat (CaCO_3) oluşumu sağlanmakta ve kalsiyum giderilmektedir. Elde edilen CaCO_3 tavuk yemi (yumurta kabuğu üretimi için) olarak veya nötralizasyon için yeniden kullanılabilir. Sertlik giderimi işleminde çamur prosesi, iyon değişimi ve nanofiltrasyon gibi alternatif yöntemler, pahalı olduklarından ve büyük miktarlarda yeniden kullanılamayan atıksu debisi ürettiklerinden dolayı tercih edilmemektedir.

Doğal sulara magnezyum miktarı genellikle 0,5 mmol/L değerinin altındadır. Bu seviyede magnezyum içeren sulara sağlık sebeplerinden dolayı (magnezyum eksikliği) magnezyum giderimi önerilmemektedir. Pelet reaktörlerdeki proses koşullarında herhangi bir magnezyum giderimi sağlanamamaktadır.

Sodyum Hidroksitle Sertlik Giderimi

Suya sodyum hidroksit (NaOH) dozlandığında aşağıdaki reaksiyonlar gerçekleşmektedir:



Nötralizasyon reaksiyonu (CO_2 giderimi) ve sertlik giderim reaksiyonu (Ca^{2+} giderimi) için NaOH tüketilmektedir. Yüksek pH düşük karbondioksit içeriği anlamına geldiğinden, karbondioksitin kısmi giderimi bu aşamada mecburidir. Sertlik giderim reaksiyonunda, ne kadar çok sertlik giderimi (ΔCa^{2+}) hedefleniyorsa o kadar çok NaOH gerekmektedir.

Nötralizasyonda, dengedeki son pH'ın yaklaşık 8 olması isteniyorsa karbondioksitin neredeyse tamamının giderilmesi gerekmektedir. Daha yüksek bir pH değeri hedefleniyorsa, HCO_3^- 'ü CO_3^{2-} 'ye dönüştürmek için fazladan NaOH eklenmesi gerekmektedir.

Her bir mmol/L sertlik gideriminde HCO_3^- içeriği 1 mmol/L'den az miktarda azalacak ve 1 mmol/L CaCO_3 oluşacak; Na^+ içeriği 1 mmol/L'den fazla miktarda artacaktır.

Sodyum hidroksit kimyasalı %50'lik çözeltiler halinde büyük miktarlarda temin edilebilmektedir. Bu çözelti içme suyu arıtımında kullanıldığında temin edilir edilmez seyreltilmekte; bu sayede daha düşük sıcaklıklarda depolanabilmektedir. Seyreltilmiş sodyum hidroksit berrak bir sıvı olduğundan dozlanması kolay olmaktadır. Çözeltinin seyreltildiği suyun karbonat veya kalsiyum içermemesi gerekmektedir; aksi takdirde seyreltme esnasında küçük kalsiyum karbonat partikülleri oluşabilir. Bu partiküller sebebiyle sodyum hidroksit deposunda kalıntılar oluşabilir ve partiküllerin burada sonradan giderimi oldukça zor olmaktadır (de Moel, Verberg, & Dijk, 2006).

Kireçle Sertlik Giderimi

Suya kireç dozlandığında aşağıdaki reaksiyonlar meydana gelmektedir:



Sertlik giderim reaksiyonunda, ne kadar çok sertlik giderimi (ΔCa^{2+}) hedefleniyorsa o kadar çok Ca(OH)_2 miktarı gerekmektedir. Nötralizasyon için neredeyse tüm karbondioksitin giderilmesi gerekmektedir. Su arıtma uygulamalarında son pH değeri için karbonat ve hidroksil oluşumu ihmal edilmektedir.

Kireç dozlandığında karbondioksit, sodyum hidroksitle olan durumdaki gibi bikarbonata değil kalsiyum karbonata dönüşmektedir. Bunun sebebi, net sertlik giderimine ulaşmak için aynı zamanda kireçteki kalsiyumun da giderilmesi gerektiğidir.

Her bir mmol/L sertlik gideriminde HCO_3^- içeriği 2 mmol/L değerinde düşmekte ve 2 mmol/L'den daha fazla CaCO_3 oluşmaktadır.

Sodyum hidroksite kıyasla kireçle sertlik giderim işleminde bikarbonat içeriği önemli oranda azaltılmaktadır. Bu sebeple kireç yöntemi kullanılıyorsa sertliğin istenen miktarda giderimini sağlamak için hamsuyun yeterli miktarda bikarbonat içermesi gerekmektedir. Bikarbonat içeriğiyle ilgili böyle bir sorun yoksa, sertlik giderimi için sodyum hidroksit yöntemi yerine daha yüksek pH elde edilmesi sebebiyle kireç yöntemi tercih edilmektedir. Buna ek olarak içme suyunun sodyum içerdiği göz önünde bulundurulursa, sodyum hidroksit yöntemi yerine kireç yönteminin kullanılması önerilmektedir (de Moel, Verberg, & Dijk, 2006).

Kireç, CaCO_3 'ün bir kireçtaşı fırını içerisinde CaO ve CO_2 'ye ayrıştırılmasıyla elde edilmektedir. CaO bir hidrofilik (nem tutan) tozdur. Bu tozun havadaki suyla (buhar) doğal reaksiyonu neticesinde tozun bir kısmı işlenmesi zor topaklar haline dönüşür. Bu sebeple sıcak kireç, uygun stokiometrik oranda suyla püskürtülmekte ve bu esnada Ca(OH)_2 oluşmaktadır. Oluşan kireç sönmüş kireç olarak adlandırılmakta ve sönmemiş kireçe kıyasla daha az reaktif olduğu bilinmektedir. Her iki tür de havadaki CO_2 ile reaksiyona girerek CaCO_3 topakları oluşturmakta ve düzgün dozlamayı güçleştirmektedir.

Kireç tozunun pelet reaktörün altından dozlanması pratik olmadığından, öncelikle kireç karbonat barındırmayan suda çözülmemektedir. Ca(OH)_2 'nin sudaki çözünürlüğü düşüktür. Genellikle %1-2 oranında Ca(OH)_2 içeren bir süspansiyon (su ve partikül karışımı) hazırlanır ve pelet reaktöre dozlanır.

Kireç partikülleri öncelikle reaktörde çözülmelidir ki bu işlem hemen gerçekleşmemektedir. Bu yüzden kirecin, sodyum hidroksite kıyasla pelet reaktörde daha uzun süre durması gerekmektedir. Dolayısıyla kireç için gerekli reaktör hacmi sodyum hidroksite oranla daha büyük olmaktadır.

Süspansiyon halindeki kireç partikülleri, bu partiküllerin ortamdaki bir CaCO_3 katmanı tarafından sarılarak kirecin etkisini sınırlamasını engellemek adına çok küçük olmalıdır. Doğru sistem tasarımı ve uygun işletimde tüm kirecin etkin biçimde kullanılması mümkündür.

Bilindiği üzere kireç, sodyum hidroksite göre daha ucuz bir kimyasaldır. Ancak dozlama sisteminin çok daha karmaşık, bu sebeple malzeme ve işletim açısından daha pahalı olduğu göz önünde bulundurulmalıdır. Bu sebeple düşük kapasiteli sistemler için, kireçle daha iyi su kalitesinin elde edilebileceği bilinse dahi, sodyum hidroksitin kullanılması daha uygundur.

Kireç aynı zamanda stabil kireç süspansiyonu halinde de bulunmaktadır. Bu sayede çözelti hazırlamak için gereken ekipmanın kurulması gerekliliği ortadan kalkmaktadır. Fakat bu tür kireç süspansiyonu, toz halindeki kirece kıyasla daha pahalıdır (de Moel, Verberg, & Dijk, 2006).

Pelet Reaktörleri

İçme suyu arıtımında sertlik giderimi genellikle pelet reaktörler aracılığıyla yapılmaktadır (Şekil 7.8). Yüksek debilerde (yüzey yükleme hızının 70-100 m/sa arasında olduğu durumlarda) dahi peletlerle doldurulmuş bir reaktörde işlem gerçekleştirilebilmektedir. Peletler suda serbest olarak dolaşmaktadır (akışkan yatak) (Şekil 7.9). Durgun haldeki pelet reaktördeki yatak hacmi sodyum hidroksit eklendiğinde takriben 2 m iken kireç eklendiğinde 4 m olmaktadır. İşletme sırasında yukarı doğru olan su hızına ve pelet çapına bağlı olarak yatağın genleşme oranı, durgun haldeki (statik) yatak yüksekliğinin %50-120 kadarı olmaktadır. Peletlerin yüzeyinde CaCO_3 birikebilmesi ve büyümelerinin sağlanması için reaktörün altından sodyum hidroksit veya kireç dozlanmaktadır. Yeraltı sularındaki istikrarlı su kalitesi sebebiyle dozlama pompaları su kalitesiyle doğru orantılı olarak yüksek doğrulukta dozlama yapabilmektedir (su kalitesiyle baz dozlaması arasında sabit ilişki olması sebebiyle). Proses kontrolü için çıkış suyundaki iletkenlik ve pH parametreleri takip edilmektedir (de Moel, Verberg, & Dijk, 2006).

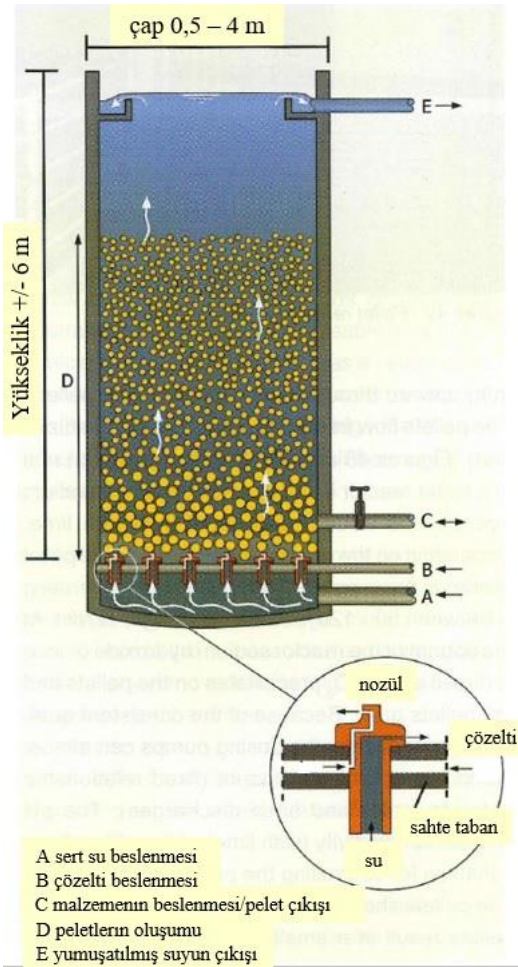
Peletlerdeki büyüme kontrolsüz şekilde olmamalıdır. Büyük peletler daha küçük kristalizasyon yüzey alanı oluşmasına ve dolayısıyla daha düşük reaktiviteye sebep olmaktadır. Peletler aynı zamanda çok küçük olmamalıdır çünkü çok küçük olmaları çok fazla çekirdek kumu (seeding sand) taşımalarına sebep olmaktadır.

Büyüyen peletler (1,0- 1,5 mm) reaktörün tabanından düzenli şekilde çekilmekte ve reaktöre yeni kum taneleri (0,4 – 0,6 mm) eklenmektedir.

Bir peletin 0,5 mm'den 1,2 mm boyutuna ulaşması, hacimde $(1,2/0,5)^3 = 13,8$ faktör artışa sebep olmaktadır. Bu durumda çekirdek kumun kullanımı CaCO_3 'ün $1/(13,8-1) = \%8$ 'i kadardır. Yeni çekirdek kum, tanka ilave edilmeden önce küçük partikülleri almak için yıkanmakta ve kostik çözeltiyle dezenfekte edilmektedir. Peletler tankın tabanından yer çekimi ile çekilmektedir.



Şekil 7.8 Drenthe – Hollanda’da bulunan bir pelet reaktör.



Şekil 7.9 Pelet reaktöre ait şema.

Reaktörde kalış süresinin sınırlı olmasından dolayı kimyasal kararlılık elde edilememektedir. Genellikle çıkış suyunda 0,05 – 0,15 mmol/L civarında çökelebilen CaCO_3 kalmaktadır. Söz konusu çökelme durumu, yeterince asit dozlanmadığında son filtrelerde meydana gelmektedir. Pelet reaktörlerde kalsiyum tamamen giderilememektedir. Bu tip reaktörlerde, uygun reaksiyon hızları için çıkış suyu $[\text{Ca}^{2+}] > 0,5 \text{ mmol/L}$, $[\text{HCO}_3^-] > 0,5 \text{ mmol/L}$ ve $[\text{Ca}^{2+}].[\text{HCO}_3^-] > 0,5 \text{ mmol}^2/\text{L}^2$ içermelidir (de Moel, Verberg, & Dijk, 2006).

Pelet reaktörlerde arıtılan havalandırılmamış yeraltı sularında kalsiyum karbonatın yanı sıra Fe^{2+} ve Mn^{2+} da FeCO_3 ve MnCO_3 olarak çökelecektir. Fakat yeraltı suyunda 0,5 mg/L'den yüksek konsantrasyonda PO_4^{3-} bulunuyorsa havalandırılmamış yeraltı suyunda sertlik gidermek bazı sorunlara yol açabilmektedir. Suda fosfat konsantrasyonunun yüksek olması, peletlerin bir miktar su tutmasına yol açarak yatakta fazla büyümeye sebep olmaktadır. Sertlik giderme prosesi öncesinde havalandırma aşamasının bulunması halinde ise fosfat demire bağlandığı için bahsedilen sorun yaşanmamaktadır. Yeraltı suyu 0,1 mg/L CH_4 'ün üstünde metan içerdiğinde pelet reaktörde biyolojik büyüme ihtimali söz konusudur.

Problem 7.1 Sodyum hidroksit ile sertlik giderimi (de Moel, Verberg, & Dijk, 2006)

Bir içme suyu kuyusu pompa istasyonunun hamsuyu (10°C) aşağıdaki özelliklere sahiptir:

$$\text{Ca}^{2+} = 2,0 \text{ mmol/L}, \text{HCO}_3^- = 4,0 \text{ mmol/L}, \text{CO}_2 = 1,0 \text{ mmol/L}$$

Ca^{2+} konsantrasyonu 1,0 mmol/L olacak şekilde sertlik giderimi yapılması için gereken sodyum hidroksit konsantrasyonu nedir? Suyun sertlik giderimi sonrasındaki kompozisyonu nedir?

Çözüm.

Suyun kalsiyum içeriği 2,0-1,0=1,0 mmol/L kadar düşürülmüştür. Bu durumda 1,0 mmol/L NaOH gerekmektedir. Aynı zamanda 1,0 mmol HCO_3^- giderilmiş ve 1,0 mmol/L CaCO_3 oluşmuştur.

Giderilmesi gereken karbondioksit, x mol NaOH'ın dozlandığı, x mol CO_2 'nin giderildiği ve x mol HCO_3^- 'ün oluştuğu göz önüne alınarak hesaplanacaktır.

$$K = [\text{Ca}^{2+}].[\text{HCO}_3^-]^2 / [\text{CO}_2] = 10^{-(8,36+6,46-10,49)} = 10^{-4,33}$$

$$(1,0)(4,0 - 1,0 + x)^2 / ((1,0 - x) \cdot 10^{-6}) = 10^{-4,33} \text{ Buradan } x = 0,71 \text{ mmol/L olarak bulunur.}$$

Buradan 1,0 + 0,71 = 1,71 mmol/L NaOH gerektiği sonucu elde edilir. Bu değer (1,71 x 40 g/mol) = 68 g/m³'e eşdeğerdir. Yılda 1 milyon metreküpün üretimi yılda 68 ton NaOH'a (%100) tekabül etmektedir.

1,0 mmol/L CaCO_3 oluşmuştur, bu değer (1,0 x 100 g/mol) = 100 g/m³'e eşdeğerdir. Yılda 1 milyon metreküpün üretimi yılda 100 ton CaCO_3 'e tekabül etmektedir.

Sertlik giderimi sonrasında:

$$\text{Ca}^{2+} = 1,00 \text{ mmol/L}, \text{HCO}_3^- = 3,71 \text{ mmol/L}, \text{CO}_2 = 0,29 \text{ mmol/L}, \text{Na}^+ = \text{Na}^+_0 + 1,71 \text{ mmol/L ve } \text{pH} = \text{pH}_s \text{ (kararlı hal)}$$

$$\text{pH}_s = \text{pK}_2 - \text{pK}_s - \log ([\text{Ca}^{2+}].[\text{HCO}_3^-])$$

$$pH_s = 10,49 - 8,36 - \log ([1,00 \times 10^{-3}] \cdot [3,71 \times 10^{-3}]) = 2,13 + 5,43 = 7,56$$

Yukarıda basedilen pH, pH_s değerine eşittir. Bu sonuç, karbonat oluşumunun pH açısından ihmal edilebilir olduğunu göstermektedir.

Problem 7.2 Kireç ile sertlik giderimi (de Moel, Verberg, & Dijk, 2006)

Bir içme suyu kuyusu pompa istasyonunun hamsuyu (10°C) aşağıdaki özelliklere sahiptir:

$$Ca^{2+} = 2,0 \text{ mmol/L}, HCO_3^- = 4,0 \text{ mmol/L}, CO_2 = 1,0 \text{ mmol/L}$$

Ca²⁺ konsantrasyonu 1,0 mmol/L olacak şekilde sertlik giderimi yapılması için gereken kireç konsantrasyonu nedir? Suyun sertlik giderimi sonrasındaki kompozisyonu nedir?

Çözüm.

Suyun kalsiyum içeriği 2,0-1,0=1,0 mmol/L kadar düşürülmüştür. Bu durumda 1,0 mmol/L Ca(OH)₂ gerekmektedir. Aynı zamanda 2,0 mmol HCO₃⁻ giderilmiş ve 2,0 mmol/L CaCO₃ oluşmuştur.

Giderilmesi gereken karbondioksit, x mol Ca(OH)₂'nin dozlandığı, x mol CO₂'nin giderildiği ve x mol CaCO₃'ün oluştuğu göz önüne alınarak hesaplanacaktır.

$$K = [Ca^{2+}] \cdot [HCO_3^-]^2 / [CO_2] = 10^{-(8,36+6,46-10,49)} = 10^{-4,33}$$

$$(1,0) (4,0 - 2,0 + x)^2 (1,0 - x) \cdot 10^{-6} = 10^{-4,33} \text{ Buradan } x = 0,91 \text{ mmol/L olarak bulunur.}$$

Buradan 1,0 + 0,91 = 1,91 mmol/L Ca(OH)₂ gerektiği sonucu elde edilir. Bu değer (1,91 x 77 g/mol) = 147 g/m³'e eşdeğerdir. Yılda 1 milyon metreküpün üretimi yılda 147 ton Ca(OH)₂'ye tekabül etmektedir.

2,0 + 0,91 mmol/L CaCO₃ oluşmuştur, bu değer (2,91 x 100 g/mol) = 291 g/m³'e eşdeğerdir. Yılda 1 milyon metreküpün üretimi yılda 291 ton CaCO₃'e tekabül etmektedir.

Sertlik giderimi sonrasında:

$$Ca^{2+} = 1,00 \text{ mmol/L}, HCO_3^- = 2,00 \text{ mmol/L}, CO_2 = 0,09 \text{ mmol/L}, \text{ ve } pH = pH_s \text{ (kararlı hal)}$$

$$pH_s = pK_2 - pK_s - \log ([Ca^{2+}] \cdot [HCO_3^-])$$

$$pH_s = 10,49 - 8,36 - \log ([1,00 \times 10^{-3}] \cdot [2,00 \times 10^{-3}]) = 2,13 + 5,70 = 7,83$$

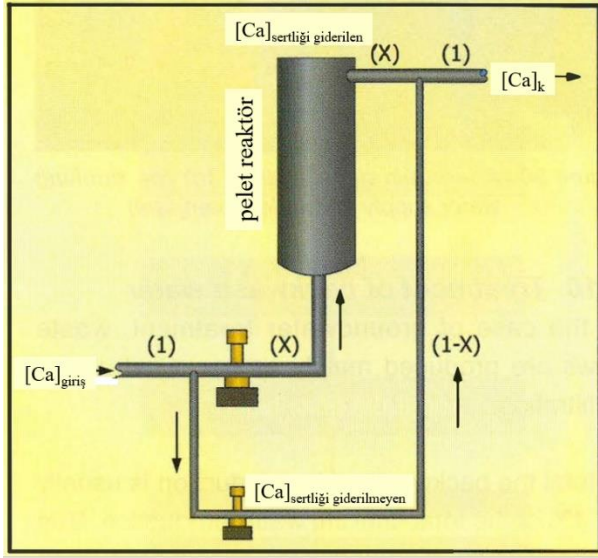
Bu pH değerine bakıldığında OH⁻ üretiminin pH değeri için ihmal edilebilir olduğu görülmüştür.

Problem 7.3 Çift akım ile pelet reaktörde sertlik giderimi (de Moel, Verberg, & Dijk, 2006)

Bir içme suyu kuyusu pompa istasyonunun hamsuyu (10°C) aşağıdaki özelliklere sahiptir:

$$Ca^{2+} = 2,0 \text{ mmol/L}, Mg^{2+} = 0,2 \text{ mmol/L}, HCO_3^- = 4,0 \text{ mmol/L}, CO_2 = 1,0 \text{ mmol/L}$$

Toplam sertliğin 1,0 mmol/L değerine düşürülebilmesi için pelet reaktöründe ne kadar sertlik giderimi sağlanmalıdır?



Şekil 7.10 Çift akımlı pelet reaktöre ait arıtım şeması.

Çözüm.

Toplam sertliğin 1,0 mmol/L olabilmesi için sudaki kalsiyum konsantrasyonu $1,0 - 0,2 = 0,8$ mmol/L olmalıdır (Sudaki magnezyum konsantrasyonu sabit kalacaktır).

Pelet reaktörlerde sertlik giderimi $\text{Ca}^{2+} = 0,5$ mmol/L'ye kadar sağlanabilmektedir (bikarbonatın 1 mmol/L'den fazla giderildiği koşulda).

Burada x fraksiyonunda sertliğin giderildiğini, $(1-x)$ fraksiyonunda sertlik gideriminin yapılmadığını varsayalım. Bu iki akımın birleştirildiği koşullarda aşağıdaki kalsiyum dengesi yazılabilir:

$$x \cdot [\text{Ca}]_{\text{sertliği giderilen}} + (1-x) \cdot [\text{Ca}]_{\text{sertliği giderilmeyen}} = 1 \cdot [\text{Ca}]_{\text{karışım}}$$

$$x \cdot 0,5 + (1-x) \cdot 2,0 = 0,8$$

$$x = (2,0 - 0,8) / (2,0 - 0,5) = 1,2 / 1,5 = 0,8$$

Buradan, deşarjın en az %80'inin pelet reaktörde arıtılması gerektiği sonucuna varılır.

8. TAT VE KOKU KONTROLÜ İLE İLGİLİ GENEL TESPİT VE ÖNERİLER

Daha önceki yıllarda dünya genelinde gerçekleştirilen uygulamalardan elde edilen tecrübeler ile çeşitli kurumlarca yürütülen saha/laboratuvar çalışmaları ışığında, su havzaları, yüzeysel su kaynakları, Su Arıtma Tesisleri ile dağıtım şebekelerinde tat ve koku kontrolüne yönelik temel öneriler aşağıdaki gibi özetlenebilir:

Su Havzaları

- Bugüne kadar gerek Su Kanalizasyon İdareleri gerekse Ar-GE kuruluşlarınca yürütülen araştırmalarda, yüzeysel Su Arıtma Tesisleri'ne ham su sağlanan Baraj Gölleri'nde TP, klorofil-a ve seki diski derinliği parametreleri itibariyle ötrofikasyon için uygun şartların mevcut olduğu görülmektedir.
- Ötrofikasyon riskinin azaltılabilmesi için geri havzalardaki noktasal ve yayılı kirletici kaynakların daha etkin kontrolü gerekmektedir. Bu kapsamda su havzalarında yer alan yerleşimlerde;
 - Birleşik sistem gibi çalışan atıksu kanal sistemlerinin ayırık sisteme dönüştürülmesi (yağmur suyu deşarjlarının ayrılarak yeni inşa edilecek yağmur suyu şebekesine bağlanması),
 - Köy yerleşimlerine de yapay sulak alanlarla desteklenen AAT yapılması, tekil evler için daha etkin ve denetimli vidanjör hizmeti sunulması,
 - Havzadaki tarım ve hayvancılık faaliyetlerinde iyi tarım ve hayvancılık prensiplerinin uygulanması ve organik tarımın teşviki öncelikle takip edilmelidir.
- Baraj Göllerini besleyen, nispeten kirlenmiş, derelerin önemli kolları ve/veya ana kolu üzerinde, önünde sediment tutucu (tersip bentleri) bulunan yapay sulak alanlar (YSA) oluşturularak, içme suyu kaynaklarına besin maddesi girişleri azaltılabilir.
- Yukarıda belirtilen kirlilik kontrol önlemleri alınsa bile, olumlu sonuçların Baraj Gölleri'ndeki su kalitesine yansımaları genelde $\sim 3-4 \times \theta_h$ (baraj gölünün hidrolik bekletme süresi) sonra gözlenecektir.

Baraj Gölleri

- İklim değişikliği etkileri, gelecek dönemlerde Baraj Gölleri'ndeki ötrofikasyon riskini daha da arttıracak için özellikle kritik besin elementi olan noktasal TP yüklerinin hızlıca azaltımı sağlanmalıdır.
- Baraj Gölleri'ndeki su kalitesi izleme sistemi, bilimsel kriterlere göre optimize edilip rutin bir düzene kavuşturulmalıdır.
- Baraj Gölleri'ndeki alg gelişiminin yıl boyu takibinde, uydu verilerinden de yararlanılarak, daha etkin bir erken uyarı ve müdahale (algisit uygulamaları vb.) sistemi oluşturulmalıdır.
- İçme sularında tat ve koku problemleri ortaya çıktığında (Türkiye'de özellikle Mayıs-Ağustos dönemi) tüketicileri ve kamuoyunu bilgilendirecek etkin bir iletişim planı oluşturulmalıdır.

- Tat ve koku problemleri hakkında sıkça sorulan soruların ve cevapların kuruma ait web sitelerinde yayınlanması ve tüketicilerle içme suyu kalitesi hakkında anketler düzenlenmesi faydalı olacaktır (Tüketicilerle iletişim kopukluğu yaşanması halinde, suyun sağlık açısından içilemez durumda olduğuna dair, birtakım yanlış algıların ortaya çıkması kaçınılmazdır).

Su Arıtma Tesisleri

- Su arıtma tesislerindeki biyolojik kaynaklı tat/koku sorunu, (mevcut ise) ozonla ön oksidasyon/dezenfeksiyon üniteleri, gerektiğinde Hidrojen peroksit+Ozonla oksidasyon (Perokson) sistemine dönüştürülerek büyük oranda ortadan kaldırılabilir. Konuyla ilgili olarak AWWA RF tarafından ABD’de yaptırılan pilot (sonrasında gerçek) ölçekli çalışmalarda, $H_2O_2:O_3$ oranı 0,2 - 0,3 aralığında tutulmak üzere, $\theta_h = 6 \sim 12$ dk’lık temas süreleri için $>90\%$ oranında Geosmin ve 2-MIB giderimi sağlanabileceği gösterilmiştir.
- Bu kapsamda, kurulu SAT’lerindeki ön ozonlama birimleri, pilot ölçekli bir deneme uygulaması ile doğrulama yapılarak, Perokson prosesine dönüştürülebilir. Böyle bir dönüşümle, sözü edilen SAT’leri ön ozonlama birimlerinin Mayıs - Ağustos döneminde Perokson modunda işletimi sağlanarak büyük ihtimalle TAK uygulamasına gerek duyulmaksızın $< 10\sim 20$ ng/L 2-MIB/Geosmin düzeyinde çıkış suyu elde edilebilir.
- Ön ozonlama birimi olmayan su arıtma tesislerindeki biyolojik kaynaklı tat ve koku kontrolünde öncelikle toz aktif karbonla müdahale denenmelidir. Bromür riski dolayısıyla ön ozonlama uygulanmayan SAT’nde ise Mayıs – Ağustos döneminde, gerektiğinde TAK uygulanmak ve/veya daha iyi kalitedeki diğer suları ile karıştırılmak suretiyle biyolojik kaynaklı tat ve koku sorununun çözülebileceği öngörülmektedir.
- Hamsuda gözlenebilecek biyolojik kaynaklı dönemsel pik tat ve koku sorununu gidermek üzere toz aktif karbon besleme sistemleri kullanıma hazır tutulmalıdır. Söz konusu TAK besleme sistemlerinde, toz oluşumu ve patlama riski gibi iş sağlığı ve işçi güvenliği ile ilgili hususlara karşı gerekli önlemler alınmalıdır.
- ABD’de Güney Kaliforniya Su Kanalizasyon İdaresi için McGuire vd. (1989) tarafından, yüzeysel sularla beslenen ve klor dioksitle ön oksidasyon sonrası fizikokimyasal arıtma + hızlı kum filtrasyonu uygulanmış bir SAT çıkış sularında yürütülen pilot ölçekli bir çalışmada, özellikle THM < 50 $\mu\text{g/L}$ düzeyinde çıkış elde etmek üzere GAK sistemi kullanımının fizibil olmadığı sonucuna varılmıştır. Bu sonuç yüzeysel SAT’leri için de, GAK ile ilave arıtmanın ihtiyatla uygulanmasını düşündürmektedir.
- Son yıllarda Dünya genelindeki eğilim, Su Arıtma Tesisleri ve Dağıtım Sistemi’nde (Depo+Şebeke) FSO 22002/PAS 220 ön ihtiyaç program şartları ile Tehlike Analizi ve Kritik Kontrol Noktaları (HACCP) Prensiplerinin uygulanması yönündedir. Türkiye’de de SAT’lerinde TSE tarafından uyumlaştırılan TS EN ISO 22000 ve ISO 22002-1 /PAS 220 standartlarına ilave şartları içeren TS 22000 – FSSC Gıda Güvenliği’ne geçişin (en geç 2023 yılına kadar) hedeflenmelidir.

- Filtre geri yıkama suları biriktirme haznesi üst fazı, tesis başına verilmeden önce klorlanarak, içerdği alg, virüs vb. unsurların giderimi sağlanmak suretiyle ilave tat/koku oluşum riski en aza indirilebilir.

Su Dağıtım Sistemi

- Şehir su dağıtım şebekelerinde, Hidrolik Modelleme destekli olarak (debi, basınç, su hızları ve su yaşı dağılımları ışığında) ölü/kör noktaların belirlenip su kalitesini düzeltici önlemler (periyodik tahliye, kapalı göz içine alma vb.) alınmalıdır.
- Su dağıtım şebekesinde, bakiye klor, THM ve tat/koku izlemesi çalışmaları, Hidrolik Modelleme desteği ile, birimler arası etkin bir koordinasyon sağlanarak, eş zamanlı yürütülmelidir.
- Su tesisleri işletmelerince şebeke kaynaklı tat ve koku şikayetleri kaydedilmeli ve derlenmelidir, ileride referans olması açısından erişilebilecek bir veri tabanı oluşturulmalıdır. Bu tür bir veri tabanı, tekrarlayan kalite değişimlerinin temelleri ve nedenlerini kavramayı sağlayacaktır.
- Bakiye dezenfektanın oldukça düşük olduğu dağıtım sistemlerinde, klor kaynaklı kokuların sebeplerini belirlemek için ek çalışmalar yapılmalıdır.
- Dağıtım şebekesinde kullanılacak malzeme sertifikasyonu için, malzeme onayından önce, duyuşal ölçüm zorunluluğu getirilmelidir. Buna ek olarak borular da dahil tüm yeni aksam, kullanılmadan önce kokusuz olduğuna dair testten geçirilmelidir.



İSKİ Elmalı İçme Suyu Arıtma Tesisi

KAYNAKLAR

- American Water Works Association (AWWA). (2010). *Powdered Activated Carbon Standard*. Denver: AWWA.
- American Water Works Association (AWWA). (2011). *Water Quality and Treatment*. New York: McGraw-Hill.
- American Water Works Association (AWWA). (2012). *Water Treatment Plant Design*. New York: McGraw-Hill.
- American Water Works Association. (2002). *Distribution Generated Taste and Odor Phenomena*. Colorado: AWWA Research Foundation.
- APHA; AWWA; WEF. (2005). *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*. Washington D.C.: American Public Health Association.
- Arbuckle, W. B., & Ho, Y. (1990). Adsorber column diameter: particle diameter ratio requirements. *Research Journal of the Water Pollution Control Federation*, 88-90.
- Asghar, A., Khan, Z., Maqbool, N., Qazi, I. A., & Awan, M. A. (2014). Comparison of Adsorption Capability of Activated Carbon and Metal Doped TiO₂ for Geosmin and 2-MIB Removal from Water. *Journal of Nanomaterials*, 1-12.
- AWWA. (1998). *Water Treatment Plant Design*. Denver: AWWA.
- AWWA Research Foundation. (1989). *Optimization and Economic Evaluation of Granular Activated Carbon for Organic Removal*. Denver, Colorado: AWWA Research Foundation .
- Beniwal, D., Taylor-Edmonds, L., Armour, J., & Andrews, R. (2018). Ozone/peroxide advanced oxidation in combination with biofiltration for taste and odour control and organics removal. *Chemosphere*, 272-281.
- Brown, J., & Lauderdale, C. (2006). Efficient Simultaneous Destruction of Multiple Drinking Water Contaminants Using Biofiltration. *Florida Water Resources Journal*,.
- Brown, J., Upadhyaya, G., Carter, J., & Brown, T. (2016). *North American Biofiltration Knowledge Base*. Colorado: Water Research Foundation.
- Chang, J., Biniakewitz, R., & Harkey, G. (2013). Determination of Geosmin and 2-MIB in Drinking Water by SPME-PTV-GC/MS. *Thermo Scientific*.
- Chen, X., Luo, Q., Yuan, S., Wei, Z., Song, H., Wang, D., & Wang, Z. (2013). Simultaneous determination of ten taste and odor compounds in drinking water by solid-phase microextraction combined with gas. *Journal of Environmental Sciences*, 2313-2323.

- Choi, J., Lee, D., Lee, K., & Joo, H. (2014). Removal of high-concentration geosmin using a GAC filter and a cross-flow-type membrane filtration process combined with PAC. *Desalination and Water Treatment*, 651–660.
- Cook, D., Newcombe, G., & Sztajn bok, P. (2000). The Application of Powdered Activated Carbon for MIB and Geosmin Removal: Predicting PAC Doses in Four Raw Waters. *Water Research*, 1325-1333.
- Davis, M. L. (2010). *Water and Wastewater Engineering: Design Principles and Practice*. New York: McGraw-Hill Education.
- de Moel, P., Verberg, J. Q., & Dijk, J. C. (2006). *Drinking Water: Principles and Practices*. Delft: World Scientific Publishing.
- Dzialowski, A. R., Smith, V. H., Huggins, D. G., deNoyelles, F., Lima, N.-C., Bakera, D. S., & Beurya, J. H. (2008). Development of predictive models for geosmin-related taste and odor in Kansas, USA, drinking water reservoirs. *Water Research*, 2829–2840.
- Emelko, M. B., Huck, P. M., Coffey, B. M., & Smith, E. F. (2006). Effects of Media, Backwash and Temperature on Full-Scale Biological Filtration. *Journal AWWA*, 51-73.
- Eroğlu, V. (2008). *Su Tasfiyesi*. İstanbul: İstanbul Teknik Üniversitesi İnşaat Fakültesi Matbaası.
- Erşahin, M. E., Özgün, H., Fakıoğlu, M., & Gülhan, H. (2018). *Hidrojen Peroksit ve Ozonla Oksidasyon (Peroxone) Prosesi ile İşletme Sonuçlarının Değerlendirilmesi ve Raporlanması*. İstanbul: İTÜNOVA A. Ş.
- Fakıoğlu, M. (2017). *Perokson Prosesi ile İçme Sularından Alg Kaynaklı Tat ve Koku Bileşiklerinin Giderimi*. İstanbul: İstanbul Teknik Üniversitesi.
- Faruqi, A., Henderson, M., Henderson, R. K., Stuetz, R., Gladman, B., McDowall, B., & Zamyadi, A. (2018). Removal of algal taste and odour compounds by granular and biological activated carbon in full-scale water treatment plants. *Water Science&Technology: Water Supply*, 1531-1544.
- Faust, S. D., & Aly, O. M. (1998). *Chemistry of Water Treatment*. New York: Lewis Publishers.
- Ferguson, D. W., McGuire, M. J., Koch, B., Wolfe, R. L., & Aieta, E. M. (1990). Comparing Peroxone and Ozone for Controlling Taste and Odor Compounds, Disinfection By-products, and Microorganisms. *American Water Works Association*, 181-191.
- Ho, L., Tanis-Plant, P., Kayal, N., Slyman, N., & Newcombe, G. (2009). Optimising water treatment practices for the removal of *Anabaena circinalis* and its associated metabolites, geosmin and saxitoxins. *Journal of Water and Health* , 544-556.

- Hsieh, S.-T., Lin, T.-F., & Wang, G.-S. (2010). Biodegradation of MIB and geosmin with slow sand filters. *Journal of Environmental Science and Health, Part A*, 951-957.
- Huang, C., Van Benschoten, J. E., & Jensen, J. N. (1996). Adsorption Kinetics of MIB and Geosmin. *American Water Works Association. Journal*, 116-128.
- Huang, W.-J., Cheng, B.-L., Hu, S.-K., & Chu, C. (2007). Ozonation of Algae and Odor Causing Substances in Eutrophic Waters. *Journal of Environmental Science and Health, Part A*, 1587-1605.
- Huck, P. M., Coffey, B. M., Amirtharajah, A., & J., B. E. (2000). *Optimising Filtration in Biological Filters*. Colorado: AWWA Research Foundation.
- Irabelli, A., Jasim, S., & Biswas, N. (2008). Pilot-Scale Evaluation of Ozone vs. Peroxone for Trihalomethane Formation. *Ozone: Science & Engineering*, 356-366.
- IWA. (2019). *Taste and Odour in Source and Drinking Water*. London: IWA Publications.
- Jin, P., Jin, X., Wang, X., Feng, Y., & Wang, X. C. (2013). Biological Activated Carbon Treatment Process for Advanced Water and Wastewater Treatment. M. D. Matovic içinde, *Biomass Now – Cultivation and Utilization* (s. 41). Canada: InTechOpen.
- Kerç, A., & Saatçi, A. M. (1996). Computerized Continuous Monitoring and Analysis of Ozone in Solution. *Ozone Science&Engineering*, 469-476.
- Kim, C., Lee, S. I., Hwang, S., Cho, M., Kim, H.-S., & Noh, S. H. (2014). Removal of geosmin and 2-methylisoborneol (2-MIB) by membrane system combined with powdered activated carbon (PAC) for drinking water treatment. *Journal of Water Process Engineering*, 91-98.
- Kim, H.-S., Takizawa, S., & Ohgaki, S. (2007). Application of microfiltration systems coupled with powdered activated carbon to river water treatment. *Desalination*, 271-277.
- Kim, T. K. (2014). Removal of geosmin with inter-chlorination using powdered activated carbon in full-scale WTP. *Desalination and Water Treatment*, 2850-2855.
- Knol, A. H. (2012). *Peroxone process in drinking water treatment*. Delft: Delft University of Technology.
- Knol, A. H., Lekkerkerker-Teunissen, K., Houtman, C. J., Scheideler, J., Ried, A., & Dijk, J. C. (2015). Conversion of organic micropollutants with limited bromate formation during the Peroxone process in drinking water treatment. *Drinking Water Engineering and Science*, 25-34.
- Koester, K. (2011). *Measuring And Modeling Geosmin Removal From Horsetooth Reservoir Water by Powdered Activated Carbon for Selected Contact Times*. Colorado: Colorado State University.

- Langlais, B., Recklow, D. A., & Brick, D. R. (1991). *Ozone in Water Treatment: Application and Engineering*. Chelsea: Lewis Publishers Inc.
- Lauderdale, C. S., Nyfennegger, J., Upadhyaya, G., Brown, J., Raskin, L., Chiao, T., & Pinto, A. (2014). *Optimizing Engineered Biofiltration*. Colorado: Water Research Foundation.
- Lauderdale, C., Chadik, P., Kirisits, M. J., & Brown, J. (2012). Engineered Biofiltration: Enhanced Biofilter Performance Through Nutrient and Peroxide Addition. *Journal AWWA*, 298-309.
- LeChevallier, M. W., Olson, B. H., & McFeters, G. (1990). *Assessing and Controlling Bacterial Regrowth in Distribution Systems*. Denver: AWWA Research Foundation.
- LeChevallier, M., Becker, W., Shorr, P., & Lee, R. G. (1992). Evaluating the Performance of Biologically Active Rapid Filters. *Journal AWWA*, 136-146.
- Li, Q., Yu, S., Li, L., Liu, G., Gu, Z., Liu, M., . . . Ren, L. (2017). Microbial Communities Shaped by Treatment Processes in a Drinking Water Treatment Plant and Their Contribution and Threat to Drinking Water Safety. *Frontiers in Microbiology*, 1-16.
- Liang, C., Wang, D., Chen, J., Zhu, L., & Yang, M. (2007). Kinetics Analysis on the Ozonation of MIB and Geosmin. *Ozone: Science & Engineering*, 185-189.
- Lim, H. S., Hu, J. Y., & Ong, S. L. (2015). Comparison of Filter Media Materials for Heavy Metal Removal from Urban Stormwater Runoff Using Biofiltration Systems. *Journal of Environmental Management*, 24-33.
- Liu, X., Huck, P. M., & Slawson, R. M. (2001). Factors Affecting Drinking Water Biofiltration. *Journal AWWA*, 90-100.
- Matsui, Y., Aizawa, T., Kanda, F., Nigorikawa, N., Mima, S., & Kawase, Y. (2007). Adsorptive removal of geosmin by ceramic membrane filtration with super-powdered activated carbon. *Journal of Water Supply: Research and Technology*, 411-418.
- Matsui, Y., Nakano, Y., Hiroshi, H., Ando, N., Matsushita, T., & Ohno, K. (2010). Geosmin and 2-methylisoborneol adsorption on super-powdered activated carbon in the presence of natural organic matter. *Water Science&Technology*, 2664-2668.
- Matsushita, T., Matsui, Y., Sawaoka, D., & Ohno, K. (2008). Simultaneous removal of cyanobacteria and an earthy odor compound by a combination of activated carbon adsorption, coagulation, and ceramic microfiltration. *Journal of Water Supply: Research and Technology*, 481-487.
- Metcalf&Eddy. (2003). *Water and Wastewater Engineering*. New York: McGraw-Hill.
- Metcalf&Eddy. (2014). *Wastewater Engineering: Treatment and Resource Recovery*. New York: McGraw-Hill.

- Mizuno, T., Ohara, S., Nishimura, F., & Tsuno, H. (2011). O₃/H₂O₂ Process for Both Removal of Odorous Algal-Derived Compounds and Control of Bromate Ion Formation. *Ozone: Science & Engineering*, 121-135.
- Muslu, Y. (2001). *Göl ve Haznelerde Su Kalitesi Yönetimi ve Alg Kontrolü*. İstanbul: İSKİ.
- Nerenberg, R., Rittmann, B. E., & Soucie, W. J. (2000). Ozone/biofiltration for removing MIB and geosmin. *American Water Works Association. Journal*, 85-95.
- Oturan, M. A., & Aaron, J.-J. (2014). Advanced Oxidation Processes in Water/Wastewater Treatment: Principles and Applications. A Review. *Critical Reviews in Environmental Science and*, 2577-2641.
- Palmer, C. M. (1980). Taste and Odor Algae. *Algae and Water Pollution*.
- Park, S.-M., Heo, T.-Y., Park, N.-B., Na, K.-J., Jun, H.-B., & Jung, J.-Y. (2010). Application of air stripping to powdered activated carbon adsorption of geosmin and 2-methylisoborneol. *Journal of Water Supply: Research and Technology*, 492-500.
- Persson, F., Langmark, J., Heinicke, G., & Hedberg, T. (2005). Characterisation of the behaviour of particles in biofilters for pre-treatment of drinking water. *Water Research*, 3791-3800.
- Rakness, K. L. (2005). *Ozone in Drinking Water Treatment: Process Design, Operation and Optimization*. Colorado: American Water Works Association.
- Ramseier, M. K., Peter, A., Traber, J., & von Gunten, U. (2011). Formation of Assimilable Organic Carbon During Oxidation of Natural Waters with Ozone, Chlorine Dioxide Chlorine, Permanganate, and Ferrate. *Water Research*, 2002-2012.
- Rittmann, B. E., & McCarty, P. E. (2001). *Environmental Biotechnology: Principles and Applications*. New York: McGraw-Hill Companies.
- Sam, V. (2012). *The Occurrence And Removal of Cyanobacterial Metabolites Microcystin-Lr And Geosmin From Source Waters with Powdered Activated Carbon*. Colorado: Colorado State University.
- Schulz, C. R. (2014). Designing Integrated Ozone-Biofiltration Treatment Systems. *Ozone: Science & Engineering*, 276-286.
- Srinivasan, R., & Sorial, G. A. (2010). Treatment of taste and odor causing compounds 2-methyl isoborneol and geosmin in drinking water: A critical review. *Journal of Environmental Sciences*, 1-13.
- Toröz, İ., Karpuzcu, M. E., & Fakioğlu, M. (2016). *İSKİ Su Arıtma Tesislerinde (SAT) Organoleptik Parametrelerde İyileştirme ve Suyun İçilebilirliğinin Arttırılmasının Araştırılması Projesi*. İstanbul: İstanbul Teknik Üniversitesi.

- Urfer, D., Huck, P. M., Booth, S. D., & Coffey, B. M. (1997). Biological Filtration for BOM and Particle Removal: A Critical Review. *Journal AWWA*, 83-98.
- Vokes, C. M. (2007). Impact of Ozone and Biological Filtration on Water Quality Parameters in Arlington, Texas. *Ozone: Science and Engineering*, 261-271.
- von Sonntag, C., & von Gunten, U. (2012). *Chemistry of Ozone in Water and Wastewater Treatment*. London: IWA Publishing.
- Walter J Weber, J. (1972). *Physicochemical Processes for Water Quality Control*. New York: Interscience.
- Wang, Y., Yu, J., Zhang, D., & Yang, M. (2013). Addition of hydrogen peroxide for the simultaneous control of bromate and odor during advanced drinking water treatment using ozone . *Journal of Environmental Sciences*, 550-554.
- Wanga, D., Bolton, J. R., Andrews, S. A., & Hofmann, R. (2015). UV/chlorine control of drinking water taste and odour at pilot and full-scale. *Chemosphere*, 239-244.
- Water Research Foundation. (2017). *Biofilter Conversion Guidance Manual*. Denver, Colorado: Water Research Foundation.
- Westerhoff, P. S., Chowdhury, Z., & Kommineni, S. (2005). *Ozone Enhanced Biofiltration for Geosmin and MIB Removal*. Colorado: AWWA Research Foundation.
- Westerhoff, P., Nalinakumari, B., & Pei, P. (2006). Kinetics of MIB and Geosmin Oxidation during Ozonation. *Ozone: Science & Engineering*, 277-286.
- Worch, E. (2012). *Adsorption Technology in Water Treatment*. Dresden.
- Xue, Q., Shimizu, K., Sakharkar, M. K., Utsumi, M., Cao, G., Li, M., . . . Sugiura, N. (2011). Geosmin degradation by seasonal biofilm from a biological treatment facility. *Environmental Science and Pollution Research*, 700-707.
- Young-Il Kim, B.-U. B. (2007). Design and evaluation of hydraulic baffled-channel PAC contactor for taste and odor removal from drinking water supplies. *Water Research*, 2256-2264.
- Yu, J., Yang, M., Lin, T.-F., & Guoa, Z. (2007). Effects of surface characteristics of activated carbon on the adsorption of 2-methylisobornel (MIB) and geosmin from natural water . *Seperation Purification Technology*, 364-370.
- Yuan, B., Xu, D., Li, F., & Fu, M.-L. (2013). Removal efficiency and possible pathway of odor compounds (2-methylisoborneol and geosmin) by ozonation. *Separation and Purification Technology*, 53-58.
- Zamyadi, A., Henderson, R., Stuetz, R., Hofmann, R., & Ho, L. (2015). Fate of geosmin and 2-methylisoborneol in full-scale water treatment plants. *Water Research*, 171-183.

- Zappia, L. B. (2007). Pilot Scale Testing of Biofilter Post-Treatment of MIEX® Treated Water. *Jour. Water Supply Res. Technol.*, 217-232.
- Zappia, L., Warton, B., Alessandrino, M., Scott, D., Wylie, J., Heitz, A., . . . P, F. (2007). Pilot Scale Testing of Biofilter Post-Treatment of MIEX® Treated Water. *Journal of Water Supply Research Technology*, 217-232.
- Zietzschmann, F., Mitchell, R.-L., & Jekel, M. (2015). Impacts of ozonation on the competition between organic micropollutants adsorption. *Water Research*, 153-160.

DİZİN

A

Adsorpsiyon, 43, 51
 izotermi, 46, 47, 50, 61
 kapasitesi, 44, 46, 49, 50
Agresif sular, 107
Aktif karbon
 adsorpsiyonu, 1, 43, 50
 aktivasyonu, 44
 hammadde, 43
 kapasitesi, 46
 sistem işletimi, 52
Aktinomiset, 3, 5, 6, 12
Alg, 1, 3, 4, 5, 6, 23, 24, 25, 34, 43, 68, 72, 77, 83, 87,
 98, 123, 125
 giderimi, 34
 mavi-yeşil algler, 1, 3, 5, 23, 83
Algisit uygulamaları, 83
Amonyum, 108, 109, 112, 113
Antropojenik kaynaklar, 3, 7
Arıtma maliyeti, 51, 62, 92

B

Bakiye dezenfektan, 13, 14, 15, 22, 97, 125
Biyofiltrasyon, 1, 27, 63, 64, 65, 66, 69, 72, 73, 74, 75,
 76, 77, 78, 79
Biyolojik aktif karbon, 39, 70, 71, 76, 79

C

CT konsepti, 99, 100

D

Demir, 10, 68, 74, 95, 107, 108, 109, 111, 114, 119
Dezenfeksiyon, 1, 9, 11, 13, 16, 24, 28, 29, 30, 31, 37,
 38, 43, 51, 77, 78, 84, 95, 96, 97, 98, 99, 100, 101,
 102, 105, 113, 124
 dezenfeksiyon yan ürünleri, 1, 8, 13, 16, 34, 37, 38,
 74, 77, 79, 83
 verimi, 95, 98, 99, 100

E

Elektro-perokson, 42

G

Geosmin, 1, 3, 6, 7, 23, 24, 25, 27, 33, 34, 35, 37, 38, 39,
 40, 41, 42, 46, 47, 48, 49, 50, 51, 52, 60, 61, 63, 66,
 68, 73, 75, 76, 78, 79, 82, 83, 84, 85, 86, 87, 88, 92,
 95, 103, 104, 124
Granüler aktif karbon, 1, 44, 45, 46, 50, 65, 70, 71, 73,
 75, 76, 77, 78, 84, 88

H

Halojen, 8, 9, 19, 38, 51
Havalandırma, 19, 81, 84, 108, 109, 110, 111, 112, 119
Hidrojen peroksit, 33, 35, 36, 37, 39, 40, 42, 69, 75, 78,
 79, 124
Hidrojen sülfür, 1, 78, 95, 112

İ

İnaktivasyon, 37, 96, 99, 100, 101, 102, 103
 Cryptosporidium, 99, 100, 101, 105
 Giardia, 78, 95, 99, 100, 101, 102, 103
 hız sabiti, 96
 Virüs, 78, 95, 98, 99, 100, 101, 102, 103, 125
İSKİ, 40, 41, 42, 83, 84, 85, 86, 87, 88, 89, 90, 92

K

Klordioksit, 1, 9, 19, 74
Klorofenol, 5, 8, 9, 12
Klorofil-a, 23, 34, 123

M

Mangan, 1, 10, 34, 52, 60, 63, 68, 69, 74, 77, 95, 107,
 108, 109, 112, 114
 giderimi, 69, 114
Membran sistemleri, 54
Metan, 111, 119
 giderimi, 111, 112
MIB, 1, 3, 6, 7, 23, 24, 25, 27, 33, 34, 35, 37, 38, 39, 40,
 41, 42, 46, 47, 48, 49, 50, 51, 52, 60, 62, 63, 66, 68,
 73, 75, 76, 77, 78, 79, 83, 84, 85, 86, 87, 88, 92, 95,
 103, 104, 124

N

Nanopartikül, 82

O

Ozon, 1, 8, 11, 13, 24, 27, 28, 35, 36, 37, 38, 39, 51, 60, 64
çözünürlüğü, 29
giderim verimi, 33, 40, 42
ozon-biyofiltrasyon prosesi, 70, 77
ön ozonlama, 73
stabilitesi, 29
tat ve koku giderimi, 33, 40, 42
üretim teknolojileri, 28

Ö

Ötrofikasyon, 25, 27, 68, 87, 123

P

Pelet reaktörleri, 108, 115, 116, 117, 118, 119, 120, 121
Perokson, 27, 36, 37, 38, 39, 40, 42, 43, 79, 87, 88, 89, 90, 92, 95, 124
literatürden örnek çalışmalar, 37
malijeti, 92
reaksiyon mekanizması, 36
Potasyum permanganat, 1, 34, 52, 60, 77

S

Seki diski derinliğı, 23, 123
Sert sular, 108
Sertlik giderimi, 60, 108, 114, 115, 116, 117, 119, 120, 121
Su arıtma tesisleri, 8, 16, 23, 27, 29, 50, 52, 54, 63, 68, 72, 73, 77, 78, 95, 98, 101, 103, 108, 109, 111, 123, 124
İSKİ su arıtma tesisleri, 83, 84, 85, 87, 88, 89
Su dağıtım şebekeleri, 9, 125
tat ve koku, 10, 16, 22
Su havzaları, 123
SUVA, 24

T

Tat ve koku çarkı, 16, 17
Titanyum dioksit, 82
Toplam organik karbon, 40, 41, 42, 48, 51, 64, 68, 72, 73, 74, 75, 76, 78, 84, 85, 86, 87, 88, 96, 103
Toz aktif karbon, 27, 44, 45, 46, 48, 49, 61, 62, 77, 83, 84, 85, 87, 124
depolama sistemleri, 55, 58
ekipmanları, 55
izoterm testi, 46
kavanoz testi, 48
kinetik testi, 47, 48
Trihalometan, 9, 13, 22, 38, 39, 51, 79, 85, 124, 125
iyotlu trihalometanlar, 13

U

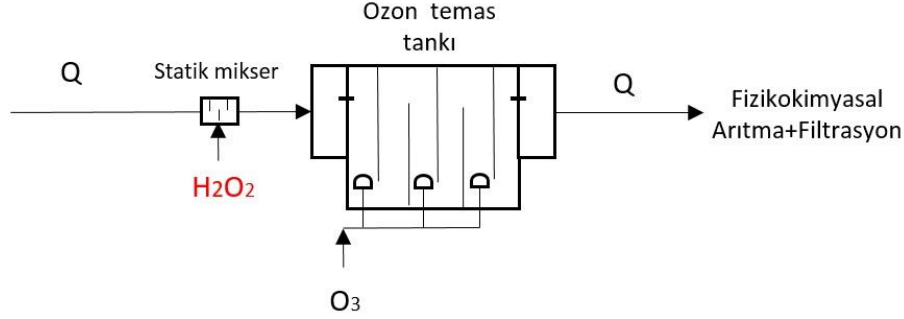
Uçucu organik bileşikler, 28, 33, 84, 110
UV, 33, 68, 72, 78, 85, 88, 95
absorbansı, 24
dezenfeksiyonu, 97, 98, 113
UV-hidrojen peroksit oksidasyonu, 35
UV-ozon oksidasyonu, 35

Y

Yavaş kum filtrasyonu, 75, 76
biyofiltrasyon, 75
Yeraltı suları, 1, 107, 108, 109
aerobik yeraltı suları, 108
anaerobik yeraltı suları, 109
kısmi anaerobik yeraltı suları, 108
nehir kenarı yeraltı suları, 113
sertlik giderimi, 114
tat ve koku giderimi, 110
Yüzeyel su kaynakları, 3, 123

EK I. ÖRNEK ÖN OZONLAMA VE PEROKSON DÖNÜŞÜMÜ TASARIMI

Su Arıtma Tesisi (SAT) kapasitesi $Q_{ort} = 100.000 \text{ m}^3/\text{gün}$ ($EN \cong 500.000$ kişi) için tipik tasarım



Ozon Temas Tankı Tasarımı:

$\theta = 6$ dk temas süresi için gerekli temas tankı hacmi,

$$V = Q \times \theta = 100.000 \frac{\text{m}^3}{\text{gün}} \times \frac{1 \text{ gün}}{24 \text{ sa}} \times \frac{1 \text{ sa}}{60 \text{ dk}} \times 6 \text{ dk} = 417 \text{ m}^3$$

bulunur. Temas tankında $H_{su} = 6,0 \text{ m}$ alınarak gerekli net alan,

$$A = \frac{417 \text{ m}^3}{6 \text{ m}} = 70 \text{ m}^2 \text{ olarak hesaplanır.}$$

$n = 3$ gözlü bir tankta genişlik (B) ve uzunluk (L_{top})

$$L = 3B \rightarrow B = \frac{70}{3} = 4,8 \cong 5,0 \text{ m}$$

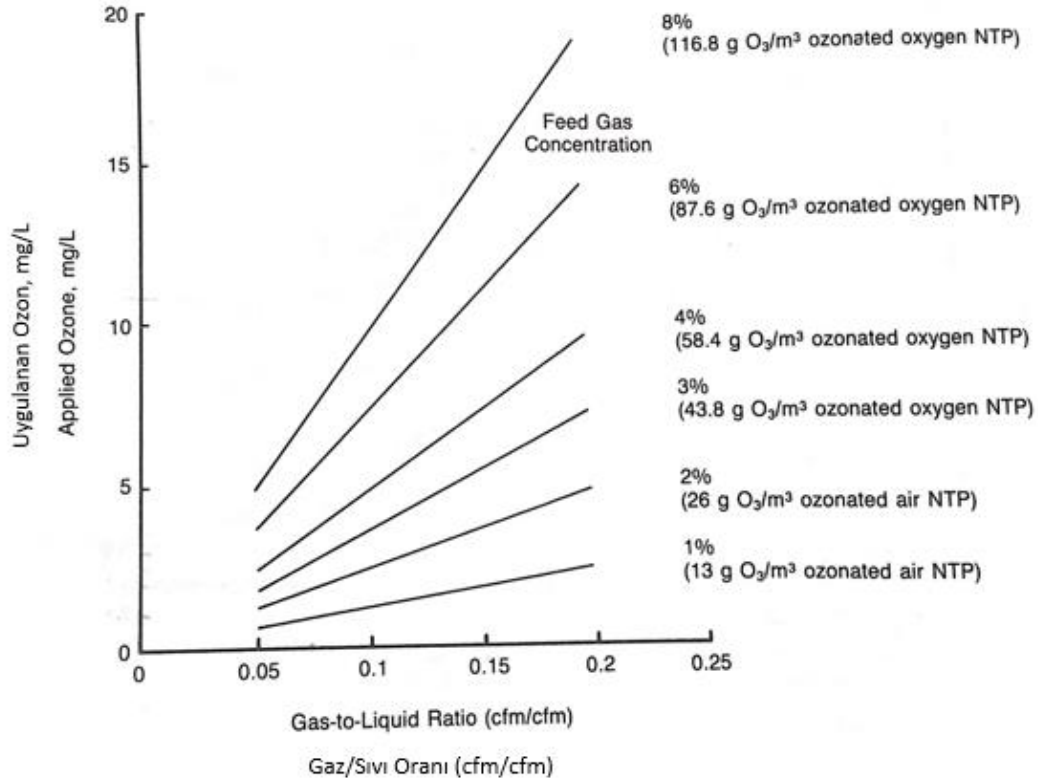
$L_{top} = 3 \times 5 = 15,0 \text{ m}$ bulunur.

Ozon jeneratörü;

- Ozon Havadan üretilcektir.
- Ozon+Hava karışımında O_3 oranı $\sim 2\% \frac{w}{w}$, $C_{O_3} = 26 \frac{\text{g}}{\text{m}^3 \text{ hava}}$, Langlais vd. (1991)
- Ozon temas tankındaki ozon konsantrasyonu: $C_{O_3} = 2,0 \text{ mg/L}$

$$O_3 + \text{hava} / Q_{su} = 0,08$$

Kaynak: Langlais vd. (1991), Şekil IV. 72



Şekil- I Uygulanan ozon dozu - gaz/sıvı oranı (Kaynak: Langlais vd. (1991), Şekil IV. 72).

Gerekli ozon jeneratörü kapasitesi,

$$(O_3 + \text{hava}) = 0,08 \times 100.000 \times \frac{1}{24} = 333 \frac{\text{m}^3}{\text{sa}} \quad (\%2 \text{ O}_3 \text{ w/w})$$

$$W_{O_3} = 26 \frac{\text{g}}{\text{m}^3} \times \frac{333 \text{m}^3}{\text{sa}} = 8,7 \text{ kg } \frac{O_3}{\text{sa}} \approx 10 \text{ kg } \frac{O_3}{\text{sa}} \text{ bulunur.}$$

Ozon için alt limit kontrolü:

$$\frac{10 \text{ kg } O_3/\text{sa}}{0,026 \text{ kg/m}^3} = 384 \text{ m}^3/\text{sa}$$

$$\frac{384 \text{ m}^3/\text{sa}}{70 \text{ m}^2} = 5,494 \frac{\text{m}^3}{\text{sa} \cdot \text{m}^2} (> 2,38 \frac{\text{m}^3}{\text{sa} \cdot \text{m}^2}) \text{ (Uygun)}$$

Gerekli H₂O₂ ihtiyacı:

$$H_2O_2/O_3 = 0,2-0,3 \text{ (seçilen 0,3),}$$

$$H_2O_2 = 0,3 \times 8,7 \text{ kg } \frac{O_3}{\text{sa}} = 2,61 \text{ kg } \frac{H_2O_2}{\text{sa}} \approx 3 \text{ kg } \frac{H_2O_2}{\text{sa}}$$

- Ticari H₂O₂ 'de etkin madde oranı,

$$\text{Ticari H}_2\text{O}_2 \text{ dozajı (\%50'lik)} = \frac{2,61}{0,50} \cong 5,22 \text{ kg } \frac{\text{H}_2\text{O}_2}{\text{sa}}$$

$$\rho_{\text{H}_2\text{O}_2} = 1,105 \frac{\text{g}}{\text{mL}} = 1,105 \text{ kg/L, \%50'lik H}_2\text{O}_2 \text{ için.}$$

$$\frac{5,22 \text{ kg/sa}}{1,105 \text{ kg/L}} = 4,72 \frac{\text{L}}{\text{sa}} (\%50 \text{ H}_2\text{O}_2 \text{ çözeltisi})$$

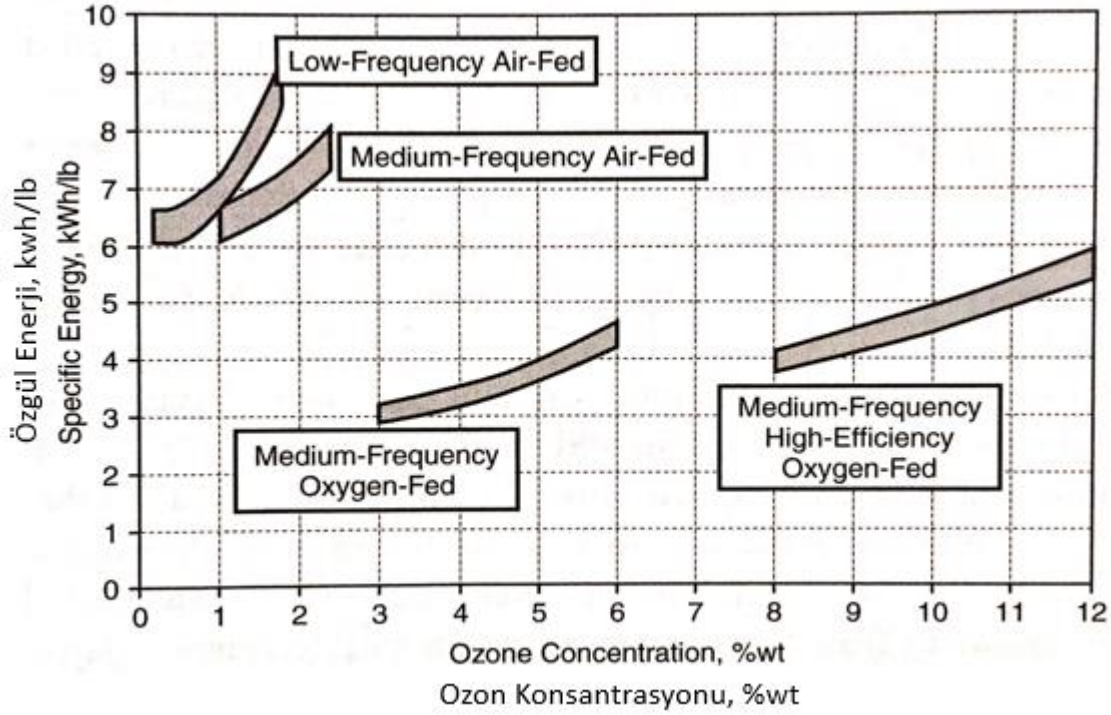
Enerji İhtiyacı:

MFA (Medium Frequency Air) tipi Ozon Jeneratörler için hesap yapılmıştır.

Ozon konsantrasyonu ~ %3 w/w için Şekil- II'den,

$$\text{Özgöl enerji iht.} \cong 7 \frac{\text{kwh}}{\text{Lb}} = 15,35 \frac{\text{kwh}}{\text{kg}} \text{O}_3$$

Kaynak: Rakness (2005), Şekil 4.2



Şekil- II Hava ve oksijenle beslenen ozon jeneratörleri için spesifik enerji profili, Rakness Şekil 4.2.

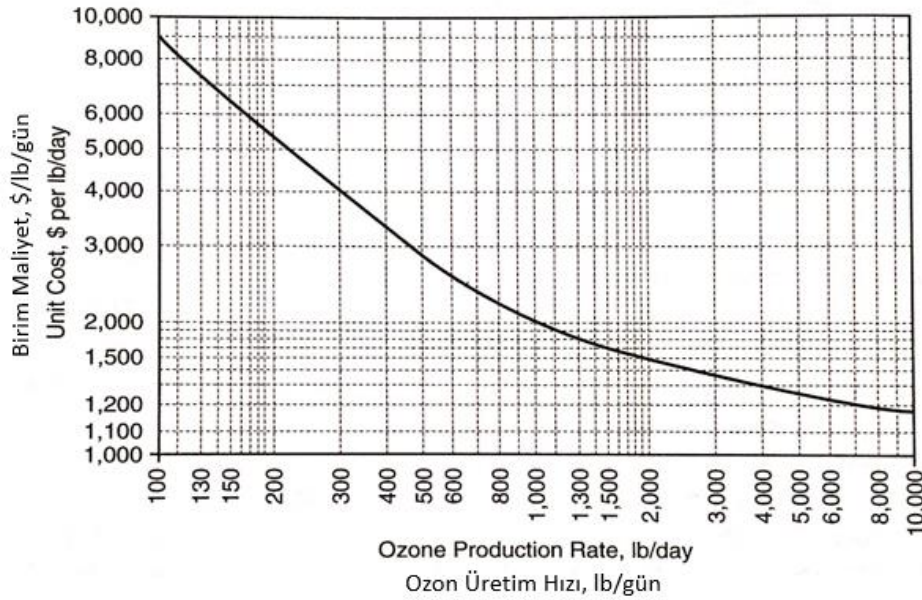
Ozon temas tankına 1 günde uygulanan ozon miktarı,

$$\text{O}_3 = \sim 10 \text{ kg } \frac{\text{O}_3}{\text{sa}} \times 24 = 240 \text{ kg O}_3/\text{gün' dür.}$$

Ekonomik Değerlendirme

A) İlk Yatırım Maliyeti

Ozon Sistemi İlk Yatırım Maliyeti (İYM) (Montaj Dahil), Rakness (2005) Şekil 3.21'den uyarlanarak belirlenmiştir.



Şekil- III Kurulu üretim kapasitesi temel alınarak hazırlanmış ozon sistemleri için büyüklük sırasına göre maliyet, Rakness (2005) Şekil 3.21.

- Kurulu kapasite: $8,7 \text{ kg} \frac{\text{O}_3}{\text{sa}} \times 24 = 209 \text{ kg} \frac{\text{O}_3}{\text{gün}}$
- %33 emniyetle $1,33 \times 209 = 280 \text{ kg} \frac{\text{O}_3}{\text{gün}}$

$$280 \text{ kg} \frac{\text{O}_3}{\text{gün}} = 614 \frac{\text{lb}}{\text{gün}}$$

$$\text{Birim İYM} = 2500 \frac{\$}{\text{lb} \times \text{gün}} \text{ kapasite}$$

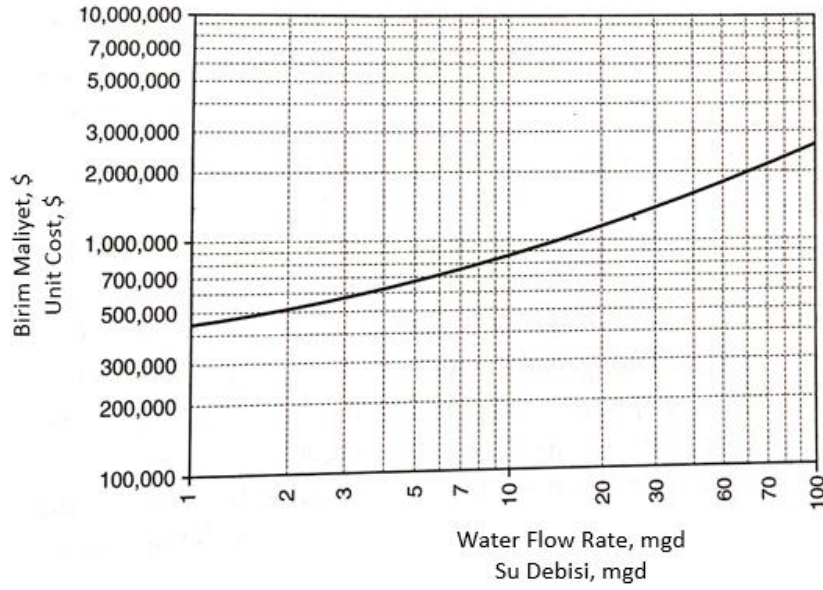
$$\text{Toplam İYM} = 2500 \times 614 = 1,535 \times 10^6 \$$$

Ozon Temas Tankı İnşa (İlk Yatırım) Maliyeti:

$$Q = 100.000 \frac{\text{m}^3}{3785} \approx 26 \text{ mgd}$$

$$\text{İYM} \approx 1,3 \times 10^6 \$$$

Rakness (2005), Şekil 3.22



Şekil- IV Ozon temas tankları için büyüklüğe göre maliyetler (10 dakika temas süresi kabulü ile) Rakness (2005), Şekil 3.22.

Sistem için gerekli diğer bina vb. maliyeti (üst yapı)

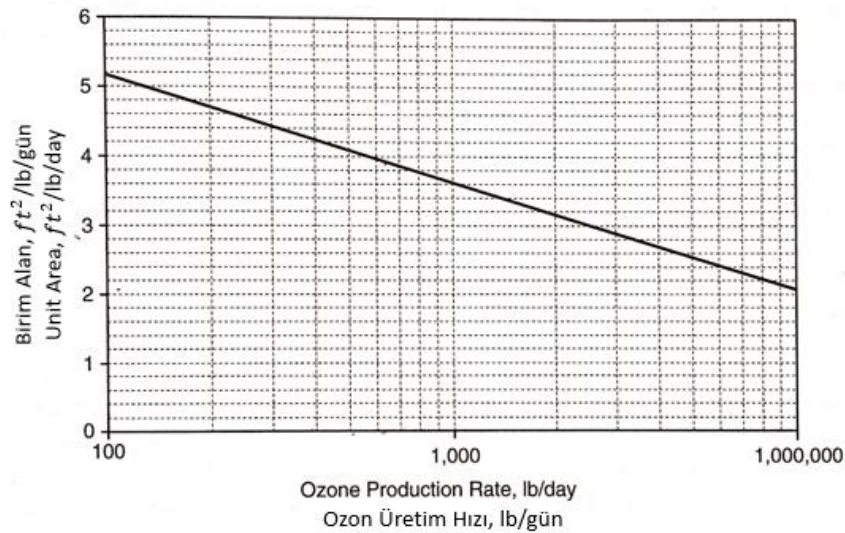
İlk yatırım maliyeti: $\sim 4 \frac{\text{ft}^2}{\text{lb/gün}}$

Rakness (2005), Şekil 3.23

$4 \times 614 \text{ ft}^2 = 2456 \text{ ft}^2$

Birim maliyet: $150 \frac{\$}{\text{ft}^2} = 1615 \text{ \$/m}^2$

Toplam yapı maliyeti $= 2456 \text{ ft}^2 \times 150 \text{ \$/ft}^2 = 368.400 \approx \mathbf{370.000 \$}$



Şekil- V Ozon ekipmanı için tahmini birim alan gereksinimi Rakness (2005), Şekil 3.23.

B) İşletme ve Bakım Maliyeti:

Enerji (Elektrik) Maliyeti:

$$240 \times 15,35 \times 0,08 \frac{\$}{\text{kwh}} \cong 295 \frac{\$}{\text{gün}} \quad \left(107.573 \frac{\$}{\text{yıl}} \right)$$

Enerji dışındaki işletme ve bakım maliyeti için;

[İ&B Maliyeti = 0,20 – 0,35 (0,30) x Enerji Maliyeti] kabulü yapılabilmektedir. (Kaynak: Rakness, 2005).

$$\text{Enerji dışı İ\&B Maliyeti} = 0,30 \times 107.500 = \mathbf{32250} \frac{\$}{\text{yıl}}$$

$$\text{Enerji Maliyeti} = \mathbf{107.573} \frac{\$}{\text{yıl}}$$

Maliyet Tahminleri Özeti:

Kapasite: 100.000 m³/gün, EN $\cong$ 500.000 kişi

I. Ozonla Ön Oksidasyon Sistemi

C) Toplam İYM:

Ozon Jeneratörleri	1,535 x 10 ⁶ \$
Ozon Temas Tankı	1,300 x 10 ⁶ \$
Diğer Yapı/Binalar	0,370 x 10 ⁶ \$
Kısmi (alt) Toplam	3,205 x 10 ⁶ \$
Öngörülemeyen giderler (%10 alt toplam)	0,3205 x 10 ⁶ \$
Genel Toplam	3,5255 x 10⁶ \$

D) Toplam İ&B Maliyeti:

Enerji Maliyeti	107.573 \$/yıl
Enerji Dışı İşletme, Bakım/Onarım giderleri	32.250 \$/yıl
Kısmi (alt) Toplam	139.823 \$/yıl
Diğer (%10)	13.982 \$/yıl
Genel Toplam	153.805 \$/yıl

E) Yıllık Yatırım Maliyeti:

Ozon Jeneratörü $i=0,08$ $n=15$ yıl $SÖF=0,11683$

Diğer kısım $i=0,08$ $n=30$ yıl $SÖF=0,08883$

$$YYM=1,535 \times 10^6 \times 0,11683 + 1,9905 \times 10^6 \times 0,08883 = 179.334 + 176.816 = 356.150 \text{ \$/yıl}$$

İşletme ve Bakım Maliyeti: 153.805 \\$/yıl

F) Yıllık Toplam Maliyet (YTM):

$$YTM=356.150 + 153.805 = \mathbf{509.955 \text{ \$/yıl}} \quad [YYM: \%70 \quad \text{İBM: } \%30]$$

$$\text{Birim Maliyet: } 509.955 \text{ \$/yıl} / 100.000 \times 365 = 0,01397 \text{ \$/m}^3 = \mathbf{0,014 \text{ \$/m}^3} \text{ (0,042 TL/ m}^3\text{)}$$

II. H_2O_2/O_3 (Perokson) Sistemi

H_2O_2 Dozlama+Depolama Sistemi:

H_2O_2 İşletme Maliyeti:

$$\frac{6 \text{ kgH}_2\text{O}_2}{\text{sa}} \times 24 \times 365 \times 0,35 \frac{\text{\$}}{\text{kg}} (\%50' \text{lik}) = 18.396 \text{ \$/yıl}$$

Diğer ilave İ ve B Maliyeti: $\sim 0,33 \times 18.396 = 6.132 \text{ \$/yıl}$

Toplam İ ve B Maliyeti= $24.528 \cong 25.000 \text{ \$/yıl}$

Yıllık Yatırım Maliyetinin İ ve B Maliyetinin ~ 3 katı olduğu kabulü ile,

$$YYM = 3 \times 25.000 = 75.000 \text{ \$/yıl}$$

(Tahmini toplam ilk yatırım maliyeti $\sim 1.000.000$ \\$ olabilir)

Yıllık Toplam Maliyet (YTM) = $75.000 + 25.000 = 100.000 \text{ \$/yıl}$ bulunur.

Mevcut ön ozonlamaya H_2O_2 Dozlama Sistemi ilavesinin Birim Maliyeti:

$$BM_{H_2O_2} = \frac{100.000 \text{ \$/yıl}}{100.000 \frac{\text{m}^3}{\text{gün}} \times 365} = 0,00274 \text{ \$/m}^3 \text{ olarak elde edilir.}$$

Bu durumda Perokson Sistemine Dönüşüm Sonrası Birim Maliyet de,

$BM (H_2O_2 + O_3) = 0,014 + 0,0027 = 0,0167 \text{ \$/m}^3$ olur. Netice olarak mevcut ön ozonlama sisteminin Perokson sistemine dönüştürülmesi halinde ön ozonlama birim maliyetinde $\sim \%20$ 'lık bir artış beklenmelidir.

Yukarıda tasarlanan Peroxon sistemiyle 2-MIB ve Geosmin $\leq 100 \text{ ng/L}$ düzeyleri için $\geq \%85-90$ 'lık bir giderim sağlanabilmektedir (Koch vd., 1992).

Önemli Uyarı: Perokson Sistemlerinde arıtılmış su Bromat seviyelerinin daha dikkatli biçimde izlenmesi gerekmektedir.

Not: Kapasitesi $\geq 100.000 \text{ m}^3/\text{gün}$ olan SAT için Perokson sistemine dönüşüm ilave birim maliyeti $\sim 0,85 \times 0,0027 = 0,0023 \text{ \$/m}^3$ civarında alınabilir.

Kaynaklar:

Langlais, B., Reckhow, D. A., Brink, D. R. (1991). Ozone in Water Treatment: Application and Engineering. Chelsea, Mich: Lewis Publishers Inc.

Rakness, K. L. (2005). Ozone in Drinking Water Treatment: Process Design, Operation and Optimization. Denver, Colorado: American Water Works Association.

EK II. AWWA TOZ AKTİF KARBON STANDARDI

EK B: 2-MIB/Geosmin ve Tanin Değerleri Testleri

Bölüm B.1: 2-MIB/GEOSMİN TESTİ

Bölüm B.1.1 2-metilizoborneol (2-MIB) ve Geosmin'in Performans Bazlı Değerlendirmesi

Bu bölümde tanımlanan TAK (toz aktif karbon) değerlendirme testi, bir kamu kuruluşuna tat ve koku gideriminde en etkili toz aktif karbonu seçme konusunda yardımcı olmak için tasarlanmıştır. Eğer bu prosedür TAK tekliflerini değerlendirmede kullanılacaksa, bileşiklerden biri kullanılarak her ikisini de temsil etmelidir, böylece çelişkili sonuçlardan kaçınılmış olunur.

Bu prosedür, su kalitesi bilinen bir suyun, 2-MIB veya geosmin'in başlangıç konsantrasyonundan bağımsız olarak, her bir toz aktif karbon türünün bir dozunda sabit bir giderim yüzdesi elde edileceği kuralına göre oluşturulmuştur. Giderilecek hedef bileşiğin başlangıç konsantrasyonunun seçimi, ölçümün kolaylığı ve bileşiğin maliyetine göre olmalıdır. Bu tür çalışmalarda giderilecek bileşik için 50 ng/L başlangıç konsantrasyonunun uygun olduğu düşünülmektedir.

Bölüm B.1.2 Kullanılacak Çözeltiler ve Ekipmanlar

B.1.2.1 Reaktifler

1. *Ham su.* HDPE damacanaya 5 galon (~19 L) ham su toplanır. Bu ham suyun 18 L'si ikinci bir HDPE damacanasına aktarılır (1 L'lik mezür veya 18 L hacimli bir damacana kullanılabilir).

2. *Test için kullanılacak 2-MIB/geosmin çözeltisi.* 50 ng/L'lik 2-MIB/geosmin çözelti matriksi hazırlamak için, 100 µg/L'lik 2-MIB/geosmin reaktifinden 9 µg/L alınarak 18 L suya ilave edilir. (Not: Eğer 2-MIB/geosmin konsantrasyonunun 50 µg/L'den büyük olduğu biliniyorsa, bu adım halen takip edilebilir çünkü giderim oranı başlangıç konsantrasyonundan bağımsızdır). Buna ek olarak, eğer çalışılan hamsuda 2-MIB ve/veya geosmin varsa, konsantrasyonu *Su ve Atıksuların İncelenmesi için Standart Metotlar* ile belirlenebilir. Bu durumda, yukarıda belirtildiği gibi suya ayrıca bileşik eklemeye gerek yoktur.

3. *TAK bulamacı.* 10000 mg/L'lik [(10000 mg “alındığı gibi” TAK) / (organikten arındırılmış (distile) 1L su)] konsantrasyona sahip homojen bir TAK bulamacı hazırlanır. Örneğin, 1.0 gr “alındığı gibi” TAK tartılır. Aktif karbon 100 mL'lik organikten arındırılmış suyun bulunduğu 100 mL'lik balon jojeye transfer edilir. Şişenin ağzı, vidalı kapak PTFE veya yapışmaz-kaplanmış kapak ile mühürlenir. Manyetik karıştırıcıyla 10 dakika süreyle karıştırılır. Kullanılmadığı zamanlarda TAK bulamacı desikatörde saklanmalıdır. Test için TAK bulamacını kullanmadan önce, bulamaç tekrardan 10 dakika karıştırılmalıdır.

4. *Test için koagülan çözeltisi.* Öncelikle koagülandan 5000 mg tartılarak 10000 mg/L'lik konsantre koagülan çözeltisi hazırlanır. Tartılan koagülan 500 mL organik barındırmayan cam şişeye aktarılır ve 10 dakika boyunca manyetik karıştırıcıyla karıştırılır. Serin ve karanlık bir yerde muhafaza edilir.

5. *Diğer kimyasallar (örneğin polimerler, oksidanlar vb.).* ham suyun saha ölçekli arıtımı esnasında başka arıtma kimyasalları ekleniyorsa, Bölüm 1.2.1 (4)'teki gibi konsantre çözeltiler hazırlanmalıdır.

B.1.2.2 Ekipman

1. Jar/kavanoz testi ekipmanları
2. Kronometre
3. Vakum filtresi ekipmanı ve 0,45 mm'lik filtre kağıdı

Bölüm B.1.3 Performans Testi Prosedürü

B.1.3.1 Hazırlanış

1. Çeşitli arıtma kimyasallarının eklendiği zaman ölçeğini belirlemek için tam-ölçekli tesisin temel işlemlerinin bilinmesi/belirlenmesi ve kaydedilmesi gerekmektedir (Örneğin, tesiste hangi noktada hangi spesifik kimyasalın eklendiği bilgisi). Bu süreler, jar testi esnasında eklenen kimyasalların ekleniş anları ile örtüşmelidir.

2. Tesiste kullanılan arıtma kimyasallarının (örneğin koagülan, polimer, oksidan..) konsantrasyonları belirlenmeli ve kaydedilmelidir. Ayrıca bu kimyasalların çözeltileri, yapılacak çalışma/test için daha önce B 1.2.1 (4)'te belirtildiği gibi hazırlanmalıdır. Hazırlanan çözeltilerin konsantrasyonları tam ölçekli tesiste kullanılan konsantrasyonlarla örtüşmelidir.

3. Eğer geçmişte tam-ölçekli tesiste tat ve koku giderimi için TAK kullanılmışsa, jar testi deneyi için kullanılacak TAK dozları, söz konusu eski çalışmalarda kullanılan konsantrasyonları kapsamalıdır. Daha önce bu tarz bir çalışma yapılmamış ise, aktif karbon performansını belirlemek için oluşturulacak “doz-giderim eğrisi” için 0, 10, 20, 30 ve 40 mg/L dozlar uygun olacaktır. Sıfır konsantrasyonu kontrol görevi görecektir. Kalite kontrol amacı için deney prosedürüne eklenen 6. Kavanoz, sıfır konsantrasyonlu kavanozun çifti olacaktır. Esas çerçeve ortaya çıktıktan sonra, gerekli görülürse daha sık aralıklara sahip TAK dozları, başta belirlenen dozlara ilave edilebilir.

4. Tam ölçekli tesis için 2-MIB ve geosmin giderim hedefi belirlenmelidir (çıkış 2-MIB&geosmin konsantrasyonlarının ne olması isteniyorsa hedef buna göre belirlenir). 2-MIB ve geosmin için koku algı limiti 9 ile 13 ng/L arasındadır, dolayısıyla belirlenecek hedef bu aralığın altında kalmalıdır (Not: Tam arıtma hedefi, tüketicinin hassasiyetine bağlıdır).

Performans testi prosedürünü en iyi şekilde açıklamak adına, yaygın kimyasal dozları ve temas sürelerini içeren bir örnek prosedür kullanılacaktır. Aşağıdaki örnek ham su girişinde TAK dozlaması yapan bir su kuruluşuna ait olup, hızlı karıştırma ünitesine ulaşmadan önce 5 dakikalık temas süresi tanınmaktadır: Hızlı karıştırma ünitesinde 80 mg/L alum ilave edilmekte; arkasından 20 dakika süren flokülasyon gelmektedir. Daha sonra, suyun 2 saat çökeltimine müsaade edilmektedir (Jar testi deneyinin kesin olarak tam ölçekli tesisi taklit etmesi açısından prosedürün bu kısmına kesinlikle çok dikkat gerektirmektedir).

B.1.3.2 Prosedür

1. Her bir jar testi kavanozuna test 2-MIB/geosmin çözeltisinden 2 L ilave edilir.
2. Karıştırıcı 60 ila 80 rpm hızına getirilir (veya G eşdeğeri).
3. Her kavanoza, TAK bulamacından aynı anda 0, 2, 4, 6, 8 ve 8 mL (bu hacimler 0, 10, 20, 30, 40 ve 40 mg/L'lik TAK dozlarına karşılık gelmekte) hacimlerde eklenir (İkinci 40 mg/L doz kalite kontrol amaçlıdır). Zamanlayıcı başlatılır. Her kavanoz, 5 dakika süreyle 60 ila 80 rpm (G eşdeğeri) karıştırılır.
4. 5 dakikanın sonunda, her bir kavanoza aynı anda 160 mL (80 mg/L'ye eşdeğer) koagülan bulamacından ilave edilir. Karıştırma hızı 20 dakikalığına 30 rpm (veya G eşdeğeri)'e düşürülür.
5. 25. dakika sonunda (5 dakika 60 – 80 rpm ve 20 dakika 30 rpm), karıştırma işlemi durdurulur ve kavanoz içeriğinin 2 saat boyunca çökmesine izin verilir.
6. Çökeltimin ardından, çözelti olabildiğince stabil tutarak, çökeltilmiş çözeltiden 1200 mL kadar alınır ve vakum filtresinden geçirilir.
7. Filtrat analiz konteynerına aktarılır (Sudaki 2-MIB ve geosminin analizi için *Su ve Atıksuların İncelenmesinde Standart Metotlar*).

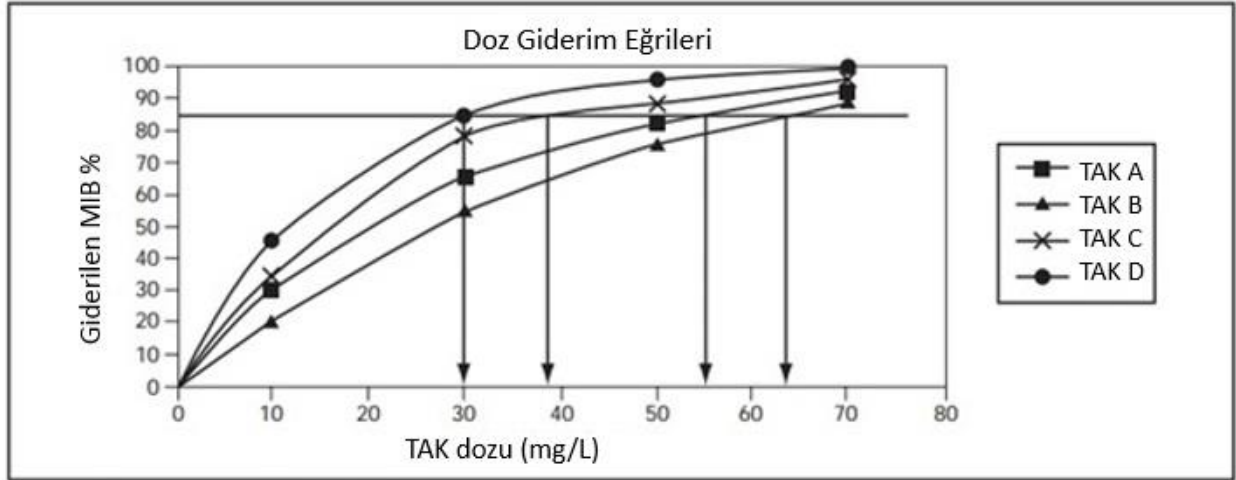
B.1.3.3 Hesaplamalar

1. Jar testi prosedüründeki örneklerin analizi tamamlandığında, bir kontrol kavanozuyla birlikte (sıfır karbon içeren kavanoz), her bir karbon dozu için giderilen 2-MIB ve geosmin yüzdesi aşağıdaki denklem yardımıyla belirlenir:

$$\text{Giderilen \%} = \frac{\text{Kontrol konsantrasyonu} - \text{Son konsantrasyon}}{\text{Kontrol konsantrasyonu}} \times 100$$

Örneğin, eğer kontrol 2-MIB konsantrasyonu 50 ng/L, belirli bir dozun son 2-MIB konsantrasyonu 8 ng/L olarak belirlenmişse, bu karbon dozu için giderim % 84'tür.

2. Karbon dozları x-ekseni, giderim yüzdeleri y-ekseninde olacak şekilde her bir TAK için noktalar belirlenir. Noktaların birleşimi sonucunda çizilen eğri doz-giderim veya doz-tepki eğrisidir.



Şekil- VI TAK doz-eşdeğeri performans faktörleri için örnek hesap grafiği.

3. İlgili karbonlar için performans faktörü oluşturmak için Şekil- VI kullanılabilir. Elde edilen performans faktörleri ağırlıklı TAK maliyetlerini oluşturmak için kullanılabilir. Buna ek olarak, hangi karbonun avantajlı olduğu belirlendiğinde ona ait eğri, tat ve koku dönemlerinde uygun TAK dozunu belirlemek için kullanılabilir. Bu durum, aşağıdaki örnekte detaylandırılmıştır.

Giderim eğrileri çizilmiş karbonlar için performans faktörünü belirlemede kullanılan metot, aşağıdaki örnekle özetlenmiştir.

1. 2-MIB için kontrol konsantrasyonu = 50 ng/L (hamsudaki konsantrasyon veya ilave edilmiş konsantrasyon)

2. Hedef giderim konsantrasyonu = 8 ng/L, yani %84 giderim gereklidir.

3.Şekil- VI'daki grafikte y-ekseninde %84 verim, TAK eğrisiyle çakışan noktaya kadar sağa doğru takip edilir. Aşağıya doğru x-eksenine bir çizgi çekilerek denk gelen TAK dozu okunur. Her bir eğri için bu işlem tekrar edilir ve karşılık gelen TAK dozu kaydedilir. Örneğin, TAK D için %84 2-MIB gideriminde çizilen doğru x-eksenini 30 mg/L'de kesişmektedir.

4. Hedef giderime ulaşan (%84) her bir TAK için doz, hedef giderime ulaşan en küçük TAK dozuna bölünür. Elde edilen rakamlar, rölatif performans faktörüdür. Örneğin;

- TAK D = $30/30 = 1$
- TAK C = $38/30 = 1,27$
- TAK A = $55/30 = 1,83$
- TAK B = $63/30 = 2,10$

Tablo- I Performans faktörleri ile belirlenen ağırlıklı maliyetlere ait değerler.

TAK	TAK dozu (mg/L)	Maliyet/ton	Performans Faktörü	Ağırlıklı maliyet/Ton
D	30	\$ 1000	1,00	\$ 1000
C	38	\$ 895	1,27	\$ 1137
A	55	\$ 1010	1,83	\$ 1848
B	63	\$ 800	2,10	\$ 1680

5. Her bir TAK maliyeti performans faktörüyle çarpılarak ağırlıklı maliyetler (performans bazlı maliyetler) belirlenir. Örnek maliyetler Tablo- I’de görülmektedir.

6. 1 ile 5 arasında açıklanan hesaplamalar geosmin için tekrar edilir.

7. Son/nihai ağırlıklı maliyet tayini 2-MIB faktörleri, geosmin faktörleri veya ikisinin kombinasyonu temel alınarak belirlenebilir. Kuruluş, geçmişteki verileri kullanarak hangisinin uygun olduğuna karar vermelidir. Eğer geçmişe ait herhangi bir veri mevcut değilse, 2-MIB faktörü ve geosmin faktörünün ortalaması, nihai ağırlıklı maliyeti belirlemede makul olacaktır.

Ref: AWWA Toz Aktif Karbon Standardı B600-10 – Ek B

EK III. DEZENFEKSİYON TANKI TASARIM ESASLARI (AWWA, 2012)

Gerekli Dezenfektan Temas Süresi

Yüzeysel suların arıtıldığı su arıtma tesislerinde (SAT) gerekli patojen giderimini sağlamak üzere çöktürme (durultucu) ve filtrasyon kademelerine sahip klasik arıtma teknolojisi uygulanmaktadır. Yüzeysel ve yüzeysel sularca doğrudan etkilenen yeraltı sularını arıtan SAT’inde, arıtılmış suyun dağıtım şebekesine verilme öncesinde mutlaka dezenfeksiyon yapılması gerekir.

Kimyasal dezenfektanların patojenlerin giderimindeki etkinliği başlıca aşağıdaki parametrelere bağlıdır:

- Kullanılan dezenfektanın cinsi
- Bakiye dezenfektan konsantrasyonu (C)
- Dezenfektanın temas süresi (T)
- Suyun sıcaklığı
- Suyun pH’ı (klor kullanımı durumunda)

Bakiye dezenfektan konsantrasyonu (C, mg/L) ile temas süresi (T, dk) çarpımı CT değeri olarak adlandırılır. Çeşitli dezenfektanlar için, ilgili standartları sağlamak üzere gerekli CT değerleri Tablo- II’de verilmiştir (Metcalf&Eddy, 2014). Herhangi bir SAT dezenfeksiyon tankı çıkışında ham atıksudaki Giardia kistlerinin % 99,9 (3-log), virüslerin ise % 99,99 (4-log) oranında giderim veya inaktivasyonunun sağlanması gerekir.

Tablo- II Filtre edilmiş ikinci kademe atıksu arıtma tesisi çıkış suyunda bakteri, virüsler, Cryptosporidium ve Giardia lamblia kistlerinin çeşitli inaktivasyon seviyeleri için rölatif CT değerleri ^{a,b}.

İnaktivasyon mertebesi					
Dezenfektan	Birim	1-log	2-log	3-log	4-log ^c
Bakteri ^d					
Serbest klor	mg.dk/L	0,4-0,6	0,8-1,2	1,2-1,8	1,6-2,4
Kloramin	mg.dk/L	50-70	95-150	140-220	200-300
Klor dioksit	mg.dk/L	0,4-0,6	0,8-1,2	1,2-1,8	1,6-2,4
Ozon	mg.dk/L	0,005-0,01	0,01-0,02	0,015-0,03	0,02-0,04
UV radyasyonu	mJ/cm ²	10-15	20-30	30-45	40-60
Virüs					
Serbest klor	mg.dk/L		1,5-1,8	2,2-2,6	3-3,5
Kloramin	mg.dk/L		370-400	550-600	750-800
Klor dioksit	mg.dk/L		5-5,5	9-10	12,5-13,5
Ozon	mg.dk/L		0,25-0,3	0,35-0,45	0,5-0,6
UV radyasyonu	mJ/cm ²		40-50	60-75	80-100

Tablo- II (devamı)

Protozoa (<i>Cryptosporidium</i>)^f				
Serbest klor	mg.dk/L	2000-2600	4000-5000	
Kloramin	mg.dk/L	4000-5000	8000-10.000	
Klor dioksit	mg.dk/L	120-150	235-260	350-400
Ozon	mg.dk/L	4-4,5	8-8,5	12-13
UV radyasyonu	mJ/cm ²	2,5-3	6-7	12-13
Protozoa (<i>Giardia lamblia kisti</i>)^g				
Serbest klor	mg.dk/L	20-30	45-55	70-80
Kloramin	mg.dk/L	400-450	800-900	1100-1300
Klor dioksit	mg.dk/L	5-5,5	9-11	15-16
Ozon	mg.dk/L	0,25-0,3	0,45-0,5	0,75-0,8
UV radyasyonu	mJ/cm ²	2-2,5	5,5-6,6	11-13

^a Kaynak: AWWA (1991), Baumann ve Ludwig (1962), Crittenden vd. (2012), Hoff (1986), Federal Düzenlemeler Kanunu – Başlık 40 (40 CFR 141.2), Maguin vd. (2009), Montgomery (1985), Roberts vd. (1980), Sung (1974), U.S. EPA (1999).

^b Belirtilen CT değerleri yüksek sıcaklık değerleri içindir ve pH'a duyarlıdır. Sıcaklıktaki her 10°C'lik artışta dezenfeksiyon hızı 2 ila 3 arasında bir faktörle/oranla artacaktır.

^c 4-log giderimi için CT değerleri aralığı doz-tepki eğrisinin lineer olan kısmı içindir. İkincil arıtma çıkış suyunun filtreden geçirilmesi sonucu elde edilen partikül boyut dağılımına bağlı olarak, 4-log giderimi elde edilebilmesi için çok daha yüksek CT değerlerine ihtiyaç duyulabilir.

^d Belirtilen CT değerleri toplam koliform içindir. Fecal koliform ve *E coli* için çok daha düşük CT değerleri bildirilmiştir.

^e Giderimi için çok daha yüksek UV dozuna ihtiyaç duyulan adenovirüs haricinde (4-log inaktivasyonu için 16-200 mJ/cm² gibi yüksek değerlerde)

^f *Cryptosporidium* 'un serbest veya bağlı klor ile inaktivasyonu için verilen değerler oldukça değişkendir. 10.000 mg.dk/L CT değerinden büyük değerlerde kloraminlerle %99 oranında inaktivasyon görülmüştür. Görüldüğü üzere, *Cryptosporidium* için serbest veya bağlı klor etkili bir dezenfektan değildir. Bunun ötesinde, *Cryptosporidium* oositleri genelde daha da yüksek CT değerleri gerektirmektedir.

^g İnfektivite çalışmalarından elde edilen sonuçlar esas alınmıştır.

EPA (1990) tarafından verilen klasik SAT ve doğrudan (direkt) filtrasyon sistemi ile elde edilebilecek tipik log-giderim verimleri Tablo- III'te verilmiştir. Su arıtma tesislerinde giderilemeyen patojenlerin dezenfeksiyon uygulanarak inaktive edilmeleri gerekmektedir. Filtrasyon temininin bulunmadığı su arıtma tesislerinde, gerekli tam dezenfeksiyonun klor veya ozonla sağlanması gerekir.

Tablo- III Yüzeysel sularda dezenfeksiyon ihtiyacı (EPA, 1990).

Proses	Log-giderim verimi	
	Giardia kistleri	Virüsler
Minimum giderim (EPA, 1990)	3	4
Konvansiyonel SAT'inde	2,5	2
Dezenfeksiyona kalan	0,5	2
Direkt (doğrudan) filtrasyon	2	1
Dezenfeksiyona kalan	1	3

EPA (1990): US Surface Water Treatment Rule

Tek noktada dezenfeksiyon. Tek noktada (Dezenfeksiyon Ünitesi) dezenfeksiyon uygulanan SAT'inde CT değeri, temas tankı çıkışındaki bakiye dezenfektan konsantrasyonuna göre belirlenir. Dezenfektan uygulama noktası ile bakiye dezenfektan ölçüm noktası arasındaki tank/havuz ve boru/kanallardaki toplam temas süresi, bakiye konsantrasyonla çarpılarak CT değeri hesaplanır.

Bu en basit CT hesaplama yöntemi olup, gerçek durumun aksine, temas tankındaki çıkış öncesi daha yüksek bakiye dezenfektan konsantrasyonları dikkate alınmaz. Bu mahzuru gidermek için, klor temas tankı her biri farklı C_i ve T_i değerlerine haiz belli sayıda alt hacimlere (bölmelere) ayrılarak, $C_i T_i$ değerlerinin toplamından hareketle daha gerçekçi bir CT değeri hesaplanabilir (Carlson vd., 2002).

Çoklu dezenfektanlar veya uygulama noktaları. Birden fazla dezenfeksiyon uygulama noktası olan tesislerde, ardışık iki dezenfeksiyon uygulama noktası arasındaki CT değerleri ayrı ayrı hesaplanarak tesisin CT profili belirlenebilir. Ön ozonlama, filtrasyon öncesi ara ve son klorlama uygulamaları bu duruma örnek olarak gösterilebilir.

Performans oranı. Performans oranı SAT’indeki gerçek $(CT)_g$ değerinin mevzuatın öngördüğü $(CT)_{st}$ değerine oranı olarak ifade edilir. CT değeri pH ve sıcaklığa göre değişebileceği için su arıtma tesislerinde $(CT)_g / (CT)_{st} \geq 1,0$ (~1,1) olmalıdır.

Maksimum (pik) saatlik debi değişimleri. Tesisten saatlik pik debinin geçtiği dönemdeki CT değeri veya CT profilinin belirlenmesi de SAT minimum dezenfeksiyon performansının değerlendirilmesi bakımından önem taşır.

Temas süresinin belirlenmesi. Temas süresi (T), dezenfeksiyon uygulama noktası ile bakiye klor konsantrasyonu ölçümünün yapıldığı yer arasında geçen süredir. Bu süre (T), temas tankı veya iletim kanalı/borusunun tasarım ve fiziksel karakteristiklerine bağlı olarak değişir.

Borulardaki temas süresi. Borulardaki temas süresi,

$$T = \frac{\text{boru içi hacmi}}{\text{borudan geçen saatlik pik debi}}$$

ifadesinden hesaplanabilir.

Havuz ve haznelerdeki temas süresi. Muhtemel kısa devre ve/veya ölü bölgeler dolayısıyla havuz, tank ve haznelerdeki temas süresi (T), teorik hidrolik bekleme süresinden farklılık gösterir. CT değeri hesabında esas alınacak T değeri, havuz ve haznelerdeki akımın hidrolik rejimi, geometrik şekil ile giriş ve çıkış yapılarının özelliklerine bağlıdır. Genelde uzun dikdörtgen planlı, giriş/çıkış yapıları uygun biçimde dalgıç perdelerle donatılmış havuzlarda kısa devreler asgari düzeydedir.

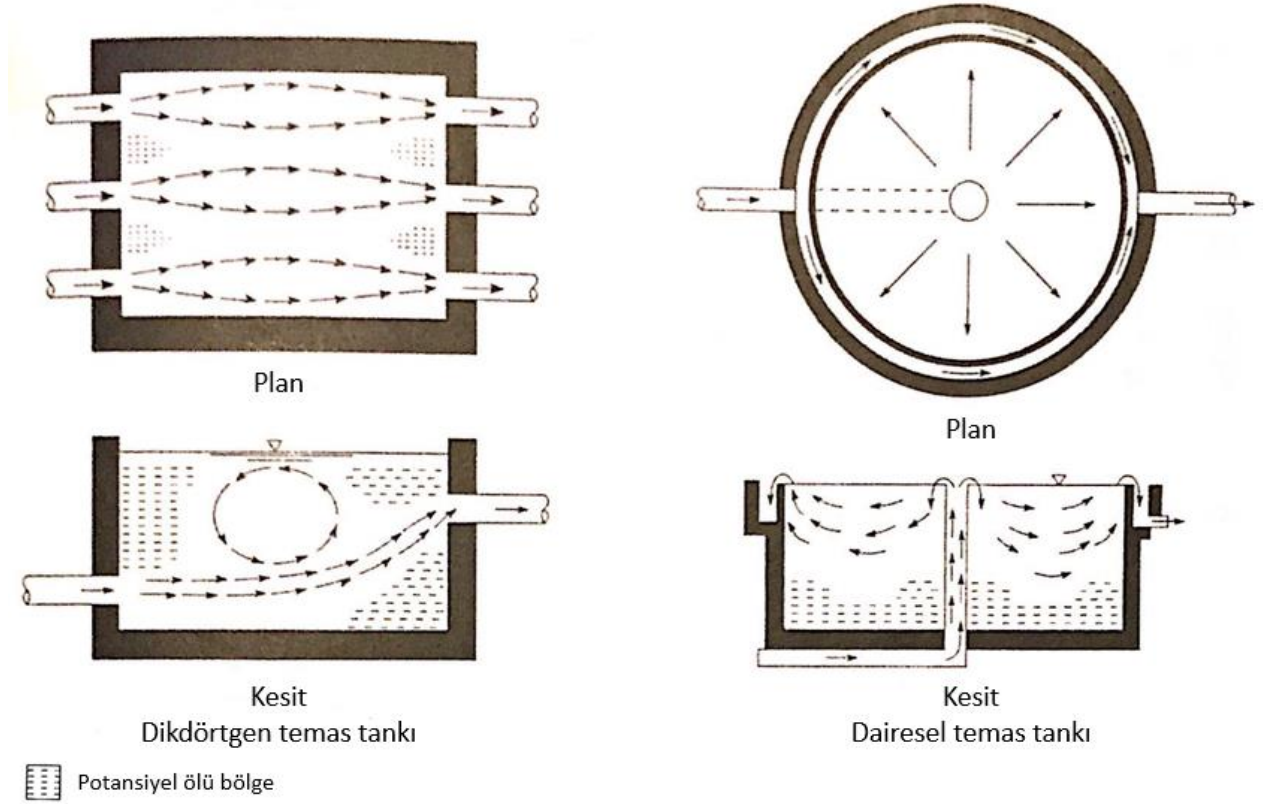
CT hesabında esas alınan temas süresi, havuzdan geçen akımın %90’ının hidrolik kalış süresinin eşit veya büyük olduğu (~%10 kısa devre) süredir. Bu hidrolik bekleme süresi T_{10} ile gösterilir. Çeşitli debilerdeki T_{10} değeri iz madde deneyleri veya teorik yaklaşımla belirlenebilir (Tablo- IV).

Belli şartlarda havuz/tank temas süreleri, önceki tecrübeler ve bazı teorik esaslar dikkate alınarak yaklaşık olarak tahmin edilebilir. Havuz ve tanklar için kötü, orta ve çok iyi perdeleme durumları Şekil- VII, Şekil- VIII ve Şekil- IX’te verilmiştir. Şekillerdeki kesikli yatay çizgili alanlar kısa devre veya ölü bölgelerin oluştuğu kısımları göstermektedir.

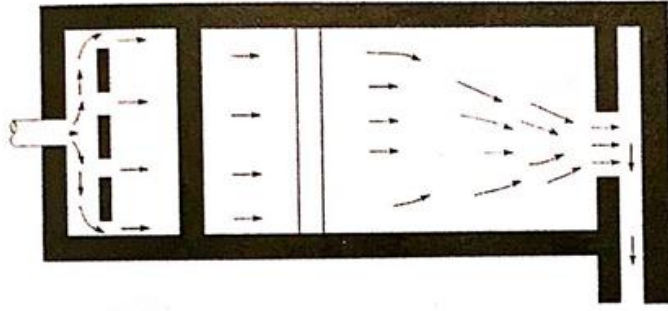
Havuz ve haznelerdeki hidrolik bekleme ve temas süreleri, su (seviyesi) kotu, katı madde (çamur) tabakası kalınlığı ile su seviyesinin yükselip alçalma durumlarına bağlı olarak da değişir. Dolayısıyla anılan faktörlerin de temas süresi hesabında dikkate alınması gerekir.

Filtrelerdeki temas süresi. Genellikle akımın çok iyi dağıtıldığı kum filtreleri, çok iyi perdelenmiş reaktörler olarak sınıflandırılır. Filtrelerdeki hidrolik bekleme veya temas süresi (T_{10}), filtre yapısındaki su hacminin filtre malzemesi hacmi düşüldükten sonra kalan kısmı tesisten geçen debiye bölünerek bulunan değer perdeleme faktörü ($\sim 0,7$) ile çarpılarak hesaplanır. Tecrübeler, 10 m/h filtrasyon hızı ile işletilen hızlı kum filtrelerinde T_{10} değerinin ~ 15 dk olduğunu göstermektedir.

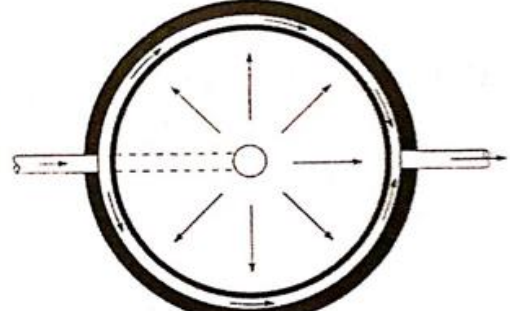
Dezenfektan izleme ihtiyacı. Dünya genelinde, içme suyu mevzuatı gereği belli bir nüfusun üzerine hizmet veren su dağıtım şebekelerinde, şebekeye verilen suda sürekli biçimde bakiye dezenfektan (klor) izlemesi yapılır. Şebekeye beslenen içme/kullanma sularındaki bakiye klor seviyesinin 0,2 mg/L altına düşmesine izin verilmemelidir.



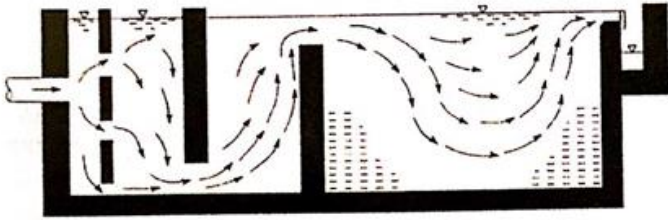
Şekil- VII Zayıf perdeleme durumu için temas tankı örnekleri.



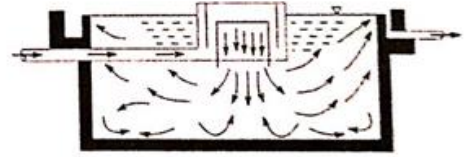
Plan



Plan



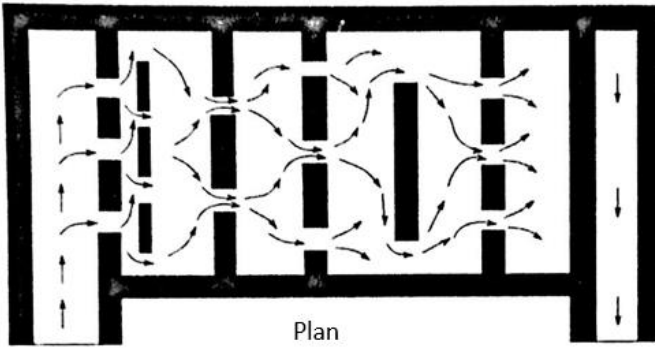
Kesit
Dikdörtgen temas tankı



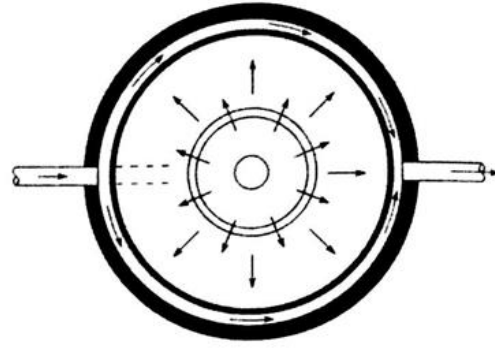
Kesit
Dairesel temas tankı

 Potansiyel ölü bölge

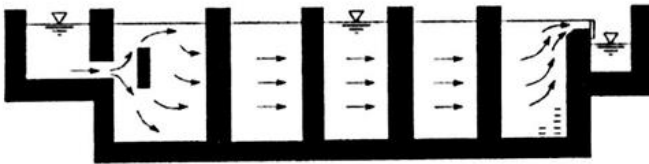
Şekil- VIII Orta perdeleme durumu için temas tankı örnekleri.



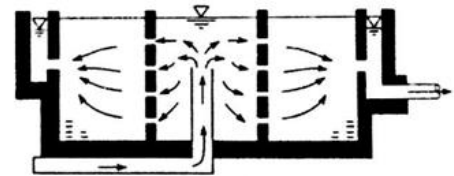
Plan



Plan



Kesit
Dikdörtgen temas tankı



Kesit
Dairesel temas tankı

 Potansiyel ölü bölge

Şekil- IX Çok iyi perdelemeye sahip dezenfektan temas tankı örnekleri.

Tablo- IV Perde sınıflandırması (EPA, 1991).

Perdeleme durumu	T_{10}/T_0	Perdeleme tanımı
Çok zayıf	0,1	Perdesiz (karışık akım), hareketli, çok düşük uzunluk/genişlik oranı, yüksek giriş ve çıkış akım hızları
Zayıf	0,3	Tekil ya da çoklu perdesiz girişler ve çıkışlar, havuz içi perdeleme olmaması
Ortalama	0,5	Havuz içi perdelerle düzenlenmiş giriş ve çıkış
Çok iyi	0,7	Delikli giriş perdesi, şaşırtmalı ya da delikli havuz içi perdeler, çıkış savağı ya da delikli boru/kanal
Mükemmel	1,0	Çok yüksek uzunluk/genişlik oranı (piston akım), delikli giriş, çıkış ve havuz içi perdeler

Dezenfeksiyon/oksidasyon temas tanklarında uzunluk/genişlik (L:W) oranının T_{10}/T_0 üzerindeki etkisi,

$T_{10}/T_0 = 0,2163 \log (L/W) - 0,0827$, ($R^2 = 0,87$) ifadesiyle verilmektedir (Crozes, 1999).

Su dağıtım şebekesi girişi yanında şebekede, koliform numunelerinin alındığı noktalarda da sistematik bakiye dezenfektan (klor) ölçümleri yapılmalıdır. Bakiye dezenfektanın ölçülemediği (~ 0 olduğu) numune sayısı toplam numune sayısının %5'ini geçmemelidir. Şebekede bakiye klor ölçüm programı sonuçları düzenli raporlar halinde ilgili denetleyici kuruma bildirilmelidir.

Kaynaklar:

Carlson, K., W. Bellamy, J. Ducoste ve G. Amy (2002). Implementation of the Integration Disinfection Design Framework. AWWA RF Report 90848. Denver: Water Research Foundation.

Crozes vd. (1999). *Improving Clearwell Design for CT Compliance*, AWWA Research Foundation, Denver, Colorado.

Metcalf&Eddy. (2014). *Wastewater Engineering: Treatment and Resource Recovery*. New York: McGraw-Hill.

EK IV. Tat ve Koku Şikayeti Araştırma (Anket) Formu

Şikayetin ilk alındığı tarih:

Bilgi Toplanması

Aşağıdaki sorular saha araştırması sırasında veya telefon görüşmesiyle şikayetçi kişilere yöneltilerek araştırmacı tarafından doldurulacaktır. Ek bilgiler su tesisi işletmecisi tarafından temin edilebilir.

1. Şikayet mekanının konumu ve tanımı
(adresi, su tesisi, konut veya ticari...)

2. Tat veya koku ilk olarak ne zaman
algılandı?
Sorun hala devam ediyor mu?
Ne kadar süredir devam ediyor?

3. İlk defa oluşan bir durum muydu yoksa
tekerrür eden bir problem mi? Eğer tekrar
ettiyse, söz konusu şartları tanımlayınız.

4. Güncel su aktivitesini tanımlayınız [Musluk
en son kullanılabildiği ne kadar zaman oldu?
(gece, haftasonu..)]

5. Sorun hala devam ediyor mu?

6. Tüketici/müşteri sorunu nasıl tanımlıyor?
Sorun en belirgin şekilde ne zaman algılanıyor?
Problem çoğunlukla tat mı koku mu? (içme
suyu, kahve, buz küpü..)
Evdeki diğer bireyler de sorunu aynı biçimde
tanımlıyor mu?

7. Tat ve koku hem sıcak hem de soğuk suda
mevcut mu?

8. Komşular da aynı sorunu yaşıyor mu? (Komşular tarafından şikayet dile getirilmese dahi, yakındaki komşudan örnek almak iyi bir fikir olabilir. Hiç şikayet gelmemesi sorunun olmadığı anlamına gelmez.)

Cevap hayır ve komşular sorun yaşamıyor ise, sorunun kaynağının tüketicinin mülkü içinde olduğu görülmektedir.

Cevap evet ve diğer yerleşim birimleri de benzer sorunlar yaşıyorsa ise, sorunun kaynağı dağıtım sistemi/şebekesi olabilir.

9. Tüketici kullanım noktası cihazına mı giriş noktası cihazına mı sahip? Ne kadar süredir işletiliyor? Cihaza bakım yapıldı mı?

10. Tüketici basınçlı hortuma (tabanca-tipi nozül) sahip mi?

Aşağıdaki sorular su tesisi veya dağıtıcısı tarafından cevaplandırılmalıdır.

11. Tüketici mülküne giden suyun kaynağı nedir? (Su sağlanan kaynakta herhangi bir tat ve koku sorunu bildirildi mi?)

Su kaynağının durumunun kontrol edilmesi için (mümkünse) dağıtımçı ile irtibata geçiniz.

12. Hizmet hattı yeni mi eski mi? Bakır mı galvanize mi?

13. Hizmet hattı boyunca akım (debi), evin üst katlarındaki basınç kaybını önlemeye uygun mu?

14. Şikayet(ler)in konumu dağıtım şebeke(leri)sinin neresinde (ölü uca yakınlık, tanka yakınlık vb.) Dağıtım şebekesi haritasında söz konusu şikayet(ler)in konumunu/yerini saptayınız.

Örnek Toplama ve Saha İçi Örnek Analizi

Saha ziyareti tarihi:

1. Tüketicinin mülkündeki suyu kontrol ediniz
(sahada tat ve koku analizi yapınız).

2. Saha analizi tüketicinin tanımıyla örtüşüyor
mu?

Tüketicinin suyu tatmasını ve koklamasını
sağlayınız.

3. Araştırılan su örneğinin tat ve kokusunu
kokusuz (veya tesis çıkış suyu) ile
karşılaştırınız. Tüketicinin de aynı şeyi
yapmasını sağlayın ve sonuçları not edin.

4. Aşağıdaki parametreleri ölçün.

- Sıcaklık
- pH
- Bakiye klor (serbest ve toplam)
- Çözünmüş oksijen (mümkün
olduğunda)

5. Uygun tüm noktalardan örnekler toplayarak
analiz için laboratuvara götürünüz.
(Örnekleme yapılan noktalar arasında
tüketici musluğu da olmalıdır. Sorun hala
devam ediyorsa, dağıtım şebekesindeki
benzer tat ve koku problemi yaşayan diğer
sahalar, tesis çıkışı ve söz konusu sahaya su
sağlayan diğer kaynaklardan da örnek
alınmalıdır).

Gereken Ekipman ve Cam Malzemeler

Saha analizi

Termometre

Taşınabilir pH-metre

Taşınabilir çözünmüş oksijen probu (opsiyonel)

Bakiye klor kiti

Laboratuvar analizleri için örnekleme

Mavi buzlu buzluk

Cam malzeme:

1. Tat profil analizi (FPA): Teflon kaplamalı kapaklı 1 litrelik Wheaton şişe (her mahal için 2 şişe)
2. Kapalı döngü sıyırma analizi (CLSA): Teflon kaplamalı kapaklı 1 litrelik Wheaton şişe (her mahal için 2 şişe)
3. Simültane distilasyon ekstraksiyonu (SDE): Teflon kaplamalı kapaklı 1 litrelik Wheaton şişe (her mahal için 4 şişe)
4. İnorganik analiz:

Genel parametreler (sertlik, alkalinite, pH, elektroiletkenlik, bulanıklık: 2 litrelik plastik şişe (her mahal için 1 şişe)

Metaller: 250 mL'lik plastik şişe (her mahal için 1 şişe)

5. Mikrobiyolojik analiz

- Heterotrofik plak sayımı (HPC): koruyucu olarak tiyosülfat içeren 250 mL'lik otoklavlı plastik şişe (Her mahal için 1 şişe)
- Mantar ve aktinomisetler: 1 L'lik otoklavlı plastik şişe (Her mahal için 1 şişe)

Mümkün olduğunda, gerektiğinde ek analiz imkanı sağlanması açısından amber (kahverengi) cam şişelere fazladan 8-10 litre örnek alınmalıdır. Örnek şişeleri buzdolabında saklanmalıdır.

Kaynak: Khiari vd., Distribution Generated Taste-and-Odor Phenomena, 2002.

EK V. SU VE ATIKSU ARITIMINDA KULLANILAN KİMYASALLARIN ÖZELLİKLERİ

Tablo- V Su ve Atıksu Arıtımında Kullanılan Kimyasalların Özellikleri.

Kimyasal ticari ismi	veya	Formül	Özgül ağırlık	Yoğunluk, kg/m ³	Toplam molekül ağırlığı	Aktif molekül ağırlığı	Aktifliği (%)	Ticari safiyeti	Donma noktası, °C	Uygun depolama malzemesi
Aktif karbon			1,3- 1,7	240-480						Kuru: demir, çelik; sulu: kauçuk ve silikon astarlı, tip 316 paslanmaz çelik
Alum		Al ₂ (SO ₄) ₃	1,32	1340	342	342	100	50,0	-13	FRP, PE, tip 316 paslanmaz çelik, kauçuk astarlı
Amonyum hidroksit		NH ₄ OH	0,9	900	35	35	100	29		Cam astar, çelik, demir, FRP, PE
Susuz amonyak		NH ₃		620	17			99,9+		
Kalsiyum oksit		CaO		560-1140	56			75-99 Tipik~90		FRP, PE, demir, çelik, kauçuk
Kostik soda		NaOH	1,54	1530	40	40	100	50,0	10	Karbon çeliği, polipropilen, FRP, kauçuk astarlı
Klor		Cl ₂		1470	70,9			99,8		Nakliye tankı
Demir-3 klorür		FeCl ₃	1,42	1430	162,5	162,5	100	37-47 Tipik~40		Cam, PVC ve kauçuk astarlı; FRP, PE
Demir-2 sülfat		Fe ₂ (SO ₄) ₃		1100	561,7	399,7	71	90-94		Cam, plastik ve kauçuk astarlı; FRP, PE, tip 316 paslanmaz çelik
Florosilisik asit		H ₂ SiF ₆	1,21	1210	144,1	144,1	79,2	~40		Kauçuk-astarlı çelik, PE
Fosforik asit		H ₃ PO ₄	1,57	1570	98	95,0	96,9	75-85	-17,5	FRP, epoksi, kauçuk astarlı, polipropilen, tip 316 paslanmaz çelik
Sodyum bisülfat		NaSO ₃	1,2-1,4	1200-1400	104,06			28-43		Plastik, FRP, paslanmaz çelik
Sodyum karbonat		Na ₂ CO ₃		500-1100	106			97-99,4		Demir, kauçuk astarlı, FRP, PE, çelik
Sodyum florür		NaF		800-1200	42			90-95		Demir, çelik, FRP, PE
Sodyum hipoklorit		NaOCl	1,21	1210	74,5	51,5	69,1	12-15 (mevcut Cl ₂)	-17,8	Seramik, cam, plastik ve kauçuk astarlı, FRP, PE

Tablo- V (devamı)

Kimyasal ticari ismi	veya	Formül	Özgül ağırlık	Yoğunluk, kg/m ³	Toplam molekül ağırlığı	Aktif molekül ağırlığı	Aktifliği (%)	Ticari safiyeti	Donma noktası, °C	Uygun depolama malzemesi
Sodyum metabisülfid		Na ₂ S ₂ O ₅	1,48	1480	190,10			98		Plastik, FRP, paslanmaz çelik
Sodyum sülfid		Na ₂ SO ₃		1280-1440	126,04			23 (mevcut SO ₂)		Pik demir, kauçuk astar, çelik, FRP, PE
Sülfürik asit		H ₂ SO ₄		1300	98	98	100	77		FRP, PE, porselen, cam ve kauçuk astarlı
Sülfür dioksit (veya kükürt dioksit)		SO ₂			64,09			99		Nakliye tankı

Kaynak:

Davis vd. (2010). *Water and Wastewater Engineering: Design Principles and Practice*. New York: McGraw Hill Education.