

Pilot ölçekli bir yapay sulakalan sisteminin arıtma performansının incelenmesi

Bilal TUNÇSİPER*, **Lütfi AKÇA**

İTÜ İnşaat Fakültesi, Çevre Mühendisliği Bölümü, 34469, Ayazağa, İstanbul

Özet

Bu çalışmada, pilot ölçekli yapay sulakalan sistemlerinin farklı hidrolik yük (30, 50, 70, 80 ve 120 L m⁻² gün⁻¹) etkisi altındaki amonyum ve nitrat azotu giderim kapasiteleri incelenmiştir. Farklı cinste köklü (*Canna*, *Cyperus*, *Typhya* spp., *Phragmites* spp., *Juncus*, *Poaceae*, *Paspalum* ve *Iris*), batık (*Elodea*, *Egeria* ve *Valisneria*) ve yüzcü (*Pistia*, *Salvina* ve *Lemna*) bataklık bitkileri kullanılarak bitkilerin giderim üzerine etkileri ortaya konulmuştur. Yüzealtı akışlı (YAAS) ve serbest yüzey akışlı (SYAS) sulakalan sistemlerinin NH₄⁺-N ve NO₃⁻-N arıtma verimleri sırayla; %73 ve %57, %37 ve %58 olarak bulunmuştur. Nitrifikasyon hız sabitleri 0.898 gün⁻¹ (YAAS), 0.541 gün⁻¹ (SYAS) ve denitrifikasyon hız sabitleri 0.486 gün⁻¹ (YAAS), 0.502 gün⁻¹ (SYAS) olarak bulunmuştur. Çalışma sonunda elde edilen verilerle birinci dereceden piston akım modeline ve çoklu regresyon ilişkilerine dayanılarak tahmini çıkış değerleri elde edilmiştir. Sonuç olarak çıkış konsantrasyonlarının tahmininde çoklu regresyon modelle daha iyi sonuçlar alınmıştır.

Anahtar Kelimeler: Yapay sulakalanlar, biyolojik azot giderimi.

Investigation of the efficiency of an pilot-scale constructed wetland system

Abstract

In this study, the pilot-scale constructed wetland systems were examined for their capacity to remove ammonium and nitrate nitrogen under different hydraulic loading rates (30, 50, 70, 80 and 120 L m⁻² d⁻¹). The effects of the plant species on the removal were investigated by using emergent (*Canna*, *Cyperus*, *Typhya* spp., *Phragmites* spp., *Juncus*, *Poaceae*, *Paspalum* and *Iris*), submerged (*Elodea*, *Egeria* and *Valisneria*) and floating (*Pistia*, *Salvina* and *Lemna*) marsh plants at different conditions. The average annual NH₄⁺-N and NO₃⁻-N treatment efficiencies in SSF and FWS wetlands are 73% and 57%, 37% and 58%, respectively. The SSF systems demonstrated better performance for the removal of NH₄-N when compared with the FWS systems. The average NH₄-N and NO₃⁻-N treatment efficiencies in the serial system are approximately 89% and 73%, respectively. These results showed that the serial system enhances nitrogen removal. Nitrification and denitrification removal rate constants (k₂₀) in SSF and FWS systems have found as 0.898 d⁻¹ and 0.541 d⁻¹, 0.486 d⁻¹ and 0.502 d⁻¹ respectively. Two types of the models (first-order plug flow and multiple regression) were tried to estimate the system performances. Regression models for the wetland systems were found to provide better predictions of effluent concentrations than first-order plug flow models. These results show that the first-order plug flow model clearly estimates slightly higher or lower values than observed when compared to the other model. This is the case because the transformations of nitrogen in constructed wetlands are a very complicated and dynamic process and many factors (for example, ammonia volatilisation and plant uptake) directly or indirectly affect the system's treatment performance. Based on this fact, basic kinetic models must be re-worked to include these factors.

Keywords: Constructed wetlands, biological nitrogen removal.

*Yazışmaların yapılacağı yazar: Bilal TUNÇSİPER. tuncsiperb@itu.edu.tr; Tel: (212) 285 37 76.

Bu makale, birinci yazar tarafından İTÜ İnşaat Fakültesi'nde tamamlanmış olan "Yapay sulakalan sistemlerinde azot giderimini etkileyen parametrelerin incelenmesi" adlı doktora tezinden hazırlanmıştır. Makale metni 24.11.2005 tarihinde dergiye ulaşmış, 02.02.2006 tarihinde basım kararı alınmıştır. Makale ile ilgili tartışmalar 30.11.2006 tarihine kadar dergiye gönderilmelidir.

Giriş

Son yirmi yıl içerisinde sulakalanlar su kirliliği kontrolünde oldukça yaygın bir şekilde kullanılmaya başlanmışlardır. Bunun en temel sebeplerinden birisi sulakalanların önemli ekolojik işlevleri olan birer habitat olmaları yanında birer atıksu arıtma mekanizması olarak kullanılabilirlerdir (Hammer, 1992). Klasik sistemlerle kıyaslandığında sulakalanlar hem daha iyi arıtma performansı sağlayan hem de daha ucuz ve katı atık oluşturmeyen sistemlerdir.

Bu tür sistemler özellikle arazi masraflarının düşük olduğu küçük yerleşim bölgelerindeki su havzalarının korunumu için oldukça uygundur (US-EPA, 1999). Yapay sulakalanlar askıdaki katıları ve BOİ₅'i çok iyi gidermesine karşın azot ve fosfor gideriminde çoğu kez düşük kalmıştır. Azot verimleri çok geniş aralıklarda (%20-%90) kalmaktadır. Avrupa'daki 268 adet yapay sulakalandan elde edilen ortalama amonyum ve TN verimleri sırayla %30 ve %39.6 olarak kaydedilmiştir (Börner, 1992). Literatür verileri sulakalanlardaki arıtma verimlerinin atıksuyun karakterizasyonu, sıcaklık, sulakalan konfigürasyonu, besleme yöntemleri ve akım özelliklerine bağlı olarak değiştiğini göstermektedir (Reed vd., 1995). Sulakalanların arıtma mekanizmaları üzerine etkili olan en önemli kısımları dolgu malzemesi, mikroorganizmalar ve bitkilerdir (Kadlec ve Knight, 1996).

Yapay sulakalanlar henüz yeni teknolojiler olması sebebiyle kirlletici giderimi ile giderimi etkileyen tüm parametreler arasında çok yakın ilişkiler henüz tam anlamıyla kurulamamış ve bu nedenle de arıtımın kinetiği ile ilgili çalışmalar yüzeysel kalmıştır. Bu tür sistemlerdeki madde dönüşümleri oldukça karmaşık ve dinamikdir. Bu sebeple kirlletici giderimi ile giderimi etkileyen parametreler arasındaki ilişkileri tam olarak ortaya koyabilecek yeni matematiksel modellemelerin geliştirilmesinde kinetikle ilgili yapılan çalışmalarla elde edilen verilerin büyük bir önemi vardır. Tüm yapay sulakalan sistemleri biyofilm kullanan biyolojik reaktörler olarak kabul edilebildiğinden performansları da yaklaşık olarak birinci dereceden piston akım kinetiğiyle açıklanabilir (Reed vd., 1995). Günümüz-

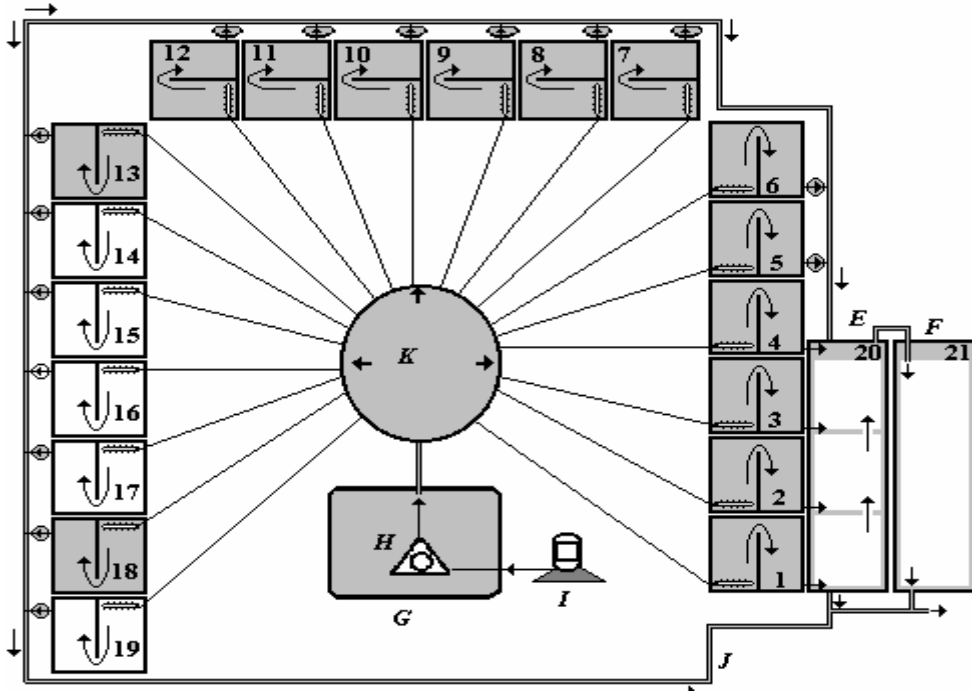
de Amerika ve Avrupa'daki mevcut yapay sulakalanların çoğu bu modele göre tasarlanmışlardır. Bu çalışmanın temel gayesi, noktasal ve yayılı kaynaklarla su havzalarına giriş yapan aşırı amonyum ve nitrat azotunun dereler etrafında kurulacak olan yapay sulakalanlarla azaltılması yolu ile su kalitesinin iyileştirilmesine katkı sağlamaktır. Bu maksatla TÜBİTAK-MAM (Marmara Araştırma Merkezi) Kampüsü'nde kurulmuş olan pilot ölçekli bir yapay sulakalan sisteminde organik madde ve nütrient giderimleri incelenmiştir (TÜBİTAK-MAM, 2002). Derelerle barajlara gelen sular ile Paşaköy İleri Biyolojik Atıksu Arıtma Tesisi çıkış sularının karakterlerinin birbirine benzerliği kabul edilerek tesis çıkış suları sistemin beslemesinde kullanılmıştır. Deneysel sürekli akışlı olarak çalıştırılmış olup sistemin performansı yaklaşık 2 yıllık çalışma süresince mevsimsel olarak izlenmiştir.

Deneysel çalışmalar

Pilot ölçekli yüzeyaltı ve serbest yüzey akışlı yapay sulakalan sistemleri Haziran 2001'de TÜBİTAK-Marmara Araştırma Merkezi Kampüsü'nde kurulmuştur. Sistem 3 farklı türde bataklık bitkilerini içermektedir. Kullanılan köklü bitkiler; *Canna*, *Cyperus*, *Typhia spp.*, *Phragmites spp.*, *Juncus*, *Poaceae*, *Paspalum* ve *Iris*, batık bitkiler; *Elodea*, *Egeria* ve *Valisneria*, yüzücü bitkiler; *Salvina*, *Pistia* ve *Lemna*'dır.

Bitkiler çalışma sahasına yakın su havzalarından ve bataklıklardan elde edilmiştir. Köklü, yüzücü ve batık bitkileri içeren reaktörler seri olarak bağlanmıştır. Reaktör 1, 2, 3 ve 4'ün çıkış suları 20 No.'lu reaktörü beslemekte ve bu reaktörün çıkış suları da 21 No.'lu reaktörü beslemektedir (Şekil 1).

Sistemin konfigürasyonu Şekil 1'de gösterilmiştir. YAAS (koyu bölgelerle gösterilen) sistemler 13 adet reaktörden ibaret olup tümü köklü bitkilerle bitkilendirilmiştir. SYAS sistemleri (açık bölgelerle gösterilen) ise ikisi seri bağlı sistemin bir parçası olmak üzere toplam 6 adet reaktörden oluşmaktadır. SYAS₁ sistemleri 1 m²'lik yüzey alana sahip 14, 15, 16 ve 17 No'lu reaktörler, SYAS₂ sistemleri ise 4m²'lik yüzey alana



Şekil 1. Deneysel çalışma düzeneğinin şematik görünümü

sahip 20 ve 21 No'lu reaktörlerdir. Bitkiler çakıl dolgulu materyal içerisindeki kök salma özellikleri dikkate alınarak yaklaşık 0.1 m^2 'ye 1 rizom düşecek şekilde dikilmiştir.

Dolgu malzemesi olarak orta dereceli çakıl kullanılmıştır. Tablo 1'de YAAS ve SYAS sistemleriyle ilgili detaylar verilmiştir. Her sistem için 1 adet reaktör bitkilerden yoksun bırakılıp şahit olarak kullanılmıştır. Piston akım şartlarının elde edilebilmesi için reaktörler içerisinde birer ara duvar konulmuştur. Ara duvarların sadece bir ucundan açılan dar bir geçitle mümkün olan en uzun akım yolu sağlanmıştır. Derinlikler sistemin aerobik olmasına müsaade edecek şekilde düşük tutulmuştur.

Atıksuyun sisteme homojen dağılımının sağlanması ve ek bir oksijen kazanımı için delikli borular kullanılmıştır. Deneyler TÜBİTAK-MAM Enerji Birimleri ve Çevre Araştırma Enstitüsü Laboratuvarı'nda Standart Metotlar'a (APHA, 1998) göre yapılmıştır. Sıcaklık, pH ve çözünmüş oksijen arazi şartlarında yerinde ölçülmüştür.

Atıksu özellikleri

Ömerli Havzası'na deşarj olan Hamsu, Göçbeyli, Ballica ve Uzundere gibi çok kirli olmayan derelerde 24 Ocak-18 Aralık 1996 tarihleri arasında yapılan ölçümlerde ortalama TKN konsantrasyonları sırayla; 0.65, 1.46, 1.04

Tablo 1. Sistemin özellikleri

	Su Derinliği	Porozite	Yüzey Alan	Tane Boyu	Atıksu Debisi	Hidrolik Yükleme Hızı	Hidrolik Bekletme Süresi
	(m)	(%)	(m^2)	(cm)	($\text{m}^3 \text{ gün}^{-1}$)	($\text{L m}^{-2} \text{ gün}^{-1}$)	(gün)
SSF	0.22	0.40	1	1.0-2.5	0.03-0.12	30-120	0.75-2.93
SYAS ₁	0.22	0.75	1	1.0-2.5*	0.03-0.12	30-120	1.40-5.50
SYAS ₂	0.30	0.75	4	1.0-2.5*	0.12-0.48	30-120	1.87-7.50

*Bitkilerin tutunmasını kolaylaştırmak için tabana serilen 8 cm kalınlığındaki çakıl

ve 1.57 mg/L olarak bulunmuştur. BOİ₅ konsantrasyonları uç değerler çıkarıldığında ortalama 15 mg/L'dir. Ortalama pH değerleri ise nötrale yakındır (İSKİ, 1996). Ömerli Havzası'na dereler yoluyla giriş yapan bu kaynakların karakterizasyonu Paşaköy İleri Biyolojik Atıksu Arıtma Tesisi çıkış sularının karakterizasyonuna oldukça benzerlik göstermektedir. Bu maksatla derelerle baraja gelen suyu temsil niteliğine sahip olduğu düşünülen İSKİ Ömerli Barajı Paşaköy İleri Biyolojik Atıksu Arıtma Tesisi çıkış suları beslemede kullanılmıştır. Tablo 2'de giriş suyunun özellikleri verilmiştir.

Tablo 2. Giriş suyu kalitesinin özellikleri

Parametre	Birim	Ortalama	Aralık
pH		7.4	7.15-7.64
Sıcak.	°C	16	6.6-25.5
Ç.O	mg/L	9	6.36-13.8
BOİ ₅	mg/L	15	7-32
KOİ	mg/L	43	21-75
TOK	mg/L	10	7-15
TKN	mg/L	1.56	0.05-3.9
NH ₄ ⁺	mg/L	1.33	0.05-3.4
NO ₂ ⁻	mg/L	<0.05	
NO ₃ ⁻	mg/L	8.30	0.78-15.5
TN	mg/L	10.33	2.35-16.4

Sonuçlar

Bitkili ve bitkisiz tüm sistemler için çalışma aralığı içerisinde elde edilen arıtma verimlerinin ortalama değerleri Tablo 3'te verilmiştir. YAAS sistemlerindeki ortalama amonyum azotu arıtma verimi (%73) SYAS sistemlerinden (%57) daha yüksektir. En yüksek NH₄⁺-N verimi yaklaşık %80 olup YAAS sistemlerdeki *Paspalum* (köklü) bitkisinden elde edilmiştir. SYAS sistemlerindeki ortalama NO₃⁻-N arıtma verimi ise %58 olup YAAS sistemlerinden (%37) daha yüksektir. En yüksek NO₃⁻-N verimi yaklaşık %69 olup YAAS sistemlerdeki *Elodea-Egeria* (batık) bitkilerinden elde edilmiştir.

Azot gideriminde daha yüksek verimlerin alınabilmesi amacıyla köklü, yüzücü ve batık bitkileri içeren reaktörler seri olarak bağlanmıştır. İlk kademede köklü (4 adet), ikinci kademede yüzücü ve üçüncü kademede batık bitki türlerinden oluşan seri bağlı sistemin çalışma aralığı içerisinde elde edilen azot verimlerinin ortalama değerleri Tablo 4'te özetlenmiştir. Seri bağlı sistemde yıllık ortalama amonyum ve nitrat azotu arıtma verimleri sırayla %89 ve %73'tür. Bu sonuçlar bize sistemlerin seri olarak bağlandığında azot giderimlerinin belirli bir düzeye kadar iyileştirilebileceğini göstermektedir. Tablo 4'teki sonuçlara göre köklü bitkileri içeren (*Canna*, *Cyperus*, *Typhia* ve *Juncus*) ilk kademede amonyum giderimleri (%69) ve batık bitkileri içeren (*Elodea-Egeria*) son kademede nitrat azotu giderimleri (%40) diğerlerine göre daha yüksektir.

Tablo 3. Sistemlerin performansı

No	Kullanılan Bitkiler	Giderimler, %	
		NH ₄ ⁺	NO ₃ ⁻
1	** <i>Canna</i>	68	39
2	** <i>Cyperus</i>	68	25
3	** <i>Typhia ang.</i>	72	34
4	** <i>Juncus</i>	69	34
5	** <i>Typhia lat.</i>	75	26
6	** <i>Phrag. comm.</i>	77	38
7	** <i>Phrag. spc.</i>	74	33
8	** <i>Iris foet.</i>	76	35
9	** <i>Solidage</i>	77	39
10	** <i>Typhia spc.</i>	65	35
11	** <i>Poaceae</i>	52	63
12	** <i>Paspalum</i>	80	49
13	** <i>Iris pseud.</i>	65	48
14	* <i>Elodea-Egeria</i>	57	69
15	* <i>Valisneria</i>	56	64
16	* <i>Lemna</i>	57	46
17	* <i>Eichornia cras.</i>	55	63
18	**Bitkisiz (kontrol)	47	23
19	* Bitkisiz (kontrol)	34	22
20	* <i>Lemna/Pistia/Salvina</i>	41	33
21	* <i>Elodea-Egeria</i>	38	40

*:SYAS, **:YAAS sistemleri

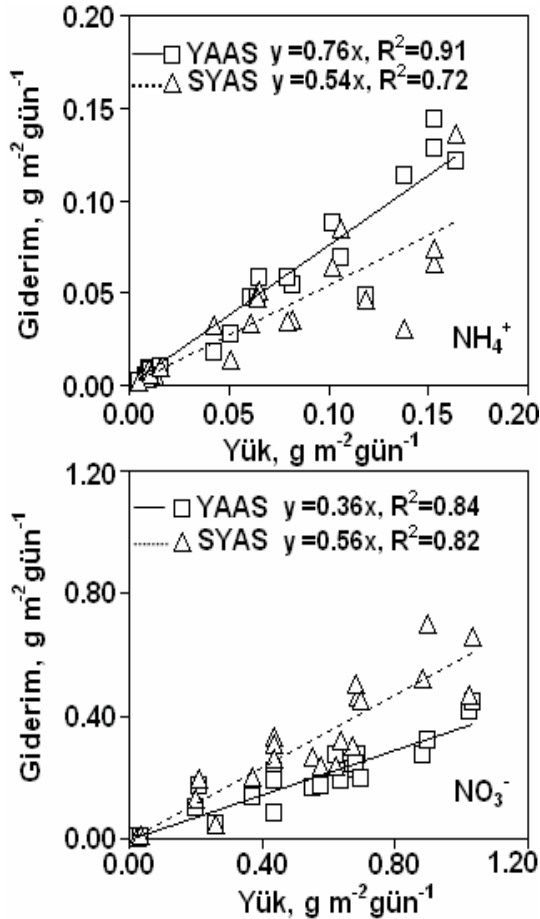
Tablo 4. Seri sistem düzeneğinin performansı

Seri Sistem	Köklü	Yüzücü	Batık	
	1.	2.	3.	
NH ₄ ⁺	OG	1.335	0.409	0.243
	OÇ	0.409	0.243	0.151
	V	69	41	38
NO ₃ ⁻	OG	8.300	5.573	3.720
	OÇ	5.573	3.720	2.217
	V	33	33	40

OG ve OÇ: ortalama giriş ve çıkış konsantrasyonları (mg/L), V: verim (%).

Giriş konsantrasyonları ile verim ilişkisi

Giriş azot konsantrasyonları ile verimler arasındaki ilişkilerin boyutu Şekil 2’de gösterilmiştir.



Şekil 2. Arıtma verimlerinin (%) giriş konsantrasyonu (mg/L) bağlı değişimleri

Şekil 2’de görüldüğü gibi giriş konsantrasyonları ile verimler arasında üstel bir ilişki mevcuttur. Reg-

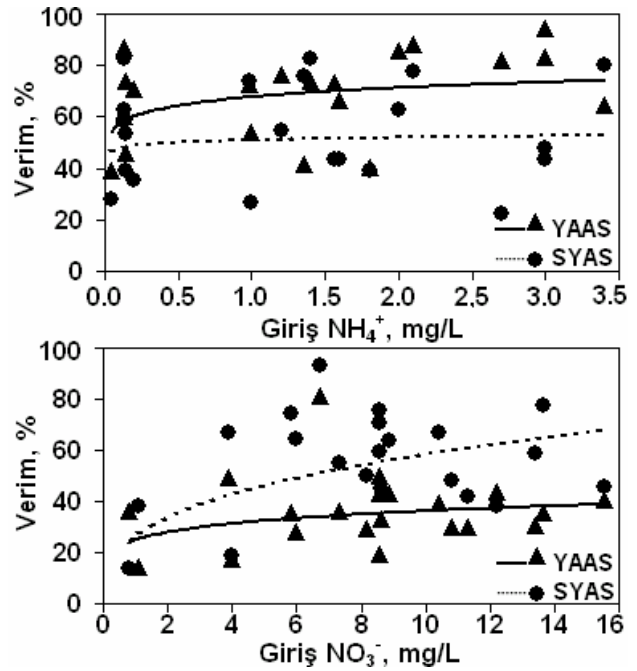
resyon katsayıları (0.0055-0.36) dikkate alındığında bu üstel ilişkiler çok iyi gözükmemektedir.

YAAS sistemlerinde yaklaşık 0.5 mg/L’ye kadar giriş amonyum azotu artışına karşılık maksimum %62’lere varan verimler sağlanmıştır. SYAS sistemlerinde ise 0.5 mg/L’nin üzerindeki giriş konsantrasyonlarında verimlerin fazla artmadığı ve yaklaşık %70’lerde kararlı hale geçtiği görülmektedir.

YAAS sistemlerinde ise çalışma aralığı içerisinde amonyum konsantrasyonlarının artışıyla giderimlerin fazla değişmediği yaklaşık aynı düzeylerde (%50) kaldığı görülmektedir. YAAS sistemlerinde giriş nitrat azotu konsantrasyonlarının 1 mg/L’den 16 mg/L’ye kadarki artışlarıyla birlikte giderimlerin 1 mg/l’den 16 mg/L’ye kadarki artışlarıyla birlikte giderimlerin çok fazla değişmemesi, yaklaşık aynı düzeylerde (%35-40) kalmasına karşın SYAS sistemlerinde yaklaşık %30’lardan %60’lara kadar hızlı bir biçimde artış sergilemiştir.

Yük ve giderim hızı arasındaki ilişkiler

Giriş azot yükleme hızları ($g\ m^{-2}\ gün^{-1}$) ile giderim hızları ($g\ m^{-2}\ gün^{-1}$) arasındaki ilişkiler Şekil 3’te gösterilmiştir.



Şekil 3. Giriş yükleme hızları ile giderim hızları arasındaki ilişkiler

Şekil 3'ten de görüldüğü gibi giriş azot yükleme hızı ile giderim hızı arasında doğrusal bir ilişki ($R^2=0.72-0.91$) mevcuttur.

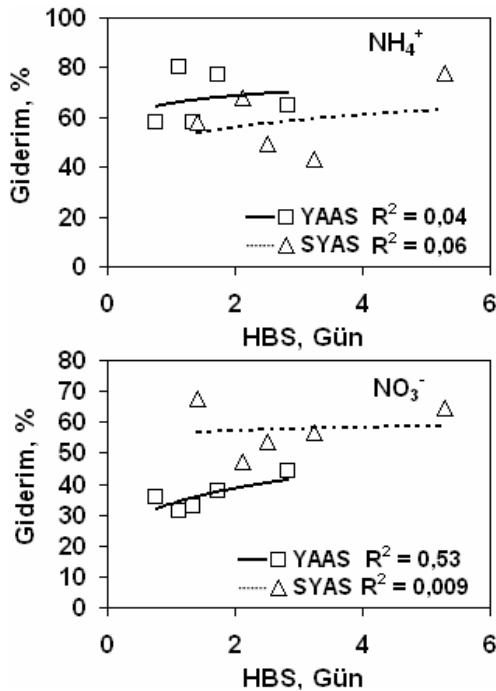
T-istatistiği sonuçlarına göre hem YAAS (NH_4^+ için r : korelasyon katsayısı $=0.96$, $t=14.51 > t_c=2.09$ ve NO_3^- için $r=0.92$, $t=10.07 > t_c$) hem de SYAS sistemlerinde (NH_4^+ için $r=0.85$, $t=6.92 > t_c$ ve NO_3^- için $r=0.91$, $t=9.37 > t_c$) azot yükleme hızları ile giderim hızları arasında 0.05 anlamlılık düzeyinde oldukça güçlü doğrusal ilişkiler mevcuttur.

Regresyon katsayıları dikkate alındığında YAAS sistemlerindeki giriş azot yükleme hızları ile giderim hızları arasında doğrusal ilişkiler diğerine nazaran daha iyi gözükmemektedir.

Hidrolik bekletme süresi (HBS) ve verim ilişkisi

Literatürde HBS'nin belirli bir dereceye kadar uzatılmasıyla (YAAS için en az 5 gün, SYAS için en az 10 gün) amonyum ve nitrat dolayısıyla da toplam azot gideriminin de belirli bir noktaya (optimum) arttırıldığı kaydedilmiştir (Bakke vd., 2001).

Şekil 4'te HBS ile azot arıtma verimleri arasındaki ilişkiler gösterilmiştir.



Şekil 4. HBS ile arıtma verimleri (%) arasındaki ilişkiler

Şekil 4'ten de görüldüğü gibi HBS ile arıtma verimleri arasında üstel ilişkiler mevcuttur.

Her iki sistemde de hidrolik bekletme sürelerindeki artışla verimler başlangıçta artmış ve daha sonra sabit bir değere doğru hızlıca düşmüştür.

Bu sabit değerlerin (SYAS sistemlerindeki nitrat hariç) ise çalışma periyotlarının dışına taşıdığı görülmektedir. T-istatistiği sonuçlarına göre hem YAAS (NH_4^+ için $r=0.12$, $t=0.53 < t_c=2.09$ ve NO_3^- için $r=0.24$, $t=1.07 < t_c$) hem de SYAS sistemlerinde (NH_4^+ için $r=0.25$, $t=1.13 < t_c$ ve NO_3^- için $r=-0.19$, $t=0.84 < t_c$) hidrolik bekletme süreleri ile giderimler arasında doğrusal ilişkiler bulunmamaktadır.

YAAS sistemlerinde hidrolik bekletme süreleri 0.75-2.93 gün, SYAS sistemlerinde ise 1.4-7.5 gün arasında değişmektedir.

Bu değerler literatürde YAAS için verilen 2-7 gün ve SYAS için verilen 5-14 gün değer aralıklarının neredeyse alt sınırlarına yakındır.

Bu sonuçlar bize optimum verimler için daha yüksek hidrolik bekletme sürelerine ihtiyaç duyulduğunu ve dolayısıyla da optimum verimler için daha düşük hidrolik yükleme hızlarında çalışılması gerektiğini göstermektedir.

Tahmini çıkış konsantrasyonları

Tahmini çıkış konsantrasyonlarının tespitinde piston akımlı reaktörler için kullanılan birinci dereceden basit bir kinetik model kullanılmıştır. Ayrıca hidrolik yük, pH ve giriş konsantrasyonlarına bağlı olarak elde edilen çoklu regresyon denklemleriyle de tahmini çıkış konsantrasyonları elde edilmiş ve her iki modelle elde edilen sonuçlar karşılaştırılmıştır. Giriş ve çıkış konsantrasyonları ile hidrolik bekletme süreleri arasındaki ilişkiye bağlı olarak verilen birinci dereceden reaksiyon kinetiği kullanılarak (Denklem 1) K_T değerleri elde edilmiştir;

$$C_c / C_g = \exp(-K_T \cdot t) \quad (1)$$

Burada, C_c ve C_g ; çıkış ve girişteki konsantrasyonlar (mg/L), K_T ; sıcaklık ve bitki yoğunluğu-

na bağlı hız sabitleri, $k_T = k_{20} \theta^{T-20}$ (gün^{-1}), k_{20} ; 20°C 'deki reaksiyon hız katsayıları (gün^{-1}), θ ; sıcaklık katsayısı (boyutsuz) ve t ; sistemdeki bekletme süresidir (gün).

K_T değerleri aynı sıcaklıkta ve en az iki örnekle elde edilen deney sonuçlarına dayanılarak bulunmuştur. $\text{Log}K_T$ ile $T-20$ arasında 2. dereceden bir polinom ilişkisi bulunmuştur. Bu ilişki aşağıdaki Denklem 2 ile izah edilmiştir;

$$\text{Log}K_T = \pm a(T-20)^2 \pm b(T-20) \pm C \quad (2)$$

Burada, a ve b katsayılar olup, C bir sabittir. Sulakalanlarda hız sabiti üzerine sıcaklığın etkisi aşağıdaki Denklem 3 (van't Hoff-Arrhenius ilişkisiyle) ile gösterilmiştir;

$$\text{Log}K_T = (T-20).\text{Log}\theta + \text{Log}k_{20} \quad (3)$$

Denklem 2 ve 3'ten $\text{Log}\theta$ değeri $\pm a.(T-20) \pm b$ değerine ve $\text{Log}k_{20}$ değeri de $\pm C$ değerine eşit olmaktadır.

Bu eşitliklerden θ ve k_{20} değerleri elde edilmiştir. Elde edilen θ ve k_{20} değerleri aşağıdaki Denklem 4'te yerine konularak tahmini çıkış konsantrasyonları elde edilmiştir;

$$C_\zeta = 10^{\frac{2.3025 \text{Log}C_g - k_{20} \theta^{(T-20)} t}{2.3025}} \quad (4)$$

Burada, C_ζ ; tahmini çıkış konsantrasyonları (mg/L), C_g ; giriş konsantrasyonları (mg/L), t ; hidrolik bekletme süresi (gün), T ; su sıcaklığı ($^\circ\text{C}$) ve 2.3025 katsayısı $\text{Ln}(10)$ değerine eşittir.

Azot için elde edilen hız sabitleri ve sıcaklık katsayıları Tablo 5'te verilmiştir.

Tablo 5. Hız sabitleri (20°C 'de) ve sıcaklık düzeltme katsayıları (θ)

	YAAS		SYAS	
	k_{20} gün^{-1}	θ	k_{20} gün^{-1}	θ
NH_4^+	0.898	1.022	0.541	1.033
NO_3^-	0.486	1.004	0.502	1.044

Literatürde sulakalan sistemlerindeki azot için kaydedilen hız sabitleri çok geniş bir aralığı kapsamaktadır. Del Bubba ve diğerleri (2000), *Phragmites* bitkilerini içeren yatay YAAS sistemlerindeki nitrifikasyon için sıcaklık ile K_T arasındaki ikinci dereceden polinom ilişkisinin denklemini;

$$\text{Log}K_T = -0.0042(T-20)^2 + 0.0311(T-20) - 0.3015$$

($R^2=0.93$) ve $k_{20}=0.499 \text{ gün}^{-1}$ olarak bulmuşlardır. Del Bubba ve diğerleri, (2000) yaptıkları diğer pilot ölçekli bir çalışmada ise bu ilişkileri,

$$\text{Log}K_T = -0.0049(T-20)^2 + 0.0988(T-20) - 0.11626$$

($R^2=0.90$) ve $k_{20}=0.687 \text{ gün}^{-1}$ olarak bulmuşlardır. Bu çalışmada bulunan aynı ilişki;

$\text{Log}K_T = -0.0004(T-20)^2 + 0.0096(T-20) - 0.0467$ ($R^2=0.32$) olup Del Bubba ve diğerlerinin, (2000) elde ettiği ilişkilerden daha zayıftır ve hız katsayıları da (0.898) daha yüksektir. Reed vd., (1995), SYAS sistemleri için nitrifikasyon hız sabitini $0.4107 \text{ (gün}^{-1})$ olarak, Kemp ve George (1997) ise YAAS sistemleri için $0.497 \text{ (gün}^{-1})$ olarak kaydetmişlerdir.

Bu çalışmada YAAS sistemlerinde nitrifikasyon için elde edilen k_{20} değeri (0.898 gün^{-1}) literatürde kaydedilen değerlerden daha büyük olup, SYAS sistemleri için elde edilen değer (0.541 gün^{-1}) ise Kemp ve George tarafından kaydedilen değere daha yakındır. Aynı zamanda amonyaklaşma için elde edilen hız sabitleri de (0.986 ve 0.908 gün^{-1}) literatürde kaydedilen değerlerden büyüktür. Kadlec ve Knight (1996) tarafından YAAS ve SYAS sistemlerindeki denitrifikasyon hız sabitleri sırayla 0.57 ve $0.32 \text{ (gün}^{-1})$ olarak kaydedilmiştir.

Reed ve Brown tarafından (1995) ise YAAS sistemleri için denitrifikasyon hız sabiti $1.0 \text{ (gün}^{-1})$ olarak kaydedilmiştir. Bu çalışmada YAAS ve SYAS sistemleri için elde edilen denitrifikasyon hız sabitleri (0.486 ve 0.502 gün^{-1}) literatürdeki değer aralıkları içerisine düşmektedir.

Hidrolik yük, pH, giriş ve çıkış konsantrasyonlarına bağlı olarak elde edilen çoklu regresyon

denklemleriyle tahmini çıkış konsantrasyonları (mg/L) elde edilmiştir;

$$Y_A, Y_B = \pm X_A, X_B \pm X_H \pm X_P \pm C \quad (5)$$

Burada, Y_A ve Y_N ; sırayla tahmini amonyum ve nitrat azotu çıkış konsantrasyonları (mg/L), X_A ve X_N ; sırayla giriş amonyum ve nitrat azotu konsantrasyonları (mg/L), X_H ; hidrolik yükleme hızı ($L m^{-2} gün^{-1}$) ve C sabittir.

Burada Y bağımlı değişken olup, X değişkenleri ise Y 'ye bağlı bağımsız değişkenlerdir. YAAS sistemlerinde tahmini amonyum azotu (Y_A) ve nitrat azotu (Y_N) çıkış konsantrasyonu denklemleri ile regresyon katsayıları (R^2);

$$Y_A = 0.141X_A - 0.0048X_H + 0.281X_P - 1.62, R^2 = 0.50$$

$$Y_N = 0.64X_N + 0.0173X_H + 0.289X_P - 3.14, R^2 = 0.90$$

olarak bulunmuştur. Bu denklemler ve regresyon katsıları SYAS sistemlerinde ise;

$$Y_A = 0.515X_A - 0.0015X_H - 0.073X_P + 0.43, R^2 = 0.74$$

$Y_N = 0.609X_N + 0.023X_H + 0.082X_P - 2.15, R^2 = 0.82$ olarak elde edilmiştir. Regresyon katsayıları (R^2 : 0.82, 0.90) dikkate alındığında nitrat azotu için tahminlerin daha iyimser olduğu görülmektedir. Gözlenen amonyum ve nitrat azotu konsantrasyonları ile çoklu regresyonla ve kinetik modelle elde edilen tahmini çıkış konsantrasyonları (Tahmin-2) arasındaki hata karelerinin toplamı (HKT) Tablo 6'da verilmiştir.

Tablo 6. Hata karelerinin toplamı(HKT)

	Tahmin-1 HK, mg/L Çoklu Reg.	Tahmin-2 HKT, mg/L Kinetik
	YAAS	
NH ₄ ⁺	1.12	2.49
NO ₃ ⁻	15.79	199
	SYAS	
NH ₄ ⁺	0.37	1.15
NO ₃ ⁻	18.92	83.89

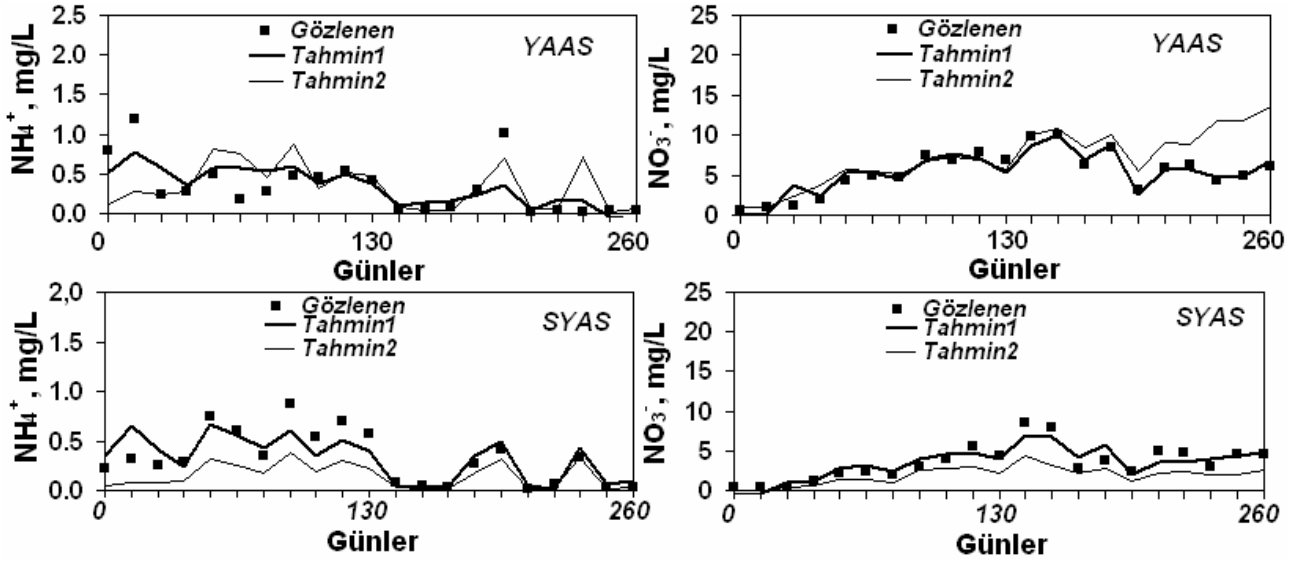
Tablo 6'daki sonuçlara göre çoklu regresyonda gözlenen değerlerle tahmini çıkış değerleri ara-

sındaki hata karelerinin toplamı diğer modellerde elde edilen değerlerden daha düşük olduğundan gözlenen değerlere daha yakın değerler elde edilmiştir. Şekil 5'te YAAS ve SYAS sistemlerinde çoklu regresyon (Tahmin 1) ve kinetik model (Tahmin 2) ile elde edilen tahmini çıkış konsantrasyonlarının zamana bağlı değişimleri görülmektedir.

Deney sonuçlarının değerlendirilmesi ve tartışma

Bu çalışmada YAAS ve SYAS sulakalan sistemlerinin arıtma verimleri üzerine madde yükü ile hidrolik bekletme sürelerinin etkileri incelenmiştir. YAAS bitkili/bitkisiz sistemlerinde ortalama amonyum azotu giderimleri %73/%47 ve nitrat azotu giderimleri %37/%23, SYAS sistemlerinde ise amonyum azotu giderimleri %57/%34 ve nitrat azotu giderimleri %58/%22 olarak bulunmuştur. YAAS sistemlerinde amonyum SYAS sistemlerinde ise nitrat azotu giderimleri daha yüksektir. Bitkisiz sistemlerdeki giderimler ise oldukça düşüktür. Bu sonuçlar bize atıksuyun filtrasyonla arıtımında bitkilerin katkılarının önemli derecelerde olduklarını göstermektedir. Seri bağlı sistemde yıllık ortalama amonyum ve nitrat azotu arıtma verimleri sırayla %89 ve %73'tür. Sistemlerin seri olarak bağlanmasıyla azot giderimleri de belirli bir düzeye kadar iyileştirilmiştir. Regresyon katsayıları dikkate alındığında giriş konsantrasyonları ile verimler arasında oldukça zayıf üstel ilişki bulunmuştur. Bu ilişkiye göre giriş konsantrasyonları artarken verimler de azalan hızlarla artmıştır. HBS ile arıtma verimleri arasında da yine oldukça zayıf üstel ilişkiler elde edilmiştir.

Her iki sistemde de HBS'deki artışla verimler başlangıçta artmış ve daha sonra sabit bir değere doğru hızlıca düşmüştür. Bu sabit değerlerin (SYAS sistemlerindeki nitrat hariç) ise çalışma periyotlarının dışına taşıdığı şeklinde yorumlanmıştır. YAAS sistemlerinde HBS değerleri 0.75-2.93 gün, SYAS sistemlerinde ise 1.4-7.5 gün arasında değişmektedir. Bu değerler literatürde YAAS için verilen 2-7 gün ve SYAS için verilen 5-14 gün değer aralıklarının neredeyse alt sınırlarına yakındır. Bu sonuçlar bize optimum



Şekil 5. YAAS ve SYAS sistemlerinde çoklu regresyon (Tahmin-1) ve kinetik model (Tahmin-2) ile elde edilen tahmini çıkış konsantrasyonlar

verimler için daha yüksek HBS'ne ihtiyaç duyulduğunu ve dolayısıyla da optimum verimler için daha düşük HYH'ında çalışılması gerektiğini göstermiştir. Çalışmanın sonunda $\text{Log}K_T$ ile T-20 arasındaki 2. dereceden polinom ilişkilerine dayandırılarak hız sabitleri bulunmuştur.

YAAS sistemlerinde nitrifikasyon için elde edilen k_{20} değeri (0.898 gün^{-1}) literatürde kaydedilen değerlerden daha büyük olup, SYAS sistemleri için elde edilen değer (0.541 gün^{-1}) ise Kemp ve George (1997) tarafından kaydedilen değere daha yakındır. Aynı zamanda amonyaklaşma için elde edilen hız sabitleri (0.986 ve 0.908 gün^{-1}) de literatürde kaydedilen değerlerden büyüktür.

Kadlec ve Knight (1996) tarafından YAAS ve SYAS sistemlerindeki denitrifikasyon hız sabitleri sırayla 0.57 ve $0.32 \text{ (gün}^{-1}\text{)}$ olarak kaydedilmiştir. Reed ve Brown tarafından (1995) ise YAAS sistemleri için denitrifikasyon hız sabiti $1.0 \text{ (gün}^{-1}\text{)}$ olarak kaydedilmiştir. Bu çalışmada YAAS ve SYAS sistemleri için elde edilen denitrifikasyon hız sabitleri (0.486 ve 0.502 gün^{-1}) literatürdeki değer aralıkları içerisine düşmektedir.

Gözlenen ve tahmini çıkış konsantrasyonları arasındaki hata karelerinin toplamı çoklu regresyonda daha küçük olması ve ortalama tahmini

çıkış konsantrasyonlarıyla gözlenen değerlerin birbiriyle aynı olması bu modelle daha iyimser tahminlerin yapılabileceğini göstermiştir.

Giderim hızlarını sadece giriş ve çıkış konsantrasyonları ile bekletme sürelerine bağlı olarak veren basit kinetik modeller farklı bölgelerde konumlandırılmış tüm sulakalanlar çok iyi tahminler vermeyebilir. Çünkü yapay sulakalanlarda azot dönüşümleri çok komplike ve dinamik bir süreçtir ve bir çok faktör dolaylı ya da dolaysız yönden performanslar üzerine etkili olabilir. Bu nedenle basit kinetik modellere bu faktörlerin de dahil edilerek yeniden düzenlenmesi gerekmektedir.

Bu araştırma sonuçları yapay sulakalanların atıksu arıtımında son kademe (post treatment) olarak ve aynı zamanda da özellikle göl ve baraj sularının kirlenmesinde önem taşıyan azot kaynaklı kirlenme kontrolünde etkin olarak kullanılabileceğini göstermiştir.

Teşekkür

Yazarlar çalışmanın deneysel kısmına verilen desteklerden dolayı İSKİ, TÜBİTAK-MAM TÜBİTAK-BAYG (Doktora Bursu) ve İTÜ 'ye teşekkür ederler.

Kaynaklar

- APHA (1998). Standard methods for the examination of wastewater, 20th Ed., American Public Health Association/American Water Works Association/Water Environment Federation, Washington, DC, ABD.
- Bakke, R., Amrani, S. ve Lie, B. (2001). Biological nitrogen removal from wastewater; simulations and control strategies, *Proceedings of 42nd Conference on Simulation and Modeling*, Porsgrunn, Norveç.
- Börner, T. (1992). Einflußfaktoren für die Leistungsfähigkeit von Pflanzenkläranlagen, *Dissertation*, FB 13, Technische Hochschule Darmstadt.
- Del Bubba, M., Lepri, L., Garuti, G. ve Masi, F. (2000). *Proceedings of 7th International Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control*, V.1, November 11-16, Florida, USA.
- Hammer, D.A., (1992). Creating freshwater wetlands, *Lewis Publishers Inc.*, 297-299, Chelsea.
- ISKİ, (1996). İstanbul Ömerli Baraj Gölü'nü besleyen derelerde kirlilik araştırma raporu, Atıksu Arıtma ve Ruhsat Denetim Daire Başkanlığı Atıksu Laboratuvar Müdürlüğü, İstanbul.
- Kadlec. H.R. ve Knight. R.L., (1996). *Treatment Wetlands*, Lewis Publisher, Florida, USA.
- Kemp, M.C. ve George, D.B., (1997). Subsurface flow constructed wetlands treating municipal wastewater for nitrogen transformation and removal, *Water Environment Research Journal*, **69**, 7, 1235-1262.
- Reed, S.C. ve Brown, D. (1995). Subsurface flow wetlands-A performance evaluation, *Water Environmental Research*, **67**, 2, 244-248.
- Reed, S.C., Crites. R.W. ve Middlebrooks, E.J. (1995). *Natural Systems for Waste Management and Treatment*. 2nd Ed., McGraw-Hill, New York.
- TÜBİTAK-MAM., (Turkey Scientific and Technical Research Council)-Marmara Research Center (2002). Use of natural treatment technologies to protect from point and non-point pollutant loads water basins. Final Report, TUBİTAK-MRC, PN-5012405, Gebze-Kocaeli, İstanbul.
- US-EPA. (1999). Design Manual: Constructeds Treatment of Municipal Wastewaters, Cincinnati, Ohio 45268, EPA/625/R-99/022.