

Ankara İçme Suyunda Aktif Karbon ile Doğal Organik Madde ve Trihalometan Giderimi

Gökşen ÇAPAR, Ülkü YETİŞ

*Orta Doğu Teknik Üniversitesi, Çevre Mühendisliği Bölümü, İnönü Bulvarı,
06531 Ankara-TÜRKİYE*

Geliş Tarihi 10.08.2000

Özet

Ankara şehrine içme suyu temin eden İvedik İçme Suyu Arıtma Tesisi'nde klorlama sonucu oluşan trihalometanlar (THMler) ve THMlerin oluşumuna yol açan doğal organik madde (DOM)'nin aktif karbon (AK) adsorpsiyonu ile giderimi çalışılmıştır. AK'nın kapasitesini bulmak amacıyla yürütülen izoterm testinde Freundlich İzoterm sabitleri K ve n sırasıyla 17,61 (mg/g)(L/mg)^{1/n} ve 1,66 olarak bulunmuştur. AK'nın performansını değerlendirmek amacıyla yürütülen sürekli kolon deneylerinde boş yatak temas süresi (BYTS) 0,40 dak ile 2,67 dak arasında değişen kolonlar kullanılmış ve BYTS'nin servis ömrüne etkisi incelenmiştir. Artan BYTS ile arıtılan su hacminde lineer bir artış olduğu gözlenmiş, BYTS'de yapılan beş kat artış AK'nın servis ömründe yaklaşık 16 kat artış sağlamıştır. Buna bağlı olarak da karbon kullanım hızı (KKH)'nda azalma gözlenmiş, optimum yatak derinliğinin 10 cm olduğu sonucuna varılmıştır. İzoterm ve kolon kapasiteleri karşılaştırılmış, tam kırılma durumunda kolon kapasitelerinin izoterm kapasitelerinin % 43-65'i arasında olduğu, % 50 kırılma durumunda ise bu oranın % 8-17'ye düştüğü gözlenmiştir.

Anahtar Sözcükler: Aktif karbon, adsorpsiyon, doğal organik madde, trihalometan

Removal of Natural Organic Matter and Trihalomethanes from the Drinking Water of Ankara City

Abstract

The effectiveness of granular activated carbon (GAC) adsorption for the removal of natural organic matter (NOM) and trihalomethanes (THM) from the drinking water treated at İvedik Water Treatment Plant in Ankara City is investigated. Freundlich Isotherm constants K and n were determined as 17.61 (mg/g)(L/mg)^{1/n} and 1.66 respectively to determine the carbon capacity. Bench-scale GAC columns were run with empty bed contact times (EBCT) varying from 0.40 to 2.67 min to evaluate adsorption performance and to investigate the effect of EBCT on service life. The treated volumes of water increased with EBCT, showing a linear increase in GAC service life. A five-fold increase in EBCT resulted in an almost 16-fold increase in service life. Correspondingly, the carbon usage rate (CUR) decreased and the optimum bed depth was observed to be 10 cm. The capacities calculated by the isotherm equation and achieved in columns were also compared. The column capacities were within 43-65% of the isotherm capacities at complete breakthrough. However, they were only within 8-17% of the isotherm capacities at 50% breakthrough.

Key Words: Activated Carbon, Adsorption, Natural Organic Matter, Trihalomethane

Giriş

İçme suyu arıtma tesislerinde dezenfektan olarak kullanılan klorun, baraj sularındaki doğal organik maddelerle (DOM) reaksiyona girerek “dezenfeksiyon yan ürünleri (DYÜ)” olarak tanımlanan ve kanserojen ve toksik oldukları bilinen bir dizi klorlu-organik bileşiklerin oluşumuna neden olduğu 1974’ten bu yana bilinmektedir (Rook, 1974). Ancak klor, diğer dezenfektanlarla kıyaslandığında ucuz olması ve dağıtım şebekesinde bakiye bırakması nedeniyle günümüzde hala yaygın olarak kullanılmaktadır.

DYÜ’ler arasında en fazla rastlanılan grup trihalometanlardır (THM). İçme sularında en sık karşılaşılan THM bileşikler ise; kloroform (CHCl_3) ve baraj sularında brom bulunmasına bağlı olarak bromodiklorometan (CHBrCl_2), dibromoklorometan (CHBr_2Cl) ve bromoform (CHBr_3)’dur.

ABD Çevre Koruma Örgütü (USEPA) Ulusal Birincil İçme Suyu Kirletici Standartları’nda THM’lerin kanserojen oldukları ve karaciğer, böbrek ve sinir sistemi üzerinde olumsuz etkilere sahip oldukları belirtilmektedir (Pontius, 1998). Yapılan bir araştırmanın sonuçlarına göre, klorlanmış su içenlerin mesane kanserine yakalanma riski diğer gruba göre % 9, bağırsak kanserine yakalanma riski ise % 15 daha fazladır (Hileman, 1992).

USEPA’nın 1998 yılında yürürlüğe koyduğu talimatlarda nüfusu 10 000 ve daha fazla olan yerleşim birimlerine su temin eden içme suyu arıtma tesisi çıkışlarında yıllık ortalama değer olarak bulunmasına izin verilen toplam THM (TTHM) miktarı $80 \mu\text{g/L}$ (EPA 1. Kademe Limit Değeri) olarak belirtilmiştir (Pontius, 1999). Söz konusu sınır değerinin 2000’li yılların başlarında $40 \mu\text{g/L}$ ’ye (EPA 2. Kademe Limit Değeri) indirileceği öngörülmüştür. Avrupa’da ise Avrupa Birliği’nin 1995 yılında öngördüğü yönergeyle, kloroform ve bromodiklorometan limit değerleri sırasıyla 40 ve $15 \mu\text{g/L}$ olarak belirlenmiştir (Kuivinen ve Johnson, 1999). Türkiye’de ise sözkonusu bileşiklerin sınırlandırılması veya kontrolü için henüz bir çalışma başlatılmamış olup, dolayısıyla içme suyu standartlarında bu yönde herhangi bir düzenleme bulunmamaktadır (TSE 266).

DYÜ’lerin oluşumunu kontrol etmek ve önlemek amacıyla iyileştirilmiş koagülasyon, granül aktif karbon adsorbsiyonu veya nanofiltrasyon işlemleriyle DOM giderimi yapılabilmektedir. Bu yöntemlerden granül aktif karbon adsorbsiyonu, sadece DOM’u

değil, sentetik organikleri, suda koku ve tada neden olan maddeleri ve oluşan THM’leri de giderebilmesi nedeniyle üzerinde bugüne kadar oldukça fazla çalışma yapılmış olan bir yöntemdir (Lee ve arkadaşları, 1981; Randtke ve Jepsen, 1982; Roberts ve Summers, 1982; Weber ve arkadaşları, 1983; Crittenden ve arkadaşları, 1993; Hooper ve arkadaşları, 1996). Adsorbsiyon kapasitesinin arıtılan su kalitesine bağlı olarak değiştiği ve bu nedenle çalışılan her su için pilot ölçekli deneylerle DOM’un adsorblanma kapasitesinin bulunması gerektiği rapor edilmiştir (Mc Creary ve Snoeyink, 1980).

ODTÜ Çevre Mühendisliği Bölümü’nde yürütülen bir çalışma kapsamında Çamlıdere ve Kurtboğazı Barajları’nda Nisan 1998 ile Haziran 1999 tarihleri arasında DOM seviyeleri izlenmiştir. UOK konsantrasyonunun Çamlıdere Barajı’nda $3,95\text{-}5,18 \text{ mg/L}$; Kurtboğazı Barajı’nda ise $3,51\text{-}5,63 \text{ mg/L}$ arasında değiştiği tespit edilmiştir. Ayrıca dağıtım şebekesinde 24 ayrı örnekleme noktasından alınan numuneler analiz edilerek TTHM konsantrasyonları da izlenmiş olup, elde edilen TTHM ve UOK seviyeleri Tablo 1’de verilmiştir (Yetiş ve arkadaşları, 2000).

Tablo 1. Ankara Dağıtım Şebekesi’nde TTHM ve UOK Seviyeleri

Aylar	TTHM ($\mu\text{g/L}$)	UOK (mg/L)
Mart 1999	28-77	2,4-2,8
Nisan 1999	14-85	2,1-2,9
Mayıs 1999	14-77	1,8-3,0
Haziran 1999	25-111	1,1-3,7

Bu çalışmanın amacı ise, Ankara içme suyu arıtma tesisinde ön klorlama nedeniyle oluşan THM’lerin ve THM oluşumuna yol açan DOM’un aktif karbon adsorbsiyonu ile giderilme performansının irdelenmesidir. Bu amaçla, laboratuvar ölçeğinde sürekli kolonlar çalıştırılarak ve izoterm testleri yapılarak İvedik İçme Suyu Arıtma Tesisi’nde arıtılan su için aktif karbonun performansı ve kapasitesi belirlenmiştir.

Deneysel Çalışma

Malzemeler

Su örneği: DOM’un ve THM’lerin aktif karbon adsorbsiyonu ile giderilmesi çalışmasında kullanılan

su örneği, İvedik İçmesuyu Arıtma Tesisi filtre çıkışından alınmıştır. Suyun özellikleri Tablo 2'de verilmiştir. Ankara'nın içme suyu İvedik İçme Suyu Arıtma Tesisi'ne Çamlıdere ve Kurtboğazi Barajlarından gelmekte olup; bu barajlar şehir merkezine 80 km mesafededir. Tesise gelen hamsu burada konvansiyonel arıtma operasyonları ve prosesleriyle içilebilir hale getirilmektedir. Kurtboğazi'nden gelen su önce kademeli havalandırma bölümünde havalandırılmakta, ardından hızlı karıştırma ünitesine gönderilerek, daha temiz olan Çamlıdere Baraj suyu ile karıştırılmaktadır. Tesiste uygulanan işlemler sırasıyla ön-klorlama, koagülasyon, flokülasyon, sedimentasyon, filtrasyon ve son-klorlamadır. Arıtılan su dağıtım şebekesi kanalıyla şehre gönderilmektedir.

Tablo 2. İvedik Arıtma Tesisi Filtre Çıkış Suyu Özellikleri (Ekim 1998)

Parametre	Değer
pH	7,28
Bulanıklık	1,0 NTU
UV (A)	0,045 (cm ⁻¹)
AOX*	0,06 mg/L
Toplam Katılar	0,37 mg/L
Alkalinite	90 mg/L
UOK**	2,45 mg/L
Toplam THM	10-30 µg/L

* Adsorblanabilen organik halojenler

** Ham suyun UOK değeri 4,50 mg/L'dir.

Aktif karbon: Deneysel çalışmalarda Calgon firması tarafından üretilen Filtrasorb 100 adlı karbon kullanılmıştır. Filtrasorb 100 pek çok laboratuvar ölçekli çalışmada ve pilot tesiste yaygın olarak kullanılmakta olup, toplam yüzey alanı 850 - 900 m² / g'dır.

Cam malzeme: Deneyler sırasında kullanılan bütün cam malzemeler kromik asit ile yıkanmış, musluk suyu ile defalarca çalkalanmış ve ardından distile suyla durulanmıştır. 105 °C'de 3 saat kurutulan malzemeler laboratuvarından uzak bir ortamda soğumaya bırakılmıştır.

Analitik teknikler

UV Absorbans (UV(A)): UV(A) ölçümleri, Jenway Model 6105 Spektrofotometre ile 254 nm dalga boyunda yapılmıştır. Spektrofotometreyi kalibre etmek için aktif karbon kolonundan geçirilmiş deiyon-

nize su kullanılmıştır. Örnekler 1 cm genişliğindeki kuvars hücrelere konularak ölçülmüştür.

Uçurulamayan organik karbon (UOK): UOK ölçümleri Standard Metot 5310 B'ye göre (1995), Shimadzu 5000 A Model Toplam Organik Karbon (TOK) Analizörü ile yapılmıştır. Bunun için örneklere 0,06 mL seyreltik hidroklorik asit eklenerek pH 2'ye ayarlanmaktadır. Örnekler 15 dakika boyunca 150 mL/dak debide yüksek saflıkta hava ile temas ettirilerek içerdikleri inorganik karbon uçurulmakta, uçurulamayan organik karbon ölçülmektedir.

THM: THM ölçümleri ise elektron yakalama dedektörlü Chrompack 438 A Model Gaz Kromatografisi ile USEPA Metod 501'e göre yapılmıştır (1979). Cihazda halokarbonlar için uygun olan CP-Sil 13 CB kolon kullanılmıştır. Sıcaklık 110 °C'de tutulmuş ve taşıyıcı gaz olarak kullanılan yüksek saflıktaki azotun debisi 40 mL/dak'a ayarlanmıştır. Örneklerden 10 mL alınarak 2 mL n-pentan ile 1 dakika çalkalanarak THM'ler ekstrakt edilmiş, 2 dakika içinde meydana gelen faz ayrımını takiben üstte kalan faz, 2 mL'lik özel kapaklı şişelere alınmıştır. Bu şişeler özellikle THM'ler için kullanılmakta olup, içi teflon malzemeyle kaplı olan vidalı kapaklara sahiptir. Böylece analiz zamanına kadar örneklerin uçması önlenerek sağlıklı bir şekilde saklanmaları sağlanmış olmaktadır. Örnekler analiz edilene kadar +4 °C'de saklanmıştır. THM örnekleri GC'ye 0,70 µL hacimde enjekte edilmiş ve dört dakika içinde THM bileşiklerine ait dört pik gözlenmiştir.

Yöntemler

Numune alma ve saklama: Örnekler 15 L'lik cam şişelere konmuş ve laboratuvara getirildiğinde 1 L'lik cam şişelere aktarılarak teflon kaplı kapaklarla kapatılmıştır.

Aktif karbonun hazırlanması: Ortalama parçacık çapı 1,60 mm olan Filtrasorb 100, literatürde kolon çapı ile karbon parçacık çapı arasında bulunması tavsiye edilen oranı elde etmek amacıyla çapı 0,22 mm olacak şekilde ezilerek küçültülmüş ve elekten geçirilmiştir (Fahien ve Smith, 1955). Elendikten sonra 250 µm-175 µm arasında kalan kısım alınmış, deiyonize su ile ultrasonik banyoda defalarca yıkanarak karbon tozları ayrılmıştır. Yıkanan karbon 105 °C'de bir gece boyunca kurutulmuş ve desikatörde soğutulmuştur. Kolonlara doldurulmadan önce hava almayan şişelerde saklanmıştır.

Sabit yataklı kolon tasarımı: Laboratuvar

ölçekli kolonların boyutları, literatürde yer alan benzer çalışmalar baz alınarak belirlenmiştir (Crittenden ve arkadaşları, 1987, 1991; Mc Guire ve arkadaşları, 1991; Smith, 1994). Kolon olarak 0,80 cm çapında cam pipetler kullanılmıştır. Hazırlanan cam kolonları, iki ucuna 1 cm derinliğinde cam yünü ile destek yapılarak kullanıma hazır hale getirilmiştir. Kolonlar farklı yatak derinliklerinde hazırlanmış, dolayısıyla karbonla suyun temas süresi olan “boş yatak temas süresi- BYTS” de her kolonda farklı tutulmuştur. Performans değerlendirmesi ve BYTS'nin karbonun servis ömrüne etkisini belirlemek amacıyla BYTS'leri sırasıyla 0,40, 1,24, 2,00 ve 2,67 dak olan dört kolon çalıştırılmıştır. Kolon özellikleri Tablo 3'de verilmiştir.

Kırılma noktasının izlenmesi: Aktif karbon kolonlarının performansını belirlemek amacıyla, kolonlardaki kırılma noktaları UV(A), UOK ve THM parametreleri ile izlenmiştir. En kısa yataklı kolon (2 cm) çıkışında okunan UV(A) ve UOK değerleri arasında bir korelasyon elde edilmiş (Şekil 1) ve diğer kolonların çıkışlarında UV(A) ölçülerek, bu korelasyon ilişkisi yardımıyla UOK değerleri elde edilmiştir.

İzoterm testi: Filtrasorb 100'ün adsorbilme kapasitesini bulmak amacıyla yapılan izoterm testinde, 300 mL hacimli dört adet şişeye farklı dozlarda toz karbon ve her birine 280 mL örnek eklenmiş, şişeler 60 rpm hızla dönen bir karıştırıcı üzerine yerleştirilerek 21 ° C'de 24 saat

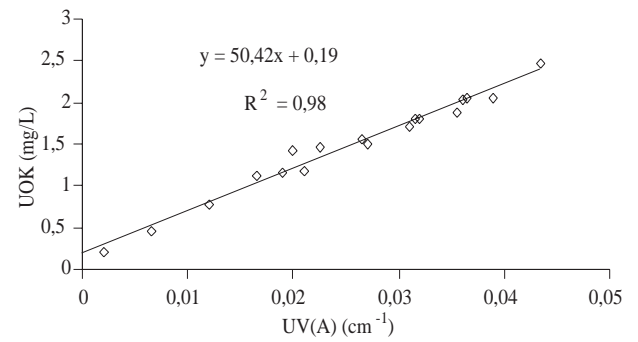
çalkalanmıştır. Toz karbon, granül karbonun ezilerek, çapı 56 µm ve daha küçük olan parçacıkların elde edilmesiyle sağlanmıştır. İzoterm testinde granül yerine toz karbon kullanılmasının nedeni, adsorpsiyonun dengeye gelme süresini kısaltmaktır (Peel ve Benedek, 1980). 24 saat sonunda şişelerdeki örnekler 0,45 µm Millipore filtre kağıdından süzülerek UV(A) ve UOK ölçümleri yapılmıştır. İzoterm testinden hesaplanan kapasite (q_e) değerleri kullanılarak Freundlich İzoterm sabitleri aşağıda verilen formülden bulunmuştur:

$$q_e = KC^{1/n}$$

Burada

K, n: İzoterm sabitleri

C : Dengedeki UOK konsantrasyonu (mg/L)'dur.



Şekil 1. UV(A)-UOK Korelasyon Eğrisi

Tablo 3. Sabit Yataklı Kolon Özellikleri

Kolon No.	Yatak Derinliği (cm)	Kolon Çapı (cm)	Debi (mL/dak)	BYTS (dak)	Yatak Hacmi (mL)	Karbon Ağırlığı (g)
1	2	0,80	2,50	0,40	1,00	0,71
2	6	0,80	2,44	1,24	3,02	1,92
3	10	0,80	2,52	2,00	5,03	3,23
4	15	0,80	2,82	2,67	7,54	4,60

Bulgular

Pek çok araştırmacı UV(A), TOK ve THM parametreleri arasında korelasyon kurmak için çalışmalar yapmış, özellikle UV(A) ve TOK arasında genellikle lineer bir ilişki olduğunu göstermiştir (Weber ve arkadaşları, 1983; Randtke ve Jepsen, 1981; Edzwald ve arkadaşları, 1985; Krasner ve arkadaşları, 1989). Dolayısıyla UV(A) hem daha kolay ve daha hızlı hem de daha ucuz olarak ölçülebildiğinden TOK

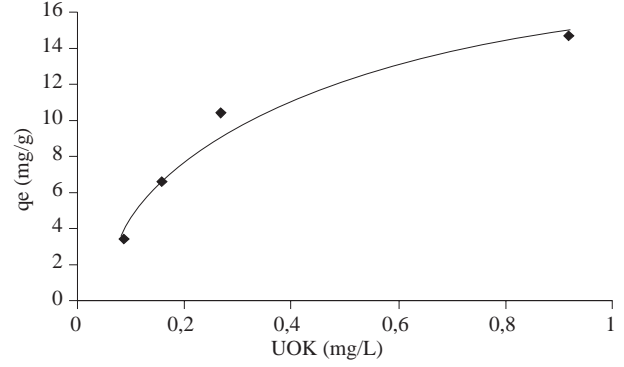
yerine kullanılan bir parametre olmuştur. Bu nedenle bu çalışma sırasında ölçülen UV(A) ve UOK değerleri arasında korelasyon katsayısı 0,98 olan bir ilişki elde edilmiştir. Ancak sözkonusu ilişki sadece İvedik Arıtma Tesisi filtre çıkış suyu için geçerli olup, her su için yeniden bulunması gerekmektedir. Korelasyon eğrisi Şekil 1'de görülmektedir. Eğrinin sıfır noktasından geçmemesi, UV(A) okuması vermeyen bazı basit alifatik asitler, alkol ya da şeker

gibi organiklerin varlığını göstermektedir (Edzwald ve arkadaşları, 1985).

İzoterm sabitleri

Filtratorb 100'ün kapasitesini bulmak amacıyla yapılan izoterm testinde Freundlich İzotermi'nin korelasyon katsayısı 0,89 olan bir ilişki ile adsorbsiyon dengesini açıkladığı bulunmuştur (Şekil 2). Freundlich İzoterm sabitleri olan K ve n değerleri, sırasıyla $17,61 \text{ (mg/g)(L/mg)}^{1/n}$ ve 1,66 olarak bulunmuştur. K sabiti doğrudan aktif karbonun adsorblama kapasitesi ile, n ise adsorbsiyon bağının gücü ile ilişkilidir (Snoeyink, 1990). İvedik Arıtma Tesisi filtre çıkış suyu için bulunan izoterm sabitleri, Lee ve arkadaşlarının (1981) fülvik ve hümik asitler için bulmuş olduğu değerlerle karşılaştırıldığında İvedik İçmesuyu Arıtma Tesisi filtre çıkışı suyunda bulunan DOM'un fülvik karakterde olduğu söylenebilir (Tablo 4). Bu aynı zamanda suyun SUVA (spesifik UV(A)) değerinden de anlaşılabilir. Filtre çıkışı suyun SUVA'sı 1,81 L/mg.m olup, UV(A) değerinin UOK değerine bölünmesiyle bulunmaktadır. Suyun hümik asit içeriği ile SUVA'sı arasında pozitif bir korelasyon

olduğu Amy ve Cho (1999) tarafından rapor edilmiştir. Buna göre 1,81 L/mg.m değerindeki SUVA, % 40'dan daha az hümik asit içeriğine tekabül etmektedir. Bir başka deyişle, DOM'un % 60 civarında fülvik asit içerdiğini göstermektedir. Tablo 4'teki değerlere bakıldığında Filtratorb 100'ün DOM'u adsorblamada diğer karbonlar kadar etkili olduğu sonucu ortaya çıkmaktadır.



Şekil 2. Freundlich Adsorbsiyon İzotermi

Tablo 4. Freundlich İzoterm Sabitlerinin Karşılaştırılması (Lee ve arkadaşları, 1981)

Madde	Karbon Türü	Freundlich Sabitleri	
		K	1/n
Koagülasyondan sonra kalan fülvik asitler	Filtratorb 400	20,22	0,59
	HD-3000	20,01	0,45
	WV-G	15,12	0,62
Moleküler ağırlığı 1000'den az olan fülvik asitler	Filtratorb 400	31,15	0,61
	HD-3000	18,54	0,55
	WV-G	21,18	0,62
İvedik Arıtma Tesisi filtrasyon çıkışı	Filtratorb 100	17,61	0,60

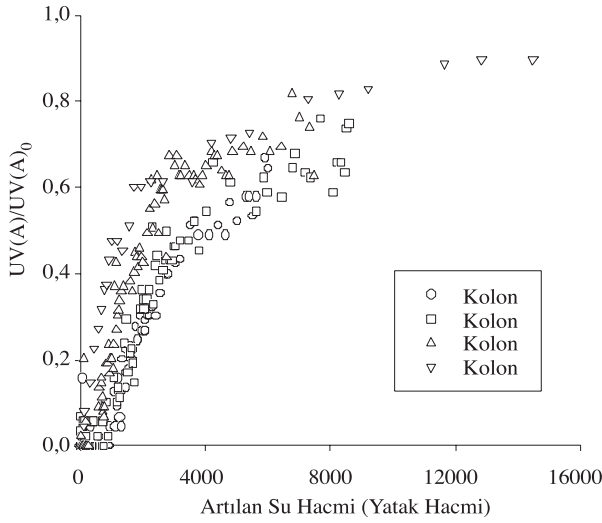
Adsorbsiyon performansının izlenmesi

Adsorbsiyon performansı sürekli kolon deneyleriyle değerlendirilmiştir. UV(A), UOK ve THM'ler kolon çıkışlarında ölçülerek kırılma eğrileri elde edilmiş, sonuçlar sırasıyla Şekil 3-5'de verilmiştir. Her bir kolonun kırılma eğrisi farklı sürelerde ve farklı yüzdelerde tamamlandığından, performans karşılaştırması yapabilmek amacıyla kırılma eğrilerinin % 50'ye ulaştığı nokta dikkate alınmıştır. Karşılaştırma amacıyla her bir kolonun % 50 kırılma noktasında karbonun servis ömrü ve toplam arıtılan su miktarı bulunmuştur.

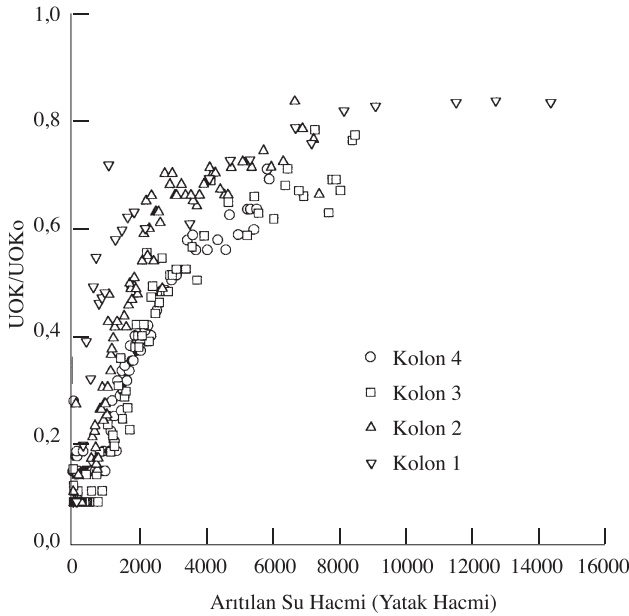
Şekil 3 ve 4'te görüldüğü üzere, UV(A) giderimi-

mindeki kırılma eğrileri ile UOK giderimindeki eğriler hemen hemen aynıdır. Aynı şekilde çıkış UOK konsantrasyonları giriş değerine hiçbir kolonda ulaşamamıştır. Bunun nedeni de uzun süre çalıştırılan kolonlarda mikroorganizmaların üremeye uygun ortam bulmaları ve gelen sudaki organiklerin bir kısmını hayat fonksiyonları için tüketmeleridir. Bunun sonucunda da çıkıştaki organik madde miktarı hiç bir zaman giriş değerine ulaşamamaktadır. Snoeyink (1990) DOM'un adsorblanmasının duruma göre değişebildiğini, ve kolonda dengeye ulaşıldığında çıkış değerlerinin giriş değerinin % 10-25 kadarı olduğunu belirtmiştir. Sontheimer ve Hubele (1987)

de karbon filtrelerinde biyolojik giderime rastlamıştır.



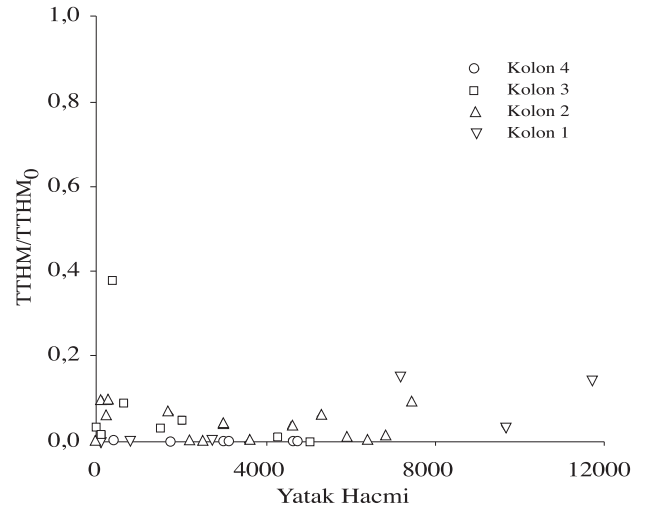
Şekil 3. Karşılaştırmalı UV(A) Kırılma Eğrileri



Şekil 4. Karşılaştırmalı UOK Kırılma Eğrileri

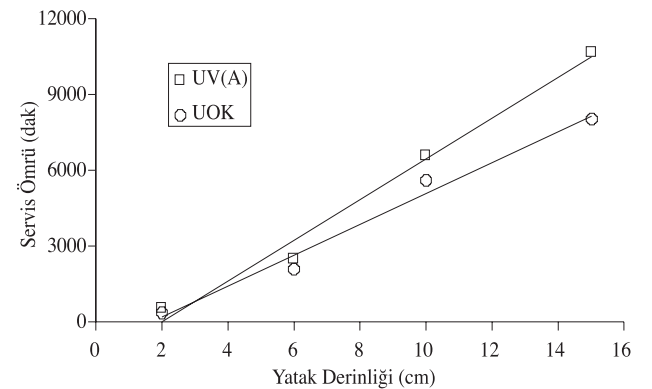
Bütün kolonların TTHM gideriminde oldukça etkili oldukları gözlenmiştir (Şekil 5). Kolonlardan 12000 yatak hacminde su geçirildiğinde dahi çıkış konsantrasyonu giriş konsantrasyonunun sadece %15'ine ulaşmıştır. Adsorbsiyon performans değerlendirmesi için çalıştırılan bütün kolonların % 50 kırılma noktası baz alınarak yapılan karşılaştırmaları Tablo 5'te verilmektedir. Tablodan görüldüğü üzere, yatak derinliği ya da BYTS arttıkça

arıtılan su miktarında da artış olmuştur. BYTS'de yapılan beş kat artış arıtılan su hacminde (litre cinsinden) ve servis ömründe yaklaşık 16 kat artış; karbon kullanılma hızında (KKH, kolonda kullanılan karbonun ağırlığının arıtılan su miktarına bölünmesi ile hesaplanmıştır) ise 3,4 kat azalma sağlamıştır. Bu da kolonunun servis ömrünün uzaması anlamına gelmektedir.

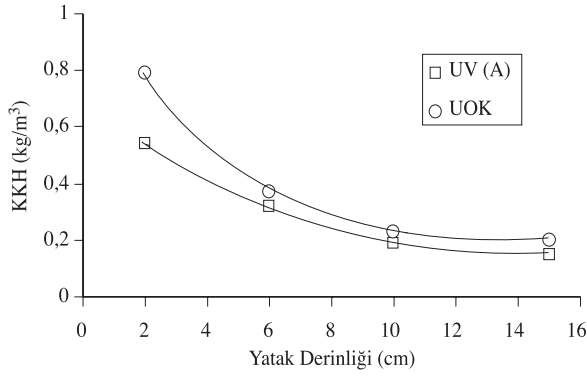


Şekil 5. Karşılaştırmalı TTHM Kırılma Eğrileri

Şekil 6'da servis ömrü-yatak derinliği ilişkisi verilmiştir. Karbon ile su arasındaki temas süresi arttıkça servis ömrü de lineer artış göstermiştir. Servis ömrünün uzaması ile KKH'da azalma gözlenmiştir (Şekil 7).



Şekil 6. Servis Ömrü-Yatak Derinliği İlişkisi



Şekil 7. Yatak Derinliği-KKH İlişkisi

Şekil 6'daki eğrilerin x eksenini ile kesiştikleri noktalardan orijine olan uzaklıkları kolonlar için sağlanması gereken kritik derinlikleri vermektedir. Buna göre UV(A) adsorpsiyonu için kritik derinlik 2 cm'dir. Kritik kolon derinliğinin UOK için daha fazla olması, DOM'un daha uzun bir 'kütle transfer alanı'na sahip olduğunu işaret etmektedir. Diğer

tarafından, Şekil 7'de görüldüğü üzere, KKH değerleri artan yatak hacmi ile düşüş göstermiş, 10 cm'den sonra ise değişmemiştir. 10 cm'lik kolon derinliği kritik derinlikten yeterince fazla olduğundan, derinliği 10 cm ve daha fazla olan kolonlarda tam denge sağlanmıştır. Buradan, optimum derinliğin 10 cm olduğu sonucuna varılmıştır.

İzoterm kullanılarak kolon kapasitelerinin bulunması

Freundlich sabitleri K ve n izoterm testi ile bulunduğundan sonra, izoterm kapasite denklemi kullanılarak % 50 ve tam kırılma durumlarında kolon kapasiteleri hesaplanmıştır. Hesaplanan kapasiteler kolonlarda gerçekte tutulan DOM miktarları ile karşılaştırılmış ve Tablo 6'da verilmiştir. Hesaplanan kapasiteler, tam kırılma durumu için en uzun kolon dışında bütün kolonlarda aynıdır. Bunun nedeni en uzun kolonda biyolojik aktivite nedeniyle çıkış konsantrasyonunun daha düşük olmasıdır, dolayısıyla hesaplanan kapasite de diğerlerine oranla daha düşüktür.

Tablo 5. Kolonlar İçin Performans Karşılaştırması

BYTS (dak)	Aritılan Su Hacmi (Yatak Hacmi)	Aritılan Su Hacmi (L)	Servis Ömrü (dak)	KKH (kg/m³)
0,40	900	0,90	362	0,79
1,24	1700	5,13	2101	0,37
2,00	2800	14,07	5584	0,23
2,67	3000	22,62	8020	0,20

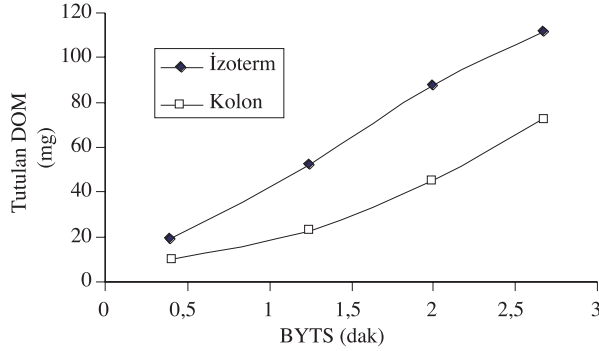
Tablo 6. Kolon Kapasiteleri

BYTS (dak)	Giriş UOK (mg/L)	Çıkış UOK (mg/L)	Kapasite (mg UOK/g karbon)	
			Tam Kırılma	% 50 Kırılma
0,40	2,48	2,06	27,22	20,05
1,20	2,48	2,03	27,03	20,05
2,00	2,48	2,05	27,14	20,05
2,67	2,60	1,70	24,30	20,65

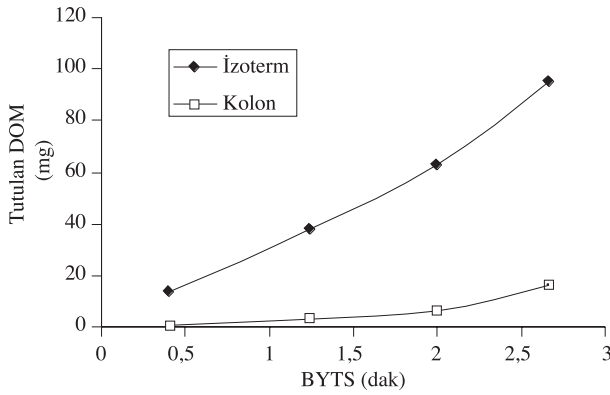
Şekil 8'den görüleceği üzere izotermden hesaplanan ve kolonlarda gerçekte tutulan DOM miktarları arasında belirgin bir farklılık söz konusudur. Tam kırılma durumunda kolon kapasiteleri izoterm kapasitelerinin % 43-65'i kadardır. % 50 kırılma durumunda ise bu oran yalnızca % 8-17 olduğu gözlenmiştir. Yine % 50 kırılma durumunda BYTS en kısa olan kolonda bu oran % 3,3'e kadar düşmüştür. Bu da oldukça anlaşılır bir sonuçtur çünkü % 50 kırılma durumunda kolonlar henüz tam kapasitelerine ulaşmamıştır. İzoterm ve kolon kapa-

sitelerinin farklı olmaları da anlaşılır bir durumdur çünkü izoterm hesapları tek numuneye dayanarak yapılırken kolon kapasiteleri, günlerce süren kolon deneylerinde değişen örnek özelliklerinin ve sıcaklık değişimlerinin etkilerini yansıtmaktadır. Buna ek olarak, izoterm deneyi ile hesaplanan karbon kapasitelerinde aktif karbonun parçacık büyüklüğünün farkedilir bir etkiye sahip olmadığı da bilinmektedir. Literatürde, burada elde edilen sonuçlara paralel bulgular yer almaktadır. Qi ve arkadaşları (1992) sentetik organikler için yaptıkları kapasite

karşılaştırmasında BYTS 2,5-5,0 dak olan pilot tesis karbon kolonlarının izoterm kapasitelerinden 2,5 kat daha düşük kapasitelere sahip olduklarını bulmuşlardır.



Şekil 8(a). % 50 Kırılma Durumunda Kapasite Karşılaştırması



Şekil 8(b). Tam Kırılma Durumunda Kapasite Karşılaştırması

Sonuçlar

Adsorbsiyon dengesinin Freundlich Model ile açıklandığı yüksek bir korelasyon katsayısı ile (0,89) bulunmuştur. Freundlich İzoterm sabitleri K ve n ise 17,61 (mg/g)(L/mg)^{1/n} ve 1,66 olarak bulunmuştur. Bu değerler, hem Filtrasorb 100'ün DOM'u adsorblamada oldukça etkili olduğunu hem de suda çoğunlukla fülvik asitlerin mevcut olduğunu göstermiştir. Literatürde yer alan diğer karbon türleriyle yapılan karşılaştırmada Filtrasorb 100'ün

organik madde gideriminde diğer karbonlar kadar etkili olduğu ortaya çıkmıştır.

Kırılma eğrilerinin profilleri DOM'un aktif karbon tarafından iyi adsorblandığını göstermiştir. Normalize edilmiş UV(A) değerleri sıfırdan, UOK değerleri ise 0,10'dan başlamıştır. Bu da giriş suyunda adsorblanamayan bazı organiklerin varlığına işaret etmektedir.

DOM'un yanı sıra THM'lerin de aktif karbonla adsorblanabildiği gözlenmiştir. THM konsantrasyonlarının bütün kolon çıkışlarında 12000 yatak hacminde su arıtıldıktan sonra dahi giriş konsantrasyonlarının ancak % 15'ine ulaştıkları gözlenmiştir.

Yatak derinliğini arttırmak servis ömrünü arttırmış, karbon kullanıma hızını azaltmıştır. Servis ömrünün yatak derinliği ya da BYTS ile lineer olarak arttığı gözlenmiştir. KKH'daki azalma dikkate alındığında 10 cm'lik kolon ile 15 cm'lik kolon arasında belirgin bir düşüş gözlenmemiş, bu nedenle optimum derinliğin 10 cm ya da bir başka deyişle optimum BYTS'nin 2,00 dakika olduğu sonucuna varılmıştır.

İzotermden hesaplanan ve kolonda gerçekte tutulan DOM miktarları arasında belirgin bir farklılık gözlenmiş olup, tam ve % 50 kırılma durumlarında kolon kapasiteleri izoterm kapasitelerinin sırasıyla % 43-65'i ve % 8-17'i kadardır. İzoterm deneyine göre oldukça uzun süren kolon deneyleri sırasında örnek özelliklerindeki değişimlerin kapasiteye yansımaları kolonlarda, izotermle hesaplanandan daha az DOM tutulmasına neden olmaktadır.

Yetiş ve arkadaşlarının yürütmüş olduğu çalışma, dağıtım şebekesinde izlenen TTHM seviyelerinin, bir kaç örnekleme noktası dışında EPA 1. Kademe Limit Değeri olan 80 µg/L'nin altında olduğunu; ancak örnekleme noktalarının % 50'sinde EPA 2. Kademe Limit Değeri olan 40 µg/L'nin aşıldığını göstermiştir. Buna ek olarak, İvedik İçmesuyu Arıtma Tesisi'nde DOM gideriminin yalnızca % 45 seviyesinde olduğu ve şebeke UOK değerlerinin 3 mg/L civarında seyrettiği göz önüne alındığında aktif karbon adsorbsiyonunun, İvedik İçmesuyu Arıtma Tesisi'nde DOM giderimi için uygun bir yöntem olduğu sonucuna varılmıştır.

Kaynaklar

Amy, G., and Cho, J., "Interactions between natural organic matter (NOM) and membranes: rejection and fouling". Proceedings of International IAWQ-

IWSA Joint Specialist Conference on Removal of Humic Substances From Water, Trondheim, Norway, 1999.

- APHA Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, 19th Edition, American Public Health Association/American Water Works Association/Water Environment Federation, Washington DC, USA, 1995.
- Crittenden, J. C., Berrigan, J. K., Hand, D. W. and Lykins, B., "Design of rapid fixed-bed adsorption tests for nonconstant diffusivities", *J. Envir. Engrg. ASCE*, 113, 243-259, 1987.
- Crittenden, J. C., Reddy, P. S., Arora, H., Trynoski, J., Hand, D. W., Perram, D. L. and Summers, R. S., "Predicting GAC performance with rapid small-scale column tests", *J. AWWA*, 83, 77-87, 1991.
- Crittenden, J. C., Vaitheeswaran, K., Hand, D. W., Howe, E. W., Aieta, E. M., Tate, C. H., McGuire, M. J. and Davis, M. K., "Removal of dissolved organic carbon using granular activated carbon", *Wat. Res.*, 27, 715-721, 1993.
- Edzwald, J. K., Becker, W. C. and Wattier, K. L., "Surrogate parameters for monitoring organic matter and THM precursors", *J. AWWA*, 77, 122-132, 1985.
- Fahien, R.W and Smith, J.M., "Mass transfer in packed beds", *AIChE Jour.*, 1, 28, 1955.
- Hileman, B., "Cancer Risk Found From Water Chlorination", *Chemical and Engineering News*, July 13, 1992.
- Hooper, S. M., Summers, R. S., Solarik, G. and Owen, D. M., "Improving GAC performance by optimized coagulation", *J. AWWA*, 88, 107-120, 1996.
- Krasner, S. W., McGuire, M. J., Jacangelo, J. G., Patania, N. L., Reagan, K. M. and Aieta, E. M., "The occurrence of disinfection by-products in US drinking water", *J. AWWA*, 81, 41-53, 1989.
- Kuivinen, J. and Johnsson, H., "Determination of trihalomethanes and some chlorinated solvents in drinking water by headspace technique with capillary column gas-chromatography", *Wat. Res.*, 33, 1201-1208, 1999.
- Lee, M. C., Snoeyink, V. L. and Crittenden, J. C., "Activated carbon adsorption of humic substances", *J. AWWA*, 73, 440-446, 1981.
- McGuire, M. J., Davis, M. K., Tate, C. H., Aieta, M. E., Howe, E. W., and Crittenden, J. C., "Evaluating GAC for trihalomethane control", *J. AWWA*, 83, 38-48, 1991.
- Peel, R. G., and Benedek, A., "Attainment of equilibrium in activated carbon isotherm studies", *Environ. Sci. and Tech.*, 14, 66, 1980.
- Pontius, F. W., "New horizons in federal regulation", *J. AWWA*, 90, 38-50, 1998.
- Pontius, F. W., "Complying with future water regulations", *J. AWWA*, 91, 46-58, 1999.
- Qi, S., Snoeyink, V. L., Beck, E. A., Koffskey, W. E., and Lykins, B. W. Jr., "Using isotherm to predict GAC's capacity for synthetic organics", *J. AWWA*, 84, 113-120, 1992.
- Randtke, S. J., and Jepsen, C. P., "Effects of salts on activated carbon adsorption of fulvic acids", *J. AWWA*, 74, 84-93, 1982.
- Roberts, P. V., and Summers, S. R., "Performance of granular activated carbon for total organic carbon removal", *J. AWWA*, 74, 113-118, 1982.
- Rook, J.J., "Formation of haloforms during chlorination of natural waters", *J. Wtr. Trtmt. Exam.*, 23, 234, 1974.
- Smith, Edward H., "Bench-Scale Tests and Modeling of Adsorption of Natural Organic Matter by Activated Carbon", *Wat. Res.*, 28, 1693-1702, 1994.
- Snoeyink, V. L., *Adsorption of Organic Compounds*. In: *Water Quality and Treatment*, F. W. Pontius (ed.), 4th Edition, McGraw Hill, USA, 1990.
- Sonthaimer, H., and Hubele, C., *The use of ozone and granular activated carbon in drinking treatment*. In: *Treatment of Drinking Water for Organic Contaminants*, P. M. Huck and P. Toft (eds.), Pergamon, New York, 1987.
- TSE 266, 1984. İçme Suyu Standartları, Türk Standartları Enstitüsü.
- US EPA, Federal Register Part III, Method 501, 1979.
- Weber, Jr. W. J., Voice, T. C., and Jodellah A., "Adsorption of humic substances: the effects of heterogeneity and system characteristics", *J. AWWA*, 75, 612-619, 1983.
- Yetiş, Ü., Dilek, F. B., Demirer, G. N., Çapar, G., Tokmak, B., Okan G., "İçme sularında klorlama sonucu ortaya çıkan klorlu organiklerin giderimi-Ankara örnek çalışması", DPT Projesi Final Raporu, Proje No. AFP 03 11 DPT 97K 122140, ODTÜ, Çevre Mühendisliği Bölümü, Ankara, 2000.