

İÇME SULARINDAN BİYOLOJİK DENİTRİFİKASYON YÖNTEMİYLE NİTRAT GİDERİMİ

Şükrü ASLAN
Arş. Görevlisi
DEÜ Mühendislik Fakültesi Çevre Bölümü
İZMİR/TÜRKİYE

ÖZET

Yeraltısularında nitrat kirlenmesi tüm ülkelerde bir sorun olmaya başlamıştır. Bir çok bölgede nitrat konsantrasyonu limit değerleri aşmıştır. Nitrat ile kirlenen su kaynaklarının içme suyu amacıyla kullanılması ile kansere ve bebeklerde mavi bebek hastalığına neden olmaktadır. Nitrat ile kirlenen su kaynakları nitrat konsantrasyonunun limit değerlerin altına indirilmemesi durumunda evsel kullanımda tüketilemez. İyon değiştirme, ters osmoz, elektrodializ, distilasyon ve aktif karbon adsorpsiyonu içme su kaynaklarından nitratı uzaklaştırmak amacıyla kullanılmasına rağmen oldukça pahalı ve oluşan atığın uzaklaştırılması oldukça güçtür. Nitrat giderimi oldukça başarılı olan biyolojik denitrifikasyon yöntemi ile yapılabilmektedir. Denitrifikasyon bakterileri büyüme ve solunum için organik karbona gereksinim duyarlar. İçme su kaynaklarında düşük carbon içeriği nedeniyle dışarıdan karbon ilavesi gerekmektedir. Çeşitli organik bileşikler karbon kaynağı olarak kullanılmıştır. Bu çalışmada, kullanılan karbon kaynaklarının nitrat giderme veriminde olumlu ve olumsuz yönleriyle değerlendirilmiştir.

GİRİŞ

İçme su kaynaklarının kirlenmesi günümüzün en önemli çevresel problemidir. Ülkemizde yapılan bazı bölgesel çalışmalar da göstermektedir ki içme su kaynaklarımız kirlenmekte ve korumak için alınan tedbirler yetersiz kalmaktadır (Türkman ve diğerleri, 2000).

Tarımsal veya endüstriyel faaliyetler sonucu kirlenen su kaynaklarında azot formu kirlenme niteliğinin bir göstergesi olarak kabul edilir. Su kaynağında amonyumun bulunması, nitrat ve nitrit iyonlarının bulunmaması yeni kirlenmenin, inorganik azot formlarının aynı anda tespit edilmesi kalıcı kirlenmenin, ve sadece nitrat varlığı kirlenmenin çok önceden gerçekleştiğini ve kirlenmenin tarımsal faaliyetler ile gerçekleştiğini göstermektedir.

Nitrat bileşiklerinin sağlık problemlerine neden olması sonucu su kaynaklarında maksimum izin verilebilir konsantrasyonu 50 mg NO₃/l (11,3 mg NO₃-N/l) olarak sınırlandırılmıştır. Nitrat kirlenmesi tarım arazilerinde azotlu gübrelerin fazlaca kullanılması hayvan atıklarının kontrolsüzce atılması veya depolanması, evsel ve endüstriyel atık suların arıtılmadan veya tam arıtılmadan alıcı ortama verilmesi sonucu meydana gelmektedir.

Toprakta ve yeraltısularında azot türlerinin yükseltgenme ve indirgenme reaksiyonları mikroorganizmalar tarafından gerçekleştirilir. Yükseltgenme ortamında amonyak nitrite ve daha sonra nitrata çevrilir. Nitrit oldukça hızla reaksiyona girerek nitrata dönüştürülür. Bu nedenle azot nitrit formunda çevresel ortamda çok az miktarda bulunur. İndirgenme ortamında nitrat, azot gazına biyolojik denitrifikasyon işlemi ile çevrilir. Organik madde indirgenme koşullarında amonyaka dönüştürülür. Örneğin septik tanklarda, indirgenme koşullarında yüksek miktarda amonyak, çok düşük miktarlarda nitrat bulunur (Fetter, 1993).

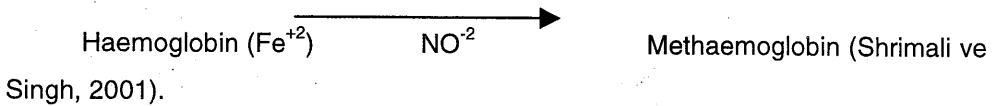
Sulardan nitrat gideriminde henüz çözüme yönelik pratikte uygulanabilir bir yöntem bulunamamıştır. Denitrifikasyon işleminde biyolojik faaliyetler için gerekli organik karbonun dışarıdan verilmesi gerekmektedir. Bu yöntemin olumsuz tarafı tecrübe gerektirmesi, karmaşık ve pahalı bir uygulama olmasıdır.

Nitrat Kirlenmesinin Çevresel Etkisi

Yüksek nitrat konsantrasyonu su kütlelerinde ötrofikasyonu artıran en önemli parametrelerden birisidir. İçme sularında ise canlı sağlığı üzerinde on beş farklı kanser türüne, kalıtsal bozukluğa, yetişkinlerde yüksek tansiyona ve özellikle altı aydan küçük bebeklerde mavi bebek hastalığına sebep olmaktadır (Mirvish, 1991; Varela, et. al 1995; Fan and Steinbeck, 1996). 1976-1993 tarihleri arasında Macaristan'da 28 tanesi ölümle sonuçlanmak üzere 1700'den fazla bebekte mavi bebek hastalığı teşhis edilmiştir (Csandy and Straub, 1995). Birleşik Amerika'nın Nebraska eyaletinde 38 yerleşim biriminin içme suyunda yüksek miktarda nitrat kirlenmesi nedeniyle bebeklere şişe suyu içirilmektedir (Biswas, 1996).

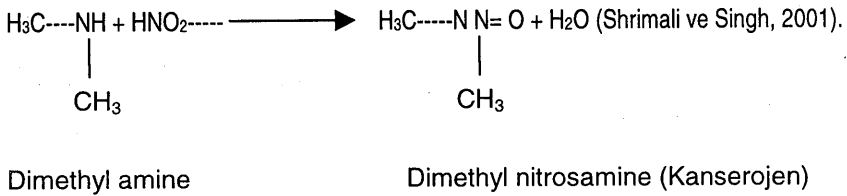
Kemirgenler üzerinde yapılan çalışmalar sonucu nitritin amin ve amidlerle reaksiyona girerek bazı organlarda kanserojen etki yapan nitrosoamidleri ve nitrosoaminleri oluşturduğu saptanmıştır. Özellikle nitrosoaminler karaciğer, böbrek, yemek borusu, ağız ve burunda, akciğer ve pankreas vd. bazı organlarda, nitrosoamidlerin ise mide beyin, sinir sistemi, kemik ve deri vd. bazı organlarda tümörü artırdığı tesbit edilmiştir (Mirvish, 1991).

Bebeklerde görülen mavi bebek hastalığı nitratin sindirilmesiyle ilgilidir. Nitrat anyonu bağırsakta nitrat indirgeyen bakteriler tarafından nitrite çevrilir. Nitrit kanda hemoglobin ile reaksiyona girerek methaemoglobine çevirir ve sonuç olarak hücrelere oksijen taşınması gerçekleşmeyerek ölüme neden olur.



Azot gübrelerinin çok fazla kullanılması ile yeşil sebzelerde nitrat yüksek

miktarlarda bulunabilir. Bazı koşullarda nitrat nitrite çevrilerek sonuçta kanserojen nitrosamine dönüşebilir. Nitritler ve nitrat et koruyucu olarak sıkça kullanılmaktadır. Pişirme sonucu nitrosamine dönüşmektedir (Shrimali ve Singh, 2000).



Nitrat, su kaynaklarından iyon değişirme, ters osmoz, elektrodializ, distilasyon, kimyasal ve biyolojik denitrifikasyon yöntemleri ile giderilebilmektedir. Bu yöntemler arasında biyolojik proses, verimlilik ve maliyet açısından daha uygun görülmektedir (Rittman, 1989).

Anoksik ortam koşullarında, denitrifikasyon bakterileri nitrat veya nitriti çözülmüş oksijen yerine elektron alıcı olarak kullanarak nitrata zararsız azot gazına dönüştürür. Elektron verici olarak davranan organik bileşikler bakterilere enerji sağlamak üzere suya verilebilir. Metanol yaygın olarak kullanılan karbon kaynağı olmasına rağmen toksik etkileri olduğu belirlenmiştir. Son yıllarda yapılan çalışmalarda etanol ve asetik asit kullanılmaktadır. Asetik asit, metanol ve glukozu göre daha kolaylıkla metabolize olmaktadır (Mohseni ve diğerleri, 1999).

Denitrifikasyon hızı sadece karbon içeriğiyle değil aynı zamanda elektron alıcının özelliğiyle de ilgilidir. Bu işlemde ayrıca çıkışta nitrit konsantrasyonu da oldukça önem arz etmektedir. Oksijen seviyesi, pH, denitrifikasyon mikroorganizmaları ve özellikle kullanılan karbon kaynağı, nitrit birikimini etkilemektedir. İçme suyunda nitrit bulunması insan sağlığı açısından oldukça tehlikelidir.

Biyolojik Denitrifikasyonda Karbon Kaynağının Etkisi

Yeraltı sularında düşük konsantrasyonlarda karbon bulunmaktadır. Tarım alanlarından gelen nitrat bileşiklerinin arıtımında biyolojik aktivitenin sağlanabilmesi dışarıdan karbon ilavesi ile mümkün olmaktadır. İçme suyu arıtımında çeşitli karbon kaynakları kullanılmasına rağmen son yıllara kadar çalışmalar etanol veya asetat gibi sıvı karbon kaynakları üzerinde olmuştur. Metanol en yüksek denitrifikasyon hızı sağlamasına rağmen kaynağın içme suyu olarak kullanılmasının riskli olabileceği gözönünde tutulmalıdır.

Dışarıdan karbon ilavesi olmaması durumunda mikroorganizma depoladığı karbonu denitrifikasyon için kullanabilir. Ortamda besin maddesi bulunmadığından lysis oluşabilir ve denitrifikasyon bakterileri tarafından açığa çıkan karbon kullanılır. Ancak bu işlem oldukça yavaştır ve biyokütle konsantrasyonu azalır. Bu süreç içsel (endojen) denitrifikasyon adı verilir ve oldukça düşük denitrifikasyon hızına sahiptir (0.084 mg $\text{NO}^{-3}\text{-N/mg VSS.d}$). Denitrifikasyon sürecinde karbon kullanımı oldukça karmaşıktır ve organik bileşikler güç, kolay ve biyolojik olarak parçalanamayanlar olarak ayrılırlar.

Metanol veya etanolün karbon kaynağı olarak kullanılması durumunda çıkış suyu içme amacıyla kullanılacaksa toksik etkileri göz önünde tutulmalıdır. Bu amaçla denitrifikasyon sonrası arıtma işlemi gerekebilir ve bu aşamalar ekonomik açıdan irdelenmelidir. Örneğin tam denitrifikasyonda yaklaşık olarak 1 Kg $\text{NO}^{-3}\text{-N/Kg}$ metanol gerekmektedir ve yaklaşık maliyeti 0.50 £'dur (Rajapase, 1999).

117 mg /l nitrat içeren nehir suyunun biyolojik denitrifikasyon ile arıtımında etanol kullanıldığında % 100, 400 mg/l nitrat konsantrasyonu için şeker veya glukoz şurubu kullanıldığında ise % 80 giderme verimleri elde edilmiştir. Anoksik ortam koşullarında 240-1300 mg $\text{NO}^{-3}\text{/l}$ günlük nitrat yüklemesinde metanol ile %95-97, etanol ile %88-92 nitrat giderme verimi elde edilmesine rağmen aetik asit kullanıldığında giderme verimi % 23-37 olarak gerçekleşmiştir (Shirimali ve Singh, 2001).

İşlenmemiş pamuk ve gazete kağıdı biyolojik denitrifikasyonda karbon kaynağı olarak kullanılmıştır. Her iki çalışmada da nitrat yüksek verimlerde giderilirken nitrit formasyonu görülmemiştir. Ancak bu çalışmada selüloz kullanan denitrifikasyon mikroorganizmalarının faaliyetlerinde sıcaklığın etkin bir faktör olduğu gözlenmiştir. Bu çalışma 6 ay sürdürülmüş ve bu sürenin sonunda gazete kağıdında %20 kütle azalması olduğu görülmüştür. Ancak 100 mg/l nitrat giderimi için asetat veya etanolün karbon kaynağı olarak kullanılması durumuna göre yaklaşık 1.5 kat daha fazla süre gerektiği belirlenmiştir. Ayrıca gazete kağıdı ile yapılan çalışmada malzemenin denitrifikasyon öncesi NaOH, HCl veya otoklavda ön arıtımının verimi herhangi bir katkısı gözlenmemiştir. (Vlokita ve diğerleri, 1996a, b).

Diğer bir çalışmada saman sapı karbon kaynağı olarak kullanılmıştır. Çalışmanın ilk günlerinde samandaki çözünabilir karbonun hızlı mikrobiyal büyümeyi temin etmesi ile yüksek nitrat giderimi elde edilirken, samanın karbon içeriğinin azalması ile giderme hızında azalma meydana gelmiştir. Çıkışta düşük nitrit konsantrasyonları gözlenirken, amonyum tespit edilebilir limitleri çok nadir olarak aşmış ve 0.3 mg/l maksimum konsantrasyon olarak gözlenmiştir. Çalışma sonunda samanda % 40 kütle kaybı meydana gelirken 1 g azot giderimi için 11 g saman tüketilmiştir (Soares ve Abeliovich, 1998).

Metanol, etanol ve uçucu yağ asitleri kolaylıkla biyolojik olarak parçalanabilirler. Uçucu yağ asitleri ile yapılan çalışmada karışık uçucu yağ asiti kullanılması durumunda tek kullanılmasına göre daha yüksek denitrifikasyon hızı elde edilmiştir (Yatong, 1996).

Hidrojenin elektron verici olarak kullanıldığı biyolojik denitrifikasyon çalışmaları organik maddeye göre daha az çamur üretmesi ve daha kolay son arıtma işlemleri gerektirmesi nedeniyle daha ekonomik sonuçlar verdiği ancak sudaki düşük çözünürlüğü ve yanabilir olması olumsuz tarafı olarak belirtilmiştir (Shirimali ve Singh, 2001). Metan gazı karbon kaynağı olarak kullanılmıştır (Rajapakse ve Scutt, 1999; Eisentraeger ve diğerleri, 2001) Rajapakse (1999) farklı dolgu malzemeleriyle yaptığı çalışmada CH₄ gazını biyolojik denitrifikasyonda

kullanmış ve %93'ün üzerinde nitrat giderme verimi elde etmiştir. Çalışmada CH_4 gazının biyolojik olarak kullanılabilmesi için özel bakteri türü kullanmamıştır.

Uygulanan geleneksel arıtma yöntemlerine karşın enzimlerle biyolojik olarak parçalanabilir polimerler tutunma yüzeyi ve karbon kaynağı olarak kullanılmıştır. Yapılan çalışmada reaktör çıkışında nitrat konsantrasyonu tespit edilebilir değerlerin altında gerçekleşmiştir. Ancak kullanılan biyolojik parçalanabilir polimerlerin ekonomik olmadığı belirlenmiştir (Boley ve diğerleri, 2000).

40-250 mg/l nitrat azotu ilave edilen yeraltısuyunun biyolojik denitrifikasyon ünitesinde asetik asit karbon kaynağı olarak kullanılmıştır. Bu çalışmada asetik asit nitrat oranı 4.3 olarak kullanıldığında nitrat giderme verimi %99 ve asetik asit giderme verimi %98; asetik asit/nitrat oranı 3.9 olması durumunda %92; 3.5 olarak alındığında ise %77 nitrat giderme verimi elde edilmiştir. Bu çalışmada çıkış suyu asetik asit konsantrasyonu 3.5-5.5 mg/l arasında olmuştur. Asetik asit için içme suyunda herhangi bir kriter olmamasına rağmen EPA sağlık etkisi sebebiyle çevresel ortamda maksimum 0.34 mg/l olmasını tavsiye etmektedir. Bu çalışmada denitrifikasyon sonucunda arıtılmış suyun içme suyu olarak kullanılabilmesi için kalıntı asetik asitin ve biyokütle giderilmesinin gerekliliği vurgulanmış ve asetik asitin kullanımının en olumsuz tarafı yüksek tüketimi ve maliyeti olduğu belirtilmiştir (Mohseni ve diğerleri, 1999).

lyon değiştirme fiziksel-kimyasal bir prosestir. Anyon değiştirme reçinelerinde nitrat, klorür veya bikarbonatla yer değiştirir. Reçinenin yıkanması en büyük sorunlardan birisidir. Yıkama işleminde 50-100 g NaCl/l çözeltisi 2-4 BV (BV: yatak hacmi) akış hızında 30-45 dk. uygulama gerektirmektedir. Yıkama sonucunda çıkışta tuzlu su yüksek nitrat, sülfat ve klorür konsantrasyonuna sahiptir. Tuzlu su giderimi oldukça güç bir prosestir, maliyet ve çevresel açıdan sorun teşkil

etmektedir. Bu problemi çözmek amacıyla oluşturulan iyon değiştirme ve biyolojik proseste, yeraltısuyundaki nitrat iyon değiştirme ile sudan uzaklaştırılmakta ve reçinenin yıkanması sonucu çıkan nitrat içerikli yıkama suyu denitrifikasyon ünitesine alınarak nitrat azot gazına çevrilmektedir. Bu ęalıřmada optimum tuz konsantrasyonu, biyolojik faaliyeti yavaşlatmayacak en yüksek ve reçinenin yıkanmasında verimi düşürmeyecek en düşük tuz konsantrasyonu sınırlaması ile belirlenerek proses tasarlanmıştır. Claus ve Kuntzner'in (1985) yaptığı ęalıřmada 20 g NaCl/l ototrofik denitrifikasyona etkisi olmadığı belirtilmiştir. Bu ęalıřmada metanol karbon kaynağı olarak kullanılmıştır. ęalıřma sonucunda yüksek nitrat giderimi elde edilmiş ve kapalı bir sistem olması nedeniyle reçinenin yıkanması için gerekli olan yıkama suyunun geri devredilmesi ile tuz sarfiyatının azaldığı belirlenmiştir. Ayrıca denitrifikasyon ęıkıřının reğineye olması sebebiyle ęıkıřta nitrit sorununun bulunmaması en büyük avantajlarından birisi olarak gösterilmiştir. Denitrifikasyon ęıkıřında biyokütlenin reğine verimini etkilememesi için ara ünite olarak kum filtresi olması gerektiği belirlenmiştir (Hoek ve Klapwizk, 1987; Hoek vd, 1988).

Karbon/azot oranına göre giriş konsantrasyonu 100 mg NO₃/l giderimi sukroz için maksimum 2.5, etanol için 1.08 ve metanol için 1.1 olarak Gomez vd. (2000) tarafından yapılan ęalıřmada belirlenmiştir ve bu ęalıřmada giriş karbon miktarı arttırıldığında nitrat gideriminde ani artışlar meydana gelirken sukroz kullanımı ile nitrit birikimi olduğu belirtilmiştir.

Denitrifikasyon sonrası kalıntıları uzaklaştırmak amacıyla aktif karbon/kum filtresi ile %91 bulanıklık, %77 kimyasal oksijen ihtiyacı (KOİ) ve %91 toplam askıda katı madde giderimi elde edilmiştir. Denitrifikasyon ęıkıřında su iğersindeki organik madde ve mikroorganizma aktif karbona tutulmuş ve aktif karbonun havalandırılmasıyla organik maddelerin oksidasyonu sağlanmış ve kum filtresinde askıda katılar uzaklaştırılarak içme suyu standartlarına uygun kalitede ęıkıř suyu elde edilmiştir (Dahab ve Sirigina, 1994).

Biyolojik denitrifikasyon araştırmalarında ęok farklı arıtma yöntemleri kullanılmaktadır. Bu ęalıřmalarda akışkan yataklı (Green ve diğerleri, 1994a), dönen biyolojik diskler (Mohseni-Bandpi, 1996), membran biyoreaktörler (Delanghe ve

diğerleri, 1994; Wasik, ve diğerleri, 2001), yukarı akışlı biyoreaktörler (Green ve diğerleri, 1994b) kullanılmıştır.

Biyolojik Denitrifikasyonda Sıcaklık ve Akış Hızının Etkisi

Ortam sıcaklığı mikroorganizmanın aktivitesi üzerinde oldukça önemli bir parametredir. Sıcaklığın düşük olması durumunda mikrobiyal aktivite azalırken sıcaklığın 30-40 °C civarında olması mikrobiyal aktivitenin artmasına ve daha kaliteli çıkış suyu elde edilmesini sağlamaktadır.

Çevresel ortam sıcaklığında yapılan çalışmada sıcaklığın 6-10 °C civarına düşmesiyle çıkış nitrat konsantrasyonu ani artış göstermiştir. Gazete kağıdının karbon kaynağı olarak kullanıldığı sistemde 25-32 °C sıcaklıkları arasında 14°C de yapılan çalışmaya göre yaklaşık olarak 3 kat daha fazla denitrifikasyon hızı elde edilmiştir. Bu çalışmada akış hızının denitrifikasyona etkisi incelendiğinde, akış hızının artırılması durumunda nitrat giderme veriminin optimum nitrat giderimine göre %70 azaldığı belirlenmiş ve bu durumun bakteri, enzim veya besinin sistem dışına kaçması nedeniyle olabileceği açıklanmıştır (Vолоkita ve diğerleri, 1996a).

Biyolojik Denitrifikasyonda pH'ın Etkisi

Mikroorganizmaların aktiviteleri pH değişimine göre farklılık göstermektedir. Furumai vd. (1996) nin yaptığı çalışmada sülfür denitrifiyelerini kullanarak pH ve alkalinitinin nitrat giderimine etkisi incelemişlerdir. Bu çalışma sonucunda, bikarbonat konsantrasyonunun 120-150 mg/l arasında nitrat giderme hızının yüksek olmasına rağmen nitrit birikimi olduğu belirlenmiştir. Ancak bikarbonat konsantrasyonu 240-300 mg/l olarak giriş suyu hazırlandığında nitrit birikimi görülmemiştir. pH'ın oldukça etkin parametre olduğu belirlenerek 7.4'ün altında çalışılmaması gerektiği açıklanmıştır.

Biyolojik Denitrifikasyonun Sakıncaları

Son yıllarda yapılan içme suyunda nitrat giderme çalışmalarında genellikle heteretrof prosesler kullanılmıştır. Denitrifiye bakterileri organik maddeye gereksinim duymaktadır. Biyolojik denitrifikasyon ototrof veya heterotrof gerçekleşsin oldukça fazla biyokütle oluşmakta ve çıkış suyunun içme amaçlı kullanılabilmesi için artık karbonun uzaklaştırılması gerekmektedir. Bu amaçla kum filtrasyonu, aktif karbon adsorpsiyonu ve dezenfeksiyon işlemlerine gerek duyulmaktadır (Shirimali ve Singh, 2001). Yapılan çalışmalarda göstermektedir ki uygun olmayan işletme koşullarında nitrit içme suyunda en önemli sorundur.

SONUÇLAR

İçme su kaynaklarının kirlenmesi günümüzün en önemli çevre sorunlarından birisidir. Yeraltı su kaynaklarının nitrat ile kirlenmesi aşırı miktarda nitrat içerikli gübrelerin kullanılması, hayvan atıklarının uygunsuz depolanması, evsel ve endüstriyel atıksuların arıtılmadan veya yetersiz arıtılarak çevresel ortamlara verilmesi sonucu meydana gelmektedir.

Yeraltı su kaynaklarının karbon içeriğinin düşük olması nedeniyle biyolojik denitrifikasyon işleminin gerçekleştirilebilmesi için dışarıdan karbon ilavesi gerekmektedir. Kullanılacak karbonun nitrat giderimi için yeterli konsantrasyonda olması ve reaktör çıkışında artık karbonun kabul edilebilecek seviyelerde bulunması gerekmektedir. Karbon kaynağının niteliği, atıksuyun pH'ı, alkalinitesi, çalışılan sıcaklık ve biyolojik prosesin verimini etkilemektedir. Biyolojik prosesin gerekli koşullarda işletilememesi durumunda insan sağlığı üzerine olumsuz etkisi olan nitrit birikimine neden olmaktadır.

Doğal organik maddelerin (saman, grasilerya (EU-Project) pamuk vd.) karbon kaynağı olarak kullanılması ile nitrat konsantrasyonu kabul edilebilir değerlere ulaşmaktadır. Bu tür maddelerin başlangıçta çözünebilir karbon miktarının fazla olması nitrat giderme verimini artırmakta, ancak daha ileri aşamalarda nitrat giderme verimi düşmektedir. Ayrıca çıkış suyunda renk oluşmaktadır.

Son yıllarda yapılan içme suyunda nitrat giderme çalışmalarında genellikle heteretrof prosesler kullanılmışlardır. Biyolojik denitrifikasyon ototrof veya heterotrof gerçekleşsin oldukça fazla biyokütle oluşmakta ve çıkış suyunun içme amaçlı kullanılabilmesi için artık karbonun uzaklaştırılması gerekmektedir. Bu amaçla kum filtrasyonu, aktif karbon adsorpsiyonu ve dezenfeksiyon işlemlerine gerek duyulmaktadır.

.KAYNAKLAR

1. Biswas, A., K., (1996), Water Resources, McGraw-Hill, ISBN 0-07-005483-5
2. Boley, A., Müller, W-R. and Haider, G., (2000), Biodegradable Polymers as Solid Substrate and Biofilm Carrier for Denitrification in Recirculated Aquaculture Systems, *Aquacultural Engineering* 22, 75-85.
3. Csandy, M. And Straub , I., (1995), Health Damage due to Water Pollution in Hungary, *IAHS Wallingford* 233, 147-152
4. Dahab, M.F. and Sirigina, S., 1994, Nitrate Removal From Water Supplies Using Biodenitrification and Gac-Sand Filter System, *Water Science and Technology*, Vol. 30, No.9, pp. 133-139.
5. Delanghe, B., Nakaruma, F., Myoga, H., Magarat, Y., and Guibal, E., (1994), Drinking Water Denitrification in a Membrane Bioreactor, *Water Science and Technology*, vol. 30, no.6, p 157-160.
6. Eisentraeger, A., Klag, P., Vansbotter, B., Heymann, E., and Dott, W., 2001, Denitrification of Groundwater with Metan as Sole Hydrogen Donor, *Water Research* vol. 35, No. 9, pp 2261-2267.
7. EU Project, (1997), Development of a Simple Technology in Drinking Water Treatment for Nitrate and Pesticide Removal, Contract No EU Project : ERBIC18CT970167
8. Fan, A., M. And Steinberk, V., E., (1996), Health Implication of Nitrate and Nitrite in Drinking Water: an update on methamoglobinemia occurence and reproductive and development toxicity, *Repul. Toxicol. Pharmacol.* 23 part1, 25-43
9. Fetter,C.,W., Contaminant Hydrogeology, Prentice-Hall, Inc., 1993
10. Gomez, M., A., Gonzales-Lopez, J., Hantorie-Garcia, E., (2000), Influnce of Carbon Source on Nitrate Removal of Contaminated Groundwater in a denitrifying Submerged Filter, *Journal of Hazardous Materials*, B80, 69-80.

11. Green, M., Tarre, S., Schnizer, M., Bgodan, B., Armon, R., Shelef, G., (1994a), Groundwater Denitrification Using an Upflow Sludge Blanket Reactor, *Water Research* vol. 28, No. 3, pp 631-637
12. Green, M., Schnizer, M. Tarre, S., , Bogdan, B., Shelef, G., Sorden, C., J., (1994b), Fluidized Bed Reactor Operation for Groundwater Denitrification, *Water Science and Technology*, vol. 29, No. 11, pp 509-515
13. Hoek, J., P. And Klapwizk, A., (1987), Nitrate Removal from Groundwater, *Water Research*, vol. 21, No.8, p.989-997.
14. Hoek, J., P., Ven, P., J., M., and Klapwizk, A., (1988), Combined Ion exchange/ Biological Denitrification for Nitrate Removal from Groun Water Under Different Process Conditions, *Water Research* vol. 22, No. 6, 679-684.
15. Mirvish, S., S., (1991), The Significance for Human Health Nitrate, Nitrite and n-nitroso compounds in Nitrate Contamination: Exposure, Consequences, and Control. *Nato ASI Series*, Vol. 30, 253-266
16. Mohsani-Bandpi, A. and Elliott, D., J., (1996), Nitrat Removal from Grounwater Using an Anoxic –Aerobic Rotating Biological Contactor, *Water Science and Technology*, vol. 34, No.1- 2, pp 323-330.
17. Mohsani-Bandpi, A. and Elliott, D., J., and Memeny-Mazdek, A., 1999, Denitrification of Groundwater Using Acetic Acid as a Carbon Source, *Water Science and Technology*, vol. 40, No. 2, pp 53-59.
18. Rajapakse, J., P., and Scutt, J., E., (1999), Denitrification with Natural Gas and Various New Growth Media, *Water Research*, Vol. 33, No. 18, p, 3723-3734.
19. Rittman, B., E. and Huck, P., M.,(1989), Biological Treatment of Public Water Supplies, *Critical Reviews in Environmetal Control*, 19, p 119-184.
20. Shrimali, M. and Singh, K.,P., (1992), New Methods of Nitrate Removal from Water, *Environmental Pollution*, 112, 351-359.
21. Soares, M., I., M., Abeliovich, A., 1998, Wheat Straw as Substrate for Water

Denitrification, Water Research, Vol 32, No, 12, pp 3790-3794.

22. Stucki, G., Yu, C., W., Baumgartner, T., and Gonzales- Valero, J., F., 1995, Microbial Atrazine Mineralization Under Carbon Limited and Denitrifying Conditions, Water Research, Vol 29, No, 1, pp 379-385.
23. Türkman, A., Aslan, Ş., Özer A., (1999), İçme Suyu Kaynağı Kirlenmesine Bir Örnek, Türkiye'de Çevre Kirlenmesi Öncelikleri Sempozyumu III, Gebze Yüksek Teknoloji Enstitüsü.
24. Volokita, M., Belkin, S., Abeliovich, A., and Soares, M., I., M., (1996a), Biological Denitrification Of Drinking Water Using Newspaper, Water Research, Vol. 30, No.4, pp. 965-971, 1996.
25. Volokita, M., Abeliovich, A., and Soares, M., I., M., (1996b) Denitrification of Groundwater Using Cotton as Energy Source, Water Science and Technology, vol. 34, No. 1-2, pp 379-385.
26. Wasih, E., Bahdziewicz, J., and Blasszczyk, M., (2001), Removal of Nitrate Ions from natural Water Using a Membrane Bioreactor, Separation Purification Technology, 22-23, 383-392.
27. Varela, M., S., Llopis, G., A., and Perez, T., (1995), Impact of Nitrates in Drinking Water on Cancer Mortality in Valencia, Spain, Eur. J., Epidemiol, 11(1), 15-21
28. Yatong, X.,(1996), Volatile Fatty Acids Carbon Source For Biological Denitrification, Journal Of Environmental Sciences, September, Vol. 8, Issue 3, p257,12p.

NITRATE REMOVAL FROM DRINKING WATER USING BIOLOGICAL DENITRIFICATION METHOD

Şükrü ASLAN

Arş. Görevlisi

DEÜ Mühendislik Fakültesi Çevre Bölümü

İZMİR/TÜRKİYE

Abstract

Nitrate contamination of groundwater is becoming a problem in all over the world. In many areas the nitrate concentration in groundwater exceeds the nominal limit of 50 mg NO_3^-/l . Consumption of drinking water contaminated with nitrate may cause infant methemoglobinemia and contributes to cancer formation. Drinking water supplies contaminated by nitrate cannot be used for municipal water supply unless it is treated to reduce nitrate concentration. Process such as ion exchange, reverse osmosis, elektrodialysis, distillation and activated carbon adsorption, have been employed to remove nitrate from drinking water supplies, but these processes are expensive and a brine of difficult management is generated. Nitrate removal can be achieved also by using biological processes such as bionitrification, which is a potentially effective method nitrate and nitrite reduction in water supplies. Heterotrophic denitrifying bacteria require an organic carbon source for respiration and growth. For drinking water denitrification an external carbon source has to be supplied due to the low carbon concentration present. A wide variety of organic compounds have been used. The aim of this study is to compare this carbon source according to the removal efficiencies and advantages-disadvantages for nitrate removal from drinking water.

Keywords : Drinking waters, biological denitrification

