ISSN 0868 -4081 0868 -4103

TALLINNA TEHNIKAÜLIKOOLI

711

TOIMETISED

ТРУДЫ ТАЛЛИННСКОГО ТЕХНИЧЕСКОГО УНИВЕРСИТЕТА

TRANSACTIONS OF TALLINN TECHNICAL UNIVERSITY

> НЕУСТАНОВИВШИЕСЯ ПРОЦЕССЫ В СИСТЕМАХ ВОДОСНАБЖЕНИЯ И ВОДООТВЕДЕНИЯ

> > TALLINN 1990



711

ALUSTATUD 1937

TALLINNA TEHNIKAÜLIKOOLI TOIMETISED

TRANSACTIONS OF TALLINN TECHNICAL UNIVERSITY

ТРУДЫ ТАЛЛИННСКОГО ТЕХНИЧЕСКОГО УНИВЕРСИТЕТА



УДК 628.34 532.621

НЕУСТАНОВИВШИЕСЯ ПРОЦЕССЫ В СИСТЕМАХ ВОДОСНАБЖЕНИЯ И ВОДООТВЕДЕНИЯ

Санитарная техника XX11

TALLINN 1990

Содержание

60.0

1.	Blonskaya V., Mölder H., Salis I. Ferrous Sulphate - Potential Reagent for Simulta- neous Precipitation in Municipal Wester	
2.	water Treatment Plant in Tallinn Blonskaya V., Mölder H., Salis I. The Eli- mination of Nutrients from Waste-Water by	3
3.	Алавгооіс-Авгоріс Ригіїсатіов Ргосевв Блонская В.А., Востриков В.Б., Мёльдер Х.А., Ойт Х.Э., Тенно Р.А. Система управления аэро-	8
4.	тенком Сяэрекынно Ю.Я. Пространственное распределе- ние биогенных веществ и растворенного кисло-	Ib
	рода в водах Нарвского залива	22
5.	Сяэрекынно Ю.Я. Об определении экологических ПДК для минеральных форм азота, фосфора и кремния в водных объектах	32
6.	Калдамяэ А.А. Оценка удельного веса членов формулы расчета концентрации загрязнителей при формировании точности расчета	37
7.	Айтсам А.А., Даниель Э.Н., Лийв У.Р. Измене- ние коэффициента поверхностного трения при замедленных турбулентных течениях в цилинд- рических трубопроводах	42
8.	Кыйв Т.А. О регулировании отпуска теплоты в небольших системах теплоснабжения	52
ТАЛ Тру НЕ: ВО) Сан На Оте Тех Сбо Под Под Зак. Тал Рот	ИЛИННСКИЙ ТЕХНИЧЕСКИЙ УНИВЕРСИТЕТ ды ТТУ № 711 УСТАНОВИВШИЕСЯ ПРОЦЕССЫ В СИСТЕМАХ ДОСААБЖЕНИЯ И ВОДООТВЕДЕНИЯ ИНТАРНАЯ ТЕХНИКА XX1 РУССКОМ И АНГЛИЙСКОМ ЯЗЫКАХ 0. редактор В. Сууркаск кн. редактор М. Тамме Орник утвержден коллегией Трудов ТТУ 22,05.90 ШИСАНО к печати 26.10.90. Формат 60х90/16 г. л. 3,5 + 0,25. Уч. изд. л. 2,9. Тираж 300. № 826. Цена 1 руб. 60 кол. ЛИИННСКИЙ ТЕХНИЧЕСКИЙ УНИВЕРСИТЕТ, 20010/8 Таллинн, Эхитаяте тех гапринт ТТУ, 200006 Таллинн, ул. Коскла, 2/9	AN ONK RAAMATUAN

С Таллиннский технический университет, 1990

Nr. 711

TALLINNA TEHNIKAÜLIKOOLI TOIMETISED TRANSACTIONS OF TALLINN TECHNICAL UNIVERSITY

UDC 628,356.64 V. Blonskaya, H. Möłder, I. Salis

FERROUS SULPHATE - POTENTIAL REAGENT FOR SIMULTANEOUS PRECIPITATION IN MUNICIPAL WASTE-WATER TREATMENT PLANT IN TALLINN

Simultaneous precipitation together with reagents has been used for removing phosphoric compounds from waste-water.

Ferrous chloride is the reagent used for phosphorus removal from waste-waterin Tallinn at present. However, this reagent has an essential shortcoming - a grown corrosion activity, besides, it is transported from far away (the Crimea, Volgograd).

The research was carried out with an alternative reagent (ferrous sulphate), which is an industrial scrap from the "Vasar" factory (Estonia), at an experimental pilot plant described previously in other publications [1]. It is also possible to obtain this reagent from Finland.

Experimenting the use of ferrous sulphate as a reagent is of great practical interest both for techno-economic and ecological uses.

Ferrous sulphate is a cheap reagent, it has a low corrosion activity and it dissolves rapidly and completely.

Whereas the phosphoric compounds in waste-water exist mainly in the form of ortophosphates, the following reactions take place when adding ferrous sulphate to the waste-water in the aeration basins:

Fe ²⁺ -	Fe ³⁺ + ē	[1]
Fe ²⁺ +	$20H \rightarrow Fe(0H)_2$	[2]
Fe ³⁺ +	30H → Fe(OH)3	[3]
3Fe ²⁺ +	$2PO_4^3 \rightarrow Fe_3(PO_4)_2$	[4]
Fe ³⁺ +	PO4 FePO4	[5]

As a result of these reactions FePO₄ will precipitate and issue from the system.

Theoretically 1 mol (56 g) of iron is needed for the precipitation of 1 mol (31 g) of phosphorus.

The research was carried out in the two lines of biological treatment: in the 1st line ferrous sulphate was used as a reagent for simultaneous precipitation in the aeration basin, the 2nd line was used as a control line (without a reagent).

The main parametres of the plant installations are shown in Table 1.

Table 1

Parametres of the process	Using FeSo ₄ •7H ₂ O	Without reagent
Continuation of	Artys afrequences	removal Incomer
the experiment (d)	50	98
Temperature (°C)	18.5	15.4
Volume of the	Con Spension of Con	Orimes, Volgour
sludge regeneration (%)	25	30
Aeration time (h)	2.05	1.6
Sludge index (cm ³ /g)	71	133
Dose of the	CONC. REPORT OF CONC. 1983	plant descelled
reagent $(\frac{mgFe^{2+}}{l})$	4.48	also positive
Level of the returning	Pondaezeeaky ine ide	. is of greatents
sludge recirculation (%)	71	77
Sludge load	ulphate te a cheat	Perrous 1
gBOD	0 700	0 310
s sludge d	0.922	0.910
kg BOD	addsorded to To allo	I said at Alutha
	1,569	1.004
<u>a</u> d	booton:	tornarge end atte
in aeration basin	Ba ²⁺ - Ro ²⁺ + Ba	NAZ E
(mg/l)	4872	3237

The reagent was continuously added to the initial part of the 1nd line aeration basin, by that the sludge index was noticeably decreased and the sedimentational qualities of the active sludge were improved.

During the experiments the following was observed: - by increasing the reagent dose from 7 to 60 mg/l the concentration of PO₄ in treated water was decreased from O₄9 to 0.09 mg/l (Fig. 1);



Fig. 1. The Phosphorus Concentration in Effluent at Different Doses of Ferrous Sulphate

- the phosphorus removal effect in the simultaneous precipitation process, to certain limits, depends on the dose of the coagulant (Fig. 2).
- the maximum purification effect (97 % by PO_4) was achieved by adding a fourfold quantity of Fe²⁺, regarding the total P in the influent.

The experiment has endorsed the theoretical ratio that for the removal of 1 g of phosphorus 1,8 g of iron is needed.

As the concentration of the total phosphorus in Tallinn's waste-water is approximately 2,5 mg/l, then for removing this quantity of phosphorus 4.5 mg of 2-valenced iron



Fig. 2. The Removal of Phosphorus at Different Ratios Fe²⁺ Tot.infl.

(which corresponds to 22.3 mg/l of ferrous sulphate) is needed.

The remaining phosphorus concentration in purified water is 0.3 mg/l.

The average data on waste-water purification effect in lines 1 and 2 are shown in Table 2.

Table 2

Pollution	1st	line	2nd line	
parametres	Influent	Effluent	Influent	Effluent
Suspended solids BOD ₅ Total P PO ₄ Total N	192 151 2.46 2.23 25.7	31 15 0,59 0,38 6,4	139 98 2.47 1.16 29.4	19 21 0.84 0.58 11.5

Waste-water purification effect (mg/1)

As it can be seen from Table 2, it is practicable to achieve the permissible concentration limit, recommended by the Helsinki Convention, with the low concentration of phosphoric compounds in waste-water in Tallinn without using reagents in the biological purification process (purification effect by PO, and total P is 50-60 %).

Using ferrous sulphate as a reagent enables to increase the effect of ortophosphate purification up to 83 %.

References

І. Блонская В., Востриков В., Мельдер Х. Исследование процесса удаления фосфора из сточных вод// Труды ТПИ. Таллинн, 1988. С. 9-15.

> V. Blonskaya, H. Mölder, I. Salis

Ferrous Sulphate - Potential Reagent for Simultaneous Precipitation in Municipal Wastewater Treatment Plant in Tallinn

Abstract

In this paper the results of the experiments in simultaneous precipitation with ferrous sulphate carried out in the pilot plant are described.

The main parametres for the process are presented. The paper draws comparisons between simultaneous precipitation and biological purification without reagents.

V. Blonskaja, H. Molder, I. Salis

Raudsulfaat kui potentsiaalne reagent Tallinna reovete puhastamiseks simultaansadestuse meetodil

Kokkuvõte

Artiklis on esitatud pooltööstuslikul katseseadmel teostatud simultaansadestusprotsessi uuringute tulemused. Reagendina kasutati raudsulfaati. Välja on toodud protsessi pöhiparameetrid ja peamised sõltuvused. Käsitletavat puhastusmeetodit võrreldakse reagentideta biopuhastusprotsessiga. Nr. 711

TALLINNA TEHNIKAÜLIKOOLI TOIMETISED TRANSACTIONS OF TALLINN TECHNICAL UNIVERSITY

> UDC 628.356 V. Blonskaya, H. Mölder, I. Salis

THE ELIMINATION OF NUTRIENTS FROM WASTE-WATER BY ANAEROBIC-AEROBIC PURIFICATION PROCESS

According to the resolution of the Helsinki Convention (HELCOM) it is necessary to minimize the addition of nutrient elements to the Baltic Sea. By introducing the advanced technology of the biological waste-water purification, it is possible to achieve the recommended concentration of nitrogen (15 g/m³) and phosphorus (1.5 g/m³) in treated water. The suitable method of municipal waste-water purification is the anaerobic-aerobic method using aerotanks. This method enables to remove nitrogen and phosphorus compounds simul-taneously.

Corresponding researches were carried out on the pilot plant during 135 days [I]. For this purpose anaerobic zones were created in the 2nd aerotank line corridors No 2 and No 3 (40 % of the total volume of the aeration chamber). The concentration of dissolved oxygen in them was 0.1-0.7 mg/l, which indicates the necessity to keep the sludge suspended with the help of the aeration systems.

The scheme of the anaerobic-aerobic process has been presented in Fig. 1.

The characteristics of the basic parametres of the process are as follows:

- sludge doze: average 3600 mg/l, (range 1860-5300);
- concentration of dissolved oxygen in the anaerobic zone: average 0.2 (0.1-0.7) mg/l: in the aerobic zone: average 2.0 mg/l;
- sludge load: average 0.300 (0.086-1.111) g MLSS day



- Fig. 1. The Scheme of the Anaerobic-Aerobic Purification Process
- sludge volume index: average 160 (78-314) cm²/g;
 mineralization of sludge 31 %.

The hydraulic load ranged from 0.25 to 1.0 m^3/h . The temperature of waste-water varied from 11° to 18 °C, pH was near to neutrality. The excess sludge was daily removed from the secondary clarifiers. The returning sludge recirculation varied from 0.2 to 1.0 m^3/h . The hydraulic retention time in the anaerobic zone was 1 h and in the aerobic zone 1.2 h.

Table 1 presents approximate data about the investigated process.

Table 1

Parametres	Concentration in the influent, mg/l	Purification effect, %	Concentration in the ef- fluent, mg/l
Suspended	able 2 that that a	bé seen from 1	15 040
solids	130	83	22
BOD ₇	133	82	24
Total	aly, to guarantee	the required	opcondentation
nitrogen	54	49	28
NH4	25	29	18
Ptotal	2.6	73	0.70
PO ₄	1.7	74	0,44

9

As it becomes clear from Table 1, the scheme of purification guarantees admissible concentration of only phosphorus after treatment.

The following steps were taken to increase the removal of nitrogen compounds from waste-water:

- the volume of the anaerobic zone was diminished from 40 to 20 %;
- the retention time in the aeration tank was increased (in the angerobic zone 0.8 h, in the aerobic zone 2.7 h) and activated sludge load simultaneously decreased;
- the sludge recirculation rate was doubled.

As the result of the undertaken measures the wastewater purification effect increased. Table 2 presents data about sewage purification effect and effluent quality.

Table 2

Parametres	Concentration in the in- fluent, mg/l	Purification effect, %	Concentration in the effluent, mg/l
Suspended	egio lai gaterate	dedrogeneztiere	-Exal secondary (a)
solids	148	86	21
BOD7	147	82	26
Total	Stolayadab]ata	ixdahaparaanaa	senos gábaschap
nitrogen	43	73	11 86000
NH4	24	50	12
Ptotal	2,75	72	0.77
PO4	2.4	77	0.55

It can be seen from Table 2 that this technological scheme guarantees not only admissible phosphorus concentration but it also increases noticeably the effect of nitrogen removal.

As a result of this research it has been observed that phosphorus and nitrogen removing processes are practically independent of each other and that the effect of phosphorus removal does not depend on the effect of purification by BOD₇₀.

The main factors which influence the effect of phos-

phates' removal are considered. They include the sludge load of BOD₇, the sludge recirculation rate (Fig. 2) and the concentration of dissolved oxygen in the anaerobic zone of the aerotank (Fig. 3). If the recirculation rate increases from 0.2 to 1.0 m³/h, the purification effect by PO₄ will increase from 30 to 85 %. By increasing the concentration of dissolved oxygen in the anaerobic zone from 0 to 0.7 mg/l the purification effect by PO₄ will be decreased from 80 to 20 %. By increasing the load on suspended sludge the purification effect by PO₄ will be increased.





Fig. 2. The Removal of Phosphorus at Different Recirculation Rates of the Returning Sludge

Accordingly, to guarantee the required concentration of phosphorus in the effluent it is necessary to keep the sludge recirculation at the maximum possible rate, but at the same time the dissolved oxygen concentration in the anaerobic zone must be kept at the minimum level.

As for the removal of nitrogen, the following main factors were considered:



The concentration of dissolved oxygen in the anaerobic zone mg/l

- Fig. 3. The Removal of Phosphorus at Different Concentrations of Dissolved Oxygen in the Anaerobic Zone
- temperature (the effect of nitrification will be increased from 60 to 90 % by increasing the temperature from 11 to 18 °C);
- sludge age (the effect of nitrification will be increased from 35 to 90 % by increasing the sludge age from 1 to 5 days);
- concentration of dissolved oxygen in the aerobic zone of the aerotank (the optimum value is on the level of 2 mg/l);
- sludge load gBOD /gMLSS,d (Fig. 4).

Figure 4 shows the nutrients elimination effect depending on the load. It can be seen that if the sludge load ranges from 150 to 250 $\frac{\text{mg BOD}_7}{\text{g MLSS day}}$, the efficiency of phosphorus and nitrogen removal will be no less than 60 %.

In cases of low phosphorus concentration in sewage (for example in Tallinn), removal of both phosphorus and nitrogen close to $150 \frac{\text{mg BOD}_7}{\text{g MLSS day}}$ can be recommended.





References

 І. Блонская В., Востриков В., Мельдер Х. Исследование процесса удаления фосфора из сточных вод // Труды ТША. № 661. Таллинн. 1988. С. 9-15.

V. Blonskaya, H. Molder, I. Salis

The Elimination of Nutrients from Wastewater by Angerobic-Aerobic Purification Process

Abstract

In this paper the results of the experiments in anaerobic-aerobic purification process of the wastewaters of Tallinn carried out on the pilot plant are described. The main parametres for the effective removal of nutrients in this process are presented.

V. Blonskaja, H. Molder, I. Salis

Biogeensete elementide eemaldamine reoveest anaeroobsel-aeroobsel meetodil

Kokkuvõte

Artiklis on esitatud pooltööstuslikul katseseadmel teostatud uuringute tulemused Tallinna reovete puhastamiseks anaeroobsel-aeroobsel meetodil. Käsitletakse protsessi põhiparameetreid sõltuvuses lämmastiku ja fosfori eemaldamisefektiivsusest.

7II

TALLINNA TEHNIKAÜLIKOOLI TOIMETISED

ТРУЛЫ ТАЛЛИННСКОГО ТЕХНИЧЕСКОГО УНИВЕРСИТЕТА

УДК 628.35:681.58

В.А. Блонская, В.Б. Востриков, Х.А. Мёльдер, Х.Э. Ойт, Р.А. Тенно

СИСТЕМА УПРАВЛЕНИЯ АЭРОТЕНКОМ

Введение

Серьезной проблемой при биологической очистке городских сточных вод является существенная нестабильность нагрузки на очистные сооружения, что нарушает нормальную работу аэротенков, вплоть до их аварийной остановки. В данной работе предполагается система управления аэротенками, стабилизирующая нагрузку на активный ил, основанная на косвенных измерениях концентрации активного ила в аэротенке и поступающих загрязнений по результатам анализа состава отходящих из аэротенка газов.

Принятые обозначения

	×g	-	количество активново ила, обусловленное	био-
	•		логическим приростом, без учета миграции;	
	×t	-	текущее количество активного ила;	
	Hs	-	удельная скорость прироста;	
	σ; σ, ; σ2	-	постоянные дрейфа;	
	W ; W ; W2	-	винеровские процессы (скалярные);	
	Qout	-	расход жидкости, выходящей из аэротенка;	
	V	-	объем аэротенка;	
	QRE	-	расход рециркулирующего активного ила;	
	Y	-	удельный прирост биомассы;	
ć	a, b, c, e	-	эмпирические константы;	
	Su	-	концентрация неокисленных загрязняющих	Be-
			ществ (по БПК);	
	ş	-	вектор измерений;	
	R	-	ковариационная матрица интенсивности ошибо	K;

- Vt векторный винеровский процесс;
- Qo расход сточной воды, поступающей в аэротенк;
- X_{RE} концентрация рециркулирующего активного ила;
 - Г усиление фильтра;
- S_{LN} концентрация загрязняющих веществ в поступающей в аэротенк сточной воде;
- λ_t вычисленное из условия оптимальной нагрузки на ил значение концентрации активного ила в аэротенке.
 - Н₊ дисперсия (точность) оценки.

Модель управляемого процесса

Управляемый процесс биологической очистки сточных вод не является детерминированным, поскольку измерениям (особенно в реальном масштабе времени, необходимом для управления) доступны лишь некоторые, искаженные шумом, переменные его состояния. Поэтому необходимс использовать стохастические модели, содержащие случайные процессы [1].

При окислении загрязняющих органических веществ в аэротенке рост биомассы можно описать известным уравнением:

$$\frac{dx_g}{dt} = \mu_s x_t . \tag{1}$$

В стохастической модели µ_s может быть представлена как постоянная µ со случайным, неконтролируемым изменением:

$$\mu_{s} = \bar{\mu} + \frac{\sigma}{x_{t}} \cdot \frac{dW}{dt} \,. \tag{2}$$

101

Введем в закон роста биомассы [1] учет неадекватности математической модели реальному процессу:

$$dx_0 = \mu_0 x_t dt + \sigma_1 dW_1, \qquad (3)$$

а также слагаемые, которые учитывают миграцию ила:

$$dx_{t} = \left[\left(\mu_{s} - \frac{Q_{out}(t)}{V} \right) x_{t} + x_{RE(t)} Q_{RE(t)} \right] dt + \sigma_{1} dw_{1}.$$
(4)

Скорость окисления органических веществ пропорциональна скорости роста количества биомассы:

$$V\frac{dS}{dt} = \frac{1}{Y} \cdot \frac{dxg}{dt}$$
(5)

или, с учетом [3]:

$$S = \frac{1}{\gamma V} \left(\mu_s x_t dt + \sigma_1 dW_1 \right). \tag{6}$$

При окислении органических веществ микроорганизмами активного ила потребляется кислород и выделяется углекислый газ.

Модель наблюдений

В [2] предложена модель потребления кислорода микроорганизмеми:

$$\frac{dO_2}{dt} = a \frac{dS_u}{dt} + bx_t, \qquad (7)$$

а в [3] модель синтеза углекислого газа микроорганизмами:

$$\frac{dCO_2}{dt} = c \frac{dS_u}{dt} + ex_t.$$
 (8)

Если в эти уравнения ввести учет неадекватности моделей реальному процессу и учет погрешностей реальных измерений процентного состава и расхода отходящих газов, то получим модель косвенных измерений следующего вида:

$$I\xi = c_1 x_t dt + c_2 dx_{g^+} \sigma_2 dW_2 + R^{\frac{1}{2}} dV_t, \qquad (9)$$

где

где

 $C_{4} = \left| \begin{array}{c} b \\ e \end{array} \right| : C_{2} = \left| \begin{array}{c} a \\ c \end{array} \right|.$

С применением микроЭВМ количество активного ила в аэротенке в интервале времени от t до t + Δ t может быть определено по результатам измерения газообмена с использованием уравнений фильтрации:

$$\begin{aligned} x_{t+\Delta t} &= a_0 + a_1 x_t + \Gamma \left(\xi_{t+\Delta t} - \xi_t - c_2 Q_0 - \Delta x_t \right), \quad (I0) \\ a_0 &= x_{RE} Q_{RE} \Delta t \\ a_1 &= 1 + \left(\mu_s - \frac{Q_{out}}{V} \right) \Delta t \\ \Delta &= c_1 \Delta t + c_2 (a_1 - 1). \end{aligned}$$

По найденным оценкам количества активного ила можно оценить скорость окисления органических веществ в аэротенке и загрязненность поступающей на очистку сточной воды. Скорость окисления может быть определена по приближенной формуле:

$$\frac{dS_u}{dt} = \frac{\mu_s}{\gamma v} x_t, \qquad (II)$$

а загрязненность по БПК по формуле:

$$S_{in(t)} = \frac{\mu_{\vartheta}}{YQ_{in(t)}} X_{t} .$$
 (12)

Управление процессом

В качестве первой цели управления поставлена задача стабилизации нагрузки на активный ил:

$$c = \frac{Q_{iN}S_{iN}}{x_{+}} = const.$$
 (13)

Для решения этой задачи предложен закон управления расходом рециркулирующего активного ила:

$$Q_{\text{RE}(t)} = -\frac{1}{\gamma} \left[(x_{\text{RE}} - \frac{x_t}{v})(x_t - \lambda_t) - \frac{H_t}{v_t} \right], \quad (14)$$

коэффициентом & задается большая стоимость за большие расходы возвратного ила в пиковых режимах эксплуатации аэротенка.

Система управления аэротенком реализуется на опытнопромышленной установке, схема которой приведена на рис. I.

Установка включает в себя аэротенк и вторичный отстойник объемом в 2 м³ каждый.

Расходы поступающей городской сточной воды и рециркулирующего ила измеряются с помощью индукционных расходомеров ИР-61. Расход отводимых в газоанализатор газов измеряется при помощи термоанемометра. Состав газов (CO₂ и O₂) определяется с помощью газоанализаторов МН-5121 и TП2221M.

Анализ эффективности системы управления аэротенком

Способ определения количества активного ила по газообмену, в отличие от многих других способов, позволяет оценить только количество живого биологически активного ила, а не общее содержание взвешенных веществ в аэротенке. Поэтому для оценки точности определения количества активного ила по газообмену параллельно проводилось измерение активного ила по аденозинтрифосфату (АТФ). Погрешность определения была оценена в 25 % от найденного по АТФ. До-



Рис. 1. Схема управления процессом биологической очистки сточных вод:

 микрокомпьютер, 2 – газоанализатор О₂ и СО₂, 3 – отбор отходящих газов, 4 – расходомер поступающей сточной жидкости, 5 – аэротенк, 6 – вторичный отстойник, 7 – датчик растворенного кислорода, 8 – задвижка управления расходом воздуха, 9 – расходомер репиркулирующего ила, 10 – задвижка управления расходом 'репикла, 11 – задвижка для удаления избыточного или, А – поступающая сточная жидкость, В – иловая смесь, С – очищенная жидкость, С – репиркулирующий активный ил, Е – избыточный активный ил, F – подата воздуха.



Рис. 2. 1 – постоянный расход рецикла, 2 – расход рецикла, пропорциональный расходу поступающей жидкости, 3 – предложенный закон управления рециклом с обратной связью, 4 – вычисленное оптимальное количество ила из условия постоянной нагрузки на ил. статочна ли такая точность для целей управления, можно судить только по результатам дальнейших экспериментов.

Был проведен также имитационный эксперимент для сравнения возможностей различных вариантов управления рециркуляцией активного ила: традиционного, пропорционального расходу сточных вод, предлагаемого, а также постоянного расхода рецикла при синусоидальном изменении погрузки. Результаты приведены на рис. 2.

Планируется дальнейшее изучение и развитие системы управления. Имеется возможность повышения точности оценивания путем увеличения количества координат вектора измерения, например, измерением разности кислотности рН на входе и выходе аэротенка или измерением скорости потребления растворенного кислорода.

Разрабатывается модель процессов, происходящих во вторичном отстойнике и регенераторе, что должно еще более увеличить общую точность модели и эффективность системы управления.

Как известно, диапазон регулирования расхода рециркулирующего активного ила ограничен. Для расширения пределов регулирования в систему предлагается ввести аккумулятор – аэробный стабилизатор избыточного активного ила (примерно с суточным временем пребывания), откуда при возрастании расхода или концентрации загрязнений поступающих сточных вод можно дополнительно подавать активный ил в аэротенк, избегая увеличения иловой нагрузки.

Литература

I. Станишкис Ю. Оптимальное управление биотехнологическими процессами. Вильнюс: Мокслас, 1984. 256 с.

2. R a m a l h o R.S. Introduction to wastewater treatment processes. New-York: Academic Press, 1983. 680 p.

3. U.S. pat. No 4.130.481. Maintaining optimum settling rate of activated aludge. / FNS Corporation. Authors: Chase L.M., Mersy J.J. 16.09.1977; 19.12.1978. Cl. C 02C 1/05, C 02C 5/10.

V. Blonskaja, V. Vostrikov, H. Mölder, H. Oit, R. Tenno

The Control System for Activated Sludge Process

Abstract

In the present article the experimental system of automatic control of biological waste treatment allowing to estimate the current condition of the process and to stabilize activated sludge load on the necessary level based on the gas analysis data of the process has been worked out.

> V. Blonskaja, V. Vostrikov, H. Mölder, H. Oit, R. Tenno

Aerotanki juhtimissüsteem

Kokkuvõte

Artiklis käsitletakse eksperimentaalset reovee bioloogilise puhastuse automaatjuhtimise süsteemi, mis baseerub kasutatud gaasi analüüsil ning võimaldab hinnata puhastusprotsessi ja stabiliseerida aktiivmuda koormust vajalikule tasemele. # 7II

TALLINNA TEHNIKAÜLIKOOLI TOIMETISED

ТРУДЫ ТАЛЛИННСКОГО ТЕХНИЧЕСКОГО УНИВЕРСИТЕТА

УДК 028.1.03; 54

D.Я. Сяэрекынно

ПРОСТРАНСТВЕННОЕ РАСПРЕДЕЛЕНИЕ БИОГЕННЫХ ВЕЩЕСТВ И РАСТВОРЕННОГО КИСЛОРОДА В ВОДАХ НАРВСКОГО ЗАЛИВА

Основной причиной эвтрофирования водных объектов является антропогенное поступление в них минеральных форм биогенных веществ. Участки интенсивного загрязнения наблюдаются в устьевых зонах впадающих в море рек, являющихся приемниками, зачастую, без должной очистки сточных вод, находящихся в пределах водосбора этих рек населенных пунктов, сельскохозяйственных и промышленных комплексов.

В исследованиях качества вод Нарвского залива по пути распространения стоков реки Нарвы (рис. I) обнаружилось нарушение (относительно других рассмотренных ингредиентов) закономерности в пространственном распределении биогенных веществ, обстоятельство, которое выражается в том, что в придонных слоях вод залива, по мере удаления от устья реки, концентрации азотных и фосфорных соединений увеличиваются, в противоположность к Изменению содержания этих же веществ у поверхности водоема. Особо резкое изменение отмечается у минерального фосфора (рис. 2). В устьевом районе реки Нарвы выделяется 4-5-километровая зона с повышенным содержанием фосфатов у поверхности воды. Максимальные концентрации у дна наблюдаются на самой отдаленной OT устья реки станции Нто, на глубине около 40 м. Нарушения закономерности в вертикальном распределении биогенных веществ в устьевой зоне реки Нарвы четко проявились B 70-е годы и в настоящее время лишь усиливаются. Объяснить это можно описанным в работе []] обстоятельством - к началу 70-х годов наблыдалось и заметное увеличение концентраций биогенных веществ во многих реках Эстонии (от 2 до 9 раз по сравнению с их содержанием за период I959 -

1967 гг.) в зависимости от уровня антропогенной деятельности в пределах водосбора названных рек, увеличи вающей и содержание биогенных веществ в почвенно-поверхностных водах.

Как показано в [2], при определении качества эвтрофированных вод лимитирующим фактором является не БПК, а помимо биогенных веществ, растворенный в воде кислород. В свете сказанного нами проведен анализ пространственного распределения минерального фосфора в сочетании с кислородным режимом в устьевой зоне реки Нарвы. Анализ сделан по данным наолодений Гидрометслужбы ЭССР за 1968-1979 гг. Были обработаны результаты измерений на станциях H₄, H₈, H₁₀ и H₁₂, располагающихся на пути распространения стоков реки Нарвы в заливе (рис. I). Все наблюдения проведены в период, когда поверхность моря свободна ото льда (май-ноябрь).

Графики на рис. З показывают динамику пространственного распределения растворенного кислорода по мере удаления от устья на разных горизонтах. На станции H₄ содержание кислорода у поверхности ниже, чем у дна, на глубине 4--5 м, но остается близко к полному насыщению. На станциях H₈ → H₁₂ у поверхности вода насыщению. На станциях H₈ → H₁₂ у поверхности вода насыщения от берега. На 10-метровой глубине вода практически 100%-ного насыщения. Резко ухудшается кислородный режим у дна залива, где наблюдается меньший или больший дефицит кислорода, углубляюшийся в сторону открытого моря (ст. H₁₂).

При анализе рис. 2 и 3 видно четкое нарушение в вертикальном распределеним биогенных веществ и растворенного кислорода для устьевой зоны реки Нарвы (ст. H₄): у поверхности фосфатов больше и кислорода меньше, чем у дна) (явление, которое стало характерным для вышеназванной акватории в 70-е годы). Анализ кислородного режима показывает, что аномалия стала характерной для приближенной зоны всего Нарвского залива, включая сланцевый бассейн. Это наблодается и на более далеких от устья реки станциях H₈ -> H₁₂, где, например, весной у поверхности моря кислорода на I,2--I,8 мг/л (2-I5 %) меньше, чем на глубине I0 м.



Сопоставление динамики пространственного распределения фосфатов (рис. 2) и кислородного режима (рис. 3) четко показывает, что у поверхности залива концентрация фосфатов снижается по мере удаления от устья реки, а содержание кислорода увеличивается. У дна водоема характер изменения названных ингредиентов противоположен. Этим полтверждается связь между содержанием биогенных веществ и растворенного кислорода для водоема с четко выраженными признаками эвтрофирования - с глубиной уменьшается содержание кислорода и увеличивается концентрация биогенных веществ. При этом у дна вода характеризуется низкими по величине БПК5, не превышающими ПДК 2,0 мг/л, обстоятельство, которое свидетельствует еще раз высказанное в работе [2]мнение о содержании растворенного кислорода как определяющего фактора при оценке качества воды. Например, у дна более глубоководной части Нарвского залива (станции Н8, Н10, H_{T2}) при качественной по EIIK₅ воде (ниже 2,0 мг/л), наблюдается глубокий дефицит кислорода наряду с заметным накоплением донных отложений и содержащихся в них биогенных веществ.

На рис. 4 показана динамика кислородного режима по отдельным месяцам на тех же станциях, на тех же глубинах. Из рис. 4 видно, что весной (в мае) насыщение вод у поверхности залива увеличивается в сторону открытого моря (на станции H₁₂ до 130%), но интенсивность изменения насыщения кислородом поверхностных слоев уменьшается из месяца в месяц, достигая практически постоянного уровня (около 95%) к ноябрю месяцу. Весной вода несколько пересыщена кислородом на глубине 10 м, но уже к июлю месяцу появляется слабый дефицит кислорода (7-8%), оставаясь практически таким же до поздней осени (8-12%).

Придонные слои водных масс залива характеризуются постоянным дефицитом кислорода на протяжении всего периода отбора проб, за исключением положения у дна станции H₄ весной (май, июнь). Из рис. 4 видно, что дефицит кислорода придонных слоев уменьшается из месяца в месяц, приобретая минимум к ноябрю месяцу. К этому же времени, как видно из рис. 4, вся рассмотренная нами акватория характеризуется практически одинаковыми по качеству (дефициту кислорода)



Рис. 4. Среднемноголетнее содержание кислорода по месяцам года на разных глубинах (горизонт "О" — , "10 м" — , "1 м от дна" — ---).



Рис. 5. Среднемноголетний процент васышевия кислородом помесяцам на разных страницах отбора проб (горизонт "О", "10 м", "--, -- "1 м от дна" -- -).

водными массами (5-I4 %). Кроме растворенного кислорода, как показывает анализ, наблюдается выравнивание по глубине залива и температуры, и соленности воды. Это может быть объяснено интенсивным вертикальным перемещением водных масс, существо и характер которых, а также направление потоков (восходящие или нисходящие) требуют специально поставленных исследований.

На рис. 5 приведены результати измерений среднемноголетнего процента насыщения кислорода на отдельных станциях по всему периоду отбера проб (май-ноябрь). Графики рис. 4 могут быть заменены с их средневзвешенными линиями, которые носят без особой погрешности линейный характер (см. рис. 6). Эти прямые описывают как характер изменения кислородного режима на разных горизонтах станций отбора проб по месяцам (содержание кислорода или уменьшается, или увеличивается во времени), так и интенсивность (скорость) изменения кислорода во времени (определяется уклоном прямых рис. 6). Видно, что у поверхности и на горизонте "IO м" характер изменения кислорода), но на глубине IO м интенсивность этого изменения более слабая, чем у поверхности.

У дна характер и интенсивность изменения кислородного режима явно зависят от станции отбора проб (рис. 6). Например, в районе устья реки (станция H₄) у дна насыщенность кислородом постоянно снижается в сторону осенне-зимнего периода (в мае месяце 107 %, в ноябре 93 %), а на более глубоководных станциях (H₈ → H₁₂), наоборот - содержание кислорода увеличивается во времени. При этом интенсивность изменения кислородного режима увеличивается, в свою очередь, в сторону открытого моря. Объясняется это сложившимся к весне глубоким дефицитом кислорода у дна залива, который, как видно из рис. 6, резко увеличивается в сторону открытого моря (на станции H₈ дефицит кислорода составляет 17 %, на станции H₁₂ - 70 %). К ноябрю месяцу дефицит заметно снижается, достигая 8 и 24 % соответственно.

Дефицит кислорода у дна водоема во многом определяется характером и интенсивностью микробиологических прецессов в иловых отложениях, в частности характером процессов распада органического вещества в них (анаэробные про-

28



Рис. 6. Средневзвешенный характер изменения растворенного кислорода на разных горизонтах отдельных станций отбора проб.

цессы распада больше способствуют образованию дефицита кислорода). Роль донных отложений в формировании тяжелых кислородных условий показана в работе [2] на базе малых рек, у которых максимален дефицит кислорода в зонах максимального зарастания реки макрофитами. Опыты показали, что при механическом удалении водной растительности насыщенность кислорода в воде возросла от 20-30 до 60-70 % при отсутствии иловых отложений. При значительных донных отложениях указанного эффекта не наблюдалось, т.е. кислородный режим определяется уже во многом наличием иловых отложений и идущими в них микробиологическими и химическими процессами.

На устьевом взморье реки Нарвы в донных отложениях отмечено за последние годы 3-9 мг органических веществ на 100 г влажного грунта, экстрагируемых гексаном и 12-16 мг органических веществ, экстрагируемых хлороформом. В центральной части рассмотренной нами акватории органических веществ наблюдается 27-40 мг и 42-58 мг соответственно. Отмечается тенденция к увеличению органических веществ в донных отложениях как во времени, так и по мере удаления от берега, явление, хорошо коррелирующееся с углубляющимся дефицитом кислорода в этом же направлении.

Источниками загрязнения Нарвского залива органическими веществами являются, с одной стороны, органические вещества, попадающие в залив с речным стоком (г. Нарва), и с другой - фитопланитон, интенсивно развивающийся в море при завышенных в нем концентрациях биогенных веществ. Причиной этого является богатый биогенными веществами сток реки Нарвы, воды которой в верхнем ее бьефе (в водохранилище) можно отнести к мезотрофному типу, а в районе устья реки характерны уже энтрофные признаки водной среды СЗЗ. Все это вызывет и заметное сыпкение качества вод Нарвского залива, комплексивя оценка которых ными проведена в работе [4].

Іктература

I. Сими Х.А., Миллер Т.В. Изменение содержания фосфатов в местном стоке Эстонии // Органическое вещество и биогенные элементы во внутренных водах: Тезисы доклапов Ш Всесоюзного симпозиуса. Таллинн. 1978. С. 96-99.

2. Вельнер Х.А., Лойгу Э.О. Особенности формирования качества воды малых эвтрофирующих рек Эстон-

30

ской ССР // Материалы У Всесоюзного научного симпозиума по современным проблемам самоочищения и регулирования качества воды. П секция. Таллинн, 1975. С. 39-46.

3. Бомзе З.М., Сяэрекынно Ю.Я. Содержание биогенных веществ и определение уровня трофии вод реки Нарвы // Тр. ин-та прикладной геофизики, вып. 69. М., 1988. С. 114-118.

4. Сяэрекынно D.Я., Бомзе З.М. Об определении уровня трофии вод устьевого взморья реки Нарвы // Тр. Таллиннск. политехн. ин-та. 1985. № 593. С. 21-29.

Y. Saarekynno

Répartition volumique des substances nutritives et de l'oxygène dissous dans les eaux de la baie Narva

Résumé

On analyse la variation du phosphore minéral et de l'oxygène dissous dans la baie Narva en fonction des trois différentes profondeurs (0,5 m, 10 m et 1 m du fond) des quatre stations maritimes (H_{μ} , H_{8} , H_{10} , H_{12}).

On a déterminé le caractère et la vitesse de variation de l'oxygène dissous en fonction du temps. J. Saarekonno

> Biogeensete ainete ja lahustunud hapniku ruumiline jagunemine Narva lahes

Kokkuvõte

Artiklis analuusitakse mineraalse fosfori ja vees lahustunud hapniku keskendatud kontsentratsioonide muutusi Narva lahes. Analuusi tulemusena iseloomustatakse ülalnimetatud akvatooriumi hapnikurežiimi. See võimaldab määrata vees lahustunud hapniku keskendatud väärtusi üksikute kuude lõikes vaatlusjaamade kolmel erineval tasandil (sügavustel 0,5 m, 10 m ja 1 m põhjast) (joon. 6). Karakteristika määrab ära ka hapnikusisalduse muutumise iseloomu ja intensiivsuse (kiiruse).

1 7II

TALLINNA TEHNIKAÜLIKOOLI TOIMETISED

ТРУДЫ ТАЛЛИННСКОГО ТЕХНИЧЕСКОГО УНИВЕРСИТЕТА

УДК 502.656(28)

D.Я. Сяэрекынно

ОБ ОПРЕДЕЛЕНИИ ЭКОЛОГИЧЕСКИХ ПДК ДЛЯ МИНЕРАЛЬНЫХ ФОРМ АЗОТА, ФОСФОРА И КРЕМНИЯ В ВОДНЫХ ОБЪЕКТАХ

Ухудшение качества воды различных водных объектов тесно связано с их прогрессирующим эвтрофированием, вызванным, в основном, с поступлением в водные объекты минеральных форм биогенных веществ, прежде всего фосфора и азота, а также кремния. С позиции эвтрофирования водоемов биогенные вещества пока не нормированы, но очевидно, что их лимитирование как ключевых ингредиентов при управлении процессами эвтрофирования должно проводиться на экологическом уровне для всех типов поверхностных вод, включая морскую среду. Один из возможных подходов к решению этой задачи может быть сделан с помощью комплексного показателя условий среды (ПУ), предложенного Л.И. Цветковой [I] в виде:

$$\Pi Y = \lg \frac{[N_{M}] \cdot [P_{M}] \cdot [S_{i_{M}}]}{t^{\circ} \cdot h \cdot y} , \qquad (I)$$

где [N_M],[P_M],[Si_M] – минеральные формы азота, фосфора и кремния соответственно, в мкг/л;

t° - температура, °C;

h - глубина, в м;

у - скорость течения, в см/с (при этом все параметры в зависимости (I) должны быть приняты как средние из достаточного числа натурных измерений).

Теперь уровень трофии (УТ) выражается с помощью вышеуказанного показателя условий среды (ПУ) в следующем виде [I]:

$$\forall T = 2,48 + 0,36 \Pi \forall = 2,48 + 0,36 \lg \frac{[N_{\mu}] \cdot [P_{\mu}] \cdot [Si_{\mu}]}{t^{\circ} \cdot h \cdot v}.$$
 (2)

Предполагая концентрации биогенных веществ [N_M], [P_M], [Si_M] в уравнении (2) экологическими, ясно, что уровень трофии должен ответить (при заданной температуре t⁰, глубине h и скорости v) оптимальным условиям водной среды, т.е. условиям, где процессы продукции – деструкции в целом находятся в кинетическом равновесии, отмечается максимум видового разнообразия фитопланктона и максимальная самоочицающая способность водной среды. Таким условиям удовлетворяет олиготрофная среда, когда JT = 3,0 [I]. Следовательно, при экологическом нормировании биогенных веществ в водном объекте критерием решения уравнения (2) принимается олиготрофная среда, для которой можно писать:

2,48 + 0,36 lg
$$\frac{[N_{M}] \cdot [P_{M}] \cdot [Si_{M}]}{t^{\circ} \cdot h \cdot v} = 3,0$$
.

Обозначив

$$\frac{[N_{M}]\cdot[P_{M}]\cdot[Si_{M}]}{t^{\circ}\cdot h\cdot v} = A,$$
(3)

получим, что

Зави

откуда

$$g A = I,444,$$

 $A = 27,8.$

L

симость (3) может быть выражена в виде
$$\Delta = \frac{d}{2}, \qquad (4)$$

где

$$a = [N_{M}] \cdot [P_{M}] \cdot [si_{M}], \qquad (5)$$

$$b = t^{\circ} \cdot h \cdot v . \tag{6}$$

Из выражения (4) получим, что произведение концентраций азота, фосфора и кремния о равняется

h

$$a = A \cdot b = 27,8b$$
, (7)

где величина $b = t^{\circ} \cdot h \cdot v$ определима численно для лобой конкретной задачи. Следовательно, равенство (5) может быть применено для определения (лимитирования) концентраций минеральных форм азота, фосфора и кремния в водоеме, и все это при случае, когда известно, скажем, соотношение между концентрациями вышеназванных биогенных веществ. Тогда выражение (5) решается методом последовательных приближений. Определение соотношения концентраций биогенных веществ может производиться в олиготрофных (оптимальных) условиях среды, когда концентрации (оптимальные) биогенных веществ могут быть приняты следующими [I]: [N_M] = 50 мкг/л, [P_M] = = 20 мкг/л и [Si_M] = 90 мкг/л. Принимая концентрацию фосфора (20 мкг/л) равной единице, вышеприведенные концентрации биогенных веществ(N:P:Si) относятся как

$$2,5:I:4,5.$$
 (8)

Соотношение (8) назовем далее оптимальным и на основе последнего решение равенства (5) становится реализуемым. Полученные таким образом численные значения концентраций азота, фосфора и кремния могут быть приняты (на основе сделанных выше предпосылок – олиготрофная среда, оптимальное соотношение концентраций биогенных веществ) как экологические нормативы, обеспечивающие полное благополучие рассматриваемого водного объекта, т.е. определены экологические предельно допустимые концентрации азота (ПДК^N_Э), фосфора (ПДК^D_Э) и кремния (ПДК^{SI}_S).

Применим в качестве примера приведенный выше метод для экологического лимитирования содержания азота, фосфора и кремния в водах Нарвского залива. Исходим из среднемноголетних значений температуры (t[°]), глубины (h) и скорости (v) на самой прибрежной станции отбора проб сети Гидрометслужбы ЭССР, т.е. на станции H₄ (рис. I), обстоятельство, которое должно гарантировать экологическое равновесие по всей акватории Нарвского залива, включая и его прибрежные воды.



Рис. 1. Схема устьевого взморья реки Нарвы.

Среднемноголетние данные на станции H_4 следующие: t° = 10,7 °C, v = 16,0 см/с и h = 5,0 м.

Теперь показатель b (формула 6) равен

 $b = 10,7 \cdot 5,0 \cdot 16,0 = 856.$

На основании зависимости (7)

$$a = Ab = 856 \cdot 27, 8 = 23797$$
.

В свете формулы (5) имеем

[N_].[P_].[Si_] = 23797.

Решение последнего методом последовательных приближений (придерживая при этом оптимальное соотношение (8) между концентрациями азота, фосфора и кремния) приводит к следующим значениям:

[N_M] = 32 MRT/A, [P_M] = 12 MRT/A, [Si_M] = 62 MRT/A.

После округления последних можем написать

[N_M]= 30 мкг/л, [P_M]= 10 мкг/л, [Si_M] = 60 мкг/д, концентрации, которые могут быть рассмотрены как экологические ПДК для вод Нарвского залива, а также для других аналогичных ему по морфометрическим и гидродинамическим условиям акваторий Белтийского моря. Следовательно,

Нынешняя экологическая ситуация вод Нарвского залива охарактеризована в работе [2], где показано, что воды устьевого взморья могут быть отнесены к мезотрофному типу среды (УТ = 3;6). Поэтому в дальнейшем необходимо ограничивать поступление в Нарвский залив биогенных веществ, и все это, в первую очередь, путем установления для них норматива допустимых нагрузок. Расчет последних должен опираться на предложенные выше ПКД (9), выполнение которых гарантирует благополучие (с позиции эвтрофирования) водного объекта при одновременном сохранении в нем максимального видового разнообразия фитопланктона и высокой самоочицающей способности водной среды.

Литература

I. Ц в е т к о в а Л.И. Оценка и прогноз эвтрофирования в слабоминерализованных нестратифицированных водоемах: Автореф. дис. ... докт. биол. наук. Л.: 1981. 44 с.

2. Сяэрекынно Ю.Я., Бомзе З.М. Об определении уровня трофии вод устьевого взморья реки Нарвы // Тр. Таллиниск. политехн. ин-та. 1985. № 593. С. 21-29.

J. Saarekynnu

Etablissement des normes écologiques pour les substances nutritives dans les equx de surface

Résumé

Cet article traite de la question sur l'établissement des normes écologiques pour les substances biogenes (N, P, Si) dans le milieu aqueux en se basant sur l'indice complexe de conditions de l'environnement aqueux et sur les concentrations optimums des substances nutritives dans la même pièce d'eau correspondant au taux d'eutrophication optimum.

On a déterminé pour les eaux du golfe de Narva les normes écologiques suivantes: 30 microgrammes d'azote par litre (30 μ g N/1) et respectivement 10 μ g P/1 et 60 μ g Si/1.

J. Saarekonno

Mineraalse lämmastiku, fosfori ja rani ökoloogiliste piirkontsentratsioonide maaramisest veekogudes

Kokkuvõte

Artiklis käsitletakse biogeensete ainete ökoloogiliste piirkontsentratsioonide määramise meetodit, lähtudes L.I.Tswekova keskkonna troofse seisundi võrrandist. Ülesanne on konkreetselt lahendatud Narva lahe vete jaoks, saades mineraalse lämmastiku, fosfori ja räni ökoloogilisteks piirkontsentratsioonideks vastavalt 30, 10 ja 60 mikrogrammi liitris. ₩ 7II

TALLINNA TEHNIKAÜLIKOOLI TOIMETISED

ТРУЛН ТАЛЛИННСКОГО ТЕХНИЧЕСКОГО УНИВЕРСИТЕТА

УДК 628.31

А.А. Калдамяэ

ОЦЕНКА УДЕЛЬНОГО ВЕСА ЧЛЕНОВ ФОРМУЛЫ РАСЧЕТА КОНЦЕНТРАЦИИ ЗАГРЯЗНИТЕЛЕЙ ПРИ ФОРМИРОВАНИИ ТОЧНОСТИ РАСЧЕТА

В формулах, используемых при определении качества воды для расчета концентрации загрязнителей, имеется ряд величин, для определения значений которых следует проводить полевые исследования на рассматриваемой реке и в водном бассейне.

Например, формула:

$$S = \frac{S_{ct} q}{H\sqrt{\pi \times D_{y}^{X}}} \frac{1}{erf\left(\frac{B\sqrt{v}}{2\sqrt{D_{y}^{X}}}\right)} exp\left(-\frac{\left(\frac{y+\frac{v}{2}}{2}\right)^{2}v}{4D_{y}^{X}} - \kappa_{1}\frac{x}{v}\right).$$

где S - концентрация загрязнителя на расстоянии X; S_{ст} q - концентрация загрязнителя и расход воды при впуске;

Н, V - скорость и глубина течения реки;

- х удаленность от впуска (продольная координата);
- В ширина реки;
 - у координата в направлении поперек реки;
- D_и коэффициент поперечной дисперсии;
- к₁ коэффициент биохимической потребности в кислороде.

Для получения достоверных значений величин S_{ct}, q, H , \lor , В надо проводить длительные и трудоемкие полевые исследования. Для определения концентрации загрязнителя в поперечном сечении \times данной реки необходимо знать эти данные для всего водного бассейна выше рассматриваемого сечения. Требуется определить концентрацию загрязнителя и расход воды в устье каждого притока данной реки, также необходимо знать параметры исследуемой реки как в вышеназванных местах. так и в местах впадения сточной воды. Ввиду этого следует решить вопрос, какие члены формулы и в какой мере влияют на точность расчета.

Реальные физические явления описываются математическими моделями обычно приблизительно, отображая лишь основные отношения.

В данном случае коэффициенты в формуле найдены эмпирически, поэтому они приближенные и удовлетворяют выражение лишь в конкретных условиях.

Аналогично положение и с данными, полученными в результате измерений, их точность зависит от методики измерений и от технических возможностей, которыми располагает исследователь.

Неточность результата расчета обусловлена в конечном счете следующими обстоятельствами:

- а) погрешность математической формулировки,
- б) погрешность метода;
- в) погрешность от округления значений.

В данном случае нас интересует т.н. условная погрешность, обусловленная погрешностью метода расчета и погрешностями от округления значений. При данной формуле она зависит от точности измерений измеряемых величин. Для присутствующих в формуле констант и числа π предполагается, что это точные числа и не влияют на точность результата. Так как коэффициенты D₄ и к₁ получены в результате предварительных вычислений, то применительно к данной формуле можно их также рассчитать точными числами.

Особый интерес вызывают параметры реки и величины, описывающие загрязнитель, измерение которых в природных условиях довольно трудоемко.

Для исследования проблемы составлен пакет программ, при помощи которого, расчленив формулу на отдельные операции, рассматривается относительная погрешность, обусловленная каждой операцией и ее перенос в расчетах.

Далее выводится относительная погрешность каждой операции и конечного результата. Изменяя исходные условия (значения S_{ст}, q, B, H, v и/или точность из-

38

мерения (абсолютная погрешность)) возможно выяснить удельный вес каждого члена формулы при формировании точности расчета.

В ходе анализа расчета изменяли относительные погрешности измерений исследуемых величин (по отдельности и в группе) I-IO %.

Из полученных результатов следует, что:

при измерении ширины реки В достаточно точности
 10 % - это не влияет на точность расчета;

2) при измерении расстояния × между рассматриваемым сечением и местом втока сточной воды нельзя допустить погрешности более I %;

3) при определении скорости течения реки v погрешность не может превышать I %;

4) учитывая вышеприведенные заключения можно допустить некоторую погрешность при определении величин H, q и S_{ст} (см. таблицу I):

Таблица I В расчетах B = 60,0 м H = 2,5 м v = 0,1 м/c $q_r = 1,0 \text{ м}^3/c$ $S_{cr} = 120,0 \text{ мr/л}.$

Если × = 100 м, тогда S = 102, I мг/л × =1000 м S = 30,6 мг/л

Величина	Точность	(M)	Относительная погрешность
. Marken and	Nossanaer 10 %	100	0,184
H,q,Sct	10 %	1000	0,155
отдельно	5 %	100	0,134
-asocenerod	wording pacters	1000	0,105
Huą	IO %	100	0,274
или	üst käigus on 3	1000	0,245
Hu S _{ct}		100	0,174
чли ч U Sct	5 %	1000	0,134
Rizetatod a	uuruapi jeoka o	100	0,364
H, q, Ser	IO %	1000	0,335
вместе		IÓO	0,214
	5 %	1000	0,185

 а) при погрешности одной из названных величин в I0 %,
 относительная погрешность результата расчета увеличится в I,6-I,9 раза (в случае 5 %, в I,06-I,4 раза);

б) если позволить погрешность в 10 % одновременно для Н и q, или Н и $S_{c\tau}$, или q и $S_{c\tau}$ то относительная погрешность результата увеличится в 2,5-2,9 раза (в случае 5 % в 1,4-1,8 раз);

в) при одновременной погрешности в 10 % всех этих трех величин относительная погрешность результата увеличится в 3.5-3.6 раз (в случае 5 %, в 1,9-2,3 раза).

Как видно из таблицы и с учетом вышеприведенных заклочений, значение относительной погрешности результата расчета меняется от 0,1 до 0,36.

Заключение. Анализ показывает, что при измерении х и у в пределах относительной погрешности в I % можно приблизительно определить В, Н, q, S_{ст}, причем достоверность результата значительно не уменьшается.

Результаты наших исследований предоставляют возможность:

I) брать значениями В и Н их средние значения на некотором отрезке реки (можно отказаться от трудоемких полевых исследований для их точного определения);

2) использовать при задании значений с, и S_{ст}данные, полученные от владельца источника сточной воды, учитывая, что погрешность их определения не превышает IO %.

Литература

I. Паал Л.Л. Инженерные методы расчета формирования воды водотоков. Таллинн. 1976.

A. Kaldamae

Evaluation of the Role of Members in the Waste Water Concentration Formula to the Exactness of Calculations

Abstract

In this paper the forming of miscalculation during the determination of waste water concentration is examined.

Both the operations in corresponding formula and the exactness of measuring river parametres and quantities characterizing waste substance are taken into consideration, as well as their influence on the final result and carrying over a mistake once arisen in calculations. The permissible values of relative mistakes in initial data are also presented.

A. Kaldamae

Recaine kontsentratsiooni arvutusvalemi liikmete osatähtsuse hindamine arvutustäpsuse kujunemisel

Kokkuvõte

On koostatud programmipakett, mis uurib valemi iga tehtega tekkivat relatiivset viga ja selle edasikandumist arvutustes.

Analüüsi kaigus on jõutud järeldusele, et arvutustulemuse usaldusväärsust oluliselt kahjustamata võib lubada kullaltki ligikaudselt määrata jõe laiust ja sugavust ning reovee vooluhulka ja kontsentratsiooni sisselaskel. Nimetatud suuruste jaoks on esitatud lubatud relatiivse mõõtmisvea piirid. 1 7II

TALLINNA TEHNIKAÜLIKOOLI TOIMETISED

ТРУЛН ТАЛЛИННСКОГО ТЕХНИЧЕСКОГО УНИВЕРСИТЕТА

УДК 532.517

А.А. Айтсам, Э.Н. Даниель, У.Р. Лийв

ИЗМЕНЕНИЕ КОЭФФИЦИЕНТА ПОВЕРХНОСТНОГО ТРЕНИЯ ПРИ ЗАМЕДЛЕННЫХ ТУРБУЛЕНТНЫХ ТЕЧЕНИЯХ В ЦИЛИНДРИЧЕСКИХ ТРУДОПРОВОДАХ

Опной из малоизученных областей современной гидродинамики являются изменения коэффициента трения при нестационарных турбулентных течениях в трубопроводах. В то время. как при стационарных течениях уже в течение полувекового периода имеются зависимости и графики для определения этой важнейшей для инженерных расчетов гидродинамической характеристики, для нестационарных течений равноценные систематические исследования отсутствуют. Особенно слабо изучены вопросы изменения гидродинамических характеристик при замедленных течениях: анализ результатов изменения коэффициента гидравлического трения, полученных разными авторами, не согласуется даже в качественном отношении II, 2. 3]. С другой стороны, анализ экспериментальных установок, применяемых в этих исследованиях, показывает, что с точки зрения физических свойств испытываемой жидкости суцествуют две совершенно различные гидравлические схемы (рис. I):

 а) регулирующий клапан находится в конце рассматриваемого участка трубопровода;

б) регулирующий клапан расположен в начале трубопровода.

На приведенном рисунке регулирующий клапан находится в середине трубопровода и, следовательно, охвачены оба случая расположения клапана. На рисунке в отдельные моменты времени в виде вертикальных отрезков нанесены действующие в ходе замедленного течения величины сил давления, трения и инерции. Как видно, временное изменение со-

42



Рис. 1. Схемы расположения регулирующего клапана. Построенные для двух разных моментов времени замедленного течения величины h; и h, выражают соответственно работу сил инерций, давления и трения.





Отношения указанных сил определяет ход исследуемой величины сил трения. Рассматривая правую часть трубопровода. расположенную ниже регулирующего клапана видно, что B03никшие инерционные силы вызывают появление отрицательных уклонов давления, измеряемых датчиками давления. Определяемая таким образом линия 1-1 включает как действие сил давления, так и сил инерции. Появление отрицательных уклонов давления означает появление в исследуемой жидкости растягивающих усилий. Как известно из физических свойств жидкостей [4], растягивающие усилия жидкостями вовсе не воспринимаются и следствием этого является резкое изменение плотности потока с нарушениями сплошности. Сказанное непременно оказывает свое влияние на структуру потока, a также на исследуемый коэффициент трения. Поэтому формальное провозглашение т.н. "жесткой" задачи должно быть каждый раз проверено исходя из конкретной схемы гидравлической системы.

В работе [5] приводятся результаты измеренных с помощью термоанемометрического способа реализации изменения касательного напряжения Со во время замедленных течений на стенке труб с двумя диаметрами 34 и 60 мм. Анализ этих экспериментальных данных показывает, что хотя регулирующий клапан обеспечивает одинаковый закон изменения расхода (мгновенной средней по сечению скорости), определяемые из экспериментальных данных изменения касательного напряжения по зависимости С_{fu} < 8 τ_o / eV² коэффициенты поверхностного трения для этих двух труб в качественном отношении отличаются. Сказанное наглядно иллюстрируется на рис. 2, где приводятся результаты обработки экспериментальных данных 8 опытов в обычной форме с_{fu} = f(Re) (коэффициент поверхностного трения в зависимости от мгновенного числа Рейнольдса). При этом следует подчеркнуть, что обозначенные на графике цифрами I, 2, 3 и 4 относятся . K экспериментальным данным с диаметром трубы 60 мм. а C цифрами I', 2', 3' и 4' к таким же режимам изменения расхода в трубе с диаметром 34 мм. Как видно, все экспериментальные данные, относящиеся к трубе с диаметром 34 мм, расположены в начальной стадии замедления потока ниже линии гладкого сопротивления (показанной на графике пунктирной линией), а опытные точки, определяемые при испытании трубопровода с диаметром 60 мм, находятся выше указанной линии. При этом необходимо указать, что режимы закрытия регулирующего клапана, а также реализации измеренных величин приводятся в работе [5]. Осреднение этих величин гидродинамических характеристик выполнено методом ансамбля по отдельным реализациям, пример которых показан на рис. 3.



Рис. 3. Единичная реализация измеренных величин средней скорости V и касательного напряжения трения на стенке трубы \mathcal{T}_0 в ходе замедления потока.

Минимальное количество реализаций, составляющих ансамбль, не менее 30, что по данным работы [6] является достаточным для определения интегральных величин нестационарного потока.

Анализ отдельных членов уравнения количества движения жидкости, описывающего нестационарное течение жидкости в одномерной постановке

$$\frac{2L\tau_0}{r_0} = (p_1 - p_2) - \rho L \frac{dV}{dt}, \qquad (I)$$





где L - длина трубопровода;

- τ. касательное напряжение на стенке;
- r. радиус трубопровода;
- р давление в выбранном сечении;
- V мгновенная средняя по сечению скорость

показывает, что порядок сил трения для трубопровода 34 мм соизмерим с силами инерции и поэтому отрицательные уклоны линий і-і возникают лишь в конечной стадии опыта. B TO время для трубы с пнаметром 60 мм инерционная емкость И. следовательно, доля сил инерции значительно больше и этим обуславливается появление отрицательных уклонов линии і-і сразу после начала закрытия регулирующего клапана. Можно предполагать, что с дальнейшим увеличением диаметра трубопровода выпеописанное влияние инерционных сил сказывается более резко: данные натурных исследований с большими магистральными трубопроводами, в системах ГЭС, ГАЭС и насосных станций указывают на появление отрицательных давлений за затвором сразу в начале регулирования расхода [7].

Для проверки указанной предпосылки на рис. 4 и 5 приводятся результаты двух опытов трубой с диаметром 60 мм, где определены как реализации измеряемых величин, так N изменение членов, входящих в уравнение (I). По сравнению с опытными данными, приводимыми на рис. 2, для большей наглядности в этих опытах уменьшена начальная скорость движения воды, что при одинаковых законах закрытия клапана приводит к меньшей величине замедления dV/dt. Как видно из представленных реализаций экспериментальных данных. Опыты имеют соответственно продолжительность 3,0 и 5,2 с. B моменты времени 1.15 и 2.15, когда уклон линии 1-1 становится отрицательным, величина коэффициента поверхностного трения, как показывают расчеты, принимает значение больше квазистационарной, определяемой линией гладкого сопротив-Тем самым рассматриваемая задача переходит ления. OT "жесткой" к задаче, где плотность потока меняется в зависимости от имеющихся в потоке реальных отрицательных давлений.

Анализом, проведенным в работе [8], предлагается рассматривать результаты экспериментального исследования замедленных течений в зависимости от безразмерного времени



Рис. 6. Изменение коэффициента поверхностного трения замедленных течений в зависимости от определяющих параметров Re и t.

 $t^+ = t_{\nu}/R^2$. На рис. 6 коэффициент поверхностного трения при замедленных течениях приводится в зависимости от мгновенного числа Рейнольдса и от указанного параметра t^+ . На график нанесены отдельные реализации изменения коэффициента поверхностного трения, из числа этих экспериментальных данных найдены опытные точки, отвечающие постоянным безразмерным временам. Безразмерному времени $t^+ = 0$ соответствует точка на линии гладкого сопротивления исходного стационарного течения. Как видно из графика, линии постоянных времен аппроксимируются в виде прямых линий, выделенных на графике.

Для пользования этим графиком в условиях замедленных течений должно быть задано изменение расхода (скорости) во времени Q = f(t), далее определяются мгновенные значения числа Re и соответствующие им безразмерные времена, по этим двум параметрам по графику интерполируются значения мгновенного коэффициента поверхностного трения с fm. В случае, отличающемся от показанного на графике значения исходного числа Re, начальную точку сетки с постоянными временами следует сместить в точку, соответствующую исходному течению. Следует еще добавить, что вышеописанная методика может быть рекомендована для гладкой области турбулентного режима.

Выводы

I. Коэффициент поверхностного трения при замедленных турбулентных течениях в условиях жесткой задачи меньше соответствующей квазистационарной величины.

2. Коэффициент поверхностного трения с зависит от мгновенного числа $Re=V\cdot d/v$ и от безразмерного времени $t^+=tv/R^2$.

3. Границей применения вышеприведенной методики является линия сопротивления области гладких русел.

Литература

1. I g u c h i M., O h m i M. Unsteady Frictional Losses Deceleration Turbulent Pipe Flows II Techn. Rep. of the Osaka University. 1983. Vol.93. No 1728. P. 349-358.

2. I u n i c h i K., M a s a h i r o M. Accelerated and Decelerated Flows in a Circular Pipe/ I-st report. Velocity profile and friction coefficient// Bull ISME.1986 Vol. 29. No 249. P. 758-765.

3. Гулин Н.П. и др. Динамика течения жидкости и коэффициент сопротивления трения при опорожении трубопроводов / Физико-энергетический институт. Обнинск. 1984. 19 с.

4. Чугаев Р.Р. Гидравлика. Л.: Энергоиздат. Ленингр. отд-ние. 1982. 672 с.

5. Айтсам А.А., Даниель Э.Н., Сарв Л.Э. Изменение локальных параметров при постоянном замедлении течения жидкости в цилиндрических трубах // Тр. Таллиннск. техн. ун-та. 1989. № 686. С. 19-32.

6. Лийв У.Р., Руубел Р.Ю. Влияние нестационарности на рейнольдсовые напряжения ускоренных течений в трубах // Гидротехническое строительство. 1987. № 8. С. 30-33. 7. Карелин В.Я., Кривченко Г.И., Аршеневский Н.Н., Новодержкин Р.А. Исследования переходных процессов и явлений нестационарности с целью совершенствования конструктивных решений ГЭС, ГАЭС и насосных станций // Гидротехническое строительство. 1983. № 8. С. 8-11.

8. Айтсам А.А., Даниель Н.Э., Сарв Л.Э. О коэффициенте поверхностного трения при замедленных течениях // Тр. Таллиннск. техн. ун-та. 1989. № 686. С. 33-42.

> A. Aitsam, E. Daniel, U. Liiv

The Skin Friction Coefficient during Turbulent Deccelerated Flows in Pipes

Abstract

The behaviour of the skin friction coefficient in decelerating turbulent pipe flows has been investigated experimentally. The flow patterns in pipes are affected by the vacuum, generated due to the fast closure of valves. Attractive forces are also encountered. The investigations confirm that under these conditions the skin friction coefficient varies in large scales. A new graph and its area of validity are presented in order to determine the skin friction coefficient value for decelerating flow.

A. Aitsam, E. Daniel,

U. Liiv

<u>Höördeteguri muutumisest vedeliku aeglustuval</u> turbulentsel voolamisel torudes

Kokkuvõte

Torustikes tekivad reguleeritavate klappide kiire sulgemise korral inertsjõudude mõjul alarõhud. Viimaste tagajärjel muutub aeglustuva voolamise hüdrodünaamiline struktuur. Võimalik on ka tõmbepingete tekkimine. Uurimistöö eksperimentaalne osa näitab, et inseneriarvutusteks tähtis suurus – höördetegur – muutub seejuures suurtes piirides. Toodud on ka nn. jäiga mudeli kasutuspiirkond ja graafik höördeteguri määramiseks aeglustuval voolamisel. # 7II

TALLINNA TEHNIKAÜLIKOOLI TOIMETISED

ТРУЛЫ ТАЛЛИННСКОГО ТЕХНИЧЕСКОГО УНИВЕРСИТЕТА

удк 697.34

Т.-А. Кыйв

О РЕГУЛИРОВАНИИ ОТПУСКА ТЕПЛОТЫ В НЕБОЛЬШИХ СИСТЕМАХ ТЕПЛОСНАБЖЕНИЯ

В двухтрубных водяных системах теплоснабжения широко используется комбинированное регулирование отпуска теплоты. При этом температурный график по отопительной нагрузке поддерживается от расчетной температуры до температуры точки излома наружного воздуха. Дальше, при температурах наружного воздуха выше точки излома поддерживается температура прямой сетевой воды на уровне 60 или 70 °С. Вызвано это необходимостью обеспечения требуемой температуры воды в системе горячего водоснабжения.

Однако такое регулирование в переходное время сезона из-за несоответствия температуры прямой сетевой воды отопительному графику в неавтоматизированных отопительных установках вызывает перетоп, который можно устранить местными и индивидуальными регуляторами отпуска теплоты. Усложняет применение регуляторов, сегодня у нас их нехватка (особенно индивидуальных) и высокая стоимость, а также необходимость одновременного повышения уровня эксплуатации (качества сетевой воды, квалификации эксплуатационного персонала и т.д.). При этом обычные индивидуальные терморегуляторы лучший эффект дают в двухтрубных системах отопления, а у нас очень широко применяются однотрубные системы.

Для таких систем теплоснабжения при отсутствии автоматических регуляторов отпуска теплоты на отопление предлагается относительно простой способ регулирования отпуска теплоты, базирующийся на применении двухсопловых элеваторов [I, 2]. Последние позволяют работать, как минимум, с двумя различными коэффициентами смешения прямой и обратной сетевой волы. Предлагаемый способ заключается в следующем: при низких температурах наружного воздуха, от характерной точки (выбирается в районе точки излома графика) до расчетной температуры наружного воздуха в источнике теплоты производят качественное регулирование по отопительной нагрузке, а коэффициент смещения прямой и обратной воды соответствует расчетному значению. При температурах наружного воздуха выше характерной точки до конца отопительного периода поддерживается новый повышенный график воды в прямой линии тепловой сети, а коэффициент смещения прямой и обратной сетевой воды абонентского ввода повышенная, благодаря переключению двухсоплового элеватора на работу только внутренним соплом (см. рис. I).

Коэффициент смещения двухсоплового элеватора с расчетного до максимального значения увеличивается за счет уменьшения площади сечения рабочего сопла, так как $u = f(f_c/f_p)$, где f_c, f_p - соответственно площадь сечения камеры смещения и рабочего сопла.

Текущие значения температуры прямой сетевой воды повышенного графика определяются по зависимости [1]:

$$\tau_1 = - u (\tau_3 - \tau_2) + \tau_3, \tag{1}$$

где u - новое значение коэффициента смещения прямой и обратной сетевой воды, определяемое из выражения [2];

τ₃, τ₂ - текущие температуры воды соответственно в подающем и обратном трубопроводе системы отопления.

Новый коэффициент смешения определяется по реальным возможностям водоструйного элеватора и из условия обеспечения необходимой температуры в системе горячего водоснабжения, по выражению [2]:

$$u = (\tau_1^{H,\kappa} - \tau_3^{H,\kappa}) / (\tau_3^{H,\kappa} - \tau_2^{H,\kappa}), \qquad (2)$$

где

температуры воды соответственно в прямой линии тепловой сети, по→ дающей в систему и обратной из системы отопления в начале (конце) отопительного сезона.



Рис. 1. Температурный график прямой (1), обратной (2) сетевой и подающей (3) в систему отопления воды: t_н, t_{нк}, t ни, t_{нр} – температуры наружного воздуха, соответственно, текущая, в начале (конце) отопительного сезона, характерная и расчетная.

Например, в условиях г. Таллинна, при $\tau_1^{H,\kappa} = 67$ °C и $u_{pacu} = 2,2$ требуемый коэффициент смешения двухсоплового элеватора в режиме работы внутреннего сопла u = 4,0. При падении температуры наружного воздуха до +2 °C температура в прямой линии теплосети достигает значения $\tau_1 = 94$ °C, а дальше до расчетной температуры наружного воздуха применяется качественное регулирование по отопительной нагрузке (см. рис. 2).

При практической реализации предлагаемого способа переключение двухсоплового элеватора производится магнитным вентилем по импульсу контактного термометра или вручную.

Предлагаемый метод позволяет ликвидировать перетоп в отапливаемых помещениях при подключении системы отопления к тепловым сетям через элеваторы и реализуется простыми средствами – на базе двухсоплового элеватора.





Литература

I. А.с. СССР № 606036. Элеваторный узел. 2. А.с. СССР № 1153198. Элеваторный узел.

55

T.-A. Koiv

Heat Load Output Control in the Mean and Small Heat Supply Systems

Abstract

The article presents the method of output control for the hot-water heat supply system. The method is based on using two-nozzle hydroelevators and rising water temperature in the feed tube of district heating pipelines at high outdoor temperatures.

T.-A. Koiv

<u>Soojusväljastuse reguleerimisest</u> mitte suurtes soojusvarustuse susteemides

Kokkuvõte

Artiklis on esitatud meetod kütteseadmete reguleerimiseks tsentraalse soojusvarustuse tingimustes, mis pohineb katlamajast väljastatava soojuskandja temperatuuri tostmisel ja kaheduusilise elevaatori segamisteguri suurendamisel kõrge välistemperatuuri korral.



Цена 1 руб. 60 кол.

