

РАЗДЕЛ «БИОТЕХНОЛОГИИ. ЭКОЛОГИЯ»

УДК 577.1:636

ГУЛЯЄВ В.М., к.т.н., доцент
ВИНОКУРОВА Т.К., к.б.н., доцент
ФІЛІМОНЕНКО Д.В., аспірант

Дніпродзержинський державний технічний університет

ПІДБІР СКЛАДУ ПОЖИВНОГО СЕРЕДОВИЩА ДЛЯ БІОСИНТЕЗУ ІНВЕРТАЗИ КУЛЬТУРОЮ ДРІЖДЖІВ *SACCHAROMYCES CEREVISIAE*

*Досліджено вплив різних джерел азоту на культивування і біосинтез інвертази хлібопекарськими дріжджами *S. cerevisiae* расою 822. Для кожної окремої варіації середовища визначено величини накопичення біомаси, споживання цукру, інвертазна активність дріжджової культури. Запропоновано комплексне використання сечовини та дріжджового автолізу для приготування промислових поживних середовищ в технології виробництва β -фруктофуранозидази.*

*Исследовано влияние различных источников азота на культивування и биосинтез инвертазы хлебопекарными дрожжами *S. cerevisiae* расой 822. Для каждой отдельной вариации среды определены величины накопленной биомассы, потребление сахара, инвертазная активность дрожжевой культуры. Для приготовления промышленных питательных сред в технологии производства β -фруктофуранозидазы предложено комплексное использование мочевины и дрожжевого автолизата.*

*Influence of various sources of nitrogen on cultivation and biosynthesis invertase by baker yeast *S. cerevisiae* race 822 is investigated. For each separate variation of medium amount of dry cell mass, consumption of sugar, invertases activity of yeasts culture are certain. For preparation of industrial nutrient mediums in the invertases technology is offered complex use of urea and autolysis of yeasts.*

Вступ. Інвертаза (β -фруктофуранозидаза Е.С 3.2.1.26) каталізує розщеплення цукрози на глюкозу та фруктозу за рахунок гідролізу β -1,4-глікозидного зв'язку. Інвертаза широко використовується в кондитерській промисловості для отримання відносно стабільних цукрових сиропів, кондитерських виробів з рідкою або м'якою начинкою, виробництві морозива, в лікєро-горілчаній – для приготування напоїв, в бджільництві. Інвертаза – один з найбільш широко використовуваних в народному господарстві ферментів, область її застосування постійно зростає. Фермент користується великим попитом як у вільній, так і у іммобілізованій формі [1, 2].

Постановка задачі. Метою даного дослідження було вивчення впливу джерел азоту поживного середовища на біосинтез β -фруктофуранозидази культурою дріжджів *S. cerevisiae*.

В якості об'єкту дослідження використовували культуру *Saccharomyces cerevisiae* раса 822, яку підтримували та зберігали на скошеному агаризованому середовищі, наступного складу (%): сахароза 2, дріжджовий екстракт 0,3, пептон 0,5 і агар 2, рН 6,8-7,0 при + 4°C.

В якості посівного матеріалу використовували 2-3 добову культуру дріжджів, вирощену на косяках. Культуру переносили в стерильних умовах у вигляді суспензії в 10 мл дистильованої води. Вихідна концентрація клітин складала $1,04 \cdot 10^7$ кл/мл.

На наступному етапі культуру *Saccharomyces cerevisiae* вирощували в колбах Ерленмейера ємністю 250 мл шляхом глибинної ферментації при рН = 6,0 протягом 48 годин при 30°C на поживному середовищі наступного складу (г/л): сахароза 30, пептон 5,0 і дріжджовий екстракт 3,0 з постійним перемішуванням на вібротермі при 200 хв⁻¹. В середовище вносили 1 мл посівного матеріалу. Культуру, що отримали при вирощуванні, застосовували в експерименті.

Визначали вплив складу поживного середовища на біосинтез. Для цього проводили культивування аліквоти культури в колбах Ерленмейера з додаванням в поживне середовище джерел азоту у вигляді пептону, дріжджового екстракту і дріжджового автолізу в концентрації 0,5 г/100 мл. При застосуванні сечовини в якості джерела азоту її концентрацію змінювали від 1 до 6 г/л.

Дріжджовий автолізат отримували за допомогою ультразвукового диспергатора УЗДН-А. На початку логарифмічної фази росту проводили дезінтеграцію близько 20 % маси культури в ультразвуковому дезінтеграторі і продовжували культивування. В кінці експоненціальної фази проводили повторну дезінтеграцію в тому ж об'ємі з подальшим культивуванням дріжджів до максимального накопичення інвертази в середовищі.

Активність інвертази визначали згідно з методом Самнера і Хоувела. Одна інвертазна одиниця визначалася як кількість ферменту, що дозволяє отримати 1 мг інвертного цукру на протязі 5 хвилин при 20°C і рН 4,5. Біомасу дріжджів визначали центрифугуванням культуральної рідини[3]. Вміст цукру в середовищі оцінювали спектрофотометричним методом[4].

Результати роботи. В ході дослідження сечовину додавали до поживного середовища в концентрації від 1 до 6 г/л і визначали її вплив на біосинтез інвертази культурою *Saccharomyces cerevisiae*.

Максимальна інвертазна активність дріжджів, що складає 9,15 Од/мл, отримана при концентрації сечовини 3 г/л. Менша концентрація сечовини недостатня для індукції уреазы, яка являється промотором біосинтезу β-фруктофуранозидази, тому вихід ферменту при концентрації сечовини < 3 г/л незначний. Високі концентрації сечовини > 3 г/л викликають денатурацію клітин *Saccharomyces cerevisiae*, що сприяє зниженню рівня біосинтезу інвертази.

Вплив різних концентрацій сечовини на біосинтез інвертази наведений на рис.1.

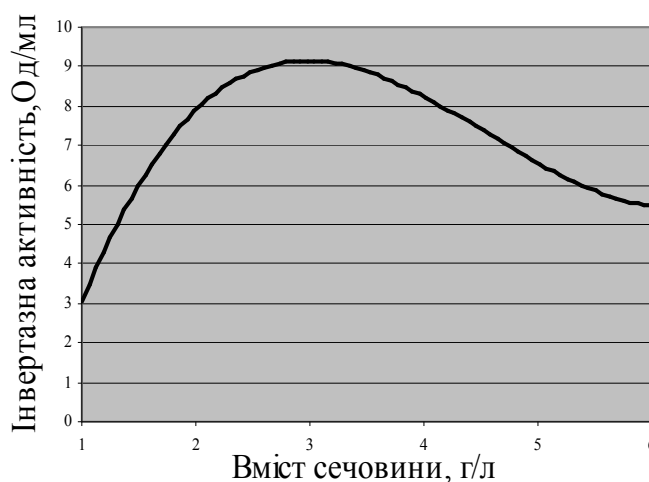


Рисунок 1- Вплив сечовини на інвертазну активність культури *S. cerevisiae*

Для приготування поживного середовища, окрім сечовини, використовували інші джерела азоту, а саме дріжджовий екстракт, пептон, дріжджовий автолізат. В результаті проведених досліджень встановлено залежність накопичення біомаси дріжджів і інвертази від вмісту азоту в середовищі (табл. 1).

Таблиця 1 – Вплив вмісту джерел азоту на біосинтез інвертази культурою *Saccharomyces cerevisiae* раса 822

Джерела азоту	Біомаса дріжджів, г/л	Споживання цукру, г/л	Активність інвертази, Од/мл
Дріжджовий автолізат	7,44	23,68	10,53
Пептон	5,34	20,71	8,89
Сечовина	6,01	21,14	9,15
Сечовина + дріжджовий автолізат	7,72	24,22	11,08
Дріжджовий екстракт	3,11	17,34	4,37

За даними таблиці комплексне використання дріжджового автолізату та сечовини являється найбільш доцільним для індукції синтезу біомаси та інвертази. Комплексне джерело азоту сприяє накопиченню біомаси до рівня 7,72 г/л, що більше, ніж в 2 рази більше, ніж при застосуванні дріжджового екстракту. Активність інвертази при цих умовах складає 11,08 Од/мл і перевищує значення, отримані при застосуванні інших джерел. Підвищення споживання цукру до значення 24,22 г/л свідчить про метаболічну активність культури дріжджів, яка сприяє біосинтетичним процесам і підвищенню інвертазної активності. Обробка культуральної рідини в дезінтеграторі з метою отримання автолізату не призводить до порушення або часткової зупинки процесу культивування. Вміст пошкоджених клітин виходить в середовище, за рахунок чого може інтенсифікуватися як ріст культури, так і синтез ферментів, в тому числі інвертази. Клітини, які лишилися в популяції, зберігають свою життєздатність, що пояснює відсутність порушення росту культури.

Висновки. 1. Досліджено вплив концентрації сечовини на біосинтез інвертази культурою дріжджів *Saccharomyces cerevisiae*. Оптимальний вміст сечовини в поживному середовищі складає 3 г/л.

2. Експериментально визначені величини інвертазної активності, споживання цукру і накопичення біомаси *Saccharomyces cerevisiae* при застосуванні в якості джерел азоту дріжджового автолізату, пептону, сечовини, дріжджового екстракту.

3. Показано, що комплексне використання дріжджового автолізату та сечовини в якості джерела азоту є найбільш ефективним для досягнення високої інвертазної активності хлібопекарських дріжджів.

4. Експериментальні результати рекомендовано застосувати при розробці технології виробництва дріжджової інвертази.

ЛІТЕРАТУРА

1. Грачева И.М. Технология ферментных препаратов. – 2-е изд., перераб. и доп. М.: Агропромиздат, 1987. – 335 с: ил. – (Учебники и учебные пособия для студентов высш. учеб. заведений).

2. Reed, G., and T. W. Nagodawithana. 1991. Yeast technology, 2nd ed., p. 261-313, 315-368. Van Nostrand Reinhold, New York, N.Y.
3. Лабораторний практикум по технологи ферментних препаратів. Учебное пособие для вузов/[И.М. Грачева, Ю.П. Грачев, М.С. Мосичев и др.] – М.: Легкая и пищевая пром-сть, 1982. – 240с.
4. Tasun K, P.Chose and K. Ghen, 1970. Sugar determination of DNS method. Biotechnol. Bioeng., 12: 921p.

УДК – 577.1:636

ГУЛЯЄВ В.М., к.т.н., доцент
ВИНОКУРОВА Т.К., к.б.н., доцент
ХАРИТОНОВА О.Ю., аспірант

Дніпродзержинський державний технічний університет

ПІДБІР СКЛАДУ ПОЖИВНОГО СЕРЕДОВИЩА ДЛЯ ОТРИМАННЯ ЙОДОВАНОЇ БІОМАСИ ХЛІБОПЕКАРСЬКИХ ДРІЖДЖІВ

*В роботі представлені результати експериментальних досліджень з культивування хлібопекарських дріжджів *Saccharomyces cerevisiae* раса 822 на поживних середовищах з застосуванням артезіанської води в якості джерела мінеральних речовин, а також досліджень з отримання йодованих дріжджів. Застосування артезіанської води в якості мінеральної сировини та додавання йоду у вигляді солей калію сприяє отриманню йодованої біомаси хлібопекарських дріжджів.*

*В работе представлены результаты экспериментальных исследований по культивированию хлебопекарных дрожжей *Saccharomyces cerevisiae* раса 822 на питательных средах с использованием артезианской воды в качестве источника минеральных веществ, а также исследований по получению йодированных дрожжей. Использование артезианской воды в качестве минерального сырья и добавление йода в виде солей калия способствует получению йодированной биомассы хлебопекарных дрожжей.*

*In work the results of experimental researches on cultivation of bakery yeasts *Saccharomyces cerevisiae* race 822 are represented on nourishing environments with the use of artesian water as a source of mineral matters, and also researches upon receipt of iodine content yeasts. The use of artesian water as mineral source and addition of iodine as salts of potassium is instrumental in the receipt of iodine content biomass of bakery yeasts.*

Вступ. Хлібопекарські дріжджі цілюще джерело білків, вітамінів, ферментів, мінеральних та біологічно активних речовин. Фізіолого-біохімічні властивості хлібопекарських дріжджів, а також досвід їх застосування з точки зору гігієни харчування визначає їх як найбільш перспективний об'єкт для отримання на їх основі препаратів, які містять мінеральні компоненти в складі органічних сполук. Експериментальними даними показано, що ефективність фізіологічної дії таких елементів, як йод, селен та інших в значній мірі підвищується, якщо останні вводяться в організм не у вигляді мінеральних компонентів, а входять до складу органічних компонентів клітини, таких як білки, амінокислоти та інше.

На сьогоднішня представляється також актуальним використання у технологічному процесі одержання хлібопекарських дріжджів такої поновлюваної сировини, як

артезіанські води. Наявність у артезіанській воді мінеральних елементів, необхідних для життєдіяльності живих організмів (K, Na, Mg, Ca, Fe, Mn), борної й кремнієвої кислот, органічних речовин, зокрема гумусових, що є стимуляторами фізіолого-біохімічних процесів й активаторами мембранних перебудов у живій клітині, створює сприятливі умови для культивування мікроорганізмів. Артезіанські води – екологічно чиста природна сировина, що містить органічні і мінеральні компоненти для культивування дріжджових організмів.

Постановка задачі. Метою дослідження являється вивчення можливості застосування йодистих солей калію при отриманні йодованої біомаси дріжджів та артезіанської води в якості джерела мінеральних речовин при культивуванні дріжджів *Saccharomyces cerevisiae*.

Об'єктом дослідження була культура дріжджів *Saccharomyces cerevisiae* раса 822, яку зберігали методом періодичного пересівання на агаризоване поживне середовище наступного складу (%): сахароза – 2, дріжджовий екстракт – 0,3, пептон – 0,5 і агар – 2, рН=6,8-7,0 при +4°C. В якості посівного матеріалу використовували 2-3 добову культуру дріжджів, вирощену на косяках [1].

Культуру вирощували в колбах Ерлейнмейера ємністю 250 мл шляхом глибинної ферментації при рН=4,5 на протязі 48 годин при 30°C в вібротермі (185 об/хв) на поживному середовищі наступного складу (г/л): контрольне середовище: меляса – 174,07; гідроортофосфат амонія – 1,5; хлорид калія – 1,62; гідроксид амонія – 1,13; сульфат амонія – 4,62; біотин – 0,00005; водопровідна вода, рН=4,5; дослідне середовище: меляса – 174,07; гідроортофосфат амонія – 2,58; артезіанська вода, різного ступеню мінералізації. Артезіанську воду отримували з свердловин, розташованих на території Дніпропетровської області. Свердловина № 1: глибина свердловини 207 м, мінералізація 2,7 г/л; свердловина № 2: глибина 483 м, мінералізація 4,0 г/л; свердловина № 3: глибина 860 м, мінералізація 5,4 г/л.

Для вивчення впливу гідроортофосфату амонія на ріст і розвиток дріжджових клітин з метою встановлення оптимального вмісту його в середовищі готували поживне середовище без додавання солі та з внесенням її в кількості 1,5 та 2,6 г/л.

В експерименті визначали кількість біомаси ваговим методом, розміри дріжджових клітин за допомогою окулярмікрометра, підйомну силу дріжджів [2], вміст тіаміну, рибофлавіну, нікотинової та фолієвої кислот [3].

В якості джерела йоду застосовували мінеральні солі: йодистий калій та йодат калію. Їх додавали до поживного середовища в концентраціях від 0,001 % до 0,08 % по йоду на всіх стадіях культивування дріжджів [4].

Вміст йоду в біомасі визначали прискореним методом [5]. Після озолення зразка проводили екстрагування з нього йоду та визначали кількість йоду за допомогою спектрофотометра при довжині хвилі 512-514 нм.

Результати роботи. Встановлено, що поживне середовище з мінералізацією артезіанської води 4,0 г/л найбільш сприятливе для розвитку клітин. Мінеральний склад артезіанської води в повній мірі задовольняє фізіологічній потребі дріжджів, сприяє накопиченню біомаси, зростанню підйомної сили і розміру дріжджових клітин (табл.1).

Таблиця 1 – Вплив мінералізації на кількість біомаси, підйомну силу та морфологічні показники дріжджів *Saccharomyces cerevisiae*

Мінералізація, г/л	Кількість біомаси, г/л	Розмір клітин, мкм	Підйомна сила, хв.
2,7	38,1±0,24	4-5×7-9	48,2±0,32
4,0	42,3±0,36	6-7×10-13	44,4±0,44
5,4	36,6±0,27	4-5×10-11	52,3±0,58

Найбільш сприятливим для розвитку дріжджових клітин було визначено поживне середовище з вмістом гідроортофосфату амонія 2,6 г/л.

Встановлено, що поживні середовища, як дослідне, так і контрольне, містили однакову кількість фолієвої (77,3 мкг/мл) і ніотинової (50,2 мкг/мл) кислот; концентрація рибофлавіну й тіаміну в дослідному середовищі вища, ніж у контрольному, співвідношення цих вітамінів склало 6:5 та 3:2 відповідно. Умови ферментації сприяли синтезу в клітинах водорозчинних вітамінів. Вміст рибофлавіну, тіаміну й фолієвої кислоти в клітинах, що культивувалися на дослідному поживному середовищі, був вище майже в 2 рази, ніотинової кислоти – на 80% (табл.2).

Таблиця 2 – Вміст вітамінів в складі дослідного і контрольного поживних середовищ і в біомасі, що отримана при вирощуванні на них

Вітаміни		Фолієва кислота, мкг/г	Ніотинова кислота, мкг/г	Рибофлавін, мкг/г	Тіамін, мкг/г
Поживне середовище	контрольне	77,3±0,43	50,2±0,24	6,1±0,12	3,0±0,18
	дослідне	77,3±0,39	50,2±0,21	5,2±0,07	2,1±0,11
Біомаса	контрольне середовище	161,3±0,13	204,2±0,05	24,3±0,14	19,5±0,1
	дослідне середовище	318,2±0,18	371,3±0,09	42,1±0,08	40,4±0,12

Таким чином, споживання дріжджами поживних речовин з дослідного середовища, що містило комплекс мінеральних елементів, органічних речовин, зокрема гумусових, що є стимуляторами фізіолого-біохімічних процесів, забезпечувало сприятливі умови для синтезу з'єднань вітамінної природи і сприяло отриманню біомаси поліпшеної якості.

При введенні мінеральних солей йоду в середовище культивування дріжджів *Saccharomyces cerevisiae* йод вбудовується в амінокислоти (монойодтірозин) і тим самим забезпечує біомасу фізіологічно активними речовинами. Нами показано, що біотехнологічні властивості хлібопекарських дріжджів не змінюються, якщо в якості джерела йоду застосовується йодистий калій або йодат калію. Ці солі додавали до середовища в концентрації від 0,001% до 0,08 % по йоду на всіх стадіях культивування. В табл. 3 наведені результати накопичення йоду в біомасі дріжджів *Saccharomyces cerevisiae* при додаванні йодистих солей калію на всіх стадіях культивування дріжджів.

При концентрації йоду 0,0005 % в культуральній рідині вміст йоду в біомасі різко падає і становить 0,51 мкг/г. При концентрації йоду в культуральній рідині 0,08 % його кількість в біомасі дорівнює 600 мг/кг. Така концентрація погано впливає на процеси росту дріжджів. При концентрації йоду вище 600 мг/кг сухої маси дріжджів затримуються процеси росту продуценту, знижується їх біотехнологічні властивості.

Аналіз двох джерел йоду (йодистого калію та йодату калія) підтвердив доцільність їх застосування при отриманні йодованих дріжджів.

Проводили аналіз двох способів додавання джерел йоду в поживне середовище для культивування дріжджів *Saccharomyces cerevisiae*, а саме додавали джерела йоду на кожній стадії культивування в концентрації 0,001% до 0,08 % по йоду (перший спосіб) та на стадії дріжджового молочка (другий спосіб).

Показано, що для отримання хлібопекарських дріжджів, які будуть застосовуватися для виробництва хлібобулочних виробів, концентрацію йоду в середовищі доцільно задавати на рівні 0,04 %. Підвищення концентрації призводить до погіршення кольору м'якушки хліба. В тому випадку, коли біомаса дріжджів буде застосовуватися як

сировина для отримання автолізатів, білково-вітамінних препаратів, концентрацію йоду необхідно підтримувати на рівні 0,04-0,08 %.

Таблиця 3 – Накопичення йоду в біомасі дріжджів *Saccharomyces cerevisiae* при додаванні йодистих солей калію на всіх стадіях культивування дріжджів

Стадія	Об'єм апарату, мл	Концентрація йоду			
		Дослід № 1		Дослід № 2	
		Культуральна рідина, %	Біомаса, мг/кг	Культуральна рідина, %	Біомаса, мг/кг
1	100	0,001	5,12±0,17	0,04	304,21±0,18
2	500	0,003	18,3±0,24	0,05	352,28±0,21
3	2250	0,003	21,6±0,18	0,06	410,13±0,32
4	2250	0,003	98,4±0,06	0,08	605,19±0,15

При культивуванні за другим способом джерела йоду додають у проміте дріжджове молоко в концентрації 0,016-0,018 % по йоду. Однак, в даному випадку для підвищення ефективності процесу збагачення дріжджів йодом в дріжджове молоко вводили додатково джерело вуглецю та окислювач. В якості джерела вуглецю застосовували глюкозу в кількості 0,08-0,1 %, а в якості окислювача – перекис водню в кількості 2-6 % до сухої речовини дріжджів. При цьому йод вбудовується в клітинну оболонку, і ступінь його утилізації різко зростає. За цим способом витрати йоду збільшуються, що є економічно не вигідним.

Висновки. 1. Підібрані поживні середовища для культивування дріжджів *S.cerevisiae* раса 822, в яких замість мінеральних солей застосовується артезіанська вода різного ступеня мінералізації (2,7 г/л; 4,0 г/л; 5,4 г/л). Рекомендовано застосовувати при виробництві хлібопекарних дріжджів артезіанську воду з мінералізацією 4,0 г/л.

2. Досліджено вплив вмісту гідроортофосфату амонію у поживному середовищі з мінералізацією 4,0 г/л на вихід біомаси і підйомну силу дріжджів. Встановлено, що при оптимальній мінералізації середовища (4 г/л) додаткове внесення гідроортофосфату амонія в кількості 2,6 г/л сприяє енергійному росту і розвитку культури з більшим виходом біомаси і максимальною ферментативною активністю.

3. Досліджені морфологічні зміни дріжджів *S.cerevisiae* раса 822 в процесі культивування на поживних середовищах, в яких джерелом мінеральних речовин була артезіанська вода різного ступеня мінералізації. Встановлено, що живильне середовище з мінералізацією артезіанської води 4.0 г/л найбільш сприятливе для розвитку дріжджових клітин.

4. Вивчено якісний і кількісний склад водорозчинних вітамінів групи В у дріжджах *Saccharomyces cerevisiae* раса 822, культивованих на різних живильних середовищах. Встановлено, що дріжджі, вирощені на живильному середовищі з використанням артезіанської води, відрізняються підвищеною біологічною цінністю за рахунок більш високої внутрішньоклітинної концентрації рибофлавіну, тіаміну, нікотинової та фолієвої кислот.

5. Досліджені способи отримання йодованої біомаси дріжджів. Рекомендовано застосовувати в якості джерела йоду йодистий калій або йодат калію в концентрації від 0,001 до 0,08 % по йоду, які слід додавати на кожній стадії культивування дріжджів при отриманні хлібопекарних дріжджів для виробництва хлібобулочних виробів.

6. Рекомендовано отримувати йодовані дріжджі додаванням джерела йоду, вуглецю і окислювача в дріжджове молочко при дозріванні дріжджів. В якості окислювача можливе застосування перекису водню в кількості 0,8-2 %, в якості джерела вуглецю – глюкози в

кількості 0,02-0,1 %. Рекомендовано застосовувати цей спосіб для виробництва лікувально-профілактичних препаратів.

Отримані результати можуть бути застосовані при розробці технології виробництва хлібопекарських дріжджів.

ЛІТЕРАТУРА

1. Слисаренко Т.П. Лабораторный практикум по микробиологии пищевых производств – М.: Легкая и пищевая пром-сть, 1984. – 208с.
2. Лабораторный практикум по общей технологии пищевых производств/ А.А.Виноградова. – М.:Агропроиздат, 1991. – 335с: ил.
3. Кучеренко М.Є. та ін. Біохімія: Практикум/ М.Є.Кучеренко, Ю.Д.Бабенюк, В.М.Войдицкий, В.І.Гаврілей. – К: Либідь, 1995. – 152с.
4. Оценка содержания йода в пищевых продуктах и пищевых добавках / Бозаджиев Л.Л. и др.// Журнал „Здоровье населения и среда обитания”. – М., 2001, №2. – С.14-24.
5. Практика нормирования йодистой добавки/Конюхов В.А., Боев В.М., Зебзеев В.В.// Гигиена и санитария. – М., 2002, №5. – С.78-80.

УДК 663.18

КУНЩИКОВА И.С. *, к.т.н., директор
БОЖКОВА А.И. *, нач. техн. отдела
АНАЦКИЙ А.С., аспирант

* ООО “НПП “Витан”

Днепродзержинский государственный технический университет

ИЗУЧЕНИЕ ДИНАМИКИ ОСНОВНЫХ ПАРАМЕТРОВ ПЕРИОДИЧЕСКОЙ КУЛЬТУРЫ *BLAKESLEA TRISPORA* В ПРОМЫШЛЕННОМ ФЕРМЕНТЕРЕ

Вивчено зміну основних біохімічних параметрів процесу одержання каротинвмісної біомаси.

Изучено изменение основных биохимических параметров процесса получения каротинсодержащей биомассы.

The change of basic biochemical parameters of process of getting of caroten's content biomass is studied.

Введение. Каротинсодержащие препараты находят широкое применение в пищевой промышленности, где они используются как природные красители и антиоксиданты, и в производстве медицинских препаратов как источник провитамина А [1].

На сегодня единственным практическим методом получения этих препаратов является микробиологический, который основан на совместном культивировании раздельнополых форм мицелиального гриба *Blakeslea trispora* с использованием доступного и дешевого сырья – отходов крахмалопаточного производства [2].

Установление взаимосвязи между режимными параметрами технологического процесса и физиолого-биохимическим состоянием грибной культуры является актуальной задачей, решение которой позволит управлять развитием продуцента и рав-

новесием между ростовыми процессами и биосинтетической активностью и, следовательно, интенсифицировать процесс биосинтеза, повысить его эффективность [3].

В настоящее время в технологии глубинного культивирования отсутствуют прямые методы контроля и управления показателями биосинтеза целевых продуктов. Используют, как правило, косвенные параметры, такие как скорость потребления кислорода и выделения диоксида углерода, кислотность среды, уровень теплопродукции. Эти параметры применяют и для прямого регулирования процесса биосинтеза. При этом важно иметь возможно более полную картину динамики роста периодической культуры [3].

Наиболее существенным фактором, определяющим величину урожая биомассы аэробных микроорганизмов, является количество кислорода, растворенного в ферментационной среде, так как клетки потребляют лишь растворенный кислород, который может выступать в роли фактора, ограничивающего рост микроорганизмов [4].

Постановка задачи. Цель данной работы – изучение закономерностей развития грибной культуры *Blakeslea trispora* в ходе процесса ферментации – совместного выращивания (+) и (-) форм гриба периодическим способом.

Результаты работы. Исследования проводились в условиях действующего промышленного производства каротинсодержащей биомассы на ООО “НПП “Витан” (п.г.т. Днепровский, Днепропетровская область).

Предварительно проводили раздельное выращивание (+) и (-) форм гриба в посеваемых аппаратах объемом 2 м³ в течение 42 часов на паточно-экстрактной среде при постоянной аэрации и перемешивании. Режимные параметры процесса приведены в табл.1.

Таблица 1 – Режимные параметры процесса выращивания посевного материала

Показатель	(+) форма	(-) форма
Биохимические показатели питательной среды:		
Содержание аминного азота, мг%/л	98	86,8
Содержание редуцирующих веществ, г/л	1,48	1,64
Концентрация жира, г/л	2,5	2
pH среды	6,2	6,08
Число оборотов мешалки, об/мин	160	160
Расход воздуха, подаваемого на аэрацию, м ³ /ч	30	42
Длительность выращивания, ч	42	42
Накопление биомассы перед пересевом, г/л	20,6	24,8
Объем инокулята, передаваемого в ферментер, л	125	700
Фактическое соотношение (+)/(-)	1/6,7	

Выросшую культуру передавали в рабочий ферментер объемом 10м³ в соотношении, оптимальном для биосинтеза каротина, а именно (+/-) : 1/7.

Ферментацию проводили в течение 72 часов при постоянной аэрации и перемешивании. Условия культивирования поддерживали согласно технологическому регламенту, действующему на производстве: температура культивирования – 28⁰С, частота вращения мешалки – 160 мин⁻¹, режим аэрации – 400-450 м³/ч в первые 63 часа ферментации, 300 м³/ч устанавливали в период 63-67 часа и в период 68-73 часа ферментации прекращали аэрацию. На последних часах ферментации аэрацию прекращали с целью частичного снижения накопления биомассы в ферментере и повышения тем самым выхода каротина по отношению к биомассе (в процентном отношении).

В ходе выращивания культуры определяли изменение содержания основных питательных веществ в ферментере (содержание аминного азота, редуцирующих веществ, жиров, рН), накопление биомассы и целевого метаболита – каротина. Все анализы проводили согласно общепринятым методикам [5].

Дополнительно в течение ферментации фиксировали содержание растворенного кислорода в культуральной жидкости с помощью датчика растворенного кислорода “Ingold” электродного типа. Датчик установлен в ферментер на 1/3 его высоты согласно техническим рекомендациям, изложенным в работе [6]. Мерой изменения концентрации растворенного в ферментационной среде кислорода является изменение его парциального давления pO_2 .

Экспериментальные данные по изучению динамики основных параметров периодической культуры *Blakeslea trispora* в промышленном ферментере приведены в табл.2.

Выводы. Как следует из экспериментальных данных, развитие продуцента в ферментере подчиняется общим закономерностям роста периодической культуры и можно выделить такие характерные фазы:

1. Лаг-фаза – начинается после передачи посевного материала в ферментер, длительность ее 6-8 часов: биохимические показатели питательной среды, содержание растворенного кислорода практически не изменяются, происходит адаптация культуры к новым условиям культивирования.
2. Фаза ускоренного роста – происходит размножение грибных клеток с высокой скоростью с резким снижением количества питательных веществ в среде. При этом содержание растворенного в среде кислорода падает до минимального в ходе ферментации уровня – 10-15%. Длительность фазы 8-10 часов.
3. Фаза замедленного роста – происходит дальнейшее увеличение количества биомассы, потребление оставшихся в среде сахаров, азотистых веществ. В этой фазе заканчивается основной рост и начинаются биосинтетические процессы образования каротина, при этом содержание растворенного в среде кислорода поднимается до уровня, оптимального для синтеза целевого метаболита (см. ниже). Длительность фазы в среднем 10 часов.
4. Стационарная фаза – происходит активный синтез каротина на фоне постоянной концентрации биомассы в культуральной жидкости (15-20 часов). В это время содержание растворенного кислорода в среде находится на оптимальном для биосинтеза уровне – 20-40%.
5. Фаза отмирания – происходит снижение количества клеток в среде, лизис культуры, повышение уровня растворенного кислорода в среде.

Таким образом, в ходе экспериментальных ферментаций были изучены основные этапы развития грибной культуры *Blakeslea trispora* в промышленном ферментере и определены характерные показатели ферментационной среды на каждом из этапов.

На основании экспериментальных данных получены уравнения регрессии, описывающие динамику накопления биомассы и целевого метаболита в ходе ферментации:

$$y = 0,0002x^2 + 0,0295x - 0,3455 \quad R^2 = 0,9678$$

$$y = 0,0002x^3 - 0,0441x^2 + 2,4467x - 5,8766 \quad R^2 = 0,9711$$

Как следует из представленных данных, оптимальный уровень растворенного кислорода в среде при биосинтезе каротина находится в диапазоне 20-40%, но этот параметр самопроизвольно изменяется в ходе ферментации в зависимости от состояния культуры. Для увеличения продолжительности биосинтеза каротина рекомендуется поддерживать значение этого параметра на заданном уровне за счет внешних воздейст-

вий (изменение режима аэрации, частоты перемешивания, введения подпиток), что является предметом следующих исследований.

ЛИТЕРАТУРА

1. Дудкин М.С., Щелкунов Л.Ф. Новые продукты питания. — М.: МАИК “Наука”, 1998. — 304с.
2. Мосичев М.С., Складнев А.А., Котов В.Б. Общая технология микробиологических производств. — М.: Легкая и пищевая промышленность, 1982. — 264с.
3. Бирюков В.В. Оптимизация периодических процессов микробиологического синтеза. — М.: Наука, 1985. — 285с.
4. Перт Дж. Основы культивирования микроорганизмов и клеток. — М.: Мир, 1978. — 331с.
5. Филлипович Ю.Б., Егорова Т.А., Севастьянова Г.А. Практикум по общей биохимии. — М.: Просвещение, 1975. — 318с.
6. Информационный листок № 293 – 83. Прибор контроля растворенного pCO_2 и pO_2 . — М.: МГЦНТИ (950341), 1983.

УДК 66.01.001.63

КЛЕВЦОВ К.О., аспирант
КЛЕВЦОВА Н.В., здобувач

Дніпродзержинський державний технічний університет

ДОСЛІДЖЕННЯ ДІЇ МОДИФІКОВАНИХ ОРГАНО-МІНЕРАЛЬНИХ ДОБРИВ НА СХОЖІСТЬ І РІСТ ПШЕНИЦІ

Проаналізована можливість застосування органо-мінеральних добрив з осадів стічних вод та випробувана дія модифікованих органо-мінеральних добрив на основі осадів стічних вод з додаванням деяких мінеральних компонентів на схожість і ріст пшениці. Виявлено, що виготовлені модифіковані органо-мінеральні добрива з осадів стічних вод м. Дніпродзержинська з добавками карбаміду, суперфосфату та калімагнезії значно підвищують схожість пшениці та прискорюють її ріст у 1,54 рази.

Проанализирована возможность использования органо-минеральных удобрений из осадков сточных вод и испытано действие модифицированных органо-минеральных удобрений на основе осадков сточных вод с добавлением некоторых минеральных компонентов на всхожесть и рост пшеницы. Выявлено, что полученные органо-минеральные удобрения из осадков сточных вод г. Днепродзержинска с добавками карбамида, суперфосфата и калимагнезии значительно повышают всхожесть пшеницы и ускоряют её рост в 1,54 раза.

The possibility of organic and mineral fertilizers modification from sediments of effluent has been analyzed. The action of modificative organic and mineral fertilizers on the base of effluent sediments adding some mineral components of shooting and growing of agricultural plants, namely: wheat and barley has been tested. At has been revealed that organic and mineral fertilizers obtained from effluent sediments of t. Dneprodzerzhinsk, including mineral components greatly increase the shooting of wheat and barley and accelerate their growth to 1,54 times.

Вступ. З усіх методів утилізації осадів міських стічних вод найбільш сприятливим представляється метод отримання органо-мінеральних добрив (ОМД).

Раніше було запропоновано ряд способів і обладнання для переробки осадів міських стічних вод в ОМД [1]. Тут доцільно відмітити наступне. По-перше, проводились роботи в напрямку удосконалення дренажів на мулових майданчиках. По-друге, велись дослідження по застосуванню так званих інтенсивних методів зневоднення осадів [2,3] – на центрифугах, фільтрах стрічкових, вакуумних, фільтрпресах, в тому числі із застосуванням флокулянтів. По-третє, розроблялись технології виготовлення ОМД безпосередньо на мулових майданчиках шляхом їх кондиціонування, тобто додавання вапна або фосфогіпсу, лігніну, різних органічних і рослинних відходів. В радянські часи описані технології сушіння осадів стічних вод з наступним виготовленням ОМД [4]. Однак, до цих пір проблема утилізації осадів стічних вод взагалі і отримання з них ОМД в промислових масштабах не вирішена [5]. Вочевидь, технології, які пропонувались в минулому для переробки і утилізації осадів стічних вод, були недостатньо досконалими, економічно не вигідними, а законодавство з охорони навколишнього середовища ще не було таким жорстким.

Осади стічних вод міст і інших населених пунктів представляють коштовне добриво [6], що значно підвищує врожайність овочевих, зернових, плодово-ягідних, квіткових і кормових сільськогосподарських культур.

Подібне використання осадів за умови відповідності складу їхнім технічним вимогам має велике народногосподарське значення.

Осади містять всі основні поживні речовини, необхідні для добрива, поступаючись гною лише по кількості калію.

У табл.1 наведено середній вміст основних поживних речовин в осадах у порівнянні із гноєм і твердими побутовими відходами.

Таблиця 1 – Агрономічна цінність осадів стічних вод у порівнянні із гноєм і твердими побутовими відходами

Добрива	Вміст, % від маси сухої речовини				
	Азоту	Фосфору	Калію	Кальцію	Магнію
1. Гній кінський	2,16	1,79	1,80	1,66	0,53
2. Гній коров'ячий	2,00	1,02	2,22	-	-
3. Сміття міське	1,64	1,00	0,30	-	-
4. Осад сирий з відстійників	3,20	1,80	0,15	-	-
5. Осад зброджений – після первинних відстійників і мулових площадок – те ж, разом з активним мулом – після механічного зневоднення й термічного сушіння	3,02	2,33	0,21	3,48	-
	3,03	3,70	0,18	3,29	0,95
	1,96	3,92	0,007	5,21	5,81

Залежно від способів обробки осадів вміст основних поживних речовин може істотно мінятися. Так, термофільно зброджений осад Люберецької станції аерації після мулових площадок мав наступні показники (розраховуючи на абсолютно суху речовину): азот – 3,1%, фосфор – 2,3%, калій – 0,21%, а мезофільно зброджений осад на станції аерації м. Могильова після механічного зневоднення із застосуванням хіміч-

них реагентів мав наступні показники: азот – 0,9%, фосфор – 1,4%, калій – 0,1%. Ця обставина відзначається й в інших аналогічних дослідженнях [7]. Осади стічних вод значно підвищують урожайність овочевих культур і не дуже поступаються мінеральним добривам.

Найбільша вдобрювальна цінність осаду спостерігається в заплавах і на суглинних ґрунтах. Останні відрізняються природними запасами калію, тому на цих ґрунтах добавка калію потрібна менше, ніж на супіщаних. Деяка добавка азоту (30-40 кг/га), вапна й калію (не менш 60 кг/га) призводить до значного підвищення врожаю.

Цінність осадів як добрива не викликає сумнівів. І не випадково область застосування їх розширюється. У Ботанічному саду АН СРСР збродженим осадом після мулових площадок була вдобрена плантація троянд, що вплинуло на їхній розвиток і цвітіння. Там же такий осад використовувався для удобрення однолітніх і багаторічних квіткових рослин [8].

У деяких південних районах країни зброжені осади підсушені на мулових площадках використовуються для удобрення виноградників. Тут агрохімічна цінність осадів настільки велика, що вважається доцільним перевозити їх морем для удобрення чайних плантацій.

У Тбіліському сільськогосподарському інституті проводилася важлива робота з використання компосту з міського сміття й осадів стічних вод м. Тбілісі для удобрення чайних плантацій. Досвіди показали, що при нормі добрива 20 т/га (у перерахунку на суху речовину) забезпечується збільшення врожаю зеленого чайного листа в кількості 500 кг/га.

Для утилізації осадів важливим питанням є транспортування й розподіл їх по вдобрюваним ділянцям. Найбільші труднощі звичайно викликають осади, механічно збезджені або підсушені на мулових площадках до вологості 80–75%. Тому термічно висушений осад (ТВО), будучи сухим і сипучим, є добривом більше зручним для транспортування й внесення в ґрунт. Однак у цьому випадку рекомендується його гранулювання, що виключає пилове віднесення.

До термічного сушіння осади зазвичай піддаються механічному зневодненню на вакуум-фільтрах або центрифугах, за участю мінеральних реагентів. Вміст органічних речовин у таких осадах знижується й становить у середньому 50%.

І все-таки основна маса осадів, що утворюються на очисних станціях країн СНД, не використовується. Зовсім по іншому вирішується питання використання осадів стічних вод як добрива за кордоном. Агрономічне використання осадів стічних вод за кордоном ставиться до найстаріших видів утилізації. І хоча в цей час відомі й інші види використання осадів стічних вод, цей метод є найпоширенішим. Так, наприклад, у США із всіх використовуваних осадів, не вважаючи скидання в океан, поховання й спалювання, агровикористання становить 75%, а в Англії – більше 40%. В країнах Європи на сільськогосподарські поля в якості добрив направляється в середньому до 33% осадів: в Греції – до 10%, в Данії – 54%, у Франції – 50%, в Німеччині – 30%, в Голландії – 25%, в Бельгії – 29%, в Італії – 33% [9].

Постановка задачі. Мета роботи – дослідження можливості застосування модифікованих органо-мінеральних добрив з осадів стічних вод м. Дніпродзержинська. Для цього вирішуються наступні задачі:

1. Дослідити якість і мінеральний склад осадів стічних вод.
2. Дослідити якість органо-мінеральних добрив з осадів стічних вод.
3. Проаналізувати можливість застосування органо-мінеральних добрив з осадів стічних вод.
4. Випробувати дію модифікованих органо-мінеральних добрив на основі осадів стічних вод з додаванням деяких мінеральних компонентів на схожість і ріст пшениці.

Результати роботи. При проведенні роботи досліджено якість ґрунтових сумішей з додаванням органо-мінеральних добрив з осадів стічних вод; випробувано дію органо-мінеральних добрив на прикладі пшениці. В польових умовах було висаджено 14 зразків, в кожному з яких знаходилося по 14 рослин. В якості добрив до ґрунтів додавали осад стічних вод без домішок, а також різні комбінації карбаміду, суперфосфату, калімагnezії. Також були висаджені контрольні зразки у чисту землю без додавання добрив. Склад ґрунтових сумішей для проведення експериментів в польових умовах наведено в табл.2.

Таблиця 2 – Склад ґрунтових сумішей для проведення експериментів в польових умовах

Номер зразку	Маса, г				
	Земля	ОСВ	Карбамід	Суперфосфат	Калімагnezія
1	15600	0	0	0	0
2	15600	6,9	0,42	0,88	0,96
3	15600	6,9	0,52	1,13	1,2
4	15600	6,9	0,63	1,38	1,44
5	15600	8,6	0,42	0,88	0,96
6	15600	8,6	0,52	1,13	1,2
7	15600	8,6	0,63	1,38	1,44
8	15600	10,3	0,42	0,88	0,96
9	15600	10,3	0,52	1,13	1,2
10	15600	10,3	0,63	1,38	1,44
11	15600	0	0,55	1,81	1
12	15600	0	0,68	2,25	1,24
13	15600	0	0,81	2,69	1,48
14	15600	32,8	0	0	0

Експеримент з вирощування пшениці та ячменя проводився на протязі 43 діб. Результати замірів росту рослин на 43 добу росту показані на рис. 1.

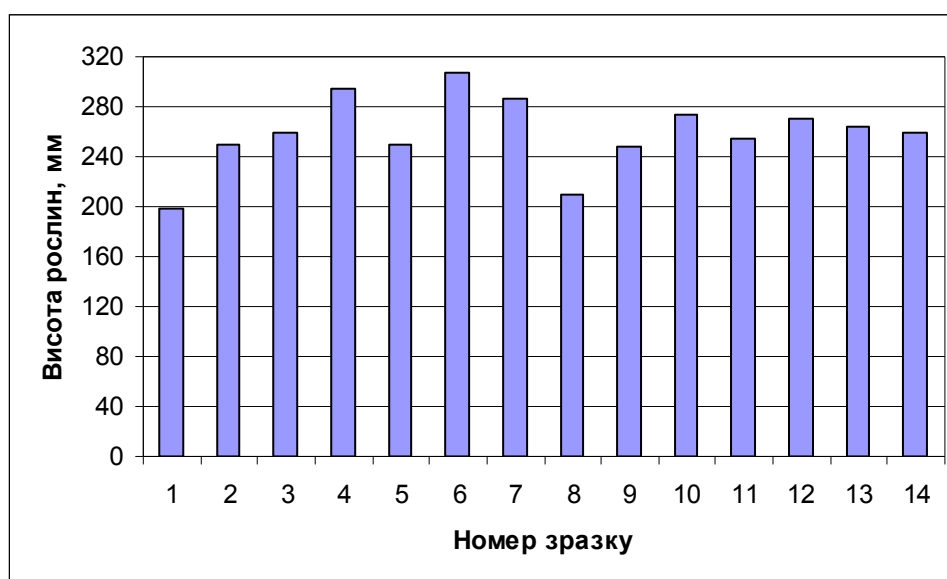


Рисунок 1 – Результати експерименту

Встановлено, що при додаванні до ґрунту органо-мінеральних добрив з осадів стічних вод темпи зростання пшениці збільшуються в 1,3 рази (зразок №14) в порівнянні з контрольними зразками (зразок №1), а при додаванні лише мінеральних добрив зростання пшениці збільшується в 1,28, 1,35 та 1,32 рази (відповідно зразки №11, 12 та 13). При додаванні органо-мінерального добрива з осадів стічних вод сумісно з карбамідом, суперфосфатом та калімагnezією темпи зростання пшениці збільшуються у 1,54 рази (зразок №6).

Найбільш ефективною для пшениці виявилася ґрунтова суміш з додаванням 0,055%(мас.) осадів стічних вод, 0,003%(мас.) карбаміду, 0,007%(мас.) суперфосфату та 0,077%(мас.) калімагnezії. Взаємний вплив на прискорення росту пшениці з боку осадів стічних вод і мінеральних модифікуючих домішок може бути пояснено тим, що ці два компоненти доповнюють один одного за вмістом азоту, фосфору, калію (які входять до складу карбаміду, суперфосфату та калімагnezії) і інших поживних речовин, таких як вуглець, мікроелементи (які є складовими частинами осадів стічних вод).

Висновки. Виготовлення органо-мінеральних добрив на основі відходів дозволить значно поліпшити екологічний стан навколишнього природного середовища і забезпечити сільське господарство і лісгоспи нашої країни дешевими та високоефективними добривами. Осади стічних вод як потенційні органічні добрива, збагачені основними елементами мінерального живлення, давно привертають увагу практиків, але наявність в них патогенної мікрофлори, яєць гельмінтів, а також важких металів, зумовили ряд проблем, вирішення яких відкриває перспективу залучення їх до масштабного виробництва високоефективних поживних композицій багаточільового призначення.

Додані до ОМД модифікуючі домішки (мінеральні компоненти) у винайденій пропорції дозволять отримувати високоефективні модифіковані ОМД, які будуть позитивно впливати на склад ґрунту та врожай. До того ж схема виробництва передбачає зведення до мінімуму негативного впливу отриманого продукту на навколишнє природне середовище. Перевірка ГДК важких металів, відсутність патогенної мікрофлори та яєць гельмінтів, перевірка якості кінцевої продукції – ось умови, за якими існуватиме технологія виробництва модифікованих ОМД. А запропонування оптимальних доз внесення отриманих добрив – основа раціонального та кваліфікованого застосування такої продукції. Саме розумне застосування дозволяє залучити виготовлений продукт в конкретний сільськогосподарський процес, де продукція відіграє не запасну роль, а, навпаки, поліпшує умови вирощування сільськогосподарських рослин. По суті кінцева продукція за органічним та мінеральним складом постає поряд з вже досить визнаними добривами та має дуже низьку собівартість. Цим така продукція привертає пильну увагу суспільства, в якому економічний фактор відіграє одну з головних ролей.

Практичним значенням отриманих результатів є те, що виготовлені модифіковані органо-мінеральні добрива з осадів стічних вод м. Дніпродзержинська з добавками карбаміду, суперфосфату та калімагnezії значно підвищують схожість пшениці та прискорюють їх ріст у 1,54 рази. У подальшому планується провести ряд досліджень по отриманню модифікованих органо-мінеральних добрив з осадів стічних вод м. Дніпродзержинська. Також планується розробка технології одержання модифікованих органо-мінеральних добрив з осадів стічних вод на базі очисних споруд м. Дніпродзержинська.

ЛІТЕРАТУРА

1. Гуляев В.М., Волошин М.Д. Екологічна біотехнологія: Навчальний посібник для студентів спеціальності 7.91607 – Дніпропетровськ: Системні технології, 2002. – 127с.
2. Пономаренко В.Г., Черников В.А. Фильтрование суспензий, образующих несжимаемые осадки // Журнал прикладной химии. – 1985. – №8.

3. Пантелют Г.С., Черников В.А., Котюк Ф.А. Прогрессивные технологии обезвоживания и утилизации городских сточных вод // VI Международный конгресс Экватэк – 2004. – «Вода: экология и технология»: Материалы конгресса. – М. – 2004.
4. Евилевич А.З., Евилевич М.А. Утилизация осадков сточных вод – Ленинград.: Стройиздат, 1988 – 248с.
5. Канализация населенных мест и промышленных предприятий / Н.И. Лихачев, И.И. Ларин, С.А.Хаскин и др.; под ред. В.Н. Самохина. М.: Стройиздат, 1981. – 639с.
6. Коренова Т.С., Гольдфарб Л.Л., Туровский И.С. Сельскохозяйственное значение утилизации осадков сточных вод как удобрения // Водоснабжение и санитарная техника, 1979. – №6.
7. Ракульцев А.В., Ракульцев А.А., Судьин А.И., Гюнтер Л.И., Беляева С.Д. Утилизация осадков сточных вод в г. Сочи // Водоснабжение и санитарная техника. 1998. – №1. – С.30-31.
8. Евилевич А.З. Утилизация осадков сточных вод. – М.: Стройиздат, 1979. – 87с.
9. Нефедов Ю.И. Обработка осадка городских сточных вод в России // Водоснабжение и санитарная техника. 1996. – №1. – С.9.

УДК [628.1'17:579.68]:661.525

КЛЬОПА Т.П., аспірантка
ВОЛОШИН М.Д., д.т.н., професор

Дніпродзержинський державний технічний університет

МАТЕМАТИЧНА МОДЕЛЬ ПОЧАТКОВОЇ СТАДІЇ БІООБРАСТАННЯ ВОДОБОРОТНИХ ЦИКЛІВ

Розглянуто модель початкової стадії процесу біообростання в системах оборотного водопостачання при виробництві азотних добрив. Показано, що найбільш важливою є початкова стадія процесу, коли напруга адгезії перевищує напругу зрушення. Наведено приклади початкової стадії біообростань при високих та низьких швидкостях руху рідини в системах оборотного водопостачання.

Рассмотрена модель начальной стадии процесса биообрастания в системах оборотного водоснабжения при производстве азотных удобрений. Показано, что наиболее важной является начальная стадия процесса, когда напряжение адгезии превышает напряжение сдвига. Приведены примеры начальной стадии биообрастания при высоких и низких скоростях движения жидкости в системах оборотного водоснабжения.

The model of an initial stage of process biofouling in systems of turnaround water supply is considered by manufacture of nitric fertilizers. Is shown, that most important is the initial stage of process, when the voltage adhesion exceeds a voltage of shift. The examples of an initial stage biofouling are given at high and low speeds of movement of a liquid in systems of turnaround water supply.

Вступ. Обростання занурених у воду частин систем оборотного водопостачання починається з заселення їхньої поверхні розселительними стадіями обростателів (PCO), що попадають на субстрат (тверді поверхні – теплообмінне обладнання, градирні, резервуари) разом з водою, що обтікає субстрат, а також у результаті активного чи пасивного осідання. Лише незначна частина обростателів після контакту із субстратом

затримується на його поверхні: одні змиваються плином, інші спливають у пошуках більш сприятливого місця для поселення і розвитку. Процес колонізації субстрату складається з двох етапів: імміграції й адгезії РСО. У початковій стадії колонізації субстрат вільний від обростання й обростателі займають невелику частину його площі, істотно не впливаючи на характер обтікання субстрату водою і на осідання РСО з планктону.

Давно назріла необхідність в описі кількісних співвідношень біомаси (щільності) обростання з біомасою (концентрацією) РСО, швидкістю плинину, розміром субстрату і терміном його експонування у воді [1]. У раніше запропонованих моделях [2,3,7,8,10] зазначені відносини не знайшли повного відображення. Моделювання початкових етапів обростання важливо тому, що саме в них – ключ до розуміння закономірностей формування співтовариств твердих субстратів і до стратегії захисту від обростання.

Постановка задачі. У текучій воді утриманню обростателів на субстраті перешкоджає напруга зрушення [5]. Тому процес обростання можливий тільки в тому випадку, коли виконана умова адгезії:

$$f_{adh} \geq \tau \quad (1)$$

де f_{adh} – напруга адгезії,
 τ – напруга зрушення.

У поверхні субстрату, що обтікається рідиною, унаслідок в'язкісних властивостей води утворюється прикордонний шар загальмованої рідини. Частина прикордонного шару, що займає РСО при контакті й адгезії до субстрату, назвемо адгезійним. Товщина адгезійного шару, мабуть, відповідає висоті (товщині) обростателів на стадії розселення.

У горизонтальному напрямку РСО переносяться переважно водою, тому що швидкість їхнього руху в десятки, сотні і тисячі разів менше швидкості бігу води в оборотних системах водопостачання. Для багатьох личинок безхребетних і рухливих спор водоростей макрофітів, що масово зустрічаються в обростаннях, швидкість плавання складає 0,1-1 см/с [7, 8, 9]. Очевидно, кількість РСО, принесених на субстрат плином I' , буде пропорційна обсягу води, що пройшла коло його поверхні і концентрації C (біомасі b) РСО в планктоні:

$$I_C^I = c \times v \times t \quad , \quad (2)$$

$$I_B^I = b \times v \times t \quad , \quad (3)$$

де v – швидкість плинину в адгезійному шарі в точці з координатами $(x, y/2)$,
 t – час експонування субстрату.

Горизонтальний імміграційний потік I' – не єдине джерело колонізації. РСО можуть активно рухатися в товщі води чи пасивно осідати на субстрат. Тому додатковий імміграційний потік I'' визначається власною швидкістю плавання (чи седиментації) РСО, переважним напрямком їхнього руху і часом:

$$I_C^{II} = c \times \alpha \times V \quad , \quad (4)$$

$$I_B^{II} = b \times \alpha \times V \quad , \quad (5)$$

де α – коефіцієнт просторового розподілу рухової активності РСО, який характеризує частку РСО, що приходять в адгезійний шар, до загального числа РСО, що рухаються поблизу субстрату;
 V – швидкість плавання (седиментації) РСО.

Для пасивно осідаючих діатомових водоростей і личинок безхребетних тварин, що рухаються в умовах текучої води переважно у вертикальній площині [8], $\alpha = 1$; при рівномірному русі у всіх напрямках $\alpha = 1/2$. Таким чином, імміграційний потік РСО буде дорівнювати:

- по біомасі:

$$I_B = b \times (v + \alpha V) \times t, \quad (6)$$

- по концентрації:

$$I_C = c \times (v + \alpha V) \times t. \quad (7)$$

Впровадимо коефіцієнт адгезії k_{adh} , що характеризує долю РСО, які залишилися на субстраті після проходження адгезійного шару. Умовимося, що на початковій стадії колонізації еміграції не відбувається, а смертність на субстраті дорівнює нулю. Тоді біомаса B і щільність D обростання для деякого виду за досить мале t (при якому k_{adh} , b , c , v , α , і V постійні) будуть відповідно рівні:

$$B = k_{adh} \times b \times (v + \alpha V) \times t, \quad (8)$$

$$D = k_{adh} \times c \times (v + \alpha V) \times t. \quad (9)$$

Розглянемо випадок обростання подовжньо обтічної ламінарним потоком довгої тонкої (до 0,2 мм) гладкої пластини. Швидкість плинину в адгезійному шарі зменшується в подовжньому напрямку x уздовж пластини і збільшується в поперечному напрямку у перпендикулярно площини пластини. Для подовжньо обтічної пластини число Рейнольдса Re , що характеризує співвідношення сил, інерції і тертя в рідині, що рухається, дорівнює:

$$Re_x = \frac{v_\infty \times x}{\nu}, \quad (10)$$

де Re_x – число Рейнольдса на відстані x від передньої крайки пластини;
 v_∞ – швидкість потоку, що набігає, (швидкість плинину за межами прикордонно-го шару);
 ν – кінематична в'язкість води.

Відомо [8], що при швидкостях плинину вище 1 м/с макрообростання звичайно не розвиваються. Тому практичний інтерес представляють швидкості плинину від 0,01 до 1 м/с. Вважаємо, що $x \geq 0,01$ м, $\nu = 10^{-6}$ м²/с для прісної води. Розраховане за (10) $Re \geq 10^2$ відноситься до області великих чисел Рейнольдса, де переважають сили інерції. Обмежимо Re_x зверху критичним значенням $Re_{x\text{кр}} = 3,2 \cdot 10^5$, при якому спостерігається перехід від ламінарного плинину до турбулентного [5], що має місце наприклад при $v_\infty = 0,01$ м/с та $x = 30$ м; $v_\infty = 1$ м/с та $x = 0,3$ м.

При великих числах Рейнольдса товщина прикордонного шару δ на подовжньо обтічній ламінарним потоком пластині, як відомо [6], приблизно дорівнює:

$$\delta = 5 \sqrt{\frac{\nu \times x}{v_\infty}}. \quad (11)$$

Знайдемо співвідношення між швидкістю плинину v в точці $(x, y/2)$, адгезійного шару і швидкістю потоку, що набігає v_∞ . Відповідно до розподілу швидкостей Блазиуса [4] для подовжньо обтічної пластини маємо:

$$\frac{v\left(x, y/2\right)}{v_{\infty}} = \frac{5}{6} \times \frac{y}{\delta}, \quad (12)$$

де y – відстань від пластини, причому $y \leq 1/3 \delta$. Тоді при умові $V \ll v$ швидкість пасивного руху обростателя в адгезійному шарі уздовж пластини дорівнює:

$$v_{\left(x, y/2\right)} = \frac{1}{6} \times y \sqrt{\frac{v_{\infty}^3}{\nu \times x}}, \quad (13)$$

де y – висота (товщина) обростателя на розселительній стадії.

Оцінимо лінійні розміри РСО з огляду на те, що формули (11) і (12) справедливі при $y \leq 1/3 \delta$. Відомо [6,5,11], що при $v_{\infty} = 0,3-0,5$ м/с біомаса і щільність обростання різко зменшуються. Це говорить про те, що умова адгезії (1) виконується при менших швидкостях плинину. Розрахунки показують, що при $x = 0,01$ м та $\nu = 1 \cdot 10^{-6}$ м²/с для $v_{\infty} \leq 0,5$ м/с $y \leq 0,46$ мм, а для $v_{\infty} \leq 0,1$ м/с $y \leq 0,9$ мм. На стадії осідання розміри найбільш великих форм РСО (личинки безхребетних) звичайно не перевищують 0,5 мм, що цілком погодиться з оцінками отриманими з моделі.

Підставивши (13) у (8) і (9) та проінтегрувавши по всій площі пластини довжини l , знайдемо остаточно для деякого виду обростателя:

$$B = k_{adh} \times b \times \left(\frac{1}{3} \times y \times \sqrt{\frac{v_{\infty}^3}{\nu l}} + \alpha V \right) \times t; \quad (14)$$

$$D = k_{adh} \times c \times \left(\frac{1}{3} \times y \times \sqrt{\frac{v_{\infty}^3}{\nu l}} + \alpha V \right) \times t. \quad (15)$$

Підбиваючи біомасу (щільність) обростання окремих видів, одержимо загальну біомасу (щільність) обростання для всієї пластини.

Результати роботи. Аналіз моделі початкової колонізації подовжньо обтічної ламінарним потоком пластини дозволяє розглянути наступні випадки:

Випадок 1:

$$\frac{1}{3} \times y \times \sqrt{\frac{v_{\infty}^3}{\nu l}} \gg \alpha V.$$

Як впливає з формул (14) і (15), при цій умові, що може виконуватися при високій швидкості плинину для пасивно осідаючих чи малорухомих РСО, уздовж пластини повинен існувати градієнт біомаси (щільності) обростання. При дотриманні умови адгезії [11] біомаса і щільність обростання залежать від швидкості плинину нелінійно, що відповідає фактам, що спостерігаються, [11]. Біомаса (щільність) обростання залежать від довжини подовжньо обтічної пластини.

Випадок 2:

$$\frac{1}{3} \times y \times \sqrt{\frac{v_{\infty}^3}{\nu l}} \ll \alpha V.$$

Може мати місце при низькій швидкості плинину і характерний для видів з високою швидкістю руху на стадії розселення. При зазначених умовах біомаса (щільність) обростання на початковій стадії колонізації взагалі не повинна залежати від швидкості плинину (при дотриманні умови адгезії), розміру РСО і довжини пластини. Ніякий градієнт біомаси (щільності) обростання в цьому випадку спостерігатися не повинен. Навпаки, біомаса і щільність обростання будуть залежати від власної швидкості руху РСО й інтегрального вектора їхньої рухової активності.

Модель початкової колонізації субстрату описує тільки імміграцію й адгезію РСО при незмінних умовах адгезії і гідродинаміки прикордонного шару, тобто вважається, що час експонування малий, пластина вільна від обростателів, і вони не змінюють свого положення після осідання. Поведінкові реакції РСО, з яких найбільш важливі фото-, гео-, хемо-, реотаксиси [9], не розглянуті в моделі. Однак можливість вибору субстрату РСО для осідання і прикріплення до деякої міри може бути врахована на основі моделі колонізації, наприклад шляхом відповідної зміни значень коефіцієнтів K_{adh} та α , а також швидкості руху V . Орієнтація пластин у просторі (горизонтальна чи вертикальна) також може впливати на біомасу і щільність обростання, що може бути враховано в моделі зміною величини коефіцієнта α .

Висновки. 1. Біомаса (щільність) обростання при помірному плинні при дотриманні умов адгезії (1) вища, ніж у стоячій воді. Максимальна біомаса (щільність) обростання спостерігається при деякому критичному значенні швидкості плину, вище якої біомаса (щільність) обростання знижується. За даними [6] залежність біомаси обростання в трубопроводі оборотної води від швидкості плину описується куполообразною кривою.

2. За інших рівних умов види, стадії розселення яких представлені в планктоні великим числом особин, у ході початкової колонізації субстрату мають велику щільність обростання.

3. Види з більшою адгезією до субстрату колонізують його в більшому числі.

4. На початковій стадії колонізації біомаса (щільність) обростання пропорційна часу експонування субстрату.

Побудована модель не претендує на повноту опису процесу колонізації субстрату, тим більше всього процесу обростання. Однак отримані наслідки показують її наукову спроможність і прогностичну цінність і намічають цілком конкретні шляхи удосконалювання моделі обростання і проведення на її основі подальших теоретичних і експериментальних досліджень.

ЛІТЕРАТУРА

1. Брайко В.Д. Обрастание в Черном море. – Киев: Наукова думка, 1985. – 124с.
2. Гальперин М.В. Имитационное исследование сообщества обрастания: чувствительность к изменению параметров и динамический прогноз // Океанология. – 1983. Т.23, №6. – С.1030-1038.
3. Горбенко Ю.А., Крышев И.И. Статистический анализ динамики морской экосистемы микроорганизмов. – Киев: Наукова думка, 1995. – 144с.
4. Шлихтинг Г. Возникновение турбулентности. – М.: ИЛ, 1962. – 202с.
5. Шлихтинг Г. Теория пограничного слоя. – М.: Наука, 1974. – 712с.
6. Якубенко А.Р., Щербакова И.Б. Исследование обрастания циркуляционных систем оборотной воды // Судостроение. 2001, №12. – С.20-22.
7. Chia F.-Sh., Buckland-Nicks J. Locomotion of marine invertebrate larvae: a review // Can. J. Zool. 1984. V.62, N 7. – P.1205-1222.
8. Marine biodeterioration: An interdisciplinary study. Annapolis, Maryland: Naval Inst. Preas, 1984. – 384p.
9. Norton T.A., Fetter R. The settlement of *Sargassum muticum* propagules in stationary and flowing water // J. mar. biol. Ass. U.K. 1981. V.61, N 4. – P.929-940.
10. Seip K.L. A mathematical model of competition and colonization in a community of marine benthic algae // Ecol. model. 1980. V.10. – P.77-104.
11. Stevenson R.J. How current on different sides of substrates in streams affect mechanisms of benthic algal accumulation // Inter. Revue ges. ydrobiol. 1984. V.69, N 2. – P.241-262.

УДК 57.083

ПРИХОДЧЕНКО А.А., д.мед.н., професор
 БОНДАР І.В., к.б.н., доцент
 ПОЛЯРУШ О.О., аспірантка

Дніпродзержинський державний технічний університет

УДОСКОНАЛЕННЯ МЕТОДОЛОГІЇ ОТРИМАННЯ ЛІМФОЦИТАРНИХ ГОМОКАРІОНІВ

Представлена методологія удосконалення методу отримання лімфоцитарних гомокаріонів за допомогою фізико-хімічного агента поліетиленгліколю. Показано, що з метою отримання життєздатних гомокаріонів обов'язковим етапом є культивування лімфоїдних елементів людини in vitro на поживному середовищі RPMI-1640. Для обробки прокультивованих лімфоїдних елементів використаний поліетиленгліколь у розведенні 1:10; молекулярна маса поліетиленгліколю при цьому становить 3000.

Представлена методологія удосконалення методу отримання лімфоцитарних гомокаріонів при допомозі фізико-хімічного агента поліетиленгліколю. Показано, що з метою отримання життєздатних гомокаріонів обов'язковим етапом є культивування лімфоїдних елементів людини in vitro на поживному середовищі RPMI-1640. Для обробки прокультивованих лімфоїдних елементів використаний поліетиленгліколь у розведенні 1:10; молекулярний вес поліетиленгліколю при цьому становить 3000.

The methodology of improvement of production method of lymphocyte homokarion through the agent of PEG physical and chemical has been represented. It has been shown that with the purpose of viable homokarion production the compulsory stage is cultivation of lymphoid elements of a man in vitro on the base of feeding environment RPMI-1640. PEG has used for the treatment of lymphoid cultivated elements in solution 1:10 molecular weight of PEG is 3 000.

Вступ. Важливим розділом біотехнології стає клітинна інженерія, зокрема технологія отримання моноклональних антитіл, які продукуються в культурі або в організмі тварини гібридними лімфоїдними клітинами - гібридомами.

За допомогою клітинної інженерії вивчається структура і функція клітин та їх органел, досліджується експресія ферментів, продукція імуноглобулінів і інтерферонів, вивчається синтез антигенів, колагену й гіалуронових кислот, проводиться аналіз злоякісності, тестується стійкість клітин до ліків, вірусних впливів, радіації [1]. Наука вивчає молекулярні процеси, що відбуваються в клітинах при різних умовах, а практика використовує ці результати.

Постановка задачі. Мета роботи – удосконалення методології отримання лімфоцитарних гомокаріонів, придатних для цілей клітинної інженерії. Для досягнення поставленої мети сформульовані наступні задачі:

- 1 – удосконалити методіку отримання лімфоїдних клітин людини із венозної крові;
- 2 – удосконалити процес культивування лімфоїдних клітин людини;
- 3 – обрати оптимальні параметри для злиття лімфоїдних клітин людини.

Матеріали і методи. Була проведена серія експериментів із виділення лімфоцитів людини (які надалі використовувалися для культивування і отримання гомокаріонів), для яких матеріалом служила венозна кров донора. Якісний склад крові відповідає лейкоцитарній формулі крові.

- Для досягнення мети, поставлених в роботі, були використані наступні методи:
- метод виділення лімфоцитів людини [2];
 - метод культивування лімфоцитів людини [3];
 - метод злиття лімфоцитів людини [4].

Результати роботи. Удосконалений метод спонтанного осадження формених елементів гепаринізованої крові. Сутність методу полягає в концентруванні клітин венозної крові, які містять ядро, із подальшим виділенням лімфоцитів, що є необхідним для наступних етапів роботи – культивування і злиття лімфоїдних клітин.

Кров у кількості $10 \pm 0,2$ мл відбирали у шприц одноразового використання ємністю 10-20 мл і переносили у пробірку, в яку заздалегідь набирали розчин гепарину із розрахунку 25 мл розчину на 1 мл крові. Кров у пробірці перемішували для рівномірного розподілу гепарину. При цьому еритроцити осідали, а над ними утворювався супернатант, який містив ядерні клітини. Супернатант відбирали піпеткою. Він містив лімфоїдні клітини. Далі супернатант переносили у центрифужні пробірки і центрифугували при відносному прискоренні 1000 об/хв протягом 10 хв. Супернатант знову відбирали, а осад зважували у пробірці і готували препарат лейкоконцентрату за загальноприйнятим методом. Сталість лімфоїдного пулу клітин, його цілісність і життєздатність контролювались на кожному етапі експерименту.

Методика культивування лімфоцитів. Сутність методу культивування лімфоцитів полягає в тому, що лімфоїдні елементи розміщують по флаконах з поживним середовищем й культивують в термостаті при 37°C протягом певного терміну (3-7 діб). В результаті цього „спонтанного” процесу, який носить ще назву „реакції бласттрансформації” (РБТ), отримують лімфобласти. У залежності від поставленої задачі при культивуванні лімфоцитів використовують придатні антигени (мітогени), наприклад, екстракт із квасолі – фітогемаглютинін. При цьому вихід лімфобластів різко збільшується.

Проведення процесу культивування лімфоцитів. Поживне середовище (середовище Ігла), яке заздалегідь було простерилізоване, за допомогою мікропіпетки розподіляли у стерильні флакони над полум'ям спиртівки у стерильних умовах. Одержаний методом виділення із венозної крові людини супернатант з лімфоцитами розподіляли мікропіпеткою по флаконах із середовищем, дотримуючись всіх правил стерильності (співвідношення середовища та супернатанту становило 10:1). Зачинені у стерильних умовах флакони маркірували та розміщували у термостат при температурі 37°C протягом 3-8 діб. Після термостатування вміст флаконів переносили у центрифужні пробірки та центрифугували при відносному прискоренні 1000 – 1500 об/хв протягом 10 хв., а осад зважували та готували препарат лімфокультури. На четверту добу проводили підрахунок одержаних лімфобластів, відокремлюючи супернатант за допомогою мікропіпетки, в камері Горяєва та визначали їх життєздатність. Препарат лімфокультури готували за стандартною методикою.

Мікроскопічне дослідження. В результаті культивування лімфоїдних елементів *in vitro* утворились лімфобластні клітини. На представлених мікрофото видно клітини лімфобластів, утворені в процесі культивування лімфоцитів, одержаних із венозної крові людини (рис.1, 2, 3).

Округле ядро лімфобластів має ніжнісітчасту будову і правильний рівномірний розподіл хроматинових ниток. Іноді місцями хроматинові нитки нібито утворюють потовщення. Кількість останніх – від одного (тоді більш крупного) до двох, рідше до трьох. Ядро оточене вузьким пояском світлої базофільної цитоплазми і розташовується або центрально, або ексцентрично відносно до цитоплазми. Навкруги ядра цитоплазма має більш світле забарвлення, не завжди із рівномірним переходом в більш інтенсивно забарвлену периферичну зону. Розміри клітини сягають 20-22 мкм. Цитоплазма має різний

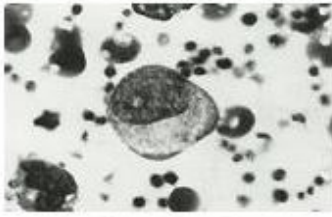


Рисунок 1 – Лімфобласт, спонтанна трансформація *in vitro*. Тут і далі збільшення 7 x 3000

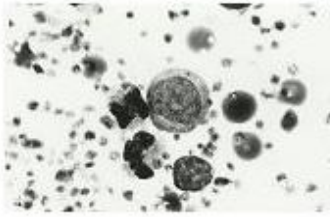


Рисунок 2 – Лімфобласт на четверту добу інкубації. Базофільна цитоплазма розташовується ексцентрично

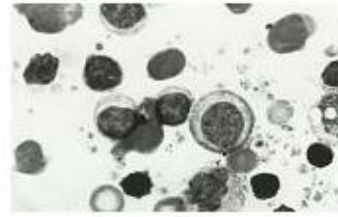


Рисунок 3 – Лімфобласт із двома ядерцями на п'яту добу інкубації

ступінь базофілії, хоча й відрізняється, як вже відзначалося, світлими відтінками. Таким чином, лімфоїдні клітини із венозної крові людини, які трансформовані *in vitro*, зберегли свою життєздатність й придатні для експериментів у цілях клітинної інженерії.

Методика злиття клітин. Сутність методу полягає в руйнуванні клітинної оболонки і злитті двох клітин (лімфоцит-лімфоцит або лімфоцит-еритроцит) з утворенням їх в одній цитоплазмі. Такі гібридні клітини можуть використовуватися в цілях клітинної інженерії.

Приготування розчину поліетиленгліколю. В цьому дослідженні в якості фузогенного фактора ми використовували розчин поліетиленгліколю з молекулярною масою 3 000. Готували 8 мл 50%-ого розчину ПЕГ з молекулярною масою 3000. Для цього 4 г ПЕГ переносили у закриту ватяно-марлевою пробкою пробірку і нагрівали на водяній бані протягом 1 год (для стерилізації поліетиленгліколю). До розплавленого поліетиленгліколю додавали 4 мл поживного середовища без сироватки і перемішували. Потім поліетиленгліколь доводили до рН 7,8-8 приблизно 0,05 мл 1 %-ого NaOH.

Злиття клітин за допомогою поліетиленгліколю. Культуру лімфобластів із термостатованих флаконів переносили в центрифужну пробірку на 15 мл за допомогою мікропіпетки. Потім їх центрифугували 1–3 хв при 1000 об/хв. Після цього видаляли надосадову рідину повністю, а осад поміщали у водяну баню при $t=37^{\circ}\text{C}$ на 3–4 хв. До осаду додавали 2 мл ПЕГ, одразу ж встановлюючи на водяну баню при температурі 37°C за Цельсієм на 2-3 хв. Потім розводили вміст пробірки (поліетиленгліколь) середовищем Ігла у співвідношенні 1:10, витримували на водяній бані ще одну хвилину, після чого відмивали клітини середовищем Ігла від поліетиленгліколю і далі витримували відмиті клітини на водяній бані ще протягом 2 хв. Клітини у момент гібридизації і після неї вельми не стабільні, тому додавання до осаду клітин розчину ПЕГ, перемішування і подальше додавання 5-10 кратного об'єму середовища виконувалося обережно. Процедура проводилася або при 37°C (швидко), або при кімнатній температурі (більш тривало). Пробні тести показали, що суспендування клітин в лужному середовищі RPMI-1640 (або в середовищі Ігла) є вирішальним етапом для стадії злиття. Із деяких причин злиття краще відбувається в лужному середовищі, і при цьому завдяки короткочасності інкубації клітини не ушкоджуються. Розподіл клітин по стінках пробірки при її обертанні теж підвищує ефективність злиття, мабуть, тому що це гарантує рівномірне перемішування і тісний контакт клітин. Не виникає необхідності у використуванні бані на 37°C в ламінарному боксі, але клітини слід тримати при температурі близько 37°C . Рекомендується додавати ПЕГ поволі, украй важливо, щоб після злиття ПЕГ розбавляли повільно. Декілька порцій середовища, додані приблизно з інтервалом в 1 хв., створюють умови, що задовольняють цій вимозі. Швидке ж розведення призводить до осмотичного пошкодження клітин.

Морфология лимфоцитарных гомокарионов. В процессе злития лимфобласты прошли все стадии от аглютинации клеток до злития ядер, та утворили лимфоцитарні гомокаріони (рис.4, 5, 6).



Рисунок 4 – Перший етап злиття лимфобластів – аглютинація. Формування єдиної цитоплазми



Рисунок 5 – Формування гібридної клітини. Злиття ядерного матеріалу



Рисунок 6 – Лімфоцитиарний гомокаріон. В єдиній цитоплазмі два ядра, одне з них містить ядерце

Лімфоцитарний гомокаріон має великі розміри. Ядра гомокаріона мають грудкоподібну структуру із невеликими нерівностями в контурах. Ядро має вдавлення, і це надає йому бобовидну або ниркоподібну форму. Цитоплазма лімфоцитарного гомокаріона широка, характеризуються менш інтенсивним забарвленням. Також в цитоплазмі чітко розрізняються вакуольні вкраплення.

Висновки. Лімфоїдні елементи людини є зручним об'єктом для імунобіотехнологів з причини їх доступності, можливості отримання їх із венозної крові людини і високої життєздатності *in vitro*.

Вдосконалено метод виділення лімфоцитів із венозної крові людини, суть якого зазначена в спонтанному осадженні ядерних форм гепаринізованої крові.

Оптимальною кількістю лімфоцитів в процесі культивування їх *in vitro* є 2 млн. посадочних клітин на 2 мл поживного середовища з додаванням 0,5 мл власної плазми донора.

Розроблені технологічна і біологічна схеми виділення лімфоцитів людини з виходом лімфоцитів до 55 %.

Розроблені технологічна і біологічна схеми культивування лімфоцитів людини, використання яких дозволило отримати вихід лимфобластів до 53 % від загальної кількості лімфоцитів. Поліетиленгліколь 3 000 забезпечує процес злиття прокультивованих лимфобластів з виходом життєздатних лімфоцитарних гомокаріонів до 2 %. Отримані результати можуть бути використані з метою клітинної інженерії.

ЛІТЕРАТУРА

1. Н.Рінгерц, Р.Севідж. Гібридні клітини. – М.: Мир. – 1979.
2. Фрідлянська І. І. Постійні клітинні лінії диференціюються *in vitro*: Збірка «Біологія клітини в культурі». – Ленінград, 1984.
3. Эфруссі Б. Гібридизація соматичних клітин. – М.: Мир. – 1976.
4. Келлер Г. Метод отримання гібридом. – М.: Мир. – 1983.

Дніпродзержинський державний технічний університет

**ДОСЛІДЖЕННЯ МЕТОДУ КОМПОСТУВАННЯ ДЛЯ ПЕРЕРОБКИ
ПОБУТОВИХ ВІДХОДІВ В УМОВАХ МІСТА ДНІПРОДЗЕРЖИНСЬКА**

У роботі розглядаються результати дослідження одного з методів переробки твердих побутових відходів – компостування. Завдяки такій переробці можна не тільки зменшити кількість ТПВ, знизити навантаження на навколишнє середовище, але і отримати цінне органічне добриво – компост, який можна використовувати для озеленення територій міст.

В работе рассматриваются результаты исследования одного из методов переработки твердых бытовых отходов – компостирование. Благодаря такой переработке можно не только уменьшить количество ТБО, снизить нагрузку на окружающую среду, но и получить ценное органическое удобрение – компост, которое можно использовать для озеленения территорий городов.

The results of research of some methods of waste hard domestic treatment – composting has been considered in the given work. Thanks due to such waste treatment the quantity of hard domestic waste cannot be only diminished, but valuable organic fertilizer – compost, that is used for planting of greenery of cities territory can be obtained.

Вступ. На сьогодні проблема твердих побутових відходів (ТПВ) стоїть на одному рівні з такими гігантами, як важка промисловість і виробництво атомної енергії.

Раніше більша частина відходів (крім скла й металобрухту) спалювалася. Тепер це заборонено, оскільки під час спалювання виділяється багато небезпечних для здоров'я людей речовин. У розвинених країнах переробляється від 30-50 % (Захід та Європа) до 60-75% (США, Японія) ТПВ; у країнах, що розвиваються – 7-10%, у Росії та Україні – лише 3-5%. За прогнозами спеціалістів до 2025 року кількість відходів зросте в 4-5 разів, а вартість їх переробки та зберігання – у 2-3 рази. Тому утилізація відходів стала глобальною екологічною проблемою [1].

Проблему звалищ можна вирішити, збудувавши сучасні сміттєпереробні заводи з ефективними технологіями утилізації, спалювання, виготовлення корисних речовин (хоча нині жодну з наявних технологій не можна вважати екологічно чистою). Дуже гостро постала проблема рекультивації звалищ і використання тисяч гектарів звільнених від сміття площ землі.

В більшості областей України немає полігонів для централізованого зберігання та утилізації відходів. За браком коштів і вільних земель можливості для будівництва сучасних звалищ обмежені. Проте позитивним прикладом є полігон побутових відходів у Дніпропетровську. Він має ефективну систему захисту ґрунтових вод, до якої входять ізольовані шари глини та спеціальної (завтовшки 2 мм) пластикової плівки, й обладнаний свердловинами для контролю стану ґрунтових вод. Безпосередньо на полігоні здійснюється попереднє сортування сміття, з якого відбираються металобрухт, скло, папір та пластмаси. В майбутньому на полігоні передбачається добування біогазу.

Із чотирьох збудованих в Україні сміттєпереробних заводів більш-менш ефективно діючим є Київський завод «Енергія», але і він має свої недоліки. В атмосферу викидаються продукти спалювання, вторинна сировина не переробляється. А це гроші, і

чималі. З 1,5 млн. тонн макулатури, що щорічно викидається або спалюється, можна отримати 1,3 млн. тонн целюлози, з 190 тис. тонн автогуми – 5,5 тис. тонн каучуку, з 82 тис. тонн дрантя – 55 тис. тонн матеріалу, з 520 тис. тонн шкіри – 47,8 тонн нової сировини. Але і це ще не все. Мало того, що губляться мільйони при знищенні відходів, доводиться купувати вторинну сировину за кордоном.

Складна ситуація з ТПВ також спостерігається в місті Дніпродзержинську: як і в решті міст України, побутові відходи вивозяться на звалище, яке вже давно знаходиться у катастрофічному стані. Брак коштів, відсутність розумного планування та комплексного підходу до проблеми ще більше загострює і без того складне екологічне становище міста. Тому необхідно шукати найбільш раціональні шляхи вирішення цього питання.

Постановка задачі. Вже сьогодні необхідно ретельно зважувати усі наслідки неправильного складування сміття. Звалище, що існує в місті Дніпродзержинську, не розраховано ні на тривалу експлуатацію, ні на великі об'єми сміття, що існують на сьогодні. Цю проблему потрібно вирішувати зараз, бо надалі вона буде загострюватися ще більше, поки не переросте до катастрофічних розмірів.

Одним із факторів впливу ТПВ на навколишнє середовище є біогаз, який виділяється із відходів, що складуються. Типовими компонентами біогазу є діоксид вуглецю, метан, аміак, сірководень, оксид вуглецю, азот, важкі вуглеводні та ін. Із 1 м³ відходів виділяється до 1,5 м³ газу.

Найбільш важливим аспектом впливу звалища на геологічне середовище є гідрогеохімічний. Забруднення підземних вод призводить до порушення нормального водопостачання населених пунктів, до порушення рівноваги у водних екосистемах.

На звалищах ТПВ практично постійно відбувається samozапалення відходів, тому часто має місце сильна задимленість, яка спричиняє навкруги забруднення атмосферного повітря і дає значний внесок в забруднення повітря близько розташованих житлових масивів.

В масі побутових відходів, що складуються, на глибині більше 2 м можуть виникати джерела анаеробного процесу з утворенням метану. Для виходу його на поверхню необхідно улаштувати спеціальні газоходи, які на сьогодні відсутні [2].

Звалища часто не мають відповідного інженерного облаштування – огорожі, зеленої захисної зони, водопостачання і т. ін., тому є одними з джерел екологічного забруднення, виникнення та розповсюдження інфекційних хвороб.

Крім того, через невчасну дериватизацію на звалищах часто розводяться гризуни.

ТПВ містять велику кількість вологих органічних речовин, котрі, розкладаючись, виділяють гнилісні запахи та фільтрат. При висиханні продукти неповного розкладу утворюють насичений забруднювачами та мікроорганізмами (від 300 до 15 млрд. на 1г сухої речовини) пил. В результаті відбувається інтенсивне забруднення повітря, ґрунту, поверхневих та ґрунтових вод. Рознощиками патогенних мікроорганізмів є мухи, пацюки, птиці, безпритульні собаки та кішки.

В середовищі ТПВ разом із сапрофітними розвиваються патогенні бактерії – носії різних захворювань. Окрім патогенних мікроорганізмів, ТПВ містять яйця гельмінтів (глистів). При складуванні ТПВ частина патогенних мікроорганізмів гине вже через декілька днів, тоді як інші їх види можуть існувати в таких умовах на протязі декількох років.

Мікроорганізми, виявлені в ТПВ, є збудниками гепатиту, туберкульозу, дизентерії, аскаридозу, респіраторних, алергенних, шкірних та інших захворювань.

За даними природоохоронних органів майже 80% звалищ України експлуатуються без природоохоронних заходів проти забруднення підземних водоносних горизонтів фільтратом, що включає в себе висококонцентрований розчин 33 важких елементів та їх солей. Атмосфера забруднюється азотними та вуглецевими, фтористими та сірководневими сполуками.

Більше 400 звалищ із числа діючих є особливо небезпечними для людини; до них відноситься і звалище м. Дніпродзержинська. Отже проблема побутових відходів у місті Дніпродзержинську стоїть дуже гостро. Поліпшити становище, що склалося, можна тільки за рахунок упровадження промислових методів знешкодження відходів. Компостування органічної частини сміття – це дешевий спосіб утилізації ТПВ, який не тільки не потребує великих капіталовкладень, але і може приносити прибуток: отриманий зі сміття компост може бути ефективним органічним добривом, яке за своїми параметрами мало поступається коров'ячому гною. Компост зі сміття можна реалізовувати як у сільському господарстві, так і у місті для удобрення ґрунтів під озеленення.

Компостування – не тільки спосіб отримання добрива, але це ще екологічно безпечний шлях утилізації відходів. На відміну від спалювання, коли у повітря викидається велика кількість шкідливих та небезпечних речовин, при компостуванні цього не відбувається. Тому з певністю можна говорити про те, що за компостуванням (принаймні у нашій країні) безпечно майбутнє в утилізації відходів. Потреба в компості, через його цінність в сільському господарстві, дуже велика. До того ж часте застосування компосту створює поживний шар. А використання хімікатів може шкідливо позначитися на врожаї.

Компост сприяє також поліпшенню подання вологи до ґрунту, що особливо цінне для степових районів.

Із всього вищезазначеного можна зробити висновок, що утилізація ТПВ методом компостування має великі перспективи як в Україні, так і в нашому місті. Застосування компосту на наших землях допоможе поліпшити їх стан, збільшити кількість врожаю, значною мірою зменшити кількість сміття та його навантаження на навколишнє середовище.

Метод компостування, що включає сортування, біологічне перетворення, кінцеву стабілізацію та очищення органічних речовин, які містяться у ТПВ, використовується в якості метода переробки відходів там, де маються дві наступні основні умови:

- значний відсотковий вміст органічної речовини у відходах;
- наявність поблизу можливих споживачів.

Виробництво компосту передбачає два етапи: підготовку матеріалу та біохімічні процеси [3].

Існують різні схеми компостування: полігони, спеціальні апарати, брикетування.

Польове компостування є найбільш простим способом знешкодження та переробки ТПВ. Якщо на полігонах знешкодження йде від 50 до 100 років, то при польовому компостуванні цей процес відбувається за 4-18 місяців в залежності від кліматичних умов.

Мета роботи – визначити та розробити заходи для ефективного, прийняттого в умовах міста способу переробки ТПВ.

Методи дослідження – порівняльний аналіз різних шляхів переробки побутових відходів, експериментальне визначення умов одержання та використання компосту у якості добрив для зелених насаджень.

Об'єкт дослідження – побутові відходи міста Дніпродзержинська.

Задачами дослідження є визначення:

- шкідливого впливу ТПВ на навколишнє середовище;
- якісного складу ТПВ за вмістом азоту;
- умов складування, вивезення, розділення та переробки відходів;
- властивостей компосту у порівнянні з типовими добривами;
- показати, що використання компосту з ТПВ економічно вигідне та доцільне з екологічної точки зору.

Результати роботи. Для дослідження на експериментальній ділянці в польових умовах було закладено сміття на компостування терміном зими: нерозділені відходи, органічна частина побутового сміття та смет (це листя та дрібні гілки).

Для подальших дослідних робіт необхідно було визначити вміст азоту у різних типах добрив. За літературними джерелами відомо, що у сечовині азоту міститься 45 %, у коров'ячому гної – 0,47 %, у компості з органічних відходів – 0,9 %, у компості з відходів нерозділених – 0,5 % [4] та у сметі – 0,3 %. Виходячи з цього, на ділянки землі (по 0,5x 0,5 м у кількості п'ять штук) було закладено необхідну для росту зернових кількість добрив, яку визначали по азоту. Відомо, що для нормального росту рослин (жита та пшениці) необхідно азоту 60 кг/га.

Було розраховано, що на одну грядку потребується 1,5 г азоту. Необхідна кількість добрив для внесення у ґрунт склала: сечовини – 3,3 г; гною – 3191,5 г; компосту (органічного) – 1666,6 г; компосту (суміш) – 3000 г та смету – 5000 г. Після визначення необхідної кількості добрива були закладені у ґрунт та ретельно перемішані з землею. Після цього було відібрано проби нічим не здобреного ґрунту та з добривами для проведення аналізів на вологість, вміст азоту і визначення рН.

Дослідження ефективності використання виготовлених добрив вели на прикладі зернових (пшениці та жита) і квітів («Майори» та «Веселі хлоп'ята») у польових та лабораторних умовах. Навесні у ґрунт з різним добривом було висаджено зерна пшениці та жита. Експеримент проводили на 5 грядках, в кожній з яких був свій вид добрива: на першій грядці дослідження проводили в умовах нічим не здобреного ґрунту; на другій у ґрунт додавали гній; на третій – сечовину; на четвертій – компост органічний; на п'ятій – компост-суміш.

Встановлено, що на ґрунті з компостом рослини розвиваються майже також добре, як і на ґрунті з сечовиною та гноєм і набагато краще, ніж на нічим не здобреному ґрунті, так як вміст удобрюваних елементів у компості не набагато поступається гною, а по вмісту вапняку навіть перевершує його.

Влітку було висаджено квіти у ґрунт з сечовиною, компостом та нічим не здобрений ґрунт. Можна відмітити, що на останньому квіти ростуть набагато гірше. На компості квіти вирости також добре, як і на сечовині.

Другим етапом польових досліджень стало висадження озимого жита під зиму на ґрунт з добривами (сечовина, гній, компост, в кількості у два рази вище, ніж на першому етапі дослідів, смет) та нічим не здобрений ґрунт. Встановлено, що жито виростило на компості навіть краще, ніж на гної, хоча і не набагато гірше, ніж на сечовині, а смет майже не поступається гною; і знову нічим не здобрений ґрунт показав найгірші результати.

Досліди також проводилися у лабораторних умовах на початку весни: на ґрунт з сечовиною, гноєм, компостом, сметом і ґрунт без добрив висаджувалися зерна жита та квіти. Були висаджені зерна жита у п'ять ємностей (тарілок) на кожний вид добрив і ще п'ять ємностей на ґрунт, який не містить добрив. Кожна з п'яти проб містить різну долю добрив, яка визначалася по азоту. Було розраховано, що на 0,5 кг ґрунту, який вміщує одна проба, необхідно добрив (по вмісту в них азоту): сечовини – 0,2 г; гною – 18,3 г; компосту – 9,5 г; смету – 28,7 г. Ці показники надалі використовуються як 1 : 1. При показниках 1 : 2; 1 : 3; 1 : 4 та 1 : 5 вміст добрив збільшується відповідно у два, три, чотири та п'ять разів. Це зроблено для того, щоб виявити, при якому вмісті того чи іншого добрива буде найкращий ріст зерен.

У кожному ємність було висаджено по 25 зерен жита. Через 10 діб, коли паростки почали масово падати, була виміряна довжина сходів та їх маса (після сушіння). Також була визначена пророщуваність зерен жита. Ці дані наведені на рисунках 1 – 3.

Встановлено, що при збільшенні долі добрива на компості та сметі результати вирощування покращуються, а на гної та сечовині – погіршуються. Найкраще використовувати компост з долею 1 : 3, збільшення ж долі сечовини та гною більше 1 : 3 веде до зниження темпів росту та якості рослин. Максимальний ріст зерен у ґрунті з компостом та сметом припадає на долю добрив 1 : 3 та 1 : 4, а у ґрунті з сечовиною та гноєм – 1 : 2. Найгірше зерна проросли на нічим не здобреній землі, на ґрунті з сечовиною та гноєм з долею 1 : 4, 1 : 5 і на ґрунті з компостом та сметом з долею 1 : 1.

Навесні було висаджено у лабораторних умовах (п'ять стаканів) квіти: «Майори» та «Веселі хлоп'ята». Було використано ті ж добрива, що і на вирощування жита.

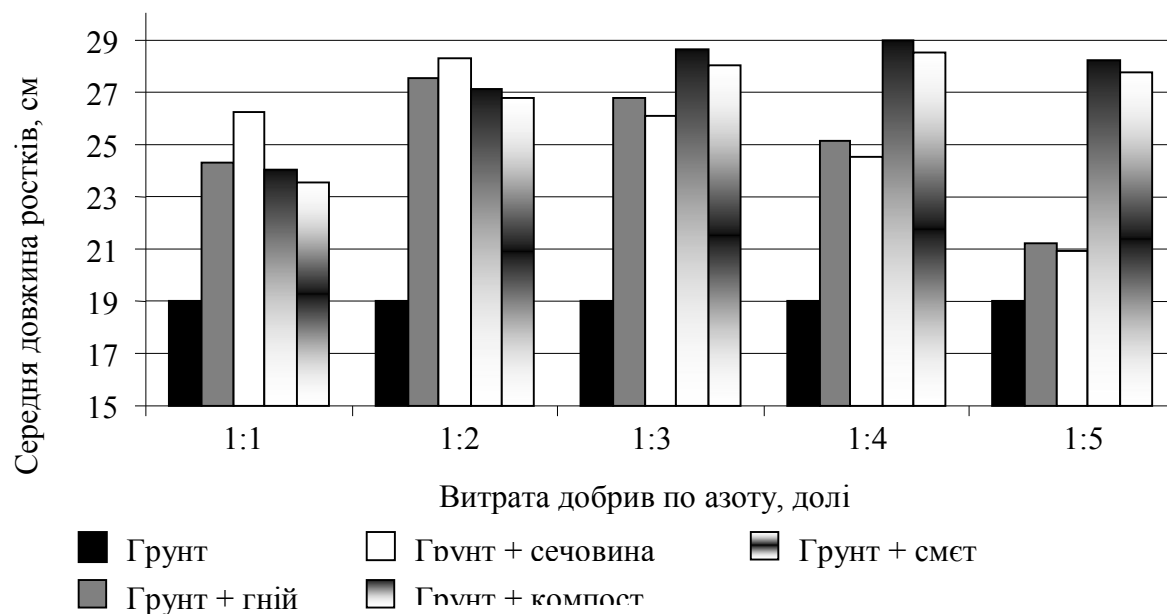


Рисунок 1 – Залежність середньої довжини ростків жита від виду та питомої витрати добрив (лабораторні умови)

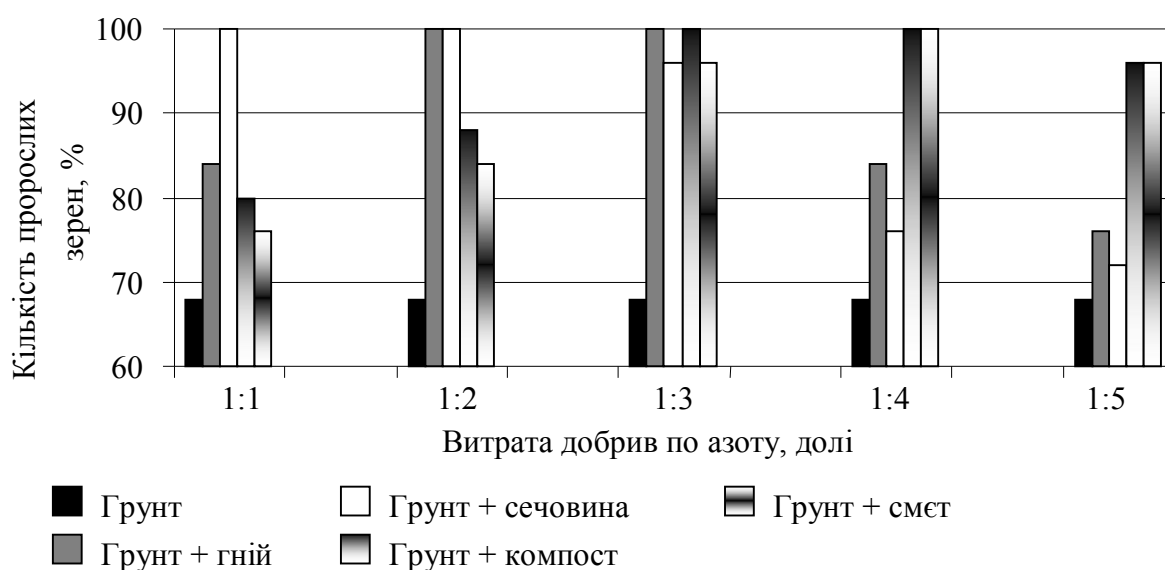


Рисунок 2 – Залежність кількості пророслих зерен жита від виду та питомої витрати добрив (лабораторні умови)

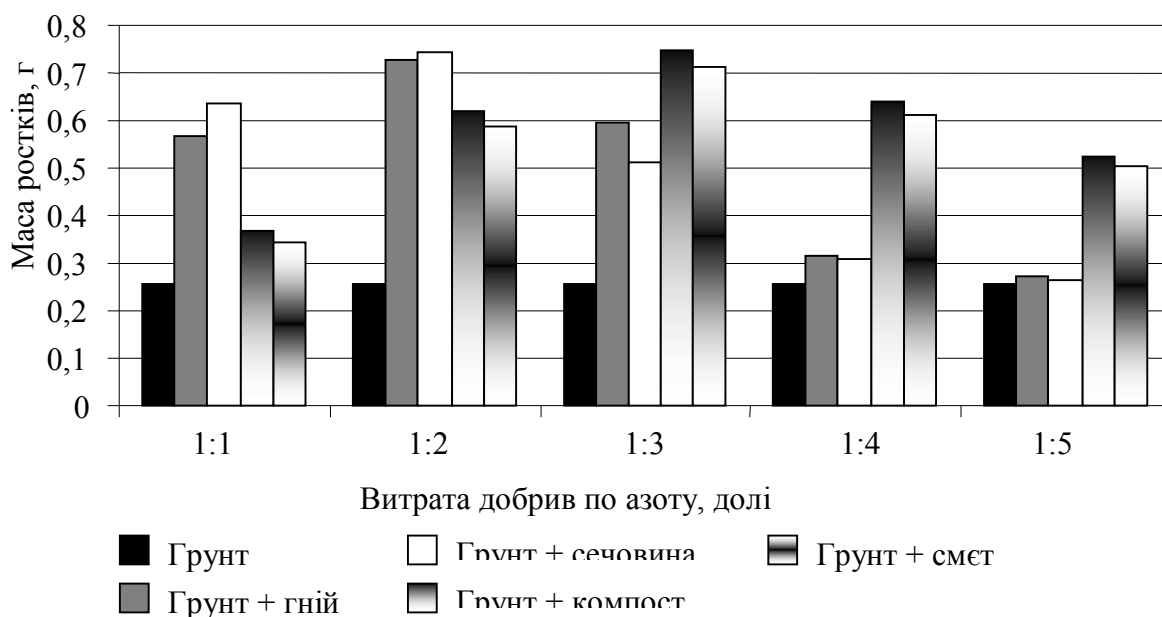


Рисунок 3 – Залежність маси ростків жита від виду та питомої витрати добрив (лабораторні умови)

Квіти вирости найкраще на сечовині та компості, гірше – на гної, сметі. Нічим не здобрений ґрунт показав найгірший результат. Ці дослідження показують, що як добриво компост майже не поступається сечовині, та, на відміну від неї, є екологічно чистим продуктом і нічим не поступається гною. Це доводить доцільність даного напрямку досліджень.

Висновки. 1. Побутові відходи є не тільки шкідливою складовою життя сучасного міста, але і вторинною сировиною, завдяки якій можна отримати ефективне добриво – компост.

2. Проблему побутових відходів можна вирішити за допомогою комплексного підходу: розділення відходів та вилучення корисних вторинних складових з їх подальшою переробкою.

3. Компост, отриманий з ТПВ, як добриво не поступається типовим добривам (гній, сечовина) та коштує дешевше за них.

4. За допомогою компосту можна не тільки отримати кращі врожаї, але і покращити хімічні та фізичні властивості ґрунту.

ЛІТЕРАТУРА

1. Білявський Г.О., Фурдуй Р.С., Костіков І.Ю. Основи екології. – К.: Либідь, 2004. – 408с.
2. Тараненко С.И. Информационные исследования по разработке технического задания по переработке ТБО г. Днепропетровска. Отчет. – Днепропетровск: НПО «Рион» (Строительство и экология), 1998. – 60с.
3. Твердые отходы. Возникновение, сбор, обработка и удаление / Под ред. Ч.Мантелла. – М.: Стройиздат, 1979. – 519с.
4. Мягков М.И., Алексеев Г.М., Ольшанский В.А. Твердые бытовые отходы города. – Л.: Стройиздат, 1978. – 168с.

УДК 504 : 656 (075.8)

АВРАМЕНКО С.Х., к.т.н., доцент
ПЛОХА Т.В., студентка
СЕМЕНЕЦЬ Г.О., магістр

Дніпродзержинський державний технічний університет

ВИЗНАЧЕННЯ КОНЦЕНТРАЦІЇ ТА МАСИ ШКІДЛИВИХ РЕЧОВИН У ВІДПРАЦЬОВАНИХ ГАЗАХ АВТОМОБІЛІВ НА МАГІСТРАЛЬНИХ ВУЛИЦЯХ МІСТА

В роботі визначено негативний вплив автотранспорту на атмосферне повітря м. Дніпродзержинська, встановлено концентрацію та маси викидів основних шкідливих речовин у відпрацьованих газах автомобілів, запропоновані шляхи та заходи для зменшення цього впливу й покращення стану атмосфери.

В работе определено негативное воздействие автотранспорта на атмосферу г. Днепродзержинска, установлены концентрация и массы выбросов основных вредных веществ в отработанных газах автомобилей, предложены пути, а также мероприятия для уменьшения этого влияния и улучшения состояния атмосферы.

Negative influence of motor transport on an atmosphere of Dneprodzerzhinsk is determined in work, are established concentration and weights of emissions of the basic harmful substances in the fulfilled gases of automobiles, ways and methods for reduction of this influence and improvement of a status of an atmosphere are developed.

Вступ. Якість атмосферного повітря – це один з основних показників стану навколишнього середовища. Окрім того, що основне призначення атмосферного повітря – постачання людей, тварин і рослин необхідними газами, воно ще регулює температуру, захищає Землю від космічного, радіаційного та ультрафіолетового випромінювання, а також забезпечує виробничі процеси киснем, азотом, воднем і нейтральними газами.

Серед антропогенних джерел забруднення найбільшого тиску на атмосферу завдає транспорт. Вплив автомобільного транспорту на атмосферу здійснюється викидами шкідливих (40–70 %) речовин, шумовим, електромагнітним забрудненням, продуктами зношування деталей та доріг.

Специфіка забруднення атмосфери пересувними джерелами полягає у тому, що темпи зростання чисельності, зокрема автомобілів, досить високі; вони забруднюють великі площі в безпосередній близькості до помешкання людей; мають більшу токсичність за стаціонарні, сприяють накопиченню забруднювачів в зоні дихання людей.

Охорона атмосферного повітря передбачає комплекс заходів, спрямованих на збереження хімічного складу повітря і енергетики в усіх її прошарках, зведення до мінімуму викидів у повітря.

Постановка задачі. Інтенсивне забруднення атмосферного повітря м. Дніпродзержинська обумовлено, в першу чергу, значною концентрацією промислових підприємств. Усього в місті налічується 57 промислових підприємств різних галузей: чорної металургії, хімічної промисловості, машинобудування, виробництва будматеріалів, транспорту й ін. Найбільший об'єм викидів від зазначених об'єктів доводиться на 4 інгредієнти: оксид вуглецю (більше 60%), сірчистий ангідрид (більше 15%), пил (більше 15%), оксиди азоту (більше 6%). Практично вся територія міста, крім лівобережного масиву, перебуває в зоні підвищених концентрацій високотоксичних фенолів, сірководню, ціаністого водню і сірковуглецю.

Терміном з 1989 до 2000 року розміри викидів забруднюючих речовин в місті зменшувались, а починаючи з 2000 – почали збільшуватись.

Значний внесок у забруднення повітря вносить автотранспорт. За даними МРЕО на 7.03.2005 р. у місті було зареєстровано 45289 одиниць автотранспорту. Щорічні викиди становлять більше 5 тис.тонн.

Забруднення атмосфери автотранспортом відбувається у результаті випару палива з бака, карбюратора й трубопроводів, відпрацьованими і картерними газами. Компонентний склад відпрацьованих газів залежить від типу двигуна і його технічного стану, режиму роботи й складу палива.

На відміну від стаціонарних джерел викидів автомобільні двигуни працюють зі змінним навантаженням на невстановлених режимах. Найбільш несприятливими режимами роботи двигунів з позиції токсичності є прискорення, повільний і холостий ходи.

Автотранспортом викидається у повітря більше 200 компонентів. Максимальну кількість з усіх шкідливих речовин, що надходять з відпрацьованими газами автомобілів, становлять оксиди вуглецю (CO , CO_2), азоту (NO_x), вуглеводнів (C_mH_n), сажа, альдегіди. Велику роль у цьому відіграє кількість карбюраторних (бензинових) та дизельних двигунів [1].

Основними характеристиками транспортного потоку, що впливають на рівень загазованості вулично-дорожньої мережі, є інтенсивність, структура, швидкість і нерівномірність руху [2]. Рівень забруднення повітря на магістралі визначається також інтенсивністю її провітрювання, що залежить від метеорологічних факторів і плануючих характеристик.

Враховуючи вищезначене, необхідно вести облік цих факторів при розробці природоохоронних заходів міста.

Метою даної роботи є визначення концентрації та маси основних шкідливих речовин у газових викидах автотранспорту на магістральних вулицях м. Дніпродзержинська, визначити його роль у забрудненні атмосферного повітря.

Задача: дослідити інтенсивність руху автотранспорту на окремих вулицях, визначити аерогенне навантаження від різних типів автотранспорту, розрахувати концентрацію та маси викидів оксидів вуглецю, азоту й вуглеводнів, розробити заходи щодо зменшення негативного впливу автотранспорту на навколишнє середовище.

Результати роботи. Збір матеріалу по завантаженості магістральних вулиць міста автотранспортом проводився чотири рази на добу (о 8-й, 13-й, 16-й та 21-й годині) у різні дні тижня (робочі та вихідні). Інтенсивність руху визначалася методом підрахунку автомобілів різних типів по 20 хвилин в кожному із термінів. Далі розраховувалась концентрація чадного газу за методикою [2], максимальна концентрація чадного газу у часи "пік" поблизу дороги – за формулою Рябікова [3], на основі якої розраховується відстань від дороги, де концентрація оксиду вуглецю не буде перевищувати допустиму для житлових масивів. Маса шкідливих речовин, що виділяються у атмосферу з відпрацьованими газами, розраховується за питомими величинами [4], за методикою, рекомендованою обсерваторією Войейкова [5] з урахуванням ряду факторів, що впливають на інтенсивність викидів.

Визначення інтенсивності руху автотранспорту. Для визначення усереднених даних з інтенсивності руху основних типів автотранспорту підрахунки проводилися по сезонах року (весна – літо – осінь) у чотирьох спостережних пунктах з урахуванням офіційних стаціонарних постів лабораторії Гідромет м. Дніпродзержинська.

Аналіз даних показує, що всі досліджувані вулиці міста мають середню та високу інтенсивність руху протягом доби. Як влітку, так восени і навесні інтенсивність практично не зменшується. Сумарна оцінка завантаженості вулиць автотранспортом

згідно ГОСТ–17.2.2.03-77 у неділю середня і лежить у межах 8-17 тис. авт./добу, а у робочі дні – висока і складає 18-27 тис. авт./добу.

Встановлено, що інтенсивність руху автотранспорту з позначкою „висока” спостерігається на перехресті пр. Леніна – пр. Пеліна (р-н пл. ДМК Д), пр. Леніна – вул. Лісопильна; середня інтенсивність на пл. Визволителів, перехресті пр. Перемоги – пр. М-ла Жукова. Висока інтенсивність пояснюється тим, що у двох перших пунктах збігаються шляхи багатьох маршрутів і знаходяться вони у центрі міста, що відіграє важливу роль у переміщенні транспортних потоків. Навесні та влітку ці показники складають понад 193 тис.авт./тиждень, восени – 170 тис.авт./тиждень. Така інтенсивність руху на вулицях міста є небезпечною через значні викиди шкідливих речовин і становить загрозу навколишньому природному середовищу міста.

Розрахунок концентрації СО за формулою Бегма, модифікованою Шаповаловим.

Викиди у повітря та їх розсіювання залежать від ряду факторів, значення яких при визначенні концентрації оксиду вуглецю враховує формула [2]:

$$K_{CO} = (0.5 + 0.01 \cdot N \cdot K_T) \cdot K_A \cdot K_V \cdot K_{III} \cdot K_B \cdot K_{II}, \quad (1)$$

де $K_T, K_A, K_V, K_{III}, K_B, K_{II}$ – відповідно коефіцієнти, що визначають залежність K_{CO} від токсичності різних видів автомобілів, аерації місцевості, ухилу вулиць, швидкості вітру, вологості повітря, типу перехресть на вулицях.

Розрахунки показують, що рівень забруднення атмосферного повітря оксидом вуглецю значно перевищує ГДК від викидів автотранспорту, який дорівнює 5 мг/м^3 . Як приклад можна навести показник концентрації СО влітку 15 серпня (понеділок) на перехресті пр. Перемоги – пр. М-ла Жукова, який сягає $25,4 \text{ мг/м}^3$ в середньому за добу (табл.1).

Концентрація СО у атмосфері в районі викидів автотранспорту у різні пори року перевищує гранично-допустимі концентрації ГДК м.р та ГДК_{С/Д}. Наприклад, середні концентрації СО перевищують ГДК_{С/Д} у 3,3-19,7 рази на перехресті пр. Перемоги – пр. М-ла Жукова, перехресті пр. Леніна – пр. Пеліна (район пл. ДМК Д). Менші перевищення ГДК_{С/Д} відмічались на пл. Визволителів (4-12 ГДК), перехресті пр. Леніна – вул. Лісопильна (4,8-13,6 ГДК).

Визначення рівня забруднення повітря монооксидом вуглецю на краю доріг магістральних вулиць міста. Дані спостережень показали, що у години „пік” інтенсивність руху зростає й, відповідно, збільшуються викиди шкідливих речовин. Поблизу автодороги наближено максимальну концентрацію СО в години „пік” розраховано за формулою Рябікова [3]:

$$C_{CO,max} = (7,33 + 0,026N) \cdot K_1 \cdot K_2, \quad (2)$$

де K_1, K_2 – відповідно коефіцієнти, що враховують склад транспортного потоку та швидкість руху.

ГДК_{СО,С/Д} для атмосфери житлового масиву становить 3 мг/м^3 . При проектуванні доріг інтенсивність руху автомобілів приймається за СНІП 2–Д–5–72 з врахуванням категорії дороги. Так, по дорозі першої категорії за добу проходить понад 7 тис. автомобілів, головним чином за 12 годин денного руху, тобто 508 авт/год. При проходженні дороги через населений пункт необхідно враховувати зростання інтенсивності руху під час “пік” у 1,5 рази, тобто до 762 авт/год. Розрахунковий рівень забруднення повітря на дорозі першої категорії під час “пік” може перевищувати норму більш, ніж у 9 разів. Отже, дороги необхідно проектувати поза населених пунктів і міст, близько 0,3 – 0,5 км від житлових масивів. Ширина санітарної зони від дороги, що проектується, розраховується за методикою [3].

Таблиця 1 – Інтенсивність руху автотранспорту, його склад та концентрація CO(max) поблизу автодороги в години „ пік”, 2005 р.

Назва вулиці та точки заміру	Термін спостереження, за сезоном	середня кількість автомобілів, од/год. втом числі				Кількість автомобілів		концентрація чадного газу, C_{COmax} , мг/м ³	необхідна ширина СЗС дороги, м
		Вантажівок	Автобусів	Легкових	Загальна кількість автомобілів	Чисельність	% від загальної кількості		
Перехрестя пр. Перемоги – пр. М-ла Жукова (Пост № 10)	Весна	29	35	1010	1074	64	6%	25.4	97
	Літо	39	25	662	726	64	9%	18,9	65
	Осінь	37	30	1339	1406	67	5%	31.6	128
Перехрестя пр. Леніна – пр. Пеліна (р-н пл. ДМКД)	Весна	65	62	1137	1263	127	10%	28.9	115
	Літо	74	42	1163	1280	116	9%	29.2	116
	Осінь	48	44	1068	1160	92	8%	27	105
Пр. Леніна – вул. Лісопильна (Пост № 4)	Весна	62	38	602	702	100	14%	19.7	69
	Літо	73	37	1307	1417	110	8%	31.8	129
Пл. Визволителів (Пост № 3)	Весна	30	24	896	949	54	6%	23.1	85
	Літо	47	14	546	607	61	10%	16.6	53
	Осінь	57	22	915	994	79	8%	23.9	90

Аналіз одержаних даних показує, що: концентрація чадного газу в години "пік" з краю дороги на всіх досліджених вулицях міста перевищує ГДК_{СД} по CO у 2–17 рази; фактична ширина вулиць не відповідає вимогам по розсіюванню оксиду вуглецю до нормативної концентрації на території житлової забудови, наприклад: на перехресті пр. Леніна – пр. Пеліна необхідна ширина санітарно-захисної смуги повинна становити 116 метрів, але фактично дорівнює 25 метрів (табл.1). Це можна пояснити тим, що вулиця проектувалася багато років тому, коли інтенсивність руху автотранспорту була значно меншою і відповідно були меншими й викиди CO.

Визначення маси викидів шкідливих речовин з відпрацьованими газами автотранспорту. Згідно з рекомендаціями [5] кількість шкідливих речовин під час спалювання палива автомобілем (припускаючи, що в середньому легкові та вантажні автомобілі з бензиновими двигунами витрачають 100 г бензину на 1 км шляху, та знаючи загальну кількість палива, що спалюється автомобілями на заданій ділянці шляху) можна визначити за формулою:

$$M_i = k_i \cdot G_i, \text{ кг.} \quad (3)$$

Для визначення маси викидів шкідливих речовин враховуються дані інтенсивності руху за типом транспорту: дизельні та бензинові. Результати розрахунків наведені в табл.2.

Таблиця 2 – Маса шкідливих речовин, що викидаються автотранспортом при спаленні палива на дільниці 1000 м шляху, який близько прилягає до житлового масиву (2005 рік)

Назва вулиці	Середня інтенсивність руху, од/год		Кількість шкідливих речовин, що виділяються, г/с		
	Дизельні	Бензинові	CO	C _m H _n	NO ₂
Пр. Перемоги-пр. М. Жукова: літо весна осінь	64	662	22.41	3.79	1.61
	64	1010	34.03	5.72	2.39
	67	1339	45.00	7.55	3.13
Пр. Леніна- вул.. Лісопильна: літо	110	1307	44.17	7.44	3.14
Пр. Леніна – пр.Пеліна: літо	117	1163	39.43	6.65	2.82
Пл. Визволителів: літо весна осінь	60.75 54 79	546 896 915	18.54 30.15 30.95	3.13 5.07 5.22	1.35 2.11 2.21

Результати дослідження показують, що автотранспорт робить помітний внесок у забруднення атмосферного повітря міста. Так, на 1000 м шляху у весняно-літньо-осінній періоди тільки по пр. Леніна – пр. Пеліна (р-н пл. ДМКД) автотранспортом викидається 36 ÷ 39 г/с CO, 6 ÷ 6,7 г/с C_mH_n та 2,6 ÷ 2,8 г/с NO₂; на пл. Визволителів відповідно 18,5 ÷ 31, 3,1 ÷ 5,2 та 1,4 ÷ 2,2 г/с вказаних речовин; на перехресті пр. Перемоги – пр. М-ла Жукова – 22,4 ÷ 45 г/с CO, 3,8 ÷ 7,6 г/с C_mH_n і 1,6 ÷ 3 г/с NO₂. Чіткої різниці між викидами навесні, влітку та восени не встановлено.

В цілому ж, за результатами дослідження можна сказати, що кількість шкідливих речовин від викидів автотранспорту на всіх досліджуваних вулицях міста є досить високою і перевищує допустимі норми для повітря населених пунктів.

Рекомендації по зменшенню аерогенного навантаження. На основі одержаних даних можна дійти висновку, що автотранспорт має значну долю у забрудненні атмосфери шкідливими домішками, в тому числі канцерогенними. З огляду на це розроблені рекомендації, направлені на зменшення впливу автотранспорту на склад атмосферного повітря міста.

Велика кількість доріг міста знаходиться у незадовільному стані і це впливає на роботу двигунів, які при уповільненні руху переходять на режим холостого ходу, що, в свою чергу, впливає на кількість викидів шкідливих речовин у відпрацьованих газах автомобілів. Для поліпшення стану атмосферного повітря у місті та зменшення забруднення від автотранспорту необхідно поліпшити стан доріг, усунувши вибоїни, тріщини, канави тощо.

Рекомендовано на всіх великих та малих розв'язках встановити світлофори, які б регулювали рух транспортних потоків, виключаючи режим холостого ходу.

Відомо, що велику роль у очищенні повітря міст від забруднюючих речовин відіграють зелені рослини. Тому рекомендовано збільшувати кількість зелених насаджень при дорогах та у селітебних зонах, постійно їх оновлювати, видаляючи старі й насаджуючи нові дерева, а також змивати пил з дерев поливальними машинами, допомагаючи тим самим рослинам поглинати оксид вуглецю та виділяти кисень.

Рекомендовано власникам автомобілів слідкувати за технічним станом машин. При добре відрегульованому двигуні оксиду вуглецю у відпрацьованих газах повинно міститися не більше допустимої норми. Необхідно підвищувати рівень технічного обслуговування та удосконалення систем і методів контролю за технічним станом автотранспорту, використовувати каталітичні нейтралізатори.

Необхідно розвантажити магістральні вулиці міста в житлових масивах, на яких, особливо в години „пік”, дуже велика щільність транспортних потоків, шляхом планування та побудови об’їзних доріг. Для зменшення шкідливого впливу забруднюючих речовин на здоров’я людини рекомендовано будувати підземні пішохідні переходи.

Робота продовжується вищезначеному напрямі з метою створення карт по розсіюванню шкідливих речовин від викидів автотранспорту на основних та магістральних вулицях міста.

Висновки. Якість атмосферного повітря – це один з основних показників стану навколишнього середовища. Велика кількість шкідливих речовин потрапляє в атмосферу з відпрацьованими газами автомобілів, причому ці викиди постійно зростають.

Для вирішення екологічних проблем у місті Дніпродзержинську в рамках еколого-економічного експерименту велись дослідження з визначення аерогенного навантаження на навколишнє середовище від автотранспорту, в якому приймали участь Управління з охорони навколишнього природного середовища міськвиконкому, регіональна лабораторія та ін. Санепідемстанцією ведеться контроль якісного складу атмосферного повітря в зонах інтенсивного руху автотранспорту (основні магістралі міста) та в зонах з малим навантаженням (селітебних зонах).

В роботі визначено негативний вплив автотранспорту на атмосферне повітря міста і, в свою чергу, на життя і здоров’я людини, визначено шляхи для зменшення цього впливу, покращення стану атмосфери.

Все наведене вище буде сприяти зменшенню забруднення атмосфери міста.

ЛІТЕРАТУРА

1. Канило П.М., Бей И.С., Ровенский А.И. Автомобиль и окружающая среда. – Харьков: Прапор, 2000. – 304с.
2. Руденко С.С., Костишин С.С., Морозова Т.В. Загальна екологія. – Чернівці: Рута, 2003. – 156с.
3. Гаев А.Я., Нарижная О.Е. и др. Экологические основы строительного производства. – Свердловск: Уральский университет, 1990. – 180с.
4. Методика розрахунку викидів забруднюючих речовин від автомобільного транспорту / Ліпський Г.Е. – К.: Український транспортний університет, 1995. – 8с.
5. Эльтерман В.М. Охрана воздушной среды на химических и нефтехимических предприятиях. – М.: Химия, 1985. – 160с.

УДК 550.461.004.8

ТРОФІМЕНКО М.О., к.х.н., доцент
ПОЛОВИНКА О.В., студент

Дніпродзержинський державний технічний університет

РОЗРОБКА БЕЗРЕАГЕНТНОЇ НЕЙТРАЛІЗАЦІЇ СТІЧНИХ ВОД ЗНЕСОЛЮЮЧИХ УСТАНОВОК

Проведено дослідження із взаємoneйтралізації регенераційних розчинів катіонітових і іонітових фільтрів у системі обезсолюючих установок водопідготовчих відділень. Установлено можливість використання для цієї мети біфункціонального карбоксильного катіоніту марки КБ-4. Установлено також, що одночасно з нейтралізацією відбувається поглинання катіонів жорсткості з подальшою їхньою регенерацією й вирівнюванням концентрації по всьому об’єму.

Проведены исследования по взаимонейтрализации регенерационных растворов катионитовых и ионитовых фильтров в системе обессоливающих установок водоподготовительных отделений. Установлена возможность использования для этой цели бифункционального карбоксильного катионита марки КБ-4. Установлено также, что одновременно с нейтрализацией происходит поглощение катионов жесткости с дальнейшей их регенерацией и выравниванием концентрации по всему объёму.

Researches on mutual neutralization recovery solutions cation exchanger and ion-exchange resin filters in system desalting installations of water-preparatory branches are carried out. The opportunity of use for this purpose bifunctional carboxylic cation exchanger, marks KB-4 is established. It is established also, that simultaneously with neutralization there is an absorption cation rigidity to their further regeneration and alignment of concentration on all volume.

Вступ. Багато хімічних підприємств використовують знесолону воду. У процесі її одержання утворюються більші об'єми регенераційних розчинів – кислих і лужних стічних вод [1,2]. Існуючі способи нейтралізації стічних вод трудомісткі й не завжди ефективні. Для нейтралізації надлишкової кислоти використовують додаткові лужні реагенти. Необхідні великогабаритні збірники кислих і лужних стоків, камери й пристрої для їхнього змішування. Нейтралізація за допомогою баків-нейтралізаторів неефективна [1,4].

Постановка задачі. В роботах деяких авторів наводяться результати досліджень по використанню амфотерного іоніту – КБ-4 для взаємної нейтралізації стічних вод теплоенергетичних установок [3].

Метою наведених в статті досліджень являється розробка процесу взаємної нейтралізації стічних вод для застосування у водопідготовчих відділеннях ТЕЦ, визначення діапазону кислотності-лужності, в якому може працювати іоніт, визначення його ємності і вплив солемісту в стічних водах на ємність іоніту і його працездатність.

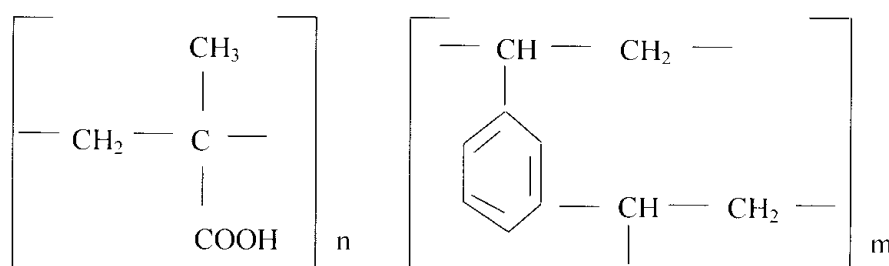
Результати роботи. У роботі наведені дослідження з безреагентної нейтралізації стічних вод. Нейтралізація здійснювалася на колонці діаметром 2,4 см, заповненій карбоксильним катінітом КБ-4 в об'ємі 100 см³, шляхом почергового пропущення через неї кислих і лужних розчинів.

На нейтралізацію подавали кислі й лужні стічні води, що утворюються на промисловій обезсолюючій установці при традиційній сірчано-кислотній і дослідній солевоекислотній регенерації Н-катионітових фільтрів та лужній (NaOH) регенерації аніонітових фільтрів. Вихідний катіоніт КБ-4 перебував у Na-формі. Швидкість фільтрації – 15 об'ємів на об'єм іоніту за 1 годину.

Процес взаємонейтралізації стічних вод (кислих та лужних) проводився на катіоніті марки КБ-4.

Катіоніт КБ-4 має гелеву структуру, являється монофункціональним, вміщує тільки один вид іоногенних груп – карбоксильних (- COOH).

Будова елементарної ланки іоніту має вигляд:



Катіоніт КБ-4 одержують суспензійною полімеризацією метилового ефіру метакрилової кислоти з 6 % дивінілбензолу з послідуєчим омиленням ефірних груп сополімеру. Випускається катіоніт в Na^+ - формі (RCOONa).

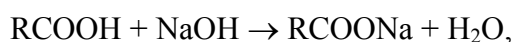
При контакті катіоніту з кислотою, що знаходиться в кислій стічній воді, відбувається іонообмінна реакція:



в результаті якої розчин, що виходить з колонки, стає нейтральним, а катіоніт переходить в кислотну форму.

По мірі переходу всієї маси іоніта в кислотну форму починає зростати кислотність розчину, що виходить з колонки, його рН знижується.

В цей момент подачу кислого розчину потрібно припинити і почати подавати на іонітну колонку лужну стічну воду. При цьому кислотна форма іоніта почне переходити в сольову форму:



а елюат, що виходить з колонки, стає нейтральним. Таким чином здійснюється нейтралізація як кислотних, так і лужних стічних вод при почерговій їх подачі на один і той же іоніт, який працює як амфоліт.

У табл.1 наведено склад стічних вод, що подаються на колонку, а в табл.2 – склад отриманого фільтрату.

Таблиця 1 – Характеристика стічних вод, що подавалися на фільтр для нейтралізації

№ Дослід	Кислі стічні води				Лужні стічні води			
	рН	Жорсткість, мг-екв/дм ³	Кислотність, мг-екв/дм ³	% кислоти	рН	Жорсткість, мг-екв/дм ³	Лужність, мг-екв/дм ³	% Лугу
1	2.2	14.5	64.0	0.31	12.1	39.0	32.5	0.13
2	2.2	14.5	64.0	0.31	12.1	33.0	29.0	0.11
3	2.3	6.0	42.2	0.14	12.3	1.0	40.5	0.18
4	2.3	6.0	42.2	0.21	12.3	1.0	40.5	0.16
5	2.1	6.5	28.8	0.14	12.3	1.6	42.0	0.14
6	2.0	21.0	22.5	0.07	12.3	1.2	40.5	0.14
7	1.9	20.0	29.5	0.09				

Проведено 7 циклів з почерговою подачею кислих, а потім лужних стічних вод. Кислотність стоків коливалася від 22 до 64 мг-екв/дм³, а лужність змінювалася від 29 до 40 мг-екв/дм³. У дослідях №1–4 нейтралізації піддавали кислотну стічну воду, що утворюється при сірчанокислотній регенерації Н-фільтрів обезсолюючої установки, а в дослідях № 5–7 – кислотну стічну воду, що отримується після солевокислотної регенерації Н-фільтра.

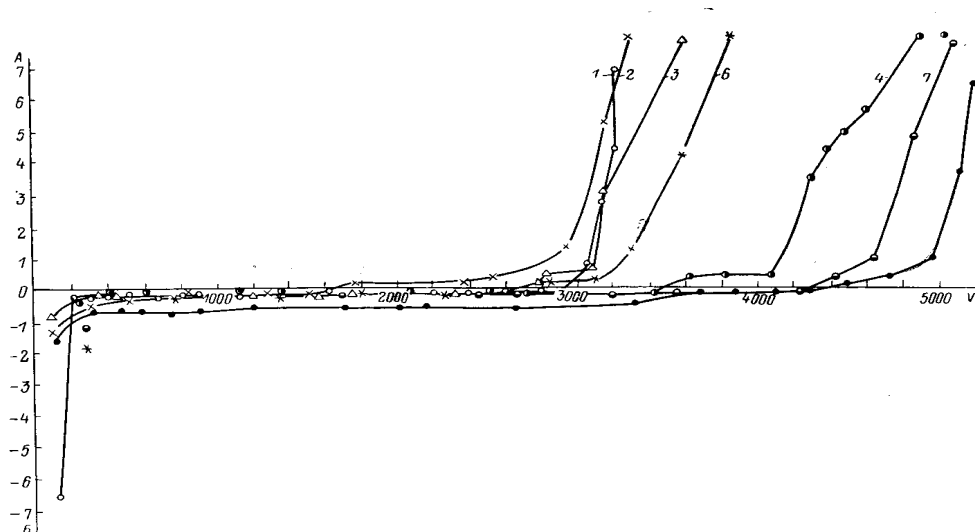
Нами випробувана робота катіоніту КБ-4 у різних режимах – з перевантаженням кислоти і лугу і при роботі зі стоками з низькою та високою жорсткістю. При роботі колонок задавали різні режими по проскакуванню у фільтрат кислотності й лужності від 10 до 90 %. У табл. 2 наведені для прикладу 2 досліді. На рис.1 представлені вихідні криві роботи катіоніта при нейтралізації кислотного стоку, а на рис.2 – процес «регенерації» катіоніта при подачі на нього лужної стічної води. Звичайний процес регенерації тут відсутній, тому що при подачі кислотної води та при подачі лужної води катіоніт працює на нейтралізацію реагенту, що надходить.

Таблица 2 – Характеристика работы катионита КБ-4 з нейтралізації кислих і лужних стічних вод (об'єм іоніту 100 см³)

Пропущено на нейтралізацію води, см ³	Кислотність або лужність фільтрату	Жорсткість фільтру	рН	Пропущено на нейтралізацію води, см ³	Кислотність або лужність фільтрату	Жорсткість фільтру	рН
	мг-екв/дм ³				мг-екв/дм ³		
Дослід 1 Подача кислої стічної води Лужність				Дослід 4 Подача кислої стічної води Лужність			
100	9.0	0,0	12,0	200	0,4	1,5	6,2
200	0.3	0.0	8,2	400	0.05	2,0	7.0
300	0,3	0,0	8,2	600	0,05	1.0	7.1
400	0,3	0,0	8,2	1100	0,05	1,0	7.1
500	0,15	0,0	7,4	1600	0,10	1,5	7,1
600	0.15	0.0	7.4	2000	0,10	0,5	7.3
700	0,15	0,0	7,4	2500	0.10	0,5	7.1
900	0,20	0,0	7,3	2900	0,10	0,6	7.1
1500	0,20	0,0	7,3	3400	0.10	0,6	7.1
1900	0,20	0,0	7,3	Кислотність			
2200	0.18	0,0	7,4	3600	0,004	0,4	6,8
2350	0,17	0,0	7,4	3850	0,13	2,4	4,3
2550	0.20	0,0	7,3	4050	1.79	5,5	3.4
2750	0.20	0,0	7,3	4250	3,58	11,0	2,9
2850	0.13	0,0	6,5	4350	4,48	14,0	2.7
Кислотність				4800	7,42	32,0	2.7
3050	0.81	0,0	4,2	4950	8,2	36,0	2,6
3100	2,56	0,2	3,2	Подача лужної стічної води Кислотність			
3150	4,48	1,0	2,9	200	1,15	17,0	3,4
3180	6,78	2,3	2,7	400	0,40	8.0	4,1
Подача лужної стічної води Кислотність				600	0,26	4,0	4,3
100	0,06	5,0	3,5	1000	0,05	7.0	5.2
Лужність				1500	0,05	1.0	5.4
200	0,10	3,0	4,8	Лужність			
300	0,12	0,8	6,2	1750	0,05	1,0	5.5
550	0,15	1,0	7,4	2250	0,25	1.0	5.9
1050	0,18	1,2	7,8	2450	0,50	1,0	6.2
1750	0.20	1,9	8,0	2650	0.7	1,0	6,5
2000	0,16	1.2	7,9	2850	1,0	1,0	6,7
2500	0.18	1.3	8,1	3100	1,1	1,0	6,9
3600	0.52	1,2	9,1	3350	1,3	0.05	7.0
4650	0,78	2,8	10,8	3600	1,8	0,05	8.3
5300	4.46	5,2	11,8	4100	3,0	0,05	9,9
6100	11,30	9,0	12,0	4200	9,0	0,05	12.1
6300	12,50	10,0	12,1				

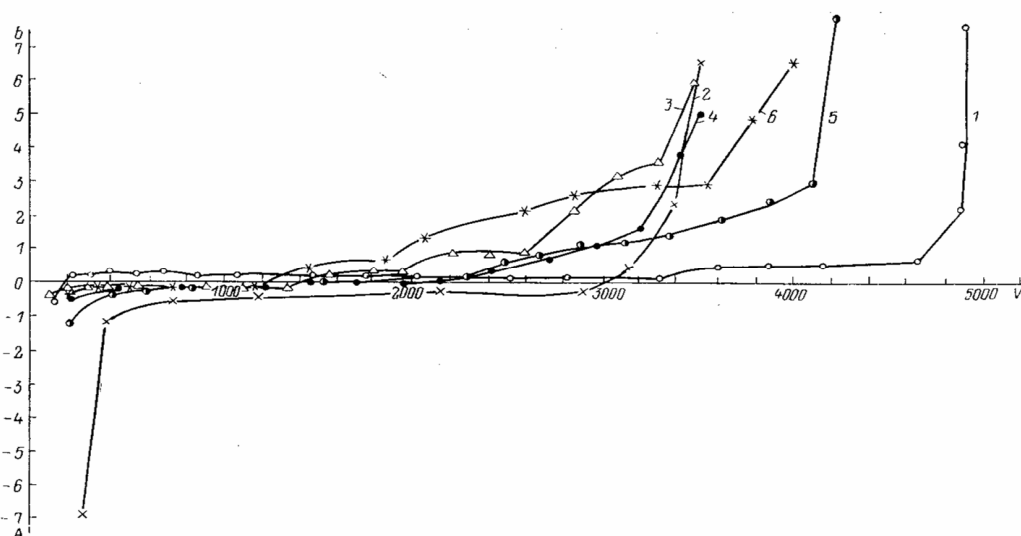
Робота катіоніта КБ-4 по нейтралізації стічних вод слабо вивчена. Так, автори [3] схильні думати, що даний катіоніт здатен обмінювати лише іони, що перебувають у кислій або лужній формі.

Ми контролювали поряд із зазначеними параметрами вміст іонів жорсткості у воді, що надходить, й у фільтраті (табл.2) і переконалися, що поряд з нейтралізацією на катіоніті відбувається також поглинання й регенерація катіонів жорсткості. Так, у досліді 1 у вихідній воді жорсткість була 14.5 мг-екв/дм³, а у фільтраті жорсткість була відсутня й тільки наприкінці циклу після зниження рН до 3.2 з'явилася жорсткість 0.2 мг-екв/дм³ (табл.1, 2).



v – об'єм пропущеної стічної води, см³; А – кислотність, мг-екв/дм³;
Б – лужність, мг-екв/дм³; те ж для рис. 2; 1–7 – номери дослідів

Рисунок 1 – Вихідні криві роботи катіонітового фільтра по нейтралізації кислої стічної води (об'єм іоніту 100 см³)



1–6 – номери дослідів

Рисунок 2 – Вихідні криві регенерації катіоніта КБ-4 лужною стічною водою (об'єм завантаженого іоніту 100 см³)

У досліді 4 жорсткість вихідної води склала 6 мг-екв/дм³, а у фільтраті вона наростала до 36 мг-екв/дм³. На підставі вищевикладеного можна зробити наступні висновки.

Висновки. 1. Катіоніт КБ-4 можна використовувати для нейтралізації кислих і лужних стічних вод у широкому діапазоні рН = 1.9–12.3 при навантаженні 10–15 об'ємів на об'єм іоніту на 1 год.

2. Утримуюча здатність катіоніта значною мірою залежить від солевмісту стічної води. Так, при нейтралізації сірчаноокислотного регенерату іоніт здатний нейтралізувати 27–30 об'ємів стічної води. При нейтралізації кислотного стоку, що утворюється від солевокислотної регенерації катіоніта обезсолюючої установки, КБ-4 нейтралізує 40–50 об'ємів.

3. На катіоніті КБ-4 одночасно з обміном іонів H⁺, Na⁺ відбувається також і поглинання іонів жорсткості аж до повної їхньої відсутності, а потім настає їхня десорбція.

ЛІТЕРАТУРА

1. Лифшиц О.В. Справочник по водоподготовке котельных установок. – М.: Энергия. – 1976. – 287с.
2. Трофименко М.А., Корольков Н.М., Железняк А.Б. Исследование процесса фильтрации шламовой суспензии осветлителей водоподготовительных отделений. – ЖПХ, №8. – 1987. – С.1884-1886.
3. Покровский В.Н., Аракчеев Э.П. Очищение сточных вод тепловых электростанций. – М.: Энергия, 1980. – 256с.
4. Трофименко М.А., Железняк А.Б., Тягнырядно Л.А. и др. Разработка солевокислотной регенерации Н-катионитовых фильтров при водоподготовке. – ЖПХ, №9. – 1987. – С.2094-2095.

УДК 628.543.004

ТРОФІМЕНКО М.О., к.х.н., доцент
ЗЕЛЕНСЬКА Л.О., ст. викладач
ПОЛОВИНКА О.В., студент

Дніпродзержинський державний технічний університет

ДОСЛІДЖЕННЯ ПРОЦЕСУ ОЧИЩЕННЯ ВИСОКОМІНЕРАЛІЗОВАНИХ СТІЧНИХ ВОД ВІДДІЛЕННЯ ВОДОПІДГОТОВКИ АМІАЧНОГО ВИРОБНИЦТВА

Досліджено процес реагентної обробки стічної води з метою повернення її у зворотне водопостачання. Установлено, що методом содо-вапнування з коагуляцією можна досягти зниження жорсткості до 0,0005 моль/л. Зіставлені результати розрахункових і експериментально знайдених доз реагентів для здійснення процесу. Запропоновано формулу розрахунку поправки на дозу необхідної соди з урахуванням вмісту магнію в стічній воді.

Исследован процесс реагентной обработки сточной воды с целью возврата ее в обратное водоснабжение. Установлено, что методом содо-известкования с коагуляцией можно достигнуть снижения жесткости до 0,0005 моль/л. Сопоставлены результаты расчетных и экспериментально найденных доз реагентов для

осуществления процесса. Предложена формула расчета поправки на дозу необходимой соды с учетом содержания магния в сточной воде.

Process reagent processing of waste water is investigated with the purpose of its return to turnaround water supply. It is established, that a method of soda-liming with coagulation it is possible to reach decrease in rigidity up to 0,0005 mole/l. Results of the settlement and experimentally found dozes of reagents for realization of process are compared. The formula of calculation of the amendment on a doze of necessary soda is offered in view of the maintenance of magnesium in sewage.

Вступ. У наш час дуже гостро стоїть питання охорони навколишнього середовища. У зв'язку із цим актуальний пошук способів очищення стічних вод діючих виробництв. Особливо важливо здійснити очищення стічних вод до таких норм, щоб воду можна було повернути у виробництво й тим самим знизити водозабір без шкоди для діючого виробництва.

Постановка задачі. Ціль нашого дослідження – розробка способу реагентної обробки стічних вод відділення водопідготовки у виробництві аміаку із природного газу.

Нами обрана реагентна очистка, як найбільш прийнятна для вод даного складу (табл.1), що включає вапнування, коагуляцію й содування. Відомо, що при вапнуванні вода збагачується іонами Ca^{2+} і OH^- . Іони гідроксилу забезпечують зв'язування розчиненого вільного оксиду вуглецю й бікарбонатних іонів з утворенням важкорозчинного карбонату кальцію, що випадає в осад [1]. При вапнуванні відбувається також видалення з води магнію у вигляді важкорозчинного гідроксиду.

Таблиця 1 – Характеристика складу стічних вод

Склад стічних вод	1	2	3	4	5	6
pH	9,66	10,51	8,26	8,30	7,95	8,0
Жорсткість, мг-екв/дм ³	0,0023	0,0040	0,0056	0,0058	0,0083	0,0084
Ca^{2+} , мг/дм ³	74,0	137,0	152,0	204,0	270,0	284,0
Mg^{2+} , мг/дм ³	10,94	15,20	43,78	17,63	36,48	33,44
Лужність, мг-екв/дм ³	1,23	1,34	2,05	2,16	2,96	2,97
Загальна						
– гідратна	0,0	0,02	0,0	0,0	0,0	0,0
– карбонатна	0,66	1,32	0,18	0,0	0,0	0,0
– бікарбонатна	0,57	0,0	1,87	2,16	2,96	2,97
Зважені, мг/дм ³	90,0	250,0	113,5	66,0	9,5	60,0
Сухий залишок	1377,0	1417,0	2281,0	2020,0	1795,0	1906,0
Окислюваність, КМп О ₄ /дм ³	39,0	25,6	48,64	38,66	55,68	52,2
SO_4^{2-} , мг/дм ³	1094,2	806,4	1440,0	1317,2	998,4	998,4
Fe_3^{3+} , мг/дм ³			0,196	0,113		
SiO_3 , мг/дм ³			6,2	5,8		
Cl^- , мг/дм ³			36,21	25,79		
CO_2 , мг/дм ³	0,0	0,0			11,0	24,2
Забарвленість, градуси	53		41			

Для зниження лужності води, видалення грубодисперсних і колоїдних домішок, зниження окислюваності оброблюваної стічної води одночасно з вапнуванням здійснювалася й коагуляція. Як коагулянт використаний сульфат заліза(II). Лужність води при цьому знижується за рахунок гідролізу коагулянту й іонів водню, що виділяються при цьому. При вапнуванні усувається карбонатна й магнієва жорсткість.

В оброблюваних стічних водах більша частка жорсткості є некарбонатною, так як обумовлена наявністю сульфатів і хлоридів. Для усунення ж некарбонатної жорсткості використовується содування.

У літературі [1,2] наводяться формули розрахунку доз реагентів вапна, коагулянту й соди для очищення природних вод. Для стічних вод такі формули не наводяться. Нами здійснювався експериментальний підбір доз реагентів відповідно до рекомендацій [3].

Результати роботи. Слід зазначити, що кількості вапна й коагулянту, підібрані експериментально, близькі до розрахованих за формулами (1, 2):

$$D_{\text{в}} = 28 \left(\frac{[CO_2]}{22} + Ж_{\text{к}} + \frac{[Mg^{2+}]}{12} + \frac{D_{\text{к}}}{E_{\text{к}}} + 0,5 \right), \quad (1)$$

де $D_{\text{в}}$ – доза вапна в перерахунку на суху речовину, мг/л; $[CO_2]$ і $[Mg^{2+}]$ – концентрація у воді вільного оксиду вуглецю й магнію відповідно, мл/л; $Ж_{\text{к}}$ – карбонатна жорсткість води, мг-екв/л; $D_{\text{к}}$ – доза коагулянту в перерахунку на безводний продукт, мг/л; $E_{\text{к}}$ – еквівалентна маса активної речовини коагулянту, мг-екв/л; 0,5 – надлишок вапна, мг-екв/л.

$$D_{\text{к}} = 3\sqrt[3]{C}; \quad (2)$$

де C – кількість суспензії, що утворюється при пом'якшенні води (у перерахунку на суху речовину), мг/л. При вапняно-содовому пом'якшенні C може бути розрахована за формулою:

$$C = M_{\text{и}} + 50 (Ж_0 + Ж_{\text{к}} + \frac{[CO_2]}{22} + 0,5) + 29 \frac{[Mg^{2+}]}{12} + D_{\text{к}} \left(\frac{100 - m}{100} \right), \quad (3)$$

де $M_{\text{и}}$ – вміст зважених речовин у вихідній воді, мг/л; $Ж_0$ – загальна жорсткість води, мг-екв/л; m – вміст СаО в товарному вапні, %.

Доза соди, необхідна для зниження некарбонатної жорсткості для всіх досліджених сполук води, перевищує розрахункову кількість.

У табл.2 наведені дози соди, розраховані за формулою (4) і підібрані експериментально:

$$D_{\text{с}} = 53 (Ж_{\text{н.к}} + \frac{D_{\text{к}}}{E_{\text{к}}} + 1,5). \quad (4)$$

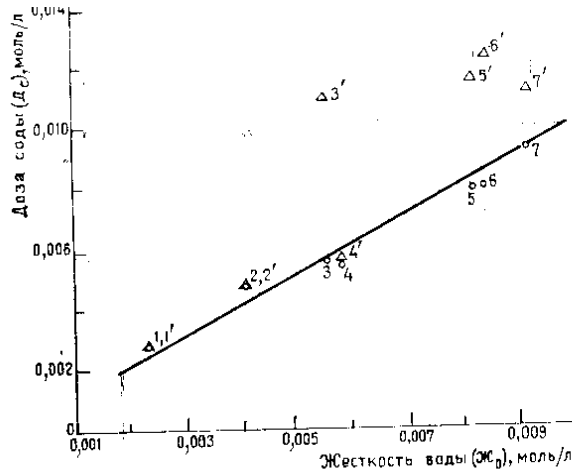
Як слідує з табл.2, практично для всіх досліджуваних складів фактична доза соди більше розрахункової, хоча ми приймали надлишок, максимальний із рекомендованих, рівний 0,00075 моль/л. Особливо велике розходження доз соди розрахованої і знайденої експериментально спостерігається для складів води з підвищеною окислюваністю більше 45 мг O_2 /л по перманганату (3, 5, 6 склади).

У роботі [2] щодо природних вод вважають, що підвищений вміст органічних домішок, що обумовлюють високу окислюваність, діють як захисні колоїди й перешкоджають осадженню іонів, що обумовлюють жорсткість. Для зниження жорсткості вони рекомендують видаляти органічні домішки коагулянтом перед зм'якшенням.

Таблиця 2 – Дози доданих до стічної води реагентів і якість отриманої після обробки води (доза коагулянта постійна – 0,00011 моль/л)

Склад стічних вод	1	2	3	4	5	6	7
$D_{Ca(OH)_2}$, моль/дм ³	0,0009	0,0010	0,0019	0,0013	0,0021	0,0022	0,0016
$D_{Na_2CO_3}$, моль/дм ³ розрах.	0,0026	0,0044	0,0055	0,0054	0,0077	0,0077	0,0091
$D_{Na_2CO_3}$, моль/дм ³ факт.	0,0026	0,0044	0,011	0,0057	0,012	0,012	0,011
pH	10,75	10,90	10,75	10,32	10,50	10,90	10,90
Жорсткість, моль/дм ³	0,00045	0,0005	0,0005	0,0005	0,0005	0,0005	0,0004
Ca^{2+} , мг/дм ³	10	12	5	13	6	10	8
Mg^{2+} , мг/дм ³	4,87	4,86	5,0	4,46	9,73	7,29	3,20
Лужність, мг-екв/дм ³ Загальна	2,0	1,78	8,95	1,90	5,73	7,99	3,20
– гідратна	0,0	0,46	0,0	0,12	0,0	0,95	0,30
– карбонатна	1,53	1,32	7,20	1,72	5,50	7,0	2,90
– бікарбонатна	0,47	0,00	1,75	0,06	0,23	0,00	0,00
Завислі, мг/дм ³		25,0	17,5		40,0	23,5	
Сухий залишок, мг/дм ³		1345,0			1876,0	2048,0	
Окислюваність, мг O ₂ /дм ³		21,1	31,4	23,5	39,04	24,3	14,1
об'єм шламу, %	2,2	4,0	3,6	2,1	3,0	1,6	2,6
SO_4^{2-} , мг/дм ³		844,8	1363		910,0	1067,5	
Fe^{3+} , мг/дм ³			0,16		0,05		
SiO_2 , мг/дм ³			5,25		5,70		
CL, мг/дм ³					51,8	23,5	

Перевірено висловлене припущення для оброблюваних нами високомінералізованих стічних вод. Ми проводили попередню коагуляцію для чотирьох складів стічних вод з високої окислюваністю. Потім розчин фільтрували й прояснену частину води піддавали обробці вапняним молоком і розчином соди. Аналіз проясненого розчину показав, що окислюваність залишилася на тому ж рівні, як і при звичайній обробці – 30-40 мг O₂/л. Ймовірно, у стічних водах на механізм структуроутворення осаду впливають поряд з окислюваністю й інші фактори, зокрема вміст магнію, здатного утворювати гідроксиди, що мають гелеву структуру. Так, для складу вод № 1, 2, 4, у яких магнію вміщується менше 20 мг/л, досить гарна збіжність розрахункової й експериментально знайденої дози соди (рис. 1). У складах № 3, 5 – найбільший вміст магнію 36-48 мг/л і відмінність розрахункових і фактичних доз максимальна. Для сполуки № 6 характерні й великий вміст магнію, і висока окислюваність. Для цієї води розходження доз соди розрахункової й експериментальної також максимальне (рис.1). З рис.2 видно, що між вмістом магнію в стічній воді й надлишком соди, необхідної для зм'якшення води до 0,0005 моль/л, простежується пряма залежність.



o – розрахункові дози Na₂CO₃; Δ – практично підібрані дози

Рисунок 1 – Розрахункові й експериментальні дози соди, необхідні для пом'якшення вихідної стічної води

Математична обробка отриманої закономірності дозволила вивести рівняння:

$$\Delta D_c = 0,43 [Mg^{2+}] - 2, \tag{5}$$

де ΔD_c – надлишкова кількість соди, моль/л, у порівнянні з розрахованою, необхідна для пом'якшення стічної води до 0,0005 моль/л солей жорсткості ($D_{c.p.} - D_{c.n.}$); $[Mg^{2+}]$ – концентрація магнію, що міститься в стічній воді, мг/л.

Використовуючи отриману формулу (5), можна у формулу (4) внести поправку у бік збільшення розрахункової кількості соди на величину ΔD_c . Формула (4) набуде при цьому наступний вигляд:

$$D_c = 53 \left(J_{н.к.} + \frac{D_k}{E_k} + 1,5 + 0,43 [Mg^{2+}] - 2 \right) = 53 \left(J_{н.к.} + \frac{D_k}{E_k} + 0,43 [Mg^{2+}] - 0,5 \right). \tag{6}$$

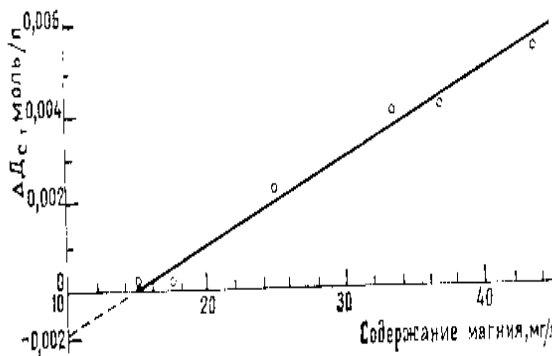


Рисунок 2 – Вплив вмісту магнію в стічній воді на надлишкову кількість соди, необхідної для пом'якшення води

Висновки. Впровадження традиційної (в системі очищення природних вод) технології коагуляційної обробки води содо-вапняним методом неможливе без попередньої доробки в технології очищення стічних вод.

Домішки, що не включаються при утворенні кристалів осаду, потребують додаткової кількості реагентів в порівнянні з класичними розрахунковими дозами.

Нами запропонована формула, яка враховує кількість домішок магнію, що містяться в стічній воді для розрахунку поправки.

За даною формулою (6) можна робити розрахунок кількості соди, необхідної для дозування при содо-вапняному пом'якшенні стічних вод з високим солемістом, при наявності магнію більше 10% від вмісту кальцію.

ЛІТЕРАТУРА

1. Белан Ф.И. Водоподготовка. М.: Энергия, 1980. – 256 с.
2. Кульський Л.А., Строкач П.П. Технологія очищення природних вод. Київ.: Вища школа, 1981. – 234 с.
3. Технічна вказівка на проектування, будівництво й експлуатацію контактних освітлювачів. М.: Академія комунального господарства ім. Памфілова, 1977.

УДК 628.511.122

ТОЛОК А.А., к.т.н., доцент

Днепродзержинский государственный технический университет

ОБОСНОВАНИЕ ОСНОВНЫХ ПОКАЗАТЕЛЕЙ ЭФФЕКТИВНОЙ РАБОТЫ ОБОРУДОВАНИЯ ДЛЯ ОЧИСТКИ ВОЗДУШНОЙ СРЕДЫ МЕТАЛЛУРГИЧЕСКИХ ПРЕДПРИЯТИЙ

Використовуючи метод багатокритеріальної оптимізації був одержаний узагальнений критерій якості очищення повітряного середовища від твердих часток пилу металургійних підприємств.

Используя метод многокритериальной оптимизации был получен обобщенный критерий качества очистки воздушной среды от твердых частиц пыли металлургических предприятий.

Using the method of multicriterion optimization the general criterion of air environment purification has been obtained.

Введение. Металлургическое производство является одним из основных источников интенсивного антропогенного загрязнения окружающей среды, соизмеримым с уровнем природных явлений и факторов.

Интенсификация основных металлургических процессов объективно обуславливает нарушение экологического равновесия по таким ингредиентам воздушной среды, как CO₂, SO₂, NO₂, H₂S, металлосодержащая пыль и др.

Степень загрязнения воздушного бассейна определяется целым рядом факторов, важнейшими из которых являются: количество и концентрация выбросов, высота источника выбросов, температура отходящих газопылевых выбросов, климатические условия, рельеф местности. Кроме того, значительное влияние оказывает миграция вредных веществ в воздушной среде, особенности распространения вредных веществ с учетом физико-химических свойств.

Проблема оценки опасности загрязнения воздушной среды включает два аспекта:

– обоснование критериев степени загрязнения (величины предельно допустимых концентраций);

– применение указанных критериев в практике санитарной охраны воздушной среды, имеющие целью в максимально возможной степени ослабить влияние вредных выбросов на окружающую среду [1].

В настоящее время на металлургических заводах предпринимаются значительные усилия по улучшению состояния воздушной среды как на производственной территории и вблизи предприятий, так и в жилых районах с точки зрения решения технических, организационных, санитарно-гигиенических вопросов и контроля за их реализацией.

К сожалению, проблемы в создании безопасных и безвредных условий в металлургическом производстве существуют и в настоящее время. Так, 35% выбросов вредных веществ в атмосферу по Украине составляют выбросы предприятий металлургической отрасли (из них 80% выбросов – это газы CO, NO_x, SO₂, C_xH_y и пыль). Выбросы металлургического комбината имени Ильича (г. Мариуполь) составляют 220 тыс. т/год (603 т/сутки) из них основные компоненты – газы NO_x, SO₂, CO; завод «Запорожсталь» – 110 тыс. т/год (300 т/сутки); в г. Донецке наблюдаются постоянные превышения предельно допустимых концентраций по CO, NO_x и SO₂ в среднем в 1,5-3 раза; результаты проверок санитарно-эпидемиологической службы города Днепропетровска подтверждают неблагоприятное состояние с защитой воздушного бассейна как на территории Днепропетровского металлургического комбината им. Ф.Э. Дзержинского, так и в санитарно-защитной зоне возле этого предприятия [2].

В этих регионах отмечается и повышенная заболеваемость их жителей.

Если характер условий труда и производственная обстановка не благоприятно влияет на здоровье людей, а работа металлургических предприятий не улучшает, а ухудшает состояние воздушной среды, значит достигнут и имеет место такой уровень значимых (влияемых) факторов, не позволяющих уже достигнуть лучших результатов и решать новые задачи.

Постановка задачи. Генеральным направлением в производстве всегда было сохранение здоровья человека. И сегодня этот вопрос актуален.

Если в прошлом усилия по защите воздушной среды были сосредоточены на том, чтобы не загрязнять ее, то сегодня этот вопрос перешел в проблему мирового значения – создание благоприятной экологической обстановки на Земле. То есть сущность, характер, задачи и формы работы на данном этапе изменились.

Поэтому все усилия должны быть направлены на обеспечение более высокого уровня требований экологической безопасности.

В связи с такой концепцией необходимы следующие критерии эффективности работы металлургического предприятия по предотвращению выбросов в воздушную среду:

1) обоснование требований к технологическим процессам и устройству оборудования с учетом предельно допустимых концентраций на выбросы вредных веществ в атмосферу;

2) техническое перевооружение:

– переход на рациональные и эффективные схемы очистки выбросов производств металлургических предприятий;

– замена основного технологического оборудования, устаревшего морально и физически, на эффективное с точки зрения исключения выбросов вредных веществ;

3) реконструкция существующих систем пыле-газоочисток и пылегазо-, улавливания с учетом:

– экономических затрат на реконструкцию;

- возможности размещения на существующих промышленных площадях действующих производств дополнительного оборудования;
 - расхода электрической энергии и других источников, необходимых для работы реконструируемого оборудования;
 - производительности реконструируемого оборудования;
- 4) механизация и автоматизация технологических операций при работе оборудования после реконструкции.

Результаты работы. Основным вопросом системного анализа комплексов оборудования для пылеулавливания является выбор критерия эффективности пылеулавливания и технологических схем.

Отдельные устройства, процессы оцениваются с помощью технологических критериев, более высокие – с помощью обобщенных экономических критериев.

Основными технологическими критериями системы защиты воздушной среды от пыли являются степень C_o и тонкость K_o очистки от частиц пыли. На следующей стадии анализа необходимо использовать такие критериальные оценки, как производительность $G_{об.}$, удельную занимаемую площадь $F_{уд.}$ оборудованием, эффективность его пылеулавливания. Причем преимущество критериальных оценок C_o и K_o перед производительностью $G_{об.}$ объясняются тем, что ряд очистных устройств с малой производительностью, но с высокими технологическими показателями могут объединяться последовательно либо параллельно (циклоны, скрубберы), обеспечивая требуемый эффект улавливания (т.е. очистки). Критерий $F_{уд.}$ имеет различный вес, который зависит от условий применения комплексной системы эксплуатации: на стадии создания производства или на стадии его реконструкции.

В случае равенства нижних критериальных оценок при отбраковке неконкурентноспособных вариантов оборудования для защиты воздушной среды от вредных выбросов пыли используют экономические критерии $C_{эк.}$ В качестве экономических критериев используют себестоимость процесса пылеочистки, эксплуатационные затраты и т.д.

Однако, для получения обобщенного критерия качества очистки воздушной среды от вредных частиц пыли необходимо привести все критерии эффективности к единой размерности. Нахождение обобщенного критерия представляет задачу многокритериальной оптимизации. Наиболее математически обоснованной является группа способов, связанных с использованием нормативных значений предельно допустимых концентраций пылей различных вредных и опасных веществ, утвержденных ГОСТ 12.1.005-88.ССБТ «Воздух рабочей зоны», санитарными нормами СН 245-71, предъявляемыми к конкретному процессу пылеулавливания, пылеулавливания или пылеочистки:

$$C_o = \frac{C_o - C_{он}}{C_{он}}, \quad (1)$$

где C_o – степень очистки воздушной среды от пыли, обеспечиваемая анализируемым очистным устройством;

$C_{он}$ – нормальная (соответствующая ПДК) степень очистки.

Критериальные оценки $F_{уд.}$, $C_{эк.}$, $G_{об.}$ зависят от конкретных производственных условий.

Таким образом, обобщенный критерий эффективности очистки воздушной среды от твердых частиц пыли равен:

$$D_o = \alpha_1 \cdot C_o + \alpha_2 \cdot K_o + \alpha_3 \cdot G_{об.} + \alpha_4 \cdot F_{уд.} + \alpha_5 \cdot C_{эк.}, \quad (2)$$

где α_i – вес критериев эффективности, который равен:

$$\alpha_1 = \frac{h_o - h_i}{h_o}, \quad (3)$$

где h_o – количество анализируемого оборудования;
 h_i – количество оборудования, удовлетворяющего нормативным требованиям по пылеулавливанию.

Для обобщенного критерия устойчивости пыли в воздушной среде технологическим критерием является степень дисперсности пыли [3]:

$$D_d = \alpha_3 \cdot C_{\text{дисп}} + \alpha_{\text{дисп}} \cdot G_{\text{об}} + \alpha_4 \cdot F_{\text{уд. h}} + \alpha_5 \cdot C_d. \quad (4)$$

Обобщенный критерий влияния формы частиц на устойчивость аэрозоля [3]:

$$D_f = \alpha_3 \cdot C_f + \alpha_f \cdot G_{\text{об}} + \alpha_4 \cdot F_{\text{уд. ф}} + \alpha_5 \cdot C_f. \quad (5)$$

Обобщенный критерий влияния плотности вещества пылевых частиц на устойчивость пыли в воздушной среде [3]:

$$D_{\text{пл}} = \alpha_3 \cdot C_{\text{пл}} + \alpha_{\text{пл}} \cdot G_{\text{об}} + \alpha_4 \cdot F_{\text{уд. пл}} + \alpha_5 \cdot C_{\text{пл}}. \quad (6)$$

Обобщенный критерий влияния электростатической заряженности пыли на укрупнение и выпадение ее частичек [3]:

$$D_{\text{эл}} = \alpha_3 \cdot C_{\text{эл}} + \alpha_{\text{эл}} \cdot G_{\text{об}} + \alpha_4 \cdot F_{\text{уд. эл}} + \alpha_5 \cdot C_{\text{эл}}. \quad (7)$$

Обобщенный критерий влияния химического состава пыли на степень опасности в отношении заболевания пневмокониозом [3]:

$$D_{\text{х.с}} = \alpha_3 \cdot C_{\text{х.с}} + \alpha_{\text{х.с}} \cdot G_{\text{об}} + \alpha_4 \cdot F_{\text{уд. х.с}} + \alpha_5 \cdot C_{\text{х.с}}. \quad (8)$$

Обобщенный критерий влияния растворимости пылей на развитие фиброзных изменений [3]:

$$D_p = \alpha_3 \cdot C_p + \alpha_p \cdot G_{\text{об}} + \alpha_4 \cdot F_{\text{уд. p}} + \alpha_5 \cdot C_p. \quad (9)$$

Обобщенный критерий влияния твердости пылевых частиц в определении их вредности [3]:

$$D_t = \alpha_3 \cdot C_t + \alpha_t \cdot G_{\text{об}} + \alpha_4 \cdot F_{\text{уд. т}} + \alpha_5 \cdot C_t. \quad (10)$$

Обобщенный критерий влияния структуры пылевых частиц на фиброгенную активность [3]:

$$D_{\text{ф.а}} = \alpha_3 \cdot C_{\text{ф.а}} + \alpha_{\text{ф.а}} \cdot G_{\text{об}} + \alpha_4 \cdot F_{\text{уд. ф.а}} + \alpha_5 \cdot C_{\text{ф.а}}. \quad (11)$$

Обобщенный критерий влияния абсорбционных свойств пылевых частиц на повышенную микробную и грибковую обсемененность воздушной среды [3]:

$$D_{\text{а.с}} = \alpha_3 \cdot C_{\text{а.с}} + \alpha_{\text{а.с}} \cdot G_{\text{об}} + \alpha_4 \cdot F_{\text{уд. а.с}} + \alpha_5 \cdot C_{\text{а.с}}. \quad (12)$$

Обобщенный критерий влияния концентрации пыли в воздухе на степень загрязненности воздуха рабочих помещений, а значит и вероятности неблагоприятного воздействия на организм, а также эффективности проведенных мероприятий с пылью [3]:

$$D_k = \alpha_3 \cdot C_k + \alpha_k \cdot G_{\text{об}} + \alpha_4 \cdot F_{\text{уд. к}} + \alpha_5 \cdot C_k. \quad (13)$$

Обобщенный критерий влияния магнитных свойств пыли на ее осаждение на стенках каналов тканевых или пористых фильтров [4]:

$$D_{\text{м.с}} = \alpha_3 \cdot C_{\text{м.с}} + \alpha_{\text{м.с}} \cdot G_{\text{об}} + \alpha_4 \cdot F_{\text{уд. м.с}} + \alpha_5 \cdot C_{\text{м.с}}. \quad (14)$$

Обобщенный критерий влияния физико-химических свойств пыли на ее смачиваемость [4]:

$$D_{ф.х} = \alpha_3 \cdot C_{ф.х} + \alpha_{ф.х} \cdot G_{об} + \alpha_4 \cdot F_{уд. ф.х} + \alpha_5 \cdot C_{ф.х}. \quad (15)$$

Обобщенный критерий влияния крупности пыли на способность ее частичек образовывать взрывоопасные смеси [3]:

$$D_{кр} = \alpha_3 \cdot C_{кр} + \alpha_{к.р} \cdot G_{об} + \alpha_4 \cdot F_{уд. кр} + \alpha_5 \cdot C_{кр}. \quad (16)$$

Выводы. В статье обоснованы основные показатели эффективной работы оборудования для очистки воздушной среды металлургических предприятий. Полученные результаты проведенного анализа позволяют оценить не только уровень развития технологического оборудования всей комплексной системы защиты воздушной среды, но и уровень развития оборудования каждого отдельно рассматриваемого технологического процесса этой комплексной системы.

Кроме того, данный анализ позволяет сравнить уровень развития отечественного оборудования и оборудования, разработанного ведущими зарубежными фирмами.

Дальнейшее направление данной работы будет связано с детализацией основных показателей эффективной работы оборудования для очистки воздушной среды металлургических предприятий.

ЛИТЕРАТУРА

1. Чебанова О.В., Лащук Г.Н., Быстрова Л.Е. и др. Текущий санитарный надзор в промышленности и сельском хозяйстве. – К.: Здоровье, 1988. – 240с.
2. Свіженко О.А., Толок А.О. Питання щодо поліпшення умов праці. Збірник наукових праць Дніпродзержинського державного технічного університету: (технічні науки) – Дніпродзержинськ: ДДТУ, 2005. – С.51-55.
3. Каспаров А.А. Гигиена труда. – М.: Медицина, 1988. – 352с.
4. Шустер К.Ш., Труш В.И., Неменко В.А. и др. Оценка эффективности магнитных способов очистки газов от пыли в сталеплавильном производстве. Сборник научных трудов ВНИПИ черметэнергоочистка: Выпуск 11-12. – М.: Металлургия, 1969. – С.24-29.

УДК 581. 526.12

НЕПОШИВАЙЛЕНКО Н. О., к.т.н. доцент
РОМАНЮК І. В., студент

Дніпродзержинський державний технічний університет

ВИКОНАННЯ ТЕХНІЧНОЇ ІНВЕНТАРИЗАЦІЇ ЗЕЛЕНИХ НАСАДЖЕНЬ НА ПРИКЛАДІ ОКРЕМИХ РАЙОНІВ М. ДНІПРОДЗЕРЖИНСЬКА

Виконано технічну інвентаризацію зелених насаджень окремих районів м. Дніпродзержинська. Створено шари дерев, чагарників, газонів на електронній карті міста, які візуально відображають результати технічної інвентаризації зелених насаджень міста, та розраховано повноту насаджень деревостанів.

Выполнена техническая инвентаризация зеленых насаждений отдельных районов г. Днепропетровска. Созданы слои деревьев, кустарников, газонов на электронной карте города, которые визуальнo отображают результаты технической

инвентаризации зеленых насаждений города, так же рассчитана полнотазеленых насаждений.

There have been performed the inventarization of green plants of definite districts of Dneprodzerzhinsk. There have been created the layers of tree, bushes, lawn on the electronic map of the town, which oisually reflect the results of technical inventarization of the green plants of the town as well as calculated the total volume of planting of bushes and trees.

Вступ. Озеленення – один із стародавніх напрямів господарської діяльності людини. Озеленення населених міст – це комплекс робіт із створення і використання зелених насаджень у населених пунктах.

Для створення високодекоративних зелених насаджень необхідні глибокі знання не лише принципів садово – паркового мистецтва, але й біоекологічних і декоративних особливостей рослинного матеріалу – дерев, чагарників, трав, квітів, їх вирощування та захисту від хвороб і шкідників [1].

З метою ефективного озеленення населених пунктів, утримання об'єктів озеленення у відповідному стані необхідним є проведення технічної інвентаризації зелених насаджень, профілактичних та сезонних заходів [2]. Відповідно до цього слід застосовувати перспективні заходи та використовувати нові технічні технології.

Постановка задачі. Технічна інвентаризація об'єктів зеленого господарства здійснюється з метою[3]:

- охорони та збереження зелених насаджень у містах та селищах міського типу у здоровому і впорядкованому стані;
- посилення відповідальності за збереження насаджень підприємств, організацій і установ;
- сприяння створенню та формуванню високодекоративних екологічно ефективних та стійких до несприятливих умов навколишнього природного середовища насаджень;
- використання даних інвентаризації під час розроблення в містах та селищах міського типу планів зеленого будівництва;
- відновлення, реконструкції та експлуатації об'єктів зеленого господарства та проведення в необхідних випадках профілактичних, лікувальних заходів.

Предметом дослідження є насадження загального користування селетечної зони м. Дніпродзержинська, а об'єктами дослідження – дерева, чагарники, газони.

Наступні задачі:

- передбачено виконати технічну інвентаризацію об'єктів зеленого господарства;
- визначити загальну площу об'єктів зеленого господарства; кількість дерев і чагарників за видами насаджень, породами, віком, діаметром на висоті 1,3 м стовбурів дерев та стан їхнього утримання; вартість об'єкта озеленення.

Проведення технічної інвентаризації на кожний об'єкт зеленого господарства полягає у складенні в електронному вигляді інвентаризаційного плану та робочого щоденника обліку зелених насаджень, із зазначенням їх номерів та характеристик.

Результати роботи. Для виконання роботи використовувалась актуалізована цифрова карта м. Дніпродзержинська [4]. Яка має посилки відкритого користування.

Створення шарів зелених насаджень міста Дніпродзержинська проводили за допомогою програмного забезпечення ArcMap Version 9.1, головним додатком ESRI географічної інформаційної системи (ГІС). ГІС зберігає інформацію про реальний світ у вигляді набору тематичних шарів, що об'єднані на основі географічного положення. Цей простий, але дуже гнучкий підхід довів свою цінність при рішенні різноманітних реальних задач.

Для роботи створили візуалізовані шари електронної карти міста Дніпродзерж-

жинська – «Дерева», «Чагарники» та «Газони», які з'єднано у фрейм даних під назвою «zelen». Фрейм даних має такі шари:

- dereba – point (крапковий) – візуалізує місце розташування на карті дерев;
- gazon – polygon (полігон) – візуалізує місце розташування на карті газонів;
- kusty – line (лінійний) – візуалізує місце розташування на карті чагарників.

ArcMap дозволяє змінити колір та символ відображення об'єктів на карті.

На карті шара «Дерева» нанесли крапкові об'єкти визначеної кількості у відповідних місцях розташування за схемою інвентаризації зелених насаджень (рис.1).



Рисунок1 – Карта 4 мікрорайону лівого берега м. Дніпродзержинська з шаром «Дерева»

Наступним кроком роботи було нанесення на карту місцезнаходження полігонних об'єктів – шару «Газони», для якого потрібно встановити допуски замикавання, що дозволяють визначити, як нові об'єкти з'єднуються або розміщуються відносно існуючих об'єктів (наприклад, будівель). Таким чином створили шар «Газони» (рис.2). Для шару «Чагарники» теж необхідно встановлювати допуски замикавання. Таким чином, на електронній карті м. Дніпродзержинська нанесено усі три шари – «Дерева», «Газони» та «Чагарники» (рис.2).

ArcMap зберігає карту у вигляді документа карти з метою пересування її відображення, модифікування або працювати нею спільно з іншими користувачами.

Електронна карта дає можливість не тільки візуалізованого зображення об'єкту, але і його характеристик. Для дослідження атрибутів географічних об'єктів використовують таблиці. Таблиця – це компонент бази даних, який утримує набір строк та стовбців, де кожна строка представляє окремий географічний об'єкт, а кожний стовбець описує специфічну характеристику об'єкту, таку, наприклад, як назва породи для чагарників та дерев, якісний стан для усіх видів зелених насаджень, площу для газонів. Для трьох шарів існуючої карти (дерева, чагарники, газони) додали три таблиці атрибутів.

Таблиці зберігають інформацію, пов'язану з об'єктами, нанесеними на карті. У таблицях необхідно ідентифікувати об'єкти зі специфічними значеннями атрибутів для визначення їх на карті.

Аналіз зелених насаджень за допомогою географічної інформаційної системи

За результатами проведених досліджень стосовно технічної інвентаризації зелених насаджень на прикладі території 4 мікрорайону лівого берега міста Дніпродзержинська



Рисунок 2 – Карта 4 мікрорайону лівого берега м. Дніпродзержинська з шарами «Дерева», «Газони» та «Чагарники»

жинська провели аналіз об’єктів зеленого господарства за допомогою програмного забезпечення ArcMap 9.1.

У табл.1 наведено видовий склад деревостанів, згідно з яким до кожного виду дерева у шарі «Дерева» електронної карти озеленення призначається відповідний колір у червоно – зеленій гамі спектру кольорів. Найбільш розповсюдженими видами на 4 мікрорайоні є тополя, акація, вишня та клен.

Таблиця 1 – Видовий склад деревостанів 4 мікрорайону лівого берега м. Дніпродзержинська

Порода дерев	Кількість, шт.
Абрикос	51
Акація	251
Береза	119
Верба	83
Вишня	107
Горіх	37
Горобина	53
Каштан	35
Клен	104
Липа	49
Осика	25
Слива	32
Тополя	485
Туя	3
Яблуня	3
Ялина	1

Якісний стан дерев визначили за п'ятибальною шкалою, з якої найвища відмітка відповідає доброму стану дерев, найнижча – незадовільному їх стану. Результати підрахунку дерев за якісним станом наведено в табл.2. Отже, на 4 мікрорайоні лівого берега м. Дніпродзержинська стан деревостанів здоровий з незначними механічними пошкодженнями.

На електронній карті озеленення у шарі «Дерева» надали класифікацію дерев таким чином: ○ – добрий стан; ■ – задовільний; ■ – незадовільний.

Таблиця 2 – Якісний стан деревостанів

Якісний стан	Добрий	Задовільний	Незадовільний
Кількість, шт	770	460	219

Відповідно до визначеного діаметру стовбура дерева на висоті 1,3 м усі дерева розподілили на групи, які представлено у табл.3.

Таблиця 3 – Діаметр на висоті 1,3 м стовбура дерева

Діаметр стовбура, см	1 – 20	21 – 50	51 – 71
Кількість, шт	1300	120	24

На території дослідження посадки деревостанів молоді, що наглядно видно з аналізу діаметру дерев, їх кількість складає 1300 шт.

Розрахунок повноти зелених насаджень

Для міста Дніпродзержинська, яке знаходиться в умовах сильної загазованості і задимленості, зелені насадження набувають виключно важливе значення. Тому за допомогою проведеної інвентаризації зелених насаджень виникає можливість у розробці програми комплексного розвитку та збереження зелених зон міста.

З метою виявлення рівня озеленення співставили фактично існуючі та загальні норм озеленення населених міст розрахували повноту насаджень дерев, чагарників та газонів у межах міста, які виконали на прикладі 4 мікрорайону лівого берега м. Дніпродзержинська.

Розрахунок повноти насаджень провели за формулою [5]:

$$N_{oc} = (P_{жз} + P_{пт} + P_{тк} + P_{зм}) / K_{ж}, \quad (1)$$

де $P_{жз}$, $P_{пт}$, $P_{тк}$, $P_{зм}$ – площі, що визначають насадження житлової забудови, насадження промислових територій, насадження транспортних комунікацій, зелених масивів; $K_{ж}$ – кількість міських жителів.

Розрахунки показують, що для 4 мікрорайону лівого берега м. Дніпродзержинська повнота насаджень складає 14,1 м²/чол., що у порівнянні з нормами (22 м²/чол.) оцінюється, як недостатній рівень озеленення. Коефіцієнт загального використання зелених насаджень – 1,7%, що по відношенню до міжнародних стандартів є також заниженим. Тому в найближчий період необхідно провести заходи з озеленення як 4 мікрорайону лівого берега, так і міста Дніпродзержинська загалом.

Висновки. У роботі проведена технічна інвентаризація зелених насаджень окремих районів м. Дніпродзержинська за допомогою програмного забезпечення ArcMap Version 9.1. Представлена послідовність та результати виконання електронної карти озеленення м. Дніпродзержинська шляхом доповнення шарами дерев, чагарників, газонів, існуючої електронної карти, які візуально відобразили результати технічної інвентаризації зелених насаджень окремих районів міста. На прикладі 4 мікрорайо-

ну лівого берега м. Дніпродзержинська проведено аналіз зелених насаджень за видовим складом, якісним станом та діаметром стовбура деревостанів.

Матеріали дослідження покладені в основу планів подальшого розвитку озеленення, відновлення, реконструкції, реставрації й експлуатації об'єктів зеленого господарства та проведення профілактичних і лікувальних заходів об'єктів озеленення.

ЛІТЕРАТУРА

1. Кучерявий В.П. Фітомеліорація: Навч. Посібник. – Л.: Світ, 2003. – 540 с.
2. Зорін С.В., Картавцев О.М., Альошкіна У.М., Клименко Ю.О., Перегрим М.М. Оцінка зелених насаджень земельної ділянки Протасів Яр у м. Києві // Вчені записки ТНУ. Серія: Географія, 2005. – Т. 18(57). – №1. – С.39–46.
3. Наказ № 226/01 від 24.12.2001 комітету будівництва, архітектури та житлової політики України м. Київ.
4. Поставка цифрової та картографічної продукції на місто Дніпродзержинськ. Інформаційний звіт про результати виконання робіт. Шифр НДІ.11.0273. Д. Договір № 273 від 14.10.2003 – К.: Науково-дослідницький інститут геодезії і картографії. – 2003. – 16 с.
5. Кучерявий В.П. Озеленення населених місць: Підручн. – Л.: Світ, 2005. – 456 с.