

# Biyolojik aşırı fosfor giderimi temel özelliklerinin İzmir Atıksu Arıtma Tesisi'nde araştırılması

Tolga TUNÇAL\*, Ayşegül PALA, Orhan USLU

DEÜ Fen Bilimleri Enstitüsü, Çevre Teknolojisi Programı, 34469, Bornova, İzmir

## Özet

Atıksu arıtımında biyolojik aşırı fosfor giderimi (BAFG) ülkemizde ve Avrupa Birliği ülkelerinde oldukça tercih edilen bir süreç haline gelmiştir. Bu çalışmada değişen organik yükleme hızlarına ve çevresel faktörlere bağlı olarak tam ölçekli bir BAFG sürecinde oluşan biyokimyasal ve mikrobiyolojik değişimler incelenmiştir. BAFG süreçlerinin temel filozofisi, aktif çamurun sırası ile anaerobik, anoksik ve aerobik ortamlarda tutularak fosfor depolama yeteneğine sahip bakteri türlerinin (FDB) süreç içerisinde baskın hale getirilmelerine dayanmaktadır. Bu çalışma kapsamında, büyük ölçekli bir BAFG sürecinin anaerobik, anoksik ve aerobik ortamlarında kütle dengeleri oluşturularak, kinetik bağıntılar yardımı ile sistemde oluşan bakteri türleri ve nütrient giderim hızları tespit edilmeye çalışılmıştır. Yapılan saha çalışmaları laboratuvar ölçekli deneylerle desteklenmiştir. İncelemeler neticesinde FDB türlerinin sistemdeki kütle oranının %9 ile %34 arasında değiştiği tespit edilmiştir. Daha önceki bilimsel çalışma sonuçlarını doğrular nitelikte, FDB'lerin hücre ağırlığının %32'si oranında, aşırı miktarda fosfor (P) depolayabilecekleri belirlenmiştir. Buna ilave olarak, aktif çamur kültüründeki FDB kütle oranının artması ile birlikte sadece P giderim verimliliği değil aynı zamanda karbon (C) ve azot (N) giderim hızlarının da önemli ölçüde artabileceği saptanmıştır. Bu bakteri türlerinin (FDB) sistemdeki oranlarının ise atıksu içerisindeki basit karbon formları ile yakından ilişkili olduğu saptanmış olup, bu konuda yapılmış olan bilimsel çalışmaları doğrular nitelikte sonuçlara ulaşılmıştır. Sistemdeki FDB kütle oranının %30'un üzerine çıktığı durumlarda, anoksik ve aerobik P giderim hızlarının  $0.1 \text{ mg P (g UAKM(Uçucu askıda katı madde))}^{-1} \text{ dk}^{-1}$ , denitrifikasyon hızının  $0.04 \text{ mg NO}_3\text{-N (g UAKM)}^{-1} \text{ dk}^{-1}$  ve uçucu yağ asidi (UYA) giderim hızının ise  $0.5 \text{ mg UYA (g UAKM)}^{-1} \text{ dk}^{-1}$  değerlerine ulaşabileceği belirlenmiştir.

**Anahtar Kelimeler:** Biyolojik aşırı fosfor giderimi, kütle dengesi, fosfor depolayan bakteri, denitrifikasyon

\*Yazışmaların yapılacağı yazar: Tolga TUNÇAL. [tolgatuncal@hotmail.com](mailto:tolgatuncal@hotmail.com); Tel: +90 232 412 71 21.

Makale metni 04.03.2008 tarihinde dergiye ulaşılmış, 27.05.2008 tarihinde basım kararı alınmıştır. Makale ile ilgili tartışmalar 31.12.2008 tarihine kadar dergiye gönderilmelidir.

## Investigation of enhanced biological phosphorus removal characteristics in İzmir Wastewater Treatment Plant

### Extended abstract

Phosphorus (P) is an essential nutrient for all life forms. It is also one of the limited and non-renewable natural resources. Furthermore, treated wastewater containing high level of P could cause serious problems associated with eutrophication in the receiving water bodies (Janssen et al., 2002). Removal of nutrients by biological methods is cost effective and environmentally sound alternative to the chemical treatment of wastewater (Osee et al., 1997). İzmir bay is one of the great natural bays of the Aegean Sea. Total surface area of the bay is 500 km<sup>2</sup> and total water volume is 11.5 billion m<sup>3</sup> (Kucuksezgin et al., 2005). To prevent discharge of untreated wastewaters into the bay, İzmir WWTP was taken into operation in early 2000. The plant was designed to treat both domestic and pre treated industrial wastewater collecting from the İzmir metropolitan area. Since previous scientific investigations indicated that both Nitrogen (N) and P concentrations of the sea were critical level with respect to eutrophication problem, the plant design was performed for the combined removal of Carbon (C), N, P in the activated sludge process following adequate physical treatment including fine screens, aerated grit removal chambers and circular primary sedimentation tanks. The average design capacity of the plant is approximately 605.800 m<sup>3</sup>/d.

Mechanism of EBPR is based on selection of P accumulating microorganisms (PAOs) in the activated sludge culture by exposing the microorganisms into anaerobic, anoxic and aerobic environments. Preferential selection of PAOs in the system is attributed to energy conversion ability of these microorganisms from storage of simple carbon forms (mainly in the form of volatile fatty acids). In these assimilative reactions energy is derived from hydrolysis of intracellular poly-P reserves (Comeau et al, 1986; Mino et al., 1998). Generated energy from the P release in the anaerobic zone is used for transportation of volatile fatty acids (VFAs) from bulk liquid interface to the cell inventory of PAOs. These substrate forms are stored in the intracellular environment as poly-hydroxyalkanoates (PHA). In the following aerobic and anoxic zones of the EBPR process, stored PHA is utilized to generate required energy for reproduc-

tion of new cells, maintenance and restoring depleted poly-P reserves using electron acceptors either in the form of dissolved oxygen (DO) or nitrate (USEPA, 1987; Kuba et al., 1996; Lee et al., 2003; Panswad et al., 2007).

Availability of readily biodegradable COD (rbCOD) in the anaerobic zone is among the essential considerations. It was reported that at least 20 mg as acetic acid (Janssen et al., 2002; Abu-ghararah, 1991), 50 mg as COD (Ekama and Marais, 1984) are required to remove 1 mg of P. According to the previous scientific investigations, EBPR process could be considered as COD limited when the COD/TP ratio is low (<20:1 for settled domestic sewage), whereas it is P limited when the COD/TP ratio is high (Randall et al., 1992). While low COD/TP ratios could cause EBPR failures, very low effluent P concentrations achievable at sufficient COD/TP ratios. Although EBPR systems are well established, there are several unclear issues in identification of microbial dispersal. It was also reported that although several methods developed to analyze the microbial structure of the EBPR process; several critical issues are still unclear (Panswad et al., 2007). Moreover, many scientific investigations in this field were based on laboratory scaled studies. This study aims to investigate fundamental EBPR characteristics and identify microbial responses to variable organic loading rates in the large scale EBPR process.

Investigations were conducted in İzmir WWTP, serving 3.5 million population equivalent, between 2006 and 2007. In order to evaluate the EBPR process accurately, influent and effluent wastewater were characterized for various forms of nutrients. Mass balances were performed around anaerobic, anoxic and aerobic zones considering all main and side streams. All required data for accurate evaluation of the EBPR process including environmental and operational variables including pH, temperature, mixed liquor volatile suspended solids concentrations, hydraulic retention times in biological treatment units, sludge age, inflow rate, return sludge and internal recirculation rates were determined during the monitoring period. Batch scale tests were also performed parallel to the full scale investigations to identify microbial responses. All of the experimental results were statistically analyzed and evaluated considering previously obtained theoretical background in the field.

**Keywords:** Enhanced biological phosphorus removal, mass balance, phosphorus accumulating microorganisms, denitrification

## **Giriş**

Yüksek konsantrasyonlarda P içeren atıksuların kontrolsüz şekilde alıcı ortama deşarj edilmesi sonucunda su kalitesinde önemli ölçüde bozulmalar oluşabilmektedir. Su kalitesinin korunması ve alıcı ortamlarda ötrofikasyon riskinin azaltılması için gerekli nütrient oranlarının sağlanması amacıyla C ve N gibi nütrientlerin yanı sıra fosforun da arıtılması gerekli olabilmektedir. Arıtılmış su P seviyesinin kontrolünde geliştirilmiş biyolojik yöntemlerin kullanımı yüksek nütrient giderim veriminin yanı sıra, tüm biyolojik arıtma süreçlerini de olumlu yönde etkilemesi nedeniyle günümüzde rutin bir atıksu arıtım uygulaması haline gelmiştir. BAFG süreçlerinde, konvansiyonel arıtma yöntemlerinden farklı olarak, C, N ve P'un eşzamanlı olarak, yüksek verimde giderilmesi de mümkün olmaktadır (USEPA, 1987; Janssen vd., 2002).

Atıksu arıtma tesislerinde P giderimi amacıyla yaygın olarak kullanılmakta olan bir diğer yöntem ise demir ve alüminyum tuzları, kireç gibi kimyasalların kullanıldığı çökeltme işlemleridir. Bu yöntemler fosforu, teorik olarak tamamen giderememelerine karşın oldukça önemli verimler sağlayabilmektedir. Ancak bu kimyasal çökeltme işlemleri, arıtma tesislerinde oluşan çamur miktarını oldukça arttırabilmektedir. Yapılan araştırmalar bu çamurların niteliğinin, klasik aktif çamurundan oldukça farklı olduğunu göstermiştir. Bunun ötesinde, söz konusu kimyasal arıtma çamurlarının; yoğunlaştırma – susuzlaştırma, anaerobik çürütme, termal kurutma ve yakma gibi temel çamur arıtım işlemlerinin, aktif çamura göre daha karmaşık ve daha maliyetli olduğunu göstermiştir (USEPA, 1987; Janssen vd., 2002).

Fosfor yenilenebilir bir doğal kaynak olmamasına karşın tarımsal ve endüstriyel alanlardaki kullanımının artması ile birlikte piyasa fiyatı da küresel ölçekte artış göstermektedir. Bu sebepten dolayı fosforun geri kazanımı oldukça önemli bir konu haline gelmiştir. Atıksu arıtımı kapsamında yapılan bilimsel araştırmalar P giderimi için kimyasal yöntemlerin kullanımı durumunda geri kazanımın söz konusu olmadığı en azından günümüz koşullarında ekonomik uy-

gulanabilirliğinin mümkün olmadığını göstermiştir. Aynı zamanda bu çalışmalar, BAFG süreçlerinde oluşan fosforca zengin arıtma çamurlarından geri kazanımın mümkün olabileceğini göstermiştir (Donnert ve Salecker, 1999).

BAFG yöntemlerinin tüm bu avantajlarına rağmen çeşitli dezavantajları da söz konusudur. Bunların başında BAFG süreçlerinin atıksu kompozisyonuna son derece bağımlı olması gelmektedir. Bu süreçlerin temel esası, aktif çamur içersinde aşırı derecede P depolama yeteneğine sahip mikroorganizmaların (FDB) baskın hale getirilmesine dayanmaktadır. Yapılan bilimsel araştırmalar, bu özel türlerin aktif çamur içersinde baskın hale gelebilmeleri için atıksu KOİ(kimyasal oksijen ihtiyacı)/TP (toplam fosfor) oranının belirli bir sınır içersinde olması gerektiğini göstermiştir. Ayrıca BAFG sürecinin azot giderimi ile de son derece bağlantılı olmasından dolayı, ham atıksu azot seviyesinin de (BOİ (Biyokimyasal oksijen ihtiyacı)/TN (toplam azot) süreç performansı açısından önemlidir. Nütrient oranlarının yanı sıra, atıksu pH ve sıcaklığı gibi çevresel faktörler, çamur yaşı gibi biyolojik arıtma süreçleri için önemli işletme parametreleri de BAFG sürecinin optimizasyonu açısından önemli olduğu tespit edilmiştir (USEPA, 1987; Metcalf ve Eddy, 2003; Panswad vd., 2007).

Ülkemizde de kullanımı giderek artmakta olan BAFG süreçlerinin temel özellikleri, büyük oranda laboratuvar bazında araştırılmıştır. Bu çalışmada büyük ölçekli bir BAFG tesisinde, atıksu karakteristiklerine ve işletme parametrelerine bağlı olarak sistemde oluşan FDB türleri, bu mikroorganizmaların hücre içinde depoladıkları P ve FDB ile birlikte diğer mikroorganizma türlerine bağlı olarak oluşan aktif çamur P içeriği araştırılmıştır. Sistemdeki FDB türlerinin kütsel oranına bağlı olarak değişen C ve N giderim hızları tespit edilmiştir.

## **Materyal ve yöntem**

### **İzmir Atıksu Arıtma Tesisi**

İzmir Atıksu Arıtma Tesisi 604,800 m<sup>3</sup> gün<sup>-1</sup> ortalama atıksu debisini arıtabilecek şekilde dizayn edilmiş olup atıksu; ince ızgara, kum tutu-

cu ve ön çökeltimden oluşan fiziksel arıtma işlemlerini takiben biyolojik arıtma süreçlerine tabi tutulmaktadır. Tesiste altı adet 10 mm bar açıklığına sahip mekanik temizlemeli ince ızgara ve 6 adet havalandırmalı tip kum tutucu ünitesi yer almaktadır. Bu arıtma işlemlerini takiben atıksu debisi venturi kanalı vasıtası ile ölçülmekte ve birbirinin özdeşi olan üç ayrı arıtma hattına dağıtılmaktadır.

Tesisin özellikleri 5 kademeli Bardenpho sistemine oldukça benzerdir. Ön çökeltim havuzlarından savaklanan atıksular bir toplama yapısına iletilmekte ve buradan da anaerobik tanklara beslenmektedir. Bu tanklarda, aerobik ve anoksik ortamda bakteri bünyesine alınan fosfat geri salınarak atıksu içerisinde bulunan UYA hücre içerisine transfer edilir.

Anaerobik temas süresini takiben atıksu sırasıyla anoksik ve aerobik koşullara maruz bırakılarak C, N ve P'un eş zamanlı olarak giderimi gerçekleştirilmektedir. Dairesel tipli son çökeltim havuzları vasıtası ile arıtılmış su – mikroorganizma fazları birbirinden ayrılır. Temiz su fazı bir açık kanal vasıtası ile alıcı ortama deşarj edilirken, son çökeltim havuzlarının tabanından toplanan aktif çamur anaerobik tanka geri devrettirilir. Şekil 1'de araştırmaların yürütülmüş olduğu BAFG akım şeması verilmektedir.

### Numune alma ve analiz yöntemleri

Tam ölçekli çalışmalarda kullanılan numune örnekleri, debi orantılı, iki saatlik kompozit numune olarak alınmıştır. Alınan atıksu ve aktif çamur numunelerinin kimyasal yapısı zamana bağlı değişmesi nedeniyle numune alınması ve

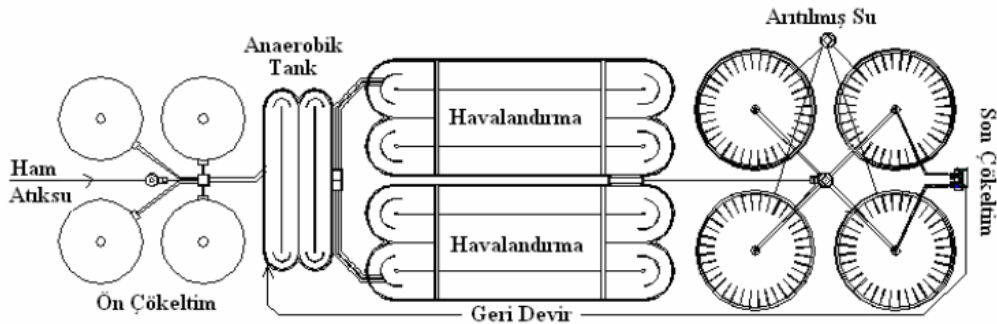
analiz süresi mümkün olduğunca kısa tutulmuştur. Özellikle çözünmüş formda bulunan nütrient analizi ( $PO_4-P$ ,  $NO_3-N$ ,  $rbKOİ$ , UYA vs.) için alınan numuneler, enjektör tip, 0.45  $\mu m$  gözenekli filtreler ile numune alma noktasında süzölmüştür.

$BOI_5$  analizleri basınç farkının lityum hidroksit ile ölçüldüğü respirometrik yöntemle ölçülür. Numuneler DIN 38409-52 standartlarına uygun olarak hazırlanır. Nitrifikasyon 5 g  $L^{-1}$ 'lik N - clythiarea çözeltisi ile engellenir. 5 günlük inkübasyon süresi boyunca atıksu sıcaklığı  $20\pm 0.1$  °C'de sabit tutulur.

KOİ konsantrasyonu DIN 38409 – H41 – H44 standardına uygun olarak belirlenir. Bu yöntem, atıksu içerisinde bulunan tüm oksitlenebilir bileşiklerin, gümüş sülfat katalizörü varlığında, sülfirik asit – potasyum dikromat çözeltisi ile reaksiyonu sonucu oluşan yeşil renkli  $Cr^{+3}$ 'ün spektrofotometrik olarak belirlenmesi prensibine dayandırılır.

Uçucu yağ asitleri (UYA) DIN 38409-H16 standardına göre belirlenir. UYA dioller ile tepkimeye girmesi sonucunda yağ asidi esterleri oluşur. Bu bileşikler demir (+3) ile indirgenerek kırmızı renkli bileşiklere dönüştürülür. Oluşan bu renklenme sonucu UYA konsantrasyonu spektrofotometrik olarak belirlenir.

Toplam azot konsantrasyonu EN ISO 11905-1 standardına göre fotometrik olarak belirlenir. Bu metot, inorganik ve organik bağlı azotun peroksitsülfat ile nitrata yükseltgenmesi prensibine dayandırılır. Reaksiyon sonucu oluşan nitrat ise sülfirik asit varlığında, 2.6-



Şekil 1. Biyolojik arıtma ünitelerinin basitleştirilmiş akım diyagramı

dimethylphenol ile tepkimeye sokularak nitrofenole dönüştürülmüş oluşan renklenme spektrofotometre ile belirlenir.

Amonyum konsantrasyonu DIN 38406-E5 standardına göre belirlenir. Bu metot amonyum iyonlarının, sodyum nitropruside katalizörü varlığında, hipoklorit ve salsilat iyonları ile reaksiyona sokularak pH 12.6'da oluşan indofenol mavisinin fotometrik olarak belirlenmesi prensibine dayandırılır.

Nitrat konsantrasyonu EN ISO 38405-D9-2 standardına göre fotometrik olarak belirlenir. Bu yöntem nitrat iyonlarının, sülfürik ve fosforik asit varlığında, 2.6-dimetilfenol ile reaksiyona girerek 4-nitro 2.6-dimetilfenole dönüştürülmesi prensibine dayandırılır.

Toplam fosfor ve fosfat konsantrasyonu EN ISO 1189 standardına göre spektrofotometrik ölçümler ile belirlenir. Bu yöntem, fosfat iyonlarının asidik ortamda molibdat ve antimon ile tepkimesi sonucunda antimon-fosfomolibdat kompleksi oluşumu ve bu bileşiğin askorbik asit ile mavi renkli fosfomolibdenyuma dönüştürülmesi prensibine dayandırılır.

Askıda katı madde (AKM) ve uçucu askıda katı madde (UAKM) analizleri standart yöntemlere göre yapılmıştır. (APHA-AWWA-WPCF, 1998).

### Aktif çamur fosfor içeriğinin analitik olarak belirlenmesi

Aktif çamur P içeriğinin ( $F_{p-MLVSS}$ ) belirlenmesi amacıyla, havalandırma havuzu çıkışından alınan numune iki bölüme ayrılmıştır. İlk bölüm numune 0.45 µm gözenekli filtreden geçirilerek fosfat konsantrasyonu belirlenmiştir. İkinci kısım numune ise mikrodalga tekniği ile ayrıştırılarak tüm polifosfor formları çözülmüş faza geçirilerek fosfat konsantrasyonu belirlenmiştir. Bu iki numune arasındaki konsantrasyon farkı UAKM'ye oranlanarak, (1) nolu formülde verildiği şekilde yüzdesel olarak ifade edilmiştir. Bu formülde  $[PO_4-P_{ad}]$  parçalama işlemi sonucundaki;  $[PO_4-P_{af}]$  ise süzüntüdeki fosfat konsantrasyonunu ifade etmektedir ( $mg L^{-1}$ ).

[UAKM] ise havalandırma havuzundaki uçucu askıda katı konsantrasyonudur ( $mg L^{-1}$ ).

$$F_{p-MLVSS} = \left( \frac{[PO_4 - P_{ad}] - [PO_4 - P_{af}]}{[UAKM]} \right) \times 100 \quad (1)$$

### Kütle dengesi eşitliklerinin oluşturulması

Anaerobik tankta istenilen düzeyde mikroorganizma konsantrasyonunun sağlanması için aktif çamur bu tanklara geri devrettirilir. Anaerobik tank girişindeki nütrient konsantrasyonu, ham atıksu ve geri devir çamuru debisine ve nütrient konsantrasyonlarına bağlıdır (Metcalf ve Eddy, 2003). Anaerobik tank girişi dengelenmiş nütrient konsantrasyonu ( $S_f$ ) (2) nolu eşitlikte ifade edilmiştir. Bu eşitlikte,  $Q$ ,  $Q_r$  ham atıksu ve geri devir debisini ( $m^3 s^{-1}$ );  $S$  ve  $S_r$  ise ham atıksudaki ve geri devirdeki  $C$ ,  $N$ ,  $P$  gibi nütrient konsantrasyonunu ( $mg L^{-1}$ ) ifade etmektedir.

$$S_f = \frac{[Q(S) + Q_r(S_r)]}{[Q + Q_r]} \quad (2)$$

Anaerobik tanktan çıkan atıksu ( $Q+Q_r$ ) havalandırma tankının anoksik bölümüne beslenmektedir. Aynı zamanda nitratça zengin aerobik aktif çamur da bu bölgeye geri devrettirilmektedir. Havalandırma tankı girişindeki nütrient konsantrasyonu, anaerobik tank çıkışı aktif çamurun ve içsel geri devir çamurunun debisine ve nütrient konsantrasyonlarına bağlıdır (Metcalf ve Eddy, 2003). Havalandırma tankı girişi dengelenmiş nütrient konsantrasyonu ( $S_i$ ) (3) nolu eşitlikte ifade edilmiştir. Bu eşitlikte,  $Q_{int}$  içsel geri devir debisini ( $m^3 s^{-1}$ ),  $S_{an-eff}$  anaerobik ve  $S_{ae}$  aerobik ise ortamdaki çözülmüş formda bulunan nütrient konsantrasyonlarını ( $mg L^{-1}$ ) ifade etmektedir.

$$[S_i] = \frac{[(Q+Q_r) \times [S_{an-eff}] + (Q_{int} \times [S_{ae}])]}{[(Q+Q_r + Q_{int})]} \quad (3)$$

Anaerobik şartlarda depolanmış olan PHA, anoksik şartlara maruz bırakıldığında, elektron alıcısı olarak nitrat tüketilir. Bu reaksiyonlar sonucu elde edilen enerji yeni hücre sentezine,

hücre bakımına ve anaerobik ortamda boşalan P rezervlerinin tekrar doldurulması için harcanır. Yapılan ölçümler aktif çamur kültürünün, denitrifikasyon reaksiyonları ile eş zamanlı olarak yüksek miktarlarda fosforu giderdiğini göstermiştir. Anoksik FDB hücre sentezi verimi ( $Y_{dn}$ )  $0.6 \text{ g UAKM (g NO}_3\text{-N)}^{-1}$  olarak alınmış olup üreme ifadesi (4) nolu eşitlik ile gösterilmiştir ( $Px_{FDB\text{-anoksik}}$ ). Bu eşitlikteki  $[\text{NO}_3\text{-N}_g]$  parametresi, anoksik ortamda giderilen nitrat konsantrasyonunu ( $\text{mg L}^{-1}$ ) ifade etmektedir.

$$Px_{FDB\text{-anoksik}} = Y_{dn} \times [\text{NO}_3 - N_g] \quad (4)$$

Anoksik ortamda depolanan hücre içi fosforun kütle oranı ( $F_{p\text{-anoksik}}$ ) (5) nolu eşitlik ile belirlenmiştir. Bu eşitlikte,  $[\text{PO}_4\text{-P}_r]$  anoksik ortamda biyolojik depolama mekanizması ile giderilen fosfat konsantrasyonunu ( $\text{g m}^{-3}$ ) ifade etmektedir.

$$F_{p\text{-anoksik}} = \left[ \frac{[\text{PO}_4 - P_r]}{Px_{FDB\text{-anoksik}}} \right] \times 100 \quad (5)$$

BAFG mekanizmasına göre anaerobik ortamda giderilen çözünmüş biyolojik ayrışabilir KOİ (rbKOİ) miktarı sistemdeki FDB kütle oranının belirlenmesinde kritik bir parametredir. Anaerobik ortamda çözünmüş oksijen ve nitrat gibi elektron alıcılarının varlığı durumunda öncelikli olarak denitrifikasyon reaksiyonları gerçekleşmekte ve bu reaksiyonlarda atıksu içerisindeki UYA'nın bir bölümü harcanmaktadır. Yapılan çalışmalar sonucunda bu oranın tipik olarak  $5 \text{ mg UYA (mg NO}_3\text{-N)}^{-1}$  olduğu belirlenmiştir (USEPA, 1987).

BAFG süreçlerinin anaerobik ortamlarındaki hidrolik alıkonma süresi 1-2 saat aralığındadır. Bu süre partikül maddelerin ayrıştırılarak hücre içerisine alınması için yetersizdir. Bu nedenden dolayı atıksu içerisinde bulunan partikül ve biyolojik olarak parçalanabilir KOİ miktarı klasik heterotrof mikroorganizmalar (KHM) tarafından kullanılabilir. Bu mikroorganizmaların hücre P içeriği tipik olarak %2 olarak belirlenmiştir (Metcalf ve Eddy, 2003; Panswad vd., 2007). Bu teorik bilgiye dayanarak, aktif çamur

kültüründeki toplam mikroorganizma üremesi aşağıdaki formülle ifade edilmiştir. Bu eşitlikte  $\Sigma Px$  toplam mikroorganizma üremesini,  $\Sigma Px_{FDB}$ : FDB üremesini ve  $\Sigma Px_{KHM}$  ise KHM üremesini temsil etmektedir.

$$\Sigma Px = \Sigma Px_{FDB} + \Sigma Px_{KHM} \quad (6)$$

FDB hücre sentezi de kendi içerisinde anoksik FDB ( $FDB_{\text{anoksik}}$ ) ve aerobik ( $FDB_{\text{aerobik}}$ ) olarak sınıflandırılmaktadır. (Brdjanovic, 1998; Lee vd., 2003).

$$\Sigma Px_{FDB} = Px_{FDB\text{-anoksik}} + Px_{FDB\text{-aerobik}} \quad (7)$$

Toplam FDB hücre sentezi (anoksik ve aerobik ortamda üreyen), anaerobik ortamda P salımı ile sonlanan rbKOİ kullanımına bağlı olarak (8) nolu eşitlik kullanılarak da belirlenebilmektedir. Bu eşitlikte yer alan  $Y$  terimi heterotrof hücre sentez verimini ( $0.40 \text{ g UAKM g KOİ}^{-1}$ ),  $k_d$  içsel solunum reaksiyon sabitini ( $0.08 \text{ gün}^{-1}$ ),  $\text{ÇY}$  gün mertebesinde çamur yaşını ifade etmektedir (Metcalf ve Eddy, 2003). Bu çalışmada, yüksek hassasiyet elde edilebilmesi için hem FDB miktarının hesabında hem de FDB hücresi içerisindeki P miktarının belirlenmesinde anaerobik ortamda gerçekleşen denitrifikasyon reaksiyonlarında harcanan rbKOİ miktarı dikkate alınmıştır.

$$\Sigma Px_{FDB} = \left[ \frac{Y}{1 + (k_d)\text{ÇY}} \right] \times rbKOİ \quad (8)$$

Yukarıdaki stokiyometrik eşitliklerden de görülebileceği gibi atıksu içerisindeki rbKOİ oranının belirlenmesi sistemdeki FDB türlerinin kütle oranının belirlenebilmesi için ön zorluluktur. rbKOİ konsantrasyonunun belirlenmesinde respirometrik ve kimyasal çökeltme yöntemleri kullanılmakta olup, bu çalışmada çinko sülfat ve sodyum hidroksit çökeltme-filtrasyon yöntemi kullanılmıştır. Bu analiz yönteminin temel prensibi çıkış atıksuyunda ölçülen rbKOİ nin, çamur yaş 4 günden büyük olan aktif çamur sistemlerinde çözünmüş formdaki biyolojik olarak ayrışmayan KOİ'ye eşit olduğu kabulüne dayandırılmıştır.

KHB hücre sentezi ( $\Sigma P_{x_{KHM}}$ ), pbKOİ (partikül formdaki biyolojik olarak ayrışabilir KOİ) oranının oksijenli ortamda giderilmesine dayandırılmış ve (9) nolu eşitlikte verilmiştir. Bu eşitlikte Y, KHM sentez verimini (0.70 g UAKM g KOİ<sup>-1</sup>),  $k_d$  içsel solunum reaksiyon sabitini (0.08 gün<sup>-1</sup>), ÇY (gün) çamur yaşını ifade etmektedir (Metcalf ve Eddy, 2003).

$$\Sigma P_{x_{KHM}} = \left[ \frac{Y}{1 + (k_d)ÇY} \right] \times pbKOİ \quad (9)$$

pbKOİ oranının belirlenebilmesi için atıksu BOİ<sub>5</sub> değerinin ve toplam biyolojik olarak ayrışabilir KOİ oranının ( $\Sigma bKOİ$ ) bilinmesi gerekmektedir (Metcalf ve Eddy, 2003). Bu temel verilerden yararlanılarak pbKOİ genel olarak aşağıda verilen formül ile ifade edilmiştir.

$$pbKOİ = \Sigma bKOİ - \Sigma rbKOİ \quad (10)$$

$\Sigma bKOİ$  konsantrasyonu BOİ testi verileri kullanılarak aşağıda verilen eşitlikle belirlenebilmektedir.

$$\frac{\Sigma bKOİ}{BOİ_5} = \frac{UBOİ/BOİ_5}{1.0 - 1.42 \times f_d \times (Y_h)} \quad (11)$$

Bu eşitlikte içsel sonucu fazından kalan hücre kalıntısı ( $f_d$ ) 0.15 g g<sup>-1</sup>, daha önce tanımlandığı üzere heterotrof hücre sentezi verim sabiti ( $Y_h$ ), 0.7 g UAKM g KOİ<sup>-1</sup> ve nihai BOİ'nin (UBOİ) BOİ<sub>5</sub>'e oranı 1.5 olarak kabul edilmiştir (Metcalf ve Eddy, 2003).

Aerobik FDB ( $FDB_{aerobik}$ ) hücre içi P oranı (12) nolu eşitlik ile hesaplanmıştır. Bu eşitlikte  $\Sigma PO_4-P_L$ , metabolik P giderimi dışında, aşırı miktarda, FDB bünyesine alınan fosfat miktarını (g m<sup>-3</sup>),  $P_{x_{FDB-aerobik}}$  ise aerobik FDB hücre sentezini (g UAKM m<sup>-3</sup>) ifade etmektedir.

$$F_{P_{FDB-aerobik}} = \left[ \frac{\Sigma PO_4 - P_L}{P_{x_{FDB-aerobik}}} \right] \times 100 \quad (12)$$

Aktif çamur, hücre içi P oranına bağlı olarak iki ana grup altında, FDB ve KHM olarak değerlendirilebilir. Bu durumda aktif çamur P muhte-

vası bu iki grubunun hücre içi P miktarının ve kütesel ağırlıklarının ortalamasına eşittir. Bu temel veri baz alınarak, aktif çamur içeriği (13) nolu eşitlik ile de ifade edilebilmektedir.

$$P_{aktif\çamur} = \frac{P_{x_{KHM}} \times F_{P_{KHM}} + P_{x_{FDB}} \times F_{P_{FDB}}}{P_{x_{KHM}} + P_{x_{FDB}}} \quad (13)$$

Bu yaklaşım tarzı ile kullanılan hesaplama yönteminin kontrolü mümkündür. Daha önce de açıklandığı gibi aktif çamur P içeriği, mikrodalga parçalanması prensibine göre direk olarak belirlenmiştir. Bu durumda (13) nolu eşitlik ile elde edilen aktif çamur P içeriği ile doğrudan ölçüm ile belirlenen P içeriğinin birbirine eşit olması gerekmektedir.

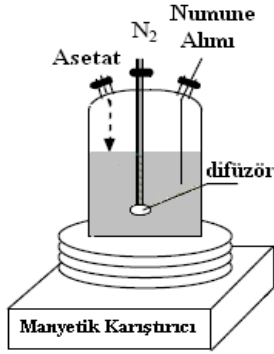
Aktif çamur kültüründe bulunan diğer bir mikroorganizma türü olan glikojen depolama yeteneğine sahip bakteriler de (GDB) anaerobik ortamda nütrient asimilasyon yeteneğine sahiptirler (Erdal vd., 2002; Panswad vd., 2007). Bu çalışmada GDB varlığı stokiyometrik bağıntılarda kullanılan verim sabitlerinde göz önünde bulundurulmuştur. Bunun ötesinde kullanılan, FDB hücre sentezi verim sabiti (0.40 mg (g UAKM) mg rbKOİ<sup>-1</sup>, bu alanda daha önce yapılmış çalışmalar ile uyum göstermiştir (Metcalf ve Eddy, 2003; Panswad vd., 2007).

### Laboratuvar ölçekli çalışmalar

Laboratuvar ölçekli çalışmalarda kullanılan aktif çamur numuneleri tesisin geri devir hattından alınmış olup, numune alımı ile kesikli deneylere başlama süresi mümkün olduğunca kısa tutulmuştur ( $t_k < 1$  saat). Tesisin işletme verileri doğrultusunda güncel F/M oranı belirlenmiştir. Geri devir çamuru UAKM konsantrasyonu kesikli testlerden önce belirlenerek, tesis F/M oranı (0.1-0.2 mg BOİ<sub>5</sub> (mg UAKM gün)<sup>-1</sup> arası değişim göstermektedir) elde edilecek şekilde eklenmesi gereken asetat miktarı saptanmıştır. Kesikli deneyler için 2 L'lik Wouff düzenekleri (Wouff'sche-Flaschen, DURAN®, Schott) kullanılmıştır. Testler esnasında periyodik olarak alınan tüm aktif çamur numuneleri derhal 0.45 µm gözenekli fitlerlerden geçirilerek süzülmüştür.

### Anaerobik fosfor salım testi

Arıtma tesisinin geri devir çamur istasyonundan alınan aktif çamur numunesi, çıkış atıksuyu ve asetat çözeltisi reaktör içerisine konulmuştur. Anaerobik P salım deneyinde kullanılan düzenek Şekil 2’de verilmiştir.



Şekil 2. Anaerobik fosfor salım deneyi test düzeneği

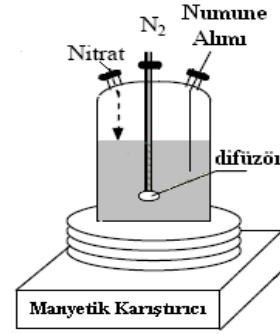
Aktif çamur, çıkış atıksuyu ve karbon kaynağı olarak kullanılan asetat çözeltisi arasındaki karışım oranı, tesisin F/M oranına göre belirlenmiştir. Deney süresince reaktör içerisinden azot gazı geçirilerek ortamdan oksijenin sıyrılması ve oksijen girişinin olmaması sağlanmıştır. Aktif çamur numuneleri periyodik olarak, 1, 5, 10, 15, 20, 30, 60 ve 90 dakika aralıklarla alınmıştır.

Deney süresince PO<sub>4</sub>-P, UYA ve UAKM konsantrasyonları ölçülmüştür. Elde edilen veriler kullanılarak P salım hızı (mg P (g UAKM)<sup>-1</sup> dk<sup>-1</sup>) ve UYA giderim hızı (mg UYA (g UAKM)<sup>-1</sup> dk<sup>-1</sup>) olarak belirlenmiştir (Brdjanovic, 1998).

### Anoksik ve aerobik fosfor giderimi testleri

Geri devir çamurundan alınan aktif çamur örneği, asetat varlığında, 2 saat süresince anaerobik koşullara maruz bırakılarak mikroorganizmaların asetatı hücre içerisine almaları ve fosforu hücre içerisinden sıvı ortama salmaları için gerekli ortam koşulları oluşturulmuştur. Anaerobik aşamadan sonra, aktif çamur numunesi eşit iki kısma bölünmüştür. Bu çözeltilerden bir tanesi anoksik diğeri ise aerobik ortam koşullarına maruz bırakılmıştır. Anoksik P giderimi testlerinde elektron alıcısı olarak nitrat kullanılmıştır ve ortama oksijen verilmemiştir. Nitrat kaynağı o-

arak KNO<sub>3</sub> kullanılmıştır. Reaktöre 10 g L<sup>-1</sup> stok KNO<sub>3</sub> çözeltisinden 6.4 ml eklenerek, başlangıç teorik nitrat konsantrasyonu 12 mg NO<sub>3</sub>-N L<sup>-1</sup> olarak ayarlanmıştır. Kullanılan deney düzeneği Şekil 3’te verilmiştir.



Şekil 3. Anoksik fosfor giderim deneyi test düzeneği

Reaktör 3.5 saatlik deney süresi boyunca karıştırılmış ve 0, 1, 30, 60, 90, 120, 180 ve 210. dakikalarda numuneler alınmıştır. Elde edilen numunelerde PO<sub>4</sub>-P, NO<sub>3</sub>-N ve UAKM parametreleri ölçülerek, anoksik P giderim (mg P (g UAKM)<sup>-1</sup> dk<sup>-1</sup>) ve nitrat giderim hızları (mg NO<sub>3</sub>-N (g UAKM)<sup>-1</sup> dk<sup>-1</sup>) belirlenmiştir.

Anaerobik ortama maruz bırakılan diğeri aktif çamur numunesi ise aerobik ortam koşullarına maruz bırakılmıştır. Sistem için gerekli çözülmüş oksijen seviyesi (2 - 3 mg L<sup>-1</sup>), hava pompası ve difüzör yardımı ile sağlanmıştır. Çözülmüş oksijen konsantrasyonu, manuel prob ile sürekli ölçülerek kontrol altında tutulmuştur. Reaktör 3.5 saatlik deney süresince karıştırılmış olup, herhangi bir kimyasal eklenmemiştir. Aerobik P giderim deneyi test düzeneği Şekil 4’te verilmiştir.

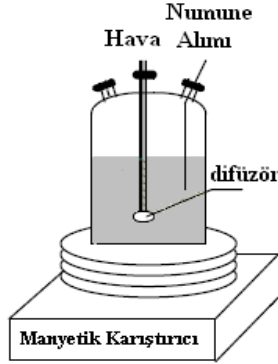
Deney başlangıç anından itibaren 0, 1, 30, 60, 90, 120, 180 ve 210. dakikalarda numuneler alınmıştır. Süzüntü numunelerde PO<sub>4</sub>-P ve UAKM ölçülerek, aerobik P giderim hızı (mg P (g UAKM)<sup>-1</sup> dk<sup>-1</sup>) belirlenmiştir.

### İstatistik analizleri

Çalışmalar sonucunda elde edilen tüm deney sonuçları istatistik analizleri ile kontrol edilmiştir. Bu analizler için SPSS v.13 istatistik yazılımı kullanılmıştır. Aktif çamur P içeriği hem öl-



çüm hem de stokiyometrik bağıntılar ile hesaplanmış ve elde edilen sonuçlar t-test'i kullanılarak yorumlanmıştır. Bu analizlerde güvenlik aralığı 0.95 alınmıştır.



Şekil 4. Aerobik fosfor giderim deneyi test düzeneği

## Deneysel çalışma sonuçları

### Atıksu karakterizasyon sonuçları

Çalışma kapsamında belirlenen, ön çökeltme işleminden sonra, biyolojik arıtma süreçlerine beslenen atıksu içerisinde bulunan karbonlu bileşiklerin ortalamaları ve standart sapmaları Tablo 1'de özetlenmiştir.

Tablo 1. Atıksu karakterizasyon sonuçları (karbonlu bileşikler)

Parametre	Birim	Konsantrasyon
BOİ <sub>5</sub>	mg L <sup>-1</sup>	210 ± 65
KOİ	mg L <sup>-1</sup>	475 ± 172
bKOİ	mg L <sup>-1</sup>	310 ± 108
pbKOİ	mg L <sup>-1</sup>	150 ± 51
rbKOİ	mg L <sup>-1</sup>	160 ± 62
UYA	mg L <sup>-1</sup>	74 ± 23

2006 - 2007 yılları arasında yapılan detaylı atıksu karakterizasyonu sonucunda atıksu içerisinde bulunan biyolojik olarak parçalanabilir KOİ konsantrasyonunun, toplam KOİ'nin %65'i mertebesinde olduğu belirlenmiştir. Bu biyolojik ayrışabilir kısmın %48'i partikül formda, ka-

lan %52'si ise çözülmüş formdadır. Çözülmüş bileşiklerin %46'sı UYA (asetik asit eşdeğeri) formunda olup, kalan %54'lük kısım ise fermente olabilir niteliktedir.

Atıksu içerisinde bulunan diğer önemli nütrient türleri arasında azotlu ve fosforlu bileşikler gelmektedir. Tablo 2' de görülebileceği gibi, azotlu bileşikler, %67'lik bir oran ile amonyum (NH<sub>4</sub>-N) formunda bulunmaktadır. Atıksu içerisindeki organik azotun 2 - 3 mg L<sup>-1</sup> arasında olduğu kabul edilir ise kalan %33'lük bölümün amonyaktan (NH<sub>3</sub>-N) oluştuğu görülmektedir. Ham atıksu içerisinde NO<sub>x</sub> formlarının 0.1 mg L<sup>-1</sup>'den daha düşük olduğu belirlenmiştir. Fosforlu bileşiklerin %66'luk bölümü fosfat formunda olup kalan %34'lük bölümü ise polifosfat formundadır.

Tablo 2. Atıksu karakterizasyon sonuçları (azot ve fosfor türleri)

Parametre	Birim	Konsantrasyon
Toplam Azot	mg L <sup>-1</sup>	34.5 ± 6.2
Amonyum Azotu	mg L <sup>-1</sup>	23.1 ± 4.7
NO <sub>x</sub>	mg L <sup>-1</sup>	< 0.1
Toplam Fosfor	mg L <sup>-1</sup>	8.9 ± 2.2
Fosfat Fosforu	mg L <sup>-1</sup>	5.6 ± 1.3

Atıksu pH'ı ve sıcaklığı biyolojik arıtma süreçleri için son derece önemlidir. Yapılan çalışmalar sonucunda ham atıksu pH'ının BAFG süreçlerinde hem anaerobik hem de aerobik biyokimyasal reaksiyonlar için son derece önemli olduğunu göstermiştir. Bunun ötesinde anaerobik P salım ve aerobik P alım hızlarının nötral pH civarında optimum olduğu bulunmuştur (Liu WT. vd., 1996; Liu Y., vd., 2007). BAFG süreç performansını olumsuz yönde etkileyen bir diğer faktör olan GDB baskınlığının ise pH<7 değerlerinde gerçekleşebileceği belirlenmiştir (Scruggs vd., 2003). Ölçülen atıksu sıcaklık ve pH değerleri Tablo 3'te verilmiş olup, analizler neticesinde ortalama ham atıksu pH'sının 7.7 olduğu bulunmuştur. Bu sonuç ise FDG'lerin aktif çamur sistemi içerisinde baskın hale gelmeleri için atıksu pH'sının ideal olduğunu göstermiştir.

Tablo 3. Atıksu sıcaklık ve pH değerleri

Parametre	Birim	Ölçüm Sonucu
Sıcaklık	°C	20.8 ± 4.3
pH	-	7.7 ± 0.3

Atıksu sıcaklığı sadece BAFG için değil, nitrifikasyon ve denitrifikasyon gibi temel atıksu arıtma süreçlerini de önemli ölçüde etkileyebilmektedir. Genel olarak yüksek atıksu sıcaklık değerlerinde oluşan biyokimyasal reaksiyon hızları daha yüksektir. Ancak yapılan çalışmalar GDB'lerin, yüksek sıcaklıklarda ( $T > 20-25$  °C) FDB'lere karşı yaşam avantajı sağladığı ve bunun neticesinde ise sistemde baskın hale gelebildiklerini göstermiştir (Erdal *vd.*, 2002; Scruggs *vd.*, 2003). Yapılan ölçümler ortalama atıksu sıcaklığının 20 °C olduğu bu değerlerin mevsimlere bağlı olarak 16-25 °C arasında değişebileceğini göstermiştir. Yapılan kesikli testler, mg UYA mg  $P_{salım}^{-1}$  oranının mevsimsel değişiklik göstermediği ve ortalama 4.1 olduğunu göstermiştir.

Saf FDB kültürleri üzerinde, P kısıtlı koşullarda yapılan bilimsel çalışmalar, mg UYA mg  $P_{salım}^{-1}$  oranının 1.5 düzeyine kadar inebildiğini göstermiştir (Scruggs *vd.*, 2003). Bu veri doğrultusunda sistemdeki FDB GDB<sup>-1</sup> oranının eşit olduğu sonucuna varılabilmektedir. Yaz aylarında 25 °C ve üzerine çıkabilen atıksu sıcaklığına rağmen GDB baskınlığına rastlanmamıştır. Bu durumun P kısıtlı koşullarda olduğu dikkate alınırsa, atıksuyun KOİ kısıtlı tarafa daha yakın olduğu ortaya çıkmaktadır.

Biyolojik arıtma süreçleri açısından önemli parametreler arasında sistemde oluşan UAKM konsantrasyonu ve çamur yaşı gelmektedir. İzleme süresince, belirlenen çamur yaşı  $15 \pm 2$  gün ve UAKM konsantrasyonu  $2.5 \pm 0.4$  g  $L^{-1}$  mertebelerinde değişim göstermiştir. Metcalf ve Eddy (2003), bu tip biyolojik arıtma süreçleri için uygun UAKM konsantrasyonunun 2.5-3.0 g  $L^{-1}$  ve çamur yaşının 10-15 gün mertebesinde olması gerektiğini rapor etmiştir. Elde edilen bu sonuçlar, atıksu karakteristiğinin ve işletme paramet-

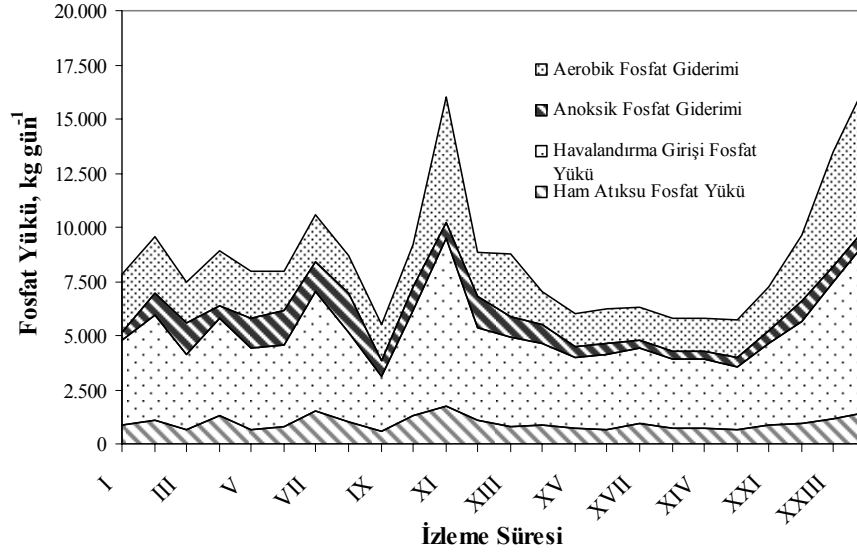
relerinin biyolojik arıtma verimliliği açısından uygun olduğunu göstermektedir.

### Saha ölçekli çalışma sonuçları

Saha ölçekli çalışmalarda, anaerobik, anoksik ve aerobik bölgelerde, tüm ana ve yan akımlar dikkate alınarak kütle dengeleri oluşturulmuştur. Bölge giriş ve çıkış nütrient seviyeleri oluşturulan kütle dengesi eşitlikleri ile belirlenerek nütrient giderim hızları, mikroorganizmaların kütsel oranları ve hücrenin P içeriği belirlenmiştir. Elde edilen sonuçlar neticesinde, anaerobik ortam girişi ortalama toplam  $PO_4-P$  yükü 1,391 kg  $gün^{-1}$  olarak belirlenmiştir. Bu yükün %69'u ham atıksudan, %31'i ise geri devir çamurunda bulunan fosfattan oluşmaktadır. Ortalama anaerobik tank fosfat çıkış yükü 3.633 kg  $gün^{-1}$  olarak bulunmuştur. Bu durumda net olarak salınan günlük ortalama fosfat yükü 2.242 kg'dır. Bu salım oranı tipik bir BAFG süreci profiline uygundur ve sistemdeki FDB varlığının bir göstergesidir.

Kesikli deneyler, salınan her bir mg fosfat için yaklaşık 4 mg UYA gerektiğini göstermiştir. Bu durumda, günde ortalama 8,968 kg UYA anaerobik ortamda hücre içersinde depolanmaktadır. Elektron alıcıları göz önüne alındığında (1 g elektron alıcı 5 g  $UYA^{-1}$ ), günde ortalama 9,000 kg UYA, denitrifikasyon reaksiyonları sonucu, anaerobik ortamda giderilmektedir. Bu hesaplamalar ham atıksu içersinde bulunan tüm basit nütrient formlarının (rbKOİ veya UYA) anaerobik ortamda giderildiğini göstermektedir.

Anoksik ortamda kurulan kütle dengeleri, anaerobik tanktan anoksik ortama ortalama 3.633 kg  $gün^{-1}$  fosfat yüklemesi gerçekleştiğini göstermiştir. İçsel geri devirden kaynaklanan ortalama fosfat geri yüklemesi ise 679 kg olarak belirlenmiştir. Yapılan ölçümler neticesinde, günde ortalama 866 kg fosfatın anoksik ortamda giderildiği belirlenmiştir. Bu süreci takip eden aerobik bölgede ise ortalama fosfat giderim hızı 2,492 kg  $gün^{-1}$  olarak belirlenmiştir. Şekil 5'te izleme süresi boyunca kütle dengeleri ile belirlenen, ham atıksu, havalandırma tankı girişi fosfat yükleri ve anoksik-aerobik ortamlarda giderilen fosfat yükleri grafiksel olarak ifade edilmiştir.



Şekil 5. Kütle dengeleri ile tespit edilen anaerobik fosfat salım, anoksik ve aerobik fosfor giderim yükleri

Aktif çamurun P içeriğinin artması FDB'lerin sistemde baskınlığını göstermesi açısından önemli bir izleme parametresidir. Konvansiyonel aktif çamur sistemlerinde P içeriği 1.5-2 g P g UAKM<sup>-1</sup> aralığında değişmesine rağmen, laboratuvar ölçekli çalışmalarda, BAFG sistemlerinde UAKM P içeriğinin 15.6 g P g UAKM<sup>-1</sup> oranına kadar çıkabileceği gösterilmiştir (Reddy, 1991; Mino *vd.*, 1998). Bu inceleme süresinde yapılan deneysel çalışmalarda aktif çamur P içeriği hem analitik hem de stokiyometrik yöntemlerle belirlenmiştir.

Verilerin istatistik analizleri sonucunda, ortalama farkın 0.141 g P g UAKM<sup>-1</sup> olduğu ve %95 güvenlik aralığında, alt farkın -1.496, üst farkın ise 1.779 olduğu belirlenmiştir. T-test sonucuna göre belirlenen önem derecesi ise 0.778 olarak belirlenmiştir. Ölçümlenen ve hesaplanan P içeriklerinin yakınlığı, analiz sonuçlarının ve kullanılan eşitliklerin söz konusu sistem için uygun olduğunu göstermiştir. İzleme süresi boyunca ölçülen aktif çamur P içeriği 3.9 ile 10.7 g P g UAKM<sup>-1</sup> arasında değişmiş olup, ortalama aktif çamur P içeriği 7 g P g UAKM<sup>-1</sup> olarak belirlenmiştir. Sonuçlar aktif çamur P içeriğinin artışı açıkça göstermiştir.

Kütle dengeleri ile oluşturulan stokiyometrik bağıntılar yardımı ile belirlenen; aktif çamur,

anoksik ve aerobik FDB hücre içi P içerikleri Tablo 4'de verilmiştir. Anoksik ortamda FDB hücre içi P içeriği 19.7-32.3 g P g UAKM<sup>-1</sup> aralığında değişirken, aerobik ortamda 15.3 - 28.7 aralığında değiştiği belirlenmiştir.

Tablo 4. Hücre içi fosfor miktarları

Parametre	Birim	Sonuç
P <sub>i</sub> - FDB <sub>anoksik</sub>	g P g UAKM <sup>-1</sup>	26± 6.3
P <sub>i</sub> - FDB <sub>aerobic</sub>	g P g UAKM <sup>-1</sup>	22 ± 6.7
P <sub>r</sub> - Aktif Çamur	g P g UAKM <sup>-1</sup>	7 ± 3.1

Yapılan istatistik analizler, FDB hücre P içeriğinin anoksik ve aerobik ortamlarda birbirinden son derece farklı olduğunu (%95 güvenlik aralığı için önem derecesi:0.044) ve anoksik ortam hücre içi P miktarının aerobik ortama göre ortalama 3.458 g P g UAKM<sup>-1</sup> mertebesinde daha yüksek olduğunu göstermiştir. Bu farklılık, anaerobik ortamda depolanan PHA'nın büyük bölümünün anoksik ortamda kullanılmış olması ya da aerobik ortamda ikincil P salımlarının (içsel solunum) gerçekleşmesi ile açıklanabilmektedir.

İzleme süresi boyunca belirlenen FDB hücre sentezi 11.9-35.3 g UAKM m<sup>-3</sup> aralığında değişirken, aktif çamur içerisindeki FDB kütle oranı ise %9-34 arasında salınım göstermiştir.

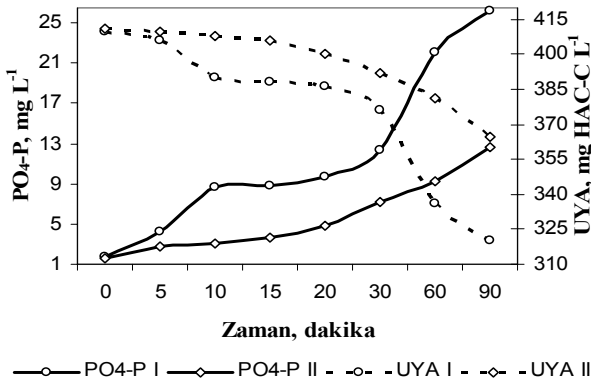
Tablo 5. Aktif çamur kültürü içerisindeki FDB kütle oranları

Parametre	Birim	Konsantrasyon
$P_x - FDB_{\text{anoksik}}$	mg UAKM L <sup>-1</sup>	10.9 ± 5.0
$P_x - FDB_{\text{aerobic}}$	mg UAKM L <sup>-1</sup>	12.7 ± 6.7

Tablo 5’den de görülebileceği üzere aerobik ortamda üreyen FDB kütle oranının anoksik ortamda üreyen FDB’lere kıyasla daha yüksek olduğu görülebilmektedir. Aerobik reaksiyonların anoksik reaksiyonlara oranla daha yüksek enerji verimliliği ve bunun sonucunda da, aerobik FDB’lerin sistemdeki kütle oranlarının göreceli olarak daha yüksek olabileceği sonucu ortaya çıkmaktadır.

### Laboratuvar ölçekli çalışma sonuçları

Şekil 6’da aynı UAKM konsantrasyonuna sahip, farklı zamanlarda alınmış iki aktif çamur örneğinin (I ve II), anaerobik ortamda göstermiş oldukları reaksiyon profili grafiksel olarak ifade edilmiştir. Şekilden de görülebileceği üzere, iki örneğe ait P salım ve UYA giderim miktarları arasında önemli oranlarda farklılık görülmektedir. Aktif çamur içerisindeki FDB kütle oranındaki farklılık, salınan ve dolayısı ile giderilen UYA miktarını önemli ölçüde değiştirebilmektedir.



Şekil 6. Aktif çamur anaerobik fosfor salımı ve UYA giderim profili

Anaerobik ortam testleri sonucunda, P salım hızının 0.1-0.3 mg P (g UAKM)<sup>-1</sup> dk<sup>-1</sup> aralığında değiştiği tespit edilmiştir. Aktif çamurun anaerobik ortamda fosfor salım hızı, FDB’lerin sistemdeki baskınlığının bir göstergesi olup, elde edilen sonuçlar daha önce düzenlenmiş çalışma-

larla kıyaslanabilir boyuttadır. Bu çalışmalarda anaerobik P salım hızı 0.1 (Brdjanovic , 1998), 1.63 mg P (g UAKM)<sup>-1</sup> dk<sup>-1</sup> (Pala ve Bölükbaş, 2005) aralığında rapor edilmiştir. İzleme süresince gerçekleştirilen kesikli deneysel çalışmalar neticesinde UYA giderim hızının 0.3-0.5 mg UYA (g UAKM)<sup>-1</sup> dk<sup>-1</sup> aralığında değiştiği belirlenmiştir. Ölçülen UYA giderim hızları daha önceki sonuçlarla karşılaştırıldığında aktif çamur kültüründe FDB kütle oranının göreceli olarak yüksek olabileceği görülmektedir. (0.037 mg rbKOİ (g UAKM)<sup>-1</sup> dk<sup>-1</sup> (Brdjanovic, 1998), 0.003 mg rbKOİ (g UAKM)<sup>-1</sup> dk<sup>-1</sup> (Pala ve Bölükbaş, 2005)).

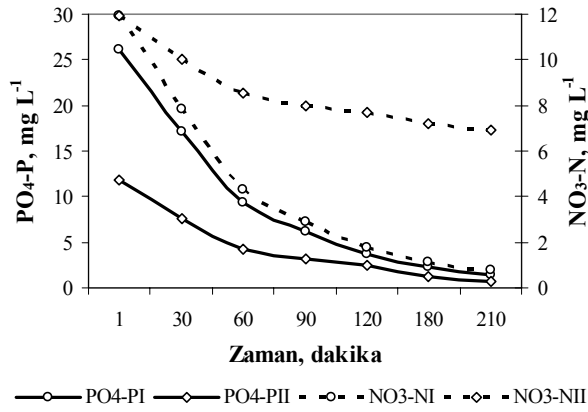
Literatür kaynakları, anoksik P giderim hızının 0.03-0.06 mg P (g UAKM)<sup>-1</sup> dk<sup>-1</sup> aralığında; denitrifikasyon hızının ise 0.08-0.1 mg NO<sub>3</sub>-N (g UAKM)<sup>-1</sup> dk<sup>-1</sup> aralığında değişebileceğini göstermiştir. Giderilen nitratın fosfora oranı ise 0.45 mg NO<sub>3</sub>-N mg (PO<sub>4</sub>-P)<sup>-1</sup> olarak rapor edilmiştir (Kuba vd., 1996; Lee vd., 2003).

Farklı zamanlarda alınan aktif çamur numuneleri öncelikle 2 saat süresince anaerobik koşullara maruz bırakılmış ve daha sonra anoksik koşullar altında gösterebileceği marjinal P ve nitrat giderimi profili incelenmiştir. Şekil 7’de verilen iki ayrı anoksik ortam profilinden görüldüğü gibi, anaerobik süre sonrasında, aktif çamurdan salınan P miktarları birbirinden farklıdır. Anoksik koşulların yaratılması için ortama eklenen KNO<sub>3</sub> miktarı aynı olması nedeni ile deney başlangıç anındaki fosfat konsantrasyonları farklı olmasına rağmen nitrat konsantrasyonları aynıdır.

Anoksik ortam deneyi sonunda (t = 90 dk.) sıvı ortamda kalan fosfat miktarlarının birbirine yakın olmasının nedeni anaerobik ortamda salınan P miktarı ile oksidatif ortamlarda (anoksik / aerobik) mikroorganizma bünyesine alınan P miktarı arasında bir oran olmasıdır. Daha önce yapılan bilimsel çalışmalarda, mikroorganizma bünyesine alınan P miktarı (P<sub>alım</sub>) ve anaerobik ortamda salınan P miktarı arasındaki (P<sub>salım</sub>) oranının ortalama 1.20 olduğu belirlenmiştir (Park vd., 2001; Lee vd., 2003). Gerek saha ölçekli gerekse de laboratuvar ölçekli çalışmalar netice-

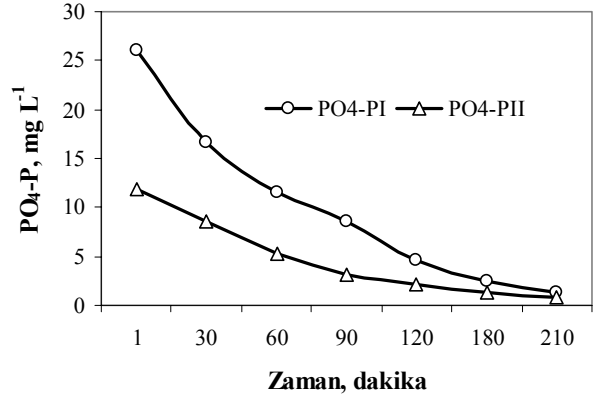
sinde  $P_{alim} P_{salim}^{-1}$  oranı, ortalama 1.20 olarak saptanmıştır.

Laboratuvar ölçekli kesikli deneyler, anoksik P giderim hızının  $0.06-0.1 \text{ mg P (g UAKM)}^{-1} \text{ dk}^{-1}$  aralığında değiştiği belirlenmiştir. P giderimi ile eş zamanlı olarak oluşan denitrifikasyon hızının  $0.03-0.04 \text{ mg NO}_3\text{-N (g UAKM)}^{-1} \text{ dk}^{-1}$  aralığında değiştiği gözlemlenmiştir. Ölçülen anoksik P giderim hızları daha önceki sonuçlar ile benzeşmesine rağmen, denitrifikasyon hızları daha düşük bir aralıkta belirlenmiştir. Giderilen nitrattın fosfata oranı  $0.39-0.45 \text{ mg NO}_3\text{-N mg (PO}_4\text{-P)}^{-1}$  aralığında bulunmuştur.



Şekil 7. Aktif çamur anoksik fosfor giderim ve eş zamanlı denitrifikasyon profili

Farklı zamanlarda alınan aktif çamur numuneleri öncelikle 2 saat süresince anaerobik koşullara maruz bırakılmış ve daha sonra aerobik ortamda (hiçbir kimyasal madde eklenmeden), P alım profili incelenmiştir. Laboratuvar ölçekli çalışmalar, aerobik P alım hızının  $0.03-0.1 \text{ mg P (g UAKM)}^{-1} \text{ dk}^{-1}$  aralığında değişebileceğini göstermiştir. Aktif çamurun aerobik ortam, P giderim profili iki farklı aktif çamur örneği için Şekil 8'de grafiksel olarak gösterilmiştir. Aktif çamur numunelerinin anoksik ve aerobik P alım profilleri incelendiğinde (Şekil 7 ve Şekil 8), benzerlik görülmektedir. Aynı zamanda anoksik ve aerobik P alım hızları da aynı aralıkta değişim göstermiştir ( $0.03-0.1 \text{ mg P (g UAKM)}^{-1} \text{ dk}^{-1}$ ). Bu sonuç, FDB'lerin fakültatif bakteriler olabileceği yönündeki bilimsel çalışmalarını desteklemiştir (Atkinson vd., 2001; Lee vd., 2003).



Şekil 8. Aktif çamur aerobik fosfor giderim profili

## Sonuçlar

Bu çalışmada büyük ölçekli bir BAFG sisteminin temel özellikleri saha ve laboratuvar ölçekli araştırmalar ile irdelenmiştir. Oluşturulan kütle dengeleri ile aktif çamur içerisinde oluşan mikroorganizma oranları ve hücre içi P içeriği belirlenmiştir.

Elde edilen sonuçlar, anoksik ortamda FDB hücre içi P oranının;  $19.7-32.3 \text{ g P (g UAKM)}^{-1}$ , aerobik ortamda ise  $15.3-28.7 \text{ mg P (g UAKM)}^{-1}$  aralığında değiştiğini göstermiştir. Aktif çamur kültüründeki FDB kütle oranının ise %9-%34 arasında değiştiği saptanmıştır. BAFG sistemleri için önemli bir izleme parametresi olan aktif çamur P içeriği ise ortalama  $7 \text{ g P (g UAKM)}^{-1}$  olarak ölçülmüştür.

Laboratuvar koşullarında gerçekleştirilen kesikli deneysel çalışmalar neticesinde anaerobik P salım ve eş zamanlı UYA giderim hızlarının sırası ile  $0.1-0.3 \text{ mg P (g UAKM)}^{-1} \text{ dk}^{-1}$ ,  $0.3-0.5 \text{ mg UYA (g UAKM)}^{-1} \text{ dk}^{-1}$  aralığında değiştiği belirlenmiştir. Anoksik ve aerobik P giderim hızları ise  $0.03-0.1 \text{ mg P (g UAKM)}^{-1} \text{ dk}^{-1}$  aralığında değişim göstermiştir. Anoksik ortamda P giderimi ile eş zamanlı olarak oluşan denitrifikasyon hızı ise  $0.03-0.04 \text{ mg NO}_3\text{-N (g UAKM)}^{-1} \text{ dk}^{-1}$  aralığında değişmiştir.

Elde edilen sonuçların genel değerlendirmesi neticesinde BAFG süreçlerinin devamlılığı açısından ön şart olan FDB baskınlığının atıksu içerisindeki basit karbon formları ile sınırlı ola-

bileceği gözlenmiştir. Aktif çamur kültürü içerisindeki FDB kütle oranının ve bu mikroorganizmaların hücre içerisinde depoladıkları P miktarının sadece fosfor giderimi değil, C ve N giderim (denitrifikasyon) hızlarını da önemli ölçüde etkilediği görülmüştür.

## Kaynaklar

- Abu-ghararah, Z.H. and Randall, C.W. (1991) *The effect of organic compounds on biological phosphorus removal*. Wat. Sci. Tech., 23, 585-594.
- APHA-AWWA-WPCF. (1998) *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*, 20th ed. American Public Health Association, Washington, DC.
- Atkinson, B.W., Mudaly, D.D. and Bux, F. (2001) *Contribution of Pseudomonas spp. to phosphorus uptake in the anoxic zone of an anaerobic-anoxic-aerobic continuous activated sludge system*, Water Science and Technology; 43(1), 139-146.
- Brdjanovic D. (1998) *Modeling biological phosphorus removal in activated sludge systems*, IHE Delft, TUDelft. USA: A.A. Balkema Publishers; p. 251.
- Comeau, Y., Hall, K.J., Hancock, R.E.W. and Oldham, W.K. (1986) *Biochemical Model for enhanced biological phosphorus removal*. Wat. Res. 20(12) 1511-152.
- Donnert, D., Salecker, M. (1999) *Elimination of phosphorus from waste water by crystallization*. Environ. Technol. 20, 735-742.
- Ekama, G.A., Marais, G.R. (1984) *Biological excess phosphorus removal - design and operation of nutrient removal activated sludge process*. Water Research Commission, Pretoria S.A.
- Erdal, U.G.; Erdal Z.K.; Randall, C.W. (2002) *The Competition between PAOs and GAOs in EPBR Systems at Different Temperatures and the Effects on System Performance*. Paper 20420, Enviro 2002 ve IWA World Water Congress, Melbourne, Australia.
- Kuba T., M.C.M. Van Loosdrecht and J.J Heijnen. (1996) *Effect of cyclic oxygen exposure on the activity of denitrifying phosphorus removing bacteria*. Wat. Sci. Tech., 34(1-2), 33-40.
- Kucuksezgin, F.; Kontas, A.; Altay, O.; Uluturhan, E., Darılmaz, E. (2005). *Assessment of marine pollution in Izmir Bay: Nutrient, heavy metal and total hydrocarbon concentrations*. Environment International, 32(1), 41-51.
- Lee, S.H, Nam S.Y., Lim J.L., Lim K.H., Shin H.S. (2003) *Phosphorus Uptake And Denitrification By The Denitrifying Phosphorus Removing Bacteria Under Anoxic Phase*. Proceedings of the 76 th Annual Technical Exhibition and Conference WEFTEC 2003, Los Angeles Convention Center. October 11-15
- Liu WT, Mino T, Matsuo T, Nakamura K. (1996) *Biological phosphorus removal process – Effect of pH on Anaerobic Substrate Metabolism*. Water Sci ve Tech., 34(1-2), 25-32
- Liu Y., Chen Y., Zhou O. (2007) *Effect of initial pH control on enhanced biological phosphorus removal from wastewater containing acetic and propionic acids*. Chemosphere, 66,123-129
- Metcalf and Eddy. (2003) *Wastewater Engineering (Treatment and Reuse)*. (4th ed.).Singapore: McGraw-Hill Inc, 1819 p
- Mino T, van Loosdrecht MCM, Heijnen JJ. (1998) *Microbiology and biochemistry of the enhanced biological phosphate removal process*. Water Res., 32(11), 3193– 207.
- Janssen P.M.J., Meinema K., van der Roest H.F (Eds.). (2002). *Biological Phosphorus Removal. Manuel for design and operation* Stowa: IWA Publishing.
- Osee Muyima NY, Momba MNB, Cloete. (1997). *Biological methods for the treatment of wastewaters*. In: Cloete TE, Moyima NYO, editors. Microbial community analysis: the key to the design of biological wastewater treatment systems. London: IAWQ Publishers; p. 1– 24.
- Pala, A. and Bölükbaş, Ö. (2005) *Evaluation of kinetic parameters for biological CNP removal from a municipal wastewater through batch tests*. Process Biochem.,40 629-635.
- Panswad T., Tongkhammaka N., Anotaib J. (2007) *Estimation of intracellular phosphorus content of phosphorus-accumulating organisms at different P:COD feeding ratios*. J environ manage; 84, 141–145
- Park, J.K.; Whang, L.M.; Wang, J. and Novotny, G. (2001) *A biological phosphorus removal potential test for wastewaters*. Water Env. Res. 73(3), 374-382.
- Randall CW, Barnard JL, Stensel HD. (1992) *Design and retrofit of wastewater treatment plants for biological nutrient removal*. Lancaster: Technomic Publishing, 25–78.
- Reddy, M. (1991) *The Concept of Phosphorus Storage Capability and Its Implications for Design of Systems for Enhanced Biological Phosphorus Uptake of Phosphate*. Wat. Sci. Tech., 23, 577-584.
- Scruggs C., Barnard J., Saayman G. (2003) *GAOs or secondary release?. Prevention of EBPR Failure*.

*Biyolojik aşırı fosfor giderimi*

Proceedings of the 76 th Annual Technical Exhibition and Conference WEFTEC 2003, Los Angeles Convention Center. October 11-15.

USEPA (United States Environmental Protection Agency). (1987) *Design Manual Phosphorus Removal*. EPA/625/1-87/001 Cincinnati