



## Araştırma Makalesi /Research Article

# Toz Aktif Karbon ile Alg Kökenli Geosmin ve 2-Metil İzoburneolün Giderimi: Ankara Kurtboğazı Barajı Örneği

## Removal of Algal Geosmin and 2-Methyl Isoborneol with Powdered Activated Carbon: Ankara Kurtboğazı Dam Example

Melike H. Yavuz <sup>1\*</sup>, Alper Alver <sup>2</sup>, Mehmet Çakmakçı<sup>3</sup>, A. Çağlan Günel<sup>1</sup>

<sup>1</sup>Gazi Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Çevre Bilimleri Anabilim Dalı, Ankara

<sup>2</sup>Aksaray Üniversitesi, Teknik Bilimler Meslek Yüksekokulu, Çevre Koruma Teknolojileri Bölümü, Aksaray

<sup>3</sup>Yıldız Teknik Üniversitesi İnşaat Fakültesi Çevre Mühendisliği Bölümü, İstanbul

### ÖZ

**Amaç:** Bu çalışmada, Ankara ili Kurtboğazı Barajı sularında çözünmüş organik karbon (ÇOK), UV<sub>254</sub> ile tat ve kokuya neden olan GSM ve 2-MIB' in toz aktif karbon (TAK) adsorpsiyonu ile giderimi araştırılmıştır.

**Gereç ve Yöntemler:** Yüzeysel su kaynaklarında son yıllarda alg oluşumlarının artışı ile birlikte tat ve koku sorunları da oluşmaya başlamıştır. Algler tarafından oluşturulan tat ve kokunun temel iki bileşiği 2-Metilisoborneol (2-MIB) ve Geosmin (GSM)'dir. 2-MIB ve GSM, konvansiyonel arıtma üniteleri ile pek giderilememektedir. Toz aktif karbon ilavesi veya aktif karbon ve membran prosesler gibi ileri arıtma ünitelerine ihtiyaç duyulmaktadır. Kurtboğazı Barajı sularında oluşan 2-MIB ve GSM konsantrasyonları belirlenmiştir. Baraj suyunda 2-MIB ve GSM konsantrasyonlarının düşük olması sebebiyle harici olarak numunelere bu kirleticilerden ilave edilmiştir.

**Bulgular:** 2-MIB, GSM, ÇOK ve UV<sub>254</sub> giderim verimleri dikkate alınmış ve yapılan deneylerde optimum dozaj olarak tespit edilen 20 ppm ve 15 dakika temas süresinde, yaklaşık % 84 civarında 2-MIB ve %87 civarında GSM giderimi elde edilmiştir. Baraj suyu 2-MIB seviyesi mevsimsel olarak 0,688-38,513 ng/L, GSM seviyesi ise 2,653-46,847 ng/L arasında değişmiştir. Freundlich izoterm eğrileri 2-MIB için 0,9078-3,1976; GSM için ise 0,832- 3,5982 arasında bulunmuştur. Baraj suyu UV<sub>254</sub> seviyesi 0,1073- 0,1395 cm<sup>-1</sup>, ÇOK seviyesi ise 2,87-5,96 mg C/L arasında bulunmuştur.

**Sonuç:** Kurtboğazı Baraj suyunda tat ve koku kaynaklı problemlerin gideriminde toz aktif karbonun etkin bir yöntem olduğu ortaya konmuştur.

**Anahtar Kelimeler:** Su, Kalite, Geosmin, 2-Metilisoborneol, Karbon

### Abstract

**Objectives:** In this study, the removal of dissolved organic carbon (DOC), GSM and 2-MIB, which cause taste and odor with UV<sub>254</sub>, by powdered activated carbon (PAC) adsorption in the waters of Ankara Kurtboğazı Dam were investigated.

**Material and Methods:** In recent years, with the increase of algae growth in surface water resources, taste and odor problems have also started to occur. The two basic compounds of taste and smell created by algae are 2-Methylisoborneol (2-MIB) and Geosmin (GSM). 2-MIB and GSM cannot be eliminated much with conventional treatment units. Advanced treatment units such as powdered activated carbon or activated carbon and membrane processes are needed. Concentrations of 2-MIB and GSM formed in Kurtboğazı Dam waters were determined. Due to the low 2-MIB and GSM concentrations in the dam water, these pollutants were added to the samples externally.

**Results:** 2-MIB, GSM, dissolved organic carbon and UV<sub>254</sub> removal efficiencies were taken into consideration and in the experiments, the optimum dosage was obtained at 20 ppm and 15 minutes contact time, approximately 84% 2-MIB and 87% GSM removal. Dam water 2-MIB level varied between 0.688-38.513 ng/L and GSM level between 2.653-46.847 ng/L seasonally. Freundlich isotherm curves Kf value 0.9078-3.1976 for 2-MIB; and it was found between 0.832 and 3.5982 for GSM. Dam water UV<sub>254</sub> level was found between 0.1073-0.1395 cm<sup>-1</sup> and DOC level between 2.87-5.96 mg C/L.

**Conclusion:** Powdered activated carbon has been shown to be an effective method in eliminating taste and odor-related problems in Kurtboğazı Dam water.

**Keywords:** Water, Quality, Geosmin, 2-Methylisoborneol, Carbon

İletişim adresi/Address for Correspondence:

Melike H. Yavuz  <http://orcid.org/0000-0003-1193-7870>

E-mail: [melikehuri.yavuz@gazi.edu.tr](mailto:melikehuri.yavuz@gazi.edu.tr)

Geliş tarihi/Received: 01 Mart 2021 Kabul Tarihi/Accepted: 27 Mayıs 2021 Çevrimiçi Yayın/Published Online: 30 Haziran 2021

## GİRİŞ

İçme suyunun tüketime uygunluk ve güvenliği birçok tüketici için tat ve koku ile ilişkilendirilmektedir. Bu nedenle çoğu sanayileşmiş ve gelişmiş ülkede içme suyu endüstrileri, su arıtma ve saflaştırma için daha yenilikçi ve uygun maliyetli teknolojilere ihtiyaç duymaktadır. Su kaynağı barajlar olan yerlerde, özellikle sıcak havalarda içme sularında tat ve koku ile ilgili şikayetler artmaktadır<sup>1</sup>.

Trofik seviye; suda bulunan besinler ile göllerin zenginleşme miktarını ifade etmektedir. Göl sularında bulunan besin maddeleri doğal dengeye bağlı olarak suyun kalitesini oluşturmaktadır. Bir kirlilik durumunda besin maddelerinin anormal artışı olursa göl suyunun kimyasal kalitesi etkilenerek fitoplankton gelişimi hızlanarak sudaki biyolojik denge bozulmaktadır. Bu nedenle alg türleri ve türlerdeki artış suyun trofik seviyesinin belirlenmesinde bir ölçüt olarak kullanılmaktadır. Trofik seviyenin belirlenmesinde besin yüklemesi, besin derişimi, verimliliği, fitoplanktonun tür bileşimi, fauna, flora miktarı ve niteliği gibi çok sayıda bileşen kullanılmaktadır<sup>2</sup>. Göller trofik seviyelerine göre oligotrofik, mezotrofik, ötrofik ve hipertrofik (hiperötrofik) olarak sınıflandırılmaktadır<sup>3</sup>.

Ötrofik göller; besin maddeleri bakımından zengindirler ve bunlara çok miktarda plankton, kıyı bitkileri ve hayvanlar da dahil olmaktadır. Organik maddelerin ayrışması üretim sürecinin gerisinde kalarak gölün yavaş yavaş organik ve inorganik maddelerle dolmasına yol açmaktadır. Göl tabanında çöken ve parçalanan maddeler fazla miktarda oksijen tüketmekte ve bunun sonucunda gölde bulunan balık ve diğer canlıların yaşamı zorlaşmaktadır<sup>4</sup>. Hipertrofik göller bünyesinde aşırı derecede zenginleştirilmiş besini bulundurmaktadırlar. Bu tip göller çok zayıf berraklığa sahip ve alglerin çoğalmasına fazla olmaktadır. Bu göller, insani kullanımının az olması ve çözünmüş oksijenin az olması nedeniyle zayıf bir ekosisteme sahiptir. Göllerde, ötrofik seviyede gerekli önlemler alınmadığı durumda hipertrofik seviyeye geçilmekte ve mikroskobik bitkiler ile alglerin aşırı derece çoğalmasıyla göl tabanına ve kıyılara birikmesi sonucu göller bataklaşarak yok olmakla karşı karşıya kalmaktadırlar<sup>3</sup>.

Mau vd.'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 iletkenlik) ile GSM miktarı arasındaki ilişki ifade edilmiştir (regresyon sabiti  $R^2=0,70$ )<sup>5</sup>.

Sabater vd. yaptığı çalışmada, sınırlı azot koşulu altında yüksek fosfor seviyesi görülen su kaynağında (~0.4 mg/L), mavi yeşil alglerin (siyanobakteri) kitlesel büyümesi için ideal koşulların oluştuğu görülmüştür<sup>6</sup>. Yaz ve sonbahar sonlarına tekabül eden dönemlerde orta derecede toplam fosfor seviyesinin siyanobakterilerin çoğalmasına sebebiyet verdiğini belirtmiş, 0.03–0.07 mg/L arasındaki fosfor seviyesinin siyanobakterilerin büyümesi için en ideal aralık olduğunu tespit etmişlerdir<sup>7</sup>.

Kutlu vd., Uzunçayır Baraj Gölü'nde yaptıkları çalışmada; seki diski derinliğinin 1.48-11.04 m, klorofil-a'nın 0–34,3 µg/L, fosfat seviyesinin 0,06-1,12 µg/L ve toplam azot seviyesinin 0-3,82 µg/L arasında değişim gösterdiği tespit etmişlerdir<sup>8</sup>. Trofik durumu belirlemek için Carlson Sınıflandırma İndeksini kullanarak, ortalama trofik seviye indeksi değerlerinde göre Uzunçayır Baraj Gölü'nün oligotrofik seviyede olduğunu tespit etmişlerdir. Cüce ve Bakan, Cernek Gölü'nde yaptığı çalışmada, 3 sezon (Nisan/Mayıs 2010, Ekim/Kasım 2010 ve Temmuz/Ağustos 2011) süren çalışmada trofik seviyeyi belirlemişlerdir<sup>9</sup>. Gölün trofik yapısının ilkbaharda sergilediği mezotrofik durumdan güneydoğu kıyılarına doğru hipertrofik düzeyde yükselme eğilimi gösterdiğini ve bu durumun büyüme sezonunda ve sonrası dönemde oluştuğunu gözlemlemişlerdir.

Şahin vd. yaptıkları çalışmada Porsuk Baraj Gölü'nde trofik seviyenin belirlenmesi amacı ile yapılan analizler sonucu tüm mevsimlerde çözünmüş oksijen konsantrasyonu hariç tüm parametreler açısından baraj gölünün hipertrofik seviyede olduğunu belirlemişlerdir<sup>10</sup>.

Su numuneleri incelendiğinde Mayıs-Haziran döneminde genellikle *Anabaena sp.* ve *Aphanizomenon sp.* gibi türlerin artış gösterdiği, yaz sonu sonbahar başlangıcında ise *Microcystis sp.*'nin bu türlere katıldığı, kış aylarında ise *Planktothrix* türlerinin yüksek biokütleyle ulaştığı görülmüştür. 1 yıllık izleme sonuçları göstermektedir ki, belirlenen pilot alanlarda toksin üretme potansiyeli olan 10 siyanobakteri türü mevcuttur. Manyas Gölü, İznik Gölü, Sapanca Gölü, Bafa Gölü, Hafik Gölü, Eğirdir Gölü, Hazar Gölü, Devegeçidi Barajı,

Kurtboğazı Barajı, Demirdöven Barajı, Ömerli Barajı, Tahtalı Barajı, Porsuk Barajı, Menzelet Barajı, Sır Barajı, Florya Sahili, İztuzu-Dalyan ve Akyatan Lagününden oluşan alanlarda yapılan çalışmalarda, siyanotoksinlerden mikrosistin 13 alanda, silindrospermopsin ise 11 alanda tespit edilmiştir. İçme suyu arıtma tesisleri açısından değerlendirildiğinde ise ham suda siyanotoksin rastlanmış, ancak arıtma prosesleri içinde giderimin genel olarak başarılı olduğu görülmüştür<sup>11</sup>.

Aşırı siyanobakteri artışı genellikle ötrofik tatlı ve acı sularda ortaya çıkmaktadır. Fosfor parametresi siyanobakteri aşırı artışlarının kontrolündeki en önemli besin elementidir<sup>12</sup>. Çalışma kapsamında yapılan değerlendirmeler sonucunda 18 pilot alandan 6'sının oligotrofik, 6'sının mezotrofik, 1'inin ötrofik, 5'inin ise hipertrofik seviyede olduğu görülmüştür. Çalışmadaki baskı-etki analizleri sonucunda ise besin tuzlarından fosforun sınırlayıcı faktör olduğu görülmüş olup 20 µg/L toplam fosfor siyanobakteri artışlarının azaltılması için sınır değer olarak belirlenmiştir. Oligotrofik-mezotrofik sınırında olan, derin ve tabakalanma gösteren göllerde sınır 10 µg/L, deniz suyunun siyanobakteri artışındaki baskılayıcı etkisi nedeniyle deniz suyu girişi olduğu alanlarda 25 µg/L olarak belirlenmiştir.

GSM (geosmin, trans-1,10-dimetil-trans-9 dekalol - C<sub>12</sub>H<sub>22</sub>O) ve 2-MIB (2-metilisoborneol - C<sub>11</sub>H<sub>20</sub>O), yüzey suyundan elde edilen içme suyunda başlıca tat ve kokuya neden olan bileşikler olarak tanımlanmıştır<sup>13</sup>. Yüzey suyundaki 2-MIB/GSM, temel olarak, daha yüksek sıcaklıklarda besinlerin varlığında belirli siyanobakteri türlerinin metabolizması ve biyolojik olarak parçalanmasından kaynaklanmaktadır<sup>14</sup>. Çoğu su kaynakları siyanobakterilerin ve aktinomisetlerin çoğalmasından etkilenmektedir. Tüm dünyada her mevsim ve şartta, su kaynaklarına besin girdisi devamı ve artışı ile birlikte ötrifikasyon, 2-MIB ve GSM artışı da devam etmektedir. Siyanobakteriler tatlı yüzey sularında gelişen oksijenli ortamda yaşayan prokaryotik fototroflar grubudur. Tuzlu ve acı sularda ve sıcak veya soğuk ortamlarda da gelişebilirler. Siyanobakteriler, silindrospermopsin veya mikrosistin gibi toksik bileşenlerden, 2-MIB ve GSM gibi tat ve kokuya neden olan bileşenlere kadar birçok ikincil metabolit üretmektedir<sup>15</sup>.

Konvansiyonel arıtma üniteleri ile 2-MIB ve GSM pek giderilememektedir. Bu sebeple su arıtma tesislerinde 2-MIB ve GSM'yi uzaklaştırmak için aktif karbon ile adsorbsiyon veya ozon gibi güçlü oksidanlar başarıyla kullanılan arıtma yöntemleridir. Ferguson vd. , Glaze vd. ve Bruce vd. yaptıkları çalışmalarda ozon, hidrojen peroksit ve UV gibi oksidanlar kullanarak 2-MIB ve GSM giderimini araştırmış ve giderim kapasitelerini belirlemiştir<sup>16,17,18</sup>. Granül aktif karbon (GAK) veya TAK gibi aktif karbon ile adsorbsiyon, organik kirletici maddelerin sudan uzaklaştırılması için mevcut en iyi teknolojilerden biri olduğu belirtilmektedir.

GSM 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 bileşikleri, bentik siyanobakteriler zemine tutunduklarından dolayı yüzey veya yüksek su seviyesinden su alan su arıtma tesislerinde bir sorun teşkil etmemektedir. Konvansiyonel fizikokimyasal (koagülasyon-flokülasyon, çökeltme ve filtrasyon) ve dezenfeksiyon ünitelerini içeren arıtma proseslerinin, hücre dışı GSM ve 2-MIB gideriminin %20 gibi çok düşük bir değerde olması fakat hücre içi bozulmamış bileşiklerin gideriminde oldukça etkili olması bir diğer önemli husustur<sup>19</sup>. Siyanobakteri hücreleri konvansiyonel arıtma üniteleri ile uzaklaştırılabilmektedir ve böylece siyanobakteri hücresi içinde bulunan GSM ve 2-MIB'de sulardan giderilebilmektedir.

Hücre dışında bulunan yani su ortamına yayılmış olan GSM ve 2-MIB, koagülasyon, çökeltme ve klorlama gibi konvansiyonel arıtma üniteleri ile pek giderilmezken, TAK, ozonlama, biyofiltrasyon uygulamalarıyla başarıyla giderilebilmektedir<sup>20</sup>. Suda bulunan GSM ve 2-MIB, TAK tarafından adsorbe edilmektedir. Biyofiltrasyonda ise mikroorganizmalar tarafından GSM ve 2-MIB parçalanmakta veya biyofiltre malzemesi olan granüler aktif karbona adsorbe olabilmektedir. Ozon güçlü bir oksidant olduğu için GSM ve 2-MIB okside olmakta ve yapıları bozulmaktadır.

3-10 mg/L'lik doğal organik madde seviyeleri, 2-MIB/GSM için aktif karbon adsorbsiyon kapasitesini ciddi seviyede azaltmaktadır<sup>13, 21,22,23</sup>. Doğal sularda, doğal organik maddelerin boyutu

ve konsantrasyonu, 2-MIB/GSM'den birkaç kat daha fazladır. GAK ile adsorbsiyonda GAK'ın kirleticilere karşı seçiciliği önemlidir ve doğal organik madde varlığından GAK'ın 2-MIB/GSM adsorbsiyon kapasitesi önemli ölçüde azalmaktadır.

Bu çalışmada, Ankara'nın içmesuyu kaynaklarından Kurtboğazi Barajı suyu, ilkbahar, yaz, sonbahar ve kış mevsimlerinde dört dönem olarak izlenmiş ve 2-MIB ve GSM kaynaklı tat ve koku parametrelerinin giderimi için farklı konsantrasyonlarda TAK dozajı yapılmıştır. 2-MIB ve GSM giderimi için optimum TAK dozajı ve temas süresi belirlenmiştir.

## GEREÇ VE YÖNTEM

### Çalışma Sahası ve Örneklem

Bu çalışmada kullanılan su kaynağı Kurtboğazi Baraj Gölü'dür. 1963-1967 yılları arasında yapılmış olan baraj, Ankara'nın kuzeyinde İvedik arıtma tesislerine 47 km. uzaklıkta, karşıdan alıslı kapaklı, toprak dolgu tipi bir barajdır. Azami su hacmi 92.000.000 m<sup>3</sup>'tür. Barajı Bahtılı, Mera, Kınık, Pazar, Uzunöz, Bostan, Kayıcık, Batak, İğmir, Kirazlı, Eneğim ve Karaboya dereleri beslemektedir. Baraj aynı zamanda rekreasyon amaçlı kullanılmaktadır. Barajdan temin edilen ham sular Ankara merkez ilçelerine su sağlamakta olan 1.692.000 m<sup>3</sup>/gün kapasiteli İvedik İçmesuyu Arıtma Tesisi'ne ulaştırılmaktadır.

Numuneler barajın su alma yapısı üzerinden (40° 16' 16" Kuzey ve 32° 42' 04" Doğu) ve su yüzeyinin 1,5-3 m. derinliğinden alınmıştır (Şekil 1). Ham su örnekleri ilkbahar, yaz, sonbahar ve kış olmak üzere dört dönem baraj gölünden alınmış olup, numuneler ışık görmeyecek şekilde kahverengi cam şişelere doldurulmuştur. Numune şişesi tam doldurulmuş ve kapakla numune arasında boşluk kalmamıştır.



Şekil 1. Kurtboğazi Barajı Numune Alma Noktası

Temin edilen örnekler herhangi bir ön arıtma işlemine tabi tutulmadan, toplandıktan sonra aynı gün içerisinde laboratuvara ulaştırılmış ve oluşması muhtemel biyolojik aktiviteleri engellemek amacıyla karanlıkta ve soğutucuda +4°C'de muhafaza edilmiştir.

### DeneySEL Çalışma

Baraj gölünden alınan su örnekleri 2-MIB ve GSM konsantrasyonlarının adsorbsiyon çalışmalarındaki etkisini görebilmek amacıyla su örneklerine 2-MIB ve GSM standartları (DrEhrenstorfer GmbH, Almanya) ilave edilmiştir. 5, 10, 20 ve 40 mg/L'lik konsantrasyonlarda TAK kullanılmıştır.

Hamsu numunelerine 50, 100, 200, 250 ve 500 ng/L konsantrasyonlarında GSM ve 2-MIB ilave edilmiştir. 250 mL'lik erlenlere 200 mL GSM ve 2-MIB ilaveli hamsu doldurulmuş ve sonrasında da 5, 10, 20 ve 40 mg/L TAK ilave edilmiştir. Hamsu ile TAK doldurulan erlenler sabit sıcaklık (4 °C) ve 75 dakika boyunca 110 rpm'de çalkalanmıştır. 0., 15., 30., 45., 60. ve 75. dakikalarda numuneler, erlenlerden alınmış ve 0,45 µm fiber glass filtrelerden süzölmüştür. Numunelerde girişime sebep olabilecek organik safsızlıklar 0,45 µm fiber glass filtreden süzme işlemi sayesinde elimine edilmiştir. DeneySEL çalışma sistematığı Tablo 1'de verilmiştir.

Filtre süzütüsünden 6 mL alınmış ve üzerlerine 4 mL metanol ilave edilerek ekstraksiyon işlemi yapılmıştır. Ekstraksiyon için 20 mL headspace şişeleri kullanılmıştır. Şişelere ekstraksiyon etkinliğini arttırmak için cam boncuk konulmuş ve tüm malzemeler ultra saf su (Millipore, Bedford, MA, ABD) ile yıkanmıştır. Ekstraksiyonda çalkalama için Biosan Multibio RS-24 Multi Rotator cihazı ile 800 rpm hızda 2 saat boyunca çalkalama işlemi yapılmıştır. 2-MIB ve GSM konsantrasyonları SM 6040 B Mikroekstraksiyon ölçüm metodu kullanılarak gerçekleştirilmiştir.

Ekstraksiyon işleminden sonra elde edilen ekstraktlardan viallere 2 mL numune alınarak 2-MIB ve GSM konsantrasyonu ölçümleri için kullanılırken, ekstraksiyon işlemine tabi tutulmayan kısım ÇOK ve UV254 analizlerini gerçekleştirmek amacıyla kullanılmıştır. 2-MIB ve GSM ölçümlerinde, sudaki seviyeler çok düşük olduğundan hazırlanan standart 2-MIB ve GSM çözeltilerinden 100 ng/L seviyesinde zenginleştirme yapılmıştır.

**Tablo 1.** Deneysel çalışma sistematığı

TAK Dozajı, mg/L	Kirletici (2-MIB, GSM) Konsantrasyonu, ng/L	Temas süresi, min
5-10-20-40	25	15-30-45-60-75
5-10-20-40	50	15-30-45-60-75
5-10-20-40	100	15-30-45-60-75
5-10-20-40	125	15-30-45-60-75
5-10-20-40	250	15-30-45-60-75

ÇOK ölçümleri, 3510 B nolu Yanma Infrared metoduna göre gerçekleştirilmiştir (APHA, 1998). ÇOK analizleri Shimadzu TOC- $V_{CPN}+ASI V$ (auto sampler) cihazı ile yapılmıştır.  $UV_{254}$  absorbans ölçümleri 254 nm dalga boyunda 1 cm'lik kuvars hücreye sahip Shimadzu 1280 marka bir spektrofotometre kullanılarak gerçekleştirilmiştir. Spesifik Ultraviyole Absorpsiyonu (SUVA), özgül bir dalga boyunda bir su örneğindeki çözünmüş organik karbon (ÇOK) için normalize edilmiş ultraviyole ışık absorpsiyonudur. Yani SUVA,  $UV_{254}$  absorbansının çözünmüş organik karbon konsantrasyonuna oranı olarak tanımlanabilir. SUVA dalgaboyu, aromatik bağlarla ilişkili olan elektron konjugasyon yoğunluğunu tespit ederek çözünmüş organik maddenin aromatik karakterininin ölçümünü sağlamaktadır.

## BULGULAR ve TARTIŞMA

### Su Karakterizasyonu

Bu çalışmada kullanılan su numunesine ait mevsimsel kalite parametreleri Tablo 2'de yer almaktadır.

Su kalite parametrelerine göre bulanıklık ve alüminyum gibi konvansiyonel arıtma üniteleri ile giderilebilen kirleticilerin İnsani Tüketim Amaçlı Sular Hakkında Yönetmelik değerlerini aştığı görülmektedir. SUVA değerlerine göre organik maddeler geçiş bölgesinde yer almaktadır ve iyi bir kimyasal ön işleme kısmı olarak sudan uzaklaştırılabilir.

### Toz Aktif Karbonun Teknik Parametreleri

Çalışmada ticari ismi WOS PL-1000 olan, odun kökenli, 2-MIB ve GSM giderimine özel üretilen toz aktif karbon kullanılmış olup, kullanılan TAK'ın teknik parametreleri Tablo 3'te

görülmektedir.

### Başlangıç Kirletici Konsantrasyonunun Adsorpsiyon Verimine Etkisi

Başlangıç kirletici konsantrasyonları değiştiğinde toz aktif karbonun 2-MIB ve GSM giderim verimlerine dair sonuçlar Şekil 3'te verilmektedir. Optimum temas süresi olan 15 dakikada ve reaksiyonun dengeye geldiği belirlendiği için son temas süresi olarak kabul edilen 75 dakikada da GSM giderim verimi 2-MIB giderim veriminden daha yüksek olmuştur. Bunun nedeni GSM molekülünün daha küçük olması ve molekül ağırlığının daha düşük olmasından kaynaklandığı literatür bilgilerinden de tespit edilmiştir.

75 dakikalık temas süresinde 2-MIB ve GSM'nin neredeyse tamamına yakını giderilirken, 15 dakikalık temas süresinde verim %40 ile %85 arasında değişiklik göstermektedir. Başlangıç kirletici konsantrasyonu arttıkça, şekilde de görüleceği üzere bir nebze azalmaktadır.

Lalezary-Craig vd, yaptıkları çalışmada GSM ve 2-MIB'nin Toz Aktif Karbon ile giderimini optimize etmek için Güney Kaliforniya şebeke suyu üzerinde çalışma yaparak, laboratuvar ölçekli GAK çalışmalarının sonuçlarının, adsorpsiyon verimliliğinin başlangıçtaki GSM ve MIB konsantrasyonlarına bağlı olduğunu gösterdiğini belirlemiştir<sup>24</sup>.

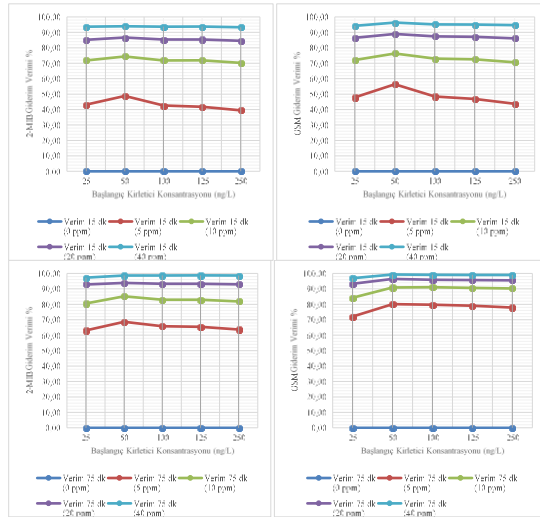
**Tablo 2.** Kullanılan su numunesine ait mevsimsel kalite parametreleri

Numune Alma Tarihi	Analiz Metodu	27.02.2019	01.05.2019	29.07.2019	09.10.2019
Sıcaklık (°C)	SM 4550 B	5,40	13,90	22,90	20,40
Seki Derinliği (cm)		125	85	110	120
pH	TS EN ISO 10523	8,4	9,8	9,6	8,7
Renk (Pt-Co)	SM 2120 B	5	50	30	15
Bulanıklık (NTU)	SM 2130 B	3,10	5,90	10,80	4,60
Toplam Çözünmüş Madde (mg/L)	SM 2540 C	132,00	146,00	121,00	109,00
Elektriksel İletkenlik (mS/m)	TS 9748 EN 27888	21,20	20,60	21,60	19,50
Nitrat (mg/L)	SM 4110 B	1,50	1,15	1,32	0,37
Sodyum (mg/L)	TS EN ISO 14911	6,10	12,70	8,18	8,30
Potasyum (mg/L)	TS EN ISO 14911	2,60	4,17	5,00	3,90
Kalsiyum (mg/L)	TS EN ISO 14911	20,00	27,60	20,50	20,00
Magnezyum (mg/L)	TS EN ISO 14911	14,70	7,36	6,00	5,70
Sertlik (mg CaCO <sub>3</sub> /L)	SM 2340 B	111,00	99,00	75,00	73,00
Toplam Alkalinite (mg/L CaCO <sub>3</sub> )	SM 2320 B	97,00	109,00	87,00	72,00
Klorür (mg/L)	SM 4110 B	3,00	7,59	8,22	10,00
Sülfat (mg/L)	SM 4110 B	8,80	10,20	9,90	9,00
Florür (mg/L)	SM 4110 B	0,10	0,27	0,08	0,15
Bikarbonat (mg/L)	SM 2320 B	118,00	132,00	107,00	87,00
Silyum dioksit (mg/L)	EPA 200.7	19,80	32,90	30,50	29,00

Lityum (mg/L)	TS EN ISO 14911	<0,1	<0,04	<0,04	<0,04
Baryum (mg/L)	EPA 200.7	0,04	<0,5	<0,5	<0,5
Oksitlenebilirlik (mg O <sub>2</sub> /L)	TS 6288 EN ISO 8467	<0,5	2,70	2,80	2,50
Kadmiyum (µg/L)	EPA 200.8	<1	<1	<1	<1
Kobalt (µg/L)	EPA 200.8	<1	<1	<1	<1
Nikel (µg/L)	EPA 200.8	3,12	<1	13,50	2,20
Krom (µg/L)	EPA 200.8	1,00	2,39	1,12	<1
Bakır (mg/L)	EPA 200.8	<0,003	<0,003	<0,003	<0,003
Çinko (mg/L)	EPA 200.8	<0,005	0,03	0,38	<0,005
Bor (mg/L)	EPA 200.8	0,05	0,01	0,04	0,04
Alüminyum (µg/L)	EPA 200.7	311,00	677,00	34,40	175,00
Demir (µg/L)	EPA 200.7	172,00	527,00	39,80	113,00
Mangan (µg/L)	EPA 200.8	26,80	9,79	6,47	9,69
Civa (µg/L)	EPA 200.8	<1	<1	<1	<1
Arsenik (µg/L)	EPA 200.8	6,39	7,28	7,03	11,50
Selenyum (µg/L)	EPA 200.8	<1	<1	<1	<1
Antimon (µg/L)	EPA 200.8	<1	<1	<1	<1
Kurşun (µg/L)	EPA 200.8	<1	<1	<1	<1
Bromür (µg/L)	SM 4110 B	18,70	7,70	6,80	6,00
COK (mg C/L)	SM 3510 B	2,87	5,48	5,27	5,96
UV <sub>254</sub> (1/cm)	SM 5910	0,1073	0,1372	0,1150	0,1395
SUVA (mg/cm.L)		3,74	2,50	2,18	2,34
TOK (mg C/L)	SM 5310 B	2,87	5,48	5,27	5,96
2-MIB (ng/L)	SM 6040 B	100,688	105,688	110,003	138,513
GSM (ng/L)	SM 6040 B	102,653	107,865	117,224	146,847

Tablo 3. Deneyde kullanılan TAK teknik parametreleri

Parametre	Metot	Sonuç
Nem İçeriği (%)	ASTM D 2867-99	4,319
İyot Numarası (mg/g)	ASTM D 4607-94	1.146,784
Metilen Mavi Sayısı (mg/g)	ASTM C 1777-14	305,53



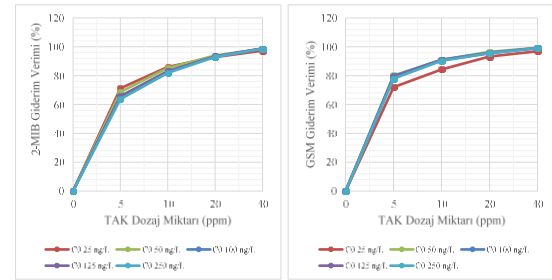
Şekil 3. Başlangıç kirlenici konsantrasyonunun adsorpsiyon verimine etkisi

Bu sonuçlar, log rezidüel çözünmüş konsantrasyonu ile log katı faz konsantrasyonu arasında doğrusal bir ilişki varsayılmayacağını göstermiş, yani Freundlich izoterminin incelenen konsantrasyonların ötesinde pratik olmayacağını belirtmişlerdir. Bu nedenle, pratik amaçlar için ve bu genel değerlendirmeye bir cevap sağlamak için, dört farklı TAK dozajında birkaç başlangıç organik konsantrasyonu incelemişler ve 10, 20, 30, 40, 60, 100 ve 150 ng organik bileşik/L'lik başlangıç konsantrasyonlarında, 5, 10, 15 ve 23 mg/L'lik karbon dozajlarıyla gerçekleştirilen testlerde, istatistiksel olarak giderim verimliliği ile başlangıç konsantrasyonu arasında anlamlı bir ilişki bulamamışlardır. Bu nedenle, başlangıçtaki organik konsantrasyonu, su arıtımında normalde kullanılan TAK dozaj seviyelerinde giderim performansı üzerinde önemli bir etkiye sahip görünmemektedir.

### Toz Aktif Karbon Dozajının Adsorpsiyon Verimine Etkisi ve İzoterm Analizi

2-MIB ve GSM'nin aktif karbona adsorpsiyonunda; karbon miktarının adsorpsiyon giderim verimi üzerindeki etkisi araştırılmış, sonuçlar Şekil 4'te verilmiştir.

Buna göre aynı başlangıç derişimi için farklı karbon miktarları ile çalışıldığında daha fazla karbon daha fazla kirlenici madde adsorplamıştır.



Şekil 4. Toz aktif karbon dozajının adsorpsiyon verimine etkisi

Adsorpsiyon izotermi, sabit sıcaklıkta, denge çözeltisinde kalan madde konsantrasyonuna karşı adsorbent birim kütlesinin tutmuş olduğu madde miktarının grafiğe aktarılması ile elde edilmektedir. Bu çalışmada adsorpsiyon verilerinin izoterm analizleri için en yaygın olarak kullanılan Langmuir ve Freundlich izoterm modelleri uygulanmıştır.

Langmuir izoterm modeli, adsorbent yüzeyinde bulunan belli sayıdaki bölgelerin adsorpsiyon sonucunda tek tabaka halinde kaplandığını ve

belirli bir madde konsantrasyonunda yüzeyin doygunluğa eriştiğini kabul etmektedir. Langmuir izoterm modeline ait eşitliğin lineer hali (Eş. 1) aşağıda verilmiştir.

$$(1) \frac{C_e}{Q_e} = \frac{1}{Q_0 \cdot b} + C_e \cdot Q_0$$

Bu denklemde:

Ce: Denge anında çözültide kalan madde konsantrasyonu (mg/L),

qe: Denge anında adsorbent birim kütlesi başına adsorplanan madde miktarı (mg/g),

Q0: Langmuir adsorpsiyon kapasitesi (mg/g),

b: Langmuir adsorpsiyon sabiti (L/mg)'dir.

Ce'ye karşı Ce/qe'nin grafiğe aktarılması sonucunda elde edilen doğrunun y eksenini kestiği nokta 1/(Q0.b)'yi, doğrunun eğimi ise 1/Q0'yi verir.

Adsorbent yüzeyinin homojen olmaması durumunda ve adsorplanan maddenin tanecikleri arasında etkileşim olması halinde, adsorpsiyon sistemi Langmuir izoterm modelinden sapmalar göstermektedir. Böyle durumlarda, bazı ampirik izoterm modelleri kullanılmaktadır. Bunlardan en yaygın kullanılanı ise Freundlich izoterm modelidir. Bu modele ait eşitliğin lineer hali (Eş. 2) aşağıda verilmiştir:

$$(2) \log q_e = \log k + \frac{1}{n} \log C_e$$

Bu denklemde:

Ce: Denge anında adsorplanmadan çözültide kalan madde konsantrasyonu (mg/L),

qe: Denge anında birim adsorbent birim kütlesi başına adsorplanan madde miktarı (mg/g),

k: Freundlich adsorpsiyon kapasitesi [(mg/g).(mg/L)<sup>-1/n</sup>],

n: Freundlich adsorpsiyon sabiti (L/mg)'dir.

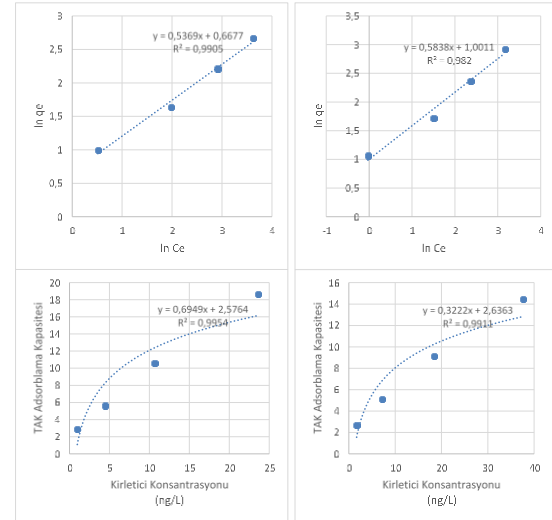
Freundlich izoterm modeline ait k ve n değerleri, log Ce'ye karşı log qe'nin grafiğe aktarılması sonucu elde edilen doğrunun sırasıyla y eksenini kestiği noktadan ve eğiminden hesaplanmaktadır. Tablo 4 incelendiğinde ilgili izoterm modellerine ait R2 değerleri, adsorpsiyon verilerinin Freundlich izoterm modeline daha çok uyduğunu göstermekte olup Freundlich izoterm eğrileri Şekil 5'te gösterilmiştir.

**Tablo 4.** İzoterm eğrileri R<sup>2</sup> değerleri

Madde	İzoterm Tipi	R <sup>2</sup>
100 ng/L 2-MIB ilave edilmiş Kurtboğazi Barajı suyu	Freundlich	0.911
100 ng/L 2-MIB ilave edilmiş Kurtboğazi Barajı suyu	Langmuir	0.9021
100 ng/L GSM ilave edilmiş Kurtboğazi Barajı suyu	Freundlich	0.9954
100 ng/L GSM ilave edilmiş Kurtboğazi Barajı suyu	Langmuir	0.9017

Lalezary-Craig vd, yaptıkları çalışmada örneğin, 150 ng/L'lik bir başlangıç konsantrasyonu, yaklaşık 5 mg/L'lik TAK dozajları kullanıldığında, GSM'nin gideriminin yüzde 94'ten 51'e düşerken, 2-MIB'in gideriminin aynı koşullar altında yüzde 78'den 26'ya düştüğünü belirtmişlerdir<sup>24</sup>.

Sonuçlar genel olarak incelendiğinde, GAK çalışmaları sırasında gözlemlenen bu durumun hümik maddeler gibi doğal organik moleküllerin kolaylıkla adsorbe edilebilir fraksiyonu ile GSM ve 2-MIB arasındaki rekabetin bir sonucu olabileceği belirtilmiştir.



**Şekil 5.** Freundlich izoterm eğrileri

Çapar ve Yetiş İvedik İçmesuyu Arıtma Tesisi çıkış suyunda doğal organik maddelere (DOM) yönelik gerçekleştirdikleri çalışmada Filtrasorb 100'ün kapasitesini bulmak amacıyla yapılan izoterm testinde, Freundlich İzotermi korelasyon katsayısının 0,89 olan bir ilişki ile adsorpsiyon dengesini açıkladığını, Freundlich İzoterm sabitleri olan K ve n değerlerini de sırasıyla

17,61 (mg/g)(L/mg) ve 1,66 olarak bulunmuştur<sup>25</sup>.

K sabiti doğrudan aktif karbonun adsorblama kapasitesi ile n ise adsorbsiyon bağının gücü ile ilişkilidir<sup>27</sup>. Kurtboğazi Barajı suyu için bulunan izoterm sabitleri, Çapar ve Yetiş ve Lee vd. fülvik ve hümik asitler için bulmuş olduğu değerlerle karşılaştırıldığında Kurtboğazi Baraj suyunda bulunan DOM'un da fülvik karakterde olduğu söylenebilir<sup>25,26</sup>(Tablo 5).

Bu aynı zamanda suyun SUVA (spesifik UV(A)) değerinden de anlaşılmaktadır.

Çapar ve Yetiş'in yaptıkları çalışmada, SUVA değeri 2-4 L/mg.m olarak tespit edilmiş, filtre çıkışı suyunun SUVA'sı 1,81 L/mg.m olup, bunun Amy ve Cho'nun suyun hümik asit içeriği ile SUVA'sı arasında pozitif bir korelasyon olduğunu ifade ettiği raporuna göre %40'dan daha az hümik asit içeriğine tekabül ettiği belirtilmektedir<sup>28</sup>.

Tablo 5'teki değerlere bakıldığında WOS PL 1000'in DOM'u adsorblamada da diğer karbonlar kadar etkili olduğu sonucu ortaya çıkmaktadır.

**Tablo 5.** Freundlich izoterm sabitleri

Madde	Karbon Türü	K	1/n
Koagülasyondan sonra kalan fülvik asitler	Filtrisorb 400	20.22	0.59
	HD-3000	20.01	0.45
	WV-G	15,2	0,2
Moleküler ağırlığı 1000'den az olan fülvik asitler	Filtrisorb 400	31.15	0.61
	HD-3000	18.54	0.55
	WV-G	21.18	0.62
İvedik İçmesuyu Arıtma Tesisi Çıkış Suyu	Filtrisorb 100	17.61	0,2
100 ng 2-MIB ilave edilen Kurtboğazi Baraj Suyu	WOS PL 1000	13.96	0,2
100 ng GSM ilave edilen Kurtboğazi Baraj Suyu	WOS PL 1000	13.15	0,9

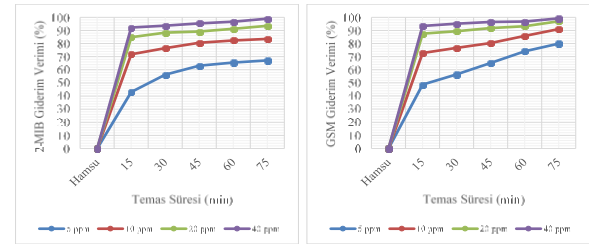
#### Temas Süresinin Adsorbsiyon Verimine Etkisi

Temas süresinin adsorpsiyon kapasitesine etkisi incelendiğinde; zamanla temas süresinin artırılması ile adsorblanan miktarların arttığı ve dengeye ulaşma süresinin 75 min. olduğu bulunmuştur. Bu çalışmada aktif karbon üzerinde 2-MIB ve GSM adsorpsiyonunun çok hızlı gerçekleştiği görülmektedir.

2-MIB ve GSM'in her ikisinin de tutunmasının büyük bir bölümünün ilk 15-20 min. içinde gerçekleştiği görülmektedir. 10 ppm'de 100 mg/L derişimde 2-MIB için, 15. dakikada 45,51 mg/g adsorpsiyon kapasitesine ulaşılmıştır. Aynı dozajda 75.dakikanın sonunda adsorpsiyon kapasitesi 52,12 mg/g gerçekleşmiştir. 10 ppm'de 100 mg/L derişimde GSM için ise 15. min.' da 52,09 mg/g adsorpsiyon kapasitesine ulaşılmıştır. Aynı dozajda 75. dakikanın sonunda adsorpsiyon kapasitesi 62.02 mg/g gerçekleşmiştir.

Düşük TAK dozaj seviyelerinde temas süresi arttıkça giderim verimliliği arttığından temas süresi önemli iken, yüksek dozaj seviyesinde kısa temas süreleri de yüksek giderim verimliliği için yeterli olmuştur.

Lalezary-Craig vd, çalışmalarında, deneylerin çoğunu 1 saatlik temas süresi ile gerçekleştirdikleri halde daha tipik temas sürelerinin etkilerini araştırmak için de 4 saatlik bir temas süresi sağlayan koşulları da incelemişlerdir<sup>24</sup>.



**Şekil 6.** Farklı toz aktif karbon dozaj seviyelerinde temas süresinin 2-MIB ve GSM giderim verimlerine etkisi

1 ve 4 saatlik temas süreleri için uzaklaştırma verimleri, her biri 150 ng/L'lik başlangıç konsantrasyonları kullanılarak GSM ve 2-MIB için incelenmiş ve düşük karbon dozajları için, daha uzun temas süreleri için daha iyi giderim verimleri elde edilmiştir. Ancak artan TAK dozajları için farklılıkların önemli olmadığı görülmüştür.

#### Simgeler

- 2-MIB 2-Metilisoborneol
- ÇOK Çözünmüş organik karbon
- GAK Granül aktif karbon
- GSM Geosmin
- TAK Toz aktif karbon



## SONUÇ

Bu çalışmada; Kurtboğazi Baraj suyunda 2-MIB ve GSM gideriminde, ticari olarak üretilen WOS PL 1000 toz aktif karbonu kullanılmıştır. Adsorpsiyon prosesi sabit sıcaklık ve pH koşullarında, farklı 2-MIB ve GSM konsantrasyonları ve toz aktif karbon dozajlarında yapılarak çeşitli parametrelerin adsorpsiyon verimine etkisi incelenmiştir. Uzaklaştırılan 2-MIB ve GSM verimi; düşük başlangıç derişimi, artan temas süresi ve adsorbent miktarı ile artış göstermiştir. Sonuç olarak; WOS PL 1000 toz aktif karbonunun doğal organik maddelerle birlikte 2-MIB ve GSM'nin de adsorpsiyon yöntemi ile arıtımında etkin ve verimli bir adsorbent olarak kullanılabileceği sonucuna varılmıştır. 20 ppm ve 15 dakika temas süresinde, yaklaşık % 84 civarında 2-MIB ve % 87 civarında GSM giderimi elde edilmiştir. Temas süresi, giderim verimliliğini büyük ölçüde etkilemiyor gibi görünmektedir. Genel olarak küçük partikül boyutu nedeniyle organiklerin TAK tarafından adsorpsiyonunun hızla gerçekleşeceği varsayımı doğrulanmaktadır.

## TEŞEKKÜR

Araştırmanın uygulanmasında gerek izinler, gerek laboratuvar çalışmalarında yardım ve desteklerini esirgemeyen Ankara Su ve Kanalizasyon İdaresi Genel Müdürlüğü'ne, İstanbul Teknik Üniversitesi'nden Prof. Dr. Cumali Kınacı ve Orta Doğu Teknik Üniversitesi öğretim üyelerinden Prof. Dr. Ülkü Yetiş'e teşekkür ve şükranlarımızı sunmayı bir borç biliriz.

### Etik Onay:-

**Çıkar Çatışması:** Yazarlar çıkar çatışması beyan etmemektedir.

### Finansal Destek:

**Ethical Approval:** -

**Conflict of Interest:** authors declared no conflict of interest.

### Financial Support:

## KAYNAKLAR

1. McGuire M. J., Off-flavor as the consumer's measure of drinking water safety, *Water Science and Technology*. 1995;31(11):1-8.
2. Şimşek H., Sazlıdere baraj gölü'nün mikrobiyolojik ve kimyasal kirlilik düzeyinin belirlenmesi. Marmara Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, 196s.
3. Cüce H., Göllerin Trofik Seviyelerinin Değişiminde Sediman Tabakasının Rolü ve Su Kalitesinin İzlenmesi ve Değerlendirilmesinde Coğrafi Bilgi Sistemlerinin Uygulanması, Samsun Ondokuz Mayıs Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Samsun, 164s.
4. Alpaslan K., Türkiye'de Göl Kirliliği ve Göllerin Trofik Seviyelerinin Belirlenmesinde Uygun bir Matematiksel Modelin Seçimi, Yüksek Lisans Tezi, Fırat Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Elazığ, 69s.
5. Sabater S., Ecological implications of mass growth of benthic cyanobacteria in rivers, *Aquatic Microbial Ecology*. 2003;32(2):175-184.
6. Öztürk İ., Fakioğlu M., İçme Sularından Tat ve Koku Giderimi, İstanbul, Türkiye, İSKİ, 2017.
7. Koester K., Measuring And Modeling Geosmin Removal From Horsetooth Reservoir Water by Powdered Activated Carbon for Selected Contact Times, MSc Thesis, Colorado State University, Colorado, USA, 2011.
8. Kutlu B., Serdar O., Aydın R., Danabas D., Uzunçayır Baraj Gölü'nün (Tunceli) Carlson İndeksine Göre Trofik Durumunun Belirlenmesi, Yunus Araştırma Bülteni. 2017;17(1):36-47.
9. Cüce H. ve Bakan G., Sığ sularda nutrient seviyelerine sediman kalitesinin etkisinin konumsal olarak değerlendirilmesi: Cernek gölü örneği. *Türk Tarım-Gıda Bilim ve Teknoloji Dergisi*. 2017;5(5):546-555.
10. Şahin M., Çiçek A., Emiroğlu Ö., Köse E., Porsuk Baraj Gölü'nün Trofik Seviyesinin Belirlenmesi, 1. Uluslararası İçmesuyu ve Atıksu Sempozyumu. 2018, Afyonkarahisar.
11. SİYANOTOKS. Yerüstü Suları ile Yüzme ve Rekreasyon Amacıyla Kullanılan Kıyı Sularında Siyanobakteriler için Alarm Seviyelerinin ve Limitlerin Belirlenmesi, Müdahale ve Mücadele Yöntemlerinin Geliştirilmesi Projesi Nihai Raporu, Mülga T.C. Orman ve Su İşleri Bakanlığı, Ankara, 2016.
12. Schindler DW., Carpenter SR., Chapra S., Hecky RE., Reducing Phosphorus to Curb Lake Eutrophication is a Success. *Environmental Science and Technology*. 2016;50(17): 219-227.
13. Pirbazari M., Ravidron V., Badriyha B. N., Craig S., MacGuire M.J., GAC Adsorber Design Protocol for the Removal of off-flavors. *Water Research*. 1993;27:1153-1166.

14. Watson S.B., Ridal J., Boyer G.L., Taste and odour and cyanobacterial toxins: impairment, prediction and management in the Great Lakes. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 2008;65(8):1779-1796.
15. McDowall B., Removal of Geosmin and 2-Methylisoborneol from drinking water through biologically active sand filters, Adelaide Üniversitesi, Doktora Tezi, 208 sayfa, 2008.
16. Ferguson DW., McGuire MJ., Koch B., Wolfe RL., Aieta EM., Comparing PEROXONE and ozone for controlling taste and odor compounds, disinfection by-products, and microorganisms. *Journal AWWA*. 1990;82(4):181-191.
17. Glaze W. H., Zarnoch J. J., Ruth E. C., Chauncey W., Schep R., Evaluating Oxidants for the Removal of Model Taste and Odor Compounds from a Municipal Water Supply, *Journal of the American Water Works Association*. 1990;82:79-84.
18. Bruce D, Westerhoff P, Brawley-Chesworth A., Removal of 2-methylisoborneol and geosmin in surface water treatment plants in Arizona, *Journal of Water Supply: Research and Technology-Aqua*, 2002;51(4):183-198.
19. Zamyadi A., Fate of geosmin and 2-methylisoborneol in full-scale water treatment plants, *Water Research*, 2015;83(1):171-183.
20. Srinivasan R., Sorial GA., Treatment of taste and odor causing compounds 2- methyl isoborneol and geosmin in drinking water: A critical review, *Journal of Environmental Sciences*. 2010;8:1-13.
21. Newcombe G. ve Cook D., Influences on the removal of tastes and odours by PAC. *Journal of Water Supply Research and Technology-Aqua*. 2002;51:463-474.
22. Newcombe G., Morrison J., Hepplewhite C., Simultaneous Adsorption of 2-MIB and NOM onto Activated Carbon-I. Characterisation of the System and NOM Adsorption, *Carbon*. 2002;40:2135-2146.
23. Newcombe G., Morrison J., Hepplewhite C., Krappé DRU., Simultaneous Adsorption of 2-MIB and NOM onto Activated Carbon-I. Competitive Effects. *Carbon*. 2002;40:2147-2156.
24. Lalezary-Craig S., Pirbazari M., Dale M.S., Tanaka S.T., McGuire M.J., Optimizing the Removal of Geosmin and 2-Methylisoborneol by Powdered Activated Carbon, *Journal AWWA*. 1988;3:73-80.
25. Çapar G., Yetiş Ü., Ankara İçme Suyunda Aktif Karbon ile Doğal Organik Madde ve Trihalometan Giderimi, *Turkish Journal of Engineering Environmental Science*. 2001;25:527-535.
26. Lee M.C., Snoeyink V.L. and Crittenden, J.C., Activated carbon adsorption of humic substances, *Journal of AWWA*. 1981;73:440-446.
27. Snoeyink V.L., Adsorption of Organic Compounds In: *Water Quality and Treatment*, F. W. Pontius (ed.), 4th Edition, McGraw Hill, USA, 1990.
28. Amy G., and Cho J., Interactions between natural organic matter (NOM) and membranes: rejection and fouling, *Proceedings of International IAWQIWSA Joint Specialist Conference on Removal of Humic Substances From Water*, Trondheim, Norway, 1999