

## BIOLOGINIS AZOTO JUNGINIŲ ŠALINIMAS IŠ NUOTEKŲ ŠALTUOJU LAIKOTARPIU

Skaistė PAULIONYTĖ<sup>1</sup>, Aušra MAŽEIKIENĖ<sup>2</sup>

*Vilniaus Gedimino technikos universitetas, Vilnius, Lietuva*  
*El. paštas: <sup>1</sup>skaiste.paulionyte@stud.vgtu.lt; <sup>2</sup>ausra.mazeikiene@vgtu.lt*

**Santrauka.** Šiandien individualių buitinių nuotekų valymo įrenginių skaičius šalyje vis didėja. Populiarūs biologinio valymo veikliojo dumblo pagrindu veikiantys įrenginiai. Beveik nėra duomenų, kaip iš nuotekų šalinami azoto junginiai, ypač šaltuoju (žiemos) laikotarpiu. Straipsnyje analizuojami mažų buitinių nuotekų biologinio valymo įrenginiu AT-6 pasiekiami pagrindiniai išvalymo rodikliai (pH, temperatūra, SM, BDS<sub>7</sub>, nitratų azoto, nitritų azoto, amonio azoto koncentracijos). Tyrimų laikotarpiu AT-6 tipo įrenginiu išvalytos nuotekos atitiko bendruosius reikalavimus į gamtinę aplinką išleidžiamoms nuotekoms (pagal temperatūrą, kvapą, pH, SM ir BDS, koncentracijas). Nitratų azoto ir nitritų azoto koncentracijos įrenginio ištakyje neviršijo reikalavimų į gamtinę aplinką išleidžiamoms nuotekoms. Amonio azoto koncentracija išvalytose nuotekose visą tyrimo laikotarpį viršijo reikalavimus (5 mg/l) išleidžiant nuotekas į gamtinę aplinką. Reikėtų atlikti daugiau tyrimų šaltuoju metų laikotarpiu rezultatams patvirtinti.

**Reikšminiai žodžiai:** nuotekos, biologinis valymas, nitratų azotas, nitritų azotas, amonio azotas, veiklusis dumblas.

### Įvadas

Vienas iš pagrindinių veiksnių, darančių įtaką gamtinių vandens telkinių būklei, yra tarša organinėmis medžiagomis bei azoto ir fosforo junginiais, patenkančiais į aplinką su nepakankamai išvalytomis buitinėmis nuotekomis (Alonso, Carmago 2006). LR vandens įstatyme ir Nuotekų tvarkymo reglamente nurodyta, kad nuotekos turi būti renkamos ir valomos taikant geriausias prieinamas technologijas, o šalinamos taip, kad aplinkai būtų daroma mažiausia įtaka (Nuotekų tvarkymo reglamentas 2006). Didesnėse (2000 GE) aglomeracijose veikia centralizuotos nuotekų surinkimo sistemos, buitinės nuotekos išvalomos laikantis aplinkosaugos reikalavimų ir išleidžiamos į gamtinius vandens telkinius. Per pastarąjį dešimtmetį Lietuvoje pastebima paviršinio vandens užterštumo mažėjimo tendencija, paaiškinama didėjančiu NVĮ išvalymo efektyvumu, kai dauguma valyklų buvo rekonstruota, įdiegiant pažangesnes technologijas (Upių būklės apžvalga 2012).

Lietuvoje apie 0,8 mln. gyventojų nėra prijungti prie centralizuotų nuotekų surinkimo ir šalinimo tinklų (Kirjanova 2015). Užmiestyje, sodų bendrijose ir kaimuose esančių namų savininkams nuotekų valymas yra aktuali problema. Pasaulyje decentralizuotų nuotekų tvarkymo

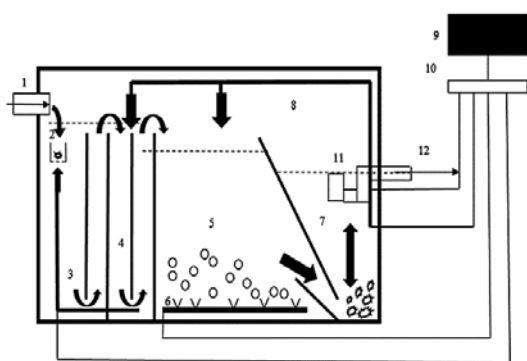
sistemų indėlis į paviršinių ir požeminių vandenų užteršimą yra didžiulis: daugiau kaip pusė taršos biogeninėmis medžiagomis į aplinką patenka būtent iš jų (Oakley *et al.* 2010; Kirjanova 2015). Nuotekų tvarkymo reglamente nurodyta, kad išimtiniais atvejais gali būti taikomos atskiros individualios nuotekų tvarkymo sistemos arba kitokios priemonės, kurios užtikrintų lygiavertį bendrai nuotekų tvarkymo sistemai aplinkos apsaugos lygį (Nuotekų tvarkymo reglamentas 2006). Kaip rodo mokslinės literatūros analizė, maži nuotekų valymo įrenginiai paprastai išvalo nuotekas ne taip efektyviai, kaip didžiosios nuotekų valyklos, nes miesto nuotakyno sistema išlygina ir debito, ir taršos svyravimus (Arundel 2000; Hellstrom, Jonsson 2003; Park *et al.* 2003; Rastas, Hanaeus 2006; Abegglen *et al.* 2008; Wells *et al.* 2009; Oakley *et al.* 2010; Chang *et al.* 2013). Šiuo metu pasaulyje dauguma decentralizuotų NVĮ yra pajėgūs šalinti iš nuotekų skendinčiąsias ir organines medžiagas, tačiau azoto ir fosforo šalinimas užtikrinamas nedaugeliu atvejų (Abegglen *et al.* 2008). Daugelis autorių teigia, kad azoto junginių šalinimas mažuosiuose įrenginiuose nėra efektyvus, dėl aplinkos sąlygų dažnai sutrinka nitrifikacijos procesas (Rastas, Hanaeus 2006; Wells *et al.* 2009; Almstrand *et al.* 2011; Dzakpasu *et al.* 2011).

Šiandien individualių buitinių nuotekų valymo įrenginių skaičius šalyje vis didėja. Populiarūs biologinio valymo veikliojo dumblo pagrindu veikiantys įrenginiai, kurių gamintojai deklaruoja aukštus nuotekų išvalymo rodiklius (August ir Ko 2013; Budreckas 2014). Šių įrenginių veikimo tyrimai parodė, kad jie užtikrina įstatymais reikalaujamą valytų nuotekų kokybę pagal likutinę BDS<sub>7</sub> koncentraciją išvalytose nuotekose (Valeikaitė, Mažeikienė 2015). Tačiau beveik nėra duomenų, kaip iš nuotekų šalinami azoto junginiai, ypač šaltuoju (žiemos) laikotarpiu. Nedaug rasta publikuotų tyrimų apie mikroorganizmų veiklą skirtingais temperatūros režimais (Fdez-Polanco *et al.* 1994). Išleidžiant nuotekas į gamtinę aplinką, reikia įvertinti jų kiekį ir likutines teršalų koncentracijas (Massoud *et al.* 2009). Azoto junginių šalinimas mažaisiais nuotekų valymo įrenginiais Lietuvoje yra nepakankamai ištirtas, todėl tikslinga nustatyti, kokie jų kiekiai patenka į aplinką eksploatuojant įrenginį šaltuoju metų laikotarpiu.

### Tyrimo objektas

Valymo įrenginys AT-6 sukomplektuotas vienoje talpoje, visas nuotekų valymo procesas vyksta vertikalaus srauto labirinte, o deguonies tiekimas tam tikrose zonose valdomas tik orapūte ir erliftais. Valymo įrenginio schema pateikta 1 paveiksle.

Buitinės nuotekos atiteka (1, 1 pav.) į įrenginio anaerobinę kamerą, kurios pradžioje yra nešmenų krepšys su grotomis (2). Anaerobinė kamera (4) yra sudaryta iš 4 sekcijų ir pertvaromis suskirstyta į besileidžiančio ir kylančio srautų skyrius. Dumblo mišinys erliftais (3, 8) išpumpuojamas iš vienos sekcijos į kitą, taip užtikrinama vidinė cirkuliacija neaeruojuamoje kameroje. Toliau valomos nuotekos patenka į aerobinę kamerą (5), kur kartu su veikliuoju dumblu yra aeruojamos vamzdiniu difuzoriumi (6). Oras į įrenginį tiekiamas per paskirstymo sistemą (10) orapūte



1 pav. AT-6 įrenginio technologinė schema (August ir Ko 2013)

Fig. 1. Technological schema of device AT-6 (August ir Ko 2013)

(9), kuri yra vienintelis besisukantis mechanizmas sistemoje ir dirba periodiškai (15 min dirba, 15 min nedirba). Iš aerobinės kameros per angą sienelėje nuotekų ir veikliojo dumblo mišinys teka į antrinį nusodintuvą (7), kur dumbblas atskiriamas nuo išvalytų nuotekų. Nusodintuvo dugne sumontuotas erliftas (8) tiekia veiklųjį dumblą į anaerobinę kamerą (trečiąją jos sekciją) ir į aerobinę (aeruojamąją) kamerą. Antriniame nusodintuve (7) yra sumontuotas srauto reguliatorius (11), kuris užtikrina apsaugą nuo persipylimo ir gali priimti didesnę momentinį vandens kiekį. Jis sulauko vandens ištekėjimo srautą principu 180 litrų per 60 min. Srauto reguliavimo ištekėjimo anga yra su apsauginiu sielteliu. Iš įrenginio išvalytos nuotekos išteka išleidimo arba nuotakos vamzdžiu (12).

Tiriamasis įrenginys AT-6 yra Vilniaus mieste (sodų bendrijoje) šalia gyvenamojo namo, jį keletą metų eksploatuoja 4 asmenų šeima. Buitinių nuotekų vidutinis dienos srautas yra 0,54 m<sup>3</sup>/d, vidutinė paros apkrova organiniais teršalais – 0,24 kg/d. Išvalytos nuotekos išleidžiamos į infiltracinį šulinį. Sklypo, kuriame yra tiriamasis įrenginys, vyraujantis gruntas – priemėlis ir smėlis.

Tyrimų objektu pasirinktas įrenginio aerobinėje kameroje esantis veiklusis dumblas ir išvalytų nuotekų mėginiai.

### Tyrimų metodika

Tyrimai atlikti šaltuoju laikotarpiu, nuo 2015 m. lapkričio pradžios iki 2016 m. kovo pradžios (4 mėn. laikotarpis). Išvalytų nuotekų mėginiai (po 0,5–1,0 l) buvo imami iš AT-6 tipo įrenginio nusodintuvo ištekėjimo vamzdžio vieną kartą per savaitę tuo pačiu paros laiku (apie 6 val. 30 min.), vietoje buvo matuojama jų temperatūra ir kvapas. Kiti rodikliai: BDS<sub>7</sub> (biocheminis deguonies suvartojimas), ištirpęs deguonis (O<sub>2</sub>), pH, SM (skendinčiųjų medžiagų koncentracija), nitratų azoto (NO<sub>3</sub>-N), nitritų azoto (NO<sub>2</sub>-N) ir amonio azoto (NH<sub>4</sub>-N) koncentracijos buvo nustatomos VGTU Vandentvarkos inžinerijos katedros laboratorijoje ir UAB „Grinda“ Ekologinės priežiūros laboratorijoje. Matavimai atlikti metrologiškai patikrintais matuokliais.

Nuotekų temperatūra ir ištirpęs deguonis (O<sub>2</sub>) įvertinti matuokliu *SevenGo pro SG6* (Mettler Toledo, Šveicarija). pH nustatytas potenciometriškai (LST EN ISO 10523:2012), matuojant mikroprocesoriumi *pH 211* (Hanna Instruments Inc.), matavimų kokybės kontrolei naudoti *Hamilton* (Šveicarija) sertifikuoti etaloniniai buferiniai tirpalai *pH 7,00±0,01* ir *pH 9,21±0,02*. Skendinčiųjų medžiagų koncentracija įvertinta gravimetriniu metodu, nuotekas košiant pro stiklo pluošto koštuvą (LAND 46–2007), sverta KERN (Vokietija) *ABJ 220–4M* tipo elektroninėmis laboratorinėmis svarstyklėmis. Biocheminis deguonies

suvartojimas skiestose nuotekose nustatytas elektrometri- niu metodu, matuojant WTW gamybos oksimetru *ino Lab OXI – 730* pagal metodiką, patvirtintą LAND 47–1:2007. Amonio azotas nustatytas spektrofotometriškai pagal LAND 38–2000. Kiti azoto junginiai testuoti *Spectroquant* testais. Analizių koncentracijos tikslintos spektrometriškai: nitritų azotas įvertintas molekulinės absorbcijos metodu (LST EN 26777:1999), nitratų azotas – sulfosalicilo rūgštimi (LST ISO 7890–3:1998). Matavimai atlikti *Genesys 10 UV-Vis* spektrofotometru (Thermo Fisher Scientific, JAV).

Kiekvienas mėginys buvo tiriamas tris kartus ir pateikiamos vidutinės rezultatų reikšmės. Veikliojo dumblo mėginiai (1–2 litrai) buvo semiami iš įrenginio aerobinės kameros ir vežami iširti į VGTU Vandentvarkos inžinerijos katedros laboratoriją. Per 30 min. atvežtas veiklusis dumblas buvo tuoj pat tiriamas mikroskopu MOTIC B1 su achromatiniais objektyvais. Buvo vertinamas veikliojo dumblo indeksas, koncentracija ir mikroorganizmų kompozicija.

Veikliojo dumblo biologinis vertinimas (Eikelboom 2000) buvo vykdomas pagal pagrindines keturias sritis: dribsnio morfologija, siūliniai mikroorganizmai, pirmuonys/ smulkūs daugialąsčiai, kitos charakteristikos.

## Rezultatai ir analizė

2015 m. lapkričio–2016 m. vasario mėnesiais Vilniuje oro temperatūra svyravo nuo  $-23\text{ }^{\circ}\text{C}$  iki  $+7\text{ }^{\circ}\text{C}$ . Lapkričio mėnesio vidutinė oro temperatūra siekė  $3,1\text{--}6,7\text{ }^{\circ}\text{C}$ , trečiąją dešimtadienį Vilniaus rajone ji nukrito iki  $-(3\text{--}8)\text{ }^{\circ}\text{C}$ . Gruodžio mėnesio vidutinė oro temperatūra Lietuvoje buvo  $5,1\text{ }^{\circ}\text{C}$  aukštesnė negu standartinė klimato norma. Sausio mėnesio vidutinė oro temperatūra Lietuvoje buvo  $3,6\text{ }^{\circ}\text{C}$  žemesnė negu klimato norma, Vilniuje ji buvo nepastovi ir du kartus nukrito žemiau  $-20\text{ }^{\circ}\text{C}$ . Įrenginio aeracinėje kameroje nuotekų bei veikliojo dumblo mišinio temperatūra kito nuo 8 iki  $13\text{ }^{\circ}\text{C}$ . Temperatūrą palaikė periodiškai difuzoriumi tiekiamas oras ir aktyvi mikroorganizmų veikla, nes vyko egzoterminės reakcijos (Eikelboom 2000). Buitinės nuotekos tekėjo iš gyvenamojo namo tiesiai į įrenginį, todėl jos nespėdavo per daug atvėsti. Atliekant eksperimentą tirti (18 savaičių) buitinių nuotekų išvalymo rodikliai pateikti 1 lentelėje.

Pastebėta, kad visą tyrimo laikotarpį išvalytos nuotekos buvo šviesiai gelsvos spalvos ir turėjo specifinį kvapą, kurio intensyvumo balai svyravo nuo 1 iki 2. Bendruosiuose reikalavimuose į gamtinę aplinką išleidžiamoms nuotekoms (Nuotekų tvarkymo reglamentas 2006) numatyta, kad nuotekų, praskiestų 3 kartus, kvapas negali būti stipresnis kaip 2 balai (2 lentelė).

1 lentelė. Teršalų koncentracijos išvalylose nuotekose (mg/l), temperatūra ( $^{\circ}\text{C}$ ) ir pH

Table 1. Concentrations of contaminants after treatment (mg / l), temperature ( $^{\circ}\text{C}$ ) and pH

Rodiklis	SM	pH	T	BDS <sub>7</sub>	NH <sub>4</sub> -N	NO <sub>3</sub> -N	NO <sub>2</sub> -N
Min.	2,5	7,4	5	4,76	5,5	0,05	0,07
Vid.	9,5	7,7	12	8,98	32,9	0,36	0,1
Maks.	5,0	7,9	13	18,0	51,5	0,56	0,11
Standartinis nuokrypis	1,43	1,6	2	1,4	4,8	0,2	0,05
Imties reikšmių skaičius	18	18	18	18	18	18	18

2 lentelė. Bendrieji reikalavimai į gamtinę aplinką išleidžiamoms nuotekoms (Nuotekų tvarkymo reglamentas 2006)

Table 2. General requirements for the effluents in to natural environment (Nuotekų tvarkymo reglamentas 2006)

Parametras	Matavimo vienetas	Ribinė vertė
Maksimali temperatūra	$^{\circ}\text{C}$	ne didesnė kaip 30
pH		6,5–8,5
Mineralizacija	g/l	ne didesnė kaip 2
Nuotekų, praskiestų 3 kartus, kvapas negali būti stipresnis kaip	balai	2
Nuotekų, praskiestų 3 kartus, skaidrumas negali būti mažesnis kaip	cm	20
Nuotekos negali būti toksiškos		

Nustatyta, kad tiriamos neskiestos nuotekos pagal kvapą atitiko reikalavimus, jų kvapas buvo 3 kartus silpnesnis nei nurodyta ribinė vertė. Iš 1 ir 2 lentelių matyti, kad išvalytų nuotekų temperatūra ir pH taip pat atitiko reikalavimus į gamtinę aplinką išleidžiamoms nuotekoms. Visą tyrimo laikotarpį išvalylose nuotekose likdavo nedidelės SM ir BDS<sub>7</sub> koncentracijos, kurios buvo panašios į deklaruojamas gamintojų (3 lentelė) ir parodė efektyvų nuotekų valymą pagal šiuos rodiklius.

3 lentelė. Buitinių nuotekų užterštumas ir išvalymo (mg/l) rodikliai (August ir Ko 2013; Budreckas 2014)

Table 3. Domestic wastewater pollution and treatment (mg / l) indicators (August if Ko 2013; Budreckas 2014)

Rodiklis	SM	ChDS	BDS <sub>7</sub>	N <sub>b</sub>	NH <sub>4</sub> -N	P <sub>b</sub>
Nevalytos nuotekos	431	800	372	82,4	40	9
Išvalytos nuotekos	25,9	95,2	10,4	31,6	1,3	4,4
Išvalymo efektyvumas, %	94,0	88,1	97,2	61,7	96,7	47,4

Iš 3 lentelės matyti, kad amonio azotas ( $\text{NH}_4\text{-N}$ ) turėtų būti efektyviai šalinamas iš nuotekų ir jo likutinė koncentracija turėtų būti apie 1,3 mg/l. Ankstesni vasarą atlikti tyrimai parodė nedideles (0,1–0,8 mg/l) amonio azoto koncentracijas išvalytose nuotekose (Valeikaitė, Mažeikienė 2015). Šaltuoju metų laikotarpiu amonio azoto šalinimas iš nuotekų pablogėjo (1 lentelė, 2 paveikslas).  $\text{NH}_4\text{-N}$  koncentracija išvalytose nuotekose visą tyrimo laikotarpį viršijo (5 mg/l) į gamtinę aplinką išleidžiamų nuotekų reikalavimus, kurie yra Nuotekų tvarkymo reglamento 2 priede pateiktoje lentelėje B2 sąraše. Ketvirtą tyrimo savaitę (gruodžio mėn.) buvo pastebėta, kad 1 įrenginio erliffas užsikisio ir dėl to sutriko deguonies tiekimas į aeracinę kamerą. Aptikus gedimą, išmatuota vandenyje ištirpusio deguonies koncentracija buvo 1,8 mg/l. Gedimą pašalinus, nitrifikacija šiame įrenginyje vis tiek vyko neefektyviai. Didesnės  $\text{NH}_4\text{-N}$  koncentracijos aptiktos 6 ir 9 tyrimų savaitę (sausio mėnesį), kai lauke buvo žemiausia temperatūra (–23 ir –17 °C).

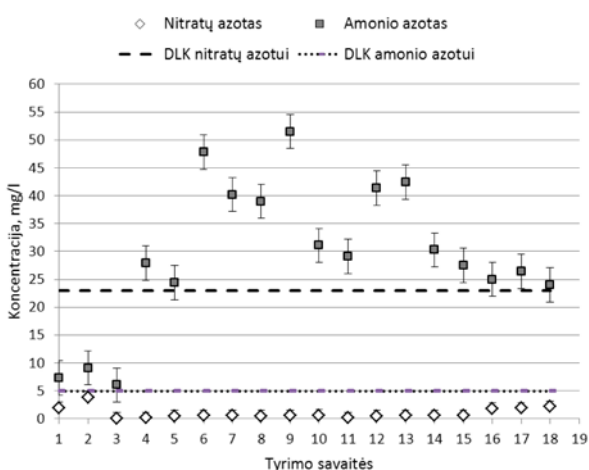
Nitratų azoto koncentracijos, priešingai, neviršijo reikalavimų į gamtinę aplinką išleidžiamoms nuotekoms (23 mg/l) ir vidutiniškai sudarė 0,36 mg/l. Nitritų azoto ( $\text{NO}_2\text{-N}$ ) koncentracijos visą tyrimo laikotarpį buvo labai mažos (~0,1 mg/l). Tirtuose mėginiuose išmatuotos nitratų azoto koncentracijos buvo mažesnės nei pasiekiamos didelėse centralizuotose nuotekų valyklose. Palyginus pasiektus rezultatus su mokslinėje literatūroje pateiktais mažųjų įrenginių darbo rezultatais (Abegglen *et al.* 2008), nitratų azoto mūsų tyrimo atveju liko 4,5 karto mažiau, nei naudojant membraninį bioreaktorių. Iš to, kad nuotekose likdavo mažos nitratų azoto bei nitritų azoto koncentracijos dar negalima teigti, kad nitrifikacija nevyko. Šių azoto junginių išvalytose nuotekose galėjo nelikti dėl vykstančio

denitrifikacijos proceso. Amonio/amoniako biologinis skaidymas gali vykti formuojantis nitratams ar nesiformuojant. Tam tikros autotrofinės nitrifikuojančios bakterijos oksiduoja amoniaką (t. y. yra elektronų donoras) į nitritus, kurie yra pakartotinai redukuojami per denitrifikaciją į azoto oksidą ir molekulinį azotą (Wrage *et al.* 2001). Panašų procesą atlieka bakterijos, vykdančios anaerobinį amonio oksidacijos procesą (Strous, Jetten 2004). Optimali temperatūra denitrifikacijai yra nuo 25 iki 35 °C, bet denitrifikacijos procesas normaliai vyks ir esant 2–50 °C (Brady, Weil 2002) ten, kur bakterijos išsivystė mokėdamos susidoroti su specifinėmis aplinkos sąlygomis.

Azoto junginių šalinimo iš nuotekų procesuose (nitrifikacija ir denitrifikacija) dalyvauja skirtingi mikroorganizmai ir jų veiklai optimalios sąlygos skiriasi (4 lentelė).

4 lentelė. Nitrifikacijos ir denitrifikacijos procesų veiksniai  
Table 4. Factors of processes of nitrification and denitrification

Rodikliai	Nitrifikacijos procesas		Denitrifikacijos procesas
	I stadija	II stadija	
Bakterijos	Nitrozo-bakterijos:	Nitro-bakterijos:	Heterotrofinės:
Bakterijų gentys	<i>Nitrosomonas</i> , <i>Nitrosospira</i> , <i>Nitrosococcus</i> , <i>Nitrosolobus</i>	<i>Nitrobacter</i> , <i>Nitrospira</i> , <i>Nitrococcus</i>	<i>Pseudomonas</i> , <i>Spirillum</i> , <i>Tiobacillus</i> , <i>Bacillus</i> , <i>Alcaligenes</i> ir kt.
Bakterijų vykdomos reakcijos produktas	Nitritai ( $\text{NO}_2^-$ )	Nitratai ( $\text{NO}_3^-$ )	$\text{N}_2$ (dažniausiai), $\text{N}_2\text{O}$ (kai pH<7)
Bakterijų augimo greitis	Auga lėtai (generacijos laikas: 10–24 val.)		Auga greitai
Ištirpusio deguonies konc.	≥0,5 mg/l	≥1,7 mg/l	Procesą slopina
$\text{NH}_4^+$ konc.	Procesą palaiko	Procesą slopina	–
$\text{NO}_2^-$ konc.	Procesą slopina	Procesą palaiko	–
$\text{NO}_3^-$ konc.	Procesą slopina	Procesą slopina	Procesą palaiko
pH	≥6		7,0–8,0
Organinės medžiagos	Procesą slopina		Turi būti (acto rūgštis, citrinų rūgštis, metanolio)
Toksiškos medžiagos (cianidas, tiokarbamidas, senolis, krezolis, anilinas, sunkieji metalai)	Bakterijos ypač jautrios, jų veikla stipriai slopinama		Mažiau jautrios nei nitrifikuojančios bakterijos



2 pav. Teršalų koncentracijos išvalytose nuotekose

Fig. 2. Concentrations of pollutants in the treated sewage

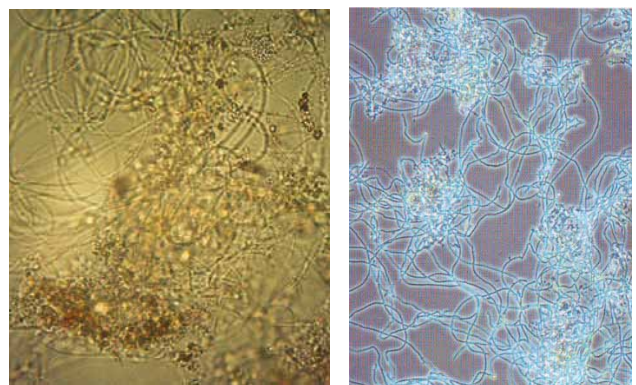
Mokslinėje literatūroje teigiama, kad nitrifikuojančios bakterijos (*Nitrosomonas*, *Nitrosospira*, *Nitrobacter*, *Nitrococcus*), kurios yra autotrofinės, anglį gauna iš CO<sub>2</sub>. Kartais bioreaktoriuose oras pučiamas taip intensyviai, kad aplinkoje ima trūkti CO<sub>2</sub> dėl degazavimo, todėl nitrifikuojančios bakterijos nebesidaugina (Tarre, Green 2004). Kitas nitrifikuojančias bakterijas veikiantis parametras – aplinkos pH. Optimali jo vertė *Nitrosomonas*, *Nitrobacter* bakterijoms yra 7,5–8,5. Šiam rodikliui nukritus iki 6,5, nitrifikacijos procesas nebevyksta. Be to, nitrifikacija vyksta intensyviau, kai vandens aplinkoje yra žemas BDS. Šią priklausomybę galima paaiškinti tuo, kad esant didelei organinių medžiagų koncentracijai intensyviau vystosi heterotrofinės bakterijos, naudojančios deguonį, kurio gali pritrūkti nitrifikatoriams (Eikelboom 2000; Bražėnaitė 2014). Žinoma, kad nitrifikaciją stipriai slopina šie chemikalai: cianidas, tiokarbamidas, fenolis, krezolis, anilinas, sunkieji metalai.

Toksinų poveikis nebuvo tiriamas, tačiau dėl buityje vartojamų valiklių, ploviklių (naudota įprastinė miesto gyventojų buitinė chemija) jie galėjo daryti neigiamą įtaką. Autotrofinių nitrifikuojančių bakterijų augimo tempas yra lėtesnis negu heterotrofinių bakterijų, atsakingų už organinių teršalų šalinimą, todėl aplinkoje, kurioje yra didelės deguonies, amonio ir organinių medžiagų koncentracijos, nitrifikuojančios bakterijos pralaimi kovą su heterotrofais (Bražėnaitė 2014). Kaip teigiama mokslinėje literatūroje, siekiant užtikrinti stabilią nitrifikaciją, temperatūra turi nekisti arba kisti nežymiai, dumblo amžius turi būti ne mažesnis kaip 7 paros, vandenyje turi būti pakankamai ištirpusio deguonies (≥2 mg/l) (Ali, Gupta 2013; Bražėnaitė 2014). Tyrimo laikotarpiu dumblo amžius sistemoje buvo >30 parų (veiklusis dumblas išsiurbtas iš įrenginio rugsėjo pradžioje). Aerobinėje kameroje vandenyje ištirpusio deguonies koncentracija buvo 2–3 mg/l (išskyrus rezultata 4 tyrimo savaitę, kai ši koncentracija buvo sumažėjusi iki 1,8 mg/l), vidutinė nuotekų išbuvimo trukmė įrenginyje – 24 valandos. Gali būti, kad sausio mėnesio šalčiai neigiamai veikė nitrifikacijos procesą. Mokslinėje literatūroje teigiama, kad *Nitrifying* bakterijos yra ypač jautrios temperatūros pokyčiams ir žema temperatūra stabdo nitrifikacijos procesą (Maunoir *et al.* 2007; Almstrand *et al.* 2011). Teigiama, kad, temperatūrai nukritus žemiau 8 °C, pastebėtas mažesnis nitrifikacijos greitis (Sajuni *et al.* 2010). Palyginus su kitais mažaisiais įrenginiais, gautas vidutinis amonio azoto likutis išvalytose nuotekose. Pavyzdžiui, septikų ištakiuose amonio azoto likdavo 26,6 mg/L, kai nuotekų išbuvimo trukmė juose buvo taip pat 24 h (Nasr, Mikhaeil 2013). Valant nuotekas UASB-septikuose, azoto ir fosforo junginiai nebuvo šalinami iš nuotekų, keitėsi tik šių junginių formos (Al-Jamal, Mahmoud 2009).

Kita prielaida – sutrikus įrenginio darbui žiemos laikotarpiu buvo pažeista ekologinė veikliojo dumblo organizmų pusiausvyra, nitrifikuojančias bakterijas „išstūmė“ kitos bakterijų rūšys. Nitrifikuojančios bakterijos, palyginti su kitomis bakterijų rūšimis, ilgiau auga, yra jautresnės (Eikelboom 2000; Bražėnaitė 2014). Jų biomasei užaugti ir adaptuotis pasikeitusiomis sąlygomis neužtenka keleto mėnesių. Nuotekų valymo procesas mažuosiuose įrenginiuose nėra toks stabilus, kaip didžiuosiuose, kur pasiekta veikliojo dumblo masės priaugimo ir šalinimo dinaminė pusiausvyra. Mažuosiuose įrenginiuose apie 6 mėnesius nuolat auga mikroorganizmų biomasė, keičiasi jos koncentracija, apkrova teršalais (Daude, Stephenson 2003; Engin, Demir 2006; Perez-Uz *et al.* 2010). Pašalinus perteklinį veiklųjį dumblą, įvyksta staigūs aplinkos sąlygų pokyčiai, prie kurių mikroorganizmams vėl reikia priprasti (Yannakopoulou 2010).

Tyrimo laikotarpiu veikliojo dumblo koncentracija aeracinėje kameroje kito nuo 2,5 gVDSM/l iki 5,3 g VDSM/l, dumblo indeksas didėjo nuo 100 ml/g iki 300 ml/g. Imant mėginius dumblo išnešimo iš antrinio nusodintuvo nepastebėta, nors veikliajame dumble buvo daug siūlinių mikroorganizmų, kurie paprastai sukelia dumblo išbrinkimą (3 pav.).

Mokslinėje literatūroje teigiama, kad siūlinių mikroorganizmų indeksas geros kokybės veikliajam dumblui būtų FI = 2 arba FI = 3 (Eikelboom 2000). Tai leistų veikliajam dumblui greitai atsiskirti nuo išvalytų nuotekų ir nusėsti. Kaip matyti iš būdingojo vaizdo 1 nuotraukoje (3 pav.), indekso vertė tyrimų laikotarpiu buvo per didelė (FI = 5). Veikliojo dumblo dribsniai, kurie rudenį buvo stambūs ir tvirti, žiemą sumažėjo. Veikliajame dumble sumažėjo pirmuonių ir smulkiųjų daugialąsčių, kurie laikomi gerai veikiančio dumblo biologiniais indikatoriais (Bražėnaitė 2014). Įvertinus įrenginio veiklųjį dumblą



3 pav. Siūliniai organizmai: 1 – būdingasis vaizdas mėginiuose; 2 – pavyzdys literatūros šaltinyje FI = 5 (Eikelboom 2000)  
Fig. 3. Filamentous organisms: 1. – typical picture in samples, 2. – example from source of literature FI = 5 (Eikelboom 2000)



pagal jo organizmų kompoziciją, nuspręsta, kad jis yra vidutinės kokybės.

Palyginus su kitais mažaisiais įrenginiais, bendri AT-6 įrenginio pasiekiami rezultatai šaltuoju laikotarpiu yra geri. Pavyzdžiui, daugelis individualių sistemų Belgijoje veikia prastai: 52 % jų neatitinka reikalavimų išvalytoms nuotekoms pagal BDS, ChDS, SM likutį (Moelants *et al.* 2008).

AT-6 tipo įrenginiu išvalytos nuotekos atitiko bendruosius reikalavimus į gamtinę aplinką išleidžiamoms nuotekoms (pagal temperatūrą, kvapą, mineralizaciją, pH). Juo išvalytas nuotekas galima pakartotinai panaudoti: pavyzdžiui, laistyti žolynus, dekoratyvinius augalus. Kadangi dumblas įrenginiuose yra stabilizuotas, neskleidžia blogo kvapo, jis gali būti laistomas ir džiovinamas netoli namų, kaip siūlo Šveicarijos mokslininkai (Abegglen *et al.* 2008). Žiemą eksploatuojant tokius įrenginius, nepasiekiami gamintojų deklaruojami rezultatai pagal likutines amonio azoto koncentracijas. Šioje srityje reikėtų atlikti daugiau tyrimų ir galbūt pasiūlyti papildomą nuotekų filtravimą per filtrus, kurie būtų įrengti prieš vandens (išvalytų nuotekų) priimtuvus.

## Išvados

1. Tyrimų laikotarpiu AT-6 tipo įrenginiu išvalytos nuotekos atitiko bendruosius reikalavimus į gamtinę aplinką išleidžiamoms nuotekoms (pagal temperatūrą, kvapą, mineralizaciją, pH, SM ir BDS<sub>7</sub> koncentracijas).
2. Nitratų azoto (NO<sub>3</sub>-N) koncentracijos įrenginio ištakyje neviršijo reikalavimų į gamtinę aplinką išleidžiamoms nuotekoms (23 mg/l) ir vidutiniškai sudarė 0,36 mg/l.
3. Nitritų azoto (NO<sub>2</sub>-N) koncentracijos visą tyrimo laikotarpį buvo labai mažos (~0,1 mg/l).
4. NH<sub>4</sub>-N koncentracija išvalytose nuotekose visą tyrimo laikotarpį viršijo reikalavimus (5 mg/l) išleidžiant nuotekas į gamtinę aplinką. Reikėtų atlikti daugiau tyrimų šaltuoju metų laikotarpiu rezultatams patvirtinti.
5. Veikliojo dumblo kokybė tyrimų laikotarpiu buvo tik vidutinė, nitrifikacijos procesą neigiamai veikė žema oro temperatūra.

## Literatūra

Abegglen, C.; Ospelt, M.; Siegrist, H. 2008. Biological nutrient removal in a small-scale MBR treating household wastewater, *Water Research* 42: 338–346. <http://dx.doi.org/10.1016/j.watres.2007.07.020>

Al-Jamal, W.; Mahmoud, N. 2009. Community onsite treatment of cold strong sewage in a UASB-septic tank, *Bioresource Technology* 100: 1061–1068. <http://dx.doi.org/10.1016/j.biortech.2008.07.050>

Almstrand, R.; Lydmark, P.; Sörensson, F.; Hermansson, M. 2011. Nitrification potential and population dynamic of nitrifying bacterial biofilms in response to controlled shifts of ammonium concentrations in wastewater trickling filters, *Bioresource Technology* 102(17): 7685–7691. <http://dx.doi.org/10.1016/j.biortech.2011.05.066>

Alonso, Á.; Camargo, J. 2006. Ecological and toxicological effects of inorganic nitrogen pollution in aquatic ecosystems: a global assessment, *Environment International* 32(6): 831–849. <http://dx.doi.org/10.1016/j.envint.2006.05.002>

Arundel, J. 2000. *Sewage and industrial effluent treatment*. 2nd ed. UK: Blackwell Science Ltd. 270 p.

August ir Ko [interaktyvus]. 2013 [žiūrėta 2015 m. sausio 10 d.]. Prieiga per internetą: <http://www.august.lt/lt/produktai/biologiniai-nuoteku-valymo-irenginiai/mazi-nvi-at6-at50>

Brady, N. C.; Weil, R. R. 2002. *The nature and properties of soils*. 13<sup>th</sup> ed. New Jersey, USA: Prentice-Hall Inc. 960 p.

Bražėnaitė, J. 2014. *Veikliojo dumblo biologija ir mikroskopinė analizė: eukariotinių mikoroorganizmų, rastų Lietuvos nuotekų valyklose, atlasas*. Vilniaus universiteto leidykla. 176 p.

Budreckas, A. 2014. Aplenkusios laiką Lietuviškos „August ir Ko“ biologinių nuotekų valymo įrenginių technologijos, *Vandentvarka: Lietuvos vandens asociacijos informacinis leidinys*. Nr. 45. 16 p.

Chang, J.; Wu, S.; Dai, Y.; Liang, W.; Wu, Z. 2013. Nitrogen removal from nitrate-laden wastewater by integrated vertical-flow constructed wetland systems, *Ecological Engineering* 58: 192–201. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoleng.2013.06.039>

Daude, D.; Stephenson, T. 2003. Cost-effective treatment solutions for rural areas: design and operation of a new package treatment plant for single households, *Water Science and Technology* 48(11–12): 107–114.

Dzakpasu, M.; Harrington, R.; Hofmann, O.; Jordan, S. N.; McCarthy, V.; Scholz, M. 2011. Nitrogen Removal in Integrated Constructed Wetland Treating Domestic Wastewater, *Journal of Environmental Science and Health* 46(7): 745–750.

Eikelboom, D. H. 2000. *Process control of activated sludge plants by microscopic investigation*. Plymouth, UK: Latimer Trend & Co Ltd. 156 p.

Engin, G. O.; Demir, I. 2006. Cost analysis of alternative methods for wastewater handling in small communities, *Journal of Environmental Management* 79: 357–363. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jenvman.2005.07.011>

Fdez-Polanco, F.; Villaverde, S.; Garcia, P. A. 1994. Temperature effect on nitrifying bacteria activity in biofilters, *Water Science and Technology* 30(11): 121–130.

Gupta, V. K.; Ali, I. 2013. Wastewater treatment by biological methods, in V. K. Gupta, I. Ali. *Environmental water: advances in treatment, remediation and recycling*. Elsevier, 179–204.

Hellstrom, D.; Jonsson, L. 2003. Evaluation of small wastewater treatment systems, *Water Science and Technology* 48(11–12): 61–68.

Kapagiannidis, A. G.; Zafiriadis, I.; Aivasidis, A. 2011. Biotechnological methods for nutrient removal from waste-

- water with emphasis on the denitrifying phosphorus removal process, *Module in Earth Systems and Environmental Sciences, from Comprehensive Biotechnology (Second Edition)* 6: 341–351.
- Kirjanova, A. 2015. *Buitinių nuotekų individualaus valymo technologijos tyrimai ir sukūrimas: daktaro disertacija*. Vilniaus Gedimino Technikos Universitetas, Vilnius, Lietuva. 165 p.
- LAND 21–01. *Aplinkosauginės buitinių nuotekų filtravimo įrenginių įrengimo gamtinėmis sąlygomis taisyklės*. 10 p.
- LST EN ISO 10523:2012. *Vandens kokybė. pH nustatymas*.
- LST EN 26777:1999. *Vandens kokybė. Nitrito kiekio nustatymas. Molekulinės absorbcijos spektrometrinis metodas*.
- LST ISO 7890–3:1998. *Vandens kokybė. Nitratų kiekio nustatymas. 3 dalis. Spektrometrinis metodas, vartojant sulfosalicilo rūgštį*.
- Massoud, M. A.; Tarhini, A.; Nasr, J. A. 2009. Decentralized approaches to wastewater treatment and management: applicability in developing countries, *Journal of Environmental Management* 90: 652–659. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jenvman.2008.07.001>
- Maunoir, S.; Philip, H.; Rambaud, A. 2007. Small wastewater treatment plants in mountain areas: combination of septic tank and biological filter, *Water Science and Technology* 56(10): 65–71. <http://dx.doi.org/10.2166/wst.2007.731>
- Moelants, N.; Janssen, G.; Smets, I.; Van Impe, J. 2008. Field performance assessment of onsite individual wastewater treatment systems, *Water Science & Technology* 58(1): 1–6. <http://dx.doi.org/10.2166/wst.2008.325>
- Nasr, F. A.; Mikhaeil, B. 2015. Treatment of domestic wastewater using modified septic tank, *Desalination and Water Treatment* 56: 2073–2081. <http://dx.doi.org/10.1080/19443994.2014.961174>
- Nuotekų tvarkymo reglamentas*. 2006. Nr. D1–236. Vilnius.
- Oakley, S. M.; Gold, A. J.; Oczkowski, A. J. 2010. Nitrogen control through decentralized wastewater treatment: process performance and alternative management strategies, *Ecological Engineering* 36: 1520–1531. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoleng.2010.04.030>
- Park, H.-D.; Wells, G. F.; Bae, H.; Criddle, C. S.; Francis, C. A. 2006. Occurrence of ammonia-oxidizing archaea in wastewater treatment plant bioreactors, *Applied and Environmental Microbiology* 72(8): 5643–5647. <http://dx.doi.org/10.1128/AEM.00402-06>
- Park, S.-M.; Jun H.-B.; Hong S.-P.; Kwon, J.-C. 2003. Small sewage treatment systems with an anaerobic-anoxic-aerobic combined biofilter, *Water Science and Technology* 48(11–12): 213–220.
- Perez-Uz, B., et al. 2010. Assessment of plausible bioindicators for plant performance in advanced WW treatment systems, *Water Resource* 44: 5059–5069.
- Rastas, A. L.; Hanaeus, J. 2006. Nutrient recovery in a small scale wastewater treatment plant in cold climate, *Vatten* 62: 355–368.
- Sajuni, N. R.; Ahmad, A. L.; Vadivelu, V. M. 2010. Effect of filter media characteristics, pH and temperature on the ammonia removal in the wastewater, *Journal of Applied Sciences* 10(12): 1146–1150. <http://dx.doi.org/10.3923/jas.2010.1146.1150>
- Strous, M.; Jetten, M. S. 2004. Anaerobic oxidation of methane and ammonium, *Annual Review of Microbiology* 58: 99–117. <http://dx.doi.org/10.1146/annurev.micro.58.030603.123605>
- Tarre, S.; Green, M. 2004. High-Rate Nitrification at Low pH in Suspended- and Attached-Biomass Reactors, *Applied and Environmental Microbiology* 70(11): 6481–6487. <http://dx.doi.org/10.1128/AEM.70.11.6481-6487.2004>
- Upių būklės apžvalga* [interaktyvus]. 2012. Aplinkos apsaugos agentūra, Vilnius [žiūrėta 2016 m. kovo 30 d.]. Prieiga per internetą: <http://vanduo.gamta.lt/files/2012%20m.%20upi%C5%B3%20b%C5%ABkl%C4%97s%20ap%C5%BE-valga.doc>
- Valeikaitė, E.; Mažeikienė, A. 2015. Mažo buitinių nuotekų valymo įrenginio darbo tyrimai, *Mokslas – Lietuvos ateitis* 4: 449–454. <http://dx.doi.org/10.3846/mla.2015.833>
- Wells, G. F.; Park H.-D.; Yeung, C.-H.; Eggleston, B.; Francis, C. A.; Criddle, C. S. 2009. Ammonia-oxidizing communities in a highly aerated full-scale activated sludge bioreactor: betaproteobacterial dynamics and low relative abundance of Crenarchaea, *Environmental Microbiology* 11(9): 2310–2328. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1462-2920.2009.01958.x>
- Wrage, N.; Velthof, G. L.; van Beusichem, M. L.; Oenema, O. 2001. Role of nitrifier denitrification in the production of nitrous oxide, *Soil Biology and Biochemistry* 33: 1723–1732. [http://dx.doi.org/10.1016/S0038-0717\(01\)00096-7](http://dx.doi.org/10.1016/S0038-0717(01)00096-7)
- Yannakopoulou, T. V. 2010. An ecosystem analysis of the activated sludge microbial community, *Journal of Environmental Science and Health* 45: 587–602. <http://dx.doi.org/10.1080/10934521003595605>

## BIOLOGICAL NITROGEN REMOVAL FROM WASTEWATER IN COLD PERIOD

S. Paulionytė, A. Mažeikienė

### Abstract

Today the number of individual wastewater treatment plants in the country is increasing. Popular are biological treatment, activated sludge-based operating units. There are almost no data on how the wastewater disposed of nitrogen compounds, especially in the cold (winter) period. The article analyzes the small domestic wastewater treatment plant AT-6 available in the main clean-up indicators (pH, T, SS, BOD<sub>7</sub>, nitrate nitrogen, nitrite nitrogen, ammonia nitrogen concentrations). The investigation period as the AT-6 type device treated wastewater in line with the general requirements of the natural environment, effluents (depending on the temperature, odor, pH, and SS, BOD<sub>7</sub> concentrations). Nitrate nitrogen and nitrite nitrogen concentrations in the effluent of the device did not exceed the requirements into the natural environment effluents. Ammonium nitrogen concentration in the treated wastewater the entire study period exceeded requirements (5 m. / l) of the discharge into the natural environment. It should be more research during the cold months to confirm this.

**Keywords:** sewage, biological treatment, nitrate nitrogen, nitrite nitrogen, ammonium nitrogen, activated sludge.