

РОЗДІЛ «ХІМІЧНІ ТЕХНОЛОГІЇ. БІОТЕХНОЛОГІЇ. ЕКОЛОГІЯ»

УДК 662.741

МАХОВСКИЙ В.А., к.т.н, доцент

Днепродзержинский государственный технический университет

АНАЛИЗ ВЛИЯНИЯ ПЕТРОГРАФИЧЕСКОГО СОСТАВА УГЛЕЙ НА КАЧЕСТВО ШИХТЫ

Введение. При составлении угольной шихты большое значение уделяется разработке рациональных способов оценки и использования свойств углей. В этой области можно выделить два направления в исследовании. Первое включает исследование физико-химических процессов при термической переработке углей и позволяет установить закономерность изменения свойств углей в пластическом состоянии. Для количественного выражения этой закономерности применяется показатель толщины пластического слоя. Данный показатель и выход летучих веществ используются при составлении шихт для коксования. Однако они не могут в полной мере оценить не только качество угольных шихт, но и качество отдельных углей, в особенности, петрографически неоднородных. Второе – исследование генетики углей, их вещественного состава и его изменение под влиянием естественных факторов. Для оценки качества шихты по данному направлению предложены показатели: содержание отошающих компонентов (ОК) и отражательная способность витринита (R)[1].

Процесс коксообразования представляет собой комплекс сложных химических, физико-химических и физических превращений веществ, образующих органическую массу микрокомпонентов, входящих в состав угля. Наиболее важными стадиями процесса коксообразования являются формирование пластической массы и образование отдельностей полукокса с последующим их уплотнением (усадкой) и превращением в кокс.

Формирование пластической массы из углей обусловлено образованием жидких продуктов термической деструкции, которые вместе с твердыми и газообразными продуктами, а также термически стойкими в данном температурном интервале петрографическими составляющими углей превращаются в сложную реакционноспособную систему. Эта система находится в состоянии непрерывного изменения своего состава и свойств, проявляющегося в выделении летучих продуктов, изменении молекулярной массы, вязкости, газопроницаемости. Основными носителями столь высокой активности служат петрографические микрокомпоненты группы витринита и лейптинита. Именно они являются главным источником жидких продуктов термической деструкции, обуславливающим переход углей в пластическое состояние. При этом микрокомпоненты группы лейптинита, отличаясь от витринита более низкой степенью ароматичности, при термической деструкции образуют жидкие продукты с большей текучестью и спекаемостью, но более узкими температурными интервалами пребывания в пластическом состоянии.

Прочность тела кокса тесным образом связана с петрографическими особенностями угля, которые определяют способность отдельных угольных частиц переходить в пластическое состояние и вступать во взаимодействие (спекаться) с другими частицами. Трещиноватость кокса обусловлена напряжениями, которые возникают в процессе коксообразования, она непосредственно связана с интенсивностью процессов деструкции органической массы углей и реакциями конденсации между продуктами деструкции.

Постановка задачи. Исследовать влияние параметров метаморфизма, компонентов петрографического состава углей, их распределение по классам крупности на качество угольной шихты и определить влияние степени раздельного измельчения крупных (+12 мм) и мелких (6-12 мм) классов крупности шихты на показатели механической прочности кокса.

Результаты работы. Учитывая то, что в состав производственных шихт входят угли различных бассейнов, в том числе и петрографически неоднородных углей, был исследован петрографический состав и распределение микрокомпонентов в концентрате опытной шихты по классам крупности.

Была составлена опытная угольная шихта, характеристика которой и петрографический состав компонентов шихты по классам крупности приведены в табл.1 и 2 соответственно.

Таблица 1 – Характеристика угольной шихты

Марка угля	Содержание в шихте, %	Технический анализ, %			Пластометрические показатели, мм	
		A ^c	V ^r	S ^d _{общ}	X	У
Г	18	27,6	42,8	2,76	37	12
ГЖ	32	21,4	36,9	1,99	36	17
Ж	17	27,5	34,3	3,5	43	24
К	13	22,8	20,5	2,4	24	15
ОС	13	28,0	20,2	1,7	20	8
Т	7	22,6	12,3	1,3	16	0

Результаты исследований, приведенные в табл.2, свидетельствуют о том, что витринит концентрируется в более мелких классах угольной шихты. Аналогично, судя по отражательной способности витринита в различных классах крупности, в крупных классах концентрируются наименее метаморфизированные марки углей, а наиболее метаморфизированные сконцентрированы в классе 3-6 мм. Крупные классы, кроме этого содержат наибольшее количество отошающих компонентов.

Дальнейшей целью эксперимента было определение влияния степени отдельного измельчения крупных и мелких классов (6-12 мм) шихты на показатели механической прочности кокса.

Для исследования были отобраны отдельно крупный (+12 мм) и мелкий концентрат (6-12 мм) шихты. Каждый из концентратов отдельно измельчался. Была составлена опытная шихта для коксования с участием каждого из отобранных компонентов: количество классов крупного концентрата в шихте составляло 25%, мелкого – 75%. В угольной шихте для коксования общее содержание класса < 3 мм на протяжении всего эксперимента оставалось равным 80%. Состав опытных проб приведен в табл.3.

Таблица 3 – Состав опытных проб

№ опыта	Содержание классов крупности в крупном концентрате (+12 мм), %		Содержание классов крупности в мелком концентрате (6-12 мм), %	
	< 3 мм	> 3 мм	< 3 мм	< 3 мм
1	87,5	12,5	87,5	12,5
2	87,5	12,5	72,5	27,5
3	72,5	27,5	87,5	12,5
4	72,5	27,5	72,5	27,5
5	90,6	9,4	80,0	20,0
6	69,4	30,6	80,0	20,0
7	80,0	20,0	90,6	9,4
8	80,0	20,0	69,4	30,6
9	80,0	20,0	80,0	20,0
10	80,0	20,0	80,0	20,0
11	80,0	20,0	80,0	20,0
12	80,0	20,0	80,0	20,0
13	80,0	20,0	80,0	20,0

Смешанные различные компоненты шихты подвергались коксованию в печи УХИНа и полученный кокс испытывался по стандартной методике по показателям М25 и М10. Выполнялось по два параллельных опыта, кроме этого определялась прочность пористого тела кокса. Результаты испытаний приведены в табл.4.

Таблица 4 – Показатели прочности кокса

№ опыта	Показатели прочности кокса, %								
	М25			М10			Прочность пористого тела		
	1	2	среднее	1	2	среднее	1	2	среднее
1	89,5	89,9	89,7	7,14	7,89	7,52	87,3	87,7	87,50
2	86,5	85,9	86,2	10,69	9,79	10,24	84,2	83,9	84,05
3	88,1	89,9	89,0	8,77	8,77	8,77	86,5	86,1	96,30
4	87,8	89,8	88,8	9,45	8,45	8,95	86,5	86,9	86,70
5	86,3	87,5	86,9	9,01	9,33	9,37	83,9	84,4	84,15
6	85,6	86,6	86,9	9,65	9,09	9,37	83,7	83,4	83,55
7	87,6	87,0	87,3	10,53	10,53	10,53	86,7	86,9	86,80
8	86,5	85,1	86,8	11,01	10,21	10,61	85,9	85,8	85,85
9	89,7	91,1	90,4	7,14	6,70	6,90	88,1	88,5	88,30
10	89,8	89,0	89,4	7,14	7,96	7,55	88,4	88,3	88,35
11	89,1	90,5	89,8	7,14	7,46	7,30	87,9	88,4	88,15
12	89,6	91,0	90,3	7,35	6,65	7,00	88,5	88,8	88,65
13	90,8	89,4	90,1	7,08	7,32	7,20	88,2	88,0	88,10

Выводы. Проведенные исследования показали, что для получения кокса с высокими прочностными показателями необходимо наиболее равномерное распределение микрокомпонентов как спекающих, так и отошающих по всему объему шихты. Этого можно достигнуть путем измельчения наиболее крупных классов шихты (+12 мм) и мелких (6-12 мм) перед окончательным смешением шихты. Было установлено однозначное влияние на показатели прочности кокса М25 и М10 измельчения крупных классов (+12 мм) шихты. Показатель М25 с изменением степени измельчения как крупных, так и мелких классов изменяется практически одинаково, а показатель М10 сильнее изменяется при изменении степени измельчения мелких классов шихты. Установлена область оптимального соотношения обоих показателей прочности кокса: она соответствует измельчению крупных классов шихты до содержания класса < 3 мм – 83%, а мелкого класса шихты до содержания класса < 3 мм – 84%.

ЛИТЕРАТУРА

1. Глуценко И.М. Петрографическая характеристика и ее значение для оценки свойств углей / Глуценко И.М. – М.: Недра, 1971. – 113с.

УДК 662.749.62.776(048)

НАГОРНИЙ Ю.С., к.т.н., доцент
СОКОЛ О.Ю., студент
НАГОРНА С.Ю., ассистент

Дніпродзержинський державний технічний університет

ВЛАСТИВОСТІ КАМ'ЯНОВУГІЛЬНИХ ФУСІВ

Вступ. Кам'яновугільні фуси – це продукт, що має великий попит як в Україні, так і за її межами. Проте обсяги коксохімічного виробництва, сировинна база і умови коксування не дозволяють одержати кам'яновугільну смолу у необхідній кількості і зі стабільними якісними показниками, що задовольняють попит споживачів, основним серед яких є пекококсове виробництво. Тому пошук методів управління якісними і кі-

лькісними показниками вироблюваної кам'яновугільної смоли є однією з важливих і актуальних задач коксохімічного виробництва. На коксохімічних заводах України утворюється близько 6,35 млн. т. за рік рідких відходів виробництва [1].

Кам'яновугільні фуси – один з багатотоннажних відходів коксохімічного виробництва, що не знаходить кваліфікаційного застосування. Вихід фусів від вугільної шихти складає 0,19-0,21%.

Ці відходи утворюються у відділеннях конденсації на всіх коксохімічних заводах і представляють собою суміш смоли з часточками вугілля, коксу і напівкоксу, що відносяться разом з газом із камер коксування. Питомий вихід фусів залежить від вологості і помелу шихти, застосування пароінжекції при завантаженні печей, об'єму камер коксування, властивостей твердих часточок і смоли, що виносяться. При відсутності бездимного завантаження вихід фусів складає 0,05-0,07% від шихти, якщо застосовується бездимне завантаження коксових печей вихід фусів збільшується в 2-3 рази до 0,2-0,23%.

В сучасний час раціональним методом утилізації фусів є подача їх в шихту для коксування, а також спалення без утилізації чи з утилізацією тепла (наприклад, у якості палива в мартенівських печах). Перспективним вважається індивідуальне коксування фусів з отриманням коксу.

Із застосуванням термічної підготовки шихти можливі нові методи утилізації відходів хімічних цехів (в тому числі фусів), які передбачають подачу їх у вологу шихту перед термічною підготовкою, а також використання в якості в'язучого при гранулюванні чи брикетуванні шихти і наступного коксування отриманих формовок разом з підігрітою шихтою.

Значний економічний ефект від утилізації фусів по першому способу досягається в результаті зниження виносу вугілля, інтенсифікації очистки теплоносія в циклонах, зниження запиленості при транспортуванні сухої шихти і вторинного використання хімічних продуктів.

На основі відходів, що отримуються в процесі очистки кам'яновугільних фусів, можливе приготування матеріалів для захисних покриттів бетонних, залізобетонних і металевих виробів. Такі матеріали отримують при розчиненні фусів в уайт-спіриті та інших розчинниках з додаванням полівінілхлоридної смоли і наступному відстоюванні протягом 30 хвилин.

На коксохімічних підприємствах України утворюється близько 22,0 тис. т/рік фусів [2].

Як відомо, фуси токсичні і за зовнішнім виглядом нагадують бігумоподібну масу: вони стають м'якшими при нагріванні, але навіть при 150-200°C не стають текучими [2].

Результати дослідження властивостей фусів різних коксохімічних заводів описані в [1, 2, 3]. В цій роботі наведемо лише загальні закономірності зміни властивостей фусів і більш повно охарактеризуємо властивості їх твердої фази, включаючи якість вузьких класів крупності і характер перерозподілення вугільного матеріалу за класами крупності.

Постановка задачі. Задача полягає в установленні закономірностей зміни властивостей твердої фази фусів, включаючи якість вузьких класів крупності і характер перерозподілу вугільного матеріалу по класам крупності.

Результати роботи. Експериментальна частина досліджень включила комплекс робіт з виділення твердої фази кам'яновугільних фусів; розсіву їх на класи крупності; визначення зольності вузьких класів, виходу летких речовин, вмісту сірки, вологи; дослідження природи твердої фази фусів на установці для визначення відбиваючої здатності вітриніту вугілля.

Методика експерименту: відбирали проби фусів масою ≈ 2 кг із декантерів цеху уловлювання Дніпродзержинського (ПАТ «ДКХЗ») і Баглійського (ПАТ «Баглійкокс») коксохімічних заводів. Відмивку смоли від твердої фази виконували шляхом кип'ятіння фусів протягом двох годин з толуолом, а потім промивали їх на фільтрі до

«білої краплі» гарячим толуолом. Промивши фуси, їх висушували протягом 1,5 години при температурі 150°C; отримали нерозчинні в толуолі речовини. Далі висушену тверду фазу фусів розсіювали на ситах на класи крупності: більше 6; 6-3; 3-2; 2-1; 1-0,4; 0,5-0,25; 0,25-0,14; менше 0,14 мм. Потім відбирали для комплексних досліджень загальну пробу твердої фази, а також проби від кожного вузького класу крупності. При цьому із загальної проби і проб, відібраних від вузьких класів крупності, готували по два шліф-брикети для фотометричних досліджень згідно з ГОСТ 12113-94(ISO 7404-5-85) і ГОСТ 9414,2-93(ISO 7404-2-85).

Вміст твердої фази у кам'яновугільних фусах і її гранулометричний склад представлений в табл.1.

Таблиця 1 – Вміст твердої фази у кам'яновугільних фусах і її гранулометричний склад

Місце відбору	Вміст твердої фази в кам'яновугільних фусах, %	Гранулометричний склад (%) твердої фази кам'яновугільних фусів, класи, мм							
		>6	6-3	3-2	2-1	1-0,5	0,5-0,25	0,25-0,14	<0,14
ВАТ «Баглій-кокс» (I проба)	53,7	27,7	13,6	9,9	7,0	10,9	23,1	7,5	0,3
ПАТ «Баглій-кокс» (II проба)	69,5	16,5	30,3	21,5	12,7	10,7	7,5	0,8	-
ПАТ «ДКХЗ»	33,8	0,2	0,2	0,2	1,1	6,2	32,1	54,6	5,4

Як видно із табл.1, кам'яновугільні фуси ПАТ «Баглійкокс» як у першій, так і другій пробі у порівнянні з ПАТ «ДКХЗ» мають вдвічі більший вміст твердої фази. Це пояснюється тим, що згідно із технологічним регламентом помел вугільної шихти (вміст у шихті класу крупності 0-3 мм) ПАТ «Баглійкокс» складає 85%, а той же показник для ПАТ «ДКХЗ» не перевищує 75%.

Крім того, тиск пари на пароінжекцію на ПАТ «Баглійкокс» складає 0,9-1,0 МПа, той же показник для ПАТ «ДКХЗ» не перевищує 0,7 МПа.

Таким чином на ПАТ «Баглійкокс» в процесі загрузки коксових печей вугільною шихтою газовий потік більше виносить із коксових печей дрібних класів вугільної шихти завдяки більшому тиску парової інжекції і більш високому помелу шихти.

Із аналізу гранулометричного складу фусів ПАТ «Баглійкокс» і ПАТ «ДКХЗ» випливає, що просліджується різноманітна направленість вмісту класів крупності. Так, фуси Дніпродзержинського КХЗ вміщують часточки крупністю < 1,0 мм в кількості 98,3%, в той час фуси 2-ї проби Баглійського КХЗ – тільки 19%. Це можна пояснити різним вмістом смоли. Так, вміст смоли в фусах Дніпродзержинського КХЗ складає 66,2%, для Баглійського КХЗ – тільки 30,5%, тобто більше, ніж в два рази.

Можна зробити висновок, що фуси Дніпродзержинського КХЗ погано відділені від смоли, але, враховуючи наявність в них дрібних класів 0,25-0,14 мм більше 54%, відділити смолу механічним способом є вельми складною задачею.

Збільшення вмісту класів крупності більше 3 мм (47%) у фусах Баглійського КХЗ можна пояснити своєрідністю технології завантаження коксових камер, а більш конкретно – рівнем подрібнення шихти і тиском пари, що подається на пароінжекцію. Названі фактори обумовлюють підвищений винос у газозбірник вугільних часточок більш крупних розмірів.

Розглянемо властивості твердої фази кам'яновугільних фусів за класами крупності (табл.2).

Таблиця 2 – Технічний аналіз вузьких класів крупності твердої фази кам'яновугільних фусів

Клас крупності, мм	Технічний аналіз*			
	W^r , %	A^d , %	V^{daf} , %	S_{τ}^d , %
Вихідна проба	0,65	3,32	7,62	1,24
>6	0,60	1,19	23,14	0,95
6-3	0,67	1,93	12,86	1,07
3-2	0,75	2,67	10,69	1,29
2-1	1,00	3,97	9,07	1,23
1-0,5	1,14	4,03	8,75	1,16
0,5-0,25	1,52	14,51	7,93	1,72
0,25-0,14	1,9	14,76	6,36	0,78
<0,14	2,3	17,60	4,92	0,78

* – усереднена проба

Із табл. 2 випливає, що для твердої фази фусів характерне збільшення зольності від крупних до дрібних класів, наприклад, для класу крупністю 0,25-0,14 мм – 14,76%. Протилежна направленість зміни виходу летких речовин, де для тих же класів крупності вихід летких речовин зменшується від 23,14% до 6,36%.

Висновки. Найбільш дрібна частина вугільної шихти при транспортуванні її газовим потоком в газозбірник зазнає термічної деструкції. Більш крупні зерна вугільної шихти зберігають свої властивості, зосереджуючись в крупних зернах твердої фази фусів. Вміст летких речовин в твердій фазі кам'яновугільних фусів має середнє значення між тими ж характеристиками вугілля і коксу. Це свідчить про те, що тверда фаза фусів представлена як полімерами, так і вугільною і коксовою речовиною.

Потрібно відмітити понижений вміст сірки у класах крупності фусів: при цьому просліджується деяке пониження сірчистості при переході від крупних до дрібних класів.

Вітриніт вугілля міститься в найбільшій кількості (30%) в класі крупності 3-6 мм. Розподілений він по марках вугілля наступним чином, %: Г – 17,2; Ж – 35,7; К – 27,8; ОС – 19,3.

Із аналізу зміни властивостей твердої фази фусів по класах крупності витікає:

1) властивості вузьких класів крупності твердої фази фусів визначаються розміром часток. Найбільш дрібні зерна фусів характеризуються підвищеною зольністю (23,0%) і мають менший вихід летких речовин (5,0%);

2) тверда фаза фусів представлена вугільним матеріалом, часточками коксу і полімерами;

3) вугільна речовина присутня у всіх класах крупності кам'яновугільних фусів;

4) найбільший вміст (30,0%) вітриніту вугілля зосереджено в твердій фазі фусів крупністю 3-6 мм.

ЛІТЕРАТУРА

1. Кауфман А.А. Технология коксохимического производства: учебное пособие / А.Кауфман, Г. Харлампович. – Екатеринбург: УХИН – НКА, 2005. – 288с.
2. Справочник коксохимика. – М.: Металлургия, 1965. – 344с.
3. Гоголева Т.Я. Химия и технология переработки каменугольной смолы / Т.Гоголева, В.Шустиков. – М.: Металлургия, 1992. – 257с.

Черкаський державний технологічний університет

ВПЛИВ ЕЛЕКТРОКАТАЛІЗУ НА ПРОЦЕС ГОРІННЯ ВУГІЛЛЯ. ПОВІДОМЛЕННЯ І. ВИДІЛЕННЯ І ГОРІННЯ ЛЕТКИХ СПОЛУК ПРИ СПАЛЮВАННІ ВУГІЛЛЯ

Вступ. З кожним роком проблема використання твердого палива для виробництва електричної енергії і тепла загострюється із-за екологічних та економічних проблем, які виникають при його використанні.

Однією з основних задач при проектуванні парових котлів ТЕЦ є вибір технологічної схеми спалювання палива. Дуже часто від правильності прийнятого рішення залежить робота не тільки топки, а і всієї ТЕЦ в цілому. Зараз існує необхідність в технічному переозброєнні енергетики. Проекти нових і реконструйованих ТЕЦ повинні передбачати ефективні способи зменшення викидів токсичних сполук в навколишнє середовище і підвищення ефективності спалювання палива.

Зараз більшість парових котлів, які працюють на твердому паливі, мають факельний спосіб спалювання палива. Пиловидні частки вугілля, які вдуваються разом з окислювачем в топку, згоряють в її об'ємі в зваженому стані. Частина палива, яка не згоріла, виноситься продуктами спалювання в газоходи котла, утворюючи золу винесення. Частина золи, яка залишилася в нижній частині топки, потрапляє в шлаконакопичувачі, а частково осаджується на поверхні екранів.

Постановка задачі. Поставлено фундаментальну наукову проблему: дослідити і розробити метод інтенсифікації процесу горіння твердого палива з використанням електрокаталізу, а саме дослідження впливу електрокаталізу на процес виділення і згорання летких сполук. За рахунок первинної електрокаталітичної ініціації процесу горіння підвищується виділення летких сполук, більш повне вигорання твердого палива, що в свою чергу підвищує теплоутворення при згоранні твердого палива.

Теоретичне обґрунтування. В будь-якому топковому пристрої паливо зазнає суттєвих перетворень. В робочій масі палива відбуваються процеси, внаслідок яких утворюються горючі сполуки, які звичайно відрізняються від речовин, що складають горючу частину палива. Умови протікання, тривалість і кінцевий результат топкових процесів залежить не тільки від властивостей палива і конструкції топкових пристроїв, але й від ряду хімічних і фізичних факторів.

Тверде натуральне паливо містить вуглець, велику кількість різноманітних вуглеводневих сполук, вологу, золу тощо. При нагріванні ще до температури запалення частки відбувається термічне розкладання органічної маси палива з виділенням летких речовин, в склад яких входить значна кількість горючих компонентів, таких як метан, водень, оксид вуглецю (II) і т.д. вони в значній мірі визначають умови запалення і горіння натурального палива. Після виділення летких сполук залишається твердий кокс, який складається з вуглецю.

Тривалість окремих стадій залежить в значній мірі від властивостей палива. Для дуже вологого палива стадія прогріву і підсушки порівняно велика. Горіння коксу відбувається значно довше, ніж возгонка і горіння летких сполук, навіть у палив з високим вмістом цих сполук.

Зупинимося на першій стадії процесу горіння – процесі термічного розкладання органічної маси палива з виділенням летких речовин.

Основною властивістю твердого палива є здібність його при нагріванні виділяти продукти термічного розкладання органічної маси (леткі сполуки). До складу летких

сполук можуть входити різноманітні органічні смоли (від 2-6% для напівантрациту до 20,2% для торфу), вода розкладання (від 1% для напівантрациту до 24,7% для торфу), газ (від 10-14% для напівантрациту до 26,5% для торфу і 26% для бурого вугілля). Деякі торфи містять і кислоти [1].

Більш точною характеристикою складу продуктів термолізу палива являються квазістаціонарний вихід летких, який представляє собою вихід того чи іншого продукту термолізу в залежності від температури при достатній тривалості процесу перебування палива в безкисневому середовищі при заданому температурному рівні.

Ця характеристика дозволяє свідчити про склад летких сполук в залежності від температурного рівня процесу, а відповідно, про їх питому теплоту згоряння та інші властивості, але при відносно повільному нагріві палива.

Процес термічного розкладання окремих складових палива представляє собою розрив зв'язків в цих складових з утворенням численних нестійких активних проміжних продуктів. Останні дуже швидко реагують між собою, в результаті утворюються більш стійкі продукти термолізу – смоли, кислоти, гази, що не конденсуються, та інші сполуки.

Вихід і горіння летких сполук найчастіше випереджає горіння коксу, так як леткі сполуки, які виходять з поверхні часток палива, протидіють дифузії окислювача до поверхні коксу. Однак в залежності від розміру і умов їх обтікання потоком в прикордонному шарі можуть створюватися різні концентрації летких сполук. У дрібних часток чи на ділянках поверхні з інтенсивною зовнішньою дифузиею у крупних часток інтенсивність виходу потоку летких сполук з поверхні часток менша від інтенсивності їх відводу з прикордонного шару. Концентрація летких сполук в цьому шарі дуже мала. При цьому виникає можливість доступу окислювача до поверхні коксу і його горіння, причому горіння летких сполук відбувається в об'ємі факелу між частками.

У крупних часток леткі сполуки, які виходять із часток, утворюються біля них в прикордонному шарі оболонки з горючої суміші летких сполук і окислювача. Ця оболонка і запалюється в момент, коли створюються сприятливі умови. Потім леткі сполуки продовжують дифундувати із частки палива до поверхні горіння, яка утворилася. До цієї ж поверхні підходить і вступає в реакцію кисень із зовнішнього середовища. На протязі деякого часу леткі сполуки, що виходять зі шматка палива, утримують поверхню горіння на певній відстані від поверхні частки, не допускаючи кисень до реакції з коксом. По мірі зменшення інтенсивності виходу летких сполук починається проникнення кисню до поверхні коксу і його горіння. При цьому згідно з [1] у вугіллі залишається біля 15% летких сполук, які вигорять пізніше, разом з коксовим залишком.

Сумарний вихід летких сполук пов'язаний співвідношенням вмістом вуглецю і водню в паливі. Він може бути представлений наступною залежністю у відсотках:

$$V_{\text{л}}^{\%} = 8,33 \cdot H^{\%} / C^{\%} - 0,165.$$

Якщо температура палива змінюється з часом, то визначення виходу летких ускладнюється, і сумарний вихід летких сполук, віднесених до часу τ , можливо визначити із залежності

$$V = \sum_{i=1}^n C_{0i} \left(1 - e^{-\int_0^{\tau} k_{0i} e^{-E_i / (RT(\tau))} d\tau} \right),$$

де C_{0i} – якісні характеристики речовин, які приймають участь в термолізі;

k_{0i} і E_i – кінетичні характеристики зв'язків в складових палива, що піддаються термолізу.

Зміни температури палива з часом визначаються закономірностями термодинаміки.

На час виділення летких сполук згідно з [1] не впливає концентрація кисню в газовій фазі. Час залежить від температури навколишнього середовища і в значно меншій мірі від розміру частки. Для усіх марок вугілля час виділення летких сполук описується емпіричним рівнянням:

$$\tau_{\text{в.л.}} = k_{\text{в.л.}} \cdot 5.3 \cdot 10^{14} T_{\text{г}}^{-4} \delta^{0.8},$$

де $T_{\text{г}}$ – температура навколишнього середовища, К;

δ – середній початковий розмір частки, м;

$k_{\text{в.л.}}$ – відносний коефіцієнт, який визначається дослідженням вугілля.

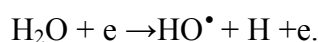
Кількість летких, які виділяються з вугільної частки за час $\tau_{\text{г.л.}}$, може бути знайдено з рівняння

$$G_{\text{л}} = K_{\text{л}} \pi \delta^2 \tau_{\text{г.л.}}$$

Середня масова швидкість виходу летких з поверхні сферичної частки виражається рівнянням

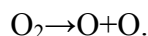
$$w_{\text{л}} = 0,34 \cdot 10^{-8} \frac{\rho_{\text{у}} V_{\text{с}}}{K_{\text{г.л.}}} \cdot \frac{1}{\delta}.$$

Для інтенсифікації процесу горіння твердого палива пропонується електрокаталітичний метод, суть якого полягає в обробці палива в зоні електричного розряду в присутності каталізатора. Використання електрокаталітичного способу інтенсифікації процесу горіння твердого палива дозволяє підвищити вихід летких сполук зі значно вищою теплотою згорання, ніж теплоти згорання сполук, які утворилися при звичайному термолізі. Крім того, використання електрокаталізу призводить до утворення летких сполук при значно менших температурах, що дозволяє використовувати надлишок тепла, який утворився, на цільові потреби. І ще однією особливістю використання електрокаталізу є те, що на перших стадіях процесу горіння з палива виділяється велика кількість вологи. З літературних джерел [5] відомо, що використання електричного струму прискорює процес сушки твердого матеріалу. Крім того, молекула води, знаходячись в зоні електричного розряду і сильного електромагнітного поля, яке завжди присутнє при будь-якому виді електричного розряду, дисоціює за реакцією

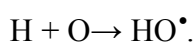
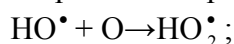


Радикал HO^\bullet в свою чергу є додатковим окислювачем як летких сполук, так і самого вуглецю.

Молекулярний кисень при звичайному горінні руйнується за рахунок високої температури за реакцією



Молекула кисню при знаходженні в зоні розряду руйнується і утворює атомарний кисень, який необхідний для окиснення летких сполук і вуглецю коксу, при цьому немає потреби в високих температурах, і реакція може протікати при звичайних умовах. Вихід атомів кисню за цією реакцією при електрокаталізі значно вищий, ніж при звичайному горінні. Тому стає більш вірогідним протікання наступних реакцій:



Дані кисневмісні радикали завжди присутні в процесах горіння і значно впливають на процес горіння. Особливо суттєво впливає на процес горіння радикал HO_2^\bullet при горінні летких сполук і є причиною виникнення третьої межі запалювання.

Із сказаного вище виникає необхідність дослідження впливу електрокаталізу на процес виділення і згоряння летких сполук.

Розглянутий процес дійсний для усіх видів вугілля. Його можна використовувати як для кам'яного вугілля, так і для бурого вугілля і торфу.

Результати роботи. Для дослідження впливу електрокаталізу на виділення летких пробу вугілля обробляли методом електрокаталізу і за методикою ДСТ 6382-91 (ІСО 562-81) визначали вміст летких сполук у вугіллі. Було досліджено газове вугілля і антрацит.

Результати досліджень представлені в табл. 1.

Як видно з табл. 1, при використанні електрокаталізу спостерігається збільшення виділення летких сполук, що в свою чергу інтенсифікує сам процес горіння, збільшення виділення тепла і ступеня вигорання палива. На процес виділення летких сполук суттєво впливає напруга розряду. Так зі збільшенням напруги збільшується виділення летких сполук для марок вугілля, що досліджуються. Це відбувається за рахунок виділення тих 15% летких сполук, які раніше залишалися зв'язаними в коксовому залишку, тоді як при електрокаталізі під дією високої напруги ці сполуки руйнуються на більш легкі, чим і спрощується сам процес їх виділення.

Таблиця 1 – Вплив електрокаталізу на процес виділення летких сполук

Вид вугілля	Без обробки, %	Напруга, кВ											
		5		6		7		8		9		10	
		Вміст летких, %	Зміни вмісту, %	Вміст летких, %	Зміни вмісту, %	Вміст летких, %	Зміни вмісту, %	Вміст летких, %	Зміни вмісту, %	Вміст летких, %	Зміни вмісту, %	Вміст летких, %	Зміни вмісту, %
Антрацит	5,87	6,13	4,24	6,27	6,38	6,49	9,55	6,78	13,42	-	-	-	-
Газове вугілля	28,4	32,6	12,9	32,8	13,4	33,4	14,9	36,2	21,54	37	23,24	37,8	24,9

На рис. 1 наведені залежності вигорання летких сполук з обробкою і без обробки. Як видно з цих залежностей, ступінь вигорання летких сполук при обробці приблизно на 5% вища, ніж без обробки. На цей процес не впливають розміри частки. Відбувається лише збільшення часу горіння і кількість летких, що вигоряють. На процес утворення і вигорання летких сполук концентрація кисню не впливає, що підтверджується літературними даними [1].

На рис. 2 представлені залежності зміни температури газового потоку після вигорання летких сполук при різних концентраціях кисню від розміру частки, з якого видно, що на зміну температури газового потоку після вигорання летких впливає обробка. Так при обробці температура менша, ніж без обробки, що відповідає дослідним даним. Суттєво на температуру газового потоку впливає розмір частки. Так зі збільшенням розміру частки температура стає меншою, незважаючи на те, що зі збільшенням розміру частки збільшується загальна кількість летких сполук. Суттєво впливає концентрація кисню. Так зі зменшенням концентрації кисню спостерігається зменшення температури газового потоку. Крім того при концентраціях кисню менших 17% зникає вплив обробки на температуру, і температури газових потоків після вигорання летких стають однакові при обробці і без неї.

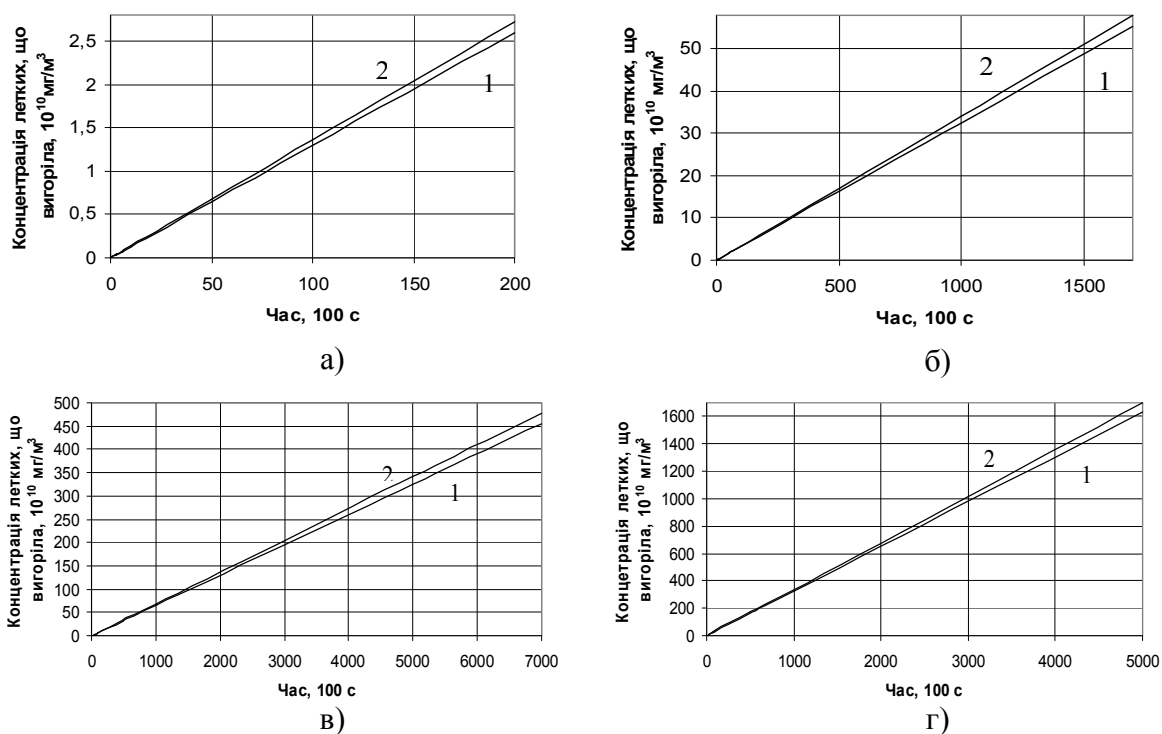
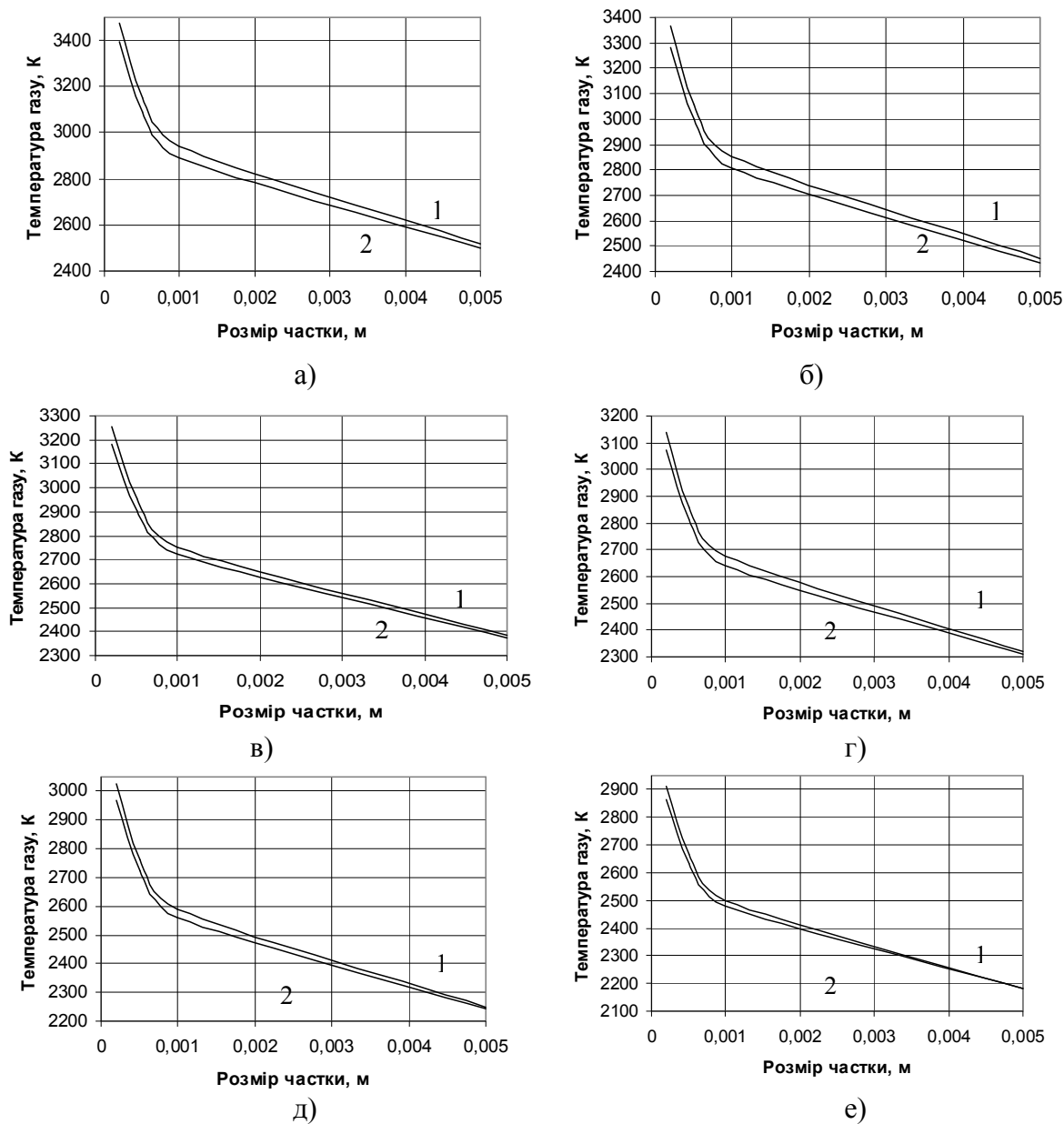


Рисунок 1 – Вигоряння летких сполук для частки різних розмірів

Висновки. Із наведеного вище можна зробити висновок, що при використанні електрокаталізу відбувається збільшення кількості летких сполук в залежності від напруги від 4,24 до 13,42% для антрацити і від 12,9 до 24,9% для газового вугілля. Таке збільшення кількості летких сполук дозволяє очікувати збільшення загальної кількості тепла, що виділиться при спалюванні вугілля, і значного збільшення ступеня вигоряння вугілля. Це в свою чергу суттєво зменшить витрати пального при отриманні однієї і тієї ж кількості тепла та навантаження на навколишнє середовище.

ЛІТЕРАТУРА

1. Бабий В.И. Горение угольной пыли и расчет пылеугольного факела / Бабий В.И., Куваев Ю.Ф. – М.: Энергоатомиздат, 1986. – 208с.
2. Хзмалян Д.М. Теория горения и топочные устройства / Хзмалян Д.М., Каган Я.А. – М.: Энергия, 1976. – 486с.
3. Хитрин Л.Н. Физика горения и взрыва / Хитрин Л.Н. – М.: Издательство московского университета, 1957. – 452с.
4. Ксандопуло Г.И. Химия пламени / Ксандопуло Г.И. – М.: Химия, 1980. – 256с.
5. Лыков М.В. Сушка в химической промышленности / Лыков М.В. – М.: Химия, 1970. – 430с.



а) 21%; б) 20%; в) 19%; г) 18%; д) 17%; е) 16%
 1 – без обробки; 2 – з обробкою

Рисунок 2 – Залежність температури газового потоку після вигорання летких від розміру частки при різних концентраціях кисню

Черкаський державний технологічний університет

ВПЛИВ ЕЛЕКТРОКАТАЛІЗУ НА ПРОЦЕС ГОРІННЯ ВУГІЛЛЯ. ПОВІДОМЛЕННЯ II. ВИГОРЯННЯ КОКСОВОГО ЗАЛИШКУ

Вступ. Кам'яне вугілля, починаючи з періоду промислової революції, відіграє важливу роль в паливному балансі планети. На сьогодні його доля серед усіх джерел енергії, що використовуються, складає біля 23%. Вугілля – це самий доступний енерго-ресурс, і його споживання збільшується з кожним роком.

Запаси вугілля на відміну від нафти і газу великі, але не безкінечні. Так при використанні усіх відкритих родовищ в тих же масштабах запасів вугілля вистачить на 150 років. Тому вже зараз постає питання про створення технологій, які б дозволили зменшити витрати вугілля при збереженні, а при можливості і збільшенні кількості енергії, яку отримують при його спаленні.

Теоретичне обґрунтування. Горіння вуглецю – гетерогенний процес, який визначається як кінетикою горіння (на поверхні чи в глибині) вуглеводного масиву частки, так і дифузійним переносом кисню і продуктів спалювання до поверхні частки, що горить. На кінетику горіння великий вплив чинить структура вуглеводного матеріалу частки твердого палива.

Кокс за своїм складом є практично чистим вуглецевим матеріалом і за структурою близький до графіту – полікристалічного матеріалу, поверхня якого утворена різноманітними кристалографічними поверхнями; розміри кристалітів коливаються від десяти до десятків тисяч ангстремів. Кристалографічними дослідженнями коксу встановлено, що він має кристалічні включення і навіть окремі монокристали. Вміст кристалітів в коксі залежить від температури коксування і збільшується зі зростанням температури процесу. Аналогічно на кристалічні включення впливає і геологічний вік палива. Таким чином, вуглець палива має неоднорідну структуру поверхні.

Разом з мікрокристалічною неоднорідністю паливо має і інший вид неоднорідності – поруватість. Вуглецева поверхня має велику поверхню мікротріщин і пор різноманітної форми і розміру. Нерівномірність, шорсткість і поруватість структури вуглецевої поверхні є наслідком відсутності чіткої кристалічної структури вуглецю палива.

При гетерогенному горінні вуглецю реакція протікає на його поверхні, до якої поступає кисень із навколишнього середовища. Існує велика кількість результатів досліджень взаємодії вуглецю з киснем та іншими газами при різних температурах і концентраціях окислювача. Зараз вважається, що взаємодія вуглецю з окислювачем (кисень, вуглекислий газ, пари води) протікає за участю проміжних нестабільних утворень, які на протязі більш чи менш тривалого часу знаходяться в адсорбованому стані на зовнішній поверхні пор. Таким чином, взаємодія йде через утворення адсорбованого шару газу на вуглецевій поверхні, схема якої представлена на рис.1. За такою схемою поверхня прагне утворити хімічний зв'язок з речовинами фази, з якою стикається.

При взаємодії вуглецю коксової частки з киснем в процесі хемосорбції утворюються оксид і діоксид вуглецю. Однак кисень ніколи не може бути сорбований в чистому вигляді. Сорбційний механізм взаємодії кисню з вуглецем може бути представлений у вигляді наступної схеми (рис.1):

Продовження вуглецевого масиву

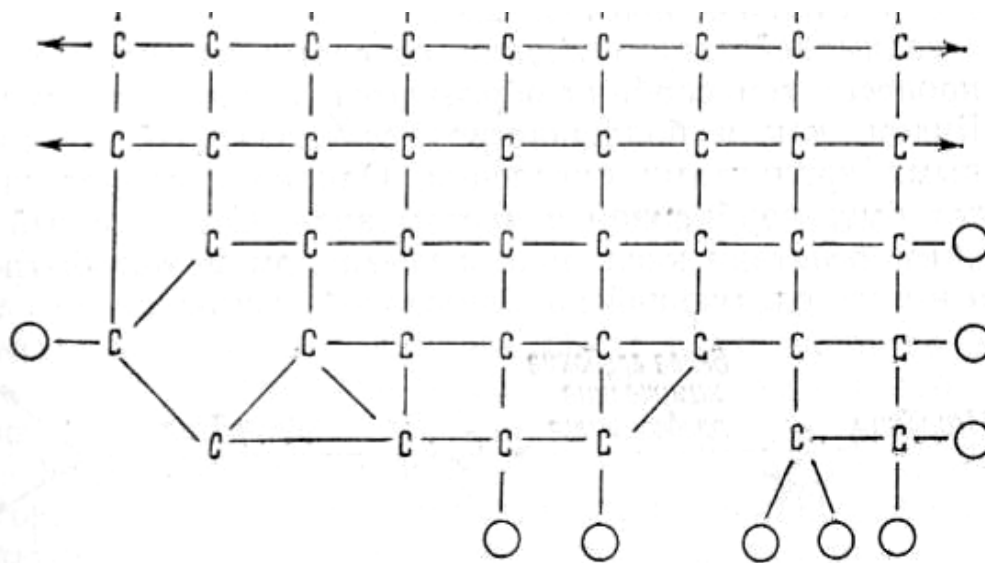
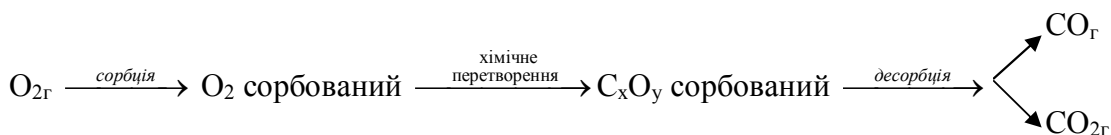
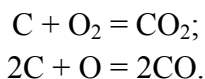


Рисунок 1 – Схема насичення зв'язків атомів на поверхні вуглецевого масиву

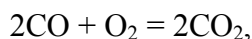


Атоми кисню, які знаходяться поблизу вуглецевої поверхні, адсорбуються на поверхні і утримуються на ній за рахунок хімічних сил. При цьому відбувається глибоке об'єднання атомів кисню і вуглецю з утворенням складних гіпотетичних сполук типу C_xO_y . Ці сполуки розкладаються по проходженні деякого часу з виділенням CO і CO_2 . При високій вологості палива, що спалюється, коли в продуктах згоряння може знаходитися значна кількість водяної пари, чи при окисненні вуглецю водяною парою в первинних продуктах можуть з'явитися водень і метан. При одночасному отриманні ряду первинних продуктів існує можливість взаємодії вуглецю з декількома окислювачами. Таким чином, для горіння вуглецю характерне різноманіття реакцій.

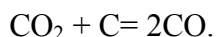
Основним результатом процесу горіння вуглецю при високих температурах є взаємодія кисню з вуглецем за реакціями



Це первинні реакції. Разом з ними на поверхні вуглецевої частки можлива взаємодія CO з киснем, що дифундує із об'єму:

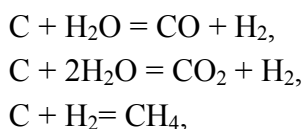


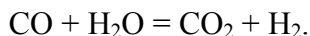
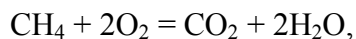
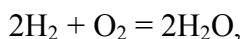
а на поверхні частки можливе відновлення CO_2 :



Це вторинні реакції.

Крім перерахованих реакцій, можливі ще наступні реакції:

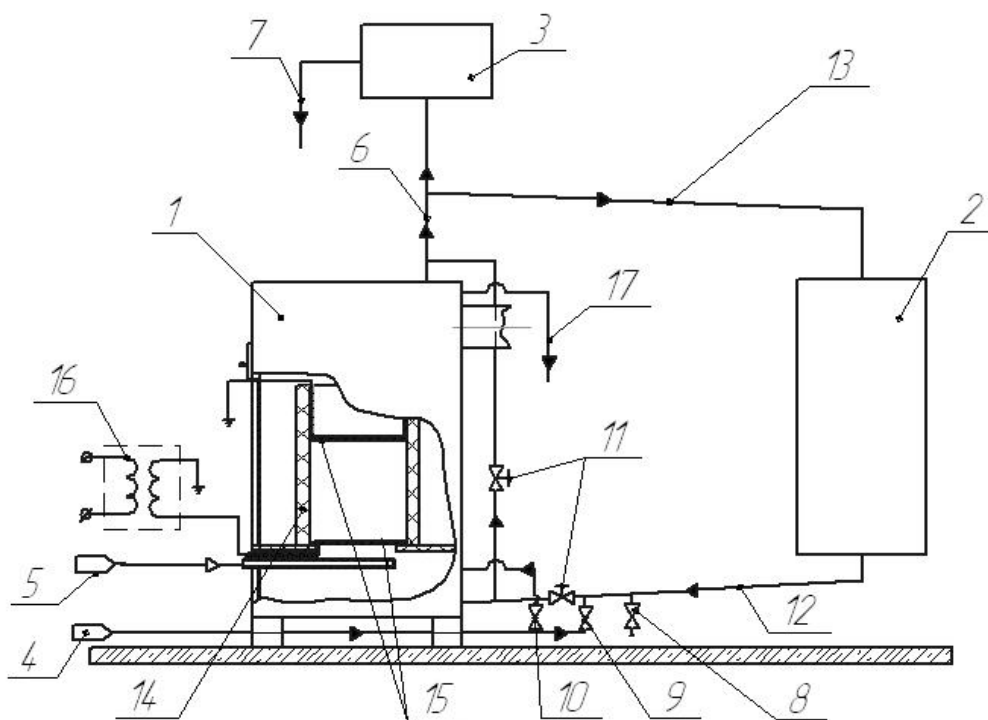




Існує велика кількість експериментальних даних з визначення кінетичних констант реакції вуглецю різноманітних палив з газами. Ці дані, які були отримані авторами з використанням різноманітних методик на різних видах вуглецевого матеріалу, різноманітні [1, 2].

Постановка задачі. Поставлено фундаментальну наукову проблему: дослідити і розробити метод інтенсифікації процесу горіння твердого палива з використанням електрокаталізу, а саме на вплив електрокаталізу на процес вигорання коксового залишку. За рахунок первинної електрокаталітичної ініціації процесу горіння відбувається руйнування структури коксового залишку, що призводить до більш повного вигорання палива і в свою чергу підвищує теплоутворення при згорянні твердого палива.

Результати роботи. Досліджено залишковий вміст вуглецю в шлакові і виділення тепла при спалюванні антрациту на дослідній установці. Установа (рис.2) складається з котла потужністю 12 кВт, на якому змонтовано керамічну камеру, систему підготовки палива, систему запалювання.



1 – котел; 2 – циркуляційна ємність; 3 – розширювальний бачок; 4 – колектор подачі води; 5 – колектор природного газу; 6 – головний стояк; 7 – лінія переливу; 8 – спускний вентиль; 9 – вентиль живлення системи; 10 – вентиль подачі води на підігрівач; 11 – регулювальні вентиля; 12 – зворотний трубопровід; 13 – прямий трубопровід; 14 – керамічна камера; 15 – електроди; 16 – підвищувальний трансформатор

Рисунок 2 – Схема стандової установки з оптимізації горіння твердого палива

Керамічна камера виготовлена з термостійкої кераміки з товщиною стінки 10 мм та призначена для зменшення втрат тепла в навколишнє середовище і попередження

виникнення короткого замикання на металевий корпус та інші частини котла. В камері відсутнє дно. Сама камера змонтована на керамічних опорах на висоті 150 мм від дна котла. В нижню частину камери встановлено систему запалювання, яка складається з газового пальника. Подачу повітря в камеру проводили за рахунок витяжної вентиляції, яка приєднана до димоходу, і таким чином створюючи примусову тягу.

Система підготовки палива складалася з системи електродів, в яку поміщали паливо.

На сам котел змонтована система циркуляції води, що складається з циркуляційної ємності діаметром 200 мм і висотою 1000 мм, яка приєднана до котла в верхній і нижній частинах за допомогою труб діаметром 50 мм. В цю систему залито 100 дм³ дистильованої води. Температуру води визначали в циркуляційній ємності за допомогою промислового термометру розширення з точністю $\pm 1^{\circ}\text{C}$.

Процес дослідження проводили наступним чином. В камеру підготовки палива завантажували 1 кг вугілля з розміром частки 10-20 мм. Зверху на керамічних опорах на висоті 10 мм встановлювали заземлюючий електрод. Під високовольтним електродом розташовували систему запалювання вугілля, яку запалювали рівно на 30 хвилин. Цього часу достатньо для підсушки, нагріву і виділення і згорання летких сполук.

З метою створення різних умов спалювання палива з використанням електрокаталізу використовували різноманітні за конструкцією електродні системи і варіювали напругою і часом обробки палива.

Після повного вигорання палива відбиралися проби шламу і проводилися аналізи залишкового вмісту вуглецю в шламі згідно з ДСТ 11022-90. Результати досліджень представлені в табл. 1.

Таблиця 1 – Результати досліджень інтенсифікації горіння твердого палива на стендовій установці

№ п.п.	Номер системи електродів	Напруга, кВ	Середнє значення підвищення виділення тепла, %	Зміни ступеню вигорання палива, %
1	Перша	8	7,64	Зменшилася на 25%
2	Друга	8	8,56	Зменшилася на 16%
3	Друга	4	20,13	Збільшилася на 32 %
4	Друга	2,8	7,18	Збільшилася на 24,9 %
5	Третя	2,8	11,00	Збільшилася на 30 %

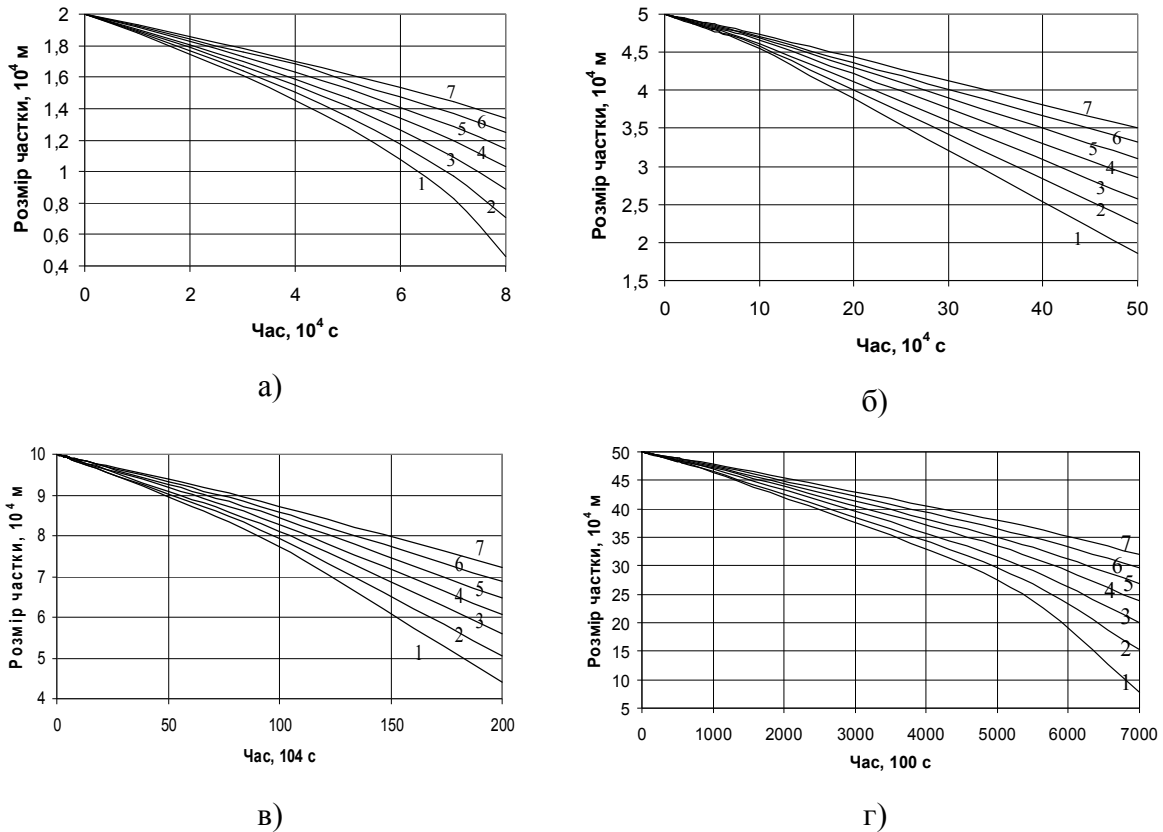
Як видно з табл.1, при різних способах обробки досягалися різні значення підвищення ступеня вигорання палива. Так при першій системі електродів і напрузі 8 кВ і другій системі електродів і тій же напрузі спостерігалось зменшення ступеня вигорання, яке становило відповідно 25 і 16%. Найбільше підвищення ступеня вигорання палива (приблизно 32%) становило при обробці другої системи і напрузі 4 кВ. При використанні третьої системи ступінь вигорання вуглецю не набагато менший, ніж в попередній системі при 4 кВ, але значно нижче середнє значення підвищення виділення тепла, яке не перевищує 11%, тоді як в другій системі при напрузі 4 кВ вода досягає 20%.

Додатково було проведено математичні дослідження вигорання коксового залишку і швидкості дифузії кисню для різних розмірів частки і різних концентрацій кисню.

На рис.3 представлено залежності вигорання коксового залишку при обробці для різних розмірів частки і концентрації кисню. Концентрація кисню змінювалася від 21% до 15%; нижче 15% згідно з літературними даними [2] процес горіння не відбувається.

Як видно з цих кривих, динаміка вигорання коксового залишку однакова для різних розмірів частки, лише збільшується час його вигорання. Суттєво впливає на процес вигорання коксового залишку концентрація кисню. Так при концентрації кисню біля 21% коксовий залишок вигоряє більш інтенсивно і майже повністю вигоряє при тому проміжку часу, на якому проводилися розрахунки.

При зменшенні концентрації кисню вигорання зменшується. Це підтверджується літературними даними [1] для звичайного горіння вугілля.



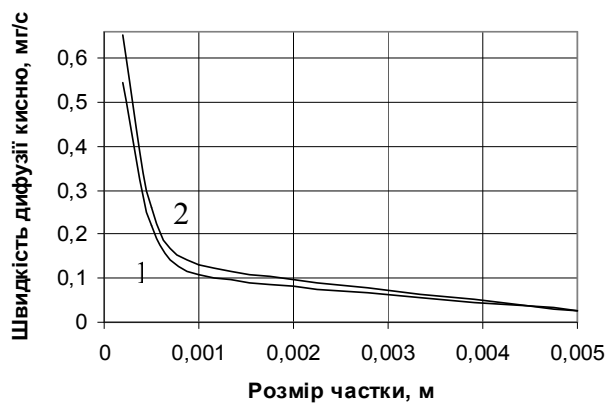
а) $2 \cdot 10^{-4}$ м; б) $5 \cdot 10^{-4}$ м; в) $10 \cdot 10^{-4}$ м; г) $50 \cdot 10^{-4}$ м
 1 – кисню 21%; 2 – кисню 20%; 3 – кисню 19%; 4 – кисню 18%;
 5 – кисню 17%; 6 – кисню 16%; 7 – кисню 15%

Рисунок 3 – Вигорання коксового залишку при різних концентраціях кисню для частки різного розміру

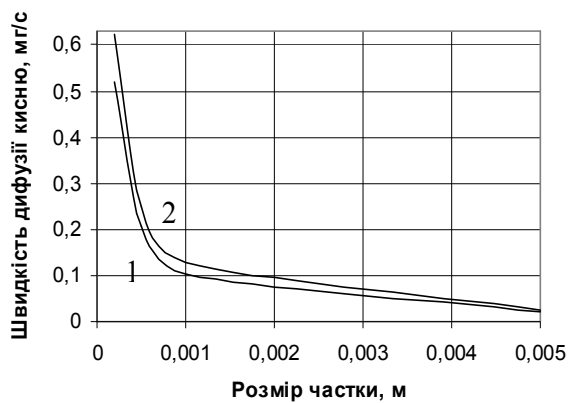
На рис.4 представлено залежності швидкості дифузії кисню сполук при різних розмірах частки.

Як видно з рис.4, на дифузію кисню в зерно вугілля впливає як при обробці, так і без неї як концентрація кисню, так і розміри частки. Так зі збільшенням розміру частки швидкість дифузії суттєво зменшується. Так само при зменшенні концентрації швидкість зменшується при всіх розмірах частки. На швидкість дифузії також впливає сама обробка вугілля. Швидкість дифузії суттєво збільшується, що в свою чергу інтенсифікує процес горіння коксового залишку.

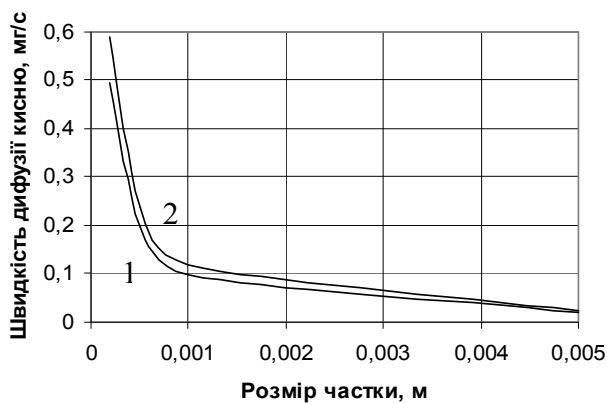
Висновки. Дослідження показали, що при використанні електрокаталізу відбувається більш інтенсивне вигорання часток вугілля. Так для другої та третьої системи ступінь вигорання збільшується на 30 і 32% відповідно. При цьому теплоутворення збільшується відповідно для кожної системи на 20 і 11%. Це відбувається за рахунок більш інтенсивної дифузії кисню. Перша і друга системи при напрузі 8 кВ, незважаючи на збільшення теплоутворення, не дозволяють збільшити ступінь вигорання коксового залишку.



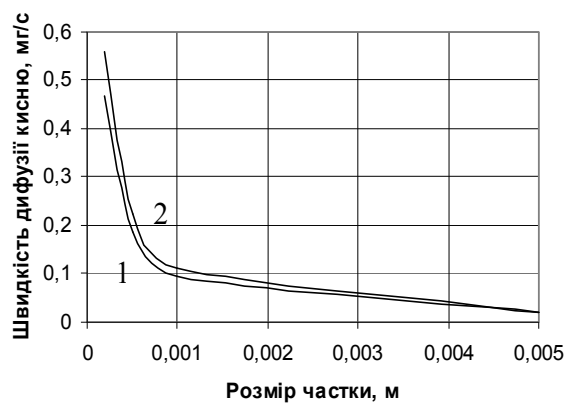
а)



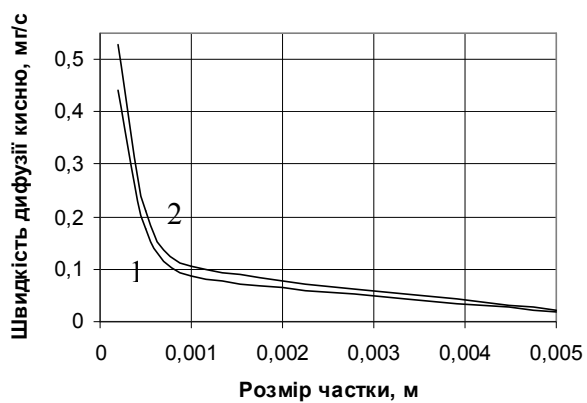
б)



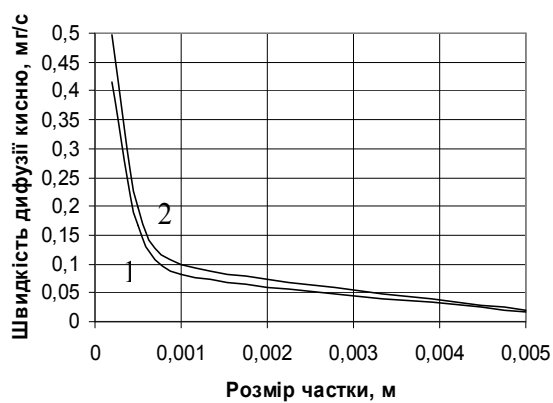
в)



г)



д)



е)

а) 21%; б) 20%; в) 19%; г) 18%; д) 17%; е) 16%
1 – без обробки; 2 – з обробкою

Рисунок 4 – Залежність швидкості дифузії кисню від розміру частки при різній концентрації кисню

При зменшенні концентрації кисню в газовій фазі зменшується вигорання коксового залишку, і вже при концентрації 15% коксовий залишок майже не вигоряє.

Розмір частки вугілля суттєво впливає на швидкість дифузії кисню, а значить і згорання палива. Чим більший розмір частки, тим менша швидкість дифузії кисню.

ЛІТЕРАТУРА

1. Бабий В.И. Горение угольной пыли и расчет пылеугольного факела / Бабий В.И., Куваев Ю.Ф. – М.: Энергоатомиздат, 1986. – 208с.
2. Хзмалян Д.М. Теория горения и топочные устройства / Хзмалян Д.М., Каган Я.А. – М.: Энергия, 1976. – 486с.
3. Хитрин Л.Н. Физика горения и взрыва / Хитрин Л.Н. – М.: Издательство московского университета, 1957. – 452с.
4. Ксандопуло Г.И. Химия пламени / Ксандопуло Г.И. – М.: Химия, 1980. – 256с.

УДК 662.749.62.776(048)

НАГОРНИЙ Ю.С., д.т.н., доцент
МАРИНІНА Т.В., магістр
НАГОРНА С.Ю., асистент
ВЛАСЯН С.В., здобувач

Дніпродзержинський державний технічний університет

ВПЛИВ ГРАНУЛОМЕТРИЧНОГО СКЛАДУ, ВОЛОГОСТІ І ОДНОРІДНОСТІ ЗЕРНИСТОГО МАТЕРІАЛУ НА ЩІЛЬНІСТЬ ЙОГО НАСИПУ

Вступ. Одним із характерних представників зернистих матеріалів є розсипчасті, або гранульовані мінеральні добрива і їх суміші.

Механічні, фізико-хімічні і товарні властивості добрив впливають на умови їх виробництва, складського зберігання, транспортування і безпосереднього використання в сільському господарстві: гігроскопічність, злежуваність, гранулометричний склад, середній розмір часток, міцність гранул, кути природного укусу, вологовміст, щільність, насипна щільність, однорідність складу тукоsumішей і сегрегація, розсіюваність. Названі показники якості добрива взаємопов'язані.

При змішуванні добрив відносно короткочасно взаємодіють компоненти суміші, і можливі реакції між ними не протікають до кінця, тому фізико-хімічні властивості компонентів суміші майже не змінюються.

В цій роботі обмежимося виявленням взаємозалежностей основних характеристик зернистого широко розповсюдженого фосфорного добрива – суперфосфату, який ефективно використовують під любі культури і на любих ґрунтах, частіше використовують не безпосередньо, а у вигляді тукоsumішей.

Постановка задачі. Отже, представляє практичний інтерес дослідження залежності щільності насипної маси зернистого добрива (суперфосфату) від гранулометричного складу, вологості і однорідності насипу.

За зовнішнім виглядом – розсипчастий порошковидний або гранульований продукт сірого кольору різноманітних відтінків. Фосфор у суперфосфаті знаходиться головним чином у вигляді $\text{Ca}(\text{H}_2\text{PO}_4)_2 \cdot \text{H}_2\text{O}$ і вільної фосфорної кислоти. Якість суперфосфату оцінюють за вмістом у ньому засвоєного P_2O_5 (в середньому 20%), який присутній у вигляді різноманітних з'єднань: $\text{Ca}(\text{H}_2\text{PO}_4)_2$, $\text{Mg}(\text{H}_2\text{PO}_4)_2$, CaHPO_4 . Насипна щільність гранульованого суперфосфату 0,84-0,87 т/м³. Гігроскопічність (за шкалою Пестова) нейтралізованого суперфосфату при вологості 10-15% знаходиться в межах 3-5 балів.

При нейтралізації вільної кислотності вапняком або аміаком бал гігроскопічності знижується до 1 [1].

Злежуваність суперфосфату викликається кристалізацією $\text{Ca}(\text{H}_2\text{PO}_4)_2 \cdot \text{H}_2\text{O}$ із рідинної фази. Охолоджений і визрілий на складі суперфосфат, в якому закінчилась кристалізація монокальційфосфату, не злежується [1].

Розсіюваність або сипучість суперфосфату визначають [2] здатність його висіюватись сіялками і різко зростають при нейтралізації його та висушуванні.

Результати роботи. Для визначення залежності щільності насипної маси суперфосфату від різних факторів поставлено плановий експеримент, у якому перемінними факторами були гранулометричний склад, вологість зернистого добрива і однорідність насипу.

Для постановки експерименту переходимо від натуральних факторів до безрозмірних величин і визначаємо рівні варіювання, на яких буде поставлено експеримент.

Рівні варіювання вибрані максимально близькими до параметрів якості добрива і представлені в табл.1.

Таблиця 1 – Кодування факторів

Найменування фактору	Вологість	Гранулометричний склад (вміст гранул 2-4 мм)	Однорідність насипу зернистого добрива (число пересипань)
Кодове позначення	X_1	X_2	X_3
Нульовий рівень $x_i=0$	4	75	2
Інтервал варіювання	2	5	1
Нижній рівень $x_i=-1$	2	70	1
Верхній рівень $x_i=+1$	6	80	3

Для більш точного опису експерименту склали рівняння регресії з урахуванням взаємного впливу факторів.

$$Y = \epsilon_0 + \epsilon_1 x_1 + \epsilon_2 x_2 + \epsilon_3 x_3 + \epsilon_{12} x_1 x_2 + \epsilon_{13} x_1 x_3 + \epsilon_{23} x_2 x_3 + \epsilon_{123} x_1 x_2 x_3. \quad (1)$$

План-матриця планового факторного експерименту типу 2^3 з урахуванням взаємного впливу факторів наведена в табл.2.

Таблиця 2 – План-матриця планованого факторного дослідження з урахуванням взаємного впливу факторів

Номер дослідження	X_1	X_2	X_3	$X_1 X_2$	$X_2 X_3$	$X_1 X_3$	$X_1 X_2 X_3$	y_i	$S_j^2 \cdot 10^5$
1	+	-	-	-	+	-	+	0,7606	0,157
2	+	+	-	+	-	-	-	0,7662	0,21
3	+	+	+	+	+	+	+	0,7525	0
4	-	+	+	-	+	-	-	0,7519	0,157
5	-	-	+	+	-	-	+	0,7606	0,157
6	-	-	-	+	+	+	-	0,7525	0,417
7	+	-	+	-	-	+	-	0,7500	0
8	-	+	-	-	-	+	+	0,7437	0,21

Обчислюємо коефіцієнт регресії, користуючись формулами [3]:

$$b_0 = \frac{1}{N} \cdot \sum_{j=1}^N y_j ; \quad (2)$$

$$b_i = \frac{1}{N} \cdot \sum_{j=1}^N x_i y_j , \quad (3)$$

де N – загальна кількість дослідів в матриці; j – номер дослідів; I – номер фактору.

Підставивши значення у формули 2 та 3 отримаємо:

$$e_0 = \frac{1}{8}(0,7606 + 0,7662 + 0,7525 + 0,7519 + 0,7606 + 0,7525 + 0,7500 + 0,7437) = 0,75475 ;$$

$$e_1 = \frac{1}{8}(0,7606 + 0,7662 + 0,7525 - 0,7519 - 0,7606 - 0,7525 + 0,7500 - 0,7437) = 0,002575 ;$$

$$e_2 = \frac{1}{8}(-0,7606 + 0,7662 + 0,7525 + 0,7519 - 0,7606 - 0,7525 - 0,7500 + 0,7437) = -0,0012 ;$$

$$e_3 = \frac{1}{8}(-0,7606 - 0,7662 + 0,7525 + 0,7519 + 0,7606 - 0,7525 + 0,7500 - 0,7437) = -0,001 ;$$

$$e_{12} = \frac{1}{8}(-0,7606 + 0,7662 + 0,7525 - 0,7519 + 0,7606 + 0,7525 - 0,7500 - 0,7437) = 0,0032 ;$$

$$e_{23} = \frac{1}{8}(0,7606 + 0,7525 - 0,7662 + 0,7519 - 0,7606 + 0,7525 - 0,7500 - 0,7437) = 0,00037 ;$$

$$e_{13} = \frac{1}{8}(-0,7606 - 0,7662 + 0,7525 - 0,7519 - 0,7606 + 0,7525 + 0,7500 + 0,7437) = -0,005 ;$$

$$e_{123} = \frac{1}{8}(0,7606 - 0,7662 + 0,7525 - 0,7519 + 0,7606 - 0,7525 - 0,7500 + 0,7437) = -0,0004 .$$

Підставивши отримані значення коефіцієнтів в (1), отримаємо рівняння регресії наступного вигляду:

$$Y = 0,75475 + 0,002575X_1 - 0,0012X_2 - 0,001X_3 . \quad (4)$$

Статистичний аналіз рівняння регресії складається із трьох етапів:

- 1) оцінка дисперсії відтворюваності;
- 2) оцінка значимості коефіцієнтів рівняння регресії;
- 3) оцінка адекватності моделі.

Для визначення помилки дослідів (дисперсії відтворюваності) розраховували побудівні дисперсії S_j^2 за формулою:

$$S^2 = \frac{\sum_{i=1}^{n)0} (j_i - j_{cp})^2}{n - 1} ; \quad \sigma = \sqrt{S^2} . \quad (5)$$

Однорідність дисперсії перевіряємо при зрівнянні з табличним значенням критерію Кохрена [3], розрахункове значення якого визначається за формулою:

$$\sigma_p = \frac{S_j^2 \max}{\sum_{n=1}^N S_j^2} , \quad (6)$$

де S_j^2 – максимальна із розрахованих побудованих дисперсій;

$\sum_{j=1}^N S_j^2$ – сума всіх дисперсій по рядкам матриці планування.

Знаходимо помилку дослідів у визначенні коефіцієнтів:

$$S_e = \sqrt{\frac{S_j^2}{N}}; \quad (7)$$

$$S_j^2 = \frac{1}{N} \sum_{j=1}^N S_j^2; \quad (8)$$

$$S_j^2 = \frac{1}{8} (0,000001573 + 0,00000417 + 0,00000212) = 0,000001635.$$

Знаходимо оцінку дисперсії середнього значення

$$S_j^2 = \frac{S_j^2}{K}, \quad (9)$$

де K – число паралельних дослідів.

$$S_j^2 = \frac{0,000001635}{4} = 0,00000041..$$

Тоді помилка у визначенні коефіцієнтів буде дорівнювати:

$$S_e = \frac{0,41 \cdot 10^{-6}}{8} = 0,000226.$$

Розрахункове значення критерію Кохрена складе:

$$\sigma_p = \frac{0,00000417}{0,00001308} = 0,318.$$

При вірогідності $P=0,95$ табличне значення критерію Кохрена для кількості оцінок дисперсії $N=8$ та числа степенів свободи $f=K-1=4-1=3$ дорівнює $\sigma_m=0,438$.

Так як $\sigma_p < \sigma_m$, можна зробити висновок, що всі дослідів відтворюються, а дисперсії однорідні.

Визначимо значимість коефіцієнтів рівняння 4. Основою для оцінки значимості служить побудова довірливих інтервалів для коефіцієнтів, для чого, користуючись таблицею [3] для довірливих вірогідності $P=0,95$ та 24 степені свободи, знаходимо значення Стьюдента: $t=2,06$.

Число степенів свободи розраховуємо за формулою:

$$f=N(K-1), \quad (10)$$

$$f=8(4-1)=24.$$

Прийнято вважати, що коефіцієнт регресії має значення, якщо виконується умова

$$|\beta| \geq S_{\beta \cdot t}. \quad (11)$$

В протилежному випадку коефіцієнт регресії не має значення, і відповідний член можна виключити із рівняння (1).

Для оцінки значимості знайдено відношення:

$$S_{\beta \cdot t} = 0,000226 \cdot 2,06 = 0,000465;$$

$$\begin{aligned}
|\epsilon_0| &= 0,75475 > 0,000465; |\epsilon_1| = 0,002575 > 0,000465; |\epsilon_2| = 0,0012 > 0,000465; \\
|\epsilon_3| &= 0,001 > 0,000465; |\epsilon_{12}| = 0,0032 > S_{\epsilon t} = 0,000465; |\epsilon_{23}| = 0,00037 < 0,000465; \\
|\epsilon_{13}| &= 0,005 > 0,000465; |\epsilon_{123}| = 0,0004 < 0,000465.
\end{aligned}$$

Із розрахунків випливає, що коефіцієнти регресії ϵ_{23} та ϵ_{123} не мають значень. Тоді рівняння регресії приймає вигляд:

$$Y = 0,75475 + 0,002575x_1 - 0,0012x_2 - 0,001x_3 + 0,0032x_1x_2 - 0,005x_1x_3. \quad (12)$$

Для отриманого рівняння знайдемо розрахункові значення функцій:

$$\begin{aligned}
Y_1^P &= 0,75475 + 0,002575(+1) - 0,0012(-) - 0,001(-1) + 0,0032(-1) - 0,005(-1) = 0,7613; \\
Y_2^P &= 0,7653; Y_3^P = 0,7533; Y_4^P = 0,7517; Y_5^P = 0,7605; Y_6^P = 0,7625; Y_7^P = 0,7493; \\
Y_8^P &= 0,7437.
\end{aligned}$$

Розраховуємо оцінку адекватності:

$$S_{ad} = \frac{1}{8-6} \left[\begin{aligned} &(0,7606-0,7613)^2 + (0,7662-0,7653)^2 + (0,7525-0,7533)^2 + \\ &+ (0,7519-0,7517)^2 + (0,7606-0,7605)^2 + (0,7525-0,7525)^2 + \\ &+ (0,75-0,7493)^2 + (0,7437-0,7437)^2 \end{aligned} \right] = 1,24 \cdot 10^{-6}.$$

Число степенів свободи $F = N - B = 2$.

Розрахункове значення критерію Фішера $F_P = \frac{1,24 \cdot 10^{-6}}{0,41 \cdot 10^{-6}} = 3,02$ і не перевищує

табличного, рівного 9,12.

Відповідно рівняння регресії (12) адекватно описує реальний процес.

У рівнянні регресії кодовані змінні X_1 , X_2 , X_3 замінюємо фізичними значеннями: вологість, гранулометричний склад зернистого матеріалу та кількість пересіпок. Таким чином, на основі табл.2 отримуємо:

$$\begin{aligned}
W = X_1 &= \frac{X_1 - X_{01}}{\Delta X_1} = \frac{X_1 - 9}{2} = 0,5X_1 - 4,5; \\
\Pi = X_2 &= \frac{X_2 - X_{02}}{\Delta X_2} = \frac{X_2 - 15}{5} = 0,2X_2 - 2,5; \\
C = X_3 &= \frac{X_3 - X_{03}}{\Delta X_3} = \frac{X_3 - 0,015}{0,005} = 200X_3 - 3.
\end{aligned}$$

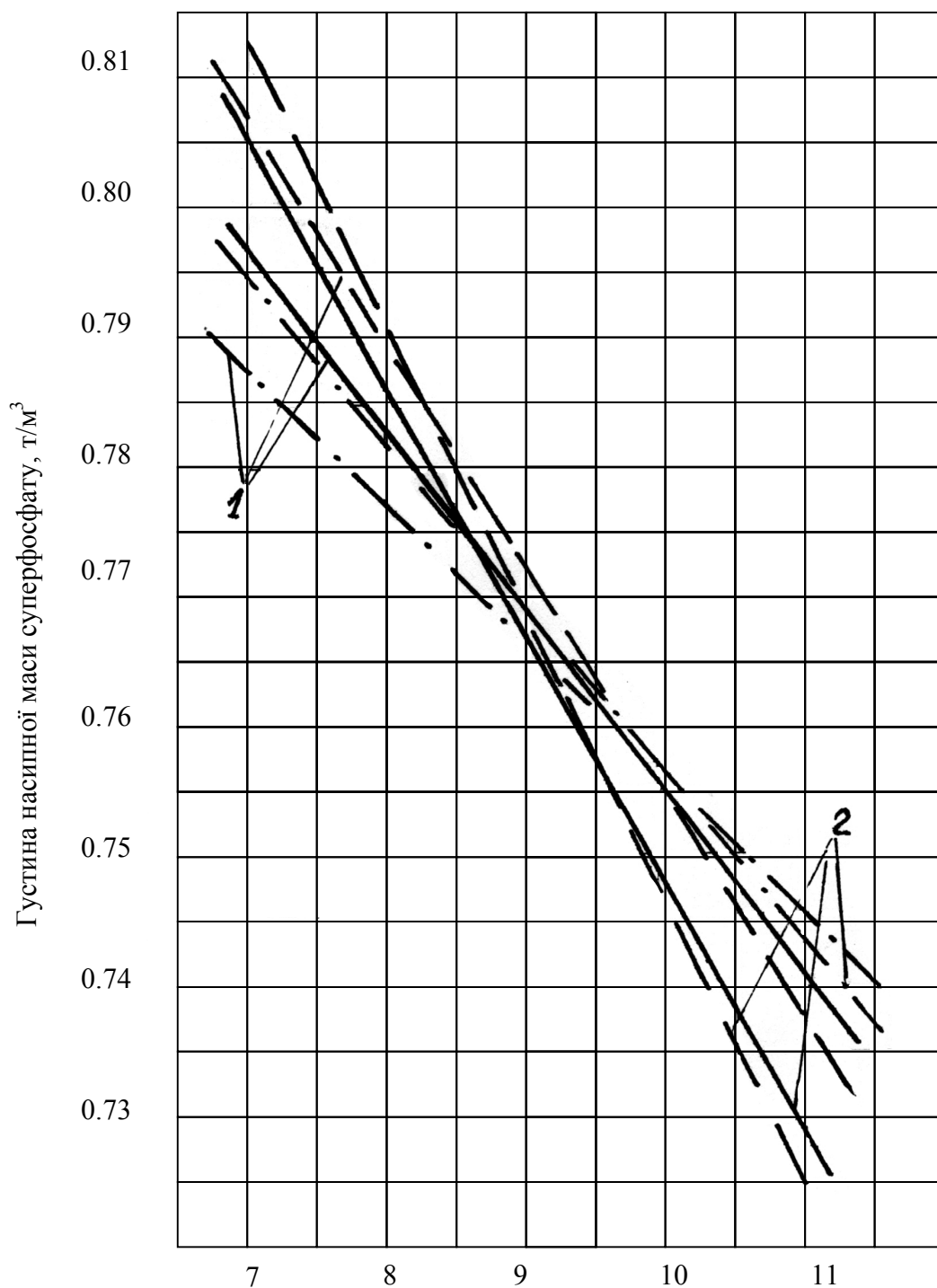
Підставимо отримані значення у рівняння (12):

$$\begin{aligned}
Y &= 0,75475 + 0,002575(0,5x_1 - 4,5) - 0,0012(0,2x_2 - 2,5) - 0,001(200x_3 - 3) + \\
&+ 0,0032(0,5x_1 - 4,5)(0,2x_2 - 2,5) - 0,005(0,5x_1 - 4,5)(200x_3 - 3).
\end{aligned}$$

Після перетворення отримуємо:

$$Y = 1,06366 - 0,03121W - 0,00312\Pi + 4,3C + 0,00032W\Pi - 0,5WC \text{ т/м}^3. \quad (13)$$

Взаємний вплив факторів, які змінюють щільність насипної маси зернистого матеріалу, представлено на рис.1, 2.



1 – однорідність – 0,01%; 2 – однорідність – 0,02%;

вологість суперфосфату, %:

вміст кл. 2-4 мм 70%;

вміст кл. 2-4 мм 80%;

вміст кл. 2-4 мм 60%

Рисунок 1 – Залежність щільності насипної маси суперфосфату від вологості (%), гранулометричного складу (% вміст кл. 2-4 мм.), однорідності насипу

Висновки. Дослідження показали, що зі збільшенням вологості щільність насипної маси знижується для всіх варіантів помелу та кількості пересипок. Однак при помелі 80% класу 2-4 мм зниження щільності менше, ніж для подрібнення 60% класу 2-4 мм: при вологості 11% щільність насипної маси більш крупного суперфосфату стає меншою від щільності насипної маси матеріалу, подрібненого більш тонкіше. Для суперфосфату вологістю 8,5-9,5% збільшення кількості пересипок на суху масу призводить до зниження насипної щільності. Тобто, кількість пересипок, яка забезпечує максимальне збільшення насипної щільності, залежить від вологості пересипок.

ЛІТЕРАТУРА

1. Сатин С.Н. Планирование эксперимента в химической технологии / Сатин С.Н. – Л.: Химия, 1985. – 48с.
2. Соколовский А.А. Краткий справочник по минеральным удобрениям / А.А.Соколовский, Т.П.Унаниянц. – М.: Химия, 1977. – 375с.
3. Технология фосфорных и комплексных удобрений / [под ред. С.Д.Эвенчика, А.А.Бродского]. – М.: Химия, 1987. – 464с.

УДК 661.632

ЛАРИЧЕВА Л.П., к.т.н., доцент

Дніпродзержинський державний технічний університет

ТЕРМІЧНЕ РОЗКЛАДАННЯ ФОСФОРИТІВ. КОНТРОЛЬ ПАРАМЕТРІВ ПРОЦЕСУ

Вступ. Термічна обробка природних фосфоритів, а також спікання їх із солями лужних металів (содою, сумішшю сульфату натрію з вугіллям) або сплавлення їх із кварцитом, силікатами магнею, лужними алюмосилікатами веде до утворення термофосфатів, у яких P_2O_5 знаходиться у формах, що засвоюються рослинами. При термічній обробці фосфату, особливо у присутності добавок, що вказані вище, руйнується кристалічна решітка апатиту і утворюється трикальційфосфат $3CaO \cdot P_2O_5$ та інші сполуки, що можуть засвоюватися рослинами.

Лужне розкладання фосфоритів відрізняється простотою технологічного процесу і дозволяє обійтися без витрат кислот, необхідних при інших способах виробництва мінеральних добрив, а також дає можливість використання без передчасного збагачення низькоякісної сировини, яка містить значну кількість домішок, зокрема полуторних оксидів заліза та алюмінію.

Як і у будь-якому іншому процесі, у процесі термічного розкладання фосфоритів ключовим моментом стає контроль та керування технологічними параметрами, зокрема, температурою. Тому була запропонована схема управління температурою у муфельній печі, яка дозволяє контроль температури вести за допомогою електронної обчислювальної машини (ЕОМ), що значно покращує умови управління технологічним процесом розкладання фосфориту, процесом обробки та зберігання інформації.

Постановка задачі. Метою експерименту стало дослідження принципової можливості термічної переробки низькоякісних фосфоритів у мінеральні добрива, впливу температури на процес термічного розкладання фосфоритів, а також удосконалення системи контролю та керування температурою в муфельній печі.

Результати роботи. Дослідження термічної переробки фосфоритів у добрива. Дослідження проводилися на зразку телекської руди, що має хімічний та гранулометричний склад, наведений у табл. 1.

Таблиця 1 – Хімічний та гранулометричний склад зразку фосфориту

Хімічний склад							
Компоненти	P ₂ O ₅	Fe ₂ O ₃	Al ₂ O ₃	CaO	MgO	CO ₂	SiO ₂
Вміст, % мас.	19,4	1,35	1,22	36,0	1,28	17,4	10,5
Гранулометричний склад							
Розмір часток, мм	+0,20	+0,16	+0,10	+0,074	+0,044	-0,044	Сума
Кількість у % від загальної кількості	2,8	1,3	1,6	4,3	9,1	80,9	100

Техніка виготовлення термофосфатів полягає у ретельному перемішуванні у порцеляновій ступці наважки фосфориту з відповідними добавками з наступним спіканням суміші у електричній муфельній печі. Отриманий продукт після охолодження розтирали у тонкий порошок і аналізували на вміст загального та лимоннорозчинного P₂O₅ фотокалориметричним методом по жовтому молібдено-ванадієвому комплексу [1].

Досліди проводили при температурі 900-1250⁰С. Перші пробні досліди були проведені при спіканні суміші з 50 частин (мас.) фосфориту з 50 частинами хімічно чистого Na₂SO₄ при температурі 1100⁰С впродовж однієї години.

Співвідношення між фосфоритом та лужними солями є одним з найважливіших питань у технології термофосфатів. Внаслідок невизначеного складу продукту реакції при спіканні фосфату з лужними солями неможливо точно написати рівняння реакції, а значить ускладнюється розрахунок стехіометричної кількості реагентів. Тому норму лужних солей встановлювали у кожному випадку дослідним шляхом.

Аналіз отриманого фосфату показав, що в умовах досліду коефіцієнт розкладання фосфориту не перевищував 19% при вмісті лимоннорозчинного P₂O₅ у продукті 3,1%. Підвищення або зниження норми сульфату натрію не призвело до помітного поліпшення показників процесу.

З метою інтенсифікації обмінної реакції між фосфатом і Na₂SO₄ були проведені дослідження із сплавлення фосфориту з сульфатом натрію у присутності деревинного вугілля, оскільки відомо [2], що у присутності відновників (вугілля, кокс, СО) сульфат натрію розкладається більш інтенсивно. Вміст вугілля у дослідах коливався від 10 до 30 частин (мас.) на 100 частин фосфориту. Однак, хоч добавка вугілля інтенсифікувала розкладання фосфориту, вміст P₂O₅, що засвоюється, у продукті не перевищував 8-9% при ступеню розкладання 50-51%.

Результати дослідження розкладання фосфориту при температурі 1100⁰С у присутності соди (Na₂CO₃, марка х.ч.) представлені на рис.1.

При температурі 1100-1250⁰С протікає реакція [2]:



Для того, щоб ця реакція протікала до кінця, потрібний надлишок соди. У такому випадку реакція протікає наступним чином:



тобто на 1 моль P₂O₅ потрібно 2 молі Na₂CO₃. Для телекського фосфориту норма Na₂CO₃, що розраховується за формулою (2), складає 28,8 частин на 100 частин фосфориту.

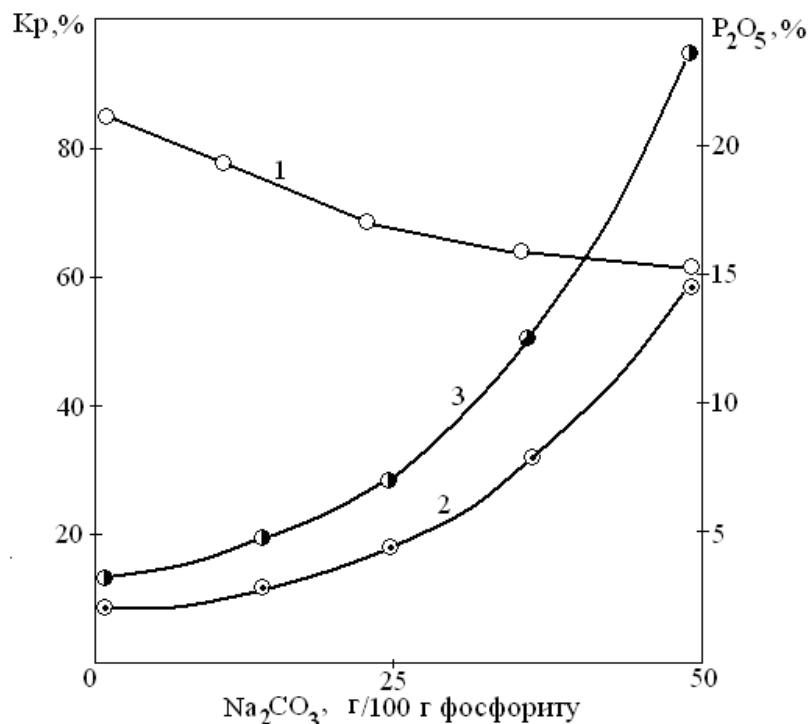


Рисунок 1 – Залежність вмісту P₂O₅ загального (1), P₂O₅, що засвоюється, (2) у продукті, коефіцієнту розкладення (Кр) (3) від норми Na₂CO₃

З рис.1 видно, що такої кількості соди недостатньо для повного розкладення фосфатної частини сировини. При збільшенні норми Na₂CO₃ до 50 г/100г фосфориту коефіцієнт розкладання досягає 95,3% при вмісті P₂O₅, що засвоюється, у продукті 14,3%. Подальше збільшення норми соди не є доцільним внаслідок зниження загального вмісту P₂O₅ у термофосфаті.

Слід зазначити, що у всіх дослідах з Na₂SO₄, Na₂SO₄+C та Na₂CO₃ при температурі 1100⁰С відбувалося повне розплавлення шихти. Низька температура плавлення вказаних сумішей пояснюється наявністю значної кількості домішок у фосфориті. Найбільший ефект зниження температури розплавлення фосфориту досягається у присутності домішок полуторних оксидів заліза та алюмінію. Зниження температури процесу до 900-1000⁰С призводило до різкого зниження ступеня розкладання фосфориту, але не впливало на умови розплавлення шихти.

Для підвищення температури плавлення шихти до останньої додавали кварцовий пісок. Досліди проводили із сумішшю, що містила у %(мас.): фосфорит – 50, Na₂SO₄ – 30, вугілля – 3, CaCO₃ – 5, SiO₂ – 5,5. Однак при температурі 1100⁰С коефіцієнт розкладання не перевищував 19% при повному ж розплавленні шихти.

Удосконалення системи контролю та управління температурою в муфельній печі в процесі термічного розкладення фосфоритів. Температура у процесі термічної переробки залізо- алюмовмісних фосфоритів має велике значення із-за низької температури плавлення шихти. Для забезпечення достовірної інформації у процесі проведення експерименту була впроваджена електронна схема контролю температури, яка дозволила здійснювати управління температурою у муфельній печі за допомогою персонального комп'ютера (ПК).

Максимальна температура у робочій зоні електропечі досягала 1250⁰С, тому у якості датчика температури була використана хромель-алюмелева термопара, яка має високу чутливість, незначну інерційність та невисоку вартість. Достатньо високу нелінійність передаточної характеристики термопар і, як наслідок, погрішність виміру

параметрів, що виникає внаслідок вказаної нелінійності, можна значно знизити за допомогою ПК. Принципова схема вимірювання температури в необхідному для дослідження інтервалі наведена на рис.2.

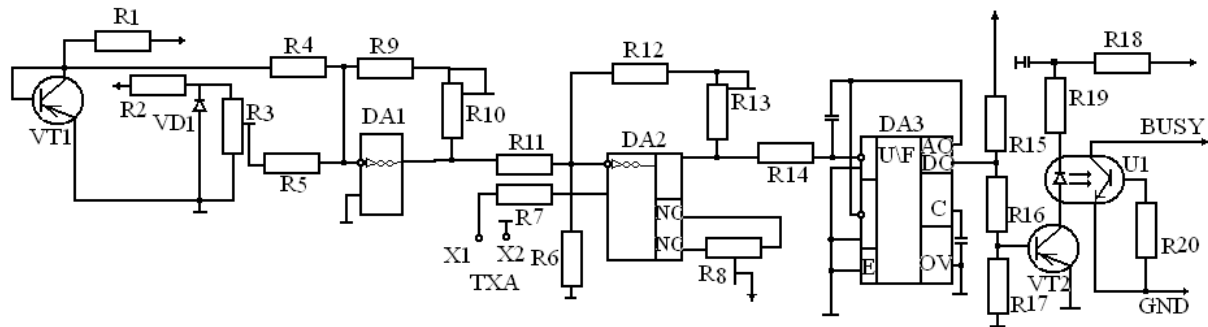


Рисунок 2 – Принципова схема вимірювання температури

Можливості сучасного ПК такі, що він частково може виконувати функції аналого-цифрового перетворювача (АЦП), який потрібен для того, щоб комп'ютер перетворити у вимірювальний пристрій. Принцип роботи схеми є таким: якщо на будь-яку лінію паралельного порту ПК, наприклад BUSY, подати періодичні коливання частотою F , то, підрахувавши кількість періодів за час між двома включеннями системного таймера, можна виміряти їх частоту. Обмін з ПК здійснюється завдяки сигналу BUSY паралельного порту.

Вузол, що складається з підсилювача DA1, транзистора VT1, стабілітрона VD1 та резисторів R1-R5 та R9-R11, призначений для контролю температури «холодного» спаю термопар, який утворюється при підключенні її до затискачів X1 та X2. Каскад на підсилювачі DA2 посилює сигнал термопар до рівня, що необхідний для нормальної роботи перетворювача напруги DA3. Посилений сигнал поступає на DA3, який є прецензійним перетворювачем напруга-частота-напруга та підключений за типовою схемою [3]. «Гарячий» спай термопар, тобто спай різнорідних металів, що утворює чутливий елемент термопар, розміщується у вимірювальному середовищі, тобто у печі.

Схема дозволяє виконувати два виміри в секунду, що є достатнім для такого об'єкта регулювання, як муфельна електрична піч, та забезпечує гальванічну розв'язку між ПК та термопарою.

Для перетворення ПК у частотомір необхідна програма, яка здатна перехоплювати переривання, що викликаються системним таймером. Текст робочої програми, яка використовує вихідні дані програмного частотомірювача, залежить від конкретного використання. Для потрібних вимірювань з достатньою точністю можна використовувати програму WWOD.ASM.

Висновки. Термічна обробка природних фосфоритів, а також спікання їх із солями лужних металів (содою, сумішшю сульфату натрію з вугіллям тощо) або сплавлення з кварцитом, силікатами магнію, лужними алюмосилікатами веде до утворення термофосфатів, у яких P_2O_5 знаходиться у формах, що засвоюються рослинами.

Дослідження показали, що сплавлення зразку телекського фосфориту з сульфатом натрію дає низький ступінь розкладання (19%). Добавка вугілля до натрію сульфату поліпшує умови розкладання, але ступінь розкладання фосфориту не перевищує 51%. Добавки діоксиду кремнію та карбонату кальцію до шихти, що містить фосфорит, вугілля та сульфат натрію, не призводять до підвищення коефіцієнту розкладання фосфориту. При використанні соди у якості добавки фосфорит розкладався на 95,5% при загальному вмісті P_2O_5 у продукті 14,3%.

Результати досліджень показали недоцільність переробки телекських фосфоритів у термофосфати внаслідок низької якості отримуваних продуктів при суттєвих витратах реагентів та енергії. Вміст P_2O_5 , що засвоюється, у продукті складає 3,1-14,3% при ступеню розкладання від 19 до 51%.

ЛІТЕРАТУРА

1. Кельман Ф.Н. Методы анализа при контроле производства серной кислоты и фосфорных удобрений / Кельман Ф.Н., Бруцкус Е.Б., Ошеревич Р.Х. – М.: Химия, 1965. – 392с.
2. Бектуров А.Б. Исследование химии и химической технологии термофосфатов / Бектуров А.Б. – Алма-Ата: Из-во АН Казахской ССР, 1947. – 216с.
3. Гутников В.С. Интегральная электроника в измерительных устройствах / Гутников В.С. – Л.: Энергоатомиздат, 1988. – 231с.

УДК 378.147:66-52

ЛАРИЧЕВА Л.П., к.т.н, доцент
ЛУЦЕНКО О.П., студент

Дніпродзержинський державний технічний університет

ЗАСТОСУВАННЯ ІНФОРМАЦІЙНИХ ТЕХНОЛОГІЙ У ВИКЛАДАННІ ДИСЦИПЛІНИ «АВТОМАТИЗАЦІЯ ХІМІЧНИХ ВИРОБНИЦТВ»

Вступ. Виробничі процеси і системи, що управляють, складаються з численних та різноманітних елементів, які складним чином взаємодіють один з одним. Ці елементи пов'язані між собою з метою забезпечення обміну матерією, енергією та інформацією для отримання кінцевого результату.

Системи управління сучасними хіміко-технологічними процесами характеризуються великою кількістю технологічних параметрів, для підтримки режиму роботи яких необхідне використання сучасних засобів автоматизації та регулювання.

Головне завдання курсу «Автоматизація хімічних виробництв» – навчити студентів творчо використовувати загальнонаукові та загально-інженерні знання з дисципліни для проектування автоматизованих систем управління хіміко-технологічними процесами, керування процесами хімічної промисловості з використанням сучасних інформаційних технологій та прийняття на цій основі оптимальних рішень.

Після вивчення дисципліни студент повинен не тільки знати теоретичні основи автоматизації та управління хіміко-технологічними процесами, складові та устрій систем управління, але і принципи створення і проектування оптимальних систем управління вказаними процесами. Він повинен вміти підготовлювати вихідні дані для складання технічного завдання на проектування, визначати складові автоматизованих систем, розробляти автоматизовані системи управління типовими хіміко-технологічними процесами.

Для вирішування складних завдань викладання дисципліни необхідно не тільки надати студентам якісний теоретичний матеріал, але і навчити їх працювати з сучасними інформаційними технологіями, які використовуються для проектування та створення реальних автоматизованих технологічних систем.

Постановка задачі. У навчальний план дисципліни «Автоматизація хімічних виробництв» наряду з лекційними годинами, входять практичні заняття та лабораторні

роботи. Метою викладання дисципліни є впровадження у навчальний процес сучасних інформаційних технологій, зокрема теоретичне та практичне вивчення SCADA-технологій з використанням комп'ютерної техніки, впровадження в навчальний процес програмного комплексу TRACE MODE 6, призначеного для проектування та розробки автоматизованих систем контролю та керування технологічними системами будь-якого рівня.

Результати роботи. Впровадження прогресивних технологій, які дозволяють здійснювати комплексну автоматизацію, є головним завданням розвитку хімічного виробництва. Автоматизація виробництва – процес, при якому функції управління і контролю, що раніше виконувалися людиною, передаються приладам і автоматичним пристроям. Автоматизація є основою розвитку сучасної промисловості, генеральним напрямом технічного прогресу. Мета автоматизації полягає в підвищенні ефективності праці, поліпшенні якості готової продукції, створенні умов для оптимального використання всіх ресурсів виробництва.

Поява в пунктах управління технологічними процесами комп'ютерної техніки у складі керуючих систем розширила функціональний профіль центральних пунктів управління, їх технічні і комунікаційні можливості. У склад комп'ютерних операторських станцій входять кольорові графічні дисплеї, засоби анімації зображень, попереджувальна сигналізація, які розширюють функціональні можливості станцій управління, але разом з тим потребують додаткових знань у інформаційної галузі.

З формуванням концепції відкритих систем, наприклад таких як SCADA-системи, програмні засоби для операторських станцій стали самостійним продуктом, який вільно компонується з програмно-технічними засобами різних виробників. Сучасні SCADA-системи добре структуровані і мають готові до застосування і узгоджені за функціями і інтерфейсами набори програмних продуктів і допоміжних компонентів. У мережних системах засобами SCADA реалізуються станції різного функціонального призначення, які взаємодіють між собою в автоматизованих системах управління процесами (АСУТП). Вони мають різну номенклатуру: станції-сервери і станції-клієнти, станції спостереження (моніторингу) для керівних працівників, спеціальні станції архівації і документування даних і подій, тощо.

У SCADA-системах широко застосовується принцип модульної побудови, що реалізовується у двох основних варіантах [1]. У першому варіанті для системи, що забезпечує повний набір базових функцій, створюються додаткові пакети-опції, що реалізують необов'язкові у застосуванні функції контролю і управління, наприклад SPC та Batch Control. У другому варіанті система створюється з функціональних модулів, що реалізують окремі функції контролю і управління. Модулі певною мірою незалежні і можуть застосовуватися на окремих функціональних станціях або вільно компонуватися в різних поєднаннях при розробці станцій. Таким чином можуть створюватися станції спостереження, станції «сліпий вузол» (концентратор даних в мережі), станції з вільно формованим набором функцій і так далі.

SCADA-програми складаються з двох взаємозалежних частин: Run Time і Development, які спираються на можливості операційної системи, в якій працює SCADA-програма. Прив'язка можливостей, закладених в Run Time, до конкретного об'єкту здійснюється за допомогою інструментальної частини Development. Сукупність SCADA-програми і операційної системи називається програмним забезпеченням (ПЗ).

Інструментальне ПО зводить основну частину розробки конкретного проекту до параметризації (заповненню баз даних) і створення відеограм – робіт, які здатні виконати будь-який достатньо грамотний користувач комп'ютером, що пройшов навчання. Проте в більшості випадків інженери-технологи і фахівці з автоматизації не володіють достатнім професіоналізмом у використанні комп'ютерів. Більш того, навичок професійного використання комп'ютера недостатньо, щоб забезпечити

необхідну розробку і функціонування пунктів управління АСУТП. Тому в сучасній системі навчання інженерів хіміків-технологів особливе місце повинне зайняти набуття практичних навичок у проектуванні систем управління технологічним процесом.

Проектування слід розглядати як процес управління із зворотним зв'язком: результати проектування порівнюються з технічним завданням, що формує вимоги до об'єкту, і якщо вони не збігаються, то цикл проектування повторюється до тих пір, доки відхилення створеного прототипу від технічних вимог не опиняться у допустимих межах.

Автоматизація полягає в тому, що єдина система розділяється на окремі частини, встановлюються можливі варіанти реалізації цих частин, зв'язків між ними і на заданій безлічі варіантів вибирається структура системи, що відповідає вимогам максимуму ефективності. Побудова АСУТП на основі будь-якої SCADA-системи різко скорочує набір необхідних знань в області класичного програмування, дозволяючи концентрувати зусилля в прикладній області, що є важливим у процесі навчання фахівців-технологів, які не мають глибоких знань у галузі програмування.

В цілому процес побудови АСУТП на основі різних SCADA-систем дуже схожий і полягає в наступному. На основі системного і ергономічного аналізів розробляється архітектура системи автоматизації в цілому і на цьому етапі визначається функціональне призначення кожного елементу системи, зокрема, необхідність і можливість підтримки розподіленої архітектури. Кожен елемент наповнюється алгоритмами, сукупність яких необхідна і достатня для вирішення поставленого завдання автоматизації. Потім здійснюється налагодження створених прикладних програм в режимі емуляції і в реальному режимі.

В результаті зазвичай виходить ієрархічна структура – дерево системи, яке показує співвідношення її частин. Такий поділ може бути довільним і використовується як спосіб подолання труднощів, пов'язаних із збором і обробкою інформації. Він повинен проводитися на основі принципу ефективності, зокрема враховувати особливості середовища реалізації і функціонування проекту [2].

Вирішення завдань автоматизованого проектування базується на чисельних процедурах, що реалізуються за допомогою електронних обчислювальних машин (ЕОМ). Прикладне програмне забезпечення системи автоматичного проектування (САПР) включає пакети прикладних програм (ППП) і апаратні засоби підтримки обчислювальних операцій, що проводяться в процесі автоматизованого моделювання і проектування систем управління. PPP – функціонально закінчені комплекси взаємопов'язаних програм, що розраховані на масове застосування, яке дозволяє істотно збільшити продуктивність праці фахівців, зайнятих розробкою і використанням програм для вирішення достатньо складних завдань.

Для спілкування з проектувальниками в САПР використовуються засоби ведення діалогу і засоби отримання документів. Типовий приклад діалогу – введення даних на екран монітора, переведення ЕОМ в режим очікування відповіді і продовження діалогу після її отримання. «Діалоговий режим» спілкування практично на всіх ЕОМ забезпечується моніторами, для документування застосовуються різні графічні пристрої.

TRACE MODE 6 – програмний комплекс, призначений для розробки і запуску в реальному часі розподілених систем управління технологічними процесами та вирішення ряду завдань управління підприємством у цілому. Для вирішення завдань АСУТП в TRACE MODE 6 вбудований інтегрований пакет T-FACTORI, який має значну кількість специфічних каналів. Наприклад, канал класу М-Ресурс призначений для обліку будь-якого виду матеріального ресурсу у фізичному і вартісному виразі, канал типу «Одиниця обладнання» – для обліку обладнання та обрахунку характеристик останнього тощо.

Комплекс програм TRACE MODE 6 поділяється на три частини. Перша –

інтегроване середовище розробки проекту (IC) – єдина програмна оболонка, що містить всі необхідні дані для створення проекту. Результатом розробки проекту в IC є створення файлів, що містять необхідну інформацію про алгоритми роботи автоматизованої системи управління (АСУ). Зазначені файли розміщуються на апаратних засобах (комп'ютерах, контролерах) і виконуються під керівництвом виконавчих модулів TRACE MODE. Друга – виконавчі модулі, тобто програмні модулі різного призначення, під керуванням яких у реальному часі виконуються складові частини проекту, які розміщені на апаратних засобах (комп'ютерах, контролерах). Третя – драйвери обміну, які використовуються моніторами TRACE MODE для взаємодії з пристроями, протоколи обміну з якими не є вбудованими в монітори.

Програмний пакет TRACE MODE – це сучасний складний пакет, для вивчення якого потрібен час. Однак, його великою перевагою для навчального процесу є те, що він містить функцію «Швидкий старт», який дозволяє без ретельного вивчення всієї документації, що поставляється з програмним пакетом, почати працювати у інтегрованому середовищі розробки. Це важливо при виборі програм для вивчення у рамках обмеженого часу навчальної дисципліни.

У рамках «Швидкого старту» розробляється кілька проектів, з яких можливо почати вивчення програми TRACE MODE 6. Ці проекти (створення найпростішого проекту, створення вузла АРМ (автоматизованого робочого місця), додавання функцій управління та багато інших) дозволять студентам на лабораторних та практичних заняттях навчитися проектувати автоматизовані системи управління виробництвом, починаючи з простіших і підвищуючи складність завдання від проекту до проекту (простий, стандартний, комплексний).

Для виконання будь-якого проекту необхідно завантажити програмне забезпечення TRACE MODE 6, у діалоговому вікні обрати тип проекту (простий, стандартний комплексний) і почати працювати над обраним проектом у діалоговому режимі з програмою.

Програма TRACE MODE 6 дозволяє створювати як простіші системи керування технологічними параметрами, так і складні системи автоматизованого управління технологічними процесами аж до систем управління підприємством.

На рис.1 наведено простіший приклад створення систем керування з проекту №1 – стрілочний прилад, який працює у реальному часі.

При роботі з даним приладом можливо змінювати значення параметрів, додавати різні функції управління тощо. Тобто, програма TRACE MODE 6 дозволяє не тільки проектувати і створювати системи управління, які працюють у реальному часі, але і наочно демонструє роботу створюваних систем.

Висновки. Процес автоматизації полягає в тому, що єдина технологічна система розділяється на окремі частини, встановлюються можливі варіанти реалізації цих частин, зв'язків між ними і на заданій безлічі варіантів обирається структура системи, що відповідає вимогам максимуму ефективності. Побудова АСУТП на основі SCADA-системи, зокрема на основі програмного пакету TRACE MODE, різко скорочує набір необхідних знань в області класичного програмування, дозволяючи концентрувати зусилля в прикладній області.

Функція «Швидкий старт», що входить у програмний пакет TRACE MODE, дозволяє працювати в інтегрованому середовищі розробки без ретельного вивчення всієї документації у рамках обмеженого часу навчальної дисципліни, створювати як простіші системи керування технологічними параметрами, так і складні системи автоматизованого управління технологічними процесами. Програма дозволяє змінювати значення параметрів, додавати різні функції управління, проектувати і

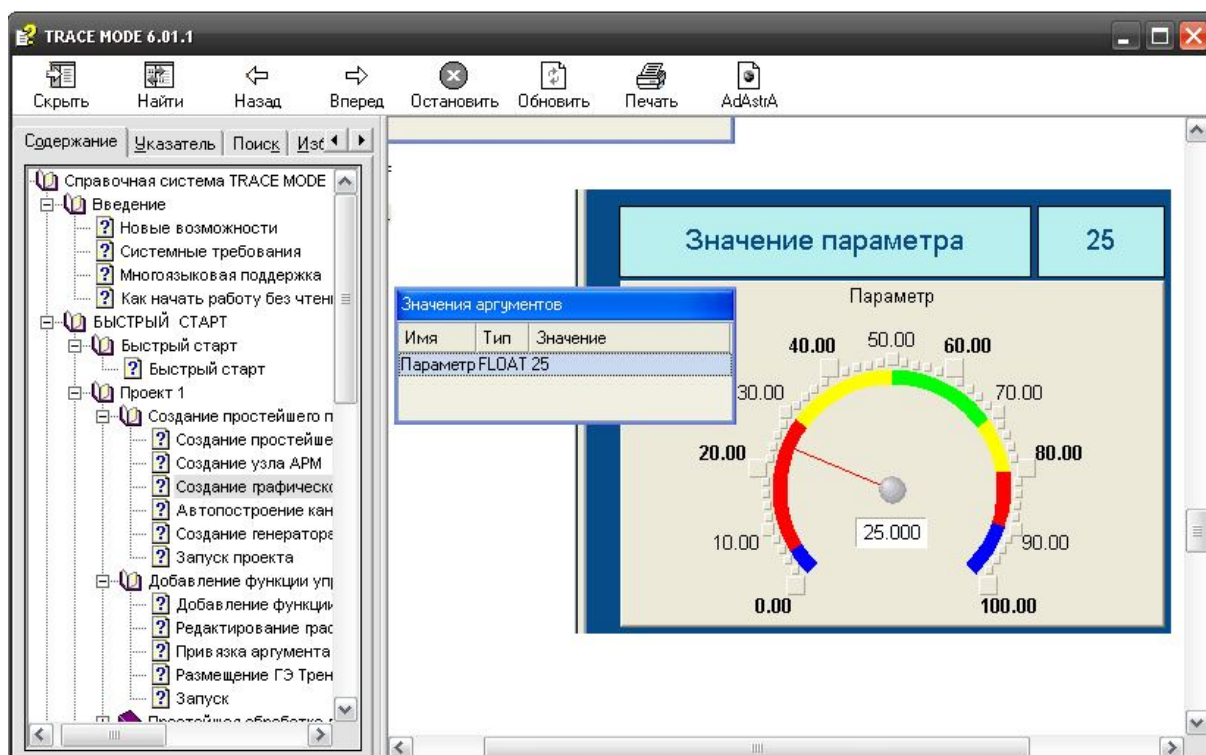


Рисунок 1 – Діалогове вікно TRACE MODE 6. Відображення параметра у реальному часі

створювати системи управління, які працюють у реальному часі. Це робить її впровадження у навчальний процес корисним і актуальним для набуття студентами навичок у створенні автоматизованих систем управління виробничими процесами.

ЛІТЕРАТУРА

1. Благовещенская, М.М. Информационные технологии систем управления технологическими процессами: учеб. для вузов / М.М.Благовещенская, Л.А.Злобин. – М.: Высшая школа, 2005. – 768с.
2. Буч Г. Объектно-ориентированное проектирование с примерами применения: пер. с англ. / Буч Г. – М.: Конкорд, 1992. – 411с.

УДК 573.6.086.83:582.28

АНТОНЕНКО Л.О., аспірант
КЛЕЧАК І.Р. к.т.н., доцент
ЛАЗАРЕНКО Л.М., д.б.н., ст.наук.співр.
ТРОХИМЕНКО О.П., к.б.н.

Національний технічний університет України «Київський політехнічний інститут»

ТРОФІЧНІ ПОТРЕБИ І БІОТЕХНОЛОГІЧНІ ПАРАМЕТРИ РОСТУ ВИЩИХ БАЗИДІАЛЬНИХ ГРИБІВ РОДУ CORIOLUS

Вступ. Вищі базидіальні гриби роду *Coriolus* Quel. (*Trametes* Fr. родина *Poriaceae*) завдяки своїм біологічним властивостям традиційно використовувались в народній медицині Японії та Китаю. Так, водним екстрактом плодових тіл коріюла різнобарвного (*Coriolus versicolor*) лікували захворювання печінки, верхніх дихальних

шляхів і сечового міхура, а водним екстрактом плодів тіл коріола жорстковолосяного (*C.hirsutus*) знімали жар і заспокоювали кашель [1, 2].

Інформація фахових видань [1, 3-8] щодо базидіоміцетів роду *Coriolus* в основному пов'язана з дослідженнями біологічної активності цих грибів. Так, вже підтверджено наявність у грибів роду *Coriolus* лікувальних властивостей, зокрема, протипухлинної, імуномодулюючої, антивірусної, антибактеріальної, гепатопротекторної та інших. Широкий спектр біологічних властивостей коріолів стимулював розробку лікувальних препаратів на основі імуномодулюючих протеїнівмісних полісахаридів, з якими і пов'язана біологічна активність грибів. На основі міцелію грибів роду *Coriolus* створені препарати протеїнівмісних полісахаридів, наприклад, Крестин (Японія), Copolang (Південна Корея), IPPV (Китай) і біологічно-активні добавки, такі як Coriolus-MLR (Європейське виробництво), Трамелан (Росія) [1, 5, 7].

Відомо також, що гриби роду *Coriolus* мають високу в порівнянні з іншими базидіоміцетами швидкість росту в умовах глибинного культивування та утворюють нетоксичну біомасу з високим вмістом білку. Крім того, містять амінокислоти, серед яких є дефіцитні для рослинного білка: лізин (2,0-2,3%), метіоніна (0,32-2,8%) і триптофан (0,27-0,56%) [5]. Таким чином, міцеліальна маса грибів роду *Coriolus* в порівнянні з іншими дереворуйнівними грибами не поступається за амінокислотним складом плодовим тілам їстівних грибів та мікробіологічним продуктам.

Аналіз даних літератури [1, 2-9] показав, що для розробки технологій отримання продуцентів з лікувально-профілактичними властивостями на основі грибів роду *Coriolus* недостатньо інформації щодо вивчення живильних потреб *Coriolus*, їх культуральних та біосинтетичних особливостей в умовах штучної культури. Крім того, ці параметри можуть дуже варіювати в залежності від штаму, і тому є необхідність підбирати оптимальні умови культивування для вибраних штамів. Таким чином, дослідження в цьому напрямку є доцільними і актуальними.

Постановка задачі. Основними вихідними даними для розробки грибних біотехнологій є, по-перше, наявність перспективного штаму, вивченість його ростових і біосинтетичних особливостей, по-друге, підбір поживних середовищ (природних чи синтетичних), які могли б повніше розкрити біологічні властивості штаму, по-третє, умови культивування, які забезпечували б оптимальні біологічні та ростові властивості. Таким чином, метою дослідження є встановлення фізико-хімічних параметрів культивування та розробка складу рідких поживних середовищ для накопичення біомаси штамми *Coriolus sp.*, обраними за результатами скринінгу на попередніх етапах дослідження.

Результати роботи. Одними з важливих критеріїв для відбору штамів, перспективних для промислових технологій, є швидкість росту вегетативного міцелію, здатність до активного накопичення біомаси та толерантність до коливань фізико-хімічних параметрів [10].

Для відбору продуктивних штамів проводили скринінг штамів базидіальних грибів роду *Coriolus* Quel (*Trametes* Fr.) при поверхневому та глибинному культивуванні. В роботі використовували чисті культури 5 видів (29 штамів) роду *Coriolus* Quel з Колекції шапінкових грибів Інституту ботаніки ім. М.Г.Холодного НАН України [11]: *Coriolus zonatus* (Fr.) Quel – 13 штамів; *C.versicolor* (L.:Fr.) Quel – 7 штамів; *C.hirsutus* (Fr.) Quel – 7 штамів; *C.pubescens* (Schum.:Fr.) Quel – 1 штама; *C.villosus* (Fr.) M.Bond et S.Herrera – 1 штама.

Дослідження росту штамів в поверхневій культурі виконували на агаризованих середовищах різного складу: сусло-агар (СА) та сусло-агар з відваром дубової кори (СА+дуб), середовище Норкранса (СН) і картопляно-глюкозне середовище (КГА). За звичай, швидкість росту є характеристикою виду, але отримані нами результати для грибів роду *Coriolus* показали значні штамові відмінності за цим показником в межах виду,

що підтверджується результатами інших дослідників [1, 5, 6, 12]. Із 29 штамів *Coriolus sp.* швидкість росту міцелію 90% штамів залежала від складу середовища. З них 32% штамів з максимальною швидкістю (8,5-10,5 мм/добу) росли на СА з відваром дубової кори; 22% з максимальною швидкістю (7,2-11,5 мм/добу) – на КГА; решта – на СА і СН. Виявлено також, що морфологічні характеристики (тип колонії та її щільність) на рівні виду змінюються в залежності від складу середовища. Це вказує на різну фізіологічну пристосованість видів грибів до компонентного складу поживного середовища.

Скринінг в глибинній культурі базидіальних грибів роду *Coriolus* проводили на поживних середовищах, які можна віднести до трьох груп: натуральні середовища (пивне сусло, молочна сироватка), синтетичні середовища (Норкранса) і комплексні (картопляно-глюкозне, глюкозо-пептонне, глюкозо-амонійне, середовище Норкранса з відваром дубової кори). Критеріями відбору були комплекс ознак: накопичення біомаси, максимальне значення економічного коефіцієнта (K_{pp}) та стійкість до зараження сторонньою мікрофлорою. За результатами скринінгу було обрано штами 353 *C.versicolor* (8,0 г/дм³ біомаси, K_{pp} = 36 %), 5302 *C.zonatus* (5,5 г/дм³ біомаси, K_{pp} = 45 %), 5137 *C.hirsutus* (5,7 г/дм³ біомаси, K_{pp} = 28 %) і 1009 *C.villosus* (5,2 г/дм³ біомаси, K_{pp} = 36 %).

Важливими факторами, що регулюють ріст та метаболізм вищих базидіоміцетів в культурі, є температура, рН поживного середовища та аерація [13]. Ці фактори впливають на розчинність солей, іонний стан субстратів, обумовлюють фізіологічну активність культури, в тому числі впливають на властивості клітинної стінки, транспорт поживних речовин, швидкість росту, характер метаболізму, а також здатність засвоювати джерела живлення [1, 5–7, 14, 15].

Отже, для ефективного культивування вищих базидіальних грибів необхідне встановлення оптимальних температур культивування. Отримані результати представлені на рис.1. Оптимальні температури для росту вегетативного міцелію складають для штамів 353 *C. versicolor*, 5302 *C.zonatus*, 5137 *C.hirsutus* 30°C, а для штаму 1009 *C.villosus* – 28°C.

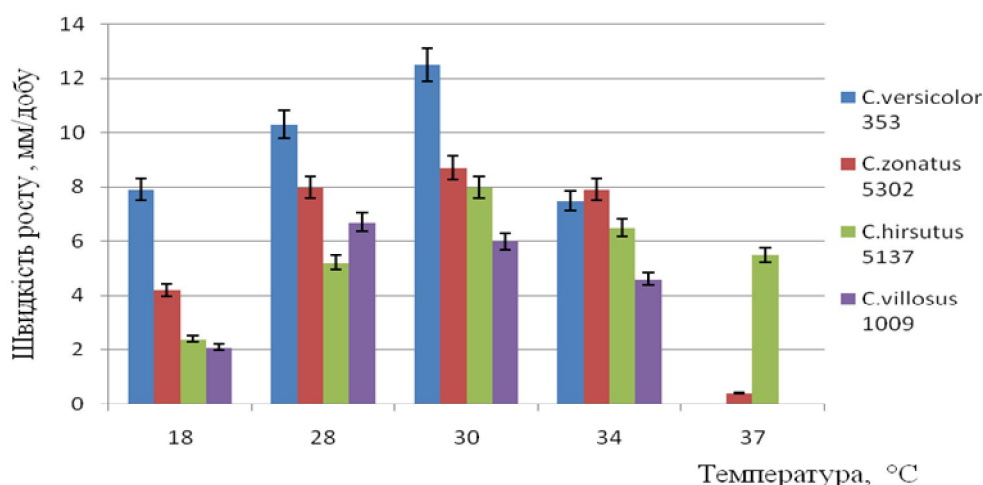


Рисунок 1 – Термограми для штамів *Coriolus sp.*

Вищі базидіальні гриби здатні регулювати кислотність середовища в процесі власної життєдіяльності [14-16], тому найбільше накопичення біомаси спостерігається за сприятливих значень рН. Таким чином, визначення оптимальних значень рН для кожного продуценту є однією з ланок вивчення фізіології грибів, а з практичної точки зору відкриває можливості управління процесом росту в культурі.

Обрані на попередньому етапі штами 353 *C.versicolor*, 1009 *C.villosus*, 5302 *C.zonatus*, 5137 *C.hirsutus* росли у діапазоні рН від 4,0 до 6,5. Значення рН 3,5 негативно впливало на ріст досліджених штамів, що не відрізняється від даних, отриманих в дослідженнях Горшиної О.С., Ганбарова Х.Г. [1, 5, 6, 9]. Аналіз результатів по накопиченню біомаси та розрахунків економічного коефіцієнту при різних значеннях вихідного рН дозволив встановити варіювання оптимальних значень рН на рівні виду і штаму.

Зазначимо, що отримані нами оптимальні інтервали рН (табл.1) для штамів 353 *C.versicolor* і 1009 *C.villosus* в основному відповідали наведеним в літературі [1, 5, 6, 9] і були лише дещо нами скореговані, а для штамів 5302 *C.zonatus* і 5137 *C.hirsutus* інтервал оптимальних рН, встановлений нами, відрізнявся від наведеного іншими дослідниками [1, 5, 6, 9].

Це може бути пов'язано з різним географічним походженням досліджуваних штамів грибів та штамів досліджених в наведених джерелах інформації [15, 16].

Таблиця 1 – Оптимальні інтервали вихідних значень рН поживного середовища для максимального накопичення біомаси штамми

Показник	<i>C.versicolor</i> 353	<i>C.zonatus</i> 5302	<i>C.hirsutus</i> 5137	<i>C.villosus</i> 1009
рН _{вих}	5,0-5,5	5,5-6,0	4,0-4,5	4,5-5,0
К _{рр} , %	39	39	20	40

Примітка: К_{рр} – економічний коефіцієнт за редукуючими речовинами

Передумовою вибору оптимального поживного середовища є встановлення трофічних потреб штамів грибів. Загально визнано, що вуглеце- та азотовмісні компоненти відіграють провідну роль у живленні та рості грибів. Для вивчення впливу джерел вуглецю на ріст грибів використовували моносахариди, дисахариди, полісахариди і сахароспирти. Найбільше накопичення біомаси 4,5-6,0 г/дм³ для всіх штамів спостерігали при застосуванні глюкози, що можна пояснити легким фосфорилуванням цього моносахариду. Крім цієї сполуки, штами 353 *C.versicolor* і 5137 *C.hirsutus* легко засвоювали мальтозу і крохмаль, а 5302 *C.zonatus* і 1009 *C.villosus* – сахарозу. Полегшена утилізація саме цих сполук відкриває можливість використовувати для культивування грибів роду *Coriolus* проміжні продукти виробництва або його відходи, наприклад: пивне сусло (основний вуглевод – мальтоза), мелясу (основний вуглевод – сахароза), борошно (основний вуглевод – крохмаль).

Серед досліджених органічних та неорганічних джерел азоту найкращі результати зафіксовані при використанні пептону, який забезпечував накопичення біомаси в межах 4,5-5,7 г/дм³.

Наступним етапом розробки складу рідкого поживного середовища було визначення оптимальної концентрації джерел вуглецевого та азотного живлення і значення рН [17]. За основу середовища було взято глюкозо-пептонне середовище, оскільки воно має постійний компонентний склад, що необхідно для стандартизації умов культивування. Дослідження впливу джерела вуглецю (глюкоза), джерела азоту (пептон) та рН на кінцеву концентрацію біомаси проводили з використанням дробнофакторного експерименту.

Отримані моделі росту (рівняння (1)-(4)) показують, що на значення концентрації біомаси штамів 5137 *C. hirsutus*, 1009 *C.villosus*, 353 *C. versicolor* і 5302 *C. zonatus* впливають в певній мірі усі три фактори, тобто концентрація вуглецю і азоту в середовищі культивування та кислотність середовища.

$$C. hirsutus 5137 \quad \bar{y} = 8,7 + 1,566 \cdot x_1 + 1,342 \cdot x_2 - 0,152 \cdot x_3; \quad (1)$$

$$C. villosus 1009 \quad \bar{y} = 7,3 + 1,331 \cdot x_1 + 1,157 \cdot x_2 + 0,313 \cdot x_3; \quad (2)$$

$$C. versicolor 353 \quad \bar{y} = 10,4 + 1,138 \cdot x_1 + 1,283 \cdot x_2 - 0,062 \cdot x_3; \quad (3)$$

$$C. zonatus 5302 \quad \bar{y} = 10,1 + 1,781 \cdot x_1 + 0,361 \cdot x_2 + 0,211 \cdot x_3. \quad (4)$$

При цьому для штамів 5137 *C. hirsutus*, 1009 *C. villosus* і 5302 *C. zonatus* для забезпечення максимальної концентрації біомаси необхідні максимально можливі концентрації вуглецю та азоту (1, 2, 4). Для штаму 353 *C. versicolor* вплив концентрації вуглецю та кислотності середовища незначний (3). У випадку 5137 *C. hirsutus* інгібуючим фактором виявилась кислотність середовища (1), в той час як для 1009 *C. villosus* (2) та 5302 *C. zonatus* (4) цей параметр є лімітуючим.

Аналіз отриманих рівнянь дозволив зробити висновок, що для збільшення виходу біомаси необхідно підвищити кількісний вміст джерела вуглецю в складі середовища, тому було вирішено додати до складу середовища пивне сусло (табл.2), яке окрім джерела вуглецю містить ще й ростові фактори (вітаміни групи В). В результаті накопичення біомаси збільшилось в 1,5-2,0 рази і складало вже на 5 добу культивування для штаму 353 *C. versicolor* 12,6 г/дм³, 5302 *C. zonatus* – 11,8 г/дм³, 5137 *C. hirsutus* – 11,4 г/дм³, 1009 *C. villosus* – 9,6 г/дм³.

Таблиця 2 – Склад оптимізованих середовищ для накопичення біомаси досліджуваних штамів

Компоненти	<i>C. hirsutus</i> 5137	<i>C. villosus</i> 1009 <i>C. versicolor</i> 353	<i>C. zonatus</i> 5302
глюкоза, г/дм ³	25,0	20,0	25,0
пептон, г/дм ³	5,0	3,0	3,0
K ₂ HPO ₄ , г/дм ³	1,	1,0	1,0
KH ₂ PO ₄ , г/дм ³	1,0	1,0	1,0
MgSO ₄ , г/дм ³	0,25	0,25	0,15
дріжджовий екстракт, г/дм ³	3,0	3,0	3,0
пивне сусло, 8° за Баллінгом, см ³ /дм ³	20	20	20
pH	4,0	5,0	6,0

Дослідження особливостей росту проводилось одночасно з визначенням біосинтетичних властивостей грибів роду *Coriolus*. Встановлено, що культуральна рідина і спиртові екстракти біомаси штамів 353 *C. versicolor*, 5302 *C. zonatus*, 5137 *C. hirsutus*, 1009 *C. villosus* проявляють антиокислювальні властивості (вважається, що ця властивість зумовлена наявністю речовин фенольної природи).

Крім того, було встановлено, що під час культивування гриби роду *Coriolus* продукують в культуральну рідину екзополісахариди в концентрації 1,5-3,0 г/дм³. За результатами наших досліджень [18] на рівень антиокислювальної активності та накопичення екзополісахаридів можуть впливати, зокрема, різні джерела вуглецю та азоту. Крім того, ці дані можуть бути передумовою створення безвідходної грибної біотехно-

логії, яка направлена на використання біологічного потенціалу і міцелію, і культуральної рідини.

Для визначення біологічної активності культуральної рідини штамів *Coriolus versicolor* 353 і *C. zonatus* 5302 було досліджено цитотоксичну і противірусну дію цих препаратів [19, 20] на культуру клітин людини НЕР-2. Штами базидіальних грибів культивували на молочній сироватці та глюкозо-пептонному середовищі. Встановлено, що всі зразки проявляють низьку токсичність в культурі клітин, так при 24 годинній експозиції CD_{50} становить від 3,00 до 7,21 мг/мл, МПК – від 1,5 до 3,6 мг/мл, а при 72 годинній експозиції CD_{50} – від 0,53 до 1,80 мг/мл, МПК – від 0,26 до 0,90 мг/мл і відповідно можуть бути віднесені до групи малотоксичних сполук природного походження. Присутність сироватки крові ембріонів корів у складі середовища інкубування повністю інгібувала цитотоксичну дію препаратів.

По відношенню до ДНК-геномного вірусу герпесу 1 типу і РНК-геномного вірусу везикулярного стоматиту всі досліджувані зразки препаратів не можуть розглядатись як такі, що мають противірусну дію, оскільки їх хіміотерапевтичний індекс (ХТІ) не перевищує 4 і знаходиться в межах від 1,4 до 2,8. Проте, можливо, що досліджувані зразки препаратів мають інший механізм противірусної дії, зокрема, вони можуть розглядатись як коіндуктори ендogenous інтерферону в організмі тварин і людини.

Пошук нових безпечних високоефективних імуномодуляторів природного походження з вибірковою дією на окремі ланки імунітету є актуальною проблемою біотехнології та імунології. До таких імуномодуляторів відносять, зокрема, біологічно активні речовини базидіальних грибів. Основним механізмом імуномодулюючих ефектів, наприклад, гліканів базидіальних грибів є їх стимулююча дія на клітини фагоцитарної системи. Ця дія проявляється в підвищенні розпластування, фагоцитозу, внутрішньоклітинної бактерицидності, переварювання, цитотоксичності та секреції імуnoreгуляторних цитокінів. Через активацію бактерицидності макрофагів реалізується один з механізмів підвищення протимікробного опору [21].

Найбільш інформативним та водночас доступним методом оцінки функціональної активності клітин фагоцитарної системи є визначення їх киснезалежної бактерицидної активності за допомогою тесту відновлення нітросинього тетразолію (НСТ-тест) [22]. За використання даної методики нами було досліджено вплив препаратів біомаси базидіальних грибів штамів *Coriolus versicolor* 353 і *C. zonatus* 5302 у концентрації 500 мкг/мл на киснезалежну бактерицидну активність макрофагів перитонеальної порожнини мишей ліній Balbc. У дослідженнях використовували біомасу базидіальних грибів, які вирощували на різних поживних середовищах: молочній сироватці, глюкозо-пептонному і мальтозо-пептонному середовищі.

За результатами дослідження встановлено, що біологічно активні речовини базидіальних грибів штамів *C. versicolor* 353 і *C. zonatus* 5302 *in vitro* стимулювали здатність макрофагів до накопичення реактогенних метаболітів кисню *in vitro*. Однак їх дія залежала від того, на якому середовищі ці гриби вирощувались. Так, киснезалежна бактерицидна активність макрофагів підсилювалась під впливом препаратів біомаси штаму *C. versicolor* 353, вирощеного на глюкозо-пептонному середовищі ($75 \pm 2,4\%$, у контролі $16 \pm 1,5\%$, $P < 0,05$) або молочній сироватці ($51 \pm 2,8\%$, $P < 0,05$). Слід зазначити, що препарати біомаси цих грибів, вирощених на глюкозо-пептонному середовищі, виявились найефективнішим активаторами макрофагів: показники НСТ-тесту підвищувались у 5 разів. Разом з тим киснезалежна бактерицидність макрофагів не підсилювалась під впливом препаратів біомаси штаму *C. versicolor* 353, вирощеного на мальтозо-пептонному середовищі ($17 \pm 2,0\%$, $P > 0,05$)

Показано, що препарати біомаси штаму *C. zonatus* 5302 активували макрофаги лише в тому випадку, коли ці гриби вирощували на мальтозо-пептонному середовищі

($45 \pm 4,2\%$, $P < 0,05$), а не молочної сироватці ($30 \pm 1,1\%$, $P > 0,05$) або глюкозо-пептонному середовищі ($25 \pm 1,0\%$, $P > 0,05$).

Висновки. Отримані результати свідчать, що біологічно активні речовини препаратів біомаси базидіоміцетів *C. versicolor* і *C. zonatus* є потенційними імуномодулюючими препаратами, оскільки здатні підсилювати функціональну активність клітин фагоцитарної системи, які, як відомо [21], є важливою ланкою природженого імунітету і першою лінією захисту організму при інфекційних захворюваннях бактерійної етіології. Тому перспективним напрямком є подальше дослідження механізмів імуномодулюючої дії препаратів біомаси базидіоміцетів *C. versicolor* і *C. zonatus in vivo* за умов фізіологічної норми та на експериментальних моделях інфекційної патології.

Таким чином, за результатами скринінгу за комплексом ознак для подальших біотехнологічних досліджень обрано перспективні по накопиченню біомаси штами 353 *C.versicolor* ($8,0 \text{ г/дм}^3$ біомаси), 5302 *C.zonatus* ($5,5 \text{ г/дм}^3$ біомаси), 5137 *C.hirsutus* ($5,7 \text{ г/дм}^3$ біомаси) і 1009 *C.villosus* ($5,2 \text{ г/дм}^3$ біомаси).

Визначено оптимальні значення температури та рН для обраних штамів. Оптимум температур складає для штамів 353 *C.versicolor*, 5302 *C.zonatus*, 5137 *C.hirsutus* 30°C , а для штаму 1009 *C.villosus* – 28°C . Оптимальний діапазон рН для 353 *C.versicolor* – 5,0-5,5; для 5302 *C.zonatus* – 5,5-6,0; для 5137 *C.hirsutus* 4,0-4,5; для 1009 *C.villosus* – 4,5-5,0.

Встановлено, що процес культивування штамів 5137 *C.hirsutus*, 1009 *C.villosus*, 353 *C.versicolor* та 5302 *C.zonatus* описується рівнянням регресії. Визначено лімітуючі та інгібуючі фактори для культивування зазначених штамів: це співвідношення між джерелами вуглецю та азоту і кислотність середовища. На основі рівняння регресії запропоновано оптимальний склад середовищ для глибинного культивування штамів *C. hirsutus*, *C.villosus*, *C.zonatus* та *C.versicolor*, який при додаванні пивного суслу забезпечує збільшення біомаси в 1,3-2,0 рази на 5-ту добу культивування.

Препарати культуральних фільтратів досліджених штамів *C. versicolor* 353 і *C. zonatus* 5302 проявляють низьку токсичність в культурі клітин людини НЕР-2, так при 72 годинній експозиції CD_{50} становить від 0,53 до 1,80 мг/мл, МПК – від 0,26 до 0,90 мг/мл, і можуть розглядатись як коіндуктори ендогенного інтерферону в організмі тварин і людини.

Біомаса базидіальних грибів штамів *C. versicolor* 353 і *C. zonatus* 5302 проявляє імуномодулюючі властивості, оскільки здатна підсилювати функціональну активність клітин фагоцитарної системи.

ЛІТЕРАТУРА

1. Горшина Е.С. Биотехнологические препараты лекарственных грибов рода *Trametes* / Е.С.Горшина // Успехи медицинской микологии; под общ. ред. Ю.В.Сергеева. – М.: Национальная академия микологии, 2005. – Т.V. – С.246-249.
2. Stamets P. Growing gourmet and medicinal mushroom / Stamets P. – Berkeley Toronto: Ten Speed Press, 2000. – 574p.
3. Трутнева І.А. Вищі базидіальні гриби – об'єкт медичних досліджень. Імуномодулююча активність / І.А.Трутнева, Т.Л.Горова, Л.Г.Дудченко // Фітотерапія. Часопис. – 2003. – № 1-2. – С.32-35.
4. Трутнева І.А. Вищі базидіальні гриби – об'єкт медичних досліджень. Сорбційні та радіопротекторні властивості / І.А.Трутнева, Т.Л.Горова, Л.Г.Дудченко // Фітотерапія. Часопис. – 2003. – №3. – С.34-37.
5. Горшина Е.С. Глубинное культивирование грибов рода *Trametes* Fr. с целью получения биологически активной биомассы: дисс. ... канд. биол. наук: 03.00.23, 03.00.24 / Горшина Елена Сергеевна. – М., 2003. – 250с.

6. Горшина Е.С. Грибы рода *Trametes* Fr. как объекты биотехнологии / Е.С.Горшина // Современная микология в России: II съезд микологов России: тезисы докл. – М.: Национальная академия микологии, 2008. – С.328-329.
7. Горшина Е.С. Трамелан – отечественная биологически активная добавка на основе сухой биомассы лекарственного базидиомицета *Trametes pubescens* (Schumach.) и другие препараты грибов рода *Trametes* (*Coriolus*) / Е.С.Горшина, М.М.Скворцова // Успехи медицинской микологии. – 2005. – Т.5. – С.262-266.
8. Чхенкели В.А. Биоэкологические аспекты изучения и использования биологически активных веществ дереворазрушающего гриба *Coriolus pubescens* (Schum:Fr.) Quel: дисс. ... док. биол. наук: 03.00.16 / Чхенкели Вера Анатolieвна. – Иркутск, 2006. – 384с.
9. Ганбаров Х.Г. Эколого-физиологические особенности дереворазрушающих высших базидиальных грибов / Х.Г.Ганбаров. – Баку: Элм, 1989. – 200с.
10. Ріст окремих видів лікарських макроміцетів на поживних середовищах різного складу / Е.Ф.Соломко, М.Л.Ломберг, Н.Ю.Митропольська, О.В.Чоловська // Укр. ботан. журн. – 2000. – Т.57, №2. – С.119-126.
11. Каталог культур Колекції шапинкових грибів (ІВК) / А.С.Бухало, Н.Ю.Митропольська, О.Б.Михайлова. – К.: Ін-тут ботаніки ім. М.Г.Холодного Національна академія наук України, НВФ „Славутич-дельфін”, 2006. – 36с.
12. Круподьорова Т.А. Біологічні особливості *Ganoderma applanatum* (Pers.: Wallr.) Pat. та *G. lucidum* (Curtis: Fr.) P. Karst. в культурі: автореф. дис. ... канд. біол. наук: 03.00.21 / Т.А.Круподьорова. – К.: Ін-тут ботаніки ім. М.Г.Холодного НАН України, 2009. – 21с.
13. Факторы, влияющие на образование полисахаридов *Ganoderma lucidum* / В.Г.Бабицкая, В.В.Щерба, Т.А.Пучкова и др. // Прикладная биохимия и микробиология. – 2005. – Т. 41, № 2. – С.194-199.
14. Соломко Э.Ф. Перспективы использования высших базидиомицетов в микробиологической промышленности / Э.Ф.Соломко, И.А.Дудка // ВНИСЭТИ: Обзорная информация, сер.3. – М., 1985.–48с.
15. Бухало А.С. Высшие съедобные базидиомицеты в чистой культуре / А.С.Бухало. – К.: Наукова думка, 1988.–144с.
16. Высшие съедобные базидиомицеты в поверхностной и глубоинной культуре / [Н.А.Бисько, А.С.Бухало, С.П. Вассер и др.].–К.: Наук. думка, 1983.– 312с.
17. Бондарь А.Г. Математическое моделирование в химической технологии / А.Г.Бондарь. – К.: Изд. «Вища школа», 1973. – 280с.
18. Антоненко Л.О. Вплив джерел живлення на ріст грибів роду *Coriolus* Quel. (*Trametes* Fr.) і їх антиокислювальну активність / Л.О.Антоненко, В.М.Кучма, Ю.С.Крисюк // Наукові вісті НТУУ “КПІ”. – 2010. – № 3. – С.10-15.
19. Вивчення антивірусної дії потенційних лікарських засобів / [А.М.Щербінська, Н.С.Дяченко, С.Л.Рибалко та ін.]. – К., 2000. – 40с.
20. Изучение противовирусной активности экстрактов, выделенных из базидиальных грибов, в экспериментах *in vitro* и *in vivo* в отношении штаммов вируса гриппа разных субтипов / А.С.Кабанов, Т.А.Косонова, Л.Н.Шишкина [и др.] // Журнал микробиология. – 2011. – № 1. – С.40-43.
21. Караваева А.В. Грибные гликаны как иммуномодуляторы и перспективы их практического использования / А.В.Караваева, М.А.Кашкина // Микология и фитопатология. – 1994. – Т. 28, Вып. 6. – С.76-84.
22. Современные методы диагностики вирусных респираторных инфекций и их терапии с использованием препаратов интерферона: [методические рекомендации / под. ред. А.Ф.Модзoleвского, Н.С.Дяченко, Н.Я.Спивака]. – К., 1994. – 18с.

Дніпродзержинський державний технічний університет

ДОСЛІДЖЕННЯ ЗАЛЕЖНОСТІ ВИХОДУ БІОГАЗУ ВІД СКЛАДУ СЕРЕДОВИЩА ДЛЯ КУЛЬТИВУВАННЯ МЕТАНОГЕННИХ МІКРООРГАНІЗМІВ

Вступ. Близько 50 видів із 17 родів бактерій, що традиційно розглядають як групу метаноутворюючих бактерій та відносять до археїв, здатні синтезувати метан. Біогаз, отриманий за допомогою метаногенних бактерій, є висококалорійним паливом, економічна вигідність якого протягом останніх років неодноразово доведена і полягає як у невисокій собівартості продукту, так і у можливості його відновлення як природного джерела енергії [1, 2]. Метаногени тривалий час залишалися мало дослідженими, оскільки вони складно культивуються та мають високу кисневу чутливість.

Постановка задачі. Основною задачею є виявлення практично вагомих закономірностей протікання процесу біометаногенезу з огляду на склад мікрофлори. Традиційно дослідження зорієнтовані на використання змішаної культури мікроорганізмів, в той час як нами спрогнозовано можливість отримання високих результатів при використанні окремих монокультур. За харчовими потребами бактерій, що здійснюють метаногенез, поділяють на 3 види:

- гідролізні (ацетогенні);
- гомоацетатні бактерії;
- власне метаногенні бактерії.

Архебактерії відрізняються від прокаріотичних мікроорганізмів відсутністю муреїна в клітинній стінці, специфічним складом ліпідів без вмісту жирних кислот, специфічною нуклеотидною послідовністю 16S рРНК, а також наявністю специфічних компонентів метаболізму у вигляді складної ферментної системи.

В процесі метаногенезу приймає участь специфічна ферментна система, до складу якої входять коферменти метанофуран, тетрагідро-метанофтерин, коферменти F420 та F430, кофермент М, кофермент В. При цьому тетрагідрометанофтерин і метанофуран виявлені у метилотрофних бактерій, тетрагідрометанофтерин, F420 і кофермент В порівнянні з коферментами, виявленими у бактерій і еукаріот, кофермент М (КоМ) і фактор F420 не мають аналогів у інших організмів [3]. Таким чином, важливим постає дослідження впливу наявності компонентів ферментної системи в середовищі метаногенезу на вихід біогазу.

Оскільки біогаз практично отримують із складних органічних речовин (целюлоза, крохмаль, білки, ліпіди, нуклеїнові кислоти), то для метаноутворення найпоширенішим є використання багатокомпонентних мікробних асоціацій. До їх складу окрім метаногенів входять мікроорганізми, які перетворюють органічні субстрати на метанол, мурашину та оцтові кислоти, водень, карбон діоксид тощо.

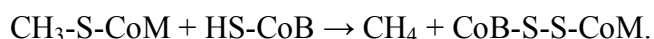
В асоціації традиційно наявні мікроорганізми-деструктори, що здійснюють гідроліз складної органічної маси з утворенням органічних кислот (масляної, пропіонової, молочної), а також нижчих спиртів, амоніаку, водню; ацетогени, що перетворюють кислоти на оцтову кислоту, водень та карбон оксиди; метаногени, що відновлюють воднем кислоти, спирти і карбон оксиди до метану.

Значну роль при культивуванні метаногенів відіграє при цьому наявність КоМ як обов'язкового для розвитку метаногенів компоненту поживного середовища. Це пов'язано з тим, що хоча деякі метаногенні археї можуть синтезувати КоМ, певні види метаногенів, таких як *Methanobrevibacter ruminantium* обов'язково потребують для рос-

ту наявність коензиму у поживному середовищі, що найчастіше і забезпечується шляхом доповнення середовища компонентами, що містять КоМ, синтезований іншими метаногенами асоціації (зокрема, вміст рубцевої рідини) [4].

Перша стадія деструкції складних органічних полімерів здійснюється бактеріями родів *Clostridium*, *Bacteroides*, *Ruminococcus*, *Butyrivibrio*. Основними продуктами є ацетат, пропіонат, сукцинат, H_2 і CO_2 . Кінцевими продуктами є різні летучі жирні кислоти. Бактерії другої фази (родів *Syntrophobacter*, *Syntrophomonas* та *Desulfovibrio*) викликають розклад пропіонату, бутирату, лактату і пірувату до ацетату, H_2 і CO_2 .

Метаболічні шляхи метаногенезу незалежно від ростового субстрату схожі за діяльністю різних метилтрансфераз у загальних метаболічних реакціях, в яких метильований КоМ (метил-КоМ) розщеплюється за допомогою діяльності метил-КоМ-редуктази з утворенням метану. КоМ реагує з коферментом В (7-тіогептаноїлтіонінфосфатом), при цьому утворюється гетеродисульфід і метан:



Каталізує цю реакцію метил-КоМ-редуктаза, яка містить в якості простетичної групи кофактор F430.

КоМ в метаногенах приймає участь в заключних етапах утворення метану, виступаючи акцептором метильних груп від метилкобаламіну у формі метил-КоМ, який в подальшому деметильється до метану через тіоефір [1, 2]. КоМ є найменшим з відомих органічних кофакторів.

Вміст коферменту М має високий рівень для усіх доступних в чистій культурі метаногенів та коливається від 0,3 до 16 нмоль / мг сухої ваги [5].

Із сказаного вище впливає необхідність дослідження впливу КоМ як компоненту середовища для культивування метаногенів на вихід біогазу на основі сільськогосподарських відходів (суміш гною свиней та соломи або аналогічних продуктів екскреції тварин та рослинних залишків).

Результати роботи. Підготовку сировинної суміші здійснювали за такими етапами [1,2]:

а) формування суміші:

- стічні води свиноферми (вологість $\approx 80\div 85\%$), що містять гній свиней ($8\div 12\%$ в перерахунку на суху речовину);
- солома пшенична, бадилля цукрового буряку (можливо використовувати аналогічні за хімічним складом солом'яно-ошуркові відходи, некормові трав'яні залишки тощо);

б) підготовка наважок компонентів:

- ретельне перемішування зразків стічних вод;
- розтирання в ступці до однорідної консистенції рослинних залишків з водою у відповідності до компонентного співвідношення;
- зважування відповідних кількостей компонентів;

в) гомогенізація сумішей наступними шляхами в залежності від консистенції:

- для рідких – розмішування, струшування на ротаторі;
- для твердих – сумісне розтирання в ступці.

Під час підготовки до інокуляції культур групи метаногенів склад поживних середовищ на основі середовища Кітт-Тароцці (тип І) варіювали, використовуючи типи ІІ (з додаванням коферменту М) та ІІІ (з додаванням коферменту М та казеїну). Отримані культури для інокуляції позначили відповідно І, ІІ та ІІІ.

Вихід біогазу (з розрахунку на 200 мл сировини) при інокуляції культурами І виявився низьким та утримував максимальний рівень протягом короткого часу відповідно до традиційних уявлень щодо монокультивування метаногенів.

Піковий вихід спостерігався на 8-й - 10-й дні культивування метаногенів типів II (складав 50-56 мл/день) та III (складав величину, більшу порівняно з типом II: 58-62 мл/день). Вихід біогазу стабілізувався протягом наступних 2-3 днів на рівні 45-50 мл/день, утримуючись до 41-42 днів від початку експерименту для типу II та стабілізувався протягом наступних 3 днів на рівні 49-54 мл/день, утримуючись аналогічно до 40-42 днів від початку експерименту для типу III (табл.1).

Таблиця 1 – Середній вихід біогазу за результатами дослідів

Дослідний ряд	Вихід біогазу, мл									
	1-й день	5-й день	10-й день	15-й день	20-й день	25-й день	30-й день	35-й день	40-й день	45-й день
I	0	8,9	10,3	18,5	16,7	15,9	12,6	12,4	6,3	2,5
II	0	15,6	53,3	47,3	47,3	47,0	47,4	47,1	47,4	36,5
IV	0	16,0	60,3	50,8	50,9	50,9	50,8	50,4	50,6	35,0

Динаміка утворення біогазу представлена на рис.1

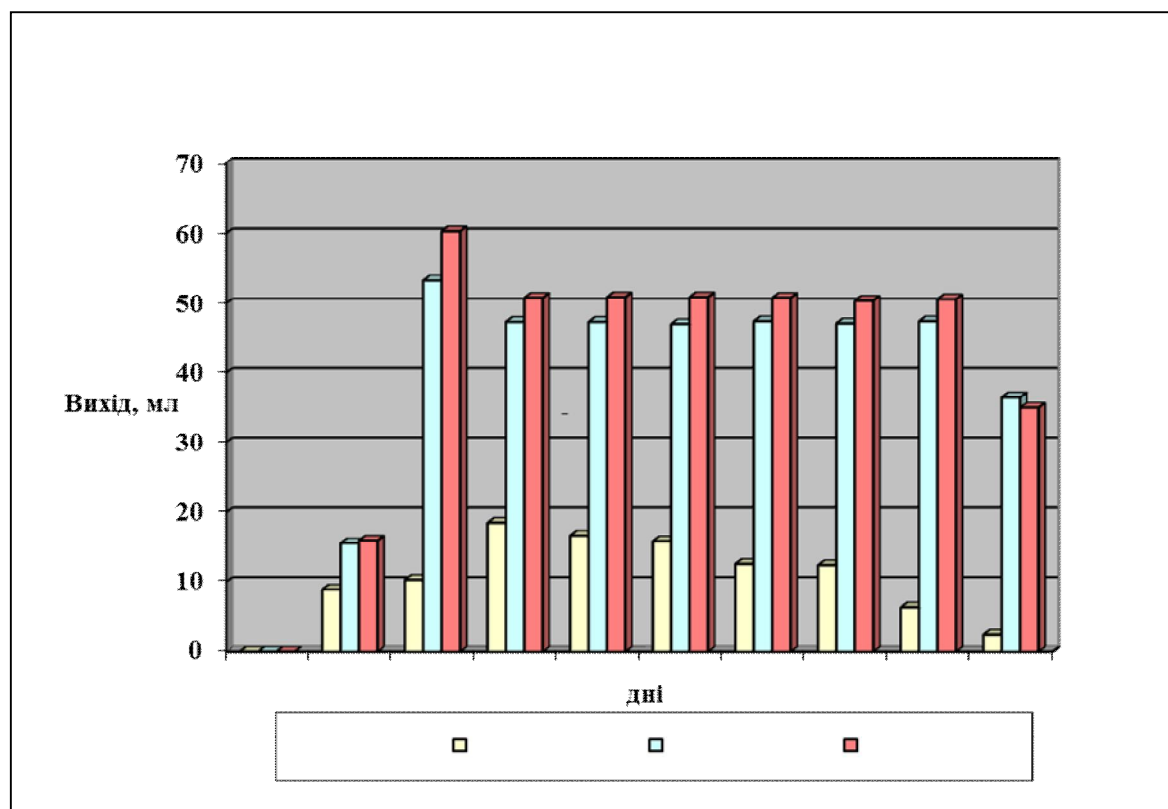


Рисунок 1 - Динаміка утворення біогазу

Висновки. КоМ виступає в якості носія метильної групи і активатора у метаногенних археїв [6], а його наявність як ростового фактору поживного середовища призводить до підвищення продуктивності монокультури метаногенів.

З урахуванням вказаних результатів розробляється технологічна схема виробництва біогазу на основі комбінованої сільськогосподарської сировини за допомогою монокультури метаногенів, яка включає введення до середовища культивування ферментативного компоненту КоМ. Така схема дозволить отримувати приблизно втричі біль-

ший вихід біогазу порівняно з традиційною схемою із використанням мікробних асоціацій. Тобто в енергетичному еквіваленті додаткова продуктивність процесу складе 12-15 мДж з розрахунку на 1 кг сировини.

Культивування метаногенів на середовищі з вмістом КоМ є ефективною складовою підвищення продуктивності біогазу на основі комбінованої сільськогосподарської сировини.

ЛІТЕРАТУРА

1. Гелетуха Г.Г. Современные технологии анаэробного сбраживания биомассы (обзор) / Г.Г.Гелетуха, С.Г.Кобзарь // Экотехнологии и ресурсосбережение. – 2002. – №4. – С.13-16.
2. Веденев А.Г. ОФ «Флюид». Биогазовые технологии в Кыргызской Республике // А.Г.Веденев, Т.А.Веденева. – Б. Типография «Евро». – 2006. – 90с.
3. Thauer R. K. Biochemistry of Methanogenesis: a Tribute to Marjory Stephenson. // R.K.Thauer. – Microbiology. – 1998, volume 144. – P.2377-2406.
4. Krishnakumar Arathi M. Getting a Handle on the Role of Coenzyme M in Alkene Metabolism. / Arathi M. Krishnakumar, Darius Sliwa, James A. Endrizzi, Eric S. Boyd, Scott A. Ensign, and John W. Peters. // Microbiology and Molecular Biology Reviews. – 2008, Vol. 72. – № 3. – P.445-456.
5. W. E. Balch Specificity and Biological Distribution of Coenzyme M (2-Mercaptoethanesulfonic Acid) / Balch W. E., Wolfe R. S.// Journal of bacteriology. – 1979 Vol. 137. – №1. – P.256-263.
6. Allen Jeffrey R. A role for coenzyme M (2-mercaptoethanesulfonic acid) in a bacterial pathway of aliphatic epoxide carboxylation. / Jeffrey R. Allen, Daniel D. Clark, Jonathan G. Krum, Scott A. Ensign. // PNAS. – 1999 vol. 96. – № 15. – P.8432-8437.

УДК 662.767.1: 628.16:579.695

ГУЛЯЄВ В.М., к.т.н., доцент
КЛИКОВА К.В., аспірант

Дніпродзержинський державний технічний університет

ДОСЛІДЖЕННЯ ПЕРСПЕКТИВ ВИРОБНИЦТВА БІОГАЗУ НА ОСНОВІ ВІДХОДІВ ПІДПРИЄМСТВ ВОДОПІДГОТОВКИ М. ДНІПРОДЗЕРЖИНСЬКА

Вступ. Дніпродзержинськ – місто обласного підпорядкування, територія якого становить 13,8 тис. га, чисельність населення станом на 01.01.2009 року – 252,0 тис. осіб. При цьому промисловий комплекс міста включає 56 великих і середніх підприємств, продукція яких складає 12,7% від промислової потужності області (для порівняння: за територією місто займає 1,5% від площі області).

В Україні міські стічні води традиційно направляють на станції біологічної очистки, де піддають спеціальній обробці аеробним методом. Проблеми поводження з відходами практично не вирішуються. Таким чином, вочевидь постає проблема стічних вод та якості очищення їх скидів [3, 7].

Обсяг забруднених вод, що скидаються в поверхневі водні об'єкти, становить 50-90 млн. м³ за рік, з них у стані недостатнього очищення скидається 65-70%, без очищення – 25-30% [5].

В цей же час поверхневі водні об'єкти на території міста забезпечують ~90% водозабору для господарських потреб (в т.ч. питна вода), а підземні – лише ~10% (інтен-

сивність використання підземних вод становить <50%). Згідно з гігієнічною класифікацією водних об'єктів України Дніпродзержинське водосховище, яке власне і використовується для забору води, має сумарний індекс забрудненості близько 10, що відповідає межі підвищеної забрудненості.

Постановка задачі. Діюча схема водопідготовки комунального виробничого підприємства Дніпродзержинської міськради (КВП ДМР) «Міськводоканал» забезпечує очистку води, але не забезпечує переробку утворених осадів. При цьому на стадії водопідготовки утворюється щодобово близько 20-25 тон осадів із значним вмістом поллютантів різного походження, концентрація чималої кількості яких часто перевищує ГДК для ґрунтів (Zn, Cu, Cr, Ni, Pb, Mn, Hg). Традиційна обробка осадів, що полягає у зневодненні та термічній обробці і наслідком якої є захоронення продуктів переробки на полігонах, не є прийнятною з ряду причин:

1) під полігони з огляду на кількість утвореного осаду зайняті значні земельні ресурси;

2) в залежності від кількісного та якісного складу поллютантів в осадах вони несуть широкий діапазон негативних наслідків не тільки для оточуючого середовища, а й безпосередньо для здоров'я людей, що проживають у наближених до зони захоронення територіях;

3) значна кількість біомаси осадів стічних вод могла б успішно використовуватися для господарських цілей (отримання добрив, кормів, біогазу тощо), в той час як на сьогоднішній день безцільно знищується.

Роль очисних споруд у забезпеченні екологічного і санітарного стану міста величезна. В умовах дефіциту енергетичних потужностей, що сформувалися останнім часом, важливим аспектом їх функціонування є наявність автономного джерела енергії. Перерва в енергопостачанні індустріально розвиненого міста навіть на короткий термін здатна призвести до розвитку надзвичайної ситуації.

Вміст в осадах стічних вод вихідних елементів біосинтезу метану (елементарний карбон та водень) значний, в т.ч. у порівнянні з джерелами тваринного походження, високий також вміст сухих речовин (до 100 г/дм³) та зольність.

Енергія, що запасена в первинній і вторинній біомасі може, конвертуватися в технічно зручні види палива або енергії декількома шляхами [1, 2, 3]:

- отримання рослинних вуглеводнів (рослинні масла, високомолекулярні жирні кислоти та їх ефіри, насичені і ненасичені вуглеводні і т.д.);
- термохімічна конверсія біомаси (твердої, до 60%) в паливо: пряме спалювання, піроліз, газифікація, зрідження, фест-піроліз;
- біотехнологічна конверсія біомаси (при вологості від 75% і вище) в паливо: низькомолекулярні спирти, жирні кислоти, біогаз.

Таким чином, очевидно постає дослідна задача раціональної переробки відходів КВП «Міськводоканал» з одночасним використанням їх енергетичного потенціалу в процесах виробництва біогазу. Нами поставлено завдання дослідити можливості біометаногенезу та його основні закономірності за умови використання у якості субстрату відходів підприємств водопідготовки.

Процеси метаногенезу супроводжуються мінералізацією нітрогеновмісних, фосфоровмісних і калієвмісних органічних сполук з отриманням мінеральних форм нітрогену, фосфору і калію, найбільш доступних для рослин, з повним знешкодженням патогенної мікрофлори, яєць гельмінтів, насіння бур'янів, специфічних фекальних запахів, нітратів і нітритів.

Результати роботи. Аналіз перспектив переробки осадів з метою подолання названих недоліків переробки дав наступні результати.

1. В процесі очистки стічних вод обробка і утилізація осаду є одним із найбільш енергоємних процесів і складає близько 40% від загальних витрат. З економічної точки зору введення стадії переробки відходів із виробництвом біогазу до виробничого циклу є вигідним, оскільки збільшення собівартості процесу утилізації осаду порівняно з вигодою, що може бути отримана від переробки, є порівняно невеликою.

В цей же час собівартість виробництва біогазу складає 20-25 еквівалентних одиниць за м^3 , або 30-35 еквівалентних одиниць за м^3 за умови очистки до стану аналогії з природним газом. Це значно нижче ціни природного газу, що використовується на сьогодні. Отже, виробництво біогазу на основі осадів водопереробки, який може бути використаний як енергоносіє для виробництва електроенергії і тепла або як моторне паливо, є доцільним, незважаючи на підвищення вартості технологічних процесів.

Окрім чисто економічної вигоди використання біогазових технологій у виробничому циклі КВП «Міськводоканал» сприятиме розвитку місцевої енергопостачальної структури, збільшенню фінансових потоків у міський бюджет.

2. Відходами виробництва при очищенні стічних вод є:

- а) важкі механічні домішки, затримані на пісколовках;
- б) підсушений на мулових майданчиках сирий осад з первинних відстійників і ущільнений надлишковий активний мул;
- в) внутрішньомайданчикові господарчі та побутові стічні води [2, 6].

Діюча технологія зневоднення осаду відбувається в природних умовах та супроводжується природними процесами гниття, створюючи проблему забруднення оточуючого середовища, в тому числі вільним викидом біогазу (метану) в атмосферу.

Зменшення обсягів осадів з метою зниження експлуатаційних витрат на його утилізацію – одна з пріоритетних задач. Зниження обсягів збродженого осаду найефективніше проводити за рахунок більш глибокого розкладу його органічної складової.

Внаслідок переробки осадів у процесі отримання біогазу кількість відходів зменшується зі $100 \text{ м}^3/\text{добу}$ (вологість 97-99%) до $30\text{-}35 \text{ м}^3/\text{добу}$, отже зменшується необхідна площа полігонів для захоронення, і значно знижується негативний вплив на здоров'я людини та навколишнє середовище. Слабозабруднені осади можна переробляти на органо-мінеральне добриво, використовувати як субстрат для вирощування грибів або сировину для отримання біогумусу за технологією вермикультивування. Сильнозабруднені осади можна використовувати як сировинний компонент у виробництві керамічної цегли.

3. Відходи процесу водопідготовки за класами небезпеки можна класифікувати так [5, 6]:

II клас

- осади при підготовці води (шлами і розсоли від регенерації іонообмінних смол, обробки котельної води);

III клас

- осади при підготовці води (інші шлами водопідготовки), осади при механічній і біологічній очистці стічних вод (бруд із захисних решіток при водозаборі);
- осади при механічній і біологічній очистці стічних вод, а саме: шлами і осади первинних відстійників, мул неактивний після біологічної очистки стічних вод, вміст пісковловлювачів, шлам відстійників після реагентної або електрохімічної коагуляції стічних вод, залишки при очистці каналів.

В промислових районах, у тому числі м. Дніпродзержинську, осади стічних вод можуть мати високий ступінь забрудненості важкими металами і відповідно IV клас небезпеки.

За умови обробки осадів композитивними матеріалами з метою дезінфекції та дезінтоксикації залишки збродженої біомаси можуть бути ефективно використані в

якості добрив або після відповідної переробки – кормів для тварин. Ефективним є введення формування складу композитивних матеріалів на основі речовин [4], що утворюють стійкі у розчинах та ґрунтах амінокислотні комплекси з поллютантами, значно знижуючи їх токсичність (більше ніж у 10 тис. раз).

4. У міському господарстві основні джерела біогазу – міські стічні води та ТПВ. Можливо безпосереднє здійснення переробки стічних вод або їх осадів. Виробництво звалкового газу на основі ТПВ та його використання є утрудненим з багатьох причин.

Висновки. При анаеробному зброджуванні міських стічних вод утворюється каналізаційний (аераційний) газ, що містить 60-65% метану, 30-35% карбон діоксиду, 2-4% водню. Вихід каналізаційних газів при відповідній переробці продуктів водовідведення м. Дніпродзержинська може перевищувати 6000 м³ за добу. Однак переробка стічних вод шляхом анаеробного зброджування з отриманням біогазу потребує повної реорганізації підприємства, включаючи заміну проектів, технологій, обладнання.

Процес отримання біогазу є ефективною енергозберігаючою альтернативою захороненню осадів водопереробки, оскільки його впровадження передбачає тільки введення окремих стадій технологічного процесу.

Склад осаду, отриманого при анаеробній переробці осадів стічних вод, залежить від хімічного складу вихідної сировини. В залежності від складу осаду з добової кількості осадів стічних вод, що утворюється в процесі водопідготовки КВП «Міськводоканал» (близько 100 м³), можна отримати від 5000 до 15000 м³ біогазу, тобто в річному вимірюванні в середньому 3-4 млн. м³ біогазу (еквівалентно 25 тис. т умовного палива).

Газ, отриманий в результаті зброджування осадів у метантенках, можна використовувати в теплоенергетичному господарстві очисних станцій і на прилеглих об'єктах. Це дозволить здійснювати процес очистки стічних вод в умовах можливої відсутності зовнішніх джерел енергопостачання та знизити навантаження на енергосистему міста у штатних ситуаціях і спрямувати вивільнювану потужність на забезпечення інших об'єктів містобудування.

З огляду на вказане, перспективною постає поетапна реконструкція технологічного процесу водопідготовки у місті із запровадженням сучасних технологій видалення біогенних елементів, знезараження стічних вод, очистки повітря від неприємних запахів, утилізації (рекуперації) осадів.

ЛІТЕРАТУРА

1. Волова Т.Г. Биотехнология / Волова Т.Г. – Новосибирск: Изд-во Сибирского отделения Российской Академии наук, 1999. – 252с.
2. Гуляев В.М. Екологічна біотехнологія / В.М.Гуляев, М.Д.Волошин. – Дніпропетровськ: Системні технології, 2002. – 127с.
3. Кликова К.В. Анаеробна біотехнологія виробництва метану / К.В.Кликова // Екологія та інженерія. Стан, наслідки, шляхи створення екологічно чистих технологій: VI Всеукр. наук.-метод. конф. з між нар. участю, 28-29 листопада 2006р.: зб. тез допов. – Дніпродзержинськ, ДДТУ, 2006. – С.89-90.
4. Пашаян А.А. Новые малоотходные технологии очистки гальванических электролитов и стоков / Пашаян А.А., Пашаян Ал.А., Роева Н.Н. // Навколишнє природне середовище – 2007: актуальні проблеми екології та гідрометеорології; інтеграція науки і освіти: друга міжнар. наук.-техн. конф.: тези доповідей. – ОДЕУ, 2007. – С.27.
5. Чайка В.Є. Екологія / Чайка В.Є., Чайка В.В. – В.: Книга-Вега, 2002. – 408с.
6. Про затвердження Державних санітарних правил і норм "Вода питна. Гігієнічні вимоги до якості води централізованого господарсько-питного водопостачання": ДСанПіН №383. – Київ, 1996.

7. Санитарные правила и нормы Охраны поверхностных вод от загрязнения: Санпин 4630–88. – Москва, 1988.

УДК 628.113

АВРАМЕНКО С.Х., к.т.н., доцент
МАНЗЮК Н.Г., магістр

Дніпродзержинський державний технічний університет

ДОСЛІДЖЕННЯ СТАНУ СИСТЕМИ ПОСТАЧАННЯ ПИТНОЇ ВОДИ НАСЕЛЕННЮ м. ВІЛЬНОГІРСЬКА ТА РОЗРОБКА ЗАХОДІВ ЩОДО ЇЇ УДОСКОНАЛЕННЯ

Вступ. Серед сучасних екологічних проблем особливе місце займають питання управління, використання та охорони водних ресурсів, особливо ресурсів прісних вод суші. Вода – найпоширеніша складова нашої планети. В ній зародилось життя. Без води неможливе існування всього живого, в тому числі людства. За даними МООЗ понад 2 мільярди чоловік на земній кулі не мають змоги забезпечити себе доброякісною питною водою.

Задоволення потреб населення водними ресурсами, насамперед питною водою, є однією з найважливіших засад гарантії санітарного епідеміологічного благополуччя, профілактики інфекційної захворюваності. Погіршення якості вод та скорочення водних ресурсів знижує якість навколишнього середовища, ефективність виробництва, створює проблему збереження біологічного різноманіття та викликає різні негативні соціальні наслідки.

З року в рік загострюється проблема питного водопостачання в Україні. В теперішній час внаслідок забруднення природних вод неочищеними або недостатньо очищеними стоками в державі спостерігається нестача чистої води. Проблема забезпечення відповідною кількістю та належної якості питної води – одна з найбільш важливих та має глобальне значення.

Подача достатньої кількості води в населений пункт дозволяє підняти загальний рівень його благоустрою. Для задоволення потреб сучасних міст у воді потрібні величезні її кількості, які вимірюються в мільйонах кубічних метрів за добу. Виконання цієї задачі, а також забезпечення високих санітарних якостей питної води вимагають ретельного вибору природних джерел, їх захисту від забруднення і належного очищення води на водопровідних спорудах. Отже, проблема, що розглядається в даній роботі, актуальна для всієї України, тому що направлена на забезпечення умов для зменшення захворювання населення.

Постановка задачі. Метою даної роботи є зменшення проблем від неякісного складу питної води, що подається населенню міста з централізованої системи водопостачання. Задачі: визначення складу питної води в м. Вільногірськ та оцінка її відповідності нормативним вимогам; вибір та розробка рекомендацій щодо найбільш ефективних та екологічно обґрунтованих методів підготовки питної води.

Результати роботи. Як *об'єкт* дослідження були обрані річкова вода із водосховища – основного джерела подачі води, питна вода з системи централізованого водопостачання та зі свердловини м. Вільногірська.

В останні роки дуже гостро стоїть проблема забезпечення населення якісною питною водою. Незадовільне забезпечення призводить до збільшення захворюваності людей і до загострення епідеміологічної ситуації з багатьох інфекційних хвороб. Для

визначення якісного та кількісного складу питної води використовувались наступні методи: титрометричний, гравіметричний, органолептичний, фотоколориметричний та електрометричний. Дослідження проводились згідно з ДСанПіН «Вода питна. Гігієнічні вимоги до якості води централізованого господарсько-питного водопостачання».

Джерелом водопостачання міста Вільногірськ є Дніпродзержинське водосховище на річці Дніпро. Щорічно у водні об'єкти в басейні Дніпра надходить приблизно 8 км³ стічних вод, що містять багато забруднюючих речовин. Тривале інтенсивне водокористування, розвиток багатьох галузей промисловості призвели до того, що спроможність до самоочищення природної системи басейну порушена. Це позначається на якості не тільки поверхневих, але і підземних вод. У літній період різко погіршується якість води Дніпродзержинського водосховища. Літня спека регулярно спричиняє значне зниження вмісту у воді розчиненого кисню та зростання вмісту амонію сольового і показника хімічного споживання кисню, що супроводжується різким зростанням життєдіяльності фітопланктону і цвітінням водосховища.

В табл.1 представлено результати виконаних нами досліджень і одержаних статистичних даних, які характеризують якість води в Дніпродзержинському водосховищі за період 2004-2008 роки. Робота проведена в акредитованій лабораторії насосно-фільтрувальної станції Вільногірського гірничо-металургійного комбінату (ВГМК).

Таблиця 1 – Якість води в Дніпродзержинському водосховищі, 2004-2008р.р. (*– перевищення ГДК)

Показник якості води	Один. вимір.	ГДК	2004	2005	2006	2007	2008
Каламутність	мг/л	1,5	2,3	4,2	13,8	11,0	11,9*
Кольоровість	градус	20	87	93	100	154	150*
Лужність	мг/л	6,5	2,3	2,7	2,8	2,1	2,5
Жорсткість	мг/л	10	3,99	4,03	3,81	4,05	3,51
Завислі речовини	мг/л	16,9	18,2	23,7	27,8	31,2	25,4*
Нафтопродукти	мг/л	0,3	0,09	0,07	0,06	0,06	0,09
Сухий залишок	мг/л	1000,0	248,5	251,0	265,5	250,4	356,0
БСК _n	мгО ₂ /л	3,0	3,3	3,5	3,9	3,7	4,1*
ХСК	мгО ₂ /л	15	22,9	21,2	20,8	26,1	27,3*
Розчинений кисень	мг/л	≥4,0	6,97	8,24	6,23	8,13	8,9
Азот амонійний	мг/л	2,0	0,14	0,16	0,11	0,18	0,20
pH		6,5-8,5	6,8	7,9	7,8	7,5	7,4
Нітрати	мг/л	45,0	0,15	0,09	0,2	0,2	0,17
Нітроти	мг/л	3,3	1,2	1,6	0,02	0,02	0,03
Сульфати	мг/л	500,0	24,2	29,2	34,1	29,1	27,4
Хлориди	мг/л	350	31,1	29,8	25,2	31,3	31,0
Залізо	мг/л	0,3	0,05	0,07	0,05	0,14	0,05

Як видно з табл.1, якість води в Дніпродзержинському водосховищі не відповідає нормативним вимогам за наступними показниками: ХСК, БСК_n, завислі речовини, каламутність та кольоровість. Каламутність, яка тісно пов'язана з кольоровістю води, свідчить про її забруднення органічними речовинами, які можуть бути шкідливи-

ми для здоров'я людини або утворювати шкідливі речовини під час реагентного оброблення води.

Все це впливає на режим роботи станції водопідготовки та на склад питної води, що подається населенню. Водопідготовку та водозабезпечення міста Вільногірськ виконує насосно-фільтрувальна станція (НФС) Вільногірського гірничо-металургійного комбінату.

Дослідження якості води з водопровідної мережі проводились в акредитованій лабораторії цеху водопостачання ВГМК. Результати дослідження якості води зведені в табл.2.

Таблиця 2 – Результати дослідження якості води з водопровідної мережі (*– перевищення ГДК)

Показник якості води	Одиниця вимірювання	Норми ДСанПіН	Отримане значення
Запах	бали	2	2
Присмак	бали	2	2
Каламутність	мг/л	0,5(1,5)	13,8*
Кольоровість	град	20(35)	65*
Залишковий вільний хлор	мг/л	0,3-0,5	1,0*
Сухий залишок	мг/л	100-1000(1500)	255,4
Окислюваність	мг/л	4	5,8*
рН		6,5-8,5	7,02
Лужність загальна	мг-екв/л	0,5-6,5	2,12
Жорсткість	мг-екв/л	7,0(10)	4,22
Магній	мг/л	10,0-80,0	12,0
Фтор	мг/л	0,7-1,5	0,16
Залізо загальне	мг/л	0,3	<0,05
Нітрати	мг/л	45	<2,25
Сульфати	мг/л	250(500)	25,0
Хлориди	мг/л	250(350)	25,1
Мідь	мг/л	1,0	<0,1
Свинець	мг/л	0,01	<0,01
Коліфаги	БУО/л	відсутність	не виявлені

З табл.2 видно, що вода з централізованого водопроводу в період цвітіння води в Дніпродзержинському водосховищі не відповідає нормативним вимогам за наступними показниками: кольоровість, каламутність, залишковий вільний хлор, окиснюваність.

У зв'язку з цим виникла потреба в альтернативному джерелі питної води. Свердловину, яка розташована по вулиці Леніна в м. Вільногірську, було розроблено саме як альтернативне джерело для резервного водопостачання для населення. Глибина свердловини становить 118 м. Очистка води проводиться фільтрами грубої та тонкої очистки.

Контроль за якістю води зі свердловини проводять Дніпропетровська обласна та Вільногірська міська санітарно-епідеміологічні станції.

За даними досліджень, які було проведено нами в акредитованій лабораторії насосно-фільтрувальної станції «ВГМК», якість води відповідає нормативним вимогам, але не задовольняє населення через неприємний присмак.

Результати дослідження води зведені в табл.3.

Таблиця 3 – Результати визначення складу води зі свердловини (*– перевищення ГДК)

Показник якості води	Одиниця вимірювання	Норми ДСанПіН	Отримане значення
Запах	бали	≤ 2	1
Каламутність	мг/л	0,5 (1,5)	0,4
Кольоровість	град	20 (35)	19
Присмак	бали	2	3*
pH		6,5-8,5	7,9
Сухий залишок	мг/л	1000 (1500)	450,0
Жорсткість загальна	мг-екв/л	7 (10)	7,86
Сульфати	мг/л	250 (500)	27,3
Хлориди	мг/л	250 (350)	31,1
Нітрати	мг/л	45,0	2,21
Залізо	мг/л	0,3	0,22
Лужність	мг-екв/л	0,5 - 6,5	4,1
Мідь	мг/л	1,0	0,03
Свинець	мг/л	0,01	н/в

Якщо порівняти якість води зі свердловини та з централізованого водопроводу, то постає чітка картина реальності: остання не відповідає нормативам, отже централізоване водопостачання потребує термінової реконструкції.

Складна ситуація з питним водопостачанням в місті Вільногірськ, як і в більшості міст України, викликана браком коштів, відсутністю розумного планування та комплексного підходу до проблеми.

Основна проблема – недосконалі система та технологія очистки води до якості питної, особливо в період цвітіння річки Дніпро. Водозабір здійснюється близько біля берега, тобто глибина забору – 3,5м. Тому необхідно шукати раціональні шляхи вирішення цього питання.

Деякі з таких шляхів запропоновано в даній роботі.

Для вдосконалення та реконструкції системи централізованого водопостачання м. Вільногірська необхідно:

- на водозаборі Вільногірського гірничо-металургійного комбінату провести капітальний ремонт і реконструкцію (з моменту відкриття водозабору він жодного разу не зупинявся на реконструкцію);

- розглянути можливість переносу самого водозабірної пристрою як можна далі від берега, щоб була можливість забору води з середньої водної товщі (оскільки зараз водозабірний пристрій знаходиться близько до берега, глибина забору води дуже мала, а отже, при заборі води в водопровід надходить дуже багато мулу та донного осаду, мікроорганізмів та синьо-зелених водоростей, що дуже ускладнює й без того важкий стан споруд з очистки води);

- для покращення якості питної води знайти можливість заміни застарілого обладнання на сучасне (реконструкція водоочисної станції);

- замінити технологію обробки води (перед первинним хлоруванням використовувати мікрофільтри). Мікрофільтри використовуються для затримання планктону, який знаходиться у воді поверхневих джерел, особливо в період цвітіння водосховищ; ступінь очистки: від завислих речовин – 30-40%, фітопланктону – 75-90%, зоопланктону – 100%. На станціях прояснення води міських водопроводів мікрофільтри встановлюються перед змішувачами. Вода насосами першого підйому подається в приймальну камеру, а з камери – на мікрофільтри.

Суттєвим недоліком системи водопостачання м. Вільногірська є пориви трубопроводів. Враховуючи, що зменшення поривів знизить витрати на очистку та транспортування води, слід розробити програму боротьби з витокami. Міській владі необхідно провести заміну металевого трубопроводу на пластиковий, що значно зменшить кількість мікроорганізмів безпосередньо в трубах, а також кількість поривів на магістралях, які призводять до вторинного забруднення питної води.

Крім того, у житлових будинках також необхідно провести заміну водопровідних труб. Міським комунальним підприємствам необхідно активно зайнятися заміною металевих трубопроводів на поліетиленові.

Витрати на реконструкцію системи водозабезпечення настільки значні, що забезпечити їх реалізацію для міста в найближчому майбутньому нереально.

Виходячи із сказаного вище, необхідно розробити ряд заходів, які б сприяли покращенню здоров'я населення міста через вживання чистої питної води.

Фінансове забезпечення цих заходів повинно здійснюватись за рахунок:

- державних коштів;
- коштів місцевого бюджету та їх кооперування;
- коштів для фінансування комплексних програм соціально-економічного розвитку території;
- спонсорської допомоги підприємств, міжнародних екологічних фондів розвитку екологічних проектів;
- участі приватного капіталу;
- інших джерел фінансування.

Реальне виконання заходів залежить від терміну перебудови економіки природокористування, фінансових можливостей підприємств і організацій, державної підтримки заходів, впровадження менеджменту екологічної безпеки питного водопостачання і водогосподарчого аудиту на державному, а потім на регіональному рівнях.

Висновки. При дослідженні стану системи централізованого постачання питної води населенню м. Вільногірська та її складу, складу води в р. Дніпро та зі свердловини виявлено ряд показників, за якими питна вода не відповідає нормам: кольоровість, каламутність, запах, присмак, органічні речовини, нафтопродукти, нітрити.

Для усунення виявлених в процесі досліджень недоліків системи постачання води населенню та для покращення якості питної води розроблено рекомендації та заходи із вдосконалення технології водопідготовки, реконструкції станції забору та очищення води, заміни каналізаційних мереж у місті та житлових будинках.

Але всі ці заходи потребують значних грошових вкладень та розуміння наслідків нерационального використання природних ресурсів.

ЛІТЕРАТУРА

1. Кульский Л.А. Технология очистки природных вод: учебное пособие [для студ. высш. учебн. завед.] / Л.А.Кульский, П.П.Строкач. – К.: Вища школа, 1981. – 328с.
2. Вода питьевая. Гигиенические требования и контроль за качеством: ГОСТ 2874-82. – [Введен с 1982-01-01-]. – М.: Госстандарт СССР, 1982. – 25с.

Дніпродзержинський державний технічний університет

ЗАХОДИ ЩОДО ПОКРАЩЕННЯ ДИСПЕРГУВАННЯ ХЛОРУ І КОАГУЛЯНТУ У ВОДІ ПРИ ЇЇ ОЧИЩЕННІ

Вступ. Система водопостачання населених пунктів і промислових підприємств у 60-80-х роках минулого сторіччя проектувалася і створювалася в основному на базі водозаборів з відкритих водних джерел. При проектуванні і будівництві цих систем, у тому числі і Аульського водоводу – основному постачальнику питної води для м. Дніпродзержинська, не прогнозувалося погіршення згодом якості поверхневих вод, пов'язане з інтенсивним розвитком промисловості, широкомасштабною хімізацією і меліорацією сільськогосподарських земель, скиданням у водостоки і водойми у великих кількостях недостатньо очищених побутових стічних вод, дренажних засолених стоків з полів зрошення і стоків зі ставків-накопичувачів.

Технологія підготовки питної води на Аульському водогоні (на інших майже аналогічна) включає стандартну схему очистки води і не в змозі очистити вихідну воду до санітарних норм хоча б за органолептичними показниками, особливо в літній період. За останні роки спостерігається не прогнозоване погіршення органолептичних показників, які впливають не тільки на естетичне сприйняття, але й сприймаються людиною як доказ вмісту у воді шкідливих для її здоров'я речовин. За даними міської санітарно-епідеміологічної служби понад 20% відібраних на аналіз проб води у найближчих минулих роках визначені як нестандартні за кольоровістю, в минулому і поточному роках відхилення від санітарних норм склало біля 5% за фізико-хімічними та бактеріологічними показниками.

У зв'язку з тим, що в останні роки внаслідок значного й тривалого підвищення температури повітря в літні місяці підвищується температура води у Дніпродзержинському водосховищі, і, як наслідок, на декілька тижнів раніше починається масовий розвиток фітопланктону з переважанням синьо-зелених водоростей, різко збільшуються показники каламутності, кольоровості, погіршуються мікробіологічні показники. За даними хіміко-бактеріологічної лабораторії (ХБЛ) Аульського водоводу в цей період середньорічний показник по вмісту зважених речовин у воді водосховища становить 20-25 мг/дм³ при нормі 10,75 мг/дм³.

Заходи, які приймаються на Аульському водоводі, стандартні: підвищують витрати коагулянту і хлору. Це не призводить до бажаних результатів, питна вода не задовольняє санітарним нормам за органолептичними показниками. Аналогічна ситуація спостерігається і за іншими показниками якості питної води. Недолік використання хлору полягає в тому, що обробка ним річкової води супроводжується утворенням ряду високотоксичних галогенорганічних сполук, таких як тригалоїдметани, галогеновані альдегіди, галогеновані кетони, галогеновані похідні карбонових кислот, що мають канцерогенні та мутагенні властивості. Наукові дослідження показують, що тривале вживання такої питної води з високим рівнем вірогідності призводить до виникнення нейротоксичних, серцево-судинних та онкологічних хвороб. Присутність у воді мікродошчок органічних речовин провокує також захворювання печінки, нирок, кровотворної системи людини. Другий недолік хлору полягає у виникненні загрози для людини і навколишнього середовища при аваріях. Ведеться пошук нових засобів для знезаражу-

вання води. Серед відомих дезінфектантів слід вказати на озон, ультрафіолетове випромінювання, гіпохлорид натрію. Озон приблизно в десять разів дорожчий від хлору і створює значно більше шкідливих речовин при застосуванні. Для УФ-випромінювання потрібне дороге обладнання. Гіпохлорид натрію у порівнянні з хлором в процесі транспортування і застосування розкладається з видаленням хлору, що ускладнює його дозування, особливо при знезараженні стічних вод, які скидаються у річку Дніпро. Коригування (збільшення) дози коагулянту ($\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$) має також негативні наслідки – питна вода забруднюється алюмінієм, сульфатами. Питна вода у порівнянні з водою водосховища містить більше сульфатів і алюмінію. В питній воді сульфатів 36,56 мг/дм³, у воді водосховища – 27,61 мг/дм³; алюмінію у питній воді 0,106 мг/дм³, у воді водосховища – 0,04 мг/дм³. Забруднення питної води названими компонентами зумовлено використанням у якості коагулянта сульфату алюмінію ($\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$) для очистки води [1, 3, 4].

Вміст у питній воді миш'яку, кобальту, міді, цинку, фенолів, ціанідів, роданідів, нікелю, СПАВ, кадмію, кальцію, магнію, нітратів, молібдену, свинцю, хрому, берилію, а також жорсткість не перевищують санітарних норм і співпадають з вмістом їх у воді водосховища.

Звертає на себе увагу ефект зниження у питній воді у порівнянні з вихідною водою вмісту заліза з 0,131 до 0,098 мг/дм³, марганцю – з 0,067 до 0,024 мг/дм³, фтору – з 0,24 до 0,14 мг/дм³. Цьому сприяє технологія очистки води на Аульському водоводі з використанням коагулянту і фільтрації води [2, 5]. Значна частина коагулянту потрапляє з осадом відстійників знову у Дніпро. Зрозуміло, що необхідно не збільшувати дозу коагулянту і хлору, а забезпечити більш ефективне його використання в схемі очистки води. Це забезпечить зменшення забруднення питної води іонами коагулянту, хлору, поліпшить очистку питної води від зважених і інших речовин і нарешті забезпечить економію досить дорогого коагулянту.

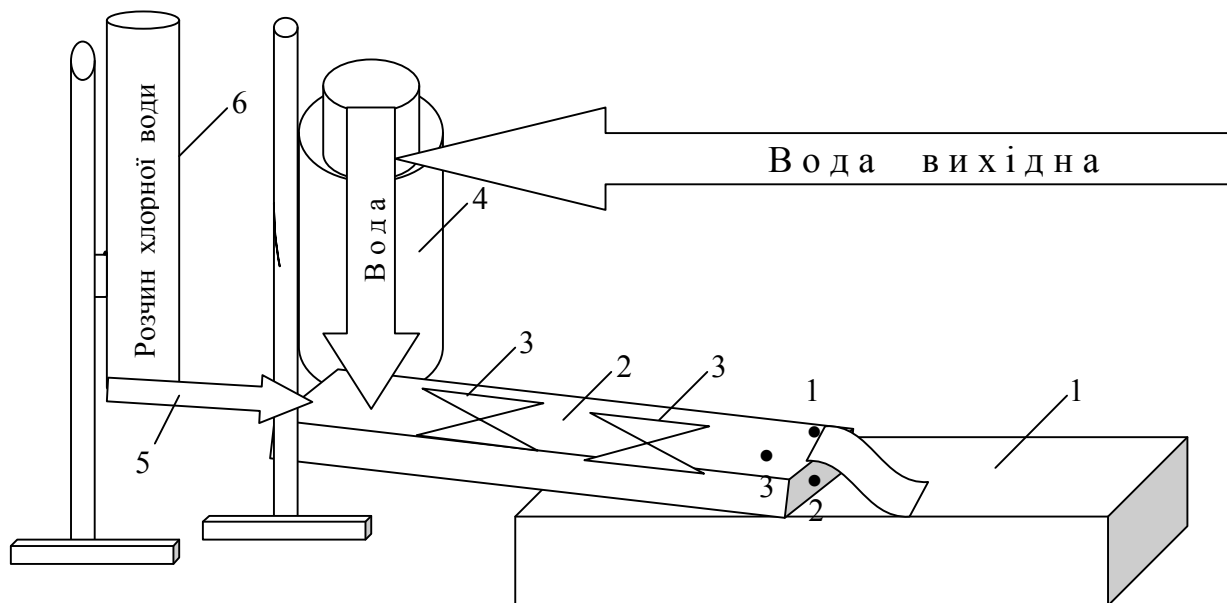
На основі наведеної інформації про стан очистки поверхневої води на Аульському водозаборі маємо можливість визначити *об'єкт* дослідження. Зрозуміло, що таким об'єктом повинні стати дослідження і розробка заходів з більш ефективного використання коагулянту і хлору, тим самим виключити чи максимально зменшити коригування (збільшення) витрат коагулянту і хлору у весняно-літній період.

Постановка задачі. Виявити залежності ефективності диспергування хлору і адсорбенту у воді в змішувачі з відбиваючими пластинами при різних параметрах змішування, розробити заходи з більш ефективного використання коагулянту і хлору.

Результати роботи. Нами визначені, а керівництвом Аульського водогону підтверджені вузькі місця в схемі підготовки води. Перш за все це недостатнє перемішування коагулянту з водою і незадовільна робота реакційної камери із-за виходу з ладу чотирьох рамних мішалок, які розташовані у реакційній камері. Унаслідок цього вода недостатньо очищується, мають місце перевитрати коагулянту, який не в повній мірі використовується із-за недостатнього перемішування його з водою; конгломерати пластівців осаджуються прямо в реакційній камері із-за порушення режиму перетоку води у камері. У реакційній камері вода повинна знаходитись на протязі 20-30 хв. Цього часу достатньо для утворення конгломератів пластівців, які надалі у відстійнику будуть висаджуватись у вигляді мулу. При осадженні до конгломератів будуть прилипати мікро- і макроречовини, зважені у воді; при цьому вода освітлюється.

Нами розроблена схема і обладнання для покращання перемішування у жолобі перемішувача коагулянту з водою, а також пристрій для поліпшення роботи реакційної камери (рис.1). Виготовлені у масштабі пілотних установок камери перемішування і реакційна камера дозволили провести лабораторні дослідження. В жолобі перемішувача з обоз сторін розміщені під кутом 45⁰ колосникові перегородки, які дозволять до 10 разів змінити на 90⁰ напрямок течії води у жолобі і ефективно її перемішати. Реакційна

камера забезпечує течію води по лабіринту з швидкістю 0,3 м/с. При цьому мілкі конгломерати не осаджуються, а крупні – не руйнуються.



1 – камера пластівкоутворення; 2 – жолоб; 3 – відбиваючі перегородки; 4 – ємність вихідної води; 5 – колектор для подачі хлорної води; 6 – ємність для хлорної води

Рисунок 1 – Схема експериментальної установки з камерою перемішування, обладнаної відбиваючими перегородками

Фото експериментальної установки представлено на рис.2.



Рисунок 2 – Фото експериментальної установки з камерою перемішування, обладнаної відбиваючими перегородками

Згідно зі стандартною методикою визначення залишкового хлору у воді з використанням КФК-3 робимо відбір проб води у трьох точках, як це показано на рис.1.

У відповідності до методики експерименту виконали комплексні дослідження, в результаті яких визначили вміст у пробах води хлору і виявили залежність рівномірності розподілу хлору у воді. На графіках спостерігається закономірність: чим більші кут

нахилу жолоба, кількість відбиваючих пластин у горизонтальному жолобі та швидкість руху води у жолобі, тим вищий рівень розподілу хлору у воді.

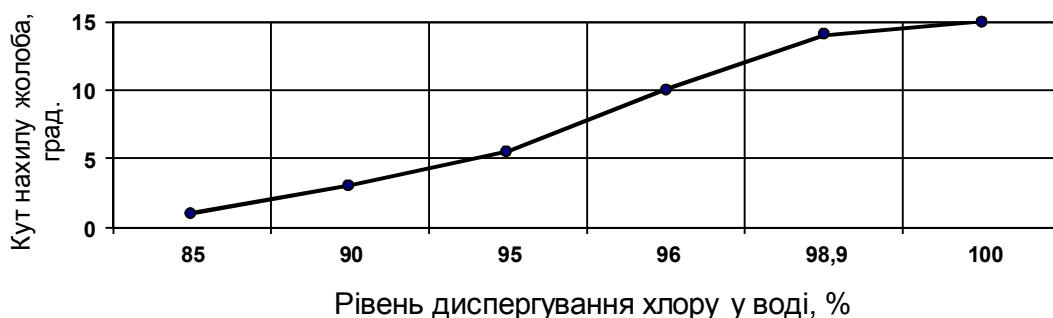


Рисунок 3 – Залежність рівня диспергування хлору у воді від кута нахилу жолоба



Рисунок 4 – Залежність рівня диспергування хлору у воді від кількості відбиваючих пластин у горизонтальному жолобі



Рисунок 5 – Залежність рівня диспергування хлору у воді від швидкості руху води у жолобі

Згідно з оцінкою якості суміші прийняли середнє квадратичне відхилення (δ) вмісту компоненту у пробах. Вивели рівняння для визначення рівня диспергування як окремих компонентів у воді, так і їх взаємного розподілу. Формула для визначення рівня диспергування компонентів води (РД_{СІ}) має вигляд:

$$\text{РД}_{\text{СІ}} = 100 \cdot \left(1 - \frac{\delta}{\delta_{\text{ср}}} \right), \% , \quad (1)$$

де δ – середнє квадратичне відхилення вмісту компоненту у пробах, %;

$\delta_{\text{ср}}$ – середній вміст компоненту у пробах, %.

Вміст взаємного розподілу (ВВР) компонентів води розраховується за формулою:

$$\text{ВВР} = \sum_{i=1}^n X_i^0 - \sum_{i=1}^n \frac{X_i^0}{X_i} \cdot \delta_i, \% , \quad (2)$$

де X_i^0 – вихідний вміст i -го компоненту у воді, %;

\bar{X}_i – середній вміст i -го компоненту у пробах, %.

В експериментах визначили вміст у пробах води хлору, при цьому мали на увазі, що коагулянт, який вводиться у воду через аналогічний коректор, розташований поруч із колектором для вводу хлору, диспергує у воді аналогічно хлору.

Для наглядності побудовані графіки, на яких представлені залежності рівня диспергування хлору у воді від кількості відбиваючих пластин, кута нахилу жолоба, швидкості руху води.

Висновки. Установлено залежність рівня диспергування коагулянту і хлору у Дніпровській воді при транспортуванні її по жолобу з відбиваючими пластинами: на кожний потік вода змінює напрям руху на 90° . При цьому змінювали кількість відбиваючих пластин, швидкість руху води у жолобі і умови внесення у воду хлору і коагулянту. Прийнято середнє квадратичне відхилення змісту компоненту у пробах води. Виведено рівняння для визначення рівня диспергування як окремих компонентів у воді, так і їх взаємного розподілу.

Запропоновані заходи щодо покращення диспергування хлору і коагулянту у воді при її очищенні.

ЛІТЕРАТУРА

1. Альжанова Б.С. Математическое моделирование получения полимерных флокулянтов для очистки сточных вод / Б.С.Альжанова, Л.М.Сатаева, Б.С.Шакиров // Вода. Технология и экология. – 2008. – №4. – С.169-175.
2. Изменение общей токсичности растворов катионов ПАВ при озонировании, УФ – облучении и ОЗ/УФ-обработке / В.В.Гончарук, В.Ф.Вакуленко, Ю.О.Швадчина [и др.] // Химия и технология воды. – 2007. – №6. – С.515-526.
3. Естественная биорегенерация активных углей в фильтрах доочистки питьевой воды при их длительной эксплуатации / В.В.Гончарук, И.П.Козятник, Н.А.Клименко, Л.А.Савчина // Химия и технология воды. – 2007. – № 6. – С.546-558.
4. Рябчиков Б.Е. Современные методы подготовки воды для промышленного и бытового использования / Рябчиков Б.Е. – М.: ДеЛи принт, 2004. – 328с.
5. Косолапов А.Е. Моделирование водохозяйственных балансов /Косолапов А.Е., Никонов В.В., Лагута М.И. // Новочеркасск: ПроИздат, 2008 – 328с.

УДК 628.3:519.6

ІВАНЧЕНКО А.В., к.т.н., старший викладач
ВОЛОШИН М. Д., д. т. н., професор
МАКАРЧЕНКО Н.П.*, к.т.н., доцент

Дніпродзержинський державний технічний університет

*ДВНЗ «Український державний хіміко-технологічний університет»,
м. Дніпропетровськ

МАТЕМАТИЧНЕ МОДЕЛЮВАННЯ ТА ЗАСТОСУВАННЯ ЕОМ В ТЕХНОЛОГІЇ ВИДАЛЕННЯ ФОСФАТІВ З МІСЬКИХ СТІЧНИХ ВОД БІОЛОГІЧНИМИ МЕТОДАМИ

Вступ. В останні роки однією з головних проблем в області очищення міських стічних вод є розробка ефективної технології видалення неорганічних фосфатів, що викликають евтрофікацію водних об'єктів, яка призводить до заростання водойм та вимирання риби.

Особливо це стосується лівобережних очисних споруд м. Дніпродзержинська, на які стічні води потрапляють з підвищеним вмістом фосфатів (вище 20 мг/дм^3), в той час як ступінь видалення цих сполук при застосуванні діючої технології біологічної очистки в середньому становить 15 мг/дм^3 і перевищує допустиму норму України ($3,5 \text{ мг/дм}^3$) в 4 рази [1].

Метод біологічної очистки набув широкого поширення для видалення забруднень із промислових та комунально-побутових стоків [2-4]. Цей метод заснований на здатності мікроорганізмів використовувати в якості живильного субстрату багато органічних і деяких неорганічних сполук, що містяться у стічних водах.

Принцип біологічного очищення стічних вод від фосфору (біологічної дефосфатації) базується на створенні умов для розвитку в складі активного мулу "фосфорних" бактерій (Р-бактерій або PAOs – polyphosphate accumulating organisms). Для цього в системі біологічного очищення виділяють анаеробні й аеробні зони, які по черзі проходить активний мул [5].

Для нормального процесу синтезу клітинної речовини, а отже, і для ефективної очистки стічної води, в середовищі повинна бути достатня концентрація всіх основних елементів живлення активного мулу: органічного вуглецю (БСК), азоту та фосфору [6].

Достатність елементів харчування для бактерій у стічних водах визначається співвідношенням БСК : N : P (азот амонійних солей і фосфор у вигляді розчинених фосфатів). Відповідно до рекомендацій СНіП П-32-74 при обробці міських стічних вод співвідношення БСК_{повн} : N : P повинне бути не менше 100 : 5 : 1. Можна підрахувати, що в міських стічних водах лівобережних очисних споруд м. Дніпродзержинська, що надходять на біологічну очистку, це співвідношення відхиляється від норми. І саме тому ефективність очистки стічної води від фосфатів на цих спорудах на стадії біологічного видалення є низькою. Використовуючи біологічні методи, можливо знизити вміст фосфатів лише на 2-3 мг від вихідного.

Постановка задачі. Нами була поставлена задача створити рівняння, яке описує процес біологічного видалення сполук фосфору в аеротенку, використовуючи основні параметри його роботи на лівобережних очисних спорудах м. Дніпродзержинська протягом року, та показати, які саме параметри впливають на цей процес. Для математичного описання роботи аеротенку було застосовано програму STATISTICA [7].

Результати роботи. Для розробки математичної моделі процесу біологічної очистки стічної води від фосфатів отримані дані основних параметрів роботи аеротенку лівобережних очисних споруд м. Дніпродзержинська протягом року (табл.1), на базі яких знайшли ступінь залежності між параметрами роботи або кореляцію. Діапазон параметрів та прийняті позначення при створенні математичної моделі впливу параметрів роботи аеротенку на ефективність видалення фосфатів зі стічної води надано у табл.2.

За наведеними даними, використовуючи метод найменших квадратів, отримані нелінійні рівняння. Математичне рівняння для концентрації фосфатів на виході з аеротенку, отримане нами, має вигляд:

$$y_{\text{Ф}} = 12,702279 + 0,011189(x_{\text{ХСК}}) - 0,005585(x_{\text{ОдхВд}}) + 0,01056(x_{\text{ВдхБСК}}), \quad (1)$$

де $y_{\text{Ф}}$ – концентрація фосфатів на виході з аеротенку, мг/дм^3 ;

$x_{\text{ХСК}}$ – хімічне споживання кисню на вході в аеротенк, $\text{мгO}_2/\text{дм}^3$;

$x_{\text{Од}}$ – об'ємна доза мулу, мл/дм^3 ;

$x_{\text{Вд}}$ – вагова доза мулу, г/дм^3 ;

$x_{\text{БСК}}$ – біологічне споживання кисню на вході в аеротенк, $\text{мгO}_2/\text{дм}^3$.

Таблиця 2 – Діапазон параметрів та прийняті позначення при створенні математичної моделі впливу параметрів роботи аеротенку на ефективність видалення фосфатів зі стічної води

Параметри	Характеристика	Назва параметра	Позначення	Діапазон		
				min	М	max
Вхідні, х	Стоків в аеротенку	Температура, С°	хТ	9	16,50	24
		рН, на вході в аеротенк	х рН	6,8	7,00	7,35
		Нітрати, мг/дм ³	хНа	21,2	62,37	92,9
		Розчинений кисень, мгО ₂ /дм ³	хРО	1,16	4,25	8,81
		Фосфати, мг/дм ³	хФ	10,05	15,44	20,77
		Об'ємна доза мулу, мл/дм ³	хОд	50	194,31	470
		Вагова доза мулу, г	хВд	0,41	1,34	3,21
		Муловий індекс, мл/дм ³	хМи	84	193,64	836
		ХСК, мгО ₂ /дм ³	хХСК	144,9	249,9	356,4
		БСКповн, мгО ₂ /дм ³	хБСК	83	133,7	211
Вихідні, у	Стоків після аеротенку	Температура, С°	уТ	2	13,53	24
		рН, після очистки в аеротенку	урН	6,89	7,24	7,81
		Нітрати, мг/дм ³	уНа	20,7	53,09	90,3
		Розчинений кисень, мгО ₂ /дм ³	уРО	3,04	6,18	11,08
		Фосфати, мг/дм ³	уФ	11,1	15,71	19,1
	Показники роботи аеротенку	ХСК, мгО ₂ /дм ³	уХСК	46	56,13	66
		БСКповн, мгО ₂ /см ³	уБСК	5,8	7,19	10,07

Видно, що процес видалення фосфатів зі стічної води залежить від таких параметрів як об'ємна та вагова дози мулу, а також ХСК та БСК.

При цьому хімічне споживання кисню на виході з аеротенку (уХСК) визначаємо з рівняння:

$$\begin{aligned}
 \text{уХСК} = & 72,607838 + 0,680328(\text{хОд}) - 88,010918(\text{хВд}) - 0,505667(\text{хМи}) + \\
 & + 0,472582(\text{хХСК}) - 0,911573(\text{хБСК}) - 0,003163(\text{хОдхХСК}) + 0,171430(\text{хВдхМи}) + \\
 & + 0,263762(\text{хВдхХСК}) + 0,002605(\text{хМихХСК}) - 0,001493(\text{хМихБСК}) + \\
 & + 0,004596(\text{хХСКхБСК}) + 5,521303(\text{хВд})^4 - 0,002409(\text{хХСК})^2, \quad (2)
 \end{aligned}$$

де уХСК – хімічне споживання кисню на виході з аеротенку, мгО₂/дм³;
хМи – муловий індекс, мл/дм³.

Рівняння для знаходження біологічного споживання кисню на виході з аеротенку (уБСК), що отримане нами, має вигляд:

$$\begin{aligned}
 \text{уБСК} = & - 10,669663 - 0,458178(\text{хОд}) + 29,599182(\text{хВд}) + 0,164188(\text{хМи}) + \\
 & + 0,061556(\text{хБСК}) + 0,059057(\text{хОдхВд}) + 0,000575(\text{хОдхМи}) + 0,000165(\text{хОд} \cdot \text{хХСК}) + \\
 & + 0,000569(\text{хОдхБСК}) + 0,143317(\text{хВдхМи}) - 0,017353(\text{хВдхХСК}) - \\
 & - 0,071129(\text{хВдхБСК}) - 0,000442(\text{хМихБСК}) - 0,00019(\text{хОд})^4 - 4,311111(\text{хВд})^4 - \\
 & - 0,000274(\text{хМи})^4, \quad (3)
 \end{aligned}$$

де уБСК – біологічне споживання кисню на виході з аеротенку, мгО₂/дм³.

Оцінити якість апроксимації по всій множині даних, за якою визначались рівняння (1-3), можна по середній відносній похибці апроксимації окремого вимірювання, яка визначається у відсотках за формулою [7]:

$$\Delta y\% = \frac{\sum_{i=1}^N |\varepsilon_i|}{N}, \quad (4)$$

де e_i – відносна похибка апроксимації;

N – кількість експериментів.

Рівняння, які отримані нами за допомогою програми STATISTICA, дозволяють визначити вихідні значення уХСК (хімічного споживання кисню на виході з аеротенку) та уБСК (біологічного споживання кисню на виході з аеротенку) з середньою відносною похибкою меншою 4%, а уФ (концентрації фосфатів на виході з аеротенку) – меншою 7%.

Висновки. На основі аналізу літературних даних зроблено висновок, що співвідношення БСК : N : P в аеротенку повинно бути не менше 100 : 5 : 1. На лівобережних очисних спорудах м. Дніпродзержинська воно не виконується й тому, використовуючи біологічні методи, можливо знизити вміст фосфатів лише на 2-3 мг від вихідного. За допомогою ЕОМ зроблено математичну обробку даних основних параметрів роботи аеротенку лівобережних очисних споруд м. Дніпродзержинська протягом року, одержано рівняння для знаходження концентрації фосфатів на виході з аеротенку. Виявлено основні чинники, які впливають на процес біологічного видалення фосфатів зі стічної води, а саме хімічне споживання кисню (ХСК) і біологічне споживання кисню (БСК) на вході в аеротенк, об'ємна та вагова доза мулу на вході в аеротенк. На основі математичної обробки встановили, що підтримання на належному рівні вмісту органічних речовин в аеротенку, а також необхідної дози мулу призведе до стабілізації процесу біологічного видалення фосфатів.

ЛІТЕРАТУРА

1. Волошин М.Д. Обстеження очисних споруд з рекомендаціями по удосконаленню їх роботи / М.Д.Волошин, А.В.Іванченко, І.М.Корнієнко // Екологічна безпека: проблеми і шляхи вирішення: IV Міжнар. наук.-практ. конф., 8-12 вересня 2008 р.: зб. наук. статей. – Х.: Райдер, 2008. – С.309-314.
2. Басова Т.А. Интенсификация биологической очистки сточных вод / Т.А.Басова. – К.: Наук. думка, 1988. – 63с.
3. Ковалева Н.Г. Биохимическая очистка сточных вод предприятий химической промышленности / Н.Г.Ковалева, В.Г.Ковалев. – М.: Химия, 1987. – 160с.
4. Запольський А.К. Водопостачання, водовідведення та якість води / Запольський А.К. – К.: Вища школа, 2005. – 671с.
5. Мешенгиссер Ю.М. Удаление азота и фосфора при ступенчатой денитрификации и пневматическом перемешивании / Ю.М.Мешенгиссер, А.И.Щетинин, Р.А.Галич, В.К.Михайлов // Водоснабжение и санитарная техника. – 2005. – № 7. – С.42-46.
6. Яковлев С.В. Коммунальное водоотведение и очистка сточных вод / С.В.Яковлев, Ю.М.Ласков, Я.П.Карелин. – М.: Стройиздат, 1996. – 591с.
7. Бобровиков В.П. Популярное введение в программу STATISTICA / В.П.Бобровиков. – М.: КомпьютерПресс. – 1998. – 267с.

УДК 628.345: 006.01

ІВАНЧЕНКО А.В., к.т.н., старший викладач
ВОЛОШИН М.Д., д.т.н., професор
ДМИТРИЄНКО Г.В., магістр
КОРОГОДІН І.С., бакалавр

Дніпродзержинський державний технічний університет

СТАНДАРТИЗАЦІЯ ТА КОНТРОЛЬ ЗА ДОТРИМАННЯМ ВМІСТУ ФОСФАТІВ У МІСЬКИХ СТІЧНИХ ВОДАХ

Вступ. В останні роки на діючих міських очисних спорудах спостерігається погіршення якості вихідних стічних вод, зокрема за фосфатами. Більшість споруд очищення міських стоків засновано на традиційній технології біологічної очистки, що не забезпечує доведення концентрації фосфатів до нормативних вимог [1, 2].

Концентрація фосфатів у міській стічній воді, яка надходить на очистку по Україні в середньому складає 6-10 мг/дм³, тобто вміст фосфатів, більший від цього показника, можливо вважати підвищеним.

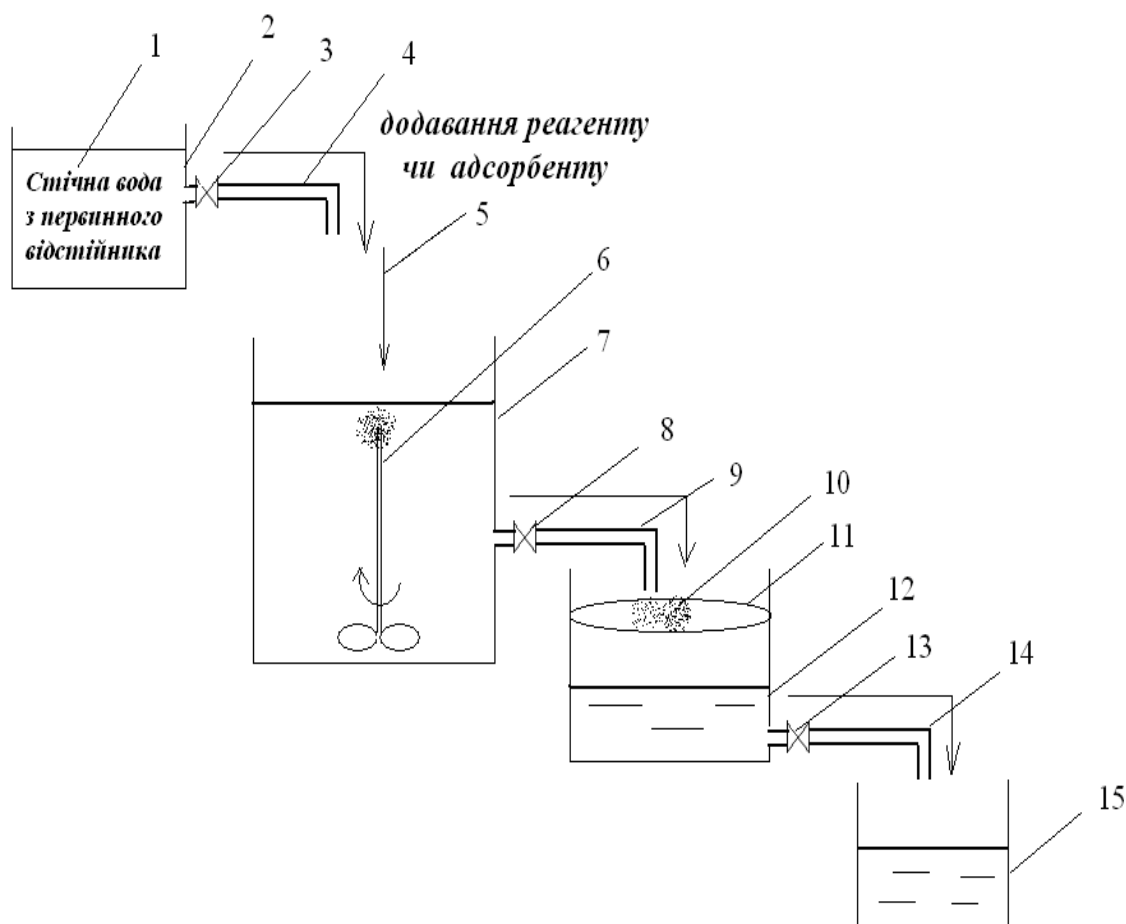
На міські очисні споруди лівого берега м. Дніпродзержинська стічні води потрапляють з підвищеним вмістом фосфатів (20-25 мг/дм³), в той час як ступінь видалення цих сполук при застосуванні діючої технології становить в середньому 15 мг/дм³ і перевищує допустиму норму в Україні в 4 рази (ГДК фосфатів 3,5 мг/дм³). А враховуючи той факт, що європейські стандарти до фосфатів складають близько 0,2 мг/дм³, то на лівобережних очисних спорудах м. Дніпродзержинська європейські нормативи перевищуються у 75 разів [1]. І тому задля дотримання стандартів України та Європи до фосфатів на діючих очисних спорудах необхідне застосування реагентів та адсорбентів на стадії механічної очистки.

Наслідком скиду стічних вод з понаднормовим вмістом фосфатів є евтрофікація, тобто бурхливе цвітіння синьо-зелених водоростей з подальшим відмиранням їх надлишкової біомаси, виділенням токсинів, порушенням кисневого режиму, «заморами» риби [3-5].

Постановка задачі. Задача роботи полягає у визначенні необхідної дози торфу, вапна та сульфату феруму (II) для доведення вмісту фосфатів у стічній воді з первинного відстійника до стандартів України та Європи.

Результати роботи. Для проведення експериментів реагентно-адсорбційної очистки стічної води від фосфатів з первинного відстійника була розроблена і застосована лабораторна установка, що зображена на рис.1. Стічну воду з первинного відстійника 1 з ємності 2 при відкриванні запірного вентиля 3 по трубопроводу 4 наливали у ємність об'ємом 2 дм³ для змішування реагенту зі стічною водою 7, туди ж додавали реагент чи адсорбент 5. Перемішування реагенту (адсорбенту) зі стічною водою здійснювали за допомогою магнітної мішалки 6. Для відділення осаду, що утворився 10 після видалення фосфатів, стічну воду пропускали через фільтр 11. У ємності 12 об'ємом 2 дм³ відділявся осад від очищеної стічної води 15 після обробки торфом, вапном та сульфатом феруму (II). Концентрацію неорганічних фосфатів у очищеній стічній воді 15 визначали фотометричним методом.

Стічну воду з первинного відстійника було оброблено торфом дозою 1, 10, 30 та 50 г/дм³. Вапно додавали у кількості 50, 100, 150 та 200 мг/дм³, сульфат феруму (II) – 40, 60, 80, 100 та 120 мг/дм³. Час контактування реагентів та торфу зі стічною водою становив 2 години, тому що саме такий в середньому час перебування стічної води у первинному відстійнику.



1 – стічна вода з первинного відстійника; 2 – ємність зі стічною водою; 3, 8, 13 – запірний вентиль; 4, 9, 14 – трубопровід; 5 – додавання реагенту чи адсорбенту; 6 – магнітна мішалка; 7 – ємність для змішування реагенту чи адсорбенту зі стічною водою; 10 – осад після обробки; 11 – фільтр; 12 – ємність для відділення осаду, що утворився від стічної води; 15 – очищена стічна вода

Рисунок 1 – Лабораторна установка для проведення реагентно-адсорбційної очистки стічної води від фосфатів з первинного відстійника

На рис.2 представлено залежність концентрації фосфатів від дози торфу. Виявлено, що при дозі торфу 30 г/дм^3 спостерігається доведення концентрації фосфатів у стічній воді з первинного відстійника до стандартів України ($3,5 \text{ мг/дм}^3$). При цій дозі досягається вміст фосфатів $1,625 \text{ мг/дм}^3$. Визначено, що для доведення концентрації фосфатів до європейських вимог необхідна доза торфу становить 50 мг/дм^3 , вміст фосфатів знижується до $0,25 \text{ мг/дм}^3$.

Видно, що при дозі вапна 150 мг/дм^3 залишковий вміст фосфатів становить $2,5 \text{ мг/дм}^3$, тобто доводиться до стандартів України. Визначено, що для доведення концентрації фосфатів до європейських вимог необхідна доза вапна становить 200 мг/дм^3 , при цьому концентрація фосфатів дорівнює $0,25 \text{ мг/дм}^3$.

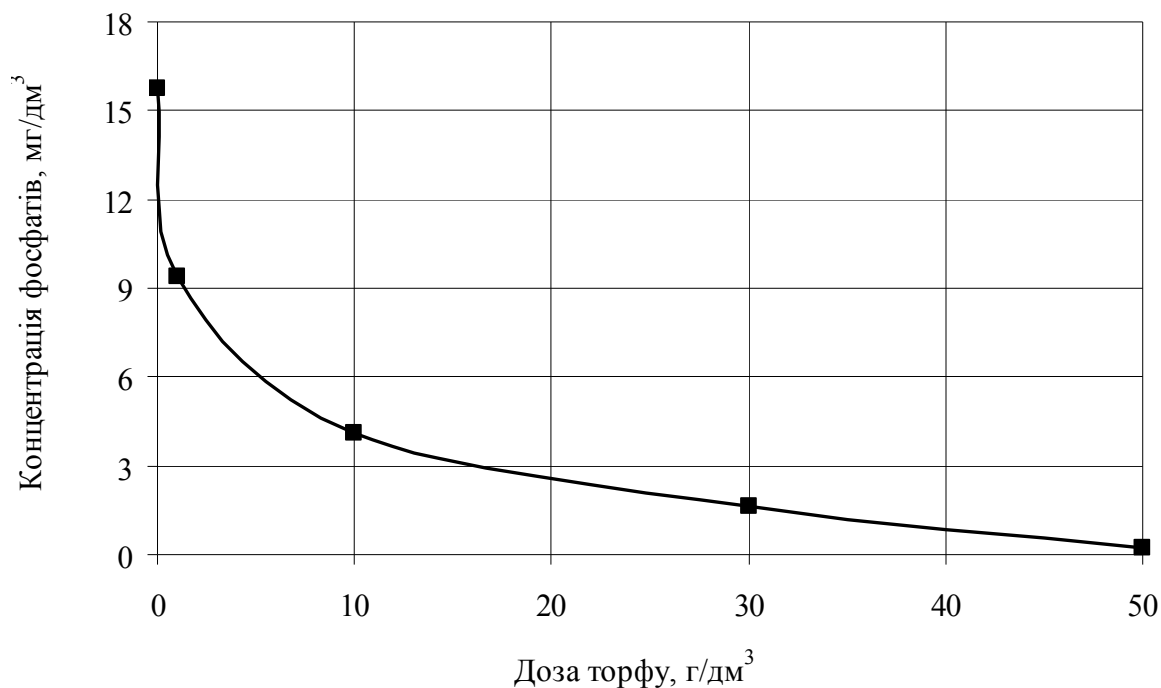


Рисунок 2 – Залежність концентрації фосфатів від дози торфу

На рис.3 показано залежність концентрації фосфатів від дози вапна CaO.

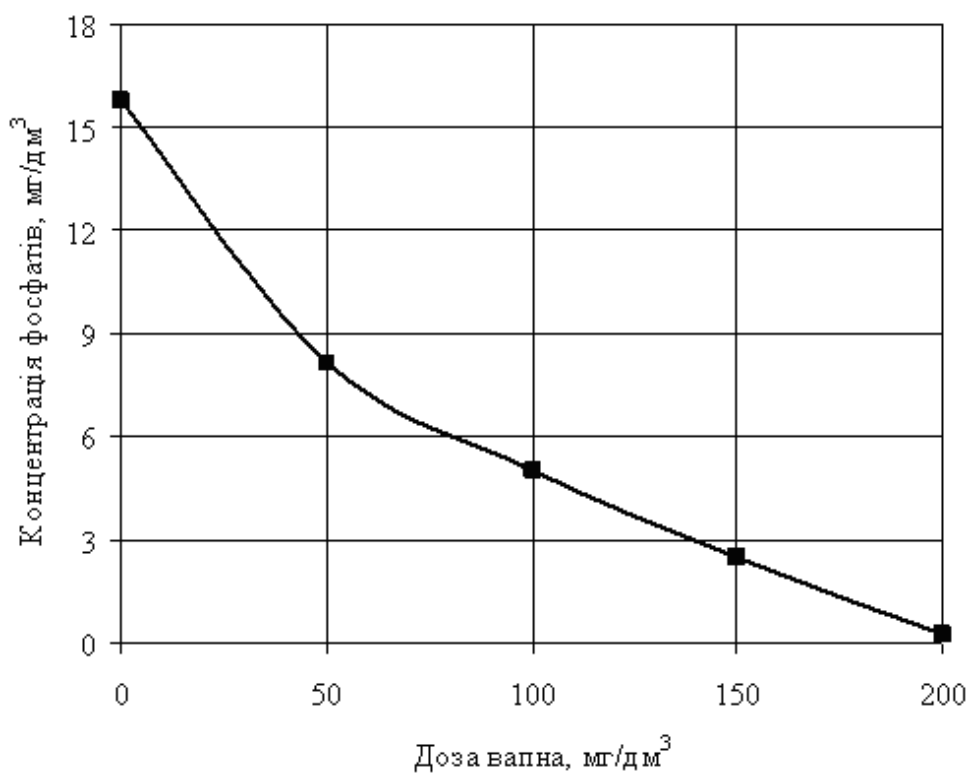


Рисунок 3 – Залежність концентрації фосфатів від дози вапна CaO

На рис.4 надано залежність концентрації фосфатів від дози сульфату феруму (II) $FeSO_4 \cdot 7H_2O$.

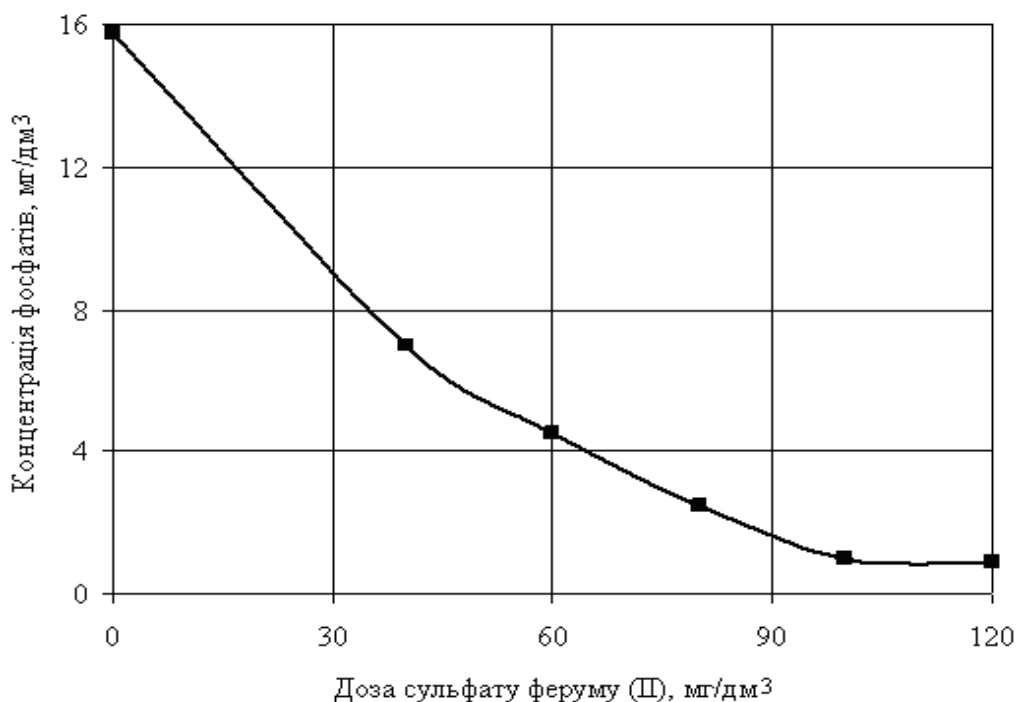


Рисунок 4 – Залежність концентрації фосфатів від дози сульфату феруму (II) $\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$

Встановлено, що при дозі сульфату феруму (II) 80 мг/дм^3 вміст фосфатів доводиться до стандартів України і становить $2,5 \text{ мг/дм}^3$. Задля досягнення європейських стандартів необхідно застосовувати сульфат феруму (II) дозою 120 мг/дм^3 , при цьому концентрація фосфатів дорівнює $0,8 \text{ мг/дм}^3$.

Висновки. На основі експериментальних досліджень визначено необхідні дози торфу, вапна та сульфату феруму (II) для доведення вмісту фосфатів до українських та європейських нормативних вимог, а саме для торфу ці дози відповідно становлять 30 г/дм^3 та 50 г/дм^3 , для вапна – 150 мг/дм^3 та 200 мг/дм^3 , сульфату феруму (II) – 80 мг/дм^3 та 120 мг/дм^3 . В подальшому плануються дослідження зі знаходження адсорбенту, найбільш близького за своїми властивостями до торфу на території Дніпропетровської області.

ЛІТЕРАТУРА

1. Іванченко А.В. Одержання органо-мінеральних добрив з продуктів очистки міських стічних вод від фосфатів: автореф. дис. на здобуття наук. ступеня канд. техн. наук: спец. 05.17.01 «Технологія неорганічних речовин» / А.В.Іванченко. – Дніпропетровськ, 2010. – 20с.
2. Зейфман Е.А. Интенсификация процессов очистки сточных вод от биогенных элементов: учебное пособие / Е.А.Зейфман., Е.А.Лебедева, Е.А.Тихановская – Вологда: ВоГТУ, 2003. – 146с.
3. Подорван Н.И. Удаление соединений фосфора из сточных вод / Н.И.Подорван, Л.И.Глоба, Н.И.Куликов, П.И.Гвоздяк // Химия и технология воды. – 2004.– Т. 26, № 6. – С.591-610.
4. Сиренко Л.А. Цветение воды и эвтрофирование / Л.А.Сиренко, М.А.Гавриленко. – К.: Наук. думка, 1978. – 232с.
5. Динамика поступления соединений фосфора в украинские прибрежные воды Черного моря и комплекс водоохраных мероприятий / В.С.Кресин, Е.В.Еременко, М.А.Захарченко [и др.] // Екологія довкілля та безпека життєдіяльності. – 2008. – № 5. – С.28-34.

Дніпродзержинський державний технічний університет

ТЕХНОЛОГІЯ ЗАСТОСУВАННЯ ОКСИДАНТІВ ДЛЯ ЗНЕЗАРАЖЕННЯ ВОДИ

Вступ. Основною вимогою в забезпеченні санітарних умов життєдіяльності людей є безперебійне забезпечення населення високоякісною питною водою з поверхневих джерел відповідно до встановлених нормативних вимог [1].

В останні роки системи централізованого водопостачання, що забезпечують питною водою близько 95% міського населення, не завжди подають споживачам якісну питну воду. За повідомленнями санітарних служб приблизно у 50% випадків очищена вода, що подається з поверхневих джерел, за окремими параметрами не відповідає нормативним вимогам на питну воду.

Основними причинами є постійне забруднення поверхневих джерел, що викликано скидом неочищених або недостатньо очищених побутових та промислових стоків, ганебний стан систем централізованого водопостачання внаслідок багаторічного недостатнього фінансування їх розвитку й модернізації та технічне відставання на водоочисних станціях схем очищення води, що використовуються.

В умовах прогресуючого погіршення стану водних об'єктів найбільш ефективними і надійними засобами підготовки питної води є реагенти. Обробка води реагентами та коагулянтами належить до найбільш поширених в світі методів очистки природних поверхневих вод, які дозволяють видалити більшу частину макрозабруднень (каламутність, кольоровість, сполуки металів) та мікрозабруднень органічними речовинами.

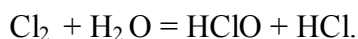
Постановка задачі. Метою досліджень є аналіз методів водопідготовки на прикладі підприємства КП ДОР «Аульський водовід» (Україна, Дніпропетровська область). Продуктивність підприємства становить 550 тис.м³/добу.

Результати роботи. Схема водопостачання водопровідного господарства підприємства містить у собі водозабірні споруди відкритого джерела водопостачання (р. Дніпро), водоводи, комплекс очисних споруд (мікрофільтри, змішувачі, камери реакцій, горизонтальні відстійники, двошарові фільтри, реагентне господарство, резервуари чистої води). На підприємстві з метою обеззаражування води передбачають її хлорування реагентом хлор рідкий Cl₂, який є отруйним газом й у 2,45 рази важчий від повітря. Хлор може бути у трьох агрегатних станах: твердому, рідкому, газоподібному. При атмосферному тиску 102,325 кПа хлор – це газ зеленувато-жовтого кольору з різким, неприємним запахом. Рідкий хлор – рухома масляниста рідина з густиною 1,427 г/см³ при температурі 15⁰С. З пониженням температури до 102⁰С хлор твердіє, утворює малі кристали темно-помаранчевого кольору з густиною 2,147 г/см³. Розчинність хлору у воді знижується з підвищенням температури. При охолодженні хлорної води до температури замерзання вона ділиться на чистий лід без запаху хлору і гідрат Cl₂ x 8H₂O [2].

Рідкий хлор містить не менше 99,5% Cl₂, у воді розчиняється погано. Максимальний вміст води у рідкому хлорі становить не більше 0,06 мас.%. Тому, враховуючи погану розчинність у воді рідкого хлору, хлорують воду на водоводах тільки газоподібним хлором [3].

Хлор рідкий (в більшості випадків) поступає на підприємство від постачальника в сталевих контейнерах у рідкому стані. При тиску біля 0,6 МПа хлор при звичайній температурі перетворюється на рідину.

При подачі у воду рідкого хлору (або газоподібного) виникає хлорнуватиста і соляна кислоти:



Далі йде дисоціація отриманих кислот. Доза хлору залежить не тільки від бактеріального забруднення води, але й від її якості, тому що хлор витрачається не тільки на знезаражування, але й на окислювання органічних і неорганічних речовин. Після обеззараження у воді залишається залишковий хлор в межах 2,0-2,8 мг/л. В табл.1 наведено дані лабораторного аналізу вихідної та очищеної води, а на рис.1 – залежність фактичних витрат хлору від дози хлорування на первинне й вторинне хлорування.

Таблиця 1 – Середні дані аналізу вихідної та очищеної води

Найменування контрольованих показників	Вихідна вода	Очищена вода	Нормативні показники [4]
1. Температура, °C	10,9	10,9	не нормується
2. Запах при 20°C і при нагріванні до 60°C, бали	1	2	2
3. Кольоровість, градуси	37	17,9	20
4. Мутність, мг/дм ³	1,86	0,72	1,5
5. Лужність, моль/дм ³	2,89	2,77	не нормується
6. Присмак, бали	1	1	2
7. Азот амонійний, мг/дм ³	0,64	0,13	2,0
8. Нітрити, мг/дм ³	0,07	0,002	3,3
9. Нітрати, мг/дм ³	4,6	2,25	45
10. Залізо загальне, мг/дм ³	0,3	0,11	0,3
11. Алюміній, мг/дм ³	0,04	0,11	0,5
12. Хлороформ, мг/дм ³	0,005	0,097	0,06
13. У-активність, Бк/дм ³	0,19	0,18	1,0
14. Окислюваність, мгО/дм ³	6,08	5,17	не нормується
15. Молібден, мг/дм ³	0,0025	0,002	0,25
16. Водневий показник, рН	8,03	7,5	6-9
17. Мінералізація загальна (сухий залишок), мг/дм ³	234,7	251	1000
18. Жорсткість загальна, моль/м ³	3,25	3,24	7
19. Сульфати, мг/дм ³	26,43	33,54	500
20. Хлориди, мг/дм ³	11,59	21,35	350
21. Мідь, мг/дм ³	0,98	0,98	1,0
22. Марганець, мг/дм ³	0,176	0,1	0,1
23. Цинк, мг/дм ³	0,01	0,01	5,0
24. Свинець, мг/дм ³	0,01	0,01	0,03
25. Миш'як, мг/дм ³	0,01	0,01	0,05
26. ПАР, мг/дм ³	0,2	0,2	0,5
27. Фтор, мг/дм ³	0,276	0,137	0,7-1,5
28. Поліфосфати, мг/дм ³	0,425	0,206	3,5
29. Коліфаги в 1 дм ³	950	22	100
30. Фітопланктон, кл/дм ³	471	38	1000
31. Число бактерій в 1 дм ³ води, що досліджується, КОЕ/див ³	260	56	100
31. Вірусологічні показники:			
- аденовіруси	1	-	відсутність
- ротавіруси	1	-	відсутність
- віруси гепатиту А	-	-	відсутність

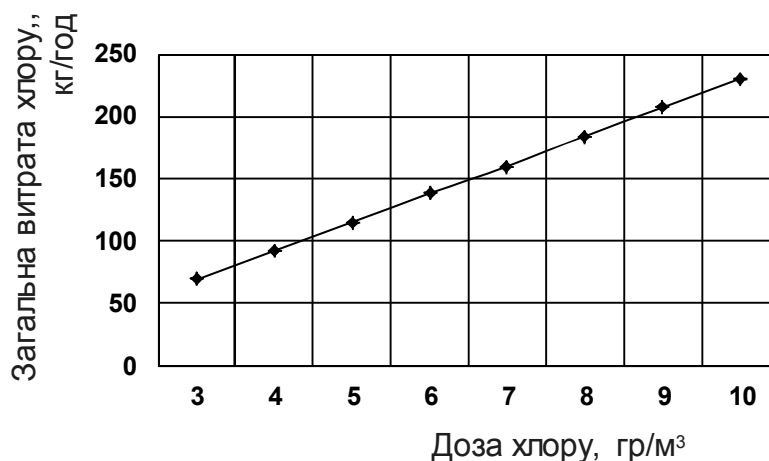


Рисунок 1 – Залежність фактичних витрат хлору від дози хлорування

Досить значні обсяги використання рідкого хлору вимагають утримання окремої структури на водопідготовчій станції – хлорного господарства – та суттєвих економічних витрат як на придбання хлору, так і на його транспортування.

Як альтернатива хлоруванню для знезараження води рекомендуємо застосування технології оксидантів. Оксидантами називають водяну суміш хлору, діоксиду хлору й озону, одержану за спеціальною електрохімічною технологією. Вони призначені для знезараження питної води, промислових і побутових стічних вод, води плавальних басейнів, так як мають високі антимікробні властивості по відношенню до всіх патогенних мікроорганізмів й навіть спор.

Водяний розчин оксидантів являє собою безбарвну прозору рідину із $\text{pH} = 2,5 \pm 0,5$ із запахом хлору. Основними діючими антимікробними речовинами в розчині оксидантів є хлорноватиста кислота (HClO), що утворюється при взаємодії хлору з водою, а також розчинений хлор і діоксид хлору. Ці речовини становлять більше 98% всіх речовин в розчині оксидантів при їхній загальній концентрації 1 г/дм³.

Оксиданти мають перевагу у порівнянні як з хлором, так і з іншими дезінфектантами. Хлор як отруйна речовина представляє велику небезпеку в процесі його виробництва, перевезення, зберігання і застосування. Одним з недоліків хлорування води є утворення галогенних сполук, більшу частину яких становлять тригалометани, а саме: хлороформ, діхлорбромметан, дібромхлорметан і бромформ, які остаточно залишаються в обробленій воді й небезпечно впливають на людину при потрапленні до її організму, а саме – призводять до злоякісних новоутворень в шлунку та кишечнику [5].

Процес утворення тригалометанів розтягнутий у часі до декількох десятків годин, а їхня кількість тим більша, чим вища рН води. Застосування гіпохлориту натрію або кальцію для дезінфекції води збільшує ймовірність утворення тригалометанів. Побічні продукти озонування представляють набагато більшу небезпеку, ніж побічні продукти хлорування. Озон утворює шкідливі продукти, що включають альдегіди, кетони, органічні кислоти, тригалометани, бромати, пероксиди, бромоводню кислоту. Озон розщеплює складні органічні сполуки на фрагменти, які слугують живильним середовищем для мікроорганізмів у воді. Діоксид хлору утворює хлорати і хлорити, псує смак води. Він вимагає обов'язкового одержання його на місці застосування і відноситься до легкозаймистих речовин. Одержати розчин оксидантів можливо за допомогою установки "АКВАХЛОР", яка розроблена відомим вченим В.М.Бахіром [6].

Установка включає блок виготовлення соляного розчину NaCl , блок електрохімічних реакторів, в якому створюються розчин NaOH та волога газоподібна суміш ок-

сидантів, яка в ежекторному змішувачеві розчиняється в чистій воді. Втрата солі на виготовлення оксидантів складає 2 кг/кг. В установці застосований імпульсний випрямляч, стабілізований за струмом.

Газоподібна суміш оксидантів, синтезована в такій установці, складається з молекулярного хлору (90-95%), діоксида хлору (3-7%) і озону (0,5-3,0%). Також у газоподібній суміші оксидантів утримується 0,5-1,5% синглетного кисню й мікрокрапельок вологи з гідропероксидними й хлоркисневими оксидантами – продуктами електрохімічних реакцій в анодній камері, яка працює при підвищеному тиску і має керамічну діафрагму.

В анодні камери електрохімічного реактора установки під тиском подається розчин хлориду натрію. Завдяки особливостям конструкції електрохімічних елементів при перепаді тиску на діафрагмі від 0,05 до 0,1 МПа здійснюється електродифузійний відбір іонів натрію й води через керамічну діафрагму, у результаті чого відбувається поділ розчину хлориду натрію на газоподібні продукти, що видаляються з анодної камери, й розчин гідроксиду натрію концентрацією 120-150 г/дм³, що утворюється в катодній камері. Отримані в анодній камері газоподібні оксиданти разом з мікрокрапельками води, що містять синглетний кисень, пероксид водню, надходять в ежекторний змішувач установки, де розчиняються у воді в межах від 0,5 до 2,0 г/дм³. У катодних камерах, крім розчину гідроксиду натрію, утворюється водень із розрахунку 1,4 г на 100 г газоподібних оксидантів.

Безпечна експлуатація установок “АКВАХЛОР” і відсутність ризику отруєння обслуговуючого персоналу й навколишнього середовища неконтрольованим викидом хлору гарантовані малим об'ємом газоподібних оксидантів (менш 200 мл), які під тиском близько 0,1 МПа під час роботи установки протікають по трубопроводу усередині установки через регулятор тиску газу й надходять в ежекторний змішувач, де розчиняються в невеликому об'ємі оброблюваної води, перетворюючись у такий спосіб в аналог хлорної води.

Попутно отриманий розчин гідроксиду натрію доцільно використовувати для готування розчинів коагулянтів, а також у якості ефективного мийного засобу.

На підприємстві КП ДОР «Аульський водовід» в уже існуючому приміщенні хлорного господарства можливо без виконання проектно-монтажних робіт розмістити та використовувати для знезараження води об'єднану багатомодульну систему для отримання оксидантів. Для цього достатньо вже існуючі гідравлічну та електричну мережі поєднати з об'єднаною установкою “АКВАХЛОР-500”. Необхідна кількість модульних елементів потужністю по оксидантам до 500 г/год (500 м³ обеззараженої води за годину) буде становити 50 штук, так як фактична продуктивність підприємства становить 550 тис.м³ очищеної води за добу.

При вартості установки “АКВАХЛОР-500” 241000 грн. та одного модульного елемента 2300 грн. загальні капіталовкладення для переходу на використання оксидантів замість хлору складуть 356000 грн.

Висновки. 1. Завдяки використанню для отримання питної води на водопідготовчих станціях технології оксидантів, при якій не утворюються небажані попутні суміші, стане можливим покращити екологічну ситуацію серед населення за рахунок зменшення кількості хлороформу в очищеній воді, підвищити екологічну й гігієнічну безпеку виробництва питної води, знизити корозію обладнання та трубопроводів, підвищити економічність водопідготовки.

2. Розчин суміші оксидантів сприяє видаленню мутності з води, небажаних запахів та присоків.

3. Використання розчину суміші оксидантів забезпечує абсолютну нешкідливість для організму людини й тварин, а також не накопичується у навколишньому середовищі.

4. Низька собівартість порівняно з іншими знезаражувальними засобами розчину суміші оксидантів є показником економічності й швидкої окупності.

В подальшому планується дослідити вплив оксидантів на кінцевий хімічний склад очищеної води за контрольованими показниками: марганець, мідь, свинець, поверхнево-активні речовини, вміст яких майже не змінюється після загального очищення поверхневих вод.

ЛІТЕРАТУРА

1. Джерела централізованого господарсько-питного водопостачання: ГОСТ 2761-84. – М.: Госстандарт, 1984. – 69с.
2. Кульский Л.А. Технология очистки природных вод / Л.А.Кульский, П.П.Строкач. – К.: Вища школа, 1981. – 327с.
3. Кульский Л.А. Справочник по свойствам, методам анализа и очистке воды. Часть 2. / Л.А.Кульский, И.Т.Гороновский. – К.: Наукова думка, 1980. – 1205с.
4. Вода питьевая. Гигиенические требования и контроль за качеством: ГОСТ 2874-82. – М.: Госстандарт, 1989. – 245с.
5. Экология и здоровье человека. Охрана водного и воздушного бассейнов. Утилизация отходов: [сборник научных трудов]. – Харьков-Алушта., 2005. – 959с.
6. Бахир В.М. Установка АКВАХЛОР: оптимальная система для обеззараживания воды / В.М.Бахир. – Водоснабжение и канализация. – 2009. – № 3 – 36с.

УДК 628.316.12:664.15

ОВЕЧКИНА О.А., студентка
ШЕСТОЗУБ А.Б., к.т.н., доцент
ПАНЧЕНКО М.І., к.т.н., доцент
ОЛІЙНИК М.А., аспірант

Дніпродзержинський державний технічний університет

РОЗРОБКА ВАРІАНТІВ ТЕХНОЛОГІЇ ДЛЯ ПРОЕКТУВАННЯ УСТАНОВКИ ОЧИЩЕННЯ СТИЧНИХ ВОД ВИРОБНИЦТВА ЯБЛУЧНОГО СОКУ

Вступ. В Україні виробництво харчової продукції здійснюють понад 22 тис. підприємств, на яких зайнято більше мільйона працюючих. Харчова промисловість є однією з галузей, що нині динамічно розвивається та яка споживає значну кількість води і скидає стічні води (СВ) на поля фільтрації, у відстійники та водойми без достатнього очищення. Особливо це відноситься до порівняно невеликих та численних заводів із виробництва концентрованих соків. Для них характерне перевищення гранично допустимих концентрацій (ГДК) ряду речовин у стічних водах, які скидаються. Переважно це занадто кисле середовище СВ (рН близько 3,5). До таких підприємств відноситься ТОВ «Інтерфрут-Україна», м. Марганець – завод з виробництва соку яблучного концентрованого.

Постановка задачі. В період сезону, що триває більше 100 діб, підприємство щодобово скидає у міську каналізацію більше 200 м³ СВ. Виробничі стічні води утворюються на різних стадіях технологічного процесу та з різними забрудненнями. Зазвичай ці СВ мають ряд перевищень показників норм, затверджених для комунальних водоочисних господарств. Крім того, СВ з технологічних стадій не збираються та не усе-

реднюються попередньо перед скиданням в каналізацію. А це призводить до значних виплат, включно штрафних, за скиди забруднюючих речовин. Таким чином, підприємству доцільно створити локальні очисні споруди, де б СВ технологічних стадій збиралася, усереднювалися та очищалися перед їх скиданням у міську каналізацію. Для проектування такої установки очищення необхідно оцінити кількість та проаналізувати показники забруднень всіх стічних вод, вибрати та дослідити технологічні варіанти зниження «критичних» показників забруднень, розробити технологічну схему, підібрати обладнання та оцінити витрати на створення та експлуатацію.

Результати роботи. Виробництво соку яблучного концентрованого можна поділити на три технологічні дільниці:

- 1) мийка сировини та пресування: зливається вода з миючого контуру та рештки при пресуванні (сік, жом, вода);
- 2) ультрафільтрація: в основному це вода після мийки ємностей та ультрафільтрації;
- 3) вакуумвипарна станція (ВВС): в основному це водопровідна вода, яка охолоджує систему ВВС, та вода після мийки ВВС.

Передбачаючи попереднє збирання добового скиду, використовуючи дані з кількості й закисленості СВ окремих стадій виробництва в період сезону та користуючись залежністю між значеннями рН і рОН та концентраціями іонів H^+ і OH^- [1], розрахували взаємонейтралізацію при цьому.

Характеристики СВ різних технологічних стадій, результати розрахунків концентрації іонів H^+ і OH^- та обсяг води після змішування і концентрації цих іонів в ній представлені в табл. 1.

Таблиця 1 – Характеристика СВ ТОВ «Інтерфрут- Україна» за добу

Місце збирання стоків	Кількість СВ, м ³	рН	[H ⁺] г-іон/л	рОН	[OH ⁻] г-іон/л	г-іон
Мийка сировини:						
вода для миття сировини	30,0	3,5	$3,16 \cdot 10^{-4}$	10,5	$3,16 \cdot 10^{-11}$	9,48 ⁺
мийка гіпохлоритом натрію миючого комплексу	2,0	9,5	$3,16 \cdot 10^{-10}$	4,5	$3,16 \cdot 10^{-6}$	0,006 ⁻
Пресування:						
сік, вода, жом	16,8	3,5	$3,16 \cdot 10^{-4}$	10,5	$3,16 \cdot 10^{-11}$	5,3088 ⁺
вода з лимонною к-тою	1,1	2,0	$1,00 \cdot 10^{-2}$	12,0	$1,00 \cdot 10^{-12}$	11,0 ⁺
вода з гідроксидом натрію	1,1	10,5	$3,16 \cdot 10^{-11}$	3,5	$3,16 \cdot 10^{-4}$	0,3476 ⁻
Ультрафільтрація:						
лютерна вода	46,0	3,8	$1,59 \cdot 10^{-4}$	11,2	$6,31 \cdot 10^{-12}$	7,314 ⁺
вода з гідроксидом натрію	8,0	10,5	$3,16 \cdot 10^{-11}$	3,5	$3,16 \cdot 10^{-4}$	2,528 ⁻
ВВС (Вакуум випарна станція):						
вода водопровідна	100,0	7,5	$3,16 \cdot 10^{-8}$	6,5	$3,16 \cdot 10^{-7}$	0,0316 ⁻
вода з лимонною к-тою	4,5	2,0	$1,00 \cdot 10^{-2}$	12,0	$1,00 \cdot 10^{-12}$	45,0 ⁺
вода з гідроксидом натрію	4,5	10,5	$3,16 \cdot 10^{-11}$	3,5	$3,16 \cdot 10^{-4}$	1,106 ⁻
вода після змішування	214,0	5,46	78,1028		4,0192	

Як видно з даних табл.1, за добу підприємство скидає близько 214 м³ СВ, сумарна кількість іонів [H⁺] в добовому стоку виробництва, г-іон – 78,1028, а іонів [OH⁻] – 4,0192 г-іон.

При взаємонеутралізації (змішуванні) стічних вод різних виробничих стадій вода залишається закисленою. Щоб нейтралізувати СВ, потрібно 74,0836 г-іон OH⁻.

Виходячи з характеристик та доступності лужних матеріалів для нейтралізації закислених стоків виробництва соку яблучного концентрованого, доцільно використовувати вапно. Ця сировина застосовується на підприємстві для консервації обладнання котельні в період міжсезоння, а після цього накопичується як твердий відхід. Використання вапна після консервації обладнання для нейтралізації СВ після їх змішування дозволить суттєво скоротити витрати на реалізацію процесу очистки.

З метою визначення технологічних умов застосування вапна після консервації обладнання для донейтралізації СВ проведені лабораторні дослідження, метою яких було визначення витрати вапна та концентрації його розчину.

Для досліджень варіантів технології очищення СВ нейтралізацією вапном після консервації обладнання використовували:

- рН-метр марки «Inolab 720», який пройшов державну перевірку;
- магнітну мішалку;
- 2 магніти;
- стакан скляний на 500 мл термостійкий широкий;
- скляні палички;
- дистильовану воду.

Результати лабораторних досліджень наведені в табл.2.

Таблиця 2 – Експериментальні дані з нейтралізації стічних вод ТОВ «Інтерфрут-Україна» вапном після консервації обладнання (150 мл СВ з рН=5,4)

№ досліджу	Концентрація розчину Ca(OH) ₂ , %	Кількість розчину (вапняного молока), що пішла на нейтралізацію, мл	Показник рН після нейтралізації
1	50	1,0	7,8
2	40	1,2	8,0
3	30	1,5	7,5
4	20	2,1	7,7
5	10	3,0	7,8
6	5	7,3	8,1

Вода після обробки вапняним молоком візуально не містила зважених частинок.

Як видно з табл.2, кількість вапняного молока, що йде на обробку СВ, збільшується зі зменшенням вмісту Ca(OH)₂. Для нейтралізації можна брати розчини 20-50%, кількість яких невелика, але вони мають досить густу консистенцію, то ж зберігання та подача такого розчину на нейтралізацію в промислових умовах будуть ускладненими. Тому для донейтралізації виробничих стічних вод доцільно використовувати вапняне молоко концентрацією 10% Ca(OH)₂. Витрати такого розчину порівняно невеликі, а його транспортування можливе відцентровими насосами.

Іншим значним перевищенням норм у фізико-хімічних показниках СВ ТОВ «Інтерфрут-Україна» є розчинне залізо – 9,5 мг/дм³ при нормі 0,75 мг/дм³.

Аналіз інформації з відомих методів знезалізнення стічних вод [2-4] та вивчення можливостей підприємства показали, що в даних умовах прийнятним є метод обробки СВ повітрям. При цьому двовалентне залізо перетвориться в тривалентне, сполуки якого нерозчинні і можуть бути видалені відстоюванням та фільтруванням.

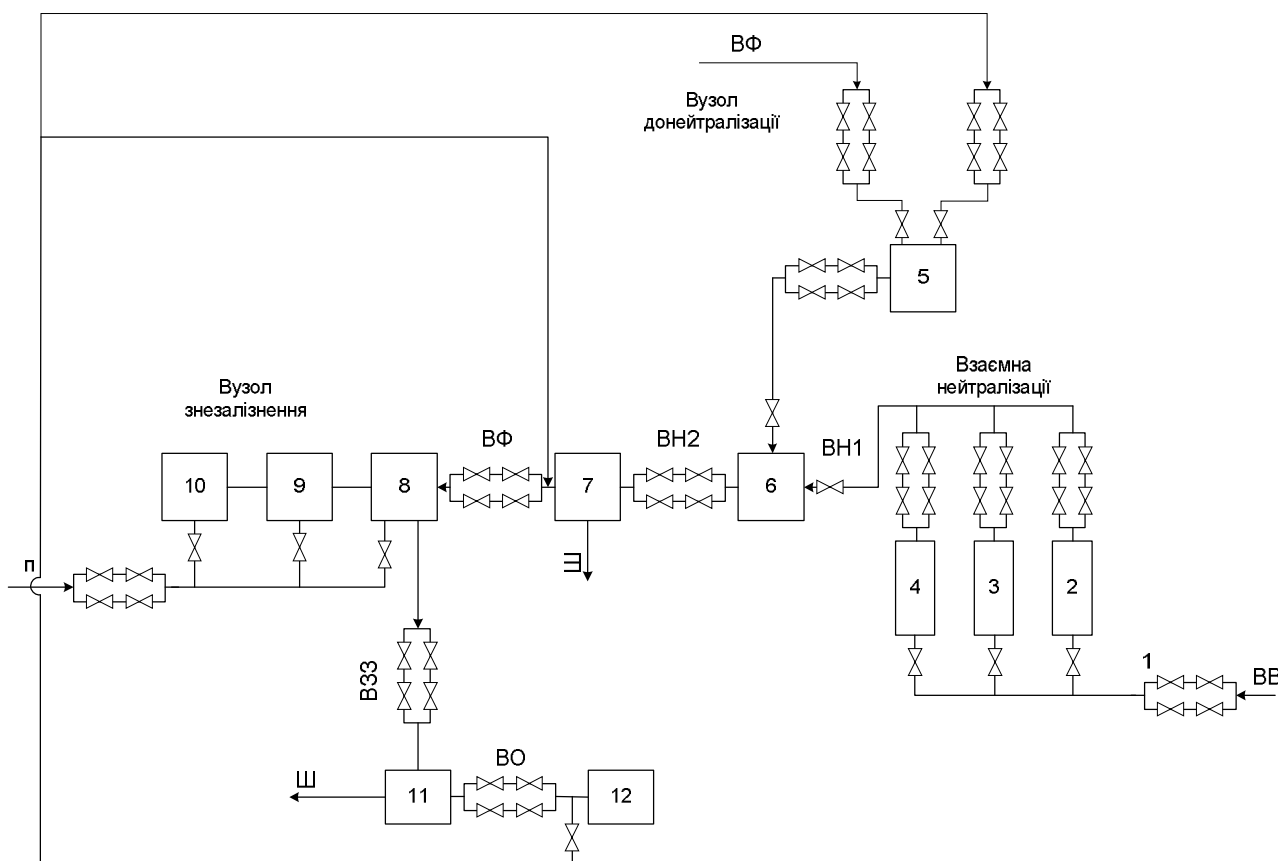
З метою визначення технологічних умов обробки СВ повітрям виконані експериментальні дослідження, метою яких було визначення витрати повітря та часу обробки.

Експерименти проводили, використовуючи наявне промислове обладнання. В циліндричний вертикальний реактор об'ємом 300 л, виготовлений із легованої сталі та обладнаний пропелерною мішалкою з числом обертів 900 на хвилину, з контролем температури та тиску заливали 100 л стічних вод (концентрація двовалентного заліза – $9,5 \text{ мг/дм}^3$), потім, включали перемішування, а знизу в реактор подавали повітря з витратою $40\text{-}80 \text{ м}^3/\text{год}$. Експеримент тривав не менше 90 хв.

Вміст заліза зменшується зі збільшенням часу продування та витрати повітря. Середня швидкість зниження вмісту заліза зі збільшенням часу обробки зменшується. Якщо в експерименті тривалістю 1,5 год вона становила $0,72 \text{ мг/дм}^3$ на годину, то в експерименті тривалістю 12 год – $0,49 \text{ мг/дм}^3$ на годину.

За результатами експериментів визначено час обробки та витрату повітря для проектування установки очищення СВ.

Враховуючи результати попередніх досліджень, в основу технологічної схеми установки очищення СВ виробництва соку яблучного концентрованого (рис.1) покладено збір та усереднення стічних вод всіх стадій, нейтралізацію відпрацьованим вапном та обробку повітрям. Передбачається також максимально використати наявне обладнання, ємності, комунікації, споруди та майданчики виробництва.



1 – насосна станція ВВ; 2, 3, 4 – ємності для взаємонеутралізації; 5 – вузол приготування вапняного молока; 6 – ємність для до нейтралізації; 7, 11 – фільтри; 8, 9, 10 – ємності для знезалізнення ВВ; 12 – каналізаційна мережа; ВВ – виробнича вода; ВН1 – вода після взаємонеутралізації; ВН2 – вода після донейтралізації; ВЗЗ – вода знезалізнена; ВФ – вода фільтрована; ВО – вода очищена; Ш – шлам

Рисунок 1 – Принципова технологічна схема установки очищення стічних вод виробництва яблучного соку

Як видно з рис.1 виробничі води (ВВ) насосом подаються одночасно в три ємності по 100 м³, де відбувається їх взаємна нейтралізація та усереднення. Ємності обладнані пропелерними мішалками і з'єднані між собою так, що мають можливість переміщення ВВ з однією ємності в інші. Після усереднення та взаємної нейтралізації у ємностях 2, 3, 4 ВВ мають показник рН=5,5, після цього взаємонейтралізовані води ВН₁ поступають на вузол донейтралізації у ємність 6, де за допомогою дозування вапняного молока з баку 5 відбувається донейтралізація ВН₁, потім нейтралізована вода ВН₂, маючи показник рН=8,0, проходить багат шаровий фільтр (перший шар – гравій, де затримуються крупніші тверді частки, другий шар – пісок), де відбувається тонка очистка. Далі очищена від зважених речовин вода ВФ поступає на вузол знезалізнення у ємності 8, 9, 10, куди за допомогою газодувки подається атмосферне повітря. Після окиснення знезалізнені води ВЗЗ поступають на фільтр, де відфільтровуються зважені речовини. Передбачена можливість циркуляції знезалізненої води на вхід вузла знезалізнення. На випадок значного перевищення вмісту заліза також передбачена подача водопровідної води.

Очищені виробничі води ВО, які відповідають нормі за фізико-хімічними показниками, скидаються у міську каналізаційну мережу.

Для проектування установки очищення стічних вод виробництва яблучного соку підбрано обладнання, визначено витрати сировини, матеріалів, енергоресурсів. Розраховано, що витрати на створення та експлуатацію установки очищення менші, ніж виплати за викиди забруднених стічних вод протягом одного сезону.

Висновки. Визначено кількості стічних вод окремих технологічних стадій та всього виробництва яблучного соку, проаналізовано вміст забруднюючих речовин та встановлено, що при попередньому збиранні цих вод і їх накопиченні протягом доби у змішувачі змішані води будуть мати кислу реакцію (рН = 5,4). Запропоновано та експериментально досліджено нейтралізацію закислених стічних вод вапном після консервації обладнання, що є відходом виробництва. Зниження вмісту заліза у СВ передбачається досягати їх продуванням повітрям, для чого виконані на промисловому обладнанні дослідження з визначення витрат повітря та часу обробки.

Розроблено принципову технологічну схему установки очищення СВ та підбрано основне обладнання, визначено витрати сировини, матеріалів, енергоресурсів.

Рекомендована до проектування технологія очищення СВ підприємства дозволить здійснювати скид їх в міську каналізацію без перевищень діючих норм та скоротити виплати за їх скиди.

В подальшому планується дослідити та отримати результати очистки стічних вод у виробництві соку яблучного в промислових умовах за запропонованою технологією.

ЛІТЕРАТУРА

1. Перельман В.И. Краткий справочник химика / Перельман В.И. – М.: Издательство «Химия», 1964. – 624с.
2. Запольський А.К. Водопостачання, водовідведення та якість води: підруч. / Запольський А.К. – К.: Вища школа, 2005. – 671с.
3. Запольський А.К. Фізико-хімічні основи технології очищення стічних вод: підруч. / Запольський А.К. – К.: Лібра, 2000. – 552с.
4. Кульський Л.Н. Справочник по свойствам, методам и очистке воды: в 2 т. / Кульський Л.Н., Гороновский І.Т., Шевченко А.М. – К.: Наукова думка, 1980. – 1206с.

Дніпродзержинський державний технічний університет

РЕКОМЕНДАЦІЇ ЩОДО ЗМЕНШЕННЯ НАВАНТАЖЕННЯ НА МІСЬКІ ОЧИСНІ СПОРУДИ М. ДНІПРОДЗЕРЖИНСЬКА НА ПРИКЛАДІ ОРІЛЬСЬКОЇ ПТАХОФАБРИКИ

Вступ. З кожним роком все гостріше постає проблема взаємостосунків людини з навколишнім середовищем. Розвиток промисловості птахофабрик завдає природі неповторний збиток. Скидання промислових стічних вод та газових викидів призвів до такого забруднення природних водойм та атмосфери, що боротьба за їх чистоту перестала бути завданням вузьких фахівців і виросла в загальнонародну проблему.

Постійно зростаючий попит на м'ясу продукцію сприяє розвитку найбільш перспективних галузей тваринництва, однією з яких є птахівництво.

Орільська птахофабрика – Закрите акціонерне товариство з іноземними інвестиціями ЗАТ з П "Оріль-Лідер" – випускає м'ясо птиці, філе куряче, стегенця, бройлерів і є одним з провідних підприємств на території України. Основні види діяльності підприємства – розведення птиці; виробництво м'яса свійської птиці; виробництво м'ясних продуктів.

Сумний парадокс полягає в тому, що за негативного антропогенного впливу на навколишнє середовище стоїть промислове птахівництво. Тому останнім часом на підприємстві екологічним проблемам стали надавати особливого значення.

Постановка задачі. Метою дослідної роботи є зменшення забруднення навколишнього середовища від викидів та скидів шкідливих речовин, і в першу чергу зі стічними водами, зменшення недостатньо очищених скидів підприємства у міську каналізацію зі значеннями показників, що не відповідають гранично допустимим концентраціям (ГДК). Для зменшення забруднення стічних вод птахофабрики необхідна розробка нових технологій замкнутого циклу водопостачання, які дадуть можливість повністю ліквідувати скидання стічних вод у міську каналізацію, а свіжу воду використовувати для поповнення безповоротних втрат, що було б економічно вигідно для підприємства.

Для досягнення поставленої задачі необхідно виконати дослідження з питань:

- визначення та аналіз основних джерел викидів та скидів шкідливих речовин у навколишнє середовище;
- підбір надійних методів очищення стічних вод;
- удосконалення технологічної схеми очистки стічних вод підприємства;
- обґрунтування ефективності запропонованих методів та обладнання.

Результати роботи. Аналіз роботи птахівничих підприємств взагалі та Орільської птахофабрики показує, що подальше збільшення виробництва яєць і м'яса птиці буде супроводжуватися збільшенням в пропорційній кількості так званих органічних відходів: пташиного посліду, стічних вод, нехарчових продуктів технічної переробки птиці, які з різних багатьох об'єктивних і суб'єктивних причин поки що не можуть бути повністю використані безпосередньо в птахівничому господарстві. В даний час від птахофабрики (400,0 тисяч курей-несучок або 6,0 млн. курчат-бройлерів) за рік надходить понад 500,0 тис. м³ стічних вод, більш ніж 600 тонн продуктів технічної переробки птиці.

Джерела забруднень, що виділяються птахівницькими підприємствами в навколишнє середовище, поділяються за видами на:

- газопилові викиди – продукти розкладання або спалювання органічних відходів: мікроорганізми, пил, органічні сполуки, оксиди азоту, сірки та вуглецю;

- стічні води, що містять полідисперсну масу з твердими включеннями пилу, пуху, залишків корму, а також сполуки азоту, нітриту, нітрати, хлориди, сульфати, фосфати, патогенні мікроби, жири, залізо, біологічні (БПК) та хімічні (ХПК) забруднюючі речовини, нафтопродукти, СПАР;

- нехарчові відходи птахопереробки: перо, ветеринарні конфіскати, малоцінні продукти, а також полеглий птах.

Оцінка кожного забруднювача здійснюється екологічною службою підприємства у відповідності до діючих нормативних документів під контролем відповідних наглядових органів.

Забруднення навколишнього середовища найчастіше відбувається через недосконалість технологій, що застосовуються, і технічних засобів, недотримання встановлених екологічних вимог. В даній роботі розглядаються проблеми очисних споруд стічних вод, газових викидів виробництв птахофабрики «Оріль-Лідер».

Для стоків вміст шкідливих речовин нормується ГДК та гранично допустимими скидами (ГДС), тому вони повинні проходити відповідну очистку до вказаних норм перед скидом у водойму, в даному випадку у загальноміську лівобережну каналізаційну систему.

ЗАТ з П "Оріль-Лідер" за технологічним типом – це підприємство замкнутого циклу.

В основу виробництва м'яса бройлерів покладена технологія рівномірного річного вирощування бройлерів з одностадійного до 42-х денного віку. Між циклами вирощування бройлерів (їх п'ять на рік) існують санітарно-профілактичні розриви. Для виводу курчат-бройлерів використовується інкубатор на 900 тис. яйцемісць.

В атмосферне повітря потрапляють викиди систем загально-обмінної і місцевої вентиляції, газоподібні викиди від технологічного обладнання, речовини з неприємним запахом (утилізація відходів виробництва), організовані і неорганізовані викиди, викиди автотранспорту та ін. Обсяг викидів та їх склад залежить від джерела утворення і транспортування викиду (організовані або неорганізовані викиди, тип вентиляції тощо) [1].

Вентиляційні викиди містять аміак, феноли, кетони, сірководень, діоксид сульфуру, оксиди карбону, сажу, деревний і кістковий пил тощо. Залежно від потужності та технологічних особливостей виробництва кількість вентиляційного повітря, що викидається, а також концентрація шкідливих речовин змінюються в широких межах. Викиди витяжних вентиляційних систем містять незначні концентрації забруднюючих речовин. Проте це є найбільшим за об'ємом (70-90%) викидом забруднень із вмістом різноманітних газо- і пароподібних речовин та пилу (котельні, димогенератори).

Основними джерелами забруднення атмосферного повітря речовинами з неприємним запахом є цехи технічних і кормових фабрикатів (утилізація відходів виробництва), де переробляють відходи основних цехів. Внаслідок негерметичності обладнання відділення сировини в повітря виділяється значна кількість речовин з неприємним запахом, мг/м³: аміак – 2,27-7; сірководень – 0,04-2,4; феноли – 0,5-7; меркаптани – 1; кетони – 8-13; альдегіди – 0,06-36. Кількість забруднень залежить від ступеня свіжості сировини і технологічної операції. Під час перевантаження сировини із одного апарата в інший герметичність порушується і спостерігається різке посилення запаху.

Об'єм викидів в атмосферу залежить від особливостей технологій виробництва, конструкції встановленого обладнання, надійності вентиляційних систем,

метеорологічних умов та багатьох інших чинників. Залежно від потужності підприємства сумарний об'єм викидів може коливатися в межах від 50 до 300 тис. м³/год.

Однак, на підприємстві проблем з перевищення шкідливих речовин понад затверджених лімітів в газових викидах практично не спостерігається, за виключенням випадків порушення режимів виробництва, тому технології, які застосовуються, вважаються ефективними і потреби в застосуванні нових немає.

Більш складна ситуація на підприємстві «Оріль-Лідер» склалася зі стічними водами. Згідно з проектом каналізації птахофабрики виробничі стічні води піддаються біологічній та механічній очистці на комплексних очисних спорудах каналізації (рис.1). Існує три джерела утворення стічних вод:

- цех забою птиці: БПК – 106-186 мг/л, завислі речовини – 100 мг/л, жири, ПАР, амоній сольовий – 16-20 мг/л, азот – 5 мг на 100 мг БПК повн., фосфати – 1 мг на 100 мг БПК повн.;

- пташники: азот амонійний – 50-60 мг/л і більше, тверді включення (пил, пух, залишки корму), залізо, нітрати, нітрити, фосфати, завислі речовини, мікроби, ПАР;

- побутові приміщення у виробничих цехах, адміністративно-господарські будівлі: ПАР.

Виробничі стічні води птахофабрики насосними станціями КНС-2 і КНС-3 [2] перекачуються до приймальної камери очисних споруд, де відбувається їх змішування, потім через пісколовки надходять у горизонтальні первинні відстійники. Час відстоювання при максимальному притоці – 1,7 год., при мінімальному – 2,4 год.

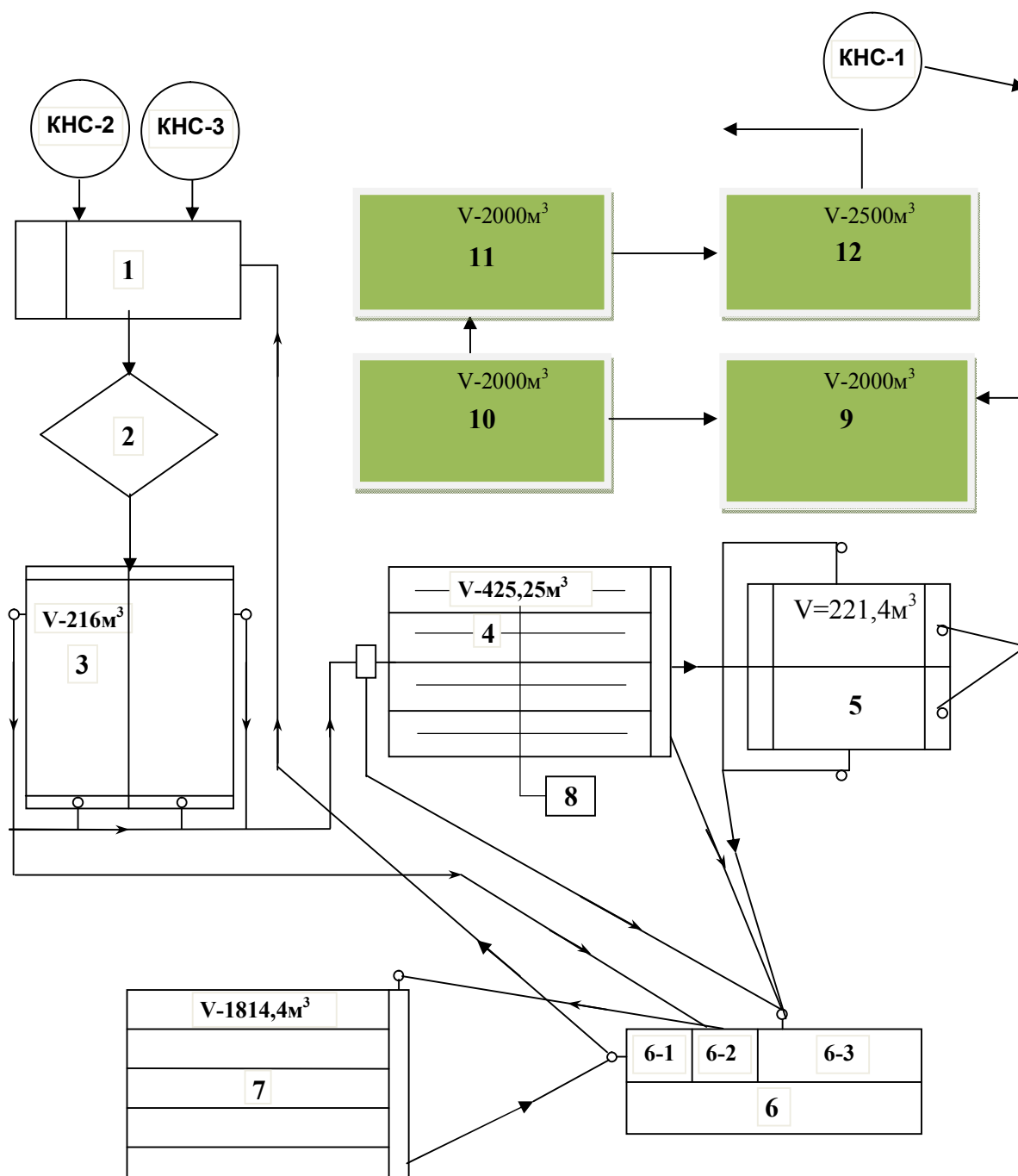
Освітлена в первинних відстійниках стічна рідина надходить в аеротенки, де відбувається її повна біологічна очистка [3].

З аеротенків мулова суміш надходить у вторинні горизонтальні відстійники, де відбувається її поділ: осад активного мулу збирається в приямки відстійників за допомогою скребкових механізмів, звідки надходить самопливом в резервуар мулової насосної станції і далі перекачується циркуляційними насосами в початок аеротенків. Біологічно очищена вода, звільнившись від активного мулу, з вторинних відстійників надходить в приймальний резервуар каналізаційної насосної станції КНС-1, де змішується з неочищеними побутовими стічними водами птахофабрики і далі перекачується на Лівобережні очисні споруди Комунально-водопровідного підприємства Дніпродзержинської міської ради «Міськводоканал».

Аналіз даних лабораторного контролю, виконаних в роботі, свідчить про вкрай нестійкий характер процесів очищення на спорудах птахофабрики, що супроводжуються періодичними порушеннями нормативних вимог, які пред'являються до стічних вод, що скидаються у міську каналізацію.

У результаті виносу піску з пісколовок в первинних відстійниках відбувається накопичення і переущільнення осаду. Це призводить до того, що при мінімальному і середньому притоках води відбувається загнивання осаду, який містить білкові речовини, і підвищення вмісту аміаку в освітлених стоках, що надходять в аеротенки.

У процесі пусконаладжувальних робіт періодично спостерігалися випадки підвищеного виносу активного мулу з очищеною водою з вторинних відстійників. Винос активного мулу пояснюється частими випадками розбухання активного мулу, коли його муловий індекс зростає, досягаючи граничних величин – 800-900 мл/м³. Такий мул втрачає здатність осідати у вторинних відстійниках навіть при тривалому часі відстоювання і виноситься з освітленою біологічно очищеною водою, викликаючи її вторинне забруднення. Інтенсивний винос мулу призводить до втрати його маси в аеротенках, що викликає зменшення його робочої дози до мінімальних значень – 0,2-0,3 г/л.



1 – приймальна камера; 2 – пісколовки; 3 – первинні відстійники; 4 – аеротенки; 5 – вторинні відстійники; 6 – мулова насосна станція: 6-1 – резервуар мулу (дренажної) води; 6-2 – резервуар надмірного активного мулу, сирого осаду і жирових речовин; 6-3 – резервуар зворотного активного мулу; 7 – мулові майданчики; 8 – повітродувна установка; 9 – ставок-накопичувач; 10, 11 – біологічні ставки з насадженими вищими водними рослинами; 12 – біологічний ставок з розведення риби; 13 – ставок очищеної води

Рисунок 1 – Схема доочистки стічних вод птахофабрики «Оріль-Лідер» (поз. 9-13 споруди до удосконалення схеми очистки води)

Відповідно зростає навантаження по БПК на одиницю органічної речовини біомаси активного мулу до 500 мг/г·добу і більше. Окислювальна потужність мулу при цьому різко знижується. Тому нормативні показники біологічного очищення по БПК на рівні 25 мг/л не можуть бути забезпечені. Відповідно не забезпечуються показники по зниженню ХПК в очищених стічних водах.

У процесі експлуатації спостерігається ще одне явище, що характеризує порушення процесів відстоювання активного мулу у вторинних відстійниках, коли мул спливає на поверхню вторинного відстійника, утворюючи щільну кірку. Кірка потім виноситься з очищеною водою, збільшуючи концентрацію завислих речовин в ній і викликаючи втрату біомаси активного мулу в аеротенках. Сполучення в тих чи інших комбінаціях названих причин призводять до серйозних ускладнень, а в ряді випадків до глибоких порушень процесів біологічного очищення стічних вод. Слід зазначити, що за останні роки ці негативні явища були усунені та виконані необхідні заходи із вдосконалення очисних споруд.

1. Удосконалено систему видалення спливаючих речовин з первинних відстійників.

2. Здійснено реконструкцію аераційної системи. Замість низьконапірних трубчастих щільних аераторів в 3-х секціях аеротенків змонтовані дрібнопухирцеві аератори з волокнистого склопластику конструкції НТФ "Полісток" (м. Харків). Оновлена аераційна система відповідає сучасним технологічним вимогам.

3. Збільшена з 0,8 до 4,2 м. глибина установки аераторів.

4. Придбано і встановлено два повітродувних агрегати ТБ-80-1,6 і ТВ-50-1,6 замість запроєктованих високонапірних вентиляторів.

Для досягнення високого ступеня очищення виробничих стічних вод та одержання економічного ефекту слід впроваджувати нові технології. Стічні води птахофабрики після механічної та біологічної очистки скидаються у міську каналізаційну систему, що економічно не вигідно для підприємства (1 м³ води коштує 5,53 грн., за добу скидається 1085 м³ і коштує підприємству щодоби понад 6000 грн.), тому необхідно розробити та впровадити нові технології для забезпечення замкнутого циклу водокористування.

Існує технологія рибно-біологічних ставків, яка дозволяє отримати очищену стічну воду і рибу. Біологічні ставки представляють собою штучно створені водойми; вони забезпечують більш високий ефект бактеріального самоочищення, ніж спорудження штучної біологічної очистки [4]. Так, число кишкових паличок у ставках знижується на 95,9-99,9% від початкового вмісту. Вміст яєць гельмінтів у воді, що пройшла біологічні ставки, мізерно малий.

При необхідності за місцевими умовами підвищеного очищення стічних вод для їх доочищення (після штучних очисних споруд) рекомендується влаштовувати біологічні ставки (рис.1). В таких ставках повинно бути: при надходженні до них біологічно очищених стічних вод – 3-4 ступені, при надходженні механічно очищених стічних вод – 4-5 ступенів. Навантаження на ставки слід приймати з урахуванням їх реаерації, яка дає 6-7 г кисню на 1 м² поверхні ставка. Цього достатньо для того, щоб забезпечити очищення 100-250 м³/(га-добу) відстоєних стічних вод (без розведення) або 4000-5000 м³/(га-добу) біологічно очищених стічних вод. Ставки, призначені для доочищення стічних вод, можуть бути використані також і для риборозведення. У цих випадках має бути передбачений пристрій додаткових малих ставків глибиною не менше 2,5 м для перебування в них риби в зимовий час. Технологія передбачає каскад з чотирьох ставків-накопичувачів. У перший направляють стоки після механічної та біологічної очистки, де стічні води під впливом водоростей і зоопланктону проходять перший етап очищення. У наступному ставку різні види водоростей (хлорела, спіруліна,

ряска і т.п.) ще більше очищають стоки і насичують їх киснем. Надлишок ряски видаляють і додають у корм для тварин і птиці. Водорості з другого ставка стають їжею для зоопланктону в третьому (різних комах, хробаків, рачків). "Вгодований" зоопланктон потрапляє в четвертий ставок, де на нього чекають мальки риб. За літо мальки досягають 25-30 г і стають хорошим матеріалом. У четвертому ставку можна спільно вирощувати коропа і товстолобика (перший поїдає зоопланктон, другий – рослинність). Продуктивність може досягати 60-100 ц риби з гектара водної поверхні. Ще більший економічний ефект дає одночасне розведення риби і водоплавної птиці (качок, гусей). Через 2-3 роки після експлуатації ставків і спуску води на удобреному відкладеннями дні отримують високі врожаї сільськогосподарських культур.

Висновки. За результатами виконаних досліджень нами рекомендовано впровадження нових технологічних процесів очищення стічних вод птахофабрики шляхом будівництва вторинних очисних ставків, де доочищені стічні води не скидатимуться, а багаторазово будуть використовуватись в технологічних процесах або на зрошення сільськогосподарських земель. При цьому в ставках можна буде розводити рибу, що забезпечить додаткові кошти для підприємства. Замкнуті цикли промислового водопостачання дадуть можливість повністю ліквідувати скидання стічних вод у міську каналізацію, а свіжу воду використовувати для поповнення безповоротних втрат.

ЛІТЕРАТУРА

1. Запольський А.К. Екологізація харчових виробництв: підруч. [для студентів вищ. навч. закл.] / А.К.Запольський, А.І.Українець. – К.: Вища школа, 2005. – 423с.
2. Канализация. Внешние сети и сооружения: СНиП 2.04. 03 – 85 / упоряд. Л.Шитова. – М.: ЦНТП Госстрой СССР, 1986. – 322с.
3. Паникар И.И. Промышленное птицеводство и охрана окружающей среды / И.И.Паникар, В.В.Гаркавая, Ю.И.Севрюков. – М.: Росагропромиздат, 1988. – 80с.
4. Долженко Л.А. Экологический подход к интенсивности работы прудов доочистки городских сточных вод / Л.А.Долженко, Н.И.Турьянская // Экологическая безопасность и экономика городских и теплоэнергетических комплексов: материалы Международ. науч.-практ. конф., 18-20 мая 1999. – Волгоград: Изд-во ВолгГАСА, 1999. – С.252.

УДК 628.179

АВРАМЕНКО С.Х., к.т.н., доцент
ЗОЛОЄВА І.А., магістр

Дніпродзержинський державний технічний університет

ПРОБЛЕМИ АНТРОПОГЕННОГО ЗАБРУДНЕННЯ с.м.т. ДНІПРОВСЬКОГО ТА ШЛЯХИ ЇХ ВИРІШЕННЯ

Вступ. Атмосфера – це повітряна оболонка Землі, що є однією з найголовніших умов життя на планеті. Як відомо, без їжі людина може прожити місяць, без води – тиждень, а без повітря не витримає і кількох хвилин. Сталий склад атмосфери забезпечує тепловий баланс Землі і певні метеорологічні умови поблизу земної поверхні. Атмосферне повітря – життєво важливий компонент навколишнього природного середовища, але на сьогодні стан атмосфери суттєво порушений промисловими забруднювачами, газами, аерозолями тощо. Із розвитком промисловості, міст і транспорту з'явилося нове джерело потрапляння речовин в атмосферу, так зване техногенне забруднення, яке за потужністю викидів таке ж саме, як сучасна вулканічна діяльність. Атмосферне забру-

днення – потрапляння у повітря різних газів, частинок рідких або твердих домішок, парів, що перевищують нормальну концентрацію речовин і негативно впливають на організми, погіршуючи їх життєві умови. Велику шкоду атмосферному повітрю наносять підприємства харчової промисловості. Одним з таких підприємств являється приватне акціонерне товариство «Дніпровський крохмале-патоковий комбінат» (ПАТ «ДКПК»). Основні шкідливі речовини, що викидаються в атмосферу – це пил, сірчистий ангідрид, двооксид азоту. У стічні води потрапляють вуглеводні, завислі речовини, метали. Забруднення атмосфери відбувається за рахунок недостатньо ефективного очищення газових викидів від газопилоочисного обладнання та від автотранспорту.

Постановка задачі. Мета даної роботи полягає у визначенні джерел забруднення атмосфери, речовин, що забруднюють навколишнє середовище, а також шляхів зменшення викидів в атмосферне повітря відпрацьованих газів від автомобільного транспорту, який прибуває на ПАТ «ДКПК», для покращання екологічної ситуації на підприємстві і в с.м.т. Дніпровському.

Основні задачі:

- обґрунтувати систему показників забруднення та охорони атмосферного повітря;
- визначити та оцінити тенденції забруднення атмосферного повітря та шляхів його зменшення.

Результати роботи. З метою визначення оптимальних з екологічної, технічної та економічної точок зору шляхів до вирішення проблеми було проведено дослідження та запропоновано новий варіант руху автотранспорту, що передбачає зменшення викидів шкідливих речовин на території селища.

В роботі виконано аналіз діяльності крохмале-патокового комбінату та основних екологічних проблем, що пов'язані з забрудненням атмосфери.

ПАТ «ДКПК» являється багатопрофільним підприємством, на якому існують основні виробництва крохмалю, патоки, масла кукурудзяного, сухих кормів. До складу ПАТ «Дніпровський КПК» входять основні цехи: сировини, крохмальний, кормів і олії, патоки і глюкози. Крім основних підрозділів до складу комбінату входять допоміжні цехи: водопостачання з насосною станцією й очисними спорудами, ТЕЦ, ремонтно-будівельний, ремонту обладнання, електроцех, автотранспортний, залізничний.

ПАТ «ДКПК» – це підприємство з комплексної переробки кукурудзи на крохмалепродукти, лідер крохмале-патокового виробництва в Україні, повністю забезпечує потреби промисловості України в крохмалепродуктах. Продукція комбінату добре відома в багатьох країнах світу. Висока якість продукції, ритмічність праці, доступні ціни та добробут колективу – головні цілі підприємства, на їх забезпечення спрямована діяльність комбінату.

В 1932-1933 роках Дніпропетровським інститутом кукурудзи була обґрунтована доцільність будівництва Дніпровського крохмале-патокового комбінату у Верхньодніпровському районі. Перші будівлі комбінату були здані в експлуатацію в листопаді 1960 року. З 1996 року на комбінаті були введені в експлуатацію дільниця по розливу рафінованої кукурудзяної олії в пляшки; лінії по виробництву сухого глютену, грануляції сухих кормів з екстрактом кукурудзи, по виробництву мальтозної патоки, фасуванню крохмалю в палети та бігбеги. Але одночасно з нарощуванням потужностей з випуску продукції та покращення її якості збільшилися проблеми з забрудненням навколишнього середовища: викиди в атмосферне повітря, скиди стічних вод, проблеми утилізації відходів підприємства.

В цілому питання охорони навколишнього природного середовища поставлені на підприємстві на високий рівень. Всі джерела викидів в атмосферне повітря проінвентаризовані, проводиться щорічна перевірка ефективності газопилоочисного обладнання сторонніми організаціями, які мають відповідний дозвіл на проведення замірів. Перевищень ГДВ шкідливих речовин не зафіксовано. Відомчий лабораторний контроль

рівнів забруднення атмосферного повітря в межах санітарно-захисної зони (СЗЗ) здійснює промислово-технічна лабораторія комбінату щомісячно за трьома інгредієнтами: пил, сірчистий ангідрид, двооксид азоту. За даними контролю перевищень ГДК цих речовин в атмосферному повітрі СЗЗ не зафіксовано.

ПАТ «ДКПК» є первинним водокористувачем. Забір води здійснюється з річки Дніпро власним водозабором – насосною станцією I підйому, введеною в дію в 1958 році. Водозабір оснащено рибозахисними спорудами касетного типу з керамзитовим наповнювачем. Підприємством протягом 2009-2010 рр. здійснювалися організаційно-технічні заходи з раціонального та економного використання свіжої води: впроваджена схема підпитки оборотного водопостачання повторно використаною водою на насосно-фільтрувальній станції, в цеху патоки та глюкози змонтовано трубопровід для повторного використання води на вакуум-насосах після кристалізаторів глюкози, що дало зниження витрати свіжої води на 80 тис.м³ за рік. Система оборотного водопостачання діє на комбінаті і призначена для охолодження машин і механізмів в патоковому та кормовому цехах. До складу системи оборотного водопостачання входять градирня, насосна станція, залізобетонна ємність на 60 м³. Стічні води з каналізаційної насосної станції по напірному колектору подаються в прийомну камеру очисних споруд, звідки надходять на споруди механічної очистки – пісколовки і первинні відстійники. Із випускної камери первинних відстійників стічні води поступають в усереднювач. В секціях усереднювача проходить інтенсивне змішування стічної води. Далі стічні води поступають на споруди біологічної очистки – ставки-накопичувачі.

На підприємстві проведена інвентаризація відходів. Звіт про інвентаризацію усіх видів відходів та нормативи їх утворення погоджені Держуправлінням екології та природних ресурсів в Дніпропетровській області від 02.09.2002 р. за № 4-891-10-2. Згідно з матеріалами інвентаризації в процесі виробничої діяльності на підприємстві утворюється 52 види відходів. Більшість відходів на ПАТ «ДКПК» представляють собою вторинні ресурси, наприклад: металолом, макулатура, склобій і т.д. Вони передаються спеціалізованим підприємствам згідно з договорами. Відходи кукурудзяного зерна, зерновий та крохмальний пил повторно використовуються підприємством при виробництві кормів. Будівельні відходи, картонна тара використовуються на промислові потреби.

В даній роботі розглядаються проблеми викидів забруднюючих речовин в атмосферне повітря від автомобільного транспорту та шляхи їх вирішення на ПАТ «ДКПК», тому що сучасний транспорт не лише суттєво забруднює всі природні компоненти, а й споживає у величезних кількостях кисень атмосфери.

Як було показано, основною вихідною сировиною для виробництва продукції на підприємстві являється зерно кукурудзи. Для вирішення питання забезпечення підприємства зерном на протязі року (кукурудза являється сезонною сировиною) був побудований комплекс зерносховища, до складу якого увійшли будівля елеватора, силос вологого зерна, баштова сушарка, вежа елеватора завантаження силосу сухого зерна, силос сухого зерна, бункер для дрібних і великих відходів.

Та наряду з цим виникла проблема транспортування зерна на територію комбінату. Основний період заготівлі сировини приходить на період збору врожаю кукурудзи. За цей час комбінатом купується майже 75% річної потреби зерна. На територію підприємства сировина доставляється автомобільним та залізничним транспортом. На долю автомобільного перевезення припадає приблизно 70% від загальної кількості. Це пояснюється тим, що зерно скуповується безпосередньо у виробників продукції – фермерських господарств. Проблема полягає в тому, що ПАТ «ДКПК» розташований у південно-західній частині с.м.т. Дніпровського, а автомобільні під'їзні шляхи до нього пролягають по території селища майже через його центр вздовж житлової забудови.

Автомобілі пересуваються щільним потоком цілодобово, а так як підприємство працює у дві зміни по 12 годин, то комбінат в змозі за добу прийняти 35-40 машин. Рух

дуже повільний, машини часто зупиняються. Черга з автомобілів іноді становить більше одного кілометра, що завдає не тільки багато незручностей жителям селища, а й являється прямою загрозою їх здоров'ю, навколишньому середовищу, тому що при цьому відбувається великий неконтрольований викид відпрацьованих газів автомобілів в атмосферне повітря. Ситуація ускладнюється ще тим, що основний потік транспорту припадає на листопад – грудень, коли настає холодна погода, і водії додатково включають двигуни для підігріву.

Джерела виділення забруднюючих речовин – двигуни автомобілів у період руху по території селища та часу прогрівання в період вимушеного очікування. У атмосферне повітря виділяються окис вуглецю, азоту двоокис і різні вуглеводні. Дослідним шляхом було визначено, що один автомобіль з сировиною з моменту в'їзду на територію селища до моменту вивантаження зерна в зерносховище в середньому витрачає 5 годин. За цей час він проїжджає відстань 2,2 км з середньою швидкістю 0,44 км/год.

Знайдемо середню кількість забруднюючих речовин, що виділяються при запуску, розігріві двигуна та маневруванні автомобілів по території селища:

$$G = 1.3 \times Q \times \rho \times \Pi, \quad (1)$$

де 1.3 – коефіцієнт, що враховує середню швидкість руху автомобіля у міських умовах, частку витрат палива у режимі холостого ходу;

Q – нормативні витрати палива автомобіля даної марки на 1км шляху, л;

ρ – щільність палива, кг/л (0,73 для бензину, 0,825 для дизпалива);

Π – коефіцієнт, що характеризує відношення маси забруднюючої речовини, що виділяється, до маси спалюваного палива (визначається з табл. 1).

Таблиця 1 – Питомі викиди шкідливих речовин

Вид палива	Значення коефіцієнта Π для і-тої речовини		
	CO	NO _x	C _n H _m
Бензин	0,8	-	0,1
Дизпаливо	0,1	0,03	0,06

$$G_1 = G_j \times A \times \alpha \times t_b / t_y, \quad (2)$$

де G_1 – загальна кількість викидів від діючого автотранспорту;

G_j – маса викиду j-ї речовини за цикл заведення, прогрівання та маневрування одного автомобіля даної марки;

A – облікова кількість автомобілів даної марки, од.;

α – коефіцієнт випуску автомобілів (максимальний за період виходу);

t_b – тривалість руху автотранспорту, хв;

t_y – час інтервалу усереднення, хв.

Узявши за основу усереднений автомобіль КАМАЗ-53212 (дизельний ДВЗ) та ЗИЛ-130 (бензиновий ДВЗ), за формулами (1), (2) визначаємо сумарні викиди забруднюючих речовин, що зведені в табл.2.

Таблиця 2 – Сумарна кількість викидів шкідливих речовин в атмосферу за період заготівлі зерна

Забруднююча речовин	г/сек	т/сезон
NO _x	0,0986	0,0198
CO	3,7491	0,7185

C_nH_m	0,6897	0,1173.
----------	--------	---------

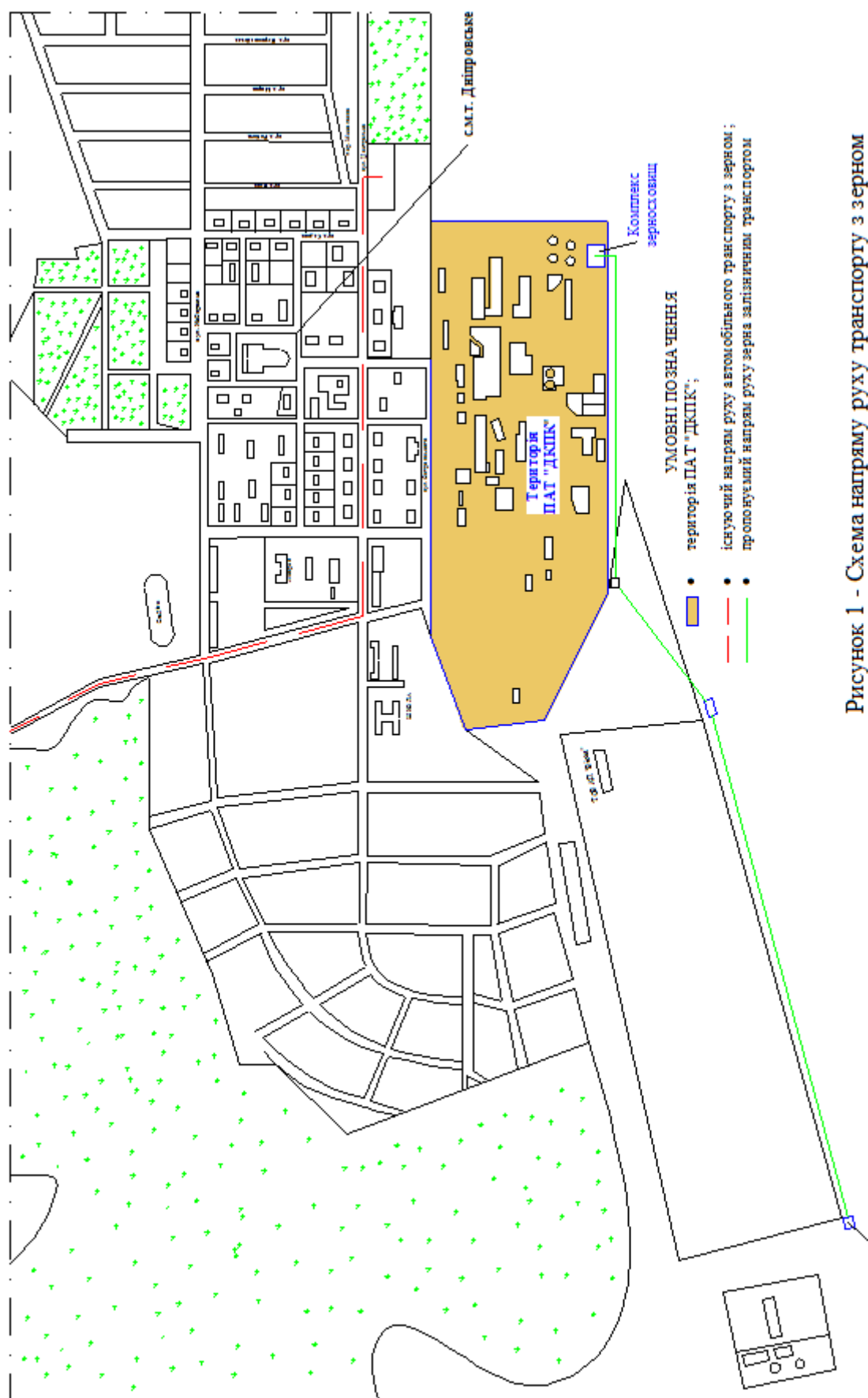


Рисунок 1 - Схема напрямку руху транспорту з зерном

До складу ПАТ «ДКПК» входить власний залізничний цех. Під'їзні залізничні шляхи підприємства примикають до залізничної станції м. Верхньодніпровська. Залізничний шлях між станцією і комбінатом пролягає поза межами населених пунктів с.м.т. Дніпровського та с.м.т. Новомиколаївки. Уздовж залізниці існує ґрунтова під'їзна дорога, тому мається можливість організувати перевантаження зерна з автотранспорту для подальшої поставки сировини на підприємство залізничним транспортом. На рис.1 наведені існуюча та схема руху транспорту, що пропонується на території с.м.т. Дніпровського. Під'їдні залізничні шляхи існують до всіх основних цехів комбінату, включаючи новий комплекс зерносховища. До складу залізничного цеху комбінату входять 4 тепловози типу ТГМ-4Б, а також 15 одиниць вантажних вагонів вантажопідйомністю 65 т зерна, що дозволить зменшити автомобільний потік через селище на 70%, і відповідно зменшити викиди шкідливих речовин в атмосферне повітря.

Під'їзні шляхи до місця перевантаження можна обладнати за рахунок використання промислових відходів комбінату, таких як:

- пил неорганічний, який використовується як добавка для приготування асфальтової суміші;

- відходи формувальної суміші і будівельні відходи можуть використовуватись при плануванні промислової території.

Всі ці відходи внесено до інвентаризації відходів підприємства, яка погоджена з обласним управлінням охорони навколишнього природного середовища.

При зменшенні потоку автомобільного транспорту через територію селища покращується не тільки стан атмосферного повітря, а й зменшується акустичне забруднення навколишнього середовища шумом працюючих двигунів (ближній житловий 5-ти поверховий будинок знаходиться від дороги на відстані 10м). Також важливо те, що через цю дорогу діти ходять до школи, що створює додаткову загрозу життю дітей та їх батьків.

Висновки. Охорона навколишнього природного середовища від техногенного забруднення, збереження його чистоти – одна з найважливіших задач, яка потребує постійного її вирішення. На ПАТ «ДКПК» для зниження забруднення атмосфери від промислових викидів удосконалюють технологічні процеси, здійснюють герметизацію технологічного устаткування, будують різні очисні споруди. Рекомендовані нами заходи для зменшення автомобільного потоку через населений пункт внесе істотний вклад в охорону атмосферного повітря на території с.м.т. Дніпровського, а також надасть додаткові шляхи утилізації промислових відходів, що утворюються на ПАТ «ДКПК».

ЛІТЕРАТУРА

1. Звіт про інвентаризацію викидів забруднюючих речовин на ПАТ «ДКПК» / автор тексту В.О.Жуков. – С.м.т. Дніпровське: ТОВ «Промонал ЛТД», 2004. – 178с.
2. Інвентаризація промислових та побутових відходів ПАТ «ДКПК» / автор тексту В.О.Жуков. – С.м.т. Дніпровське: ТОВ «Промонал ЛТД», 2001. – 146с.
3. Банин А.П. Эффективность мероприятий по охране природных ресурсов / Банин А.П. – М.: Стройиздат, 1977. – 207с.
4. Екологія і закон: Екологічне законодавство України. У 2-х кн. / відповід. ред. доктор юридичних наук, професор, заслужений юрист України, академік УЕАН В.І.Андрейцев. – К.: Юрінком Інтер, 1997. – Кн. 1. – 704с., кн. 2. – 576с.

Інститут проблем природокористування та екології НАН України,
м. Дніпропетровськ

ЗМІНИ В ТЕХНОЛОГІЯХ ВІДВАЛОУТВОРЕННЯ ДЛЯ ПІДВИЩЕННЯ ЕКОБЕЗПЕКИ ЗОВНІШНІХ ВІДВАЛІВ КРИВБАСУ

Вступ. Сьогодні у Криворізькому залізорудному регіоні порушено гірничими роботами більше 46 тис. га земель, з яких рекультивовано лише близько 10 тис. га. Пилоутворення на відвалах, кар'єрах та шламосховищах, порушення гідрогеологічного режиму підземних вод об'єктами гірничого виробництва, зміна поверхневих гідрогеохімічних потоків та інші ефекти спричиняють деградацію природних екосистем. Для більшості проблем гірничих територій, пов'язаних зі зниженням екобезпеки, розроблені та впроваджені технічні заходи зі знепилення, зменшення викидів та скидів забруднюючих речовин тощо. Невирішеною проблемою залишається утворення пилу на зовнішніх відвалах при розробці залізних руд у Кривбасі.

Традиційно, покращення екобезпеки територій зовнішніх відвалів має проводитись шляхом рекультивації поверхонь відвальних породних масивів. Однак, сучасні щорічні обсяги проведення рекультивації у Кривбасі складають менше 1% від кількості порушених гірничими роботами земель. Технології рекультивації не завжди успішні, оскільки розраховані на відновлення порушених земель горизонтальних родовищ корисних копалин. Тому відкриті поверхні зовнішніх відвалів залишаються джерелом негативного впливу на навколишнє середовище через хронічний вплив пилу протягом 20...30 років (строк формування спонтанного заростання рослинності). Значна розповсюдженість зовнішніх відвальних масивів, яких на території Кривбасу нараховується більше сотні (загальна площа близько 8 тис. га), рознесення з них пилу на 6...10 км роблять їх особливо екологічно небезпечними об'єктами.

Під час проведення польових досліджень спонтанного заростання було виявлено, що щільний рослинний покрив значним чином зменшує виділення пилу з поверхні та сприяє осіданню пилу з повітря. В той же час формування зовнішніх відвалів відбувається без врахування необхідності зменшити виділення пилу. Відповідно постало питання необхідності зміни технологій відвалоутворення для створення протипилового рельєфу та формування умов для прискорення спонтанного заростання поверхонь зовнішніх відвалів.

Постановка задачі. Технологічний процес відвалоутворення у Криворізькому залізорудному басейні обумовлений типом залягання покладів корисних копалин (крутопадаючі родовища), при якому значна кількість порід, що не використовується у виробництві, складається у зовнішні відвали. Породні відвали за нормами проектування слід розміщувати на територіях, непридатних для сільськогосподарського використання (по можливості), на периферії підприємств відповідно до правил зонування при розміщенні виробничого комплексу [1]. Відвалоутворення є завершальним етапом технологічного ланцюга проведення розкривних робіт, який характеризується власними технологічними процесами [2]. На гірничо-збагачувальних комбінатах Кривбасу найбільшого розповсюдження отримали екскаваторне відвалоутворення при залізничному транспорті (68,7%) та бульдозерне при автомобільному транспорті (31,3%) [3].

Формування екскаваторних та бульдозерних відвалів з проектною висотою 120 м здійснюється 10-30-метровими ярусами, що зазвичай відсипаються відразу по всій площі земельного відводу. Широке розповсюдження даної технологічної схеми формування відвалів у 70-х роках минулого століття пояснюється слабкою стійкістю їх основи. Пояру-

сна схема формування відвалів викликала інтенсивне порушення земельних площ (відвали формувались відразу на всю запроєктовану площу). Сьогодні більшість відвалів Кривбасу розвиваються з нарощуванням висоти. Ширина площадок між ярусами у робочому положенні складає 50...200 м, в кінцевому – 20...50 м [3-5].

Існуюча технологія бульдозерного відвалоутворення з доставкою породи на відвали автомобільним транспортом передбачає вивантаження породи, планування відвалів та дорожньо-планувальні роботи. Порода розвантажується під укіс відвалу або на розвантажувальну ділянку. У першому випадку бульдозер зіштовхує залишки породи на брівці під укіс та проводить планування поверхні. У другому – бульдозером переміщується вся порода, а також проводиться планування поверхні (бульдозерний спосіб). При екскаваторному відвалоутворенні з доставкою породи залізничним транспортом у Кривбасі використовують механічні лопати через те, що переважна кількість розкритих порід – тверді та скельні [6].

Проведений аналіз технологій відвалоутворення, що застосовуються на відвалах гірничих розробок Кривбасу, показав, що при складуванні пустих порід не враховуються можливості формування протипилового рельєфу. Не проводиться застосування і інших протипилових заходів, що базуються на формуванні щільного рослинного покриву та протипилових лісосмуг. Складування пустих порід у зовнішні відвали відбувається без врахування можливостей створення сприятливих умов для формування рослинного покриву, направлено на озеленення територій та/або виконання іншої цільової функції.

Відповідно до проведеного аналізу встановлено, що існує необхідність удосконалення технологій відвалоутворення у напрямку залучення заходів, що перешкоджають пилінню поверхонь відвалів. В першу чергу це мають бути заходи з формування певних рельєфних форм (валів, пагорбів), що проводитимуться безпосередньо в процесі відвалоутворення з використанням наявної (для даної технології) техніки. Для цього необхідно визначити основні параметри форм рельєфу, який має бути створений, та удосконалити завершальні елементи відсіпки породи.

Для ефективної довгострокової протидії пилінню поверхонь відвалів слід впровадити технологію знепилення поверхонь за допомогою рослинного покриву, яку можна застосувати як продовження завершального етапу відвалоутворення (під час фінального відсіпання пустих порід), так і як окрему технологію (при вже сформованих умовах рельєфу, мікроклімату, гранулометричного складу порід). Для цього необхідно визначити ефективну щільність протипилового рослинного покриву та запропонувати технологічні заходи забезпечення умов прискорення спонтанного заростання.

Результати роботи. Технологічні схеми відвалоутворення при використанні залізничного транспорту складаються з таких основних етапів: транспортування відвальної породи – вивантаження з думпкарів – перевантаження породи екскаваторами у кінцеве положення. При використанні автотранспорту технологічні схеми також виглядають подібно: транспортування відвальної породи – вивантаження з автосамоскидів під укіс – планування поверхні та схилів бульдозерами.

При використанні таких технологічних схем формується рельєф, необхідний для проведення рекультивації – значна кількість (близько 50% площ) вирівняних поверхонь, спонтанне заростання яких триває більше 20...30 років. Підняті над навколишньою територією вирівняні поверхні є ідеальними для розвіювання пилу з інтенсивністю 0,62...0,94 мг/с м². Загальна площа розповсюдження пилу при цьому від відвалів Кривбасу складає близько 400 тис. га [7].

Наші дослідження дозволили встановити, що ефективний протипиловий рельєф складається з форм, що нагадують видовжені вали, розташовані перпендикулярно до напрямку пануючих вітрів. Їх висота та взаємне розташування залежать від висоти зовнішнього відвалу, необхідної ефективності та наявного гірничого обладнання. Для наближе-

ної оцінки рекомендується використовувати формулу В.Т.Федюшина, що враховує висоту перешкоди та кут нахилу переважаючих напрямків вітрів, але вона не враховує впливу різних рельєфних форм на вітрові потоки (вали та конуси) та різниці підняття території над навколишньою місцевістю [8]. Тому нами рекомендована залежність визначення оптимальної відстані формування рельєфних бар'єрів від форми контурів рельєфу, висоти форм рельєфу, висоти відвалу та кута зустрічі переважаючих напрямків вітрів:

$$L = KH \sin \alpha, \quad (1)$$

де L – ефективна відстань формування рельєфних бар'єрів, м; K – коефіцієнт впливу форм рельєфу на вітрові потоки (5 – для валів, 3 – для конусоподібних насипів); H – висота рельєфних форм, м; α – кут зустрічі переважаючих вітрів з бар'єром, (0-90°). Для конусів $\sin \alpha = 1$. Слід зазначити, що конусоподібні насипи є найбільш ефективними при змінних напрямках вітрів.

При цьому висота рельєфних форм залежить від можливостей відвального обладнання (екскаваторів, автосамоскидів) та від висоти відвалу:

$$H = \frac{M}{2} C, \quad (2)$$

де H – висота рельєфних форм, м; M – максимальна висота насипів, що можна створити з використанням наявного обладнання, м; C – коефіцієнт висоти відвалу (при висоті відвалу у 100 м – 1,1; 200 м – 1,2; 300 м – 1,3).

Згідно з польовими експериментальними випробуваннями, що проводились на території відвалу №3 ВАТ «Інгuleцький ГЗК» протягом 2006...2010 рр. вив явлено, що інтенсивність виділення пилу поверхню, покритою рослинністю, описується формулою (3).

$$I_{na} = I_0 86,13 e^{-4,8\text{III}}, \quad (3)$$

де I_{na} – інтенсивність виділення пилу з площ відвалу із спонтанним заростанням, мг/с м²; I_0 – інтенсивність виділення пилу з відкритих поверхонь відвалу, мг/с м²; $86,13 e^{-4,8\text{III}}$ – коефіцієнт виділення пилу з територій, покритих рослинністю; III – ступінь покриття територій рослинним покривом, %.

Відповідно до вказаних залежностей технологічні схеми відвалоутворення мають доповнитись етапом фінального рельєфотворення, коли при завершальному відсіпанні на поверхні відвалу формуються валові або конусоподібні насипи, параметри яких залежать від напрямку вітру, висоти відвалу, застосованого обладнання та необхідної протипилової ефективності. При використанні екскаваторів та залізничних думпкарів можливі схеми формування валів та конусоподібних насипів як екскаваторами так і думпкарами, що проводяться після досягнення відвалу проектних параметрів. При використанні автосамоскидів виключається необхідність планування поверхні бульдозерами, найбільш ефективним при цьому є формування конусоподібних насипів у шаховому порядку при складуванні завершального шару порід. Використання протипилових форм рельєфу дозволяє досягти зменшення пиління на 90% (на тих площах, де вони створені).

Прискорення розвитку спонтанного заростання пропонується проводити шляхом дистанційного внесення (за допомогою гідромонітору) активізаційних сумішей з води, насіння рослин та осадів стічних вод. При цьому виявлено, що вдало підібрана суміш насіння рослин та сприятливий рельєф (чергування западин та валів) дозволяють сформувати щільний рослинний покрив із проективним покриттям у 60%, що зменшує виділення пилу на таких площах на 94%. Кумулятивний загальний ефект зменшення пиління зовнішніх відвалів при формуванні протипилового рельєфу та рослинного покриву (на тих площах де це можливо) може сягати 70...75%.

Висновки. Максимальний протипиловий ефект до 70...75% на поверхнях зовнішніх відвалів досягається комбінованим впливом рельєфних форм та рослинним покриттям, що формується на завершальних технологічних етапах відвалоутворення.

Удосконалення технологій відвалоутворення для зменшення пилоутворення полягає у формуванні протипилових форм рельєфу, що реалізується створенням протипилових валів та конусоподібних насипів на завершальному етапі формування відвальних поверхонь.

ЛІТЕРАТУРА

1. Норми технологічного проектування гірничодобувних підприємств із відкритим способом розробки родовищ корисних копалин. Частина 1. Гірничі роботи. Ліквідація гірничодобувних підприємств. Техніко-економічна оцінка та показники. СОУ-Н МПП 73.020-078-1:2007 / Голярчук М.Г., Квітка В.І., Воробйов А.І., Куроченко В.М., Нусінов В.Я., Пижик М.М., Римарчук Б.І., Шапар А.Г. – Кривий Ріг: «Мінерал», 2007. – 279с.
2. Томаков П.И. Технология, механизация и организация открытых горных работ / П.И.Томаков, И.К.Наумов – М.: Недра, 1978. – 193с.
3. Просандеев Н.И. Исследование параметров отвалов глубоких карьеров: дис. ... канд. техн. наук / Просандеев Н.И. – Днепропетровск, 1961. – 186с.
4. Технология открытой разработки месторождений полезных ископаемых. Часть I. Технология, механизация и автоматизация производственных процессов на открытых горных работах: учебник для вузов / [М.Г.Новожилов, Ф.И.Кучерявый, В.С.Хохряков и др.]. – М.: Недра, 1971. – 512с.
5. Технология открытой разработки месторождений полезных ископаемых. Часть II. Технология и комплексная механизация открытых разработок: учебник для вузов / [М.Г.Новожилов, Ф.И.Кучерявый, В.С.Хохряков и др.]. – М.: Недра, 1971. – 552с.
6. Открытые горные работы: справочник / [К.Н.Трубецкой, М.Г.Потапов, К.Е.Виницкий и др.]. – М.: Горное бюро, 1994. – 590с.
7. Горно-экологические проблемы разработки Криворожского месторождения железных руд / Ю.Г.Вилкул, В.А.Корж, В.И.Мулякко [и др.] // Проблемы фундаментальной і прикладної екології, екологічної геології та раціонального природокористування: матеріали Другої міжнар. наук.-практ. конф.. – Кривий Ріг, 2005. – С.46-52.
8. Федюшин В.Т. О повышении эффективности снегозащитного озеленения дорог / В.Т.Федюшин // Информационный листок. – 1971. – №7. Методические рекомендации по зимнему содержанию автомобильных дорог в Казахстане. – Алма-Ата: Министерство автомобильных дорог Казахской ССР, 1973. – 306с.