

**НАЦІОНАЛЬНИЙ УНІВЕРСИТЕТ БІОРЕСУРСІВ І  
ПРИРОДОКОРИСТУВАННЯ УКРАЇНИ**

**БІОТЕХНОЛОГІЯ ВІДХОДІВ ТВАРИННИЦЬКИХ  
ПІДПРИЄМСТВ**

**МОНОГРАФІЯ**

**КИЇВ – 2015**

**Авторський колектив:**

- М.О. Захаренко** – доктор біологічних наук, професор, член-кореспондент НААН України, завідувач кафедри гігієни тварин та санітарії ім. професора А.К. Скороходька (НУБіП);
- О. С. Яремчук** – доктор сільськогосподарських наук, професор кафедри розведення сільськогосподарських тварин і зоогієни Вінницького національного аграрного університету;
- Л.В. Шевченко** – доктор ветеринарних наук, професор кафедри гігієни тварин та санітарії ім. професора А.К. Скороходька (НУБіП);
- В.М. Поляковський** – кандидат ветеринарних наук, доцент кафедри гігієни тварин та санітарії ім. професора А.К. Скороходька (НУБіП);
- В.М. Михальська** – кандидат ветеринарних наук, доцент кафедри гігієни тварин та санітарії ім. професора А.К. Скороходька (НУБіП);
- Л.В. Малюга** – кандидат сільськогосподарських наук, доцент кафедри гігієни тварин та санітарії ім. професора А.К. Скороходька (НУБіП);
- В.О. Коваленко** – завідувач лабораторії кафедри гігієни тварин та санітарії ім. професора А.К. Скороходька (НУБіП)

**Рецензенти: В.А. Прискока**, доктор ветеринарних наук, старший науковий співробітник, головний науковий співробітник Державного-науково дослідного інституту з лабораторної діагностики та ветеринарно-санітарної експертизи;

**С.А. Ткачук**, доктор ветеринарних наук, професор кафедри ветеринарно-санітарної експертизи, Національний університет біоресурсів і природокористування України

**Біотехнологія відходів тваринницьких підприємств:** монографія / Захаренко М.О., Яремчук О. С., Шевченко Л.В., Поляковський В.М., Михальська В.М., Малюга Л.В., Коваленко В.О. – К., 2015. – 380 с.

Рекомендовано до друку Вченою радою Національного університету біоресурсів і природокористування України: протокол № 4 від 30 жовтня 2015 року.

Монографія «Біотехнологія відходів тваринницьких підприємств» присвячена розробці теоретичних аспектів (положень) застосування біотехнологій утилізації відходів тваринницьких підприємств в умовах закритої зооекосистеми шляхом визначення фізико-хімічних властивостей калових мас тварин та гнойових стоків тваринницьких підприємств, основних параметрів процесів біоферментації відходів за ана- та аеробних умов та санітарно-гігієнічного стану одержаних продуктів.

Розрахована на наукових працівників, аспірантів, студентів та фахівців з тваринництва та ветеринарної медицини.

© Захаренко М.О., Яремчук О. С., Шевченко Л.В. та ін.,  
© НУБіП України, 2015

## ЗМІСТ

<b>ПЕРЕДМОВА.....</b>	<b>4</b>
<b>РОЗДІЛ 1 Загальна характеристика, властивості відходів тваринницьких підприємств та методологія їх досліджень.....</b>	<b>8</b>
<b>РОЗДІЛ 2 Хімічний склад та фізико-механічні властивості відходів скотарства за різних типів годівлі корів та технологій виробництва молока.....</b>	<b>61</b>
<b>РОЗДІЛ 3 Хімічний склад та властивості відходів свинарства за різних типів годівлі свиней та технологій виробництва свинини.....</b>	<b>81</b>
<b>РОЗДІЛ 4 Особливості хімічного складу та фізико-механічні властивості посліду курок-несучок.....</b>	<b>103</b>
<b>РОЗДІЛ 5 Характеристика процесів біоферментації при переробці відходів тваринницьких підприємств.....</b>	<b>107</b>
<b>РОЗДІЛ 6 Аеробно-термофільна стабілізація продуктів при переробці відходів.....</b>	<b>140</b>
<b>РОЗДІЛ 7 Процеси біоферментації органічних речовин відходів тваринництва за анаеробних умов.....</b>	<b>206</b>
<b>РОЗДІЛ 8 Переробка твердих відходів тваринницьких підприємств та санітарно-гігієнічна оцінка одержаних органічних добрив.....</b>	<b>261</b>
<b>РОЗДІЛ 9 Перспективи використання технологій переробки відходів тваринництва.....</b>	<b>301</b>
<b>СПИСОК ВИКОРИСТАНИХ ДЖЕРЕЛ ЛІТЕРАТУРИ...</b>	<b>330</b>

## ПЕРЕДМОВА

Сталий розвиток галузі тваринництва як складової народногосподарського комплексу держави ґрунтується на широкому використанні інтенсивних технологій виробництва продукції, заснованих на використанні сучасних порід і типів сільськогосподарських тварин та нових кросів птиці з високим генетичним потенціалом продуктивності, стійких до захворювань, здатних легко адаптуватися до тривалого господарського використання та ефективно використовувати кормові засоби [6, 8, 30, 32, 33, 54, 55].

Особливого значення при цьому надають не тільки дотриманню нормативів та гігієнічних вимог і правил щодо оптимізації умов утримання [56-58], годівлі [32, 33, 64, 112, 166, 167], догляду та експлуатації тварин і птиці, забезпечення здоров'я і збереження поголів'я [264, 307], але й охороні навколишнього середовища від забруднень відходами тваринницьких підприємств [244, 245, 332, 339, 402].

Застосування на таких підприємствах для переробки відходів розроблених методів та технологій їх утилізації, заснованих на біологічних способах перетворення забруднень не завжди є ефективним, особливо в умовах штучно створених зооекосистем, які функціонують в закритому режимі. Накопичення на незначних територіях великої кількості відходів тваринницьких підприємств, а саме гною, гнойових та технологічних стоків, посліду забруднює ґрунти, водні об'єкти та повітряний басейн шкідливими газами, мікроорганізмами, пилом та іншими продуктами розщеплення органічних речовин відходів, що є головною проблемою на шляху створення великих комплексів з виробництва продукції тваринництва.

Розвиток галузі тваринництва тісно пов'язаний із запровадженням новітніх технологій виробництва продукції, що, крім економічної вигоди, поглиблює екологічні проблеми,

пов'язані із концентрацією погोलів'я та накопиченням значної кількості екскрементів і технологічних стоків на обмежених територіях [58, 86, 94].

Значна кількість екскрементів тварин та відходів підприємств з інтенсивними технологіями виробництва продукції тваринництва в багатьох випадках переважає конверсійну здатність ґрунтів та води, забруднює повітря токсичними речовинами, мікроорганізмами, пилом, посилює екологічний тиск тваринницьких об'єктів на довкілля [17, 244, 251, 303, 353].

Використання для переробки рідкого гною та стоків тваринницьких комплексів і ферм традиційних технологій та способів, розроблених для очистки господарсько-побутових стоків та відходів підприємств харчової промисловості, заснованих на біотехнологічних прийомах перетворення компонентів забруднень, не завжди забезпечує одержання продуктів, які б за санітарно-гігієнічними показниками відповідали встановленим вимогам [68, 126, 155, 175, 186, 201, 353].

Дослідженнями показано, що ефективність переробки гнойових стоків при застосуванні біотехнологічних методів перетворення органічної речовини (ОР) забруднень залежить від хімічного складу, фізико-механічних властивостей відходів, що визначають кінетику та стехіометрію процесу біоферментації. Однак, не зважаючи на значну кількість досліджень з вивчення хімічного складу і властивостей гною і гнойових стоків, теоретичні аспекти застосування біотехнологій утилізації відходів підприємств за інтенсивних технологій виробництва продукції тваринництва та шляхів їх вдосконалення в умовах закритих зооекосистем досліджено в недостатній мірі, що стримує розробку нових і вдосконалення існуючих технологій переробки відходів, одержання продуктів, які б відповідали санітарно-гігієнічним вимогам.

У монографії представлені теоретичні аспекти (положення) застосування біотехнологій утилізації відходів тваринницьких підприємств в умовах закритої зооекосистеми шляхом визначення фізико-хімічних властивостей калових мас тварин та гнойових стоків тваринницьких підприємств, основні параметри процесів біоферментації відходів за ана- та аеробних умов та санітарно-гігієнічного стану одержаних продуктів.

За об'єкт дослідження були біотехнології утилізації відходів тваринницьких підприємств при різних способах видалення та біоферментації гнойових стоків.

Предметом дослідження були: хімічний склад, властивості та санітарно-гігієнічні показники екскрементів тварин і посліду птиці, твердих відходів та гнойових стоків тваринницьких підприємств, процеси аеробної та анаеробної біоферментації гнойових стоків за різних технологічних параметрів, використання біологічно активних добавок при компостуванні твердих відходів, безпечність і якість продуктів переробки відходів.

Дослідження з вивчення хімічного складу, властивостей екскрементів тварин, процесів перетворення органічних речовин відходів тваринницьких підприємств, вдосконалення існуючих та розробка нових способів їх переробки проведені протягом 2005 – 2012 років на базі кафедри гігієни та санітарії ім. А.К. Скороходька Національного університету біоресурсів і природокористування України, а також в умовах ряду підприємств з виробництва продукції тваринництва.

Для досліджень використовували екскременти свиней, нативні відходи та продукти їх переробки ряду підприємств з виробництва продукції свинарства: ВАТ «Агрокомбінат Калита», ПП «Антонов-Агро» Київської області, ДГ «Артеміда» Інституту картоплярства Національної академії аграрних наук, ТОВ «Липовецьке» Вінницької області, ВСАТ «Русь» Черкаської області; великої рогатої худоби: ТОВ «Українська молочна

компанія», ФГ «Журавушка», ВП НУБіП України «Агрономічна дослідна станція», ВП НДГ «Ворзель» Київської області, СТОВ ім. Енгельса Луганської області, СТОВ «Промінь», ТОВ СОП «Михайлівське» Вінницької області та курей промислового стада: ЗАТ «Агрофірма Березанська птахофабрика» Київської області.

# РОЗДІЛ 1.

## ЗАГАЛЬНА ХАРАКТЕРИСТИКА, ВЛАСТИВОСТІ ВІДХОДІВ ТВАРИННИЦЬКИХ ПІДПРИЄМСТВ ТА МЕТОДОЛОГІЯ ЇХ ДОСЛІДЖЕНЬ

Проблема забруднення навколишнього середовища відходами тваринницьких підприємств різних виробничих напрямів і потужностей виникла в зв'язку з переходом цієї важливої галузі сільськогосподарського виробництва на промислову основу. Сучасні технології виробництва продукції тваринництва забезпечують високу продуктивність тварин, знижують затрати кормів і праці на виробництво продукції, що можливо досягти лише за значної концентрації виробничих потужностей, тобто створення великих тваринницьких комплексів [160, 190, 377].

На відміну від промислового виробництва, основою технологій у тваринництві є не машина, а високоорганізований біологічний об'єкт, тобто тварина. Це створює цілий ряд специфічних вимог до технологій виробництва продукції, пов'язаних з годівлею, утриманням, доглядом та експлуатацією тварин. Основною ж проблемою діяльності тваринницьких підприємств є утворення значної кількості відходів в результаті життєдіяльності тварин та забезпечення окремих елементів технологічного процесу виробництва продукції [48, 57, 59].

Відсутність надійних сучасних способів дезодорації та утилізації великих мас відходів тваринницьких об'єктів є основною перешкодою на шляху створення великих тваринницьких комплексів, а їх стоки – одним з головних джерел забруднення оточуючого середовища. Відходи тваринницьких підприємств небезпечні, так як є джерелом хімічного і біологічного забруднення повітря, ґрунтів і води. Вони містять не тільки велику кількість біофільних елементів, а й багато хвороботворних мікроорганізмів, личинок та яєць гельмінтів [85,



294, 359, 381]. Наприклад, в результаті діяльності свинарського комплексу на 108 тис. голів свиней щорічно утворюється біля 1,0 млн. м<sup>3</sup> гнойових стоків [17].

Відомчими нормами технологічного проектування тваринницьких підприємств [263, 288, 298, 300], визначено, що відходами тваринництва є гній, гноївка і стічні води, а також шкідливі гази, патогенна мікрофлора, личинки та яйця гельмінтів.

Комплекс з поголів'ям понад 20 тис. свиней за кількістю відходів можна порівняти з населенням міста понад 300 тис. мешканців. Дійна корова за кількістю відходів прирівнюється до 16, молодняк великої рогатої худоби – до 12, свиня – до 21 людино-еквівалента. При виробництві 1 кг яловичини утворюється близько 25 кг відходів, а 1 кг молока – 13 кг стічних вод. В основі гігієнічних вимог до рідкого гною свинарських комплексів є їх токсичність, яка значно переважає міські фекальні стоки [245].

Найбільшу небезпеку являють відходи тваринництва для водних джерел (поверхневі та ґрунтові води) і ґрунту [277].

Гній являє собою значну загрозу в епідеміологічному та епізоотичному сенсі [239, 286, 349, 394], оскільки може бути джерелом ряду збудників інфекційних та інвазійних захворювань тварин та людей. Вони можуть виділятися з каловими масами, сечею, слиною, маточними виділеннями тварин. Потрапляючи у ґрунти та водойми, такий гній є джерелом інфекцій та інвазій на забруднених територіях протягом тривалого часу. Зі стоками тваринницьких підприємств у воду можуть потрапляти значні кількості амонійного, нітратного та нітритного азоту, фосфору, магнію, натрію, кальцію, сірки та хлору. Високий вміст цих елементів у воді прискорює ріст водоростей, змінює смак і запах води, зменшує кількість кисню, тобто веде до евтрофікації водойми. Аміак стоків тваринницьких підприємств проявляє токсичний вплив на водні мікроорганізми, змінюючи таким чином процеси біологічного розпаду органічної речовини.

Підвищення рівня фосфатів стимулює ріст водних рослин та викликає зниження вмісту кисню у воді.

Збудник туберкульозу зберігає життєздатність та вірулентність у ґрунті до 15 місяців, туляремії – до 75 днів, сальмонельозу – від кількох днів до року, бешихи – 4 – 4,5 місяця. Збудники цих хвороб можуть надходити у ґрунт з поверхневими водами, забрудненими фекаліями, а також надходити в організм тварин з кормами та водою та розноситись гризунами і мухами на значні відстані [296, 303].

Гній та гнойові стоки також спричиняють надходження патогенної мікрофлори, шкідливих газів у вигляді аерозолів у повітря. Головним же джерелом забруднення атмосферного повітря є гнойові маси під час їх зберігання та обробки безпосередньо на тваринницьких підприємствах [17, 19, 58].

Дослідження фізико-хімічних властивостей та мікробного складу атмосферного повітря та навколишньої території у зоні діяльності тваринницьких об'єктів показало, що концентрація шкідливих газів у багатьох випадках значно перевищує гранично допустимі рівні. Зазначається, що великі тваринницькі комплекси великої рогатої худоби і свиней забруднюють повітряний басейн на відстані 2000-8000 м аміаком, пилом та мікроорганізмами. Крім традиційних забруднюючих речовин при оцінці гігієнічних показників атмосфери, сьогодні доводиться враховувати вимоги щодо “парникових” газів у повітрі, а саме діоксиду вуглецю, метану та інших [94, 104, 129].

Особливу проблему з точки зору екологічного стану довкілля створюють не тільки гази, але й пилоподібні частинки відходів, які мають неприємний запах [312]. В процесі зберігання, транспортування, обробки і використання гною в ньому утворюються, крім сірководню і аміаку, сульфідів, меркаптани, ароматичні та аліфатичні аміни, органічні кислоти та інші сполуки, що мають стійкий неприємний запах [105]. Повітря також є середовищем для розмноження різних мікроорганізмів.

Мікробний склад повітря головним чином залежить від пилової забрудненості і вологості, що дає можливість утворювати аерозоль. Утворена таким чином дисперсна система здатна до адсорбції на своїй поверхні великої кількості мікроорганізмів. Аерогенний шлях переносу шкідливих компонентів посилює негативні наслідки локального забруднення атмосфери на тваринницьких підприємствах [329].

Щорічно до недавня на таких підприємствах утворювалось біля 50 млн. т рідкого гною. За умов, коли не всі тваринницькі комплекси забезпечені технікою для транспортування і внесення в ґрунт рідких добрив, це призводить до накопичення великих мас гною на господарських дворах. Ще і сьогодні в зоні діяльності тваринницьких комплексів спостерігаються не поодинокі випадки, коли рідка фракція гною потрапляє в ґрунт, ґрунтові води та водосховища, що створює загрозу їх забруднення патогенними мікроорганізмами, нітратами та іншими шкідливими хімічними сполуками [65, 325, 402].

Гній – це суміш органічних і неорганічних речовин розчинених у воді, яка складається із твердих і рідких виділень сільськогосподарських тварин, і містить неперетравлені рештки корму та підстилкові матеріали. З точки зору фізико-хімічної характеристики рідкий гній (стоки) тваринницьких підприємств являють собою складну неоднорідну, багатоконпонентну гетерогенну систему, яка включає механічні домішки, грубо дисперсні, колоїдно-дисперсні та іоно- чи молекулярно-дисперсні частинки розчинені у воді. Кожна із них характеризується особливими властивостями, різною будовою, молекулярною масою, розмірами, які необхідно враховувати при розробці способів очистки рідких стоків тваринного походження [193, 328].

Знезараження рідкого гною проводять хімічними, термічними, біологічними та механічними способами. В якості хімічних агентів з цією метою застосовують речовини, які згубно

діють на мікроорганізми, а саме формалін, рідкий аміак, хлорне вапно або змінюють рН рідкої фракції гною та знижують неприємні запахи. Так, за аеробної обробки гною, за даними цілого ряду досліджень ефективним виявилось додавання до біомаси сульфату амонію в концентрації 14 кг/м<sup>3</sup> для нейтралізації сірководню і майже всіх похідних азоту. Для боротьби із збудниками інфекційних та інвазійних хвороб успішно використовують термічний спосіб, заснований на дії високих температур, який на сьогодні ще широкого застосування не знайшов [250, 336, 361, 397].

Найпоширенішими способами обробки рідкого гною є біологічні. Процес переробки гною складається з двох фаз, а саме: анаеробної і аеробної. Встановлено, що за аеробної фази з гною виділяється менше шкідливих газів, ніж за анаеробної обробки. Однак у першому випадку для забезпечення процесу переробки потрібні великі площі (1 га на 200 корів). Щоб уникнути цього рекомендовано використовувати різні механічні системи для забезпечення суміші киснем – аеробні ями, лагуни, окислювальні канали, бункери з аерацією під тиском тощо [219, 357, 359].

Склад та властивості гною залежать від виду тварин, хімічного складу кормів, наявності, кількості і якості підстилки, способу його видалення та умов зберігання. Залежно від способу утримання тварин розрізняють підстилковий (твердий) і безпідстилковий (напіврідкий, рідкий) гній. Підстилковий гній, крім екскрементів тварин, містить підстилку близько 25% сухої речовини і 75% води. Такий гній в середньому містить 0,5% азоту, 0,25% фосфору, 0,6% калію і 0,35% кальцію. Відомо, що фосфор і калій з підстилкового гною засвоюються рослинами так само, як і з мінеральних добрив [223, 298, 408].

До його складу входять також ряд мікроелементів, зокрема марганець, бор, мідь, цинк, молібден. Крім органічної речовини і мінеральних сполук, гній містить велику кількість

мікроорганізмів. Встановлено, що в 1 т гною міститься близько 10-15 кг живих мікробних клітин.

Завдяки цьому при внесенні гною у ґрунт його мікрофлора збагачується різними групами бактерій. В свою чергу органічна речовина гною є джерелом енергії для мікроорганізмів ґрунту. Внесення гною в ґрунт сприяє активації азотфіксуючих мікроорганізмів, посилює процеси розщеплення органічної речовини. За цих умов зростає вміст вуглекислого газу в ґрунті, знижується його кислотність. Гній збільшує вміст гумусу і загального азоту в ґрунті, поліпшує його структуру, покращує волого утримуючу здатність [12, 47, 321].

На тваринницьких об'єктах, які практикують гідравлічні системи видалення відходів із приміщень, накопичується значна кількість безпідстилкового (рідкого) гною. Такий гній являє собою рухливу суміш калу і сечі та містить значну кількість води і газоподібних речовин, які утворюються в період його зберігання. За вмістом вологи рідкий гній поділяють на напіврідкий (вологість до 90 %) та рідкий (вологість 92-96 %) [91, 395].

Більша частина органічних речовин такого гною представлена неперетравленими рештками корму і входить до фракцій сирих протеїну, жиру, клітковини та БЕР. Інші сполуки – це легкодоступні для рослин форми азоту (до 70 %), солі органічних кислот, що обумовлюють кращу дію рідкого гною на рослин [60, 88, 427, 439].

Однак зважаючи на високу вологість рідкого гною його необхідно попередньо обробляти шляхом компостування з торфом, ґрунтом або іншими компонентами. З цією метою торф зволожують рідким гноем до повного насичення, а утворений торфо-гноєвий компост витримують залежно від пори року впродовж 2-6 місяців [57].

Органічна речовина, виготовлених таким чином компостів, при внесенні в ґрунт покращує його фізичні властивості та

хімічний склад, зменшує кислотність, усуває негативний вплив солей, який виникає при взаємодії рослин з мінеральними добривами [8, 23, 350, 405].

З наведеного вище видно, що гній та гнойові стоки являють собою серйозну загрозу для навколишнього середовища. У зв'язку з цим в багатьох країнах світу розроблено систему нормативно-правових актів, санітарно-гігієнічних вимог та технологічних нормативів і правил, директивних документів в яких викладено вимоги щодо очищення і знезараження гною перед його використанням [57, 96, 287].

Склад та властивості гною тварин залежать і від характеристики ґрунтів, на яких вирощуються кормові культури. Кормові культури, вирощені на бідних ґрунтах, завжди гіршої якості, а при згодовуванні тваринам утворюють гній з низьким вмістом елементів живлення для рослин [41, 181].

Хімічний склад екскрементів, який залежить в основному від кормового раціону, визначає їх властивості та здатність до переробки на добрива або біогаз. Це пояснюється тим, що з екскрементами виділяється основна частка поживних речовин, спожитих твариною з кормами. Як було відмічено раніше суха речовина екскрементів тварин на 75-80% складається із органічної речовини та лише 15-25% із золи (мінеральна частина) [59, 191, 411].

Вологість екскрементів свиней і великої рогатої худоби залежно від способу видалення, віку і статі змінюється від 86 до 91%, а їх щільність становить  $1,4 \text{ т/м}^3$ . Вологість екскрементів молодняка великої рогатої худоби і телят складає 86%, лактуючих корів – 88,4% зі щільністю  $1,25 \text{ т/м}^3$ . екскременти свиней і великої рогатої худоби з такою щільністю практично не піддаються розшаруванню на фракції. Розшарування екскрементів свиней відбувається за вологості 92% і вище, а великої рогатої худоби – від 90% і вище, що досягається розбавленням нативних відходів водою. Гній вологістю до 92%

прийнято називати «напіврідкий», 92-97% - «рідкий», з вологістю 97% і вище – гнойовими стоками [274].

Відповідно до вмісту води екскременти різних видів тварин містять від 3 до 14% сухої речовини. Основну масу сухої речовини складають органічні речовини. Процес утворення екскрементів обумовлює наявність в них мінеральних, органічних і бактеріальних складових. Так вміст органічних речовин у складі сухої речовини екскрементів великої рогатої худоби складає відповідно 84%, а в екскрементах свиней – 85% [203, 434].

Рівень мінеральних речовин екскрементів, тобто їх зольність досягає 15% від маси сухої речовини в екскрементах свиней, 16% - в екскрементах великої рогатої худоби. Для екскрементів тварин характерне високе бактеріальне обсіменіння (12,3 – 158 млн. кл. в 1 мл) [90].

Так, за співвідношення твердої фракції екскрементів до води 1:6, до 18-20% їх сухої речовини знаходиться в розчинному стані, або у вигляді неосаджувальних колоїдів.

Гранулометричний склад твердої фракції екскрементів свиней і великої рогатої худоби різноманітний і залежить від складу раціону годівлі, статі і віку тварин. Відгодівля свиней комбікормами сприяє збільшенню в екскрементах тварин частинок дрібнодисперсної фази, ніж в гною, який одержують при використанні для тварин змішаного раціону, а саме соковитих кормів, дерті, силосу, сінажу тощо [159, 161, 283].

Встановлено, що гній великої рогатої худоби містить в основному частинки розміром 0,5 мм. Щільність твердих екскрементів свиней становить 1010...1170 кг/м<sup>3</sup>, суміші сечі і калу – 1050...1070 кг/м<sup>3</sup>, твердих екскрементів великої рогатої худоби 1010...1100 кг/м<sup>3</sup>, а їх суміш сечі і калу – 1100 кг/м<sup>3</sup>. Щільність гною і його реологічні властивості, а саме структурна в'язкість і межі леткості залежать від вологості відходів. Так, підвищення вологості гною дійних корів від 86% до 96% зменшує його щільність на 20-30 кг, а в'язкість на 3-4 Па·С. За таких же

умов гній свиней збільшує щільність на – 30-40 кг, а в'язкість – на 0,7-0,9 Па·С. При цьому межа лежкості гною зменшується від 70-140 н/м<sup>2</sup> до нуля [419].

Хімічний склад гною в значній мірі визначається набором кормів раціону годівлі тварин. Вміст сухої речовини в свіжих екскрементах свиней становить в середньому 9,8%, загальний азот – 0,72%, фосфор – (P<sub>2</sub>O<sub>5</sub>) – 0,47%, калій (K<sub>2</sub>O) – 0,21% [206]. Зменшення в раціоні кількості концентратів знижує вміст азоту і фосфору в екскрементах. Встановлено, що від 50 до 70% азоту в безпідстилковому гної знаходиться в розчиненій формі. Суха речовина калу свиней складається на 18,4% із целюлози, 15,2 – лігніну, 20,7 пентозанів, 27% – геміцелюлози.

Безпідстилковий гній свиней вологістю 70-75% містить у сухій речовині до 18,3-21,3% протеїну, 4,3-6,8% жиру, 12,5-14,5% клітковини, 38,0-45,0% БЕР і 14,8-22,1% золи.

Суха речовина екскрементів великої рогатої худоби в основному складається на 43% з волокнистих структур корму, а саме целюлози, геміцелюлози, лігніну, а вміст протеїну в ній складає 18%, жиру – 5,0%. Суха речовина безпідстилкового гною великої рогатої худоби вологістю 83,4% містить до 12,8% протеїну, 2,6% жиру, 19,8% клітковини, 43% БЕР, 16,6% золи [115, 343, 450].

Сирий послід курей – це маса сіро-зеленого кольору, яка має складну пористу структуру. Його вологість у курей і індиків становить 73-76%, а гусей і качок – 83-85%. Основу посліду птиці складають на 90-95% дрібні частки залишків кормів і насіння різних рослин. Основну масу посліду становлять частки розміром 0,1-1,0 мм. Причому біля 90% від їх загальної маси складають частки розміром менше 0,1 мм [5, 197].

Послід являє собою органо-мінеральну суміш складної структури. У ньому містяться неорганічні сполуки Ca, P, K, Zn, Mn, а також ліпіди, жирні кислоти, цукри, клітковина та сполуки,



що містять сірку. Азотистими сполуками посліду є білки, пептиди, амінокислоти, сечова кислота і аміак [16, 448].

Основну частину сухої речовини калових мас тварин складають органічні сполуки, які містять значну кількість вуглецю. Органічна речовина калових мас тварин містить також і певну кількість азотовмісних сполук. Тому відношення вуглецю до азоту в калових масах коливається в межах 9-10 у свиней і 15-16 – у великої рогатої худоби. Сеча тварин містить близько 50% всього азоту, що виділяється з екскрементами, а відношення в ній вуглецю до азоту у великої рогатої худоби складає 1-2, а у свиней - 0,8-0,9. У суміші екскрементів це співвідношення знаходиться в межах від 5 до 8.

У калових масах великої рогатої худоби міститься 0,29% азоту, 0,17 – фосфору, 0,5 – кальцію і 0,10% - калію із розрахунку на одиницю органічної речовини. В той же час у сечі великої рогатої худоби міститься 0,58% азоту, 0,49% калію і 0,01% кальцію. Калові маси свиней включають 0,60% азоту, 0,41% фосфору, 0,29 – калію і 0,09% кальцію. В той же час сеча містить 0,43% азоту, 0,63% калію і майже не має кальцію і дуже мало фосфору [36, 173].

Екскременти великої рогатої худоби, які складаються в основному із калових мас та сечі, містять в середньому 0,38% азоту, 0,25% кальцію, 0,22% калію і 0,12% фосфору, тоді як вміст азоту, кальцію і калію в екскрементах свиней вищий, а фосфору дещо нижчий ніж у великої рогатої худоби [442].

При стійлово-пасовищному утриманні тварин з використанням вигульно-кормових загонів річний вихід екскрементів нижче на 30%.

Кількість екскрементів, які виділяють різні види сільськогосподарських тварин, пов'язано не тільки з видовими особливостями, але й залежать від способу їх видалення, переробки, зберігання та використання. Так, бугаї-плідники виділяють близько 40 кг екскрементів за добу, в тому числі

калових мас – 30 кг і 10 кг сечі, корови – 45 кг (відповідно 35 і 10 кг), молодняк на відгодівлі – 26 кг (14 і 12 кг), телята до 6 місяців – 7,5 кг [39, 162].

Різні статеві-вікові та фізіологічні групи свиней також різняться за кількістю утворених екскрементів. В середньому загальна кількість екскрементів, які виділяють свині складає від 3,5 кг у поросят до 11,0 кг у кнурів-плідників, але в середньому ця цифра становить 4,5 кг [46, 288].

Склад свіжого гною тварин відрізняється від суміші калових мас і сечі, навіть після нетривалого його зберігання. Так, вологість свіжовидаленого підстилкового гною різних видів сільськогосподарських тварин коливається в межах 71,3-77,3% [120]. Причому найвищий цей показник має гній великої рогатої худоби, а найменший – гній овець.

Найбільше органічної речовини містить гній овець, свиней та коней, вміст якої становить відповідно 31,8, 25,4 і 25%, а найменше гній великої рогатої худоби. Гній овець також містить найбільше загального азоту, калію і сірки та майже однакову кількість фосфору порівняно з відходами інших видів тварин.

В цілому ж рівень загального азоту у свіжовидаленому підстилковому гної становить в середньому 0,45-0,83%, білкового азоту – 0,28-0,35%, амонійного азоту 0,14-0,20%, неорганічного фосфору – 0,19-0,28%, калію – 0,50-0,63%, кальцію – 0,18-0,40%, магнію – 0,09-0,15%, сірки – 0,06-0,10%, – хлору – 0,04-0,17%, кремнію – 0,85-1,77% [120].

Вміст біогенних елементів у посліді в середньому становить: азоту – 1,69%, фосфору – 0,62%, калію – 0,64%.

Свіжий пташиний послід містить сирого протеїну – 30,3...35,6%, сирі клітковини – 12,3 - 14,3%, БЕР – 30,0 – 37,6%, жиру – 3,4 - 5,0% і золи 11,5-16,6% від маси сухої речовини [138, 195].

В стічних водах свинокомплексів виявлено також значну кількість продуктів розщеплення органічних речовин корму, а

саме: ізовалеріанову, масляну, пропіонову, гексанову, гептанову, бензойну, 9-октадеканову кислоти, амонієву сіль бензойної кислоти, фенілоцтову та фенілпропіонову кислоти, п-крезол, фенол, 2-ацетил-анілін, 4-метиліндол, 7-метиліндол-3-бутил-гідроксіанізол, 3,4-дигідрокарбостерил [364, 367].

Екскременти у суміші з підстилкою, особливо за різного вмісту останньої, змінюють свої властивості завдяки збільшенню вмісту органічної речовини, основної складової підстилкових матеріалів. Поглинаючи вологу і шкідливі гази, які виділяють тварини, підстилкові матеріали не тільки поліпшують умови утримання тварин, але і покращують фізико-механічні і біологічні властивості гною. За такого складу змінюється не тільки структура гною, але і створюються умови для активного протікання біотермічних процесів, що забезпечує знезараження відходів.

В якості підстилки для тварин використовують солому, торф, мох, листя дерев, тирсу. Вологопоглинаюча здатність соломи – 170-175; січки соломи – 265-270; листя – 200-300; торфу мохового – 300-400; моху торф'яного – 300-425; тирси – до 425. Практикою доведено, що найефективнішим підстилковим матеріалом для тварин є солома. В ній міститься біля 14% води і 86% сухої речовини, 0,48% загального азоту, 0,22% різних неорганічних сполук фосфору, 0,93% калію і 0,28% кальцію. Дещо вищу вологість має тирса, яка становить близько 25-26%. Цей матеріал містить в основному дрібні частинки деревини, в якій порівняно з соломою значно нижчий вміст загального азоту та вищий рівень кальцію. Вологість торфу ще вища і становить близько 40%. Вміст загального азоту в ньому не перевищує 1,2%, неорганічних сполук фосфору – 0,2%, калію – 0,34% і кальцію – 0,36% [84, 416].

При використанні в якості підстилки соломи гній містить в середньому близько 0,5 % азоту, до 0,1 % фосфору і до 0,5 % калію. Фосфор, що міститься в гної, засвоюється рослинами

значно легше, ніж азот. В легкозасвоюваній формі у гної знаходиться і значна частина калію.

Застосування цілорічної безвигульної системи утримання тварин передбачає утворення безпідстилкового гною. Безпідстилковий гній – це суміш твердих екскрементів (калу), і сечі, включаючи незначну кількість частинок корму та значної кількості води.

У безпідстилковому гної, який одержують на комплексах промислового типу і крупних фермах при використанні а годівлі тварин значної кількості концентрованих кормів, підвищений вміст органічної речовини. Основні складові органічної речовини безпідстилкового гною – це сирий протеїн, жиру та БЕР. Так, безпідстилковий гній комплексу з відгодівлі 10 тис. голів молодняка великої рогатої худоби містить близько 14,5% сухої речовини, 0,77% загального азоту, 0,44% фосфору, 0,76% калію, а комплексу на 2000 корів тільки 10% сухої речовини, 0,43% загального азоту, 0,28% фосфору і 0,50% калію. В той же час послід курок-несучок птахофабрик характеризується значно вищим вмістом сухої речовини (36%), загального азоту (4,54%), фосфору (3,65%) та калію (1,74 %). Дещо нижчий вміст поживних речовин і мінеральних сполук має гній, який одержують на крупних підприємствах з виробництва баранини [392]. На тваринницьких підприємствах, особливо з виробництва свинини, основним способом видалення відходів є самоплив. Застосування даної системи видалення гною з приміщень, яка передбачає використання значної кількості води (близько 5 – 10 % від об'єму екскрементів), приводить до значного розбавлення відходів і створює значні проблеми при їх подальшій переробці. Ефективнішою в цьому плані є система видалення гною безперервної дії або самоплив. Принцип її роботи заснований на використанні фізичних властивостей рідкого гною і його здатності утворювати колоїдну масу. Однак спрощення системи видалення рідкого гною з приміщення вимагає великих

затрат при його підготовці до використання. З цією метою передбачають відділення від маси гною механічних домішок, їх подрібнення, розділення його на тверду і рідку фракції, гомогенізацію, обробку, зберігання та використання [248, 401].

Розділення безпідстилкового гною з вологістю понад 90% на фракції здійснюють в бетонних сховищах і відстійниках. Розшаровування рідкого гною на фракції розпочинається через 1-2 міс. після надходження його у сховище. При цьому утворюється осад, легка фракція, спливаюча на поверхню, і проміжний шар (рідка фракція). При пропусканні гною, що розшарувався, через фільтри, рідка фракція надходить у канал для збору рідини і далі в систему ставків: ставки-відстійники, ставки-накопичувачі і ставки-змішувачі [418, 433].

У ставку-відстійнику залишки твердої фракції і шкідливі домішки випадають в осад, а на його поверхні утворюється тверда кірка.

Освітлена рідка фракція із ставка-відстійника надходить в ставки-накопичувачі, де її витримують від 3 до 6 міс. Ставки-накопичувачі розраховані на піврічний об'єм сумарного стоку комплексу або ферми, включаючи гноївку, відходи молочного і побутових приміщень, зливовий стік води з прилеглої території, і т.д. В ставках-змішувачах рідка фракція безпідстилкового гною змішується з поливною водою [252, 440].

На хімічний склад і властивості твердої і рідкої фракцій безпідстилкового гною істотно впливають способи його розділення. Розподіл речовин між осадам і рідкою фракцією змінює в них співвідношення азоту, фосфору і калію, а також відношення вмісту вуглецю до загального і амонійного азоту [248, 437].

Безпідстилковий гній при зберіганні втрачає в середньому 10 % азоту. Процес перемішування гною веде до збільшення його втрат. Однак вони не менші, ніж при зберіганні підстилкового гною.

Рідкий гній, внесений на поля після обробки, забезпечує значне зростання врожаїв сільськогосподарських культур [290]. Це значно зменшує потребу у гноєсховищах на великих товарних підприємствах з виробництва продукції тваринництва, де практикують цілорічне внесення гною на поля, а не лише в терміни проведення весняно-польових робіт [119].

Відходи тваринницьких підприємств і в першу чергу гній здійснює значний вплив на мікроклімат приміщень. Екскременти тварин є основним джерелом аміаку, сірководню, амінів, мікроорганізмів, пилу та інших шкідливих компонентів повітря тваринницьких підприємств. На мікроклімат приміщень також впливають температура, вологість, швидкість руху повітря, природна освітленість, пилове, мікробне забруднення та ряд інших факторів [147, 308]. Порушення технологічних параметрів мікроклімату у тваринницьких приміщень при збільшенні вмісту шкідливих газів у повітрі.

Збільшенню вмісту вуглекислого газу в повітрі сприяє не тільки видихуване повітря, а й підстилка та підстилкові матеріали. Так, з 1 м<sup>2</sup> змінної підстилки із кукурудзяних качанів або соломи шаром 20 см виділяється 8 мг вуглекислого газу за 1 годину [136].

Джерелом аміаку у повітрі тваринницьких приміщень є азотовмісні органічні сполуки сечі, калу та підстилки, що розкладаються під дією мікроорганізмів. Найвищу концентрацію аміаку у повітрі приміщень відмічають у зимово-стійловий період утримання тварин, а влітку його концентрація в повітрі мінімальна [176, 374].

При застосуванні різних способів утримання птиці, а саме: кліткового і на глибокій підстилці одержують сирий послід або його суміш з підстилкою. При використанні глибокої підстилки шар підстилкового матеріалу складає 30 - 40 см. По мірі забруднення підстилки послідом її верхній шар перемішують з нижнім незабрудненим. В деяких випадках при утриманні птиці

підстилку укладають шарами. Спочатку її товщина становить 5-10 см, а потім по мірі забруднення послідом її покривають новим шаром завтовшки 5-6 см до досягнення загальної товщини 40-60 см. Пташник очищають від посліду після завершення циклу вирощування птиці [227].

При клітковому утриманні птиці утворений послід накопичується на стрічці транспортера, а потім видаляється з пташника і компостується спеціальних площадках.

Застосування в годівлі птиці концентрованих кормів сприяє підвищенню вмісту у пташиному посліді поживних речовин. Встановлено, що послід курей містить 30-44% сухої речовини, а його вологість становить в середньому 56-70%. У посліді качок наведені показники майже не змінюються, в гусей вміст води зростає до 77-82%, а рівень сухої речовини знижується до 18-23% [444]. Подібні показники характерні і для посліду індиків. Послід курок-несучок містить 1,7-1,9% загального азоту, 1,5-2,0% неорганічного фосфору і 0,8-1,0% калію. У качок наведені показники мають дещо нижчі значення, однак вони вищі, ніж у сирому посліді гусей та індиків. У останніх вміст загального азоту в посліді коливається в межах 0,5-0,6%, рівень неорганічного фосфору становить 0,5%, а калію – біля 1,0%.

Свіжий пташиний послід не містить летких речовин, але при зберіганні в купах він, як і гній, розігрівається. За таких умов з сечової кислоти утворюється аміак, який виділяється в атмосферу. Втрати азоту послідом залежно від тривалості його зберігання можуть сягати 30-60 %, що істотно знижує вміст загального та амонійного азоту в суміші. Для зменшення втрат азоту при зберіганні до пташиного посліду додають 25-50 % торфу або 15-20 % ґрунту [210].

Для запобігання втрат амонійного азоту свіжий пташиний послід піддають висушуванню при температурі 600-700°C. З цією метою використовують барабанні сушильні установки. Однак при цьому послід також втрачає до 18-50 % загального азоту, до

4-12 % неорганічного фосфору і до 6-18 % калію. Втрати цих речовин значно зменшуються при додаванні до сирого посліду перед висушуванням суперфосфату або фосфоритного борошна в кількості 5-7 % від його маси. На вміст мікроелементів висушування посліду не впливає [311].

Висушений пташиний послід має природну вологість, добре зберігається і може безпосередньо використовуватися як органічне добриво. Рідкий послід вологістю 80-90%, що одержують при утриманні птиці в клітках шляхом розбавлення сирого посліду водою, використовують для приготування компостів з іншими органічними матеріалами. Пташиний послід після його переробки і збагачення поживними речовинами може бути використаний і як добавка до комбікорму для птиці та жуйних тварин. Проте широкого застосування цей спосіб не знайшов [194].

Вносять у ґрунт пташиний послід залежно від вмісту в ньому основних поживних елементів для рослин і з урахуванням їх потреб та забезпеченості ґрунту засвоюваними формами азоту, фосфору та калію. Під картоплю і овочі рекомендується вносити 4-5 т/га сухого посліду, а під зернові культури – 2-2,5 т/га. Норми внесення посліду природної вологості (60-75 %) складають 8-10 т/га під просапні і 5-6 т/га під зернові культури. Підвищити ефективність використання органічних добрив значною мірою вдається шляхом приготування компостів [118, 192, 208].

Компостування твердої фракції гною з торфом або соломкою є основним способом отримання високоякісних органічних добрив. У гної при компостуванні прискорюються процеси перетворення органічної речовини у прості сполуки, які у комплексі з торфом поповнюють ресурси органічної речовини ґрунту [170, 184].

Компостування гною дає змогу зв'язати аміак та знизити втрати азоту при зберіганні. Додавання до гною при компостуванні торфу знижує його кислотність, створює



сприятливі умови для активної діяльності мікроорганізмів, що переробляють органічний азот торфу в нітратні і амонійні сполуки, тобто форми азоту, доступні для рослин [116, 169].

Високоякісні компости характеризуються ступенем розкладання органічної речовини не менше 20 % і зольністю не більше 25%. Цим вимогам відповідають торфогнойові компости, які одержують перемішуванням торфу з твердою фракцією рідких відходів або безпідстилковим гноєм [114].

Високоякісні компости одержують також з пташиного посліду і торфу [106]. Сумарна вологість таких компостів повинна бути не вище 75 % в літній період і 71 % в зимовий. Додаток мінеральних добрив сприяє збагаченню компостів елементами живлення рослин, зменшує втрати азоту, прискорює розкладання органічної речовини і запобігає її промерзанню. Для покращення якості торфопослідного компосту на 1 т його маси вносять 10-20 кг фосфоритного борошна і 5-10 кг хлориду калію. Однак, крім позитивної оцінки гною як джерела живлення рослин, за значної скупченості тварин у ньому виявляють яйця та личинки гельмінтів. Тобто гній стає джерелом інвазійних захворювань тварин і людей [349]. Через ураженість тварин гельмінтами щорічно недоотримують понад 10% продукції тваринництва і, в першу чергу, молока, м'яса і риби. Знизити ступінь ураження тварин гельмінтами і хвороботворними бактеріями можна лише при впровадженні в практику заходів з профілактики інвазійних хвороб тварин [250].

Основним методом дегельмінтизації твердого підстилкового гною є біотермічний спосіб, заснований на підвищенні температури гнойової маси до 40°C, а потім до 60 °C за якої личинки гельмінтів гинуть миттєво. Такої температури біомаса досягає в результаті самозігрівання за аеробних умов. На основі цього був запропонований спосіб біотермічної дегельмінтизації гною тваринницьких підприємств [150, 423].

В останні роки, у зв'язку з впровадженням інтенсивних технологій у виробництво продукції тваринництва різко зросла кількість рідкого гною, що поставило питання його дегельмінтизації ще гостріше.

Розведення гною водою при гідравлічному способі його видалення з приміщень під час зберігання збільшує період виживання патогенних бактерій більш ніж у 3 рази. Збільшення періоду виживання мікрофлори в рідкому гної, зараженому збудниками хвороб тварин, вказує на те, що навіть після тривалого його зберігання небезпека виникнення інфекційних хвороб не зникає. Це впливає на стан здоров'я поголів'я та ефективність протиепізоотичних заходів. В той же час надзвичайно важливо, щоб застосовувані способи знезараження гною не знижували якості одержаних органічних добрив і негативно не впливати на родючість і біологічні процеси в ґрунті.

Головними факторами, які визначають спосіб видалення, транспортування, обробки та використання відходів виробництва продукції тваринництва, є хімічний склад, фізичні властивості та наявність різних видів мікроорганізмів у екскрементах.

Головною метою досліджень було вивчити хімічний склад, фізичні властивості, санітарно-гігієнічні показники екскрементів великої рогатої худоби, свиней та птиці, а також гною, гнойових стоків та посліду, одержаних на підприємствах з виробництва молока, свинини та харчових яєць, які практикують різні способи гноєвидалення, зберігання та переробки гною.

Вивчали хімічний склад, фізичні властивості екскрементів лактуючих корів та гнойових стоків підприємств з інтенсивною та типовою технологіями виробництва молока.

Екскременти тварин та гнойові стоки відбирали у першому випадку на підприємстві потужністю біля 7000 голів великої рогатої худоби, в тому числі 3867 дійних корів з інтенсивною технологією виробництва молока.

Таблиця 1

**Раціон годівлі лактуючих корів за інтенсивної технології виробництва молока, жива маса 600 кг, середньодобовий надій молока – 30,0 кг, вміст жиру в молоці 3,80 %, вміст білка в молоці – 3,20 % (перші 200 днів лактації)**

№ п/п	Вид корму	Кількість корму, кг	Вміст СР, г
1	Силос кукурудзяний	15,0	5583
2	Сінаж (бобові)	10,0	2880
3	Дерть кукурудзяна	3,0	2510
4	Дерть ячмінна	2,5	2151
5	Овес (плющений)	2,0	1740
6	Макуха соняшникова	2,5	2376
7	Макуха соєва	2,0	1878
8	Дробина пивна	1,0	889
9	Дріжджі кормові	0,5	453
10	Жир (захищений)	0,5	480
11	Сіль кухонна	0,1	97
12	Натрію бікарбонат	0,2	194
13	Премікс (зоовіт)	0,25	250
<b>Всього</b>		<b>39,55</b>	<b>21456</b>

Продуктивність корів у середньому становила 9,0 тисяч кг молока за лактацію. В якості типової технології виробництва молока використовували підприємство потужністю біля 530 голів великої рогатої худоби, в тому числі 240 голів лактуючих корів з середньою продуктивністю 4,8 – 5,6 тис. кг молока за лактацію. За інтенсивної технології виробництва молока лактуючих корів годували високоенергетичними кормовими сумішами. Годівля корів була однотиповою цілорічною, а доступ до кормів і води вільним.

Кількість обмінної енергії (ОЕ) в кормах раціону становила –

235,78 МДж, чистої енергії лактації (ЧЕЛ) – 142,88 МДж, сухої речовини – 21,45 кг, сирого протеїну (СП) – 3,73 кг, доступного протеїну (ДП) – 3,11кг, а нерозчинного протеїну (НП) – 24,8 % від його загальної кількості.

В кормах раціону міститься, г:

Вітамін А – 300000 МО

Вітамін D – 50000 МО

Вітамін Є – 300 мг

Біотин – 12 мг

Ел. баланс – 93 м екв/л

Сухої речовини – 21456

Сирого протеїну – 3728

Сирого жиру – 1293

Сирої клітковини – 3567

Крохмаль + цукор – 6258

Кальцій – 127,7

Фосфор – 79,2

Натрій – 28,3

Магній – 32,3

Цинк – 1,6

Марганець – 1,2

Мідь – 0,3

Кобальт – 16 мг

Йод – 20 мг

Селен – 6 мг

Лактуючі корови задовольняли потребу в енергії та протеїні за рахунок різних видів концентрованих кормів та енергетичних добавок (див. табл. 1).

Утримували лактуючих корів за інтенсивної технології безприв'язно в широкогабаритному корівнику розрахованому на 1000 голів по 250 в технологічній групі. Видалення гною з секцій корівника здійснювали механічним способом, а з корівника – системою гідрозмиву (принцип «flesh-flu») у гноєсховища

(лагуни), а потім подавали на біогазову установку для переробки.

Лактуючих корів за типової технології утримували у реконструйованому типовому корівнику безприв'язно з відпочинком у боксах.

Таблиця 2

**Раціон годівлі лактуючих корів за типової технології виробництва молока, жива маса 500 кг, середньодобовий надій молока – 20,0 кг, вміст жиру в молоці 3,80 %, вміст білка в молоці – 3,20 % (перші 200 днів лактації)**

<b>№ п/п</b>	<b>Вид корму</b>	<b>Кількість корму, кг</b>	<b>Вміст СР, г</b>
1	Силос кукурудзяний	25,0	6250
2	Сіно (злаково-бобове)	5,0	4285
3	Комбікорм	6,0	5125
4	Дробина пивна	1,0	830
5	Буряки кормові	5,0	600
6	Сіль кухонна	0,105	96
7	Премікс	0,20	190
<b>Всього</b>		<b>42,3</b>	<b>17376</b>

Тварини мали вільний доступ до корму та води. Корівник для корів за типової технології виробництва молока був розрахований на утримання 200 голів по 50 у технологічній групі. Годували лактуючих корів кормовою сумішшю на основі кукурудзяного силосу, сіна і концентрованих кормів згідно раціону типового для даної природно-кліматичної зони (табл. 2).

За типової технології гній із секції приміщення видаляли за допомогою дельта-скрепера з наступним гідрозмивом та накопиченням у секціях гноєсховища.

В кормах раціону міститься, г:

Вітамін D –	17000 МО
Вітамін Є –	695 мг
Кормових одиниць –	15,85
Сухої речовини –	17095
Перетравного протеїну –	1537,7
Сирого жиру –	644,7
Сирої клітковини –	3580
Цукор –	632,5
Каротин, мг –	602,1
Кальцій –	117,7
Фосфор –	82,2
Магній –	35,2
Цинк –	0,9
Марганець –	0,9
Мідь –	133,3 мг
Кобальт –	13,5 мг
Йод –	14,5 мг

Для досліджень відбирали середні проби кормів, екскрементів лактуючих корів та гнойові стоки після видалення з приміщень. У зразках визначали показники хімічного складу, фізичні властивості, кількість і видовий склад мікроорганізмів та наявність різних ветеринарних препаратів на основі чого здійснювали їх гігієнічну оцінку.

Досліджували хімічний склад і фізичні властивості екскрементів корів за різної молочної продуктивності і годівлі високоенергетичними кормовими сумішами. З цією метою було відібрано 10 лактуючих корів II та III лактації, яких за середньодобовим надоєм молока поділили на дві групи: першу: 40 – 44 кг та другу – 28 – 33 кг молока за добу відповідно. Піддослідних тварин утримували безприв'язно в одній секції (технологічній групі) з наданням відпочинку у боксах та вільного

доступу до кормів і води. Годували тварин отримували високоенергетичною кормовою сумішшю з високим вмістом концентрованих кормів (близько 63% за СР). Крім того, лактуючі корови з основними кормами (кукурудзяний силос, сінаж, зерно кукурудзи, ячменю та вівса плющені, макуха соняшникова, шрот соєвий, жир захищений) одержували, відповідно до потреби вітаміни, незамінні амінокислоти, макро- та мікроелементи та інші кормові добавки (див. табл. 1).

Гній із секцій видаляли механічним способом, а із приміщення – гідрозмивом через систему гнойових каналів у каналізаційно-насосну станцію з наступною подачею гнойових стоків у резервуар-накопичувач (лагуну).

Середні зразки екскрементів для досліджень відбирали вранці після нічного відпочинку корів, до доїння, а гнойові стоки – з каналізаційно-насосної станції після їх перемішування.

Вивчали хімічний склад, властивості та гігієнічні показники екскрементів та гнойових стоків високопродуктивних лактуючих корів різних лактацій. З цією метою було відібрано 10 лактуючих корів II та III лактацій з середньодобовим надоєм 30 – 33 кг, яких поділили на дві групи – першу (II лактація) та другу – (III лактація). Корів обох груп утримували в одній секції приміщення та згодовували однакову високоенергетичну кормову суміш. Доступ тварин до води та корму був вільним.

Середні проби кормової суміші відбирали з кормового столу згідно загальноприйнятих рекомендацій. Зразки екскрементів лактуючих корів піддослідних груп відбирали вранці до доїння після акту дефекації не допускаючи їх змішування з сечею, а гнойові стоки – із каналізаційно-насосної станції після перемішування. З відібраних зразків калових мас та гнойових стоків формували середні проби (по 3 в кожному випадку) та використовували для досліджень.

**Склад і поживність комбікормів для свиней, %  
(концентратний тип годівлі)**

Компоненти	Вікові групи			
	підсисні свиноматки	поросята		свині на відгодівлі
		сисуни	відлучені	
Дерть ячмінна	23,0	43,5	53,5	42,0
Дерть кукурудзяна	25,0	27,0	22,0	16,0
Дерть пшенична	21,0	10,0	12,0	22,0
Борошно сінне	7,0	–	–	4,0
Борошно рибне	–	4,0	–	–
Сухе знежирене молоко	–	10,0	–	–
Дріжджі кормові	–	2,5	–	–
Шрот соєвий	10,4	–	9,0	6,4
Дикальційфосфат	2,2	1,0	1,0	0,7
Премікс	1,0	1,0	1,0	1,0
Крейда	1,0	0,6	1,0	1,0
Сіль кухонна	0,4	0,4	0,5	0,6
В 1 кг комбікорму міститься, г:				
кормових одиниць	1,15	1,12	1,11	1,08
перетравного протеїну, г	152	156	131	123
жиру, г	144	41	19	20
клітковини, г	44	39	52	57
кальцію, г	11	12	9	7
фосфору, г	8	10	7	5
лізину, % до протеїну	5,4	5,5	6,5	7,0
метіоніну, % до протеїну	3,9	3,6	4,0	4,5
Добова даванка, кг	5	0,5	1,5	2,5



**Склад і поживність комбікормів для свиней, г  
(комбінований тип годівлі)**

Компоненти	Вікові групи			
	підсисні свиноматки	поросята		свині на відгодівлі
		сисуни	відлучені	
Дерть ячмінна	1150	218	803	1050
Дерть кукурудзяна	1250	135	330	400
Дерть пшенична	1050	50	180	550
Трава люцернова	5000	–	1000	3000
Борошно рибне	–	20	–	–
Сухе знежирене молоко	–	50	–	–
Дріжджі кормові	–	12	–	–
Шрот соєвий	–	–	–	–
Дикальційфосфат	110	5	15	18
Премікс	50	5	15	25
Крейда	50	3	15	25
Сіль кухонна	20	2	7,5	15
В добовій даванці міститься, г:				
кормових одиниць	6,50	0,67	1,9	2,8
перетравного протеїну, г	780	81	200	309
жиру, г	540	20	29	50
клітковини, г	250	19	78	143
кальцію, г	59	6	14	18
фосфору, г	42	5	11	13
лізину, % до протеїну	6,1	–	–	7,0
метіоніну, % до протеїну	5,2	–	–	4,5
Добова даванка, кг	8,68	0,5	2,36	5,08

Проводили вивчення впливу систем утримання тварин, типу годівлі (концентратний та комбінований), способу гноєвидалення (гідрозмив, самоплив), первинну обробку відходів на дугових ситах та відстійниках на хімічний склад, фізичні властивості та санітарно-гігієнічні показники гнойових стоків.

У четвертому досліді вивчали хімічний склад, фізико-механічні властивості та санітарно-гігієнічні показники гнойових стоків, одержаних від різних статево-вікових груп свиней (підсисні матки, відлучені поросята і свині на відгодівлі) за концентратного та комбінованого типів годівлі (див. табл. 3, 4).

Дослід проведено на підприємстві з виробництва свинини потужністю біля 3,0 тисяч свиней за рік.

В обох випадках підсисних свиноматок з поросятами утримували в індивідуальних станках, а відлучених поросят та свиней на відгодівлі – в групових. Годівлю свиней першої групи здійснювали повнораціонними стандартними комбікормами, а другої – концентрованими кормами в поєднанні з зеленими соковитими, які забезпечували потребу тварин в поживних та біологічно активних речовинах.

Гнойові стоки видаляли із свинарників в обох випадках механічним способом.

Доступ тварин до води був вільним, а годівля – триразовою. Відлучали підсисних поросят від маток у віці 36 днів.

Гнойові стоки для досліджень відбирали після видалення з приміщення.

У досліді вивчали хімічний склад, фізичні та санітарно-гігієнічні показники гнойових стоків свинокомплексів за різних способів гноєвидалення: гідрозмив та самоплив.

Дослідження проведено на діючих підприємствах з виробництва свинини потужністю 24 і 76 тис. голів.

Годівлю свиней в обох випадках здійснювали стандартними повнораціонними комбікормами, а утримували в індивідуальних або групових станках.

Гнойові стоки (середні проби) у першому випадку відбирали з відстійника одразу після їх видалення з приміщень гідрозмивом та їх первинної обробки на дугових ситах.

У другому випадку гнойові стоки підприємства з виробництва продукції свинарства відбирали після їх видалення із свинарника самопливним способом та первинної обробки на дугових ситах.

Вивчали хімічний склад, фізичні властивості та санітарно-гігієнічні показники посліду курок-несучок промислового стада. Курок-несучок утримували у пташнику з регульованим мікрокліматом у багатоярусних кліткових батареях за вільного доступу до корму та води (табл. 5).

Середні проби посліду курок-несучок відбирали вранці після його накопичення, а також після видалення з приміщення механічним способом за допомогою стрічкового транспортера.

Предбачали вивчення впливу фізико-хімічних і біологічних факторів, а також технологічних параметрів на процеси перетворення органічної речовини (забруднень) гнойових стоків тваринницьких підприємств з метою вдосконалення способів переробки, заснованих на використанні процесів аеробної біоферментації.

Для досягнення поставлених завдань було використано 6 лабораторних установок (діючих експериментальних моделей) в основу яких покладено здатність мікроорганізмів активного мулу використовувати для свого росту і розмноження в якості субстратів і джерел енергії органічні і неорганічні компоненти гнойових стоків тваринницьких об'єктів.

У виробничих умовах при очистці гнойових стоків особливо свинарських підприємств цей процес здійснювали у спеціальних резервуарах – аеротенках-змішувачах, обладнаних системою аерації, а розділення обробленої біомаси на освітлену водну фракцію і осад (активний мул) проводили у відстійниках.

Таблиця 5

**Склад комбікорму для курок-несучок промислового стада**

<b>Показник</b>	<b>Значення</b>
МЕ, ККал	2849,15
Сирий протеїн, г/кг	190,01
Сирий жир, г/кг	47,09
Сира клітковина, г/кг	52,60
Кальцій, г/кг	39,03
Фосфор, г/кг	7,78
Натрій, г/кг	1,59
Лізин, г/кг	9,95
Метіонін, г/кг	4,89
Метіонін + Цистин, г/кг	7,51
Вітамін А	15,00
Вітамін D <sub>3</sub>	3,00
Вітамін Є	50,00
Вітамін К	2,50
Вітамін В <sub>1</sub>	2,00
Вітамін В <sub>2</sub>	5,00
Вітамін В <sub>3</sub>	15,00
Вітамін В <sub>6</sub>	4,00
Вітамін В <sub>12</sub>	20,00
Ніацин (В <sub>5</sub> , РР)	30,00
Фолієва кислота	0,50
Біотин В <sub>7</sub> , Н	100,00
Холін (В <sub>4</sub> )	496,64
Холін Хлорид	572,16
Залізо	49,28
Мідь	6,01
Цинк	60,04
Марганець	96,02
Йод	1,20
Кобальт	0,96
Селен	0,36

Ця система дозволяла частину активного мулу повертати у біоферментер (рециркуляція), а іншу – видаляти із системи окремо від освітленої фракції стоків.

Вивчали динаміку використання забруднень стоків (ОР) асоціацією мікроорганізмів активного мулу за періодичного режиму. Дослід проведено в лабораторних умовах на спеціальній установці, принципова схема якої наведена на рис. 1

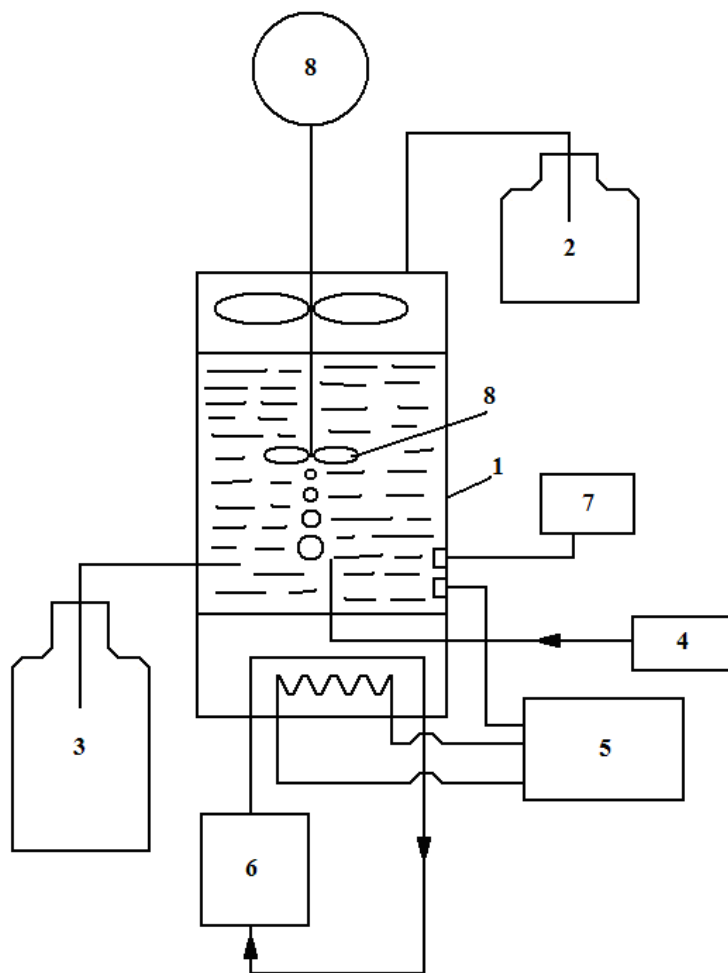


Рис. 1. Принципова схема установки з очищення гнойових стоків за аеробних умов (періодичний режим).

Основним елементом установки був спеціальний резервуар (біоферментер) об'ємом 10 л (1), який обладнували системою подачі (2) і відведення (3) гнойових стоків. Аерацію суміші у ферментері здійснювали пневмо-механічним пристроєм (4) (компресор з перемішувачем), а температурний режим підтримували системою нагріву (5) і охолодження (6)

ферментера. Установка дозволяла вивчити ступінь вилучення забруднень (ОР) в динаміці процесу біоферментації. Для досліду використовували нативні гнойові стоки підприємства з виробництва свинини, які попередньо обробляли механічним способом (гравітаційне освітлення), що забезпечувало видалення різних механічних домішок та залишків корму.

Гнойові стоки вносили у біоферментер (на 2/3 об'єму) та додавали активний мул, запускаючи процес біоферментації. Температуру суміші у біоферментері підтримували в межах 22,0°C, а вміст розчиненого кисню – на рівні 5 – 8 мг/л, який контролювали за допомогою електрохімічного датчика (7). Одержану у ферментері муло-водяно-повітряну суміш перемішували мішалкою (8), регулюючи інтенсивність перемішування. Тривалість процесу аерації гнойових стоків у біоферментері забезпечували з 28 до 110 годин.

Середні зразки біомаси для дослідження відбирали з ферментера після змішування гнойових стоків з активним мулом, а також у процесі біоферментації з інтервалом 3 – 12 годин. У стоках визначали загальний вміст забруднень (ХСК, БСК<sub>5</sub>), органічного і мінерального азоту, фосфатів і загального фосфору, золи та кількість активного мулу.

Розраховували швидкість споживання кисню та використання ОР (забруднень) гнойових стоків мікроорганізмами активного мулу.

Вивчали вплив різної концентрації ОР забруднень гнойових стоків на швидкість її перетворення мікроорганізмами активного мулу за аеробних умов. У цьому досліді проведено дві серії досліджень.

Використовували гнойові стоки свиногокомплексу з вмістом забруднень за ХСК від 73,6 до 3128 мг/л. Стоки вносили у колби об'ємом 250 мл та проводили аерацію до досягнення рівня розчиненого кисню в середовищі 8 – 9 мг/л. Після цього в проби додавали 0,48 г/л активного мулу, аерацію суміші припиняли і

визначали швидкість споживання кисню мікроорганізмами в динаміці. Було досліджено 10 різних концентрацій забруднень (ОР) гнойових стоків.

В аналогічних умовах, до гнойових стоків додавали 0,38 – 10,27 г/л активного мулу за стабільного вмісту забруднень (3680 мг/л). Всього було проведено 9 різних варіантів досліду в яких вивчали вплив різного вмісту активного мулу на процес перетворення ОР забруднень гнойових стоків за аеробних умов у періодичному режимі.

Вивчали ефективність застосування активного мулу для очистки гнойових стоків свинарських підприємств за проточного режиму. З цією метою проведено чотири серії досліджень яких було використано спеціальну розроблену установку з очистки гнойових стоків, яка забезпечувала аеробні умови та проточний режим біоферментації (рис. 2).

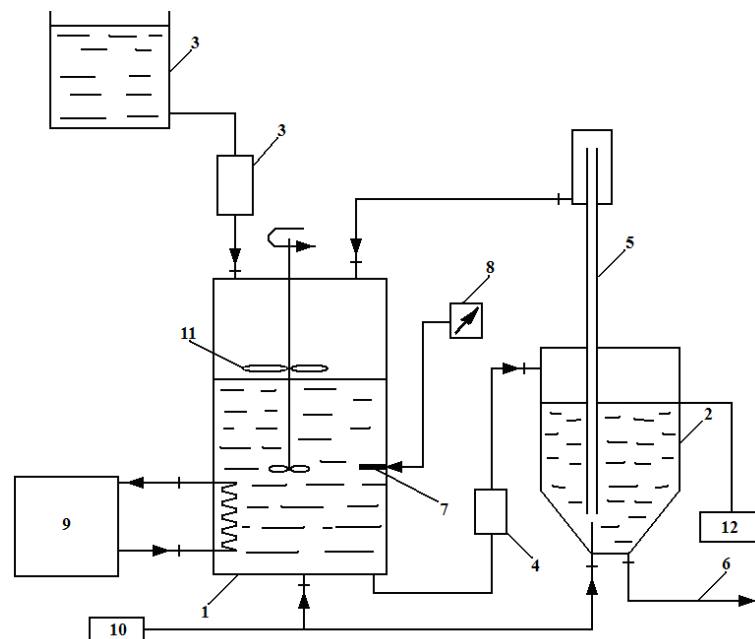


Рис. 2. Принципова схема установки з очищення гнойових стоків за аеробних умов (проточний режим).

Вилучення забруднень із гнойових стоків відбувалось за проточного режиму під дією активного мулу в системі аеротенк-відстійник.

Установка складалась з біоферментера (1) об'ємом 2 або 10 л та відстійника (2) об'ємом відповідно 0,4 або 2,0 л. Гнойові

стоки подавали в біоферментер дозовано, а проточний режим процесу ферментації забезпечував спеціальний пристрій (3). Муло-водяну суміш видаляли із біоферментера у відстійник за допомогою переливного пристрою (4). Відділення активного мулу (тверда фракція) від очищеної рідини (рідка фракція) проводили у відстійнику, що дозволяло частину осаду повертати назад (рециркуляція) у біоферментер (5). Решту мулу видаляли з відстійника (6). Вміст кисню у суміші контролювали за допомогою електрохімічного датчика (7) з вторинним вимірювальним приладом (8). Температуру суміші в біоферментері підтримували на рівні 20°C за допомогою термостату (9), подачу повітря здійснювали за допомогою компресора (10). Суміш у біоферментері перемішували механічною мішалкою (11). Очищену рідку фракцію збирали у спеціальний резервуар (скляний бутель) (12). На даній установці проведено дві серії дослідів.

Вивчали ступінь вилучення забруднень (ОР) з гнойових стоків без рециркуляції (повне видалення) активного мулу з системи. Активний мул додавали до стоків у кількості 0,48 г/л, вносили дану суміш у біоферментер, проводили її аерацію, запускаючи таким чином процес. Контроль параметрів процесу біоферментації здійснювали за ХСК і БСК<sub>5</sub>, а утворений осад (активний мул) видаляли із системи.

Осад (активний мул) частково повертали у біореактор (рециркуляція) та вивчали перебіг процесу біоферментації ОР стоків за проточного режиму. Коефіцієнт рециркуляції активного мулу у біоферментер за даних умов становив 35 – 100%. При цьому підтримували стабільну температуру стоків (20±1°C) та концентрацію розчиненого кисню (7 – 8 мг/л). Стан системи і перебіг процесу біоферментації вважали оптимальним, коли показники ХСК, БСК<sub>5</sub>, NH<sub>4</sub><sup>+</sup>, PO<sub>4</sub><sup>-</sup> очищеної рідини протягом двох діб не змінювались.



У стоках досліджували фізико-хімічні та гігієнічні показники, які характеризують перебіг процесу перетворення ОР (забруднень) за різної швидкості їх розбавлення ( $D = 0,16 - 0,01 \text{ год}^{-1}$ ), що відповідало часу їх перебування у біоферментері протягом 6,25 – 100 годин. Тривалість біоферментації гнойових стоків у системі складала 7 – 10 діб. У пробах контролювали рН, а також Eh та вміст кисню.

Вивчали вплив розбавлення гнойових стоків свинокомплексу на активність мікроорганізмів активного мулу. З цією метою використовували біоферментер з робочим об'ємом 1,5 л за температури  $20 \pm 1 \text{ }^\circ\text{C}$  і вмісту кисню в середовищі інкубації 7 – 8 мг/л. Активний мул, одержаний в процесі очистки стоків, видаляли з відстійника і у біоферментер не повертали.

Активність мікроорганізмів активного мулу контролювали за їх чисельністю в розрізі фізіологічних груп, які приймали участь у перетворенні забруднень гнойових стоків та визначають їх санітарно-гігієнічні показники.

Швидкість розбавлення ( $D$ ) суміші підтримували в межах  $D = 0,16, 0,08, 0,04, \text{ і } 0,02 \text{ год}^{-1}$  за рахунок зміни швидкості подачі стоків у біоферментер. Питома швидкість росту мікроорганізмів активного мулу за даних умов дорівнювала  $D$ .

За аналогічних умов вивчали вплив швидкості розбавлення стоків ( $D = 0,08, 0,04, 0,02 \text{ год}^{-1}$ ) та рециркуляції активного мулу на питому швидкість росту мікроорганізмів ( $\mu$ ). В процесі досліджень відбирали зразки суміші та контролювали в ній чисельність мікроорганізмів різних фізіологічних груп.

Вивчали вплив режиму біоферментації на використання кисню та швидкість окислення ОР (забруднень) гнойових стоків за проточного режиму. Дослідження проведені на лабораторній установці, яка моделювала аеротенк-змішувач I ступеня очистки і складалася із ферментера (1), обладнаного пневмомеханічним аератором (2), відстійника (3) з системою повернення

(рециркуляції) активного мулу (4). Подачу гнойових стоків у систему здійснювали дозуючим пристроєм (5) (рис. 3).

Витрати повітря, яке надходило в систему через пневматичний аератор, контролювали ротаметром (6) типу РС-3 і РС-3А. Суміш утворених газів і повітря з ферментера виводили у спеціальну камеру (7). У дослідях використовували нативні гнойові стоки свинокомплексу, які характеризувалися наступними показниками забруднення, (мг/л): ХСК -  $3570 \pm 1630$ ; БСК<sub>5</sub> -  $2260 \pm 1310$ ; NH<sub>4</sub><sup>+</sup> -  $630 \pm 115$ ; Рзаг -  $170 \pm 25$ .

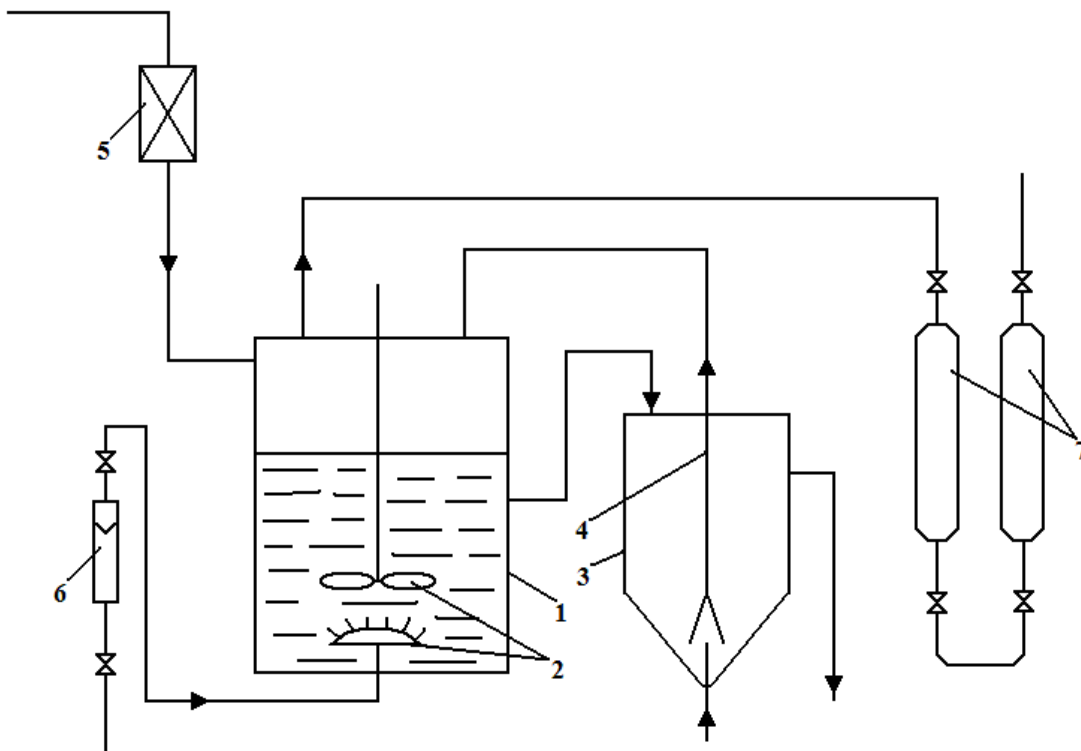


Рис. 3. Принципова схема установки очищення гнойових стоків (проточний режим).

Процес окислення ОР здійснювали безперервно протягом 7 – 8 діб, після чого відбирали проби повітряної суміші і гнойових стоків на вході і виході з біоферментера. В даній суміші визначали вміст вуглекислого газу і кисню. Тривалість біоферментації стоків становила 5 – 100 годин. У відібраних пробах стоків до та після очистки визначали гігієнічні показники, а саме ХСК, БСК<sub>5</sub>, вміст NH<sub>4</sub><sup>+</sup>, NO<sub>2</sub><sup>-</sup>.

Вивчали санітарно-гігієнічні показники та мікробний склад стічних вод свиногокомплексу та продуктів їх переробки за різних гідродинамічних режимів процесу аеробної біоферментації.

Для досліджень було використано лабораторну установку, яка характеризувалась триступеневістю процесу без проміжного видалення осаду (активного мулу) із системи (рис. 4).

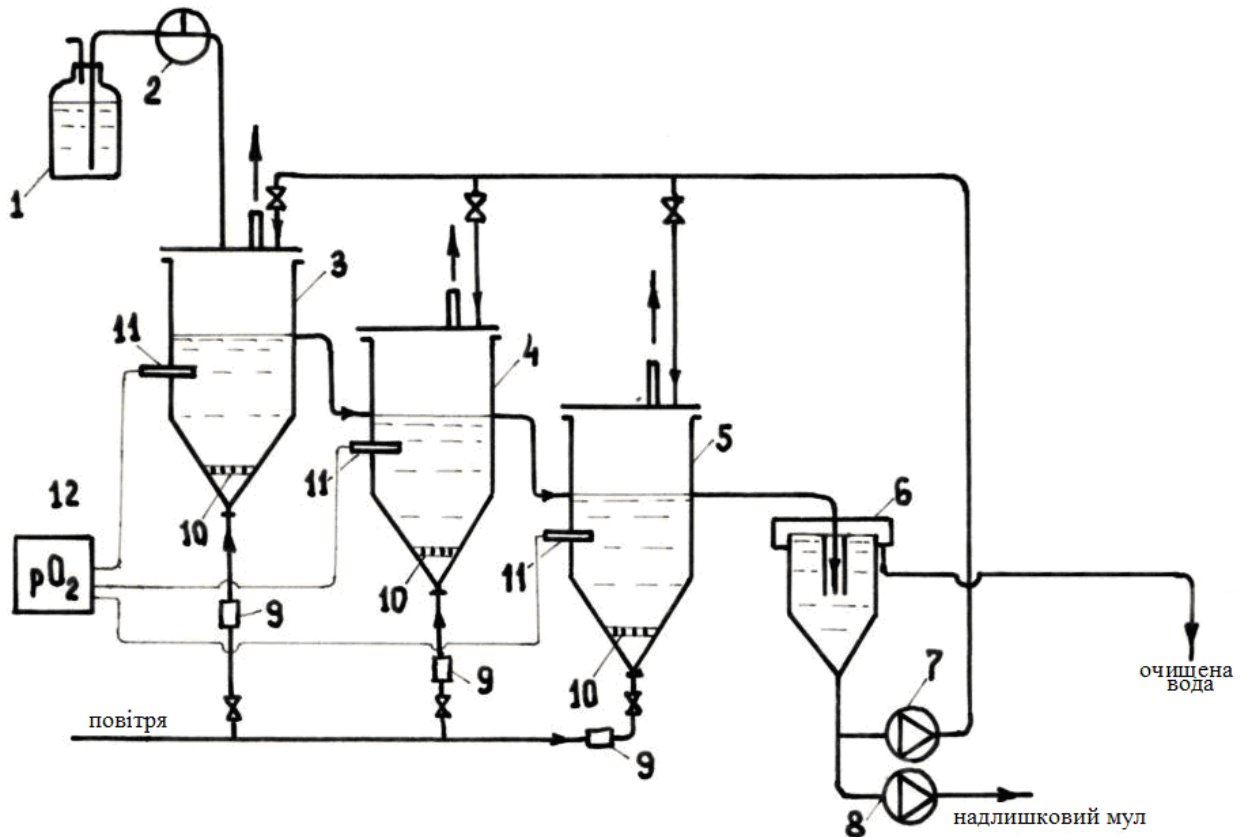


Рис. 4. Принципова схема установки трисекційної очистки гнойових стоків свиногокомплексу за аеробних умов (проточний режим).

Гнойові стоки (освітлена після гравітаційного відстоювання фракція) із ємності (1) через дозатор (2) надходили в першу (3), а потім через переливи – в другу (4) і в третю (5) секції установки, де проходило поетапне перетворення ОР (очищення) стоків від забруднень. Очищені таким чином стічні води відводили із системи через відстійник (6). Утворений в процесі очистки гнойових стоків осад (активний мул) перистальтичними насосами типу Регіртупр (7) і (8) частково повертали в третю секцію

(рециркулюючий мул), а залишки (надлишковий мул) видаляли із системи.

Для досліджень використовували нативні стоки свинокомплексу, які попереднього обробляли шляхом гравітаційного освітлення у вертикальних відстійниках. Перед використанням гнойові стоки додатково фільтрували через сито з отворами діаметром 0,25 мм і чотири шари марлі.

Процес перетворення (очистки) ОР гнойових стоків забезпечували мікроорганізми активного мулу за участю кисню повітря, яке надходило в аеротенки через витратоміри (9). Розподіл повітря в стоках здійснювали за допомогою барботерів (10).

Аеротенки обладнували датчиками контролю вмісту розчиненого кисню (11), які з'єднували з оксиметричною чарункою та вимірювальним приладом КСП-4 (12). Загальний об'єм кожної секції лабораторної установки становив 4,0 л, а робочий – 2,2 л. Об'єм відстійника установки підбирали виходячи з часу відстоювання суміші, який складав 3 години з урахуванням рециркуляції активного мулу в систему. Витрати повітря на аерацію муло-водяної суміші в аеротенку контролювали ротаметрами РС-3 і РС-3А. Вміст кисню у муло-водяній суміші підтримували на рівні 7 – 8 мг/л, а його рівень контролювали електрохімічним способом.

Процес біоферментації гнойових стоків виводили на робочий режим протягом 7 діб шляхом стабілізації температури суміші на рівні 20 °С, вмісту кисню – 7 – 8 мг/л і рН. Змінювали гідродинамічний режим процесу біоферментації гнойових стоків шляхом використання триступеневості процесу. Одержані показники очистки гнойових стоків на даній установці порівнювали з результатами досліджень, одержаними за аналогічних умов з використанням одностадійного аеротенка-змішувача (див. рис. 2).

Вивчали санітарно-гігієнічні показники гнойових стоків після біоферментації без повернення активного мулу за швидкості їх розбавлення при  $D_1 = 0,09 \text{ год}^{-1}$  і  $D_2 = 0,07 \text{ год}^{-1}$ . Вивчали ці ж показники гнойових стоків після біоферментації, але за 150 %-ої рециркуляції активного мулу в третю ступінь біореактора за швидкості розбавлення  $D_1 = 0,09 \text{ год}^{-1}$  і  $D_2 = 0,07 \text{ год}^{-1}$ . Для порівняння одержаних в першому і другому досліді даних було проведено аналогічні дослідження на аеротенку-змішувачі (див. рис. 1). Культивування гнойових стоків за цих умов проводили за швидкості розбавлення  $D_1 = 0,09 \text{ год}^{-1}$  і  $D_2 = 0,07 \text{ год}^{-1}$ .

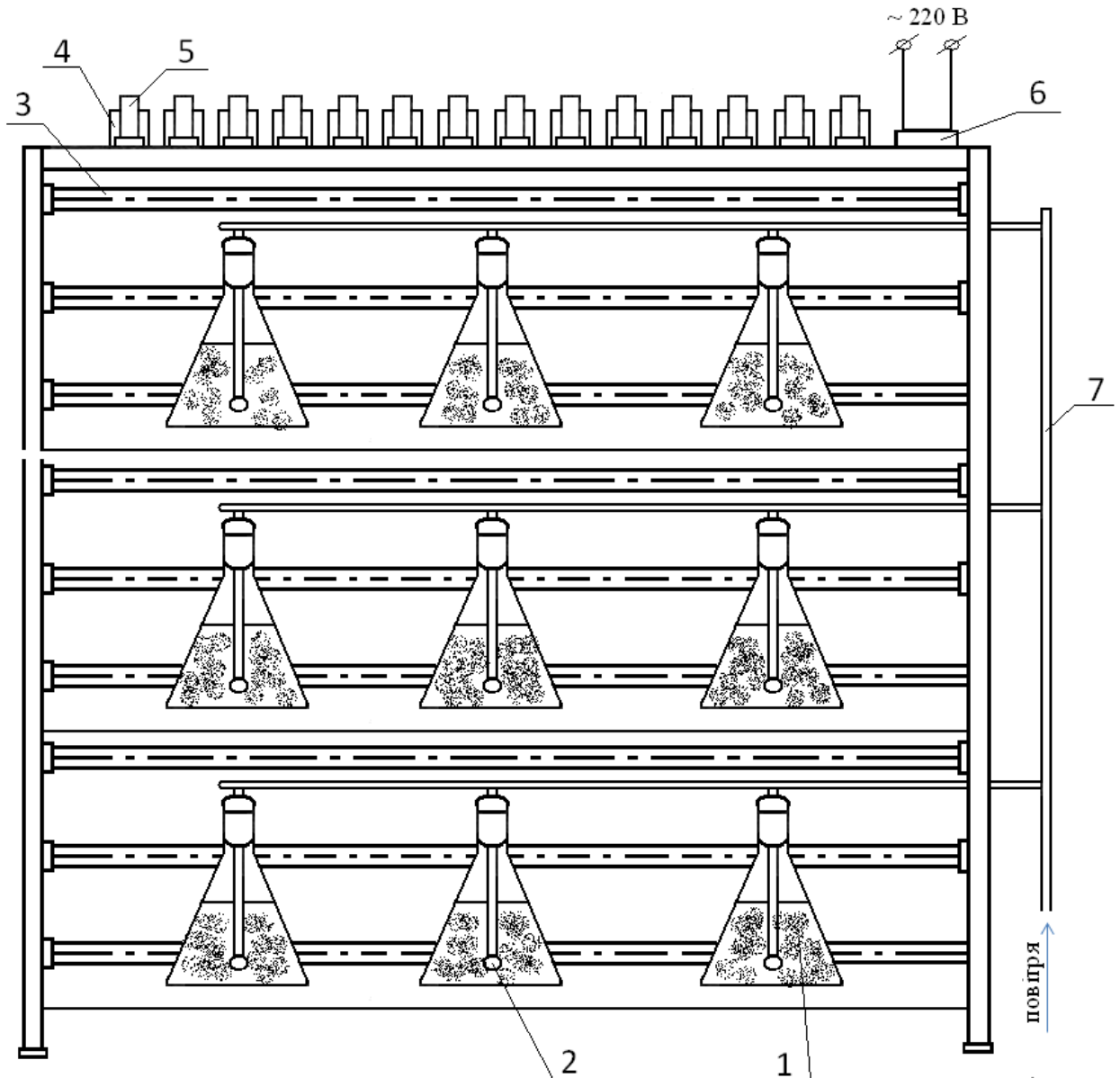
У відібраних пробах гнойових стоків до та після біоферментації за різних гідродинамічних режимів і швидкості розбавлення без рециркуляції та з рециркуляцією активного мулу (осаду) в систему досліджували ступінь вилучення (перетворення) ОР (забруднень) та неорганічних компонентів, а також фізіологічні групи мікроорганізмів.

Дослідження було присвячено процесам перетворення ОР (забруднень) гнойових стоків та санітарно-гігієнічним показникам одержаних продуктів біоферментації за дії мікроводоростей. Досліди було проведено з використанням спеціальної лабораторної установки для вирощування полікультури мікроводоростей (рис. 5).

Процеси перетворення ОР забруднень гнойових стоків свинарських підприємств за участю мікроводоростей досліджували в різних режимах аерації та стабілізації рН суміші. З цією метою було проведено три серії дослідів в яких використовували нативні стоки свинокомплексу різного ступеня розбавлення або рідку фракцію одержану після очистки гнойових стоків активним мулом.

Полікультуру мікроводоростей, яку використовували для очистки гнойових стоків, отримували шляхом культивування аборигенних видів на агаризованому середовищі Пратта з

додаванням до нього гнойових стоків. Полікультура мікроводоростей включала представників родів *Chlorella*, *Scenedesmus* та *Ankistrodesmus* з домішками *Chlorella vulgaris*, за якою вели облік приросту біомаси.



1 – колба, 2 – барботер, 3, 4, 5, 6 – система освітлення, 7 – колектор розподілу повітря

Рис. 5 Принципова схема установки очистки гнойових стоків мікроводоростями (періодичний режим).

Мікроводорості до стоків додавали в кількості  $6,93 \pm 0,6$  млн. клітин/мл середовища у всіх серіях досліду.

В процесі біоферментації стоків підтримували оптимальну освітленість біомаси (3000 – 5000 лк) та температуру середовища культивування (20°C).

Перші дві серії дослідів з вивчення процесу очистки гнойових стоків за участю мікроводоростей було проведено в періодичному режимі.

Для досліджень використовували нативні стоки свинокомплексу з різною концентрацією забруднень, до яких додавали культуру мікроводоростей, регулюючи рН шляхом внесення карбонатного буфера (рН 9,3) (перший варіант).

До гнойових стоків додавали мікроводорості та піддавали аерації з інтенсивністю 20 л/год.

До гнойових стоків з мікроводоростями додавали карбонатний буфер (рН 9,3) та проводили їх аерацію з інтенсивністю 20 л/год.

Вивчали здатність мікроводоростей забезпечувати доочистку рідкої освітленої фракції гнойових стоків. Тому замість нативних стоків у дослідженнях використовували очищену стічну рідину, одержану після відстоювання перероблених в процесі біоферментації гнойових стоків.

Вивчали вплив аерації на процес використання ОР очищеної стічної води мікроводоростями.

Вивчали вплив стабілізації рН очищеної стічної води на здатність мікроводоростей використовувати ОР забруднень.

Досліджували сумісну дію рН та аерації очищеної стічної води на швидкість використання ОР мікроводоростями.

Досліджували здатність мікроводоростей перетворювати ОР гнойових стоків за проточного режиму. Дослід проведено на установці, яка складалася з ферментера об'ємом 2,4 л, обладнаного системою пневмомеханічної аерації суміші, резервуара для гнойових стоків, відстійника та допоміжного обладнання для забезпечення проточного режиму при розбавленні водою до  $D = 0,01 \text{ год}^{-1}$  (див. рис. 2.4). Кількість

мікробіодоростей в гнойових стоках становила  $14,15 \pm 1,2$  млн. клітин/мл, а інтенсивність їх аерації – 0,3 л/хв. Одержану в процесі очистки стоків рідину, подавали до штучної моделі біоставки, заселеного *Dafnia magna*, щільність якої становила 50 – 70 особин/л. У відібраних зразках стоків досліджували санітарно-гігієнічні показники.

Зроблено санітарно-гігієнічну оцінку продуктів перетворення забруднень гнойових стоків свинокомплексу за дії мікроорганізмів активного мулу і мікробіодоростей. Дослідження проведено на лабораторній установці, яка включала дві ємкості (1) для нативних стоків і очищеної рідини на першій ступені очищення, пристрої (2) для забезпечення проточного режиму, біоферментер (скляна ємкість об'ємом 3 л), першої (3) та другої (8) ступенів очистки стоків, систему подачі біомаси (4) у відстійник першої (5) та другої (9) ступені очистки стоків, систему подачі стоків у другу ступінь очищення (6), систему рециркуляції активного мулу (7, 10), датчики контролю вмісту кисню (11), вимірювальний прилад (12), лампи освітлення (13), механічні мішалки (14), систему термостатування (15) (рис. 6).

Нативні гнойові стоки свинокомплексу попередньо піддавали гравітаційному освітленню, після чого відбирали 1,5 л та вносили в біоферментер. Температуру суміші підтримували на рівні 20 – 25°C, інтенсивність аерації – 20 л/год, а освітленість середовища інкубації – 4000-5000 лк. Процес очистки гнойових стоків запускали шляхом внесення асоціації мікроорганізмів симбіотичного мулу в кількості 1,5 г/л, який одержували шляхом сумісного культивування мікробіодоростей і мікроорганізмів (співвідношення 1:12 за сухою речовиною) протягом 10 діб за освітленості 5000-6000 лк. Процес очистки освітленої рідини був безперервним за проточного режиму (рис. 6).



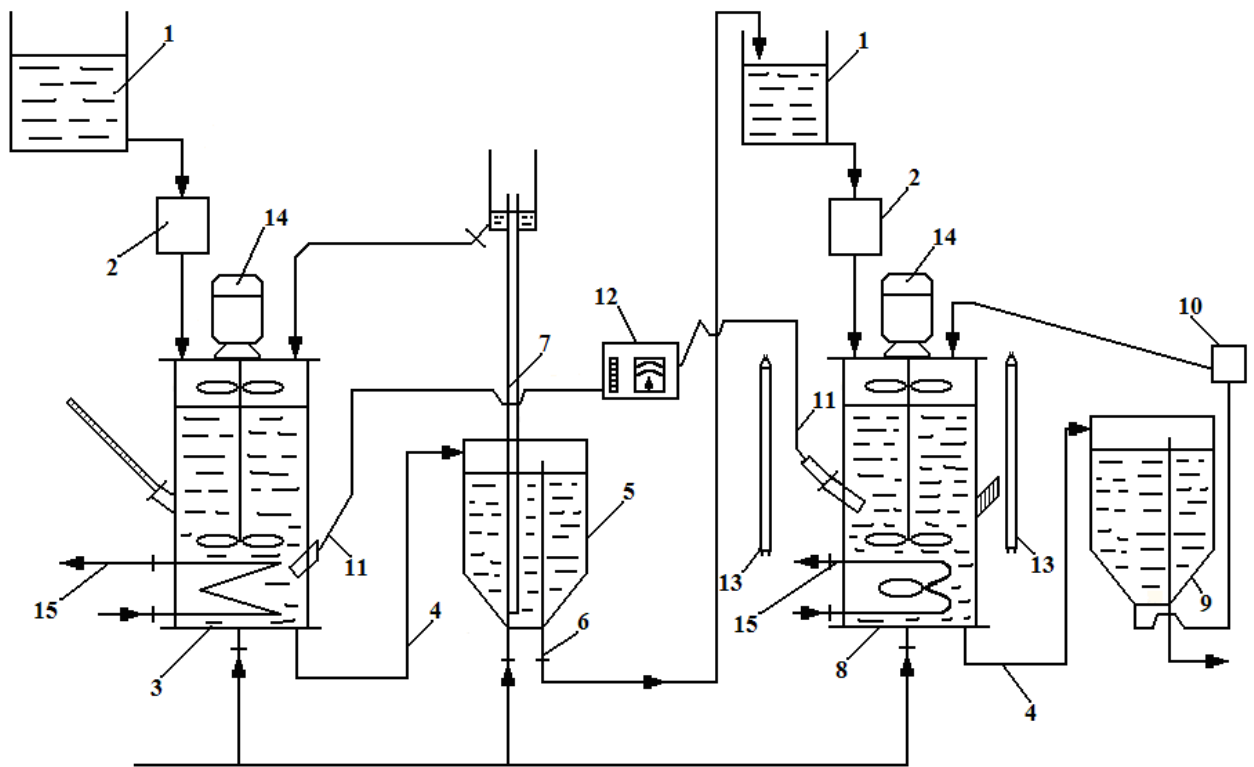


Рис. 6. Принципова схема лабораторної установки очистки гнойових стоків мікроорганізмами та мікрководоростями (проточний режим).

Зразки гнойових стоків для досліджень відбирали перед та після завершення процесу очистки асоціацією мікроорганізмів та мікрководоростей. У відібраних зразках гнойових стоків визначали санітарно-гігієнічні показники за якими характеризували ступінь їх очистки асоціаціями мікроорганізмів.

Вивчили процеси деструкції ОР рідкого гною свинарських та скотарських підприємств, а також посліду курок-несучок при біоферментації за анаеробних умов дослідити та санітарно-гігієнічні показники одержаних продуктів переробки.

Досліди проведено в умовах з використанням спеціальної лабораторної установки, яка включала: біоферментер (1) з системою подачі вихідної і видалення зброженої біомаси (2, 3), газопровід (4), ємкість для накопичення біогазу (5), ємкість для вимірювання об'єму біогазу (6), термостат (7), датчик температури та систему терморегуляції (8, 9) (рис. 7).

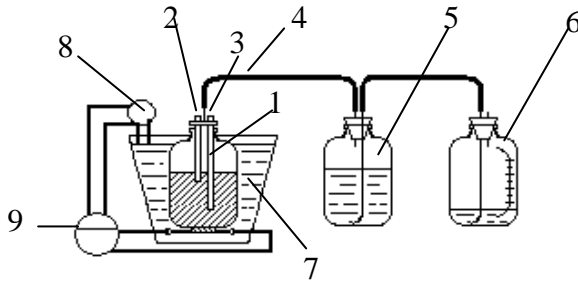


Рис. 7. Принципова схема установки біоферментації гнойових стоків та посліду за анаеробних умов.

Розроблена установка дозволяла досліджувати процес перетворення ОР гною та розбавленого посліду курей як в періодичному, так і в проточному режимах за різної температури. В процесі досліджень змінювали вологість вихідної сировини (рідкого гною) та вели облік, утвореного в процесі анаеробної біоферментації гною, біогазу об'ємним методом.

На даному етапі досліджень проведено три серії експериментів в якості вихідної сировини в яких використано нативні відходи, а саме рідкий гній свинарських (перша) та скотарських (друга) підприємств і послід курок-несучок (третья серія). Рідкий гній перед завантаженням у біоферментер пропускали через сито з діаметром отворів 4 мм і розводили водою до необхідної концентрації СР та додавали необхідну кількість збродженого субстрату (закваски) запускаючи процес біоферментації.

У вихідних і зброджених відходах досліджували вологість, вміст сухої та органічної речовини, золи, летких жирних кислот, сирого протеїну, жиру та БЕР, а також кількість вуглецю, загального азоту та неорганічного фосфору.

Вивчали динаміку показників збродження ОР рідкого гною свиногокомплексу за анаеробних умов у періодичному режимі. Вивчали вплив температурного режиму середовища (15; 22; 27; 32 та 52°C) в біореакторі на перетворення ОР рідкого гною за

анаеробних умов у проточному режимі за ступеня розбавлення  $D = 0,1 \text{ дїб}^{-1}$ . Показники процесу анаеробного збродження рідкого гною за проточного режиму фіксували після його стабілізації і виходу на оптимальні параметри після кожної зміни температури.

Вивчали показники збродження ОР рідкого гною молочної ферми за анаеробних умов за різних об'ємів завантаження (0,2; 0,1; 0,07; 0,05; 0,04 та 0,033  $\text{дїб}^{-1}$ , або 5; 10; 20; 25; 30  $\text{дїб}$ ) біореактора та терміну біоферментації. Одним з варіантів даної серії досліджень було вивчення процесу деструкції ОР рідкого гною в біоферментері за різного розбавлення біомаси ( $D = 0,1$  і  $0,05 \text{ дїб}^{-1}$ ) та її перемішування 2 рази на добу. Тривалість дослідів з вивчення процесу біоферментації рідкого гною за анаеробних умов у періодичному режимі склала 32 доби. Для досліджень відбирали проби вихідної та збродженої сировини.

Вивчали санітарно-гігієнічні показники посліду курок-несучок та продукту їх збродження за різних технологічних параметрів процесу анаеробної біоферментації в періодичному режимі. В процесі біоферментації розбавленого посліду також вивчали ступінь розкладу ОР та її складових у динаміці процесу та кількість утвореного біогазу. Досліджували також швидкість перетворення ОР розбавленого посліду за анаеробних умов, різної вологості та тривалості процесу біоферментації. З цією метою використовували лабораторну установку (див. рис 7). Послід курок-несучок перед внесенням у біоферментер розбавляли водою до вологості 88,0; 91 та 94%, а дозу його завантаження в перерахунку на суху речовину змінювали в межах  $1,5 - 5,0 \text{ кг/м}^3$  ферментера на добу за температури  $32 \text{ }^\circ\text{C}$ . Параметри процесу біоферментації розбавленого посліду досліджували через 15  $\text{дїб}$  після виходу процесу на оптимальний режим. З цією метою визначали кількість утвореного біогазу, ступінь деструкції ОР та ряд інших показників.

Розробляли нові способи переробки продуктів перетворення твердого гною і очистки біогазу одержаного при анаеробній

біоферментації рідкого гною. В якості об'єкта досліджень використовували біогумус, одержаний після компостування твердого гною великої рогатої худоби з використанням вермикультури. Біогумус подрібнювали кульовим млином обладнаним ситовим сепаратором до розміру часток 50 – 100 мкм. Екстракцію органічних та неорганічних речовин з біогумусу здійснювали у другій ступені біоферментера, обладнаному механічною мішалкою за умов термостатування. В якості екстракційного агента використовували відпрацьовані регенераційні розчини ОН-фільтрів теплових електростанцій. Вихідну сировину і отримані продукти аналізували на вміст гумінових речовин, гумінових кислот і фульвокислот.

Вивчення хімічного складу біогазу, одержаного за анаеробної біоферментації рідкого гною та розробки способів його очистки. Досліди проведено в лабораторних умовах на спеціальному стенді, основною частиною якого були скляні бутлі об'ємом 20 л, з'єднані між собою за допомогою патрубків для пропускання води та відбору проб біогазу. Система працювала в герметичному режимі шляхом витіснення біогазу з першого бутля водою, проходженням його через 10 – 30%-ий розчин NaOH і збору очищеного біогазу в другому бутлі. За кількістю витісненої з другого бутля води розраховували об'єм одержаного очищеного біогазу. Біогаз для досліджень одержували шляхом анаеробної біоферментації відходів (гнойових стоків молочного комплексу) та зберігали у скляних ємкостях (газгольдерах) об'ємом 20 л. Схема досліду передбачала використання розчину лугу NaOH в концентраціях 10; 20 і 30% для очистки біогазу, який вносили в різні скляні ємкості в об'ємі 4 л, а потім пропускали через ці розчини одержаний біогаз з швидкостями 88,4 (перший), 176,2 (другий) і 304,1 мл/хв. (третій) варіанти досліду.

Тривалість пропускання біогазу через розчини з різною концентрацією лугу в усіх випадках становила 25 хв, а

температура розчину – 20 °С. Очищений біогаз збирали у спеціальні газозбірники та використовували для досліджень хімічного складу.

Дослідження були присвячені вивченню ефективності застосування розроблених пристроїв для аерації біомаси та біологічно активних добавок «Оксизин» та «Біоалген Г-40» для переробки твердих відходів (гною) молочної ферми (табл. 6, 7).

Таблиця 6

**Хімічний склад біодобавки біоалген-Г-40**

Показник	Вміст
Вологість, %	90,57
СР, %	9,43
Сухий залишок, г/л	100,364
Зола, %	47,5
Сира клітковина, %	3,15
Сирий протеїн, %	5,5
N <sub>заг.</sub> , %	0,875
Сирий жир, %	2,15
Фосфор, г/кг	1,1
Кальцій, г/кг	436

Таблиця 7

**Хімічний склад біодобавки оксизин**

Показник	Вміст
Вологість, %	65,8 – 68,5
СР, %	31,5 – 34,2
Зола, % в СР	1,72 – 1,87
Сирий протеїн, %	13,68 – 14,12
Амінокислоти, %	1,52 – 1,62
Фосфор, г/кг	0,5
Титрована кислотність, мл	2,1
Густина, кг/л	1,030 – 1,031

Дослід проведено на спеціальній лабораторній установці, яка моделювала процес перетворення ОР твердого гною при переробці методом компостування (рис. 8).

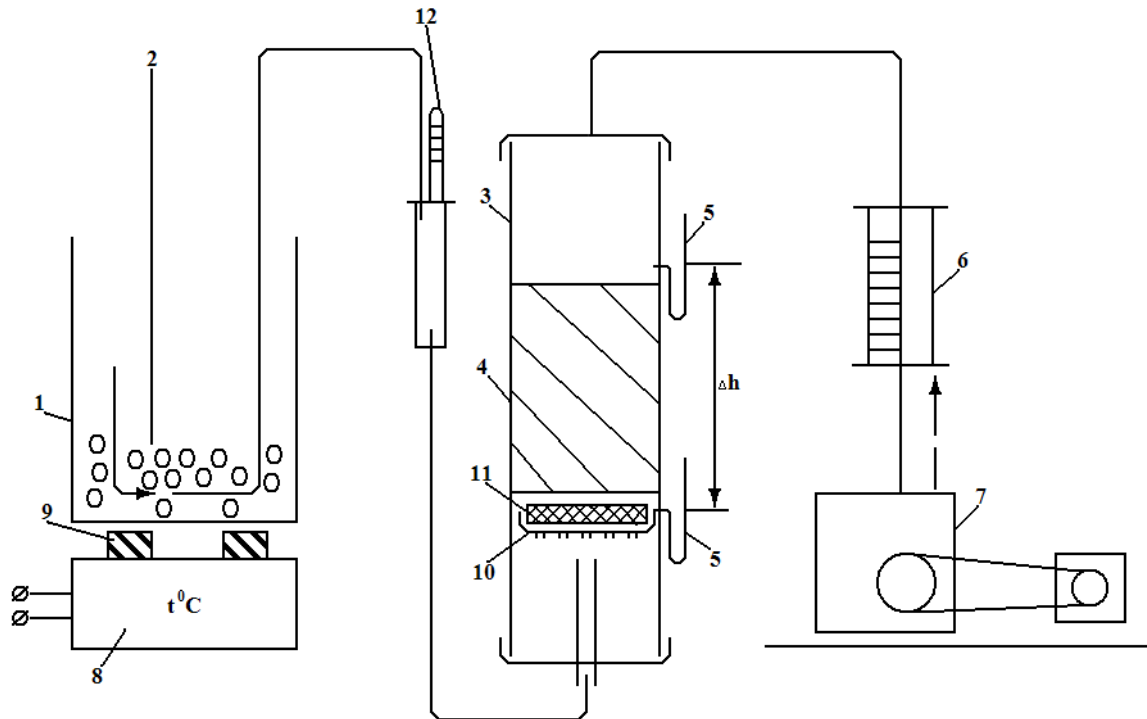


Рис. 8. Принципова схема устаткування біоферментації твердих відходів за аеробних умов.

Устаткування складалося з пристрою для підігрівання повітря (1), наповнювача (2), колонки (поліетиленової труби) (3), компостної маси (4), водяного манометра (5), ротаметра (6), вакуумнасоса (7), електроплити (8), підставки (9), піддона (10), шару соломи (11), термометра (12).

Твердий гній спочатку подрібнювали до часток розміром 10 мм, після чого заповнювали колонку (поліетиленову трубу), розміщену вертикально. Повітря в біомасу подавали дозовано за допомогою вакуум-насоса, а його швидкість розраховували за рівнянням витрат.

Досліджували вплив різної товщини (об'єму) біомаси в колонці, яку змінювали в окремих варіантах досліду від 10 до 25 см на процесі перетворення ОР гною. Швидкість потоку

повітря в біомасі змінювали в межах 1,04; 2,54; 3,24 і 4,14 л/хв. Ефективність процесу контролювали витратами тиску в системі, який визначали за водяними манометрами. Під час досліджень також визначали температуру та вологість біомаси.

Одержані результати щодо втрат повітря в системі співставляли з розрахунковим значенням цього показниками за різної товщини шару біомаси (10; 15; 20 і 25 см).

Проведення виробничої перевірки застосування розроблених способів переробки відходів підприємств з виробництва продукції свинарства, скотарства та птахівництва.

В умовах дослідного господарства «Артеміда» Вінницької області проводили виробничу перевірку розроблених пристроїв для обробки твердих відходів та компостування органічних відходів та матеріалів. Дослід проведено у період з березня по жовтень 2010 року.

В першому випадку даного дослідження для підвищення швидкості протікання бродильних процесів у твердому гної великої рогатої худоби та зменшення тривалості його дозрівання при формуванні із виготовленого компосту бурта застосовували спеціально розроблений пристрій для його аерації. Під час дослідження контролювали витрати повітря, температурний режим компосту та термін його дозрівання.

В другому випадку до компостної біомаси з гною і подрібненої соломи додавали оксизин та зволожували її. Контроль за перебігом процесу біоферментації компостної біомаси здійснювали за температурою суміші та терміном її дозрівання.

В третьому випадку вивчали сумісну дію пристроїв і біологічно активних добавок на перебіг процесів перетворення ОР компостної біомаси. В усіх випадках розраховували економічну ефективність застосування розроблених пристроїв та добавок.

Вивчали ефективність застосування розроблених технологічних прийомів та технічних рішень щодо інтенсифікації процесів аеробної біоферментації відходів скотарства на основі прискорення реакцій конверсії ОР гною шляхом інокуляції біологічно активних субстанцій. Виробничі випробування здійснено на базі молочно-товарної ферми ВП НУБіП України «Агрономічна дослідна станція» Київської області.

У процесі виробничої перевірки контролювали швидкість дозрівання компосту та хімічний склад одержаного продукту. Розраховували економічний ефект від застосування біологічно активних добавок.

Проводили виробничу перевірку застосування розробленого пристрою для аерації компостної біомаси та вплив на процеси біоферментації біологічно активної добавки. Виробничі випробування проведено на базі тваринницького комплексу з виробництва молока та яловичини СТОВ ім. Енгельса Луганської області. В досліді контролювали температурний режим, термін дозрівання та якість одержаного компосту.

Вивчали ефективність використання гнойових стоків молочного комплексу для роботи біогазової установки. Дослід проведено на базі ТОВ «Українська молочна компанія» Київської області у період.

Для визначення хімічного складу кормів, екскрементів тварин та відходів тваринницьких підприємств використовували сучасні та класичні методи досліджень, що застосовують у лабораторіях.

Відбір середніх проб екскрементів, гнойових стоків, продуктів їх переробки проводили згідно вимог [323]. Вміст сухої речовини, вологості та золи в екскрементах тварин, гної, гнойових стоках та кормах визначали за загальноприйнятими методами [65, 70, 282, 297, 335], а також за методиками підібраними і уточненими для відходів тваринницьких підприємств [130, 131, 193, 305].



Вміст твердої фракції у гної досліджували за масовою концентрацією домішок.

У гнойових стоках та продуктах їх біоферментації за аеробних умов досліджували загальний вміст домішок (ЗВД) та завислих речовин (ЗР) гравіметричним методом та вологість (РД 118.02.7-88), ХСК (ІСО 6060:1989), БСК<sub>5</sub> (ІСО 5815:1989), загальний вміст золи, фосфору, загального та амонійного азоту, величину рН (ІСО 10523:1994); температуру [130, 131, 247, 305, 335]. У зв'язку з низькою фільтраційною здатністю гнойових стоків вміст ЗР визначали паралельно на двох беззольних фільтрах. Об'єм зразків при цьому становив 50-100 мл.

У зразках гнойових стоків визначали вміст загального азоту мокрим озоленням за Кьельдалем (ІСО 5663:1984) [335], амонійного азоту – колориметрично із застосуванням реактиву Вінклера-Несслера (ІСО 5664:1984), нітритів – за реакцією з реактивом Грісса, нітратів – за Грандвалем і Лемом, а загальний фосфор – шляхом озолення в сірчаній кислоті [335].

Ефективність процесу біоферментації за анаеробних умов контролювали за зміною вологості і зольності вихідної біомаси, вміст летких жирних кислот, сирого протеїну, білку, жирів, вуглеводів, органічного і неорганічного вуглецю.

При визначенні вмісту вуглеводів у вихідній і збродженій біомасі використовували метод розділення полісахаридів за ступенем їх гідролізу кислотами і визначенні редукованого цукру за Бертраном [70]. Для визначення загального і органічного вуглецю використовували стандартний аналізатор марки АН-2579 [346].

Гранулометричний склад рідких відходів визначали за допомогою сит з різним діаметром отворів. У стоках також контролювали щільність [247, 323] та в'язкість – за допомогою віскозиметра [273]. Зважені речовини та вміст активного мулу в стоках визначали ваговим методом [193, 305].

У стоках визначали загальне мікробне число і загальну кількість анаеробів активного мулу, колі-титр та титр ентерокока [ISO 8199:1988; ISO 9998] [7, 335]. Проби стоків до і після очистки, а також активного мулу висівали на селективні середовища. Для визначення у стоках амоніфікуючих мікроорганізмів використовували середовище Олейника, целюлозоруйнуючих – Гетчінсона, анаеробних – Імшенецького, уролітичних – Рубенчина, амілолітичних і маслянокислих – Рушмана, нітрифікаторів I і II – Виноградського I і II, актиноміцетів і міксоміцетів – крохмально-аміачний агар [7, 275, 335].

Чисельність мікроорганізмів у пробах на рідких середовищах контролювали за методом Мак-Креді, а на твердих – шляхом підрахунку числа колоній вирощених у чашках Петрі [7, 275].

Кількість анаеробів і загальне мікробне число стоків розраховували після інкубації проб при температурі 27 °С на середовищі Вільсон-Блера [7, 275].

Титр ентерокока визначали при пасажуванні зразка на агаризованому середовищі, яке містило поліміксин і цукро-дріжджовий агар з додаванням трифенілтетразолійхлориду та кристалічного фіолетового. Для виділення кишкової палички використовували середовище Ейкмана з ТТХ.

Із гнойових стоків, стічної води та активного мулу виділяли культуру мікроводоростей і робили посіви на середовище Пратта. Шляхом багаторазових пересівів на тверді та рідкі поживні середовища одержували альгологічно чисті культури мікроводоростей, які підраховували в камері Горяєва [66].

Наявність антибактеріальних препаратів (сульфаніламідні препарати (сульфаніламід, сульфагуанідин, сульфатіазол, сульфамеразин, сульфаметазин, сульфаметоксіпіридазин, сульфаметоксазол, сульфадиметоксин), антибіотики (енрофлоксацин, норфлоксацин, тетрациклін, окситетрациклін,

диоксітетрациклін, хлор тетрациклін, ті лозин, пеніцилін та амоксицилін, антигельмінтики (альбендазол, фенбендазол та левамізол)) у відходах тварин контролювали за допомогою рідинного хроматографа TQD ACQUTY з флуоресцентним та мас-спектрометричним детекторами фірми Waters, гормональних препаратів (болденон, станозолон, тренболон, нандролон та метилтестостерон) – за допомогою рідинного хроматографа з мас-спектрометричним детектором Alians XE фірми Waters, використовуючи принцип ІФА. З цією метою, застосовували тест-системи із стандартними зразками і набором реактивів фірми «Rendox» (Великобританія). За допомогою даного аналізатора визначали групи речовин, в тому числі  $\beta$ -агоністи, болденон, станозолон, тренболон, стильбени, кортикостероїди, нандролон, зеранолон та рактопамін [1-3].

Технологічні параметри процесу біоферментації, а саме температуру суміші, вміст розчиненого кисню в біомасі, величину рН, окисно-відновний потенціал, а також об'єм та швидкість потоку рідини в біоферментері визначали за загальноприйнятими методами, використовуючи спеціальні датчики та вимірювальні прилади.

Основними критеріями оцінки ефективності процесів біоферментації за аеробних умов були такі показники: амонійний та нітритний і нітратний азот, фосфор, інтегральні показники забруднень ХСК, БСК<sub>5</sub> при одночасному контролі концентрації активного мулу.

За результатами експериментальних досліджень розраховували значення таких параметрів процесу біоферментації як: глибина (ефективність) вилучення забруднень, питома швидкість росту біомаси мікроорганізмів, питома швидкість вилучення компонентів забруднень, час перебування (термін біоферментації), год.

Значення фізіологічних сталих біоценозу активного мулу  $Y_n$  і  $Y_e$  розраховували з використанням методів регресійного аналізу [246, 269].

Для аналізу складу газів до і після очистки використовували хроматограф ЛХН-72 з двома колонками довжиною 2 м і внутрішнім діаметром 4 мм. Першу колонку заповнювали полісорбом – 1, відмитим ацетоном, який мав розмір частинок 0,25-0,5 мм, а в другу колонку поміщали молекулярне сито діаметром отворів 5 Å. Навантаження на детектор-катарометр складало – 160 ма. В якості газу-носія в експериментах використовували гелій.

Біогаз, одержаний при анаеробній ферментації відходів, розділяли на складові компоненти у першій колонці, що давало можливість виділити метан, двоокис вуглецю, кисень і азот. Останні два гази виходили одним піком і розділялися на другій колонці. Одержані хроматограми використовували для визначення вмісту метану та вуглекислого газу.

Економічну ефективність застосування розроблених пристроїв та способів переробки відходів підприємств з виробництва продукції тваринництва розраховували виходячи з їх потужності, наявного поголів'я тварин, враховуючи кількість утворених відходів, затрат на виготовлення пристроїв чи закупівлю добавок, а також даних щодо зменшення термінів процесу компостування, підвищення ефективності використання обладнання, зниження затрат на обробку та використання одержаних органічних добрив.

## РОЗДІЛ 2

# ХІМІЧНИЙ СКЛАД ТА ФІЗИКО-МЕХАНІЧНІ ВЛАСТИВОСТІ ВІДХОДІВ СКОТАРСТВА ЗА РІЗНИХ ТИПІВ ГОДІВЛІ КОРІВ ТА ТЕХНОЛОГІЙ ВИРОБНИЦТВА МОЛОКА

Відомо, що спосіб видалення, транспортування, обробки та використання відходів виробництва продукції тваринництва залежать від хімічного складу, фізичних властивостей та наявності різних видів мікроорганізмів у екскрементах. У свою чергу ці показники залежать від складу та властивостей кормових сумішей, які використовуються у годівлі тварин. Виходячи з цього головним завданням даного етапу досліджень було вивчити хімічний склад кормових сумішей, які згодують високопродуктивним лактуючим коровам та встановити його взаємозв'язок з аналогічними показниками їх екскрементів за різних типів годівлі.

Проведеними експериментами встановлено, що за поживністю та хімічним складом корми, які згодували лактуючим коровам за однотипної годівлі, що характерно для інтенсивної технології виробництва молока, переважали за силосно-концентратного типу годівлі. Це обумовлено різним рівнем молочної продуктивності корів (9,0 та 5,2 тис. кг молока відповідно) та їх живою масою (табл. 8).

Не дивлячись на те, що за вологістю та вмістом СР у кормових сумішах корів за різних типів годівлі різниці не встановлено, за рівнем у СР сирого жиру, протеїну та золи кормова суміш лактуючих корів за однотипної годівлі переважала відповідні показники за силосно-концентратного типу відповідно в 2,2; 1,3 та 1,6 рази.

Вміст кальцію, а також фосфору у кормовій суміші за однотипної годівлі корів корелював із кількістю золи і був вище від аналогічних показників у кормах для корів, які утримувались

на силосно-концентратному раціоні, відповідно в 1,8 і 1,6 раза. За вмістом клітковини кормові суміші для корів за різних типів годівлі не відрізнялись між собою.

Таблиця 8

**Хімічний склад кормових сумішей та екскрементів лактуючих корів за різних типів годівлі,  $M \pm m$ ,  $n=3$**

Показник	Тип годівлі			
	однотипна		силосно-концентратний	
	кормова суміш	калові маси	кормова суміш	калові маси
Вологість, %	51,13±0,99	81,85±0,21	49,07±0,22	79,49±1,36
Суша речовина, %	48,87±0,99	18,15±0,21	50,93±0,22	20,51±1,36
Міститься у СР, %:				
ОР	90,25±0,19	81,53±1,17	94,02±0,34*	70,78±1,72*
сирої золи	9,75±0,19	18,47±1,17	5,98±0,34*	29,23±1,72*
сирого протеїну	44,93±0,69	16,13±1,11	35,68±0,83	10,07±0,61*
сирого жиру	7,85±1,48	4,49±1,21	3,58±1,01*	2,75±0,11*
сирої клітковини	21,45±1,48	31,4±2,44	24,49±0,21	34,48±1,25
кальцію, г/кг СР	6,50±0,44	11,93±1,62	2,29±0,02*	1,48±0,08*
фосфору, г/кг СР	3,92±0,23	4,75±0,89	1,50±0,11*	0,80±0,01*

\* – $p \leq 0,05$  порівняно з показниками за однотипної годівлі корів

Встановлено значні відмінності хімічного складу екскрементів (калових мас) лактуючих корів за різних типів годівлі. Причому значення більшості показників хімічного складу калових мас тварин тісно пов'язані із вмістом окремих

органічних і неорганічних компонентів у кормових сумішах, які їм згодовували.

Вміст ОР у екскрементах лактуючих корів, які одержували високоенергетичну кормову суміш, переважав аналогічні показники у тварин, яких утримували на силосно-концентратному раціоні, в 1,2 раза, сирого протеїну – в 1,6, а сирого жиру – в 1,8 раза (див. табл. 8).

Калові маси лактуючих корів за однотипної годівлі містили менше на 10,8% сирого золи, ніж за типового силосно-концентратного раціону. Найбільш значні відмінності між екскрементами лактуючих корів за різних типів годівлі зареєстровано за вмістом кальцію і фосфору.

У екскрементах тварин за цілорічного використання в годівлі високоенергетичної кормової суміші з високим вмістом концентрованих кормів, макро- та мікроелементів, виявлено у 8,1 раза вищий рівень кальцію і у 5,9 раза фосфору порівняно з аналогічними показниками екскрементів лактуючих корів за силосно-концентратного типу годівлі.

Рівень кальцію і фосфору в екскрементах (калових масах) корів за різних типів годівлі тісно корелює із їх вмістом у кормових сумішах, які їм згодовували. Однак, не дивлячись на значні відмінності хімічного складу екскрементів лактуючих корів за різного типу годівлі тварин відповідно технологій виробництва молока, їх вологість та вміст сухої речовини практично не відрізнялись між собою. Останнє, ймовірно, пов'язано із відсутністю відмінностей у роботі травної системи корів і вільним доступом до кормів та води.

Отже, одержані результати підтверджують висновок про залежність хімічного складу та фізичних властивостей екскрементів (калових мас) лактуючих корів від структури раціону та поживної цінності кормів, вмісту в кормових сумішах різного роду кормових добавок.

Підтвердженням цього висновку є результати досліджень фізичних та реологічних властивостей екскрементів корів та гнойових стоків за різних типів годівлі тварин.

Так, розмір неперетравлених решток корму в екскрементах корів за однотипної годівлі у більшості випадків був менше 0,25 мм, а їх кількість складала біля 41,8% від загального числа (табл. 9).

Таблиця 9

**Фізико-механічні та реологічні властивості екскрементів корів за різних типів годівлі та гнойових стоків підприємств з виробництва молока, %,  $M \pm m$ ,  $n=3$**

Діаметр отвору решета, мм	Тип годівлі			
	однотипна		силосно-концентратний	
	калові маси	гнойові стоки	калові маси	гнойові стоки
7,0	7,65±2,72	1,75±0,19*	1,23±0,70**	1,61±0,21
5,5	8,32±0,73	3,45±0,56*	1,98±0,48**	2,13±0,63
5,0	3,51±1,54	1,40±0,31	1,44±0,43	1,13±0,28
4,5	2,79±0,62	2,90±0,25	1,98±0,64	1,67±0,20**
3,5	3,41±1,20	3,95±0,31	2,84±1,01	2,06±0,4**
3,0	2,42±0,76	5,40±0,25**	2,92±0,25	3,16±0,27**
1,0	17,73±4,52	27,8±0,98	12,39±0,89	23,42±1,09*
0,5	8,15±1,87	12,8±1,28	5,20±1,10	13,68±1,23*
0,25	4,52±1,24	8,4±0,56*	2,08±0,59	10,01±1,11*
<0,25	41,80±6,53	32,48±4,14	67,94±3,85*	41,13±2,48*
Щільність, г/см <sup>3</sup>	1,0545±0,21	1,0051±0,001*	1,0538±0,025	1,0050±0,001*
В'язкість, кг с/м <sup>2</sup>	0,775±0,022	0,295±0,0002*	0,781±0,01	0,31±0,02*

\* –  $p \leq 0,05$  порівняно з екскрементами корів; \*\* –  $p \leq 0,05$  порівняно з гнойовими стоками за однотипної годівлі



Подібна ж закономірність щодо кількості і розміру неперетравлених решток корму встановлена і в екскрементах лактуючих корів за силосно-концентратного типу годівлі, який заснований на тривалому використанні в годівлі тварин кормових сумішей на основі силосу, сінажу та концентрованих кормів. Однак, вміст неперетравлених решток корму в екскрементах корів розміром часток менше 0,25 мм у другому випадку переважав перший варіант дослідів на 26,1%.

В екскрементах корів зареєстровано дещо нижчу кількість неперетравлених решток корму з розміром 0,25-1,0 мм. Причому їх загальна кількість за однотипної годівлі склала 30,4%, а за силосно-концентратного типу тільки – 19,7%.

Ще менше неперетравлених решток корму знаходилось в екскрементах лактуючих корів за різних типів годівлі розміром часток від 3,0 до 5,0 мм, кількість яких відповідно становила 12,1 і 9,2% (див. табл. 9).

Виявлено, що за однотипної годівлі в екскрементах корів знаходилось на 6,4% більше неперетравлених решток кормів з розміром часток 7,0 мм і на 6,3% – з розміром 5,5 мм порівняно з аналогічними показниками у тварин за силосно-концентратного типу.

Встановлена відмінність у розмірах і кількості неперетравлених решток корму у екскрементах лактуючих корів за різних типів годівлі корів пов'язана, в першу чергу із структурою раціону годівлі тварин, величиною часток корму, його поживністю та наявністю стимуляторів травлення, які впливають на перетравність компонентів корму.

В той же час в екскрементах корів різниці за щільністю і в'язкістю за різних типів годівлі не виявлено. Наведені показники мали значення характерні для екскрементів даного виду і фізіологічного стану тварин.

Порівняльний аналіз кількості та розмірів неперетравлених решток корму в гнойових стоках показав їх залежність від

реологічних властивостей екскрементів лактуючих корів за однотипної годівлі.

Виявлено, що як і у екскрементах лактуючих корів за однотипної годівлі, найбільша кількість неперетравлених решток корму в гнойових стоках припадає на залишки з розміром від 0,25 до 1 мм, які в сумі становлять 79,9% від загальної кількості. Значно менше у гнойових стоках знаходиться решток корму, які мають розмір від 3,0 до 7,0 мм, їх кількість складає 17,5% від загального вмісту. Причому кількість неперетравлених решток корму з розміром часток 5,5 мм у гнойових стоках, порівняно з екскрементами корів, зменшилась у 2,4 раза, з розміром 7,0 мм – у 4,4 раза, а з розміром 3,0 мм – навпаки збільшилась у 2,1 раза і 0,25 мм – у 1,9 раза. Кількість часток корму іншого розміру в гнойових стоках підприємства за однотипної годівлі корів не змінювалась порівняно з їх вмістом у екскрементах лактуючих корів за силосно-концентраного типу.

Встановлену закономірність щодо зменшення кількості неперетравлених решток корму більшого розміру у гнойових стоках, які знаходились певний час у накопичувальних резервуарах, слід віднести на рахунок діяльності мікроорганізмів, здатних розщеплювати клітковину на простіші сполуки.

Гнойові стоки із лагуни підприємства з інтенсивною технологією виробництва молока за однотипної годівлі корів на відміну від калових мас тварин мали дещо нижчу щільність та в'язкість. Остання знизилась у стоках у 2,6 раза за рахунок розбавлення калових мас водою при їх видаленні з приміщень.

Гнойові стоки, відібрані з відстійника на підприємстві з силосно-концентратним типом годівлі корів, за реологічними властивостями також наближались до аналогічних показників їх екскрементів. Як і за однотипної годівлі, так і за силосно-концентратного раціону лактуючі корови утримувались в секціях безприв'язно без використання підстилки, а екскременти видаляли з приміщень механічним способом поєднаним з

гідрозмивом у вигляді гнойових стоків. Екскременти об'єднувались з технологічними стоками і перекачувались у відстійники (лагуни).

Показано, що при годівлі корів силосно-концентратними сумішами гнойові стоки з відстійника за реологічними властивостями відрізнялись від аналогічних показників калових мас тварин. Так, щільність і в'язкість гнойових стоків за даного способу годівлі тварин були нижчими ніж калових мас корів, що пов'язано із значним розбавленням екскрементів водою при їх видаленні з приміщень.

Встановлено, що основну масу гнойових стоків підприємства за силосно-концентратного типу годівлі корів складали частинки з розміром 1,0 – 0,25 мм і менше (88,2%) і значно менше розміром 3,0 – 7,0 мм (11,8%).

Виявлені особливості гранулометричного складу гнойових стоків за різних типів годівлі корів вказують на необхідність їх врахування при виборі способу переробки, особливо при використанні в якості субстрату для анаеробного зброджування в біогазових установках.

Таким чином, встановлено, що хімічний склад, фізичні та реологічні властивості екскрементів лактуючих корів та гнойових стоків залежать від структури раціону, розміру часток корму, поживності кормів та способів видалення екскрементів з приміщень.

Годівля корів високоенергетичними кормовими сумішами, а також різні способи видалення гнойових стоків екскрементів з приміщення по-різному впливають на хімічний склад та реологічні властивості відходів. Так, хімічний склад калових мас високопродуктивних лактуючих корів з середньодобовим надоєм молока 40-44 кг за однотипної годівлі високоенергетичними кормовими сумішами значною мірою визначається складом кормів, які згодовують тваринам, і характеризуються підвищеною на 28,1% вологістю та значно нижчим у 2,5 рази

вмістом сухої речовини, порівняно з аналогічними показниками кормів.

Подібні за характером зміни наведених показників виявлені і у лактуючих корів другої групи з молочною продуктивністю 28-33 кг молока за добу, у яких вологість екскрементів була вище на 31,3%, а рівень сухої речовини нижче у 3,0 рази порівняно з їх вмістом у кормах (табл. 10).

У екскрементах корів першої групи із розрахунку на СР вміст органічної речовини виявився нижче на 4,9%, сирого протеїну – у 2,7 раза, сирого жиру – у 1,5 раза, загального азоту – у 2,7 раза, кальцію – у 3,2 раза, але вище – сирі золи в 1,6 раза, клітковини – у 1,4 раза та фосфору – у 2,3 раза порівняно з кормовою сумішшю.

Таблиця 10

**Хімічний склад кормової суміші, калових мас корів за однотипної годівлі (перша група) та гнойових стоків, %,  $M \pm m$ ,  $n=3$**

Показник	Об'єкт досліджень		
	кормова суміш	калові маси	гнойові стоки
Вологість	53,75±1,84	81,87±0,48*	96,15±0,81**
Суша речовина	46,25±1,84	18,13±0,48*	3,85±0,81**
Міститься у СР, %:			
органічної речовини	92,38±0,05	87,43±0,75*	77,95±1,84**
золи	7,62±0,05	12,52±0,74*	22,05±1,84**
сирого протеїну	42,15±2,55	15,82±1,27*	13,19±1,25
сирого жиру	11,83±0,23	7,7±0,40*	1,28±0,15**
сирі клітковини	20,35±0,87	28,90±1,16*	24,50±1,75
азоту, загального	6,75±0,40	2,53±0,20*	2,11±0,20
кальцію, г/кг СР	10,17±0,46	3,20±0,37*	3,09±0,27
фосфору, г/кг СР	4,45±0,02	10,39±0,39*	11,43±0,79

\* –  $p \leq 0,05$  порівняно з кормовою сумішшю; \*\* –  $p \leq 0,05$  порівняно з каловими масами.

У кормовій суміші для лактуючих корів другої групи вміст органічної речовини виявився також нижчим на 5,2 %, що корелює із зниженням рівня сирого протеїну у 2,9 раза, загального азоту – у 3,0 рази, кальцію – у 4,6 рази (див. табл. 11).

При цьому вміст сирої золи у екскрементах як і у першому випадку зріс в 1,7 раза, фосфору – у 2,3 раза, а сирого жиру і сирої клітковини не змінювався, порівняно з їх рівнем у кормовій суміші.

Таблиця 11

**Хімічний склад кормової суміші, калових мас корів за однотипної годівлі (друга група) та гнойових стоків, %,  $M \pm m$ ,  $n=3$**

Показник	Об'єкт досліджень		
	кормова суміш	калові маси	гнойові стоки
Вологість	53,04±0,33	84,32±2,44*	96,20±0,75**
Суша речовина	46,96±0,32	15,68±2,44*	3,80±0,75**
Міститься у СР, %:			
органічної речовини	92,19±0,05	86,94±0,34*	78,59±1,74**
золи	7,80±0,14	13,06±0,34*	21,40±1,74**
сирого протеїну	42,72±0,73	14,44±1,19*	10,96±0,65**
сирого жиру	12,56±2,59	7,43±0,75	2,64±0,79**
сирої клітковини	24,68±4,78	29,9±0,71	24,48±1,15**
азоту, загального	6,68±0,12	2,31±0,19*	1,75±0,11**
кальцію, г/кг СР	14,10±6,01	3,08±0,13*	2,97±0,08
фосфору, г/кг СР	4,43±0,39	10,39±0,39*	10,92±0,41

\* –  $p \leq 0,05$  порівняно з кормовою сумішшю; \*\* –  $p \leq 0,05$  порівняно з каловими масами.

Особливий інтерес викликали дослідження хімічного складу гнойових стоків, які після перекачування у резервуар-накопичувач використовуються для роботи біогазової установки.

Встановлено, що вологість гнойових стоків порівняно з екскрементами корів першої групи підвищилась на 14,3%, а вміст сухої речовини знизився у 4,7 раза. Розбавлення екскрементів сечею та особливо водою знижувало вміст органічної речовини на 9,5%, сирого жиру – у 6,0 разів, підвищило рівень сирого золи – у 1,8 раза та не вплинуло на вміст сирого протеїну, сирого клітковини, загального азоту, кальцію та фосфору у стоках.

У гнойових стоках, відібраних з КНС, порівняно з екскрементами тварин другої групи, також зареєстровано зниження вмісту органічної речовини на 8,3 %, сирого протеїну в 1,3 раза, сирого жиру – в 2,8 раза, сирого клітковини – в 1,2 раза, загального азоту – в 1,3 раза на тлі підвищення рівня сирого золи в 1,6 раза за сталих значень кальцію та фосфору (див. табл. 11). Однак, не дивлячись на значні відмінності хімічного складу екскрементів корів та гнойових стоків дані показники не залежать від величини надою лактуючих корів.

Отже, проведеними дослідженнями встановлено, що гноєві стоки підприємств, які практикують використання однотипної годівлі лактуючих корів високоенергетичними кормовими сумішами та інтенсивну технологію виробництва молока, характеризуються високим рівнем органічної речовини та неорганічних компонентів, а саме клітковини, протеїну, жиру, кальцію та фосфору, що важливо з точки зору їх використання в якості джерела енергії, вуглецю та азоту при переробці за допомогою мікроорганізмів. Причому, як показано подальшими дослідженнями, розмір та фракційний склад органічних компонентів гнойових стоків і, перш за все, різних видів волокнистих структур кормів змінюється за даних умов у значних межах.

Встановлено, що кількість і розмір неперетравлених залишків корму у калових масах високопродуктивних лактуючих корів змінюється від 7,0 до 0,25 мм і менше, а переважну їх кількість становлять частки з розміром менше 1,0 мм (табл. 12).

Слід також зазначити, що рештки корму в екскрементах корів з розміром від 7,0 до 5,5 мм складають 14,2%, розміром від 5,0 до 3,0 мм – 10,7%, від 1,0 до 0,25 мм – 32,6% і менше 0,25 мм – 42,4% від загальної кількості. Аналіз аналогічних даних, одержаних при дослідженні гнойових стоків показав, що неперетравлених решток корму в них з розміром часток від 7,0 до 5,5 мм було 6,4%, від 5,0 до 3,0 мм – 15,1%, від 1,0 до 0,25 мм – 51,8 і менше 0,25 мм – 26,8%.

Таблиця 12

**Гранулометричний склад та реологічні показники калових мас корів за одностипної годівлі і гнойових стоків, % неперетравлених решток корму,  $M \pm m$ ,  $n=3$**

Діаметр отвору решета, мм	Об'єкт дослідження	
	калові маси	гнойові стоки
7,0	4,47±1,10	2,40±0,12*
5,5	9,72±1,10	3,98±0,18*
5,0	3,18±0,39	1,87±0,23
4,5	2,08±0,47	2,11±0,13
3,5	3,50±0,54	5,9±0,31*
3,0	1,98±0,28	5,2±0,48*
1,0	23,74±6,03	26,8±0,59
0,5	5,19±2,28	13,22±4,06*
0,25	3,68±0,11	11,74±0,69*
<0,25	42,42±6,34	26,78±2,78*
Щільність, г/см <sup>3</sup>	1,0766±0,02	1,0051±0,001*
В'язкість, кг с/м <sup>2</sup>	0,799±0,004	0,0295±0,0002*

\* –  $p \leq 0,05$  порівняно з екскрементами тварин

Встановлені відмінності фракційного складу неперетравлених решток корму екскрементів лактуючих корів та гнойових стоків пов'язані, ймовірно, з розбавленням гною водою та з дією на нього мікроорганізмів під час зберігання у

накопичувачах. Одержані дані узгоджуються із зниженням щільності та в'язкості гнойових стоків (табл. 12).

Так, щільність гнойових стоків порівняно з екскрементами корів знизилась на  $0,07 \text{ г/см}^3$ , а їх в'язкість упала у 27 разів.

Одержані результати підтверджено дослідженнями гранулометричного складу гнойових стоків підприємств з виробництва молока, у яких також зареєстровано значну кількість частинок з розмірами менше 0,5 мм. Крім того у гнойових стоках таких підприємств після видалення з корівника спостерігається високий вміст піску та залишків корму.

Таблиця 13

**Гранулометричний склад гнойових стоків корівника**

Діаметр отвору решета, мм	Концентрація суспендованих речовин 33,5 г/л	
	суспендовані речовини, г	вміст часток, %
10,0	1,79	5,3
7,0	2,1	6,3
5,5	4,15	12,4
5,0	0,91	2,7
4,5	0,7	2,1
3,5	0,59	1,8
3,0	0,52	1,6
1,0	3,06	9,1
0,5	1,02	3,0
< 0,5	18,66	55,7

За однотипної годівлі корів високоенергетичними кормовими сумішами у гнойових стоках розмір часток менше 1 мм складає 68 %, а розмір часток, що залишились на ситі з діаметром отворів 10 мм, становить 5,3 %. Одержані дані свідчать про недоцільність застосування механічних методів розділення



гнойових стоків. При цьому перевагу слід віддати біологічним способам їх очистки, у тому числі і використання біогазової установки.

Таблиця 14

**Вміст ветеринарних препаратів в калових масах лактуючих корів та гнойових стоках, мкг/ кг СР, М ±m, n=6**

Речовина	Об'єкт дослідження	
	калові маси	гнойові стоки
<b>Сульфаніламідні препарати</b>		
Сульфамеразин	9,53±0,12	8,99±0,11
Сульфаметазин	27,36±0,19	26,48±0,20
Сульфаметоксипіридазин	17,84±0,48	16,31±0,17
Сульфаніламід	433,00±44,02	255,00±37,54*
Сульфагуанідин	18,3±1,81	10,65±1,01*
Мапентерол	-	7,35±0,57
<b>Антигельмінтики</b>		
Альбендазол	14,24±0,34	14,16±0,19
Фенбендазол	-	33,36±0,44
<b>Антибіотики</b>		
Пеніцилін	7,77±1,22	7,44±0,52
Тетрациклін	130,69±8,36	360,02±35,13*
Окситетрациклін	52,52±16,10	39,24±1,56
Екрофлксацин	101,10±1,69	98,52±1,26
Норфлксацин	110,29±5,42	109,29±2,30
Амоксицилін	7,93±0,44	7,31±0,22
<b>Гормони</b>		
Нортестостерон	-	10,79±1,82
Тренболон	-	6,37 ±1,26

\* –  $p \leq 0,05$  порівняно з екскрементами

У зв'язку з цим особливий інтерес щодо подальшого використання гнойових стоків як джерела органічних речовин в біогазових установках представляють дослідження з вивчення вмісту продуктів метаболізму, залишків лікарських засобів та профілактичних препаратів, різного роду кормових добавок.

Слід зазначити, що в екскрементах (калових масах) лактуючих корів міститься значна кількість різного роду сполук, здатних впливати на активність різних популяцій мікроорганізмів, які зброджують ОР відходів в біогазових установках.

Встановлено, що калові маси лактуючих корів, містять незначну кількість антибіотиків, у тому числі тетрациклін, окситетрациклін, амоксицилін, пеніцилін, а також ряд сульфаніламідних препаратів: сульфамеразин, сульфаметазин, сульфаметоксипіридазин, сульфаніламід і сульфагуанідин (див. табл. 14).

Крім того, в екскрементах корів виявлені ангельмінтики – альбендазол і фенбендазол, але відсутні гормони та продукти їх метаболізму. Загальна ж кількість сульфаніламідних препаратів в екскрементах корів становить близько 0,50 мг на кг сухої речовини, антибіотиків – 0,41 мг і ангельмінтиків – 0,014 мг на 1 кг сухої речовини.

Враховуючи ці дані, можна було сподіватись, що і в гнойових стоках, основу яких становлять екскременти корів, також будуть присутні вищевказані лікувальні та профілактичні засоби. Так, у гнойових стоках виявлено ряд сульфаніламідних препаратів, загальний вміст яких становить 0,3 мг на кг сухої речовини, антибіотики – 0,62 мг, ангельмінтики – 0,047 мг/кг сухої речовини, а також такі гормони, як нортестостерон та тренболон. Останній факт пов'язаний із їх надходженням у гнойові стоки з екскрементами тварин.

Слід зазначити, що у гнойових стоках, порівняно з екскрементами корів, нижче в 1,9 раза вміст сульфаніламіду, в 1,7

– рівень сульфугуанідину, але вище в 2,8 рази концентрація тетрацикліну.

Вказані зміни у вмісті вище вказаних лікувальних та профілактичних засобів у гнойових стоках, ймовірно, відбулись за рахунок їх розбавлення водою при надходженні у резервуари-накопичувачі, а також пов'язані із дією таких фізичних факторів, як температура, сонячна радіація, вплив зоо- та фітопланктону на процеси їх перетворення.

При вирішенні проблеми переробки гнойових стоків і в першу чергу їх санітарної оцінки значної уваги надають вивченню ряду мікробіологічних показників. Показано, що у гнойових стоках високопродуктивних лактуючих корів загальне мікробне число становило  $9 \times 10^6$ - $13 \times 10^7$  клітин/мл, титр ентерококу –  $10^{-3}$ , а колі-титр –  $10^{-6}$ , що вказує на їх значне обсіменіння різними групами мікроорганізмів.

Таким чином, гнойові стоки тваринницьких підприємств являють собою середовище з високим вмістом органічних і неорганічних речовин, що створює умови для розмноження широкого спектру мікроорганізмів, а отже становить значну санітарну небезпеку їх поширення в навколишньому середовищі. Це передбачає розробку та впровадження сучасних біотехнологій переробки гнойових стоків з метою зниження контамінації мікроорганізмами навколишнього середовища.

Отже, проведеними дослідженнями встановлено, що екскременти високопродуктивних лактуючих корів за однотипної годівлі високоенергетичними кормовими сумішами, а також гнойові стоки у накопичувачах містять значну кількість неперетравлених решток корму з досить високим вмістом сухої речовини, органічних та неорганічних компонентів, рівень яких не залежить від величини удою, що дозволяє їх використовувати в якості субстрату в біогазових установках. Наявність в гнойових стоках хоч в незначній кількості профілактичних та лікувальних

препаратів потребує постійного контролю за їх вмістом при переробці та використанні як органічних добрив.

Важливим з точки зору перспективи використання рідких стоків підприємств з виробництва молока було вивчення хімічного складу та фізико-хімічних властивостей екскрементів і в першу чергу калових мас корів. Вони значною мірою залежать від кількості та поживної цінності кормів, які згодують тваринам, і меншою мірою визначаються їх молочною продуктивністю, віком, тобто лактацією. Крім того, це важливо з точки зору виявлення впливу тривалого високоенергетичного живлення високопродуктивних корів на стан травної системи за інтенсивної технології експлуатації тварин. Встановлено, що за вмістом сухої речовини, органічних та неорганічних компонентів кормова суміш задовольняла потребу лактуючих корів у поживних та біологічно активних речовинах і впливала на хімічний склад їх екскрементів. При цьому слід зазначити, що за поживністю і енергетичною цінністю кормова суміш дійних корів 3 лактації дещо переважала за вмістом сухої речовини і клітковини кормову суміш корів 2 лактації (табл. 15).

Вміст сирової клітковини в кормовій суміші корів 3 лактації був на 6,7% нижчим, тоді як кількість сирого протеїну, сирого жиру, золи, загального азоту, кальцію та фосфору порівняно з подібними показниками у тварин другої лактації не змінювались.

Виявлено, що в калових масах корів різних лактацій містилась різна кількість органічних та неорганічних сполук. Так, вміст СР в екскрементах корів другої лактації порівняно з аналогічними показниками у кормовій суміші знизився на 30,7%, органічної речовини – на 8,7%, сирого протеїну – на 29,1%, сирого жиру – на 3,4%, азоту загального – на 4,7%, а золи, сирової клітковини і кальцію зріс відповідно на 8,7; 9,9 і 5,4%. Подібні за характером відмінності між хімічним складом кормів і екскрементів встановлені і у корів третьої лактації. Показано, що вміст сухої речовини в калових масах корів даної групи

порівняно з кормовою сумішшю знизився на 41,6%, органічної – на 10,0%, сирого протеїну – на 26,4%, сирого жиру – на 6%, сирі золи зріс на 10%, а сирі клітковини не змінився.

Таблиця 15

**Хімічний склад кормової суміші та калових мас корів різних лактацій, %  $M \pm m$ ,  $n=3-5$**

Показник	Лактація			
	друга		третя	
	кормова суміш	калові маси	кормова суміш	калові маси
Вологість	51,13±0,99	81,85±0,21	56,75±1,15*	82,31±0,59
Суша речовина (СР)	48,87±0,90	18,15±0,20	43,25±1,15*	17,69±0,59
Міститься у СР:				
органічної речовини	90,25±0,19	81,53±1,17	90,20±0,87	80,22±0,64
золи	9,75±0,20	18,48±1,18	9,80±0,87	19,79±0,64
сирого протеїну	44,93±0,69	15,81±0,93	42,81±1,19	16,43±1,11
сирого жиру	7,85±1,48	4,49±1,21	9,84±0,20	3,80±0,45
сирі клітковини	21,45±1,47	31,4±2,44	28,15±0,94*	29,48±2,34
азоту загального	7,19±0,11	2,53±0,15	6,85±0,19	2,58±0,18
кальцію, г/кг СР	6,50±0,44	11,93±1,62	7,82±0,41	18,59±1,35**
фосфору, г/кг СР	3,92±0,23	4,75±0,89	4,65±0,19	7,37±0,85**

\* –  $p \leq 0,05$  порівняно з кормовою сумішшю корів 2 лактації; \*\* –  $p \leq 0,05$  порівняно з екскрементами корів 2 лактації.

Підвищення рівня сирової золи в екскрементах корів відбулося головним чином за рахунок збільшення вмісту кальцію на 10,7% та фосфору – на 2,7% не дивлячись на зростання вологості калових мас на 25,6% порівняно з кормовою сумішшю (див. табл. 15).

В екскрементах корів різних лактацій виявлено досить високий рівень загального азоту, який корелює із вмістом сирого протеїну і обумовлений значною кількістю концентрованих кормів (13,0 – 13,5 кг) в кормовій суміші.

Таблиця 16

**Гранулометричний склад та реологічні властивості калових мас корів різних лактацій,  $M \pm m$ ,  $n=3-5$**

Діаметр отвору решета, мм	Кількість неперетравлених решток корму, %	
	лактація	
	друга	третья
7,0	9,50±0,25	5,00±1,25*
5,5	10,50±1,87	15,00±0,01
5,0	2,75±1,19	2,50±1,88
4,5	1,80±0,25	2,50±0,63
3,5	2,90±0,13	2,85±0,18
3,0	1,25±0,06	2,00±0,01*
1,0	13,50±1,88	12,70±0,38
0,5	4,25±0,31	6,00±1,25
0,25	2,50±0,63	2,75±0,312
<0,25	51,05±0,94	51,00±1,25
Щільність г/см <sup>3</sup>	1,075±0,02	1,044±0,02
В'язкість, кг·с/м <sup>2</sup>	0,799±0,002	0,796±0,005

\* –  $p \leq 0,05$  порівняно з другою лактацією

Слід також зазначити, що в калових масах високопродуктивних лактуючих корів, порівняно з тваринами із нижчою молочною продуктивністю, спостерігається високий

вміст сирого протеїну, який корелює із його рівнем в кормовій суміші, де його кількість становила 3,73 кг, в тому числі доступного – 3,11 кг та нерозчинного – 24,8% від загальної кількості.

Отже, хімічний склад та властивості калових мас високопродуктивних лактуючих корів значною мірою залежать від кількості, складу та поживності кормової суміші, і практично не залежать від їх віку. Виходячи з даного висновку, можна передбачити, що відходи підприємств з інтенсивними технологіями виробництва молока, основу яких складають екскременти лактуючих корів, можуть бути основою для виробництва органічних добрив, а також використовуватись як сировина для біогазових установок.

Відомо, що ефективність роботи цих систем значною мірою залежить від фізико-хімічних та реологічних властивостей сировини, які, крім хімічного складу, екскрементів, визначаються розміром та кількістю неперетравлених решток корму.

Встановлено, що основну кількість в калових масах лактуючих корів за однотипної годівлі високоенергетичними кормовими сумішами становлять рештки корму з діаметром менше 1,0 мм і особливо нижче 0,25 мм (див. табл. 16).

Так, загальна кількість неперетравлених решток корму в калових масах корів другої лактації з розміром 7,0 – 5,0 мм становила 22,5%, з діаметром 4,5–3,0 мм – 6,2%, 1,0–0,25 мм – 20,2% і менше 0,25 мм – 51,0%. В калових масах корів третьої лактації неперетравлені рештки корму з розміром 7,0 – 5,0 мм становила 22,5%, з діаметром 4,5 – 3,0 мм – 6,8%, 1,0–0,25 мм – 21,4% і менше 0,25 мм – 51,0%. Слід зазначити, що як у першому, так і в другому випадку калові маси високопродуктивних лактуючих корів при згодовуванні їм високоенергетичної кормової суміші містили значну кількість решток концентрованих кормів та часток важкогідролізованих фракцій клітковини.

Встановлено, що щільність калових мас, відібраних у високопродуктивних дійних корів другої та третьої лактацій, змінювалась в межах величин, характерних для даного виду тварин і відповідала параметрам сировини, яка здатна зброджуватись мікроорганізмами. Не встановлено також різниці між різними технологічними групами високопродуктивних лактуючих корів і за в'язкістю калових мас (див. табл. 16). Вона корелювала з вологістю, вмістом сухої речовини та кількістю неперетравлених решток корму в калових масах тварин.

Таким чином, дослідженнями встановлено, що хімічний склад калових мас високопродуктивних лактуючих корів значною мірою визначається видовим складом та поживністю кормів, які згодуюють тваринам, та не залежить від їх віку та продуктивності. Утримання лактуючих корів на раціонах з високим вмістом енергії та поживних і біологічно активних речовин призводить до підвищення вмісту сирих золи, протеїну, жиру та клітковини в калових масах та гнойових стоках.



### РОЗДІЛ 3

## ХІМІЧНИЙ СКЛАД ТА ВЛАСТИВОСТІ ВІДХОДІВ СВИНАРСТВА ЗА РІЗНИХ ТИПІВ ГОДІВЛІ СВИНЕЙ ТА ТЕХНОЛОГІЙ ВИРОБНИЦТВА СВИНИНИ.

Проведеними дослідженнями з вивчення хімічного складу гною та гнойових стоків підприємств з виробництва свинини з концентратним типом годівлі свиноматок, відлучених поросят та свиней на відгодівлі, значних відмінностей у вмісті сухої речовини, сирих протеїну, жиру, та золи не виявлено (табл. 17).

Таблиця 17

**Хімічний склад рідкого гною та гнойових стоків за концентратного типу годівлі свиней, %,  $M \pm m$ ,  $n = 3$**

Показник	Група			
	матки (підсисні)	відлучені поросята	свині на відгодівлі	змішані стоки
Вологість	94,3 ± 2,38	95,3 ± 1,37	93,83 ± 1,54	94,5 ± 0,51
Суша речовина	5,7±2,40	4,7 ± 1,40	6,20 ± 1,50	5,5 ± 0,50
Сирий протеїн	18,42±2,31	19,76 ± 3,24	21,63 ± 2,05	16,43 ± 1,26
Сира клітковина	18,80±4,54	12,63 ± 2,18	22,63 ± 4,61	22,63 ± 3,51
Сирий жир	3,63 ± 0,44	3,67 ± 1,06	4,30 ± 0,85	3,53 ± 0,20
БЕР	37,95±4,81	40,34 ± 3,15	31,91 ± 4,95	35,61 ± 3,76
Сира зола	21,20±3,00	23,60 ± 2,52	19,53 ± 2,73	21,80 ± 2,58

Лише за вмістом сирої клітковини гній одержаний від відлучених поросят відрізнявся від подібних показників гною, одержаного від свиноматок та свиней на відгодівлі.

Змішані гнойові стоки за концентратного типу годівлі свиней за вологістю, рівнем сухої речовини, сирого протеїну, жиру,

клітковини та золи, а також щільністю були подібні до стоків з приміщень для утримання маток та свиней на відгодівлі.

Щільність рідкого гною, одержаного при утриманні маток за концентратного типу годівлі, практично не відрізнялось від подібних показників у свиней на відгодівлі, відлучених поросят та змішаних гнойових стоків. У той же час в'язкість рідкого гною, одержаного від підсисних маток, була нижчою ніж у свиней на відгодівлі, що пов'язано з розбавленням калових мас сечею та водою при їх видаленні з приміщень (табл. 19).

Рідкий гній, одержаний при утриманні підсисних маток та свиней на відгодівлі за комбінованого типу годівлі, не відрізнявся за вологістю, а також вмістом сухої речовини, сирого протеїну, клітковини, жиру та золи (табл. 18).

Таблиця 18

**Хімічний склад рідкого гною свиней за комбінованого типу годівлі, %,  $M \pm m$ ,  $n = 3$**

Показник	Група	
	матки (підсисні)	свині на відгодівлі
Вологість	90,10 ± 1,25	93,10 ± 1,18
Суша речовина	9,90 ± 1,25	6,90 ± 1,18
Сирий протеїн	10,03 ± 0,98	11,22 ± 1,22
Сира клітковина	25,10 ± 3,84	26,10 ± 4,11
Сирий жир	2,60 ± 0,48	1,80 ± 0,52
БЕР	55,85 ± 0,48	41,72 ± 2,48
Сира зола	16,42 ± 1,48	17,16 ± 1,94

Щільність та в'язкість гнойових стоків, отриманих з приміщень для утримання підсисних маток за комбінованого типу годівлі, були дещо нижчими за подібні показники у свиней на відгодівлі.

В той же час встановлені суттєві відмінності за хімічним складом гнойових стоків різних груп свиней за концентратного та

комбінованого типів годівлі тварин, не дивлячись на аналогічні способи гноєвидалення.

Так, гнойові стоки з приміщення для утримання підсисних маток за концентратного типу годівлі, містили менше в 1,7 раза сухої речовини ніж за комбінованого типу, не дивлячись на те, що їх вологість в обох випадках практично не відрізнялась (див. табл. 16, 17). В той же час гнойові стоки приміщення для маток за концентратного типу годівлі містили на 83,6 % більше сирого протеїну, а вміст сирої клітковини, жиру та золи практично не відрізнявся від подібних показників у стоках приміщення для тварин за комбінованого типу годівлі. Гнойові стоки свинарника за комбінованого типу годівлі підсисних маток мали дещо вищу щільність та в'язкість ніж за концентратного типу годівлі. Подібні за характером відмінності встановлені і при порівнянні хімічного складу гнойових стоків приміщень для свиней на відгодівлі за концентратного і комбінованого типів годівлі.

Так, гнойові стоки приміщень для свиней на відгодівлі при концентратному і комбінованому типах годівлі не відрізнялись за вмістом сухої речовини та вологості, рівнем сирої клітковини та золи. Однак за комбінованого типу годівлі гнойові стоки приміщень для цієї групи свиней, порівняно з годівлею концентрованими кормами, містили на 48,1 % менше сирого протеїну та на 58,2% сирого жиру. Останнє можна пояснити відмінностями у вмісті цих сполук у кормах, які згодовували тваринам.

Щільність гнойових стоків приміщень для утримання свиней на відгодівлі за різних типів годівлі практично не відрізнялась, а в'язкість мала суттєві відмінності, що підтверджено дослідженнями з вивченні їх хімічного складу (табл. 19, 20).

Особливе значення для обробки гнойових стоків відводять не тільки фізико-хімічним властивостям, але і їх гранулометричному складу та мікробному забрудненню. Як встановлено дослідженнями гнойові стоки приміщень для

відлучених поросят за концентратного типу годівлі містили більше крупніших неперетравлених решток корму порівняно із відходами приміщень для підсисних маток.

Таблиця 19

**Гранулометричний склад та реологічні властивості рідкого гною та гнойових стоків за концентратного типу годівлі свиней, %,  $M \pm m$ ,  $n = 3$**

Діаметр отвору сита, мм	Група			
	матки (підсисні)	відлучені поросята	свині на відгодівлі	змішані стоки
5,0	1,2 ± 0,10	5,5 ± 1,21*	5,30 ± 1,43*	4,8 ± 1,05*
4,5	0,5 ± 0,01	1,7 ± 0,51	3,1 ± 0,5*	1,8 ± 0,18
3,5	3,20 ± 0,18	9,7 ± 1,89*	8,45 ± 2,81	8,1 ± 2,41
3,0	12,6 ± 0,98	11,1 ± 1,21	13,80 ± 2,20	12,7 ± 3,41
1,0	16,30 ± 3,08	9,8 ± 2,49	15,5 ± 4,10	14,96 ± 4,89
0,5	24,6 ± 2,00	13,6 ± 2,60*	21,1 ± 6,70	19,9 ± 4,89
0,25	20,6 ± 3,00	20,0 ± 2,30	22,1 ± 4,3	19,7 ± 1,29
< 0,25	21,0 ± 2,90	28,6 ± 4,50	10,57 ± 1,03*	18,1 ± 1,23
Щільність, г/л	1,04 ± 0,002	1,02 ± 0,001	1,04 ± 0,002	1,04 ± 0,002
В'язкість, Па·С	0,03	-	0,17*	0,02

\* –  $p \leq 0,05$  порівняно з даними у підсисних маток

Так, у стоках приміщень для відлучених поросят встановлено збільшення в 4,6 раза кількості часток корму з діаметром 5 мм і в 3 рази з діаметром 3,5 мм, тоді як решток з діаметром 0,5 мм виявилось в 1,8 раза менше ніж у стоках приміщень для підсисних маток. Загальна кількість твердих часток інших розмірів у гнойових стоках приміщень для відлучених поросят не відрізнялась від подібних показників у відходах приміщень для підсисних маток.

Подібні за характером зміни щодо кількості твердих часток гнойових стоків виявлено у відходах свиней на відгодівлі (див табл. 19).

Встановлено підвищення кількості решток корму у гнойових стоках свиней на відгодівлі з розміром 5,0 і 4,5 мм порівняно з їх вмістом у відходах, одержаних при утриманні підсисних свиноматок відповідно у 4,4 і 6,2 раза. В той же час часток з розміром менше 0,25 мм в гнойових стоках приміщень для даної групи тварин виявилось в 2,0 рази менше ніж від приміщень для підсисних маток і в 2,8 рази – ніж для відлучених поросят. Кількість часток з іншими розмірами у гнойових стоках приміщень для свиней на відгодівлі та відлучених поросят не відрізнялась.

Аналіз гранулометричного складу змішаних гнойових стоків приміщень для свиней за концентратного типу годівлі показав, що вони містили більше крупних часток ніж дрібних і в основному відтворювали подібні показники стоків приміщень для відлучених поросят та свиней на відгодівлі. Встановлено, що у гнойових стоках приміщень для свиней на відгодівлі за комбінованого типу годівлі було більше часток із діаметром 3,0 мм ніж більших чи дрібніших порівняно з подібними результатами у підсисних маток (табл. 20). За іншими показниками гранулометричного складу гнойових стоків у тварин вищевказаних груп різниці не встановлено.

Однак дослідженнями встановлені значні відмінності гранулометричного складу гнойових стоків приміщень для утримання різних груп свиней за концентратного і комбінованого типів годівлі.

У стоках приміщень для підсисних маток за комбінованого типу годівлі порівняно з подібними результатами за концентратного типу, виявлено більше у 9,8 раза часток з діаметром 5 мм, у 56,3 раза – з діаметром 4,5 мм, у 2,2 раза – з

діаметром 3,5 мм, але менше часток з розміром 0,25 мм у 3,3 раза і менших за 0,25 мм – у 5,1 раза.

Таблиця 20

**Гранулометричний склад та реологічні властивості рідкого гною за комбінованого типу годівлі свиней, %,  $M \pm m$ ,  $n = 3$**

Діаметр отвору сита, мм	Група	
	матки (підсисні)	свині на відгодівлі
5,0	11,8 ± 1,63**	9,8 ± 1,81
4,5	28,16 ± 2,51**	23,5 ± 2,16**
3,5	7,02 ± 0,64**	8,8 ± 0,53
3,0	9,42 ± 1,06	16,8 ± 1,15*
1,0	12,6 ± 0,75	10,0 ± 0,35
0,5	20,6 ± 0,81	18,7 ± 1,01
0,25	6,3 ± 0,94**	7,7 ± 0,73**
< 0,25	4,1 ± 1,00**	4,7 ± 0,61**
Щільність, г/л	1,045 ± 0,002	1,038 ± 0,004**
В'язкість, Па·С	0,39	0,21

\* –  $p \leq 0,05$  порівняно з даними у підсисних свиноматок; \*\* –  $p \leq 0,05$  порівняно з даними у свиней за концентратного типу годівлі

Що ж стосується часток із розміром 3,0; 1,0 і 0,5 мм, то їх кількість у стоках приміщень для підсисних маток за різних типів годівлі не відрізнялась.

Значні відмінності встановлено у розмірах часток гнойових стоків, одержаних з приміщень для свиней на відгодівлі за концентратного і комбінованого типів годівлі (див. табл. 19, 20). Як в стоках приміщень для підсисних свиноматок, так і для свиней на відгодівлі виявлено більше у 7,6 раза часток з діаметром 4,5 мм і менше у 2,9 раза часток з діаметром 0,25 мм і у 2,2 раза – з діаметром нижче 0,25 мм. Часток з іншими

розмірами у гнойових стоках приміщень для свиней на відгодівлі за комбінованого типу годівлі була така ж кількість, як і за концентратного типу.

Хімічний склад гнойових стоків свиноферм залежать від вологості і значною мірою відрізняється від екскрементів (табл. 21). Ця різниця пов'язана у першу чергу з додаванням різної кількості технічної води при видаленні екскрементів зі свинарників.

Таблиця 21

**Хімічний склад екскрементів свиней, рідкого гною та гнойових стоків свиноферми за різної вологості, n = 3**

Показник	Суміш екскрементів	Вологість, %						
		92	93	94	95	96	97	98
Суша речовина	10,5	8,0	7,0	6,0	5,0	4,0	3,0	2,0
Органічна речовина	5,2	4,0	3,5	3,0	2,5	2,0	1,5	1,0
Азот загальний	0,5	0,38	0,33	0,28	0,24	0,19	0,14	0,095
Азот аміачний	0,35	0,27	0,24	0,20	0,17	0,14	0,10	0,069
Фосфор ( $P_2O_5$ )	0,25	0,19	0,17	0,14	0,12	0,095	0,072	0,048
Магній ( $MgO$ )	0,1	0,076	0,06	0,057	0,047	0,038	0,029	0,019
Кальцій ( $CaO$ )	0,2	0,15	0,13	0,11	0,095	0,076	0,057	0,038

Так, збільшення вологості стоків з 92 до 98% знижує вміст сухої речовини в 4 рази, кількості органічної речовини з 4,0 до

1,0%, рівня загального азоту – більш ніж у 4 рази, амонійного азоту, загального фосфору, кальцію та магнію – у 4 рази.

Порівнюючи ці показники гнойових стоків з даними хімічного складу калових мас свиней, слід зазначити, що при вологості 92%, вміст сухої речовини був нижче на 23,8%, органічної речовини – на 23,1%, загального азоту – на 24%, амонійного азоту – на 22,8%, загального фосфору – на 24%, кальцію – на 25% і магнію – на 24%.

Отже, на основі одержаних результатів можна зробити висновок, що значне розбавлення екскрементів свиней водою знижує вміст як органічних, так і неорганічних компонентів, що впливає на подальше використання одержаних стоків або їх обробку.

Гранулометричний склад твердої фази екскрементів свиней різноманітний і значною мірою залежить від статі і віку тварин, а також раціону їх годівлі. Годівля свиней стандартними комбікормами сприяє переходу в екскременти більшої кількості часток дрібнодисперсної фази. Гранулометричний склад гною свиней, що одержують на свинокомплексах з промисловою технологією виробництва свинини, наведено в табл. 22.

Проведеними дослідженнями встановлено, що на гранулометричний склад гнойових стоків свинокомплексу за концентратного типу годівлі свиней значною мірою впливає концентрація суспендованих речовин. Так, основну кількість суспендованих речовин за їх загальною масою у стоках 25,4 г/л складають частинки з розміром 0,1 мм і менше. Частинки стоків з розмірами від 5,0 до 0,25 мм становлять лише незначну кількість від їх маси.

Зниження концентрації суспендованих речовин з 25,4 до 16,7 г/л, тобто у 1,5 раза значно змінює як загальну масу, так і співвідношення окремих фракцій грубодисперсної фракції стоків за концентратного типу годівлі (див. табл. 22).



**Гранулометричний склад гнойових стоків за концентратного типу годівлі свиней**

Діаметр отвору сита, мм	Концентрація суспендованих речовин, г/л			
	25,36		16,72	
	суспендовані речовини, г	вміст частинок, %	суспендовані речовини, г	вміст частинок, %
5	0,01	0,04	0,003	0,02
3	0,53	2,1	0,40	2,39
2	0,76	2,9	2,04	12,20
1	2,47	9,7	3,54	21,17
0,5	1,02	4,0	0,58	3,47
0,25	0,67	2,6	1,01	3,98
0,1	12,56	49,52	7,03	42,04
< 0,1	7,34	29,14	2,13	14,73

У гнойових стоках свинокомплексу при зниженні вмісту суспендованих речовин основна маса припадає на частинки розмірами 2,0; 1,0; 0,25; 0,1 і менше 0,1 мм. Найбільшу масу у гнойових стоках становлять частки з розмірами 0,1 мм, тоді як за вищої концентрації суспендованих речовин – з розміром менше 0,1 мм.

Що ж до співвідношення часток з різним розміром, то при концентрації суспендованих речовин 25,4 г/л найбільше виявлено частинок з розміром 0,1 мм і менше, а при концентрації 16,4 г/л – з розміром 1,0; 2,0; 0,1 і менше.

Отже, за концентратного типу годівлі свиней і гідравлічного способу гноєвидалення гранулометричний склад стоків залежить від концентрації суспендованих речовин. Зниження цього показника сприяє збільшенню вмісту у стоках фракції крупних часток і зменшенню дрібнодисперсних.

Підтвердженням цього висновку є зниження на 84,7% у гнойових стоках часток з розмірами менше 0,1 мм з вищим вмістом суспендованих речовин та підвищення на 29,1% частинок з розміром 0,1 мм, на 9,5% – з розміром 2,0 мм, на 21,0% – з розміром 1,0 мм, на 2,9% – з розміром 0,5 мм і на 5,0% – з розміром 0,25 мм.

Встановлено, що стічна вода, одержана в результаті розділення гнойових стоків на дугових ситах з розміром фільтрувальної щілини менше 2,5 мм характеризувалась як високо забруднений рідкий субстрат, про що свідчать наступні санітарно-хімічні показники: ХСК – 3,46 г/л; БСК<sub>5</sub> – 1,56 г/л; NH<sub>4</sub><sup>+</sup> – 0,26 г/л; N<sub>заг.</sub> – 0,22 г/л; P<sub>заг.</sub> – 0,082 г/л; Mg<sup>2+</sup> – 0,268 г/л; СГ – 0,268 г/л; ЗВД – 4,5 г/л.

Гранулометричний склад гнойових стоків за комбінованого типу годівлі свиней багатоконпонентними сумішами також змінювався і залежав від структури раціону. Не дивлячись на те, що значну частку (біля 10-40%) в раціонах годівлі різних статевовікових груп свиней складали зелені корми, у відібраних зразках загальних стоків основну частку суспендованих речовин становили частинки з розмірами 0,25 мм і менше з розміром 5,0; 3,0; 2,0; 1,0 і 0,5 мм у стоках за даних умов досліду разом було 21,2% (табл. 23).

Із збільшенням у кормових сумішах свиней часток грубодисперсної фракції у гнойових стоках зросла і кількість решток з розмірами 3,0; 5,0 і 0,5 мм, та знизилась чисельність часток з розміром 0,25 мм.

Отже проведеними дослідженнями встановлено, що на гранулометричний склад гнойових стоків за комбінованого типу годівлі свиней значною мірою впливає склад кормової суміші та розмір часток корму.

Таким чином, на основі проведених досліджень підтверджено залежність фізико-хімічних властивостей та гранулометричного складу гнойових стоків від типу годівлі

свиней, концентрації суспендованих речовин, а також розміру часток кормової суміші.

Таблиця 23

**Гранулометричний склад рідкого гною за комбінованого типу годівлі свиней**

Діаметр отвору сита, мм	Концентрація суспендованих речовин , г/л	Вміст частинок, %	Концентрація суспендованих речовин , г/л	Вміст частинок, %
5	0,54	2,07	4,12	15,12
3	0,76	2,81	3,49	12,80
2	2,47	3,04	0,81	3,00
1	1,02	3,92	1,13	4,10
0,5	0,68	2,40	7,78	28,10
0,25	19,90	79,75	9,84	36,80
Всього	26,27	100,0	27,17	100,0

Подальші дослідження показали, що вищенаведені показники також залежать, хоч і незначною мірою від способу гноєвидалення.

Отже, на основі одержаних результатів можна зробити висновок про певну залежність реологічних властивостей відходів свинокомплексів від типу годівлі різних статево–вікових груп свиней. Причому за концентратного типу годівлі свиней у гнойових стоках переважають частки з розмірами 3,0–0,25 мм і менше, а за комбінованого – 5,0–3,0 мм, що важливо з точки зору вибору способу їх переробки та технічних засобів і умов для його здійснення.

У зв'язку з тим, що провідна роль в процесі деструкції органічних речовин належить мікроорганізмам особливого значення при санітарній оцінці гнойових стоків свинокомплексів надають дослідженню кількісного та якісного складу мікроорганізмів в межах фізіологічних та систематичних груп та

ряду гігієнічних показників. Так, за концентратного типу годівлі свиней у гнойових стоках виявлені амоніфікуючі, уролітичні та маслянокислі бактерії та різного роду дріждів і значно менше – целюлозолітичних бактерій, актиноміцетів та грибів (табл. 24).

Таблиця 24

**Фізіологічні та систематичні групи мікроорганізмів гнойових стоків за концентратного типу годівлі свиней,  $M \pm m$ , n = 3**

Фізіологічна група	Кількість, мікробних тіл/мл
Амоніфікатори	$980 \cdot 10^6$
Уролітичні	$350 \cdot 10^3$
Маслянокислі	$680 \cdot 10^4$
Целюлозолітичні:	
аероби	150
анаероби	800
Термофільні	$48,0 \cdot 10^4$
Спорові	1500-4000
ЗМЧ	$27,0 \cdot 10^6 - 20,1 \cdot 10^9$
Колі-титр, мл	$10^{-8} - 10^{-10}$
Титр ентерокока, мл	$10^{-7}$
Актиноміцети	2800
Гриби	1700
Дріжджі	$8,2 \cdot 10^5$

Отже, гнойові стоки свинокомплексів являють собою складну гетерогенну систему небезпечну в санітарно-гігієнічному відношенні.

Визначення основних показників, які характеризують фізичні властивості стоків свинокомплексів, показало, що застосування гідрозмиву при видаленні екскрементів свиней практично не

впливало на загальний вміст домішок (ЗВД) порівняно з самопливним способом їх видалення (табл. 25).

Таблиця 25

**Властивості, хімічний склад та гігієнічні показники стоків свинокомплексів за різних способів видалення, г/л,  $M \pm m$ ,  $n = 3-8$**

Показник	Спосіб видалення	
	самоплив	гідрозмив
ЗВД	16,95 ± 3,10	9,70 ± 1,59
ЗР	15,08 ± 2,10	8,63 ± 1,68*
Азот: загальний амонійний	1,17 ± 0,12	0,61 ± 0,10*
	0,66 ± 0,04	0,45 ± 0,04*
Зола	4,80 ± 0,64	1,84 ± 0,12*
Фосфор (загальний)	0,50 ± 0,06	0,22 ± 0,04*
ХСК	21,05 ± 3,72	11,93 ± 1,72*
БСК <sub>5</sub>	14,60 ± 2,59	4,11 ± 1,53*
pH	6,40 ± 0,34	7,03 ± 0,27

\*-  $p \leq 0,05$  порівняно самопливним способом гноєвидалення

Однак вміст завислих речовин у стоках за гідрозмиву був у 1,75 раза нижчим ніж за самопливного способу безперервної дії. При цьому слід зауважити, що тварини в обох випадках споживали тільки концентровані корми (стандартний комбікорм), а встановлений нижчий вміст завислих речовин у стоках за гідрозмиву пов'язаний насамперед із значним розбавленням екскрементів свиней водою. Підтвердженням цього висновку є результати досліджень ряду гігієнічних показників стоків свинокомплексів за різних способів видалення відходів із приміщень.

Виявлено, що хімічне споживання кисню (ХСК) у стоках за гідрозмиву було в 1,76, а біохімічне споживання кисню (БСК<sub>5</sub>) –

у 3,5 раза нижчим ніж аналогічні показники у стоках за самопливного способу безперервної дії.

Нижчим в 1,9 раза виявився і вміст загального азоту у стоках за гідрозмивного способу видалення відходів порівняно із самопливним, тоді як рівень амонійного азоту за даних умов знизився тільки на 31,8%. Значне розбавлення екскрементів свиней водою, яке передбачає гідрозмив, сприяло зниженню як вмісту золи на 16,7 %, так і рівня загального фосфору у 2,3 раза порівняно з аналогічними даними за самопливного способу видалення відходів.

Таблиця 26

**Гранулометричний склад стоків свинокомплексів за різних способів видалення, %,  $M \pm m$ , n = 3-8**

Діаметр отвору сита, мм	Спосіб видалення	
	самоплив	гідрозмив
5	3,59 ± 1,90	0,03 ± 0,01*
3	2,81 ± 0,01	2,26 ± 0,28
2	6,02 ± 2,75	4,57 ± 0,29
1	4,01 ± 0,10	15,66 ± 6,9*
0,5	25,25 ± 3,86	14,20 ± 2,38*
0,25	38,27 ± 1,81	40,47 ± 1,44
< 0,25	20,05 ± 1,2	22,81 ± 3,43
Щільність, г/л	1,01 ± 0,05	1,01 ± 0,005

\*-  $p \leq 0,05$  порівняно із показниками за самопливного способу видалення гною

Величина рН стоків за гідрозмиву коливалась від слабокислих значень до нейтральних, тоді як за самопливного способу цей показник був у межах тільки слабокислих показників, що пов'язано із різною кількістю використаної води, значення рН якої коливалось в межах 7,82 – 8,1.

Важливим для переробки стоків свинокомплексів є визначення їх фізико-механічних властивостей за гранулометричним складом. Встановлено, що у гнойових стоках, одержаних гідрозмивом, зменшується кількість неперетравлених решток корму діаметром 0,5 і 5,0 мм, збільшується вміст частинок з розміром 1,0 мм, а з величиною решток 3,0; 2,0; 0,25 мм і менше – не змінюється порівняно з аналогічними даними за самопливного способу гноєвидалення (див. табл. 27).

Таблиця 27

**Хімічний склад та гігієнічні показники гнойових стоків свинокомплексу залежно від способу видалення та обробки , г/л,  $M \pm m$ , n = 4-8**

Показник	Стоки (гідрозмив)		
	вихідні	після обробки на дугових ситах	відстояні
ЗВД	12,63 ± 0,91	9,99 ± 0,98	6,99 ± 0,23*
ЗР	8,94 ± 0,56	7,76 ± 1,27	4,24 ± 0,35*
Азот: загальний амонійний	1,61 ± 0,10	1,49 ± 0,10	1,22 ± 0,05*
	0,90 ± 0,13	0,88 ± 0,21	0,91 ± 0,08
Зола	2,61 ± 0,54	2,72 ± 0,05	2,38 ± 0,27
Фосфор (загальний)	0,47 ± 0,03	0,35 ± 0,02*	0,27 ± 0,02*
ХСК	25,59 ± 3,14	14,86 ± 2,47*	9,28 ± 0,29*
БСК <sub>5</sub>	8,48 ± 1,43	4,32 ± 0,43*	4,30 ± 0,52*
Щільність , г/л	1,007 ± 0,004	1,008 ± 0,005	1,006 ± 0,001

\*–  $p \leq 0,05$  порівняно з показниками вихідних стоків

Особливий практичний інтерес становили дослідження вищенаведених показників, які характеризують властивості,

фізичний стан та хімічний склад стоків свинокомплексу після їх обробки на дугових ситах та відстоювання у відстійниках.

Встановлено, що обробка гнойових стоків на дугових ситах за гідрозмивного способу знижувала у 1,3 раза рівень загального фосфору, ХСК – у 1,7, БСК<sub>5</sub> – майже у 2 рази, тоді як ЗВД і вміст ЗР, рівень загального і амонійного азоту, а також золи не змінювались порівняно з аналогічними даними вихідних стоків (табл. 27). Ще більші зміни вищенаведених показників зареєстровано у стоках після їх відстоювання у відстійниках.

В результаті процесів седиментації при відстоюванні стоків у відстійниках вміст ЗВД у них знизився у 1,8 раза, ЗР – у 2,1 раза, загального азоту – у 1,3 раза, загального фосфору – у 1,7 раза, ХСК – у 2,7 раза, БСК<sub>5</sub> – у 2,0 рази, а амонійного азоту і золи не змінювався порівняно із даними вихідних стоків.

В той же час щільність гнойових стоків після їх обробки на дугових ситах та відстоювання у відстійниках не змінювалась (див. табл. 27).

Подібні за характером зміни властивостей та хімічного складу стоків спостерігали за самопливного способу їх видалення, при обробці на дугових ситах та відстоюванні (табл. 28).

Показано, що за самопливного способу гноєвидалення та обробки на дугових ситах вміст золи у стоках знижується на 12 %, загального фосфору – на 42,8%, а ХСК – більш як у 2 рази за сталих значень інших показників порівняно з аналогічними даними вихідних стоків.

Порівнюючи показники, які характеризують фізичні, санітарно-гігієнічні властивості, а також хімічний склад гнойових стоків, одержаних за гідрозмиву, з результатами аналогічних досліджень за самопливу, слід вказати на перевагу першого способу над другим. Про це свідчить дещо нижчий за гідрозмиву вміст ЗВД та ЗР, загального азоту і фосфору, нижчі щільність,



ХСК і БСК<sub>5</sub> за однакового вмісту золи та амонійного азоту у стоках (див. табл. 23, 28).

Таблиця 28

**Властивості, хімічний склад та гігієнічні показники стоків свиногокомплексу залежно від способів видалення та обробки, г/л,  $M \pm m$ , n=12**

Показник	Стоки (самоплив)		
	вихідні	після обробки на дугових ситах	відстояні
ЗВД	14,96 ± 3,48	12,42 ± 4,1	8,24 ± 2,48
ЗР	13,43 ± 1,20**	11,01 ± 1,46	7,05 ± 1,56*
Азот: загальний амонійний	1,26 ± 0,12**	0,92 ± 0,12	0,84 ± 0,14
	0,82 ± 0,05	0,82 ± 0,078**	0,67 ± 0,046
Зола	2,83 ± 0,03	2,49 ± 0,10*	1,98 ± 0,02*
Фосфор (загальний)	0,98 ± 0,14**	0,56 ± 0,10*	0,45 ± 0,12*
ХСК	42,9 ± 6,74**	21,07 ± 5,30*	12,56 ± 3,11*
БСК <sub>5</sub>	11,0 ± 3,08	8,53 ± 3,11	7,02 ± 2,44
Щільність, г/л	1,01 ± 0,005	1,01 ± 0,005	1,01 ± 0,005

\* –  $p \leq 0,05$  порівняно з показниками вихідних стоків; \*\*  $p \leq 0,05$  – порівняно з показниками стоків видалених гідрозмивом.

Однак спосіб видалення відходів гідрозмивом хоч і сприяє одержанню більш розбавлених стоків, які характеризуються кращими санітарно-гігієнічними показниками, але створює проблему збільшення їх об'єму, що впливає на ефективність застосовуваних способів їх переробки, особливо шляхом біоферментації. Останнє вимагає проведення перед основними

операціями з біоферментації стоків їх згущення або фракціонування у спеціальних відстійниках.

Встановлено, що відстоювання гнойових стоків після їх обробки на дугових ситах у відстійнику дає можливість значною мірою впливати на вміст основних компонентів та ряду показників, які визначають властивості та безпеку їх використання.

Так, відстоювання стоків у відстійнику за самопливного способу їх видалення знижує вміст завислих речовин у біомасі у 1,9 раза, золи – у 1,4 раза, загального фосфору – у 2,2 раза, а також сприяє зменшенню ХСК у 3,4 раза. В той час рівень ЗВД, рівень загального та амонійного азоту, БСК<sub>5</sub> і щільність, порівняно з аналогічними даними у вихідних стоках не змінювались.

Отже, проведеними дослідженнями встановлено, що властивості, хімічний склад та санітарно-гігієнічні показники стоків свинокомплексів залежать від способів їх видалення та обробки на дугових ситах або відстоюванні у відстійниках.

Особливий науковий і практичний інтерес представляють стоки свинокомплексу за гідрозмивного способу гноєвидалення за промислової технології виробництва свинини (табл. 29).

Як вже відмічалось, забруднення стічних вод свинарських підприємств характеризується показниками, які визначають спосіб та ступінь їх переробки або підготовки до використання: загальний вміст домішок (сухий залишок, або абсолютно суха речовина), вміст завислих речовин, інтегральні показники органічної речовини (ХСК і БСК<sub>5</sub>) і концентрація біогенних елементів (азот та фосфор). Показники, які характеризують фізико-хімічні властивості стічних вод великих свинокомплексів з гідравлічною системою гноєвидалення і межі їх змін наведені в табл. 29.

Дослідження показали, що ЗВД, в тому числі і концентрація ЗР у різних стоках коливається залежно від технологічних циклів

прибирання гною. Високим значенням концентрацій забруднення відповідають періоди гідравлічного змиву гною з каналів.

Таблиця 29

**Фізико-хімічні властивості стічних вод свиногомплексу за промислової технології виробництва свинини (гідравлічний спосіб гноєвидалення), г/л (СВАТ «Агрокомбінат «Калита»)**

Показник	Концентрація
ЗВД	4,3-40,0
ЗР	2,0-25,0
Колоїдні і розчинені речовини	2,3-15,0
Зольність домішок, %	18-23
ХСК, мгО <sub>2</sub> /л	3000-50000
БСК <sub>5</sub> , мгО <sub>2</sub> /л	2000-10000
Азот загальний, мг/л	100-1500
Азот амонійний, мг/л	400-900
Фосфор загальний, мг/л	100-610
Фосфати, мг/л	70-350
Калій, мг/л	530-650
Натрій, мг/л	90-160
Магній, мг/л	60-90
Кальцій, мг/л	130-260
Залізо, мг/л	до 50
Хлориди, мг/л	150-600
Сульфати, мг/л	190-350
рН	7,3-8,0
Твердість, мг-екв/л	5-9
Лужність, мг-екв/л	25-36
Загальне мікробне число, клітин/мл	$1 \times 10^6 - 1 \times 10^8$
Колі-титр, мл	$1 \times 10^{-8} - 1 \times 10^{-7}$

Аналізуючи дані табл. 29, видно, що рідкі стоки являють собою багатокомпонентну гетерогенну систему, яка містить значну кількість органічних, мінеральних і бактеріальних забруднень.

Лінійна апроксимація отриманих результатів досліджень методом найменших квадратів за ЗВД і концентрації ЗР дозволила встановити наступну залежність (формула 1):

$$C_{зр} = (0,67 \cdot \text{ЗВД} - 0,71) \pm 0,38 \quad (1)$$

при  $3,0 \leq \text{ЗВД} \leq 14,0$ ,

де  $C_{зр}$  – концентрація завислих речовин, мг/л;

ЗВД – загальний вміст домішок.

Видно, що в досліджуваному діапазоні концентрація (ЗР) пропорційна ЗВД і в середньому складає 67% від ЗВД. В цьому випадку на частку розчинних і колоїдних домішок припадає 33% ЗВД.

Регресійний аналіз одержаних даних дозволив отримати наступне лінійне рівняння, яке пов'язує ХСК стоків з вмістом в них ЗР (формула 2)

$$\text{ХСК} = (1,78 C_{зр} + 1,17) \pm 0,453 \quad (2)$$

при  $2,0 \leq \text{ХСК} \leq 38,0$ ,

де ХСК – хімічне споживання кисню, г  $\text{O}_2$ /л.

Аналіз рівняння показує, що із збільшенням вмісту ЗР у стоках зростає ХСК. Це в свою чергу свідчить про органічний характер забруднень і підтверджується результатами досліджень зольності домішок. ХСК розчинної частини забруднень при відсутності ЗР дорівнює  $1,17 \pm 0,45$ .

Виражаючи концентрацію ЗР у формулі 3.2 через ЗВД згідно залежності, що наведена у формулі 3.1, отримуємо формулу 3:

$$\text{ХСК} = (1,23 \text{ЗВД} - 0,1) \pm 0,573, \text{ г} \text{O}_2/\text{л} \quad (3)$$

Таким чином, кількість кисню, яка необхідна для повного окислення домішок стоків (ХСК) складає 1,2 г O<sub>2</sub>/л від загальної маси домішок стоків, проти 1,05 для екскрементів свиней, регламентованого відомчими нормами технологічного проектування [298].

Збільшення цього коефіцієнту у домішках стічних вод порівняно з чистими екскрементами свиней обумовлено потраплянням в стоки дезінфікуючих та ветеринарних засобів.

На підставі одержаних результатів встановлено наступні залежності між вмістом органічного азоту і загального фосфору та ХСК і ЗВД (формули 4, 5):

$$\text{Азот орг.} = (0,043 \text{ ХСК} + 0,051) \pm 0,047 \quad (4)$$

при  $2,0 \leq \text{ХСК} \leq 20,0$  г O<sub>2</sub>/л

$$\text{Азот орг.} = 0,052 \text{ ЗВД} + 0,046 \quad (5)$$

Як видно із наведених даних (формули 3.4, 3.5), органічна частка азоту складає 5,2% від ЗВД стоків, що близько до нормативного значення вмісту азоту в екскрементах свиней при їх годівлі концентрованими кормами. Вміст загального фосфору у стоках рекомендується розраховувати за формулами 6 – 8:

$$\text{Рзаг.} = (0,025 \text{ ХСК} + 0,048) \pm 0,018 \text{ г O}_2/\text{л} \quad (6)$$

при  $2,0 \leq \text{ХСК} \leq 30,0$  г O<sub>2</sub>/л

$$\text{Рзаг.} = (0,0553\text{Р} + 0,018) \pm 0,05 \text{ г O}_2/\text{л} \quad (7)$$

при  $0,7 \leq 3\text{Р} \leq 10,0$  г O<sub>2</sub>/л

Виходячи з рівнянь 3.1 і 3.6, можна показати,

$$\text{що Рзаг.} = 0,033 \text{ ЗВД} + 0,069 \quad (8)$$

Із цього рівняння виходить, що вміст загального фосфору у стоках складає 3% від ЗВД.

Таким чином, встановлені взаємозв'язки між окремими показниками забруднень гнойових стоків, які являють собою математичну модель забруднень і дозволяють прогнозувати їх зміни у процесі переробки.

Встановлено, що рідкі відходи свинокомплексів значно контаміновані мікроорганізмами, в тому числі і бактеріями групи кишкової палички. Мікрофлора відходів представлена маслянокислими, амоніфікуючими, уролітичними, целюлозоруйнуючими аеробними та анаеробними мікроорганізмами. Виділяється також значна кількість термофільних бактерій, актиноміцетів, міцеліальних грибів, дріжджів та спорових форм бактерій.

Мікробне число рідких відходів свинокомплексу становить  $13 \times 10^8$  клітин/мл, колі-титр –  $10^8$ , титр ентерококу –  $10^7$ , чисельність амоніфікуючих бактерій відповідає  $25 \times 10^5 - 70 \times 10^6$ , уролітичних –  $25 \times 10^3 - 70 \times 10^4$ , маслянокислих бактерій –  $70 \times 10^6 - 25 \times 10^7$  клітин/мл. Чисельність спорових форм бактерій у стоках дорівнює 440-2268 клітин/мл, актиноміцетів – 535, грибів – 332-2200, дріжджів  $75 \times 10^6$ , а термофільних бактерій  $17 \times 10^2 - 35 \times 10^3$ . Целюлозолітичні бактерії представлені аеробною групою 8600 та анаеробною  $70 \times 10^2$  клітин/мл.

Отже, як і гнойові стоки підприємств з виробництва молока хімічний склад та властивості гнойових стоків свинокомплексів залежать від типу годівлі свиней, способу гноєвидалення та попередньої обробки на дугових ситах та відстійниках.

## РОЗДІЛ 4

### ОСОБЛИВОСТІ ХІМІЧНОГО СКЛАДУ ТА ФІЗИКО-МЕХАНІЧНІ ВЛАСТИВОСТІ ПОСЛІДУ КУРОК-НЕСУЧОК.

Хімічний склад та фізичні властивості посліду курок-несучок залежать від багатьох факторів, основними з яких є тип годівлі, спосіб утримання та гноєвидалення. На сьогодні практично відсутні дані щодо впливу цих факторів на вологість посліду курей і процес його переробки. Це обумовлено тим, що послід курок-несучок на відміну від побутових і промислових стічних вод, які мають майже однакову вологість з її коливаннями в межах 97-98%, характеризується значно вищим вмістом сухої речовини.

Встановлено, що вологість нативного посліду курок-несучок становить 67,9–78,8%, що гальмує швидкість реакцій розщеплення органічної речовини при його біоферментації.

З метою оптимізації вологості посліду курок-несучок його розбавляли водою до 88 %, 91 % і 94 %. Вплив розбавлення водою нативного посліду курок-несучок на його хімічний склад наведено в табл. 30.

Розбавлення посліду курок-несучок водою до вологості 88 % порівняно з нативним, знижувало вміст сухої речовини на 16,2 %, сирого протеїну – на 4,03 %, а зміни вмісту органічної речовини, сирого жиру, сирі клітковини, золи та вуглецю із розрахунку на суху речовину не перевищували 2,0 % (табл. 30).

Підвищення вологості посліду курок-несучок до 91% ще більшою мірою вплинуло на вміст сухої речовини у біомасі, рівень якої порівняно з подібними даними за вологості 88 %, знизився на 2,8 % за сталих значень органічної речовини, вміст сирого жиру, протеїну та золи, що позитивно впливає на забезпечення мікроорганізмів енергією, а також джерелами вуглецю, азоту та інших неорганічних компонентів.

**Хімічний склад посліду курок-несучок за різної  
вологості, %,  $M \pm m$ ,  $n = 4-6$**

Показник	Вологість посліду, %			
	нативний	розбавлений		
	72,2	88,0	91,0	94,0
Суша речовина	27,8 ± 3,18	11,57 ± 0,21*	8,82 ± 0,25*	5,62 ± 0,34*
Зола	20,1 ± 2,1	19,87 ± 2,01	17,79 ± 1,91	17,51 ± 1,11
Органічна речовина	79,9 ± 2,1	80,13 ± 2,01	82,21 ± 1,91	82,49 ± 1,11
Сирий протеїн	26,58 ± 6,52	22,55 ± 5,28*	21,39 ± 1,98*	20,69 ± 1,86*
Сира клітковина	14,89 ± 2,01	12,3 ± 1,68	11,6 ± 1,54	10,4 ± 0,91
Сирий жир	4,8 ± 1,81	3,4 ± 0,67	3,7 ± 0,07	3,55 ± 0,4
ЛЖК	-	0,78 ± 0,16	0,71 ± 0,16	0,55 ± 0,26
Вуглець	-	4,02 ± 0,26	3,06 ± 0,26	1,97 ± 0,19
Щільність, г/см <sup>3</sup>	1,12 ± 0,02	1,067 ± 0,02	1,052 ± 0,04	1,021 ± 0,02

\* -  $p \leq 0,05$  порівняно з даними нативного посліду.

Підтвердженням цього є сталий рівень ЛЖК в розбавленому посліді курок-несучок, що вказує на високу інтенсивність процесів біоферментації органічної речовини не дивлячись на зміну вмісту сухої речовини в ньому.

Розбавлення посліду курок-несучок водою до 94 % знизило вміст сухої речовини в біомасі відповідно на 22,2 %, 5,9 і 3,2 % порівняно з подібними даними нативного посліду та при його розбавленні водою до вологості 88 чи 91%. Подібний характер змін зареєстровано і щодо вмісту сирого протеїну при



розбавленні посліду водою. Так, його рівень в посліді знизився до 20,69%, а в розрахунку на суху речовину – до 5,9%.

Це підтверджено зниженням щільності розбавленого посліду до 1,021 проти значення 1,12 г/см<sup>3</sup> нативного посліду.

Вивчення хімічного складу посліду показало, що його показники практично не залежить від сезону року, оскільки птиця утримується весь час на однаковому раціоні. Так, вологість курячого посліду змінювалась в межах 67,9-78,8%; а вміст сирого жиру становив 2,8-4,3%; сирі клітковини 13,2-15,6 %, сирого протеїну 24,8-36,7%, сирі золи 16,8-21,5%, рН водного розчину коливалось від 6,8 до 7,4, а щільність складала 1,041-1,15 г/см<sup>3</sup>.

Встановлено, що кількість і розмір часток у посліді курок-несучок промислового стада змінюється у незначних межах. Виявлено, що основу посліду складають частки із розміром менше 1,0 мм. Частки посліду із розміром від 1,0 мм до 0,5 мм складають 21,3%, 0,5-0,25 мм – 25%, а на частки з величиною 0,1 мм припадає 42% ві їх загальної кількості. Слід зазначити, що у посліді доля часток розміром до 2 мм складає 3,0 %, а до 1 мм – 8,7%. Дослідження реологічних властивостей посліду дало можливість встановити стійку закономірність залежності вмісту органічної складової посліду від розміру його часток. Тобто, чим більше менших розміром часток містить послід тим вище вміст органічної речовини у ньому.

Встановлено, що загальне мікробне число (ЗМЧ) посліду курок-несучок промислового стада протягом періоду досліджень знаходились в межах 43 – 85 млн. клітин/г, а колі-титр коливався від 10<sup>-5</sup> до 10<sup>-3</sup>, що вказує на значну контамінацію посліду мікроорганізмами.

Дослідженнями встановлено, що послід курок-несучок містить цілий ряд ветеринарних засобів, зокрема сульфаніламідні препарати: сульфаметазин, сульфадиметоксин, сульфагуанідин, сульфамеразин, сульфаметоксіпіридазин, антибіотики: енрофлоксацин, доксициклін та хлорамфенікол (табл. 31).

**Вміст ветеринарних препаратів в посліді курок-несучок, мкг/  
кг СР,  $M \pm m$ ,  $n=5$**

Речовина	Вміст
Сульфаніламідні препарати	
Сульфаметазин	10,75±2,07
Сульфаметоксин	16,18±0,21
Сульфаметоксипіридазин	6,69±0,14
Сульфагуанідин	16,01±0,41
Антигельмінтики	
Діметрідазол	2,15±0,21
Фенбендазол	10,28±1,03
Ронідазол	11,38±2,66
Антибіотики	
Доксициклін	32,99±10,58
Хлорамфенікол	0,24±0,06
Енрофлоксацин	13,33±5,38
Кокцидіостатики	
Монензин	14,24±0,34
Наразин	14,24±0,34

Послід курок-несучок містить ряд кокцидіостатиків та ангельмінтиків таких як монензин, ронідазол, диметрідазол і фенбендазол.

Отже, на основі проведених досліджень можна зробити висновок, що, крім основних груп органічних речовин, послід курок-несучок за інтенсивних технологій виробництва харчових яєць, містить цілий ряд антибактеріальних субстанцій, здатних впливати на перебіг процесів очистки та знезараження відходів птахофабрик за допомогою біологічних способів, включаючи і використання біогазових установок.

## РОЗДІЛ 5

### ХАРАКТЕРИСТИКА ПРОЦЕСІВ БІОФЕРМЕНТАЦІЇ ПРИ ПЕРЕРОБЦІ ВІДХОДІВ ТВАРИННИЦЬКИХ ПІДПРИЄМСТВ

**Особливості деструкції забруднюючих речовин відходів тваринництва за аеробних умов.** Процес біоферментації відходів тваринницьких підприємств на сьогодні є одним з найбільш досліджених у біотехнології переробки. Він може відбуватися як за аеробних, так і за анаеробних умов [171, 198, 337].

Розкладання органічної речовини відходів за аеробних умов відбувається під дією ферментів бактерій, грибів і актиноміцетів, яких відносять до гетеротрофних мікроорганізмів, що використовують вуглець органічних сполук не тільки як пластичний матеріал, але і як джерело енергії. На утворення компонентів мікробної клітини використовується також азот, фосфор, калій та інші сполуки відходів. Вважають, що біля 2/3 вуглецю органічних сполук відходів після їх перетворення мікроорганізмами виділяється у вигляді вуглекислого газу, який утворюється в результаті окисних процесів, а 1/3 – використовується на синтез компонентів клітини бактерій та грибів. Енергія, яка утворюється при окисленні органічних сполук, використовується мікроорганізмами для процесів життєдіяльності не повністю, а частково виділяється в навколишнє середовище і сприяє підвищенню температури біомаси [220].

Встановлено, що при окисленні грам-молекули глюкози за аеробних умов утворюється близько 474-484 ккал тепла. Це значно підвищує температуру гною або сміття, які піддаються дії мікроорганізмів. Процес окислення органічних речовин гною відбувається у два етапи. На першому етапі температура суміші зростає до 40-50°C за рахунок діяльності мезофільних бактерій, а

на другому – до 60-70°C під дією термофільних мікроорганізмів. Тобто значне підвищення температури гною, який складається переважно з органічних залишків, залежить від діяльності мезофільних і термофільних бактерій. Однак само загорання гною не відбувається, так як життєдіяльність цих бактерій за температури вище 70°C припиняється. Процеси перетворення органічної речовини гною, що проходять за температури вище 80°C відбуваються без участі ферментів мікроорганізмів. Висока температура суміші (50-70°C) прискорює процеси окислення органічних сполук, а низькі температури (30-50°C) знижують інтенсивність цих реакції, що важливо при переробці гною шляхом компостування [269].

Виявлено, що в процесі компостування відходів кількість мікроорганізмів перевищує аналогічні показники до компостування в 10-20, а іноді в 50 разів [156, 223, 345].

Так, на початку компостування, особливо на 7-й день в компостній масі значно підвищується кількість маслянокислих бактерій, які окислюють продукти розщеплення клітковини і пектинові речовини гною. Згодом кількість цих бактерій зменшується, а потім перед завершенням процесу знову зростає. Після закладення компосту кількість бактерій, що піддають трансформації різні форми фосфору гною в доступну для рослин форму збільшується. На початку процесу аеробного окислення фосфорорганічних речовин гною зростає кількість бактерій, що розкладають дані сполуки. Найбільшу кількість цих бактерій виявляють у біомасі на 7-10-й день компостування. Інша група бактерій, яка перетворює фосфор неорганічних сполук гною в розчинну форму, досягає найвищого рівня на 15-20 день з моменту закладання компосту. В кінці процесу їх кількість у компості значно зменшується [153].

Під час компостування в перші 35-45 днів у біомасі значно зростає кількість амоніфікуючих бактерій. Це стосується і загальної кількості нітрифікуючих, денітрифікуючих та аеробних

фіксаторів азоту, які інтенсивно розмножуються у другу фазу компостування. Слід також відмітити, що гнойова маса перед компостуванням також містить велику кількість азотфіксуючих бактерій [54].

Таким чином, в процесі дозрівання компостної маси розрізняють 2 фази розвитку різних видів мікроорганізмів, тісно пов'язаних з процесом окислення органічної речовини і зміною температури гнойової маси. При компостуванні гною з торфом аеробні процеси протікають не так швидко, як при закладанні гное-грунтових компостів, у яких як правило вище вказані процеси закінчуються на 70-80 день, а кількість бактерій, за винятком целюлозолітичних, різко знижується [49].

На розвиток мікроорганізмів, а отже і на інтенсивність процесу компостування впливає співвідношення вуглецю до азоту у вихідному матеріалі, його вологість, реакція середовища, величина фракцій, вміст органічної речовини, рівень кисню тощо [193].

Тривалість дозрівання компосту залежить також і від хімічного складу та властивостей гною. Використання свіжого гною для створення компостів збільшує цей термін до 50 днів, а при обробці малоперепрілого гною він триває 35-40 днів. У теплу погоду інтенсивність процесів при компостуванні гною зростає, а в холодну – знижується [146].

Вміст нітратів в компості спочатку зростає, що пов'язано із збільшенням кількості нітрифікуючих бактерій, а на останньому етапі компостування пояснюється бурхливим розвитком денітрифікуючих бактерій.

Серед перерахованих факторів впливу на процеси компостування основним, який визначає швидкість розкладу органічної речовини відходів є співвідношення вуглецю і азоту [211].

Оптимальним співвідношенням вуглецю і азоту в компостній масі є величина близька до 30. Тобто для

забезпечення оптимальної швидкості процесу вуглецю потрібно більше, ніж азоту. Але якщо це співвідношення більше, то розкладання органічної речовини гною сповільнюється. Для оптимізації процесу в такому випадку необхідно додавати неорганічні форми азоту [154].

У випадку створення ґрунтово-гноєвих компостів мікроорганізми в якості джерела вуглецю використовують органічні речовини, що сприяє їх бурхливому розвитку, а для синтезу компонентів клітин вони поглинають неорганічний азот із ґрунту. Саме цим можна пояснити вищу швидкість дозрівання гнійно-ґрунтових компостів ніж торфо-гноєвих чи солом'яно-гноєвих. Тобто суміш, яка компостується, містить різні форми азоту. Їх використання мікроорганізми повністю залежить від здатності останніх перетворювати вищевказані сполуки у компоненти бактеріальних клітин – білки, вуглеводи, ліпіди, амінокислоти та інші структурні компоненти та внутрішньоклітинні метаболіти.

Наявність у компості великої кількості азоту в легкодоступній для мікроорганізмів формі сприяє утворенню значної кількості аміаку, що часто збіднює компост на азот. Дотримання співвідношення C:N біля 30 на початку процесу компостування сприятиме збереженню азоту в біомасі. Встановлено, що співвідношення вуглецю до азоту біля 30 забезпечує мінімальні втрати азоту компостом [25].

Вважають, що якщо компостована біомаса містить значну кількість целюлози і лігніну, стійких у відношенні біологічного розкладу, а більша частина азоту знаходиться в доступній формі для мікроорганізмів, то величина співвідношення C:N повинна бути вище 30. На втрати азоту в процесі дозрівання компостованої біомаси впливає активна реакція середовища. Так, по мірі зростання рН компосту більше 7 збільшуються втрати азоту в вигляді аміаку. В кінці компостування рН може досягти значення 8,0-9,0. Запобігти втратам азоту за такого рН можливо

шляхом його перетворення із амонійної форми в нітратну. Оптимальною для збереження азоту в біомасі є її вологість в межах 50-70%. Висока температури біомаси також сприяє виділенню аміаку в атмосферу [237].

Особливий вплив на процес розкладу органічної речовини гною мікроорганізмами за аеробних умов має вологість матеріалу, що компостується. Причому її форми в біомасі гною можуть бути різними. Водяна пара або гігроскопічна волога зв'язана частинками гною, а капілярна волога заповнює дрібні порожнини в компості, вільно переміщуючись по його об'єму. Гравітаційна волога заповнює порожнини біомаси і переміщується під дією сили тяжіння, утворюючи гнойові стоки. Основною вологою компосту є капілярна, яка заповнює весь вільний простір, витісняючи повітря із біомаси. Саме тому висока вологість компосту веде до утворення анаеробних ділянок, здатних до загнивання. В свою чергу низька вологість біомаси негативно впливає на життєдіяльність мікроорганізмів. Оптимальною вологістю для компостної біомаси є 40 - 60% [232].

Вологість гною змінюється залежно від способу його видалення, складу раціону годівлі тварин, а також його попередньої обробки. Використання при компостуванні твердоволокнистих добавок дозволяє підвищити вологість біомаси, що не порушує структури компосту і не перетворює матеріал в надмірно зволожений продукт [124, 229].

Оптимальна вологість сприяє процесу мінералізації органічної речовини компостної біомаси, який відбувається одночасно з синтезом компонентів клітинних мембран і внутрішньоклітинних метаболітів мікроорганізмів.

З цією метою використовуються такі компоненти органічної речовини як жири, білки та вуглеводи, які розкладаються під дією певних груп мікроорганізмів до простих сполук, що служать субстратом для синтезу компонентів мікробної клітини. Важко

розкладаються ліпіди і достатньо легко – білкові сполуки органічної речовини компосту [341].

Сполуки фосфору, сірки і інших елементів за дії ферментних систем бактерій зазнають складних перетворень. Так, сірка із сірковмісних сполук компосту окислюється тіловими бактеріями в сірчану кислоту, а фосфор – гнилісними мікроорганізмами – у фосфорну кислоту, які швидко переходять у важкорозчинні солі кальцію, магнію і заліза [145, 246].

Найбільше в органічній речовині відходів міститься вуглеводів. Це в основному клітковина і залишки крохмалю, які і є головним джерелом енергетичного живлення мікроорганізмів. Найважче піддається розкладу лігнін, який разом із смолами і восками є одним із найстійкіших речовин компосту. Процес мінералізації органічної речовини компосту завершується утворенням гумінових кислот, які являються основною складовою гумусу.

При зниженні вмісту органічних речовин у компості, діяльність бактеріальної флори пригнічується, а активність актиноміцетів зростає. Це сприяє розкладу найстійкіших органічних сполук гумусу. Вищевказані процеси забезпечують повне перетворення органічних речовин компосту, який вважається готовим для використання в якості органічних добрив [299].

Вивчена роль нітрифікуючих бактерій в збереженні родючості ґрунтів. Відомо, що в добре аерованому ґрунті іони  $\text{NH}_4^+$ , що утворюються в процесі мінералізації азотовмісних сполук, швидко окислюються. Перехід цього катіону в аніон  $\text{NO}_3^-$  сприяє підкисленню ґрунту і, таким чином, підвищенню розчинності солей кальцію, магнію та калію, а також фосфорної кислоти. Однак виявилось, що іони амонію здатні затримуватись в ґрунті як і нітрати за рахунок адсорбції на ґрунтових мінеральних сполуках або з'єднання з частинками гумусу. Останнє також сприяє покращенню родючості ґрунту за рахунок



накопичення неорганічних форм азоту. Звідси можна зробити висновок, що нітратна форма азотовмісних сполук у компостах є менш ефективною, ніж аміачна. Цей факт впливає на термін витримування компосту у бурті. Після досягнення біомасою компосту температури 70°C процес біотермічного розкладу ОР можна знизити, а компост вносити в ґрунт. Остаточне розщеплення целюлози та інших важкорозщеплюваних сполук компосту завершується в ґрунті.

З наведеного вище огляду літератури можна зробити висновок, що процес компостування органічних відходів відбувається під дією різних видів мікроорганізмів, а вирішальним фактором їх діяльності є хімічний склад, вологість, величина рН та співвідношення С:N у гнойових компостах.

Посилити процеси розкладу органічної речовини гною вдається шляхом додавання фосфоритного борошна, золи, вапна, які активують діяльність мікроорганізмів компостної біомаси [234].

Однак, не дивлячись на значну кількість досліджень з вивчення процесів перетворення органічної речовини відходів та запропонованих способів їх переробки з використанням біоферментації ефективність їх використання у багатьох випадках низька, що передбачає поглиблення теоретичних аспектів перебігу процесу окислення речовин за ана- та аеробних умов і розробки нових екологічно безпечних біотехнологій переробки відходів.

На сучасних підприємствах з виробництва продукції тваринництва завжди існує небезпека забруднення навколишнього середовища продуктами життєдіяльності тварин. Вище наголошувалось, що значна кількість відходів тваринницьких об'єктів, які використовують інтенсивні технології виробництва продукції, являє собою гнойові стоки, утворені екскрементами тварин і водою (рідкий гній).

Існуючі на сьогодні технологічні підходи та способи переробки рідкого гною тваринницьких підприємств не завжди гарантують дотримання санітарних норм на прилеглих територіях. На основі досліджень хімічного складу, фізико-механічних властивостей та санітарно-гігієнічних показників гнойових стоків тваринницьких підприємств було зроблено висновок, що основним способом їх переробки можуть бути біотехнологічні методи, в тому числі і біологічна очистка за допомогою мікроорганізмів активного мулу.

Найрозповсюдженішим способом біологічної очистки гнойових стоків є їх біоферментація в аеротенках з наступним розділення муло-водяної суміші у відстійнику на осад (активний мул) і стічну воду. Частину активного мулу знову повертають в аеротенк, а надлишок видаляють із системи на мулові майданчики. Однак за такого способу переробки гнойових стоків існує значна кількість факторів, які впливають на ефективність очистки. Головним із них, крім дотримання фізичних параметрів процесу, є оптимізація кількості надлишкового мулу за його рециркуляції для досягнення оптимальних показників очистки.

Існує думка, що концентрація активного мулу в біомасі аеротенка обмежена лише конструктивними особливостями відстійників, а ефективність процесу очистки гнойових стоків пов'язана перш за все із удосконаленням апаратного оформлення. Однак це не дає можливості досягти навіть за максимальної концентрації активного мулу в аеротенку необхідної глибини очистки стоків.

Використання активного мулу для очистки гнойових стоків тваринницьких підприємств має ряд особливостей порівняно з очисткою побутових стоків для яких і розроблена більшість способів очистки, що ґрунтуються на використанні процесів біоферментації.

Тому одним із завдань досліджень було вивчити вплив рециркуляції активного мулу на процес очистки гнойових стоків

у системі аеротенк-відстійник, дати характеристику активного мулу і здійснити гігієнічну оцінку одержаних продуктів.

Як відомо, процес біологічної очистки гнойових стоків відбувається за участю мікроорганізмів активного мулу, які розмножуються на багатоконпонентному субстраті. Оскільки гнойові стоки різних тваринницьких підприємств відрізняються за хімічним складом та властивостями, цілком доречно допустити, що і мікробний склад активного мулу для їх обробки повинен бути специфічним для кожного виду стоків.

Перед тим як перейти до проведення безпосередніх експериментів було встановлено стандартні показники, за якими контролюють перебіг процесу біоферментації стоків.

Для цього було запропоновано розглядати біоценоз активного мулу в системі очистки стоків як монокультуру, що культивується на субстраті, склад якого визначається такими інтегральними показниками забруднень, як ХСК та БСК<sub>5</sub>. Відомо, що більшість процесів очистки гнойових стоків в аеротенках перебігає в режимі, близькому до ідеального змішування. Тому при характеристиці процесу очистки гнойових стоків шляхом біоферментації за допомогою аеротенка було використано модель ідеального змішування.

Згідно теорії безперервного культивування [246, 269], кількість субстрату (забруднень), який використовують мікроорганізми на приріст біомаси, а також на енергетичні потреби, може бути розрахований за наступним рівнянням (формула 9):

$$S_b - S_k = dS = \Delta S_e + \Delta S_n \quad (9)$$

де:  $S_b$ - вихідна концентрація субстрату (забруднень), кг/м<sup>3</sup>;  
 $S_k$ - кінцева концентрація субстрату (забруднень), кг/м<sup>3</sup>;  
 $\Delta S_e$ - використання субстрату (забруднень) мікроорганізмами на енергетичні потреби, кг/м<sup>3</sup>;

$\Delta S_n$ - використання субстрату (забруднень) на приріст біомаси активного мулу, кг/м<sup>3</sup>.

Ввівши у формулу 3.9 показник економічного коефіцієнта росту популяції мікроорганізмів, який визначають за співвідношенням, наведеним у формулі 10, а також показника питомої субстратної активності мікроорганізмів активного мулу (формула 11), рівняння значно спрощується:

$$Y_n = \frac{\Delta S_n}{\Delta X} \quad (10)$$

$$Y_e = \frac{\Delta S_e}{X\tau} \quad (11)$$

де  $Y_n$  – економічний коефіцієнт росту популяції, г субстрату (забруднень)/г біомаси активного мулу;

$\Delta X$  – приріст біомаси активного мулу за час культивування, кг/м<sup>3</sup>;

$X$  – концентрація біомаси активного мулу у ферментері, кг/м<sup>3</sup>;

$\tau$  – час культивування, год;

$Y_e$  – енергетична стала мікроорганізмів активного мулу, год<sup>-1</sup>.

Економічний коефіцієнт  $Y_n$  показує, яка кількість субстрату (забруднень) споживається мікроорганізмами активного мулу на приріст одиниці біомаси. Величина  $Y_e$  характеризує кількість субстрату, спожитого одиницею біомаси активного мулу на енергетичні потреби за одиницю часу. Тобто в аеротенку, який має певний об'єм ( $V$  м<sup>3</sup>), за одиницю часу споживається  $\frac{dS \cdot V}{\tau}$  кг/год субстрату(забруднень) гнойових стоків.

Із загальної кількості субстрату (забруднень) гнойових стоків на приріст біомаси активного мулу використовується тільки його частина, яку розраховують за формулою 12:

$$S_n = \mu X Y_n V, \text{ кг/год} \quad (12)$$

де  $\mu$  – питома швидкість росту популяції, год<sup>-1</sup>; а кількість субстрату, яка використовується на енергетичні потреби мікроорганізмів  $Se$  дорівнює  $X V Y_e$ , кг/год.

Використовуючи формули 3.11 і 3.12, було розраховано концентрацію біомаси активного мулу в аеротенку (формула 13):

$$\frac{\Delta SV}{\tau} = \mu X Y_n \cdot V + X Y_e V \quad (13)$$

Звідки концентрація біомаси активного мулу ( $X$ ) становить (формула 14):

$$X = \frac{\Delta SD}{Y_e + \mu Y_n} \quad (14)$$

де :  $D = \frac{1}{\tau}$  - швидкість розбавлення, год<sup>-1</sup>.

Тобто при очистці гнойових стоків шляхом біоферментації концентрація біомаси активного мулу в аеротенку не може бути довільною, а визначається витратами субстрату (забруднень) і фізіологічними сталими  $Y_n$  і  $Y_e$ , а також питоною швидкістю росту популяції  $\mu$ .

В свою чергу питома швидкість росту мікроорганізмів ( $\mu$ ) залежить від кількості видаленого із системи надлишкового мулу. В такому випадку значення  $\mu$  розраховують за формулою 15:

$$\mu = \frac{F_n X_n}{F_x} D = fD \quad (15)$$

де  $F_x$  - витрати стічної рідини на очистку гнойових стоків, м<sup>3</sup>/год;

$F_n$ - витрати надлишкової муло- водяної суміші, м<sup>3</sup>/год;

$f$  - коефіцієнт рециркуляції біомаси активного мулу.

Підставляючи значення  $\mu$  у формулу 14 знаходимо, що концентрація біомаси активного мулу в аеротенку ( $X$ ) значною мірою залежить і від коефіцієнта його рециркуляції  $\mu$  (формула 16):

$$X = \frac{\Delta SD}{Y_e + fD Y_n}, \quad (16)$$

При повному поверненні (рециркуляції) біомаси активного мулу в аеротенк ( $f=1$ ) формула 16 приймає вигляд формули 17:

$$X = \frac{\Delta SD}{Y_e} = X_{\max} \quad (17)$$

Тобто, концентрація біомаси активного мулу в аеротенку досягає максимуму, і визначається швидкістю використання субстрату  $dS$  і швидкістю розбавлення  $D$ .

Якщо біомаса активного мулу в аеротенк не повертається, то  $f = 0$ , а формула 18 набуде наступного вигляду:

$$X = \frac{\Delta SD}{Y_e + DY_n} = X_{\min} \quad (18)$$

Отже, на основі проведених розрахунків можна зробити висновок, що система очистки гнойових стоків, яка діє за принципом аеротенк – відстійник може ефективно функціонувати за умови, коли концентрація біомаси  $X$  знаходиться в межах  $X_{\max} \geq X \geq X_{\min}$ , а значення цих показників визначаються коефіцієнтом рециркуляції активного мулу.

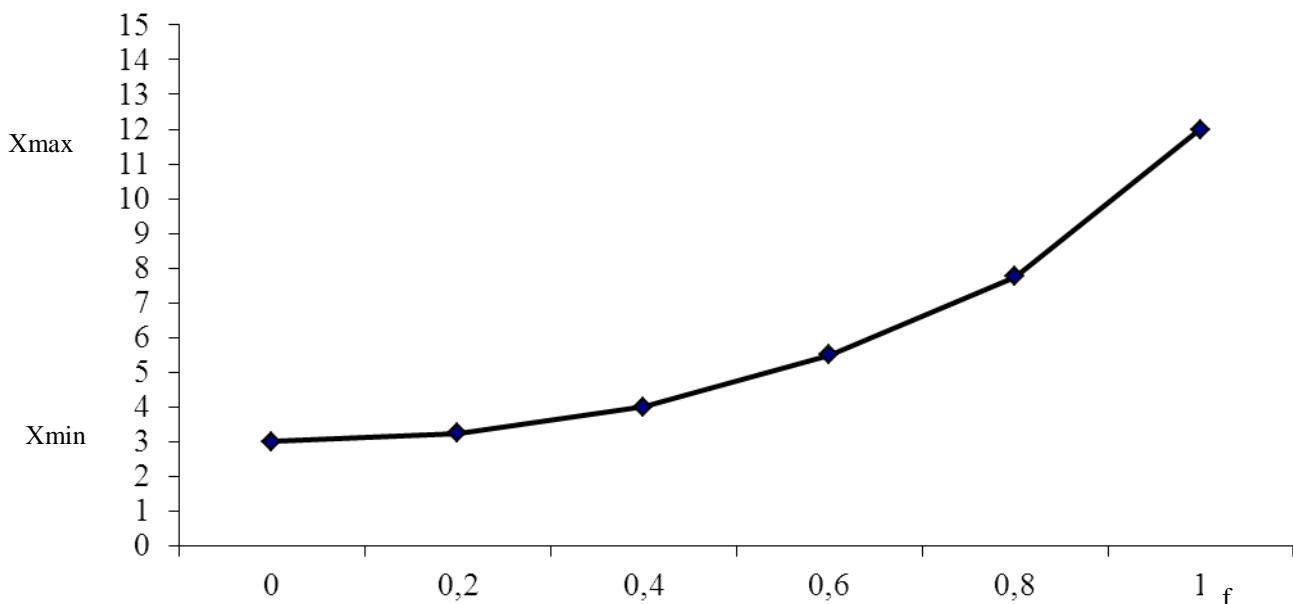


Рис. 9. Залежність концентрації біомаси активного мулу ( $X$ ) від коефіцієнта рециркуляції ( $f$ ).

Графічне зображення залежності концентрацій біомаси активного мулу  $X$  від коефіцієнта його рециркуляції ( $f$ ), побудоване в умовних одиницях за рівнянням (16), дало можливість одержати відповідь на цілу низку практичних питань (див. рис. 9).

Використовуючи результати аналізу процесу біоферментації стічних вод за різних режимів, була розрахована питома швидкість росту популяції ( $\mu$ ), глибина вилучення забруднень ( $E$ ), питома швидкість вилучення забруднень ( $\rho$ ) та фізіологічні сталі біоценозу активного мулу – коефіцієнти  $Y_n$  і  $Y_e$  (табл. 32).

Встановлено, що глибина вилучення забруднень ( $E$ ) гнойових стоків розрахована за ХСК, як відношення різниці вихідної і кінцевої концентрації забруднень гнойових стоків до їх вихідного значення, коливається за різних значень від 0,57 до 0,88, що в середньому складає 0,73. Причому підвищення вмісту ОР (забруднень) в біомасі за ХСК на 33% супроводжується збільшенням питомої швидкості вилучення забруднень в 3,4 раза, а за БСК<sub>5</sub> – відповідно на 37,7% і в 4,8 раза. Одержані дані знаходяться у відповідності із підвищенням питомої швидкості росту мікроорганізмів у 8,2 раза. Тобто, на основі проведених досліджень, слід зробити висновок, що питома швидкість росту біомаси активного мулу знаходиться у прямій залежності від концентрації ОР (забруднень) у гнойових стоках. Причому із збільшенням концентрації забруднень та питомої швидкості росту популяції зростає біомаса активного мулу.

Одержані результати свідчать про адекватність запропонованої моделі, що підтверджено розрахунком ряду параметрів процесу очистки гнойових стоків шляхом ферментації.

На рис. 10 наведено залежність концентрації активного мулу  $X(D)$  і економічного коефіцієнта  $Y$  від швидкості розбавлення при  $D = \mu$ .

**Показники процесу біоферментації гнойових стоків за  
різної концентрації забруднень (ОР)**

№ п/п	Глибина вилучення забруднень ( $E = \frac{S_e - S_k}{S_e}$ )		Питома швидкість вилучення забруднень ( $\rho = \frac{\Delta S \times D}{X}$ ), мг/г.год. <sup>-1</sup>		Питома швидкість росту популяції $\mu$ , год. <sup>-1</sup>
	ХСК	БСК <sub>5</sub>	ХСК	БСК <sub>5</sub>	
1	0,67	0,69	17,9	-	22
2	0,57	0,66	15,4	11,1	43
3	0,78	0,77	25,5	-	62
4	0,73	0,98	23,8	23,0	51
5	0,69	0,86	36,4	25,7	61
6	0,80	0,92	34,0	27,3	83
7	0,75	0,95	40,3	-	113
8	0,69	0,90	47,6	46,3	114
9	0,77	0,90	61,0	53,6	180
10	0,88	0,95	-	-	-
Ye	10,72	13,74	-	-	-
Yn	28,36	19,22	-	-	-

Співпадіння одержаних експериментально значень свідчить про справедливість розрахунку щодо характеристики біоценозу активного мулу, який слід розглядати як монокультуру мікроорганізмів, а також вірогідності отриманих значень його фізіологічних сталих. Ті ж висновки можна зробити і при аналізі рис. 10, де на вісі ординат відкладені значення економічного коефіцієнта, який розраховують як відношення кількості надлишкового мулу до одиниці вилученого субстрату за формулою 19:

$$Y^{X/S} = \frac{X}{\Delta s} = \frac{D}{Ye + DYn} \quad (19)$$



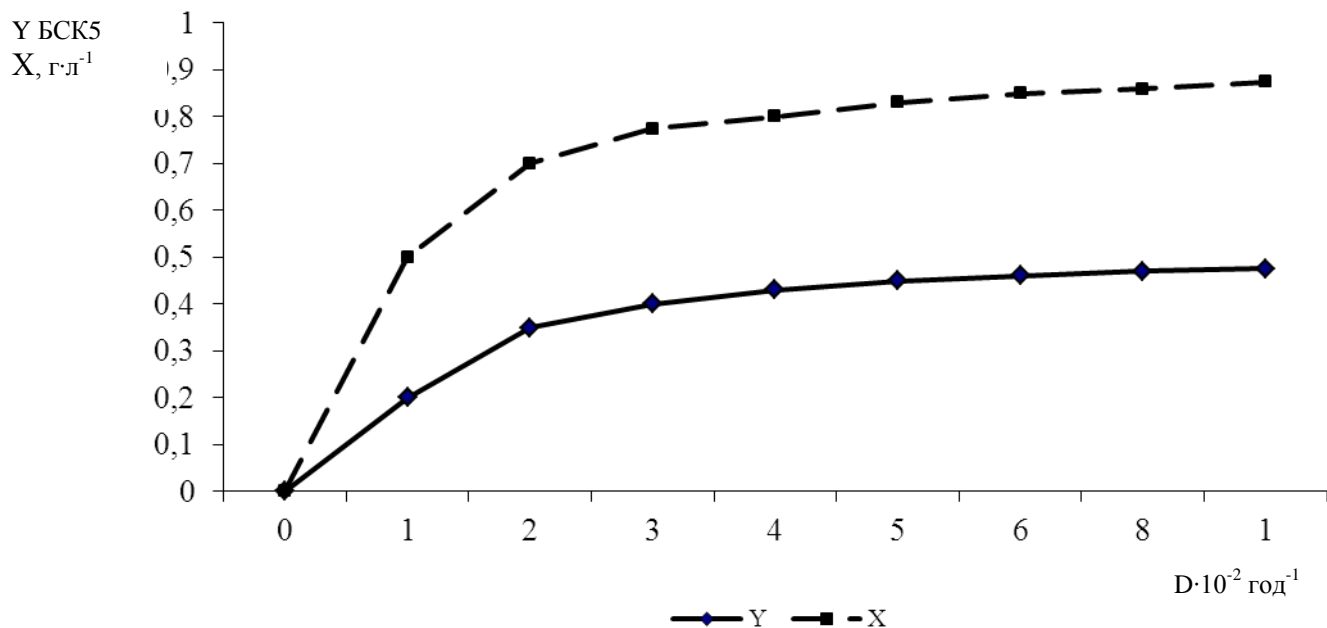


Рис. 10. Залежність концентрації біомаси активного мулу в аеротенку (X) і економічного коефіцієнта росту популяції (Y) від швидкості розбавлення (D).

Значення кривої, побудованої на основі розрахунків, співпадають з експериментальними даними, одержаними в досліді. Так, встановлено, що питома субстратна активність мікроорганізмів ( $Y^{X/S}$ ) залежить від коефіцієнта рециркуляції біомаси активного мулу ( $f$ ) (формула 20):

$$Y^{X/S} = \frac{fD}{Ye + fDYn} \quad (20)$$

Залежність 3.20 має той же вигляд, що і 3.19. При  $f > 0$ , тобто із збільшенням кількості рециркуляційного мулу (зменшенням його відбору із системи) значення  $Y^x$  знижується і прямує до 0. У цьому випадку субстрат (забруднення) рідких стоків споживається мікроорганізмами активного мулу тільки на енергетичні потреби.

Аналізі отриманих результатів на предмет оптимізації процесу біоферментації вказав на важливу, на наш погляд, закономірність. Виявлено, що глибина вилучення забруднень ( $E$ ), розрахована за  $XCK$  і  $БСК_5$ , коливається в межах  $E_{XCK} = 0,74$  і

$E_{БСК5} = 0,85$  і не залежить від величини розбавлення ( $D$ ) або коефіцієнта рециркуляції біомаси активного мулу ( $f$ ).

Незначні відхилення значень глибини вилучення забруднень ( $E$ ) можна пояснити об'єктивними помилками при проведенні експериментів. Крім того, за всіх значень концентрації біомаси активного мулу ( $X$ ) глибина вилучення забруднень ( $E$ ) залишається незмінною. Отже, питання щодо концентрації біомаси активного мулу в аеротенку не є принциповим, оскільки від цього показника залежить лише співвідношення кількості субстрату ( $dS_n$ ), який використовується на приріст біомаси, та кількості субстрату ( $dS_e$ ), що іде на енергетичні потреби. Сума ж цих величин завжди залишається постійною за стабільного значення вихідної концентрації субстрату у гнойових стоках ( $S_b$ ), що надходять на очистку.

Спроби визначення залежності показників очистки (глибини та питомої швидкості вилучення забруднень) від навантаження на активний мул, яке визначається як відношення концентрації забруднень у вихідних стоках ( $S_b$ ) до концентрації активного мулу ( $X$ ) і часу культивування ( $\tau$ ), виявились менш інформативними.

Виходячи з цього, слід наголосити, що пошук таких залежностей у випадку очистки гнойових стоків тваринницьких об'єктів шляхом біоферментації не доцільний, оскільки вони не відображають реальних фізіологічних закономірностей процесу. Розглядаючи процес очистки гнойових стоків як систему, в якій вихідні параметри постійно змінюються у зв'язку зі зміною складу та властивостей відходів, слід зазначити, що питома швидкість вилучення забруднень ( $\rho$ ) не є функцією так званого навантаження на активний мул, а залежить від питомої швидкості росту біомаси ( $\mu$ ), і в кінцевому підсумку – від коефіцієнта рециркуляції ( $f$ ). Максимальні значення показник  $\rho$  буде мати у випадку відсутності рециркуляції біомаси активного мулу в аеротенк, тобто при  $\mu=D$ .

Розглядаючи процес культивування мікроорганізмів активного мулу за швидкості розбавлення, яка перевищує максимальну питому швидкість росту популяції, слід зауважити, що в цьому випадку швидкість розбавлення ( $D$ ) буде більша за питому швидкість росту мікроорганізмів ( $\mu_{max}$ ).

Виходячи з даних умов біоферментації рідкого гною, концентрацію активного мулу в аеротенку ( $X$ ) доцільно розраховувати за формулою 21:

$$X = \frac{dSD}{Ye + \frac{f-1}{f_{min}-1}} \mu_{max} + \frac{dS(D-\mu_{max})}{Ye} \quad (21),$$

де  $f_{min} = \frac{D-\mu_{max}}{D}$ , мінімальний коефіцієнт рециркуляції біомаси активного мулу.

За умов, коли  $f \leq f_{min}$  спостерігатиметься вимивання біомаси активного мулу із аеротенка, оскільки її винос не буде покриватися за рахунок приросту і рециркуляції.

Концентрація активного мулу в аеротенку буде сталою за умови  $f > f_{min}$ . Другий член суми в формулі 3.21 показує, наскільки повинна підвищитись концентрація біомаси активного мулу в аеротенку для забезпечення величини  $dS$  за рахунок збільшення споживання субстрату (забруднень) на енергетичні потреби.

Експериментальна перевірка теоретичних викладок знайшла повне підтвердження в дослідях на діючих установках з очистки гнойових стоків свиногокомплексу.

Вище наголошувалось, що в основі розроблених систем біологічної очистки гнойових стоків є здатність мікроорганізмів (у переважній більшості змішаних популяцій) для свого росту і розмноження використовувати в якості субстратів і джерел енергії компоненти забруднень: органічні та мінеральні сполуки.

Основними технологічними питаннями, які характеризують процес біологічної очистки гнойових стоків, відносять витрати

кисню, вихід біомаси надлишкового мулу та швидкість перебігу процесу. Значні затрати енергії для забезпечення процесу очистки гнойових стоків киснем і висока вартість утилізації надлишкової біомаси активного мулу роблять дослідження з вивчення впливу технологічних параметрів на ефективність їх очистки надзвичайно актуальними.

За перебігу процесу біологічної очистки гнойових стоків, як показують існуючі розрахунки, не завжди звертають увагу на зв'язок приросту біомаси активного мулу з витратами кисню, швидкістю розбавлення і ступенем її рециркуляції. Розрахунок емпіричних коефіцієнтів, які не враховують вищевказаних параметрів, не може дати повної характеристики процесу очистки. Крім того в деяких з них економічний коефіцієнт приросту біомаси активного мулу приймається за величину постійну і не завжди враховуються фізіолого-біологічні особливості розвитку мікробних асоціацій активного мулу.

У зв'язку з цим метою даного етапу досліджень було вивчити процеси використання ОР забруднень гнойових стоків свинокомплексу мікроорганізмами активного мулу за різних умов культивування та встановити взаємозв'язок технологічних параметрів очистки з балансом речовин і енергії. Важливим було також обґрунтувати застосування отриманих результатів для розрахунку параметрів роботи систем біологічної очистки гнойових стоків тваринницьких підприємств.

Дослідження технологічних параметрів процесу очистки, балансу речовин і енергії, фізіологічних констант мікробних асоціацій гнойових стоків свинарських підприємств, на лабораторному устаткуванні, що моделює блок першого ступеня біологічної очистки, вказала на доцільність вибраного наукового напрямку (табл. 33).

При цьому слід зазначити, що у дослідах без рециркуляції біомаси активного мулу в систему питому швидкість росту популяції активного мулу змінювали в межах  $0,16-0,02 \text{ год}^{-1}$ , а

коефіцієнт рециркуляції останньої в дослідах з рециркуляцією змінювали в діапазоні 0,35–1,0.

Таблиця 33

**Санітарно-гігієнічні показники гнойових стоків свинарських підприємств, г/л,  $M \pm m$ , n = 3**

Показник	Концентрація
ХСК, г O <sub>2</sub> /л	3,36±0,72
БСК <sub>5</sub> , гO <sub>2</sub> /л	2,33±0,55
Азот загальний	0,82±0,16
Азот амонійний	0,72±0,13
Фосфор загальний	0,10±0,03
Вуглець загальний	0,83±0,02
pH	7,10±0,20
Eh, mV	-150±50

Дослідженнями виявлено значну забрудненість гнойових стоків свиногокомплексу як органічними, так і неорганічними речовинами, що підтверджує висновок про доцільності використання для їх очистки біологічних способів, заснованих на процесах біоферментації ОР мікроорганізмами активного мулу в аеротенках-змішувачах. Стан системи через 2 доби після запуску процесу біоферментації був стабільним, про що свідчать pH, Eh PO<sub>2</sub> і вміст забруднень в очищеній воді за показниками: ХСК, БСК<sub>5</sub>, NH<sup>+</sup>, PO<sup>3-</sup>.

Для повної характеристики процесу біоферментації і досягнення максимальної ефективності очистки гнойових стоків необхідно враховувати ряд показників, які розраховують на основі експериментальних даних.

З цією метою визначали стехіометричні коефіцієнти за лінійною апроксимацією результатів експериментальних досліджень методом найменших квадратів. Це показало

доцільність використання раніше встановлених закономірностей для опису кінетики росту популяції мікроорганізмів активного мулу в процесі очистки гнойових стоків [246] (формула 22).

$$\frac{dx}{dt} = \varepsilon x - \beta x^2, \quad (22)$$

де  $x$  – концентрація біомаси активного мулу, г/м<sup>3</sup>;  
 $\varepsilon$  – коефіцієнт максимальної швидкості росту популяції;  
 $\beta$  – коефіцієнт гальмування росту популяції.

Для умов періодичного режиму процесу біоферментації гнойових стоків рішення рівняння 3.22 має вигляд 3.23 [141]. Концентрацію біомаси активного мулу в аеротенку доцільно розраховувати за формулою 23:

$$x = \frac{\varepsilon x_0}{\varepsilon \exp(-\varepsilon t) + \beta x_0 (1 - \exp(-\varepsilon t))} \quad (23)$$

Дана формула описує не тільки кінетику росту популяції активного мулу, але і враховує гальмування процесу біоферментації метаболітами – продуктами життєдіяльності мікроорганізмів.

Вплив останнього фактора враховується значенням коефіцієнта  $\beta$ , а коефіцієнт  $\varepsilon$  визначає максимальну питому швидкість росту популяції ( $\mu_{max}$ ) за відсутності гальмуючих факторів росту мікроорганізмів на початковій стадії процесу біоферментації.

Дану формулу можна спростити за умови, що  $t \rightarrow \infty$ . В такому випадку отримаємо формулу 24:

$$x_{\infty} = \frac{\varepsilon}{\beta} \quad (24)$$

Враховуючи значення  $x_{\infty}$  та підставивши його у вищенаведене рівняння, знаходимо значення  $\varepsilon$  і  $\beta$  (формули 25 та 26):

$$\varepsilon = \frac{\mu}{1 - \frac{\varepsilon}{\chi_{\infty}}} = const \quad (25)$$

$$\beta = \frac{\varepsilon}{\chi_{\infty}}. \quad (26)$$

Споживання елементів субстрату мікроорганізмами в процесі очистки стоків на забезпечення енергетичних потреб і на приріст біомаси доцільно розраховувати за формулою 27:

$$\frac{1}{Y} = \frac{1}{Y_n} + \frac{Y}{\mu}, \quad (27)$$

Рівняння 3.27 може бути перетворено до вигляду 28:

$$\frac{ds}{dt} \cdot \frac{1}{x} = \frac{1}{Y} \mu + m, \quad (28)$$

де  $s$  – концентрація субстрату, г/м<sup>3</sup>.

Дане рівняння справедливо і для нестационарного процесу очистки гнойових стоків мікроорганізмами активного мулу, оскільки відображає взаємозв'язок енергетичних і пластичних шляхів споживання субстрату (забруднень).

Шляхом аналітичної обробки експериментальних даних щодо росту біомаси і значень концентрації субстрату за умов періодичного режиму культивування було розраховано величину  $\frac{ds}{dt} \cdot \frac{1}{x}$ , яка характеризує питому швидкість споживання субстрату ( $\rho$ ), і питому швидкість росту популяції ( $\mu$ ).

Одержані результати досліджень, а також показники процесу біоферментації гнойових стоків за періодичного режиму культивування асоціації мікроорганізмів активного мулу розраховані за різних інтервалів, дали можливість встановити наступні фізіологічні константи для БСК<sub>5</sub> і кисню.

Так, значення істинного економічного коефіцієнта  $Y_n$  становить 0,63; коефіцієнта витрат субстрату (забруднень) стоків  $Y_e = 0,066 \text{ год}^{-1}$ ; істинний економічний коефіцієнт росту  $Y_n^{O_2} = 0,97$ ; а коефіцієнт витрат субстрату на процеси життєдіяльності мікроорганізмів  $Y_e^{O_2} = 0,08 \text{ год}^{-1}$ , а використовуючи рівняння (25) розраховано значення коефіцієнта  $\varepsilon_i$ .

Оскільки стан популяції мікроорганізмів за нестационарних умов процесу біоферментації постійно змінюється, що характерно для змішаного біоценозу, то з наростанням дефіциту субстрату зростає активність процесів гідролізу ОР стоків, що викликає зміну домінуючих видів мікроорганізмів. Показано, що за періодичного режиму перебігу процесу біоферментації гнойових стоків система змішана популяція мікроорганізмів–складний субстрат не адаптована, однак максимальна швидкість перетворення субстрату і активність мікрофлори відповідають стаціонарним умовам системи. Це підтверджує правомірність і надійність вибраного підходу до визначення кінетичних і стехіометричних констант за результатами експериментальних досліджень в умовах періодичного режиму перебігу процесу біоферментації.

Отже, з одержаних даних витікає, що співвідношення витрат субстрату залежить від фізіологічної активності мікроорганізмів, яка в свою чергу визначається умовами культивування, відношенням спожитого субстрату до приросту біомаси активного мулу і залежить від технологічних параметрів процесу.

За таких умов економічний коефіцієнт росту популяції залежить від швидкості розбавлення біомаси і описується рівнянням 29:

$$Y_{x/s} = \frac{D}{Y_e + D/Y_n} \quad , \quad (29)$$

де  $Y_{x/s}$  - економічний коефіцієнт, г біомаси  $\cdot$  г<sup>-1</sup> субстрату;  
 $Y_e$  – константа енергетичного обміну, г субстрату  $\cdot$  г<sup>-1</sup> біомаси  $\cdot$  год.<sup>-1</sup>;

$D$  – швидкість розбавлення, год.<sup>-1</sup>;

$Y_n$  – істинний економічний коефіцієнт, г біомаси  $\cdot$  г<sup>-1</sup> субстрату.

Розрахунок основних параметрів процесу біоферментації в аеротенку-змішувачі без рециркуляції біомаси краще проводити за рівнянням (30), що дає можливість отримати аналітичну



залежність концентрації біомаси від швидкості її розбавлення і споживання субстрату мікроорганізмами:

$$\chi = \frac{\Delta S \cdot D}{Y_e + D/Y_n}, \quad (30)$$

де  $\Delta S$  - різниця вихідної і кінцевої концентрацій субстрату, г · л<sup>-1</sup>.

Наведений теоретичний аналіз процесу біологічної очистки гнойових стоків за умов рециркуляції біомаси активного мулу із відстійника в аеротенк показав, що найоптимальнішими для розрахунку параметрів процесу є залежності 31 – 34:

$$Y_{x/s} = \frac{f \cdot D}{Y_e + D/Y_n}; \quad (31)$$

$$\Delta \chi = \frac{\Delta S \cdot D}{Y_e + D/Y_n}; \quad (32)$$

$$f = \frac{F_H \cdot \Delta \chi_H}{F \Delta \chi}; \quad (33)$$

$$\mu = f \cdot D, \quad (34)$$

де  $f$  – коефіцієнт рециркуляції біомаси активного мулу;

$\Delta \chi$  - концентрація біомаси в аеротенку, г · л<sup>-1</sup>;

$F$  - витрати гнойових стоків на вході в аеротенк, л · год.<sup>-1</sup>;

$F_H$  - витрати надлишкової муло-водяної суміші, л · год.<sup>-1</sup>;

$\Delta \chi_H$  - концентрація біомаси в надлишковій муло-водяній суміші, г · л<sup>-1</sup>;

$\mu$  - питома швидкість росту популяції мікроорганізмів, год<sup>-1</sup>.

Розрахунок концентрації біомаси активного мулу в аеротенку за рециркуляції активного мулу проводять за рівнянням 32. Параметром рециркуляції (повернення, затримки) біомаси активного мулу в системі є коефіцієнт її рециркуляції ( $f$ ). Без рециркуляції активного мулу в системі  $f=1$ ;  $\mu = D$ , а концентрація біомаси залежить тільки від швидкості розбавлення ( $D$ ) і кількості спожитого субстрату (забруднень) ( $\Delta S$ ). Якщо ж

система функціонує з повним поверненням біомаси активного мулу за  $F_H \cdot \chi_H = 0, f=0$ , то залежність (32) приймає вигляд (35):

$$\chi = \frac{\Delta S \cdot D}{Y_e} \quad (35)$$

В цьому випадку концентрація біомаси активного мулу в аеротинку не збільшується безмежно, а приймає конкретне значення, яке залежить від енергетичної сталої біоценозу. Тобто вся кількість субстрату (ОР забруднень) використовується на підтримку життєдіяльності мікроорганізмів. Коли  $f=0$ , значення  $\chi$  максимальне, а при  $f=1$  цей показник мінімальний.

Результати експериментальних досліджень процесу культивування мікроорганізмів активного мулу на стічній воді свинокомплексу показали, що система активний мул-стічна вода в проточному аеротенку-змішувачі за параметрами відповідає співвідношенню (32).

Встановлено, що за швидкості розбавлення біомаси  $0,01-0,1 \text{ год}^{-1}$  ефективність вилучення субстрату (забруднень), які визначаються такими інтегральними показниками як БСК<sub>5</sub> і ХСК, є величиною постійною і складає для БСК<sub>5</sub>  $0,95$ , а для ХСК –  $0,83-0,85$  без лімітації стічних вод по азоту. Збільшення швидкості розбавлення веде до зниження ефективності очищення гнойових стоків у зв'язку з тим, що проявляється вплив розподілу часу перебування елементів потоку в аеротенку-змішувачі на концентрацію субстрату на виході.

На рис. 11 показано співвідношення вуглецю і азоту в продуктах очистки стічної води. Його розрахунки здійснені на основі результатів досліджень очистки гнойових стоків в аеротенку-змішувачі без рециркуляції біомаси активного мулу. Це дозволяє вказати на зміну співвідношення компонентів субстрату як функції одного аргументу від швидкості розбавлення стічної води. Аналіз кривих вказує на перерозподіл кількостей вуглецю і азоту в процесі очистки залежно від швидкості розбавлення рідини ( $\mu = D$ ).

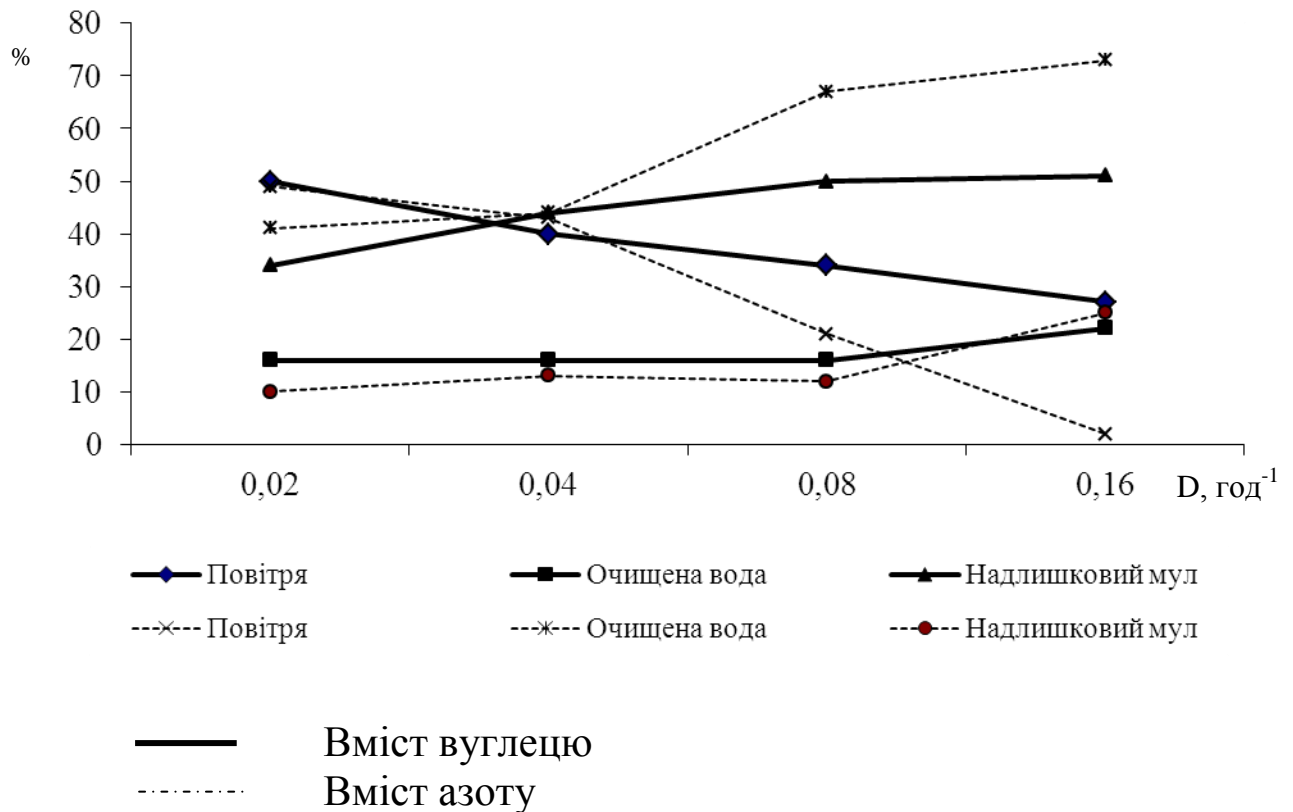


Рис. 11. Співвідношення вуглецю і азоту в стічних водах (% від їх вмісту у вихідних стоках) за різних швидкостей розбавлення біомаси.

Рециркуляція біомаси активного мулу в систему за цих умов не впливає на їх баланс. Так, зі зменшенням швидкості розбавлення біомаси частка вуглецю, яка видаляється із системи з газоподібними продуктами, зростає, але знижуються його витрати з надлишковим мулом. Втрати азоту в процесі очистки гнойових стоків з газоподібними продуктами також збільшуються при зменшенні швидкості розбавлення біомаси, а його кількість в очищеній рідині знижується.

Визначення середнього діаметру пластівців активного мулу ( $d$ ) при вивченні його залежності від швидкості росту ( $\mu$ ), показало, що ця величина знижується при збільшенні останнього незалежно від режиму рециркуляції біомаси активного мулу. Найменшу вологість осад біомаси активного мулу має з розміром пластівців 50–70 мкм, що відповідає  $\mu = 0,01-0,04$  год.<sup>-1</sup>.

На основі одержаних експериментальних даних було розраховано ряд коефіцієнтів витрат компонентів субстрату (забруднень) за ХСК, БСК<sub>5</sub>, вмістом загального вуглецю, азоту, та розчиненого кисню (табл. 34).

Таблиця 34

**Коефіцієнти витрат компонентів субстрату гнойових стоків за проточного режиму біоферментації**

Коефіцієнт	Показник				
	ХСК	БСК <sub>5</sub>	вуглець загальний	азот загальний	кисень
$Y_n$ , г біомаси/г субстрату	0,35	0,52	1,4	5,0	1,11
$Y_e$ , г біомаси/год <sup>-1</sup>	0,011	0,014	0,0027	0,0066	0,095

Наведені в табл. 34 дані щодо коефіцієнтів витрат компонентів субстрату гнойових стоків за проточного режиму процесу очистки гнойових стоків збігаються зі значеннями аналогічних коефіцієнтів, розрахованих за відповідними рівняннями і показниками процесу біоферментації за періодичного режиму.

Кисень необхідний в процесі біологічної очистки гнойових стоків за аеробних умов також розглядається як важливий субстрат, тому концентрація біомаси активного мулу в аеротенку може бути розрахована виходячи із споживання кисню за формулою 36:

$$\chi = \frac{\Delta S \cdot D}{Y_e^{O_2} + \mu / Y_n^{O_2}} \quad (36)$$

де індексом  $O_2$  позначені фізіологічні коефіцієнти біомаси за киснем.

Питомі витрати кисню  $P^{O_2}$  на перетворення одиниці субстрату (забруднень) гнойових стоків доцільно визначати за співвідношенням 3.37:

$$P^{O_2} = \frac{Ye^{O_2} + f \cdot D / Y_n^O}{Ye + f \cdot D / Y_n} \quad (37)$$

Аналіз цього співвідношення показує, що питомі витрати кисню ( $P^{O_2}$ ), як інтегрального показника при розрахунках системи аерації біомаси, залежать від часу ( $\tau$ ) перебування рідини в аеротенку за умов, що  $\tau = D^{-1}$ . При зростанні  $\tau \rightarrow 0^+$ , ( $P^{O_2}$ ) прагне до максимального значення. Якщо швидкість розбавлення біомаси  $D \rightarrow \infty$  (збільшується), то  $P^{O_2}$  знижується до мінімальних значень. Такий же характер змін питомих витрат кисню ( $P^{O_2}$ ) спостерігається за різних значень коефіцієнта рециркуляції активного мулу ( $f$ ). При зменшенні відбору біомаси активного мулу в системі питомі витрати кисню зростають, оскільки в цьому випадку більша кількість забруднень окислюється до газоподібних сполук, а не виводиться з системи у вигляді біомаси з надлишковим мулом.

На основі одержаних даних (див табл. 31), розрахована залежність питомих витрат кисню від коефіцієнта рециркуляції біомаси активного мулу (рис. 12).

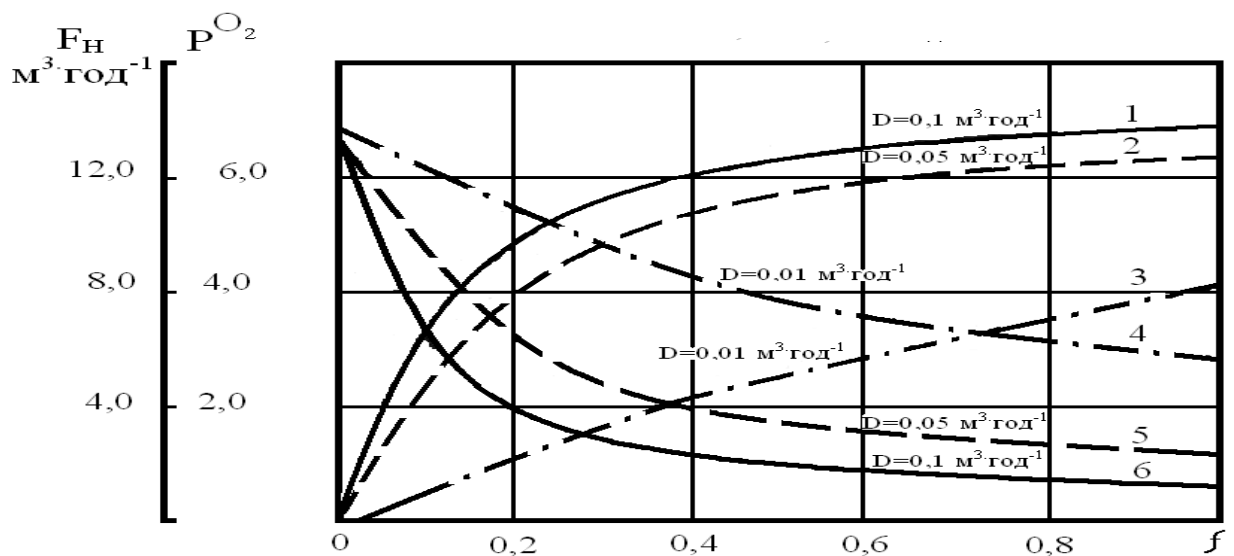


Рис. 12. Залежність витрат надлишкового мулу (1, 2, 3) і питомих витрат кисню (4; 5; 6) від коефіцієнта рециркуляції

активного мулу ( $F_H=12,5 \text{ м}^3 \cdot \text{год}^{-1}$ ;  $\check{S}=2,26 \text{ кг О}_2 \cdot \text{м}^3$  за БСК<sub>5</sub>;  $x=10 \text{ кг} \cdot \text{м}^3$ ).

Наведені криві вказують на залежність витрат надлишкового мулу та питомих витрат кисню при біологічній очистці гнойових стоків від коефіцієнта рециркуляції біомаси активного мулу, яку розраховану за рівнянням 38:

$$F_H = \Delta\chi \frac{f \cdot F}{\Delta\chi_H}. \quad (38)$$

Порівнюючи експериментальні дані, які характеризують концентрацію біомаси активного мулу і питомі витрати кисню, одержані у дослідах з його рециркуляцією, необхідно зазначити, що вони співпадають з розрахунковими значеннями (табл. 35).

Таблиця 35

**Коефіцієнти біоферментації за різних параметрів процесу очистки гнойових стоків**

Параметр	Концентрація активного мулу ( $x$ ), $\text{г} \cdot \text{л}^{-1}$ ;	
	експеримент	розрахунок
$\mu = D = 0,02 \text{ год.}^{-1}$ $D = 0,02 \text{ год.}^{-1}$ $f = 1$	1,11 0,98 1,34	1,08
$\mu = D = 0,08 \text{ год.}^{-1}$ $D = 0,08 \text{ год.}^{-1}$ $f = 1$	0,81 0,47	0,88
$\mu = 0,014 \text{ год.}^{-1}$ $D = 0,02 \text{ год.}^{-1}$ $f = 0,35$	2,06	1,97
$\mu = 0,062 \text{ год.}^{-1}$ $D = 0,08 \text{ год.}^{-1}$ $f = 0,77$	1,91	1,82

Співпадіння експериментальних і розрахункових даних підтверджує справедливість рівнянь для опису процесу очистки гнойових стоків у системі аеротенк-відстійник за періодичного режиму і аеротенк-відстійник з рециркуляцією активного мулу за проточних умов.

Таким чином, приріст біомаси активного мулу та споживання кисню мікроорганізмами в системах біологічної очистки стічних вод залежить від часу перебування рідини в аеротенку і коефіцієнта рециркуляції біомаси. При швидкостях розбавлення 0,01-0,1 год.<sup>-1</sup> ефективність вилучення компонентів субстрату є величиною постійною і складає 85–95% для ХСК і БСК<sub>5</sub> відповідно за умов нелімітації стічних вод по азоту. Розмір пластівців активного мулу знижується при збільшенні питомої швидкості росту популяції ( $\mu$ ) незалежно від коефіцієнта рециркуляції ( $f$ ). Найменшу вологість осад біомаси має при розмірі пластівців 50 – 70 мкм, що відповідає  $\mu = 0,01-0,04$  год.<sup>-1</sup>.

Отримані результати дозволяють не тільки проводити аналіз ефективності роботи діючих систем очистки гнойових стоків, оптимізувати гігієнічні показники утворених продуктів, але і виконувати розрахунки при проектуванні споруд біологічної очистки відходів.

Одним із перспективних напрямків досліджень у цьому плані є вивчення взаємозв'язку гідродинамічних режимів потоку муло-водяної суміші в аеротенку з її седиментаційними характеристиками та їх вплив на ефективність процесу очистки гнойових стоків. Показано, що збільшення часу аерації гнойових стоків до 9 годин та концентрації біомаси активного мулу в аеротенку-змішувачі з 0,30 до 2,18 г/л сприяє значному зниженню вмісту субстрату (забруднень), про що свідчить зниження БСК<sub>5</sub> за відповідний період досліджень в 14,9 раза (табл. 36). Причому за перші 3 доби цей показник процесу очистки знизився тільки на 36,5%, а через 6 годин – у 5,9 раза, а з 6 до 9 години біоферментації змінювався значно меншою мірою.

Відповідно до зміни концентрації забруднень (субстрату) знаходяться і швидкість споживання кисню та субстрату мікроорганізмами активного мулу (див. табл. 30).

Так, швидкість споживання кисню асоціацією мікроорганізмів активного мулу при очистці гнойових стоків зростала через 1,5 год. з початку процесу на 44%, через 2,5 години – на 33% і через 3,5 години – на 25% порівняно з вихідними значеннями. Через 7,5 години його значення знизилося на 68,3% порівняно з найвищим рівнем.

Подібні за характером зміни зареєстровано і щодо швидкості споживання субстрату (забруднень) мікроорганізмами активного мулу (біомаси). Впродовж перших 3,5 години перебігу процесу очистки гнойових стоків швидкість споживання субстрату мікроорганізмами активного мулу збільшувалась більш ніж у 2,1 раза, потім протягом наступної години практично не змінювалась і знизилась через 7,5 години у 3,6 раза порівняно із найвищим значенням цього показника (див. табл. 36).



Таблиця 36

Динаміка показників процесу очистки гнойових стоків за періодичного режиму біоферментації,

 $M \pm m, n = 3$ 

Час аерації ( $\tau$ ), год.	Концентрація біомаси активного мулу ( $x_i$ ), г/л	Концентрація субстрату за БСК <sub>5</sub> , г O <sub>2</sub> /л	Швидкість споживання кисню, $\frac{dS_i O_2}{d\tau_i}$ , г/л·год <sup>-1</sup>	Швидкість споживання субстрату, $\frac{dS_i \text{ БСК}_5}{d\tau_i}$ , г·л <sup>-1</sup> ·с <sup>-1</sup>	Питома швидкість споживання кисню, $\frac{dS}{O_2}$ , $d x \cdot \text{год}^{-1}$	Питома швидкість споживання субстрату, $\frac{dS \text{ БСК}_5}{x \cdot \text{год}^{-1}}$	Питома швидкість росту популяції, $\mu$ , год <sup>-1</sup>	$\xi$ , год <sup>-1</sup> $\xi = \mu_{\max}$
1	2	3	4	5	6	7	8	9
0,0	0,30±0,02	4,16±0,05	-	-	-	-	-	-
0,5	0,38±0,01	-	0,25±0,01	0,38±0,07	0,65±0,01	0,95±0,02	0,55±0,03	0,67±0,01
1,0	0,51±0,04	3,78±0,13	-	-	-	-	-	-
1,5	0,64±0,02	-	0,36±0,04	0,54±0,01	0,57±0,04	0,84±0,02	0,47±0,01	0,67±0,01
2,0	0,86±0,06	3,24±0,09	-	-	-	-	-	-
2,5	1,01±0,01	-	0,48±0,01	0,60±0,07	0,04±0,01	0,59±0,01	0,39±0,03	0,72±0,03
3,0	1,20±0,04	2,64±0,22	-	-	-	-	-	-
3,5	1,39±0,05	-	0,60±0,05	0,80±0,01	0,43±0,02	0,57±0,01	0,32±0,01	0,89±0,02
4,0	1,54±0,07	1,84±0,18	-	-	-	-	-	-
4,5	1,70±0,03	-	0,44±0,03	0,75±0,02	0,26±0,03	0,44±0,06	0,18±0,06	0,83±0,01
5,0	1,84±0,03	1,09±0,10	-	-	-	-	-	-
5,5	1,92±0,02	-	0,34±0,02	0,38±0,05	0,18±0,01	0,19±0,03	0,08±0,12	0,75±0,03

Продовж. табл. 36

1	2	3	4	5	6	7	8	9
6,0	2,00±0,01	0,71±0,11	-	-	-	-	-	-
6,5	2,05±0,02	-	0,27±0,01	0,25±0,02	0,13±0,01	0,12±0,01	0,04±0,01	0,86±0,02
7,0	2,10±0,01	0,46±0,05	-	-	-	-	-	-
7,5	2,15±0,02	-	0,19±0,02	0,22±0,01	0,11±0,01	0,10±0,01	0,04±0,01	0,86±0,02
8,0	2,18±0,03	0,26±0,01	-	-	-	-	-	-
8,5	2,18±0,02	0,24±0,02	-	-	-	-	-	-
9,0	2,18±0,01	0,28±0,03	-	-	-	-	-	-

Такі інтегральні показники очистки стоків свинокомплексу за періодичного режиму культивування як питома швидкість споживання кисню та субстрату (забруднень), а також питома швидкість росту біомаси активного мулу, розраховані за відповідними рівняннями на основі абсолютних значень наведених вище, в динаміці навпаки, значно знижувались. Так, питома швидкість споживання мікроорганізмами активного мулу кисню в періодичному режимі культивування за період досліджень знизилась з 0,65 до 0,11 год<sup>-1</sup>, тобто у 5,9 раза, питома швидкість споживання субстрату з 0,95 до 0,10 год<sup>-1</sup>, або у 9,5 раза, а питома швидкість росту біомаси – більш ніж в 13,7 раза (див. табл. 36). Причому протягом перших трьох годин перебігу процесу біоферментації ці показники зменшувались меншою мірою. Потім через 4,5 години з початку процесу і далі зниження цих величин, які характеризують стан системи в цілому, було більш суттєвим. Однак, не дивлячись на це, система, яка включала гнойові стоки свинокомплексу, що містили різні органічні речовини (забруднення), забезпечувала в ці часові терміни за періодичного режиму культивування і рециркуляції активного мулу процес очистки відходів. Про це свідчить також і величина коефіцієнта, значення якого впродовж усього періоду досліджень практично не змінювалось.

Отже, в процесі аеробної біоферментації гнойових стоків вдалося встановити основні параметри процесу, необхідні для перетворення забруднень мікроорганізмами активного мулу. Так, час перебування рідини в аеротенку-змішувачі при очистці стічних вод свинарських підприємств доцільно підтримувати в межах 16-20 годин. Кількість рециркулюючого активного мулу повинна бути такою, щоб його вік (величина зворотна питомій швидкості росту) в системі складав 25-100 годин.

## **РОЗДІЛ 6**

### **АЕРОБНО-ТЕРМОФІЛЬНА СТАБІЛІЗАЦІЯ ПРОДУКТІВ ПРИ ПЕРЕРОБЦІ ВІДХОДІВ.**

Значна кількість підприємств з виробництва продукції тваринництва на яких в якості відходів утворюється рідкий та напіврідкий гній, для їх переробки застосовує переважно біологічні методи очищення.

На сьогодні запропоновано і використовується значна кількість різних способів переробки, обробки і утилізації цих відходів [9, 89, 101, 134, 155]. Необхідність зменшення об'ємів утворених відходів або їх повна ліквідація визначається перш за все тим, що на сьогоднішній час економічний і розвиток галузі не дозволяє забезпечити їх повну переробку. В той же час накопичення значної кількості відходів на фермах і комплексах вимагає для їх переробки відведення все більше земельних угідь, а також значних капіталовкладень з метою запобігання забруднення навколишнього середовища. Існуючі способи їх обробки, переробки та утилізації не завжди є ефективними, що створює загрозу забруднення навколишнього середовища і може привести до небажаних наслідків.

У зв'язку з цим існує нагальна необхідність в розробці сучасних або вдосконалення існуючих способів переробки відходів тваринництва, які б забезпечували отримання кінцевих продуктів, безпечних у санітарному відношенні і не приводили до повторного забруднення довкілля [27, 158, 219].

Найперспективнішими в плані переробки різних відходів тваринницьких об'єктів є біологічні способи, засновані на використанні бродильних процесів під дією мікроорганізмів гною. Переважна більшість цих процесів досліджена і використовується, але і значна частина залишається поза увагою дослідників. Процес перетворення органічної речовини (забруднень) відходів може перебігати за ана- та аеробних умов,

має багато спільного, але завершується утворенням різних кінцевих продуктів [22, 209, 219].

Аеробні процеси відбуваються в біомасі за участю кисню повітря і покладено в основу різних способів їх переробки. Водночас це надійні способи їх знезараження за рахунок дії високої температури. Не дивлячись на те, що втрата певної кількості органічної речовини знижує якість одержаного продукту – органічних добрив. Тому дослідження з пошуку оптимальних рішень щодо перебігу процесів аеробного окислення органічних речовин у біомасі і її хімічним складом, впливом різних факторів на перетворення відходів привертають увагу значної кількості дослідників. Зокрема було встановлено, що одним із найдієвіших засобів досягнення найвищої ефективності процесу є аеробно-термофільна стабілізація біомаси при переробці відходів [191, 218, 396].

Для реалізації аеробно-термофільної стабілізації біомаси при переробці відходів запропоновано цілий ряд способів [95, 100, 379] і апаратурно-технологічних рішень [430, 431].

Процес аеробної стабілізації відходів перебігає з утворенням значної кількості органічних кислот і завершується утворенням енергії та цілого ряду низькомолекулярних продуктів їх розпаду:  $\text{CO}_2$ ,  $\text{H}_2\text{O}$ ,  $\text{NO}_3^-$ . Вуглець та азот цих сполук використовуються бактеріями для свого росту. За аеробних умов швидкість розпаду органічної речовини відходів значно вища, ніж за анаеробного зброджування. Одержані органічні добрива після аеробної біоферментації відходів за санітарно-гігієнічними показниками вигідно відрізняються від продуктів перетворення біомаси за анаеробних умов. Так, величина БСК<sub>5</sub> мулової води за аеробної стабілізації відходів становить 50-500 мг/л, що в перерахунку на 1 г беззольної речовини значно менше, ніж за анаеробного зброджування біомаси. За аеробного окислення відходів практично відсутній запах, який створюють шкідливі гази аміак та сірководень, що знижує негативний вплив відходів на

навколишнє середовище. Однак здатність до фільтрації біомаси відходів за аеробного окислення нижча, ніж за анаеробного зброджування. Слід також відмітити, що затрати енергії на забезпечення процесів аеробного окислення вищі, ніж за анаеробного бродіння [51, 55, 302].

На основі проведених досліджень було з'ясовано, що аеробній стабілізації можуть бути піддані неущільнені та ущільнені (не більш як 6 годин) активний мул, сирий осад та їх суміші, які утворюються при переробці відходів тваринництва [333, 347]. Швидкість розпаду органічної речовини відходів залежить від часу аерації і в основному закінчується для не ущільненого мулу за 7-10 діб, а для ущільненого – за 10-15 діб (за температури 20<sup>0</sup>С) [383]. Суттєвий вплив на ступінь розпаду органічної речовини відходів здійснюють температура суміші та біогенні добавки. Для забезпечення процесу особливого значення також надають витратам повітря, які становлять 1-2 м<sup>3</sup> та більше за годину на 1 м<sup>3</sup> осаду залежно від вмісту в ньому органічної речовини.

Відстоювання або ущільнення аеробно стабілізованих осадів також впливає на швидкість бродильних процесів. Вони як правило найінтенсивніше відбуваються протягом 1-5 годин. Оскільки швидкість процесу аеробної стабілізації залежить від концентрації активного мулу інколи передбачають рециркуляцію ущільненого мулу з частковим поверненням його до стабілізатора. Одержану після завершення процесу мулову воду направляють в аеротенки. Показник БСК<sub>5</sub> такої води становить біля 100 мг/л, а ХСК – 360-670 мг/л [49, 69].

Тверду фракцію (мул) після відстоювання та ущільнення при вологості 95-98,8% в подальшому переробляють на мулових майданчиках шляхом компостування.

Встановлено, що час обробки неущільненого мулу за аеробної стабілізації відходів складає в середньому 7-10 діб. Вміст органічної речовини при цьому знижується на 20-30%, а

витрати повітря становлять  $1 \text{ м}^3/\text{м}^3 \cdot \text{год}$ . Термін обробки суміші сирого осаду та мулу за цих умов зростає до 10-12 діб. Розпад беззольної речовини мулу при цьому збільшується до 30-40% від загальної кількості, а витрати повітря підвищуються до 1,2-1,5  $\text{м}^3/\text{год}$ . Відстоювання стабілізованого осаду у зоні стабілізатора чи в окремому відстійнику протягом 1,5-2 години сприяє його розділенню на фракції кожна з яких характеризується рядом специфічних показників, які необхідні для розрахунку стабілізатора стоків [79, 100].

Як свідчать дані [99] для активного мулу з аеротенків, який містить біля 70% беззольної речовини, час стабілізації в умовах помірного клімату складає 12 діб. Для сирого осаду та суміші його з мулом з кількістю беззольної речовини 75% час стабілізації збільшується до 15 діб. При цьому слід відмітити, що термін стабілізації осаду тісно пов'язаний з навантаженням на мул за допомогою мікроорганізмів якого і відбувається розщеплення органічної речовини. На процес стабілізації осаду значною мірою впливає температура середовища. При одному й тому ж навантаженні на мул осаду та часу перебування в аеротенку при зменшенні його температури з 20 до  $12^{\circ}\text{C}$  розпад беззольної речовини зменшується з 40 до 30%. Для забезпечення високої ефективності аеробної стабілізації активного мулу навантаження не повинно перевищувати  $2 \text{ кг}/\text{м}^3$  на добу, а для суміші його з осадом –  $3-4 \text{ кг}/\text{м}^3$  на добу. За даних умов особливого значення надають забезпеченню бактеріальної флори киснем, потреба в якому становить біля 0,1 кг за добу на 1 кг беззольної речовини. Ця величина залежить від виду осаду, який обробляється. Відомо, що для обробки активного мулу, сирого осаду чи їх суміші необхідний різний час обробки і різна кількість кисню. Аерація суміші повітрям збільшує турбулентність осаду, що сприяє кращому використанню об'єму стабілізатора. Оптимальною концентрацією кисню в осаді вважають 20-25 г/л [123, 385].

Тривалість аеробної стабілізації активного мулу залежить від часу аерації біомаси в аеротенку. Чим він більше, тим коротший час стабілізації осаду та менша швидкість споживання кисню. Час стабілізації суміші активного мулу з сирим осадом залежить від кількості субстрату, що вноситься з осадом та ступеня його розкладу. Розпад беззольної речовини таких сумішей коливається залежно від складу та властивостей осаду в межах 5-50%. При цьому жири розпадаються на 65-75%, білки на 20-30%, а вміст вуглеводів практично не змінюється. Особливо важливим фактом при цьому є час аерації осаду та режим роботи стабілізатора, які впливають на його санітарні показники. Так, кількість кишкової палички в осаді за даних умов зменшується в середньому на 70-99% [393, 398].

Встановлено, що чим вища температура осаду та чим менший період зберігання мулу, тим вища швидкість споживання сумішшю кисню повітря [127, 417].

Процес аерації може бути обмеженим на стадії початку його затухання, так як довга аерація суміші, особливо в період самоокислення ОР, викликає значне подрібнення частинок осаду та погіршує його вологоутримуючу здатність. За низьких значень питомого опору фільтрування осаду його стабілізація може буде неповною, що приводить до загнивання суміші. З метою запобігання цим процесам стабілізовані осадки та мули як правило підсушують на мулових майданчиках або піддають механічному зневодненню. Такі осадки чи мули мають значно нижчу вологоутримуючу здатність порівняно з сирими чи збродженими осадами. При цьому питомий опір фільтрації стабілізованого осаду знижується до  $20 - 60 \cdot 10^{10}$  см/г. Механічне зневоднення осаду оптимізує режим компостування, але вимагає, як правило, попередньої реагентної обробки суміші для запобігання замулювання фільтра [103, 428].

На вологоутримуючу здатність стабілізованого мулу впливає час регенерації та ступінь і час ущільнення активного



мулу, період процесу його стабілізації, співвідношення осаду та активного мулу в суміші, ефективність змішування компонентів та інші фактори [11, 351].

Процес аеробної стабілізації осадів проводять у відкритих спорудах типу аеротенків з висотою 3-5 м. Особливістю їх конструкції є спеціальна форма, яка забезпечує повне очищення дна аеротенка за рахунок переміщення частинок суміші. Для забезпечення оптимальних умов аерації суміші і досягнення результату використовують поверхневі аератори, або дифузори, які створюють крупно- та середньобульбашкові компоненти повітря і частинок осаду. Вони забезпечують високу інтенсивність біотермічних процесів у суміші, що важливо для досягнення знезаражуючого ефекту [78, 151, 375].

Одним із способів покращення їх роботи при обробці посліду птиці є використання аутотермічних термофільних ферментерів-стабілізаторів. Це так зване «вологе компостування», суть якого полягає у створенні і перемішуванні компосту протягом 5-7 діб за наявності кисню в теплоізольованих резервуарах. Процеси, що протікають при цьому, аналогічні процесам компостування в буртах, мають схожі кінцеві результати, але характеризується вищою активністю [133, 373].

Проведені дослідження з використанням ферментера-стабілізатора з теплоізоляцією та робочим об'ємом 750 л та аерація суміші повітрям в об'ємі  $6,4 \text{ м}^3$  на  $1 \text{ м}^3$  посліду за годину показали, що при його ферментації глибина мінералізації суміші залежить меншою мірою від часу обробки, а більшою – від концентрації мікроорганізмів. Було виявлено, що розпад беззольної речовини посліду починається лише при певній кількості мікроорганізмів і зростає по мірі збільшення вмісту мікроелементів та підвищенні температури до  $45\text{-}50^\circ\text{C}$ . За умов, коли швидкість мінералізації органічної речовини посліду досягає максимуму розпад беззольної речовини складає 37-40% від початкового рівня. Після цього кількість біомаси

мікроорганізмів швидко зменшується і мінералізація беззольної речовини, практично припиняється [129,379].

На основі одержаних результатів зроблено висновок, що для забезпечення термофільного режиму стабілізації вологість посліду не повинна перевищувати 93-94%. Максимальна кількість біогенних елементів у продуктах перетворення посліду, одержаних в режимі максимального росту популяції мікроорганізмів спостерігається за температури 47-52<sup>0</sup>С, що забезпечує мінералізацію беззольної речовини на 40-45% та попереджає втрату легких поживних речовин [198, 370, 400].

Повідомляється, що аеробна стабілізація неущільненого мулу протягом 3-х діб, замість 7 – 10 за технологією в стабілізаторі-ферментері забезпечує окислення легкозагниваючих екзоендогенних субстратів активного мулу. В результаті цього утворюється активний мул з високою біологічною активністю. Це покращує його біофлокулюючу здатність та підвищує фільтруючі властивості [217, 390].

Аерація активного мулу з концентрацією беззольної речовини 6-12 г/л протягом 10-15 діб, з інтенсивністю 6-8 м<sup>3</sup>/м<sup>3</sup> біомаси за годину підвищує інтенсивність розпаду органічних сполук у перші три доби [347]. Концентрація мулу за цей час зменшується на 45-50%, рН суміші зростає з 7,2-7,5 до 7,8-8,4, а стабілізований мул набуває високих седиментаційних властивостей.

Повідомляється, що аеробна стабілізація мулової суміші при очищенні побутових стоків становить в середньому 4-5 діб при інтенсивності повітряного потоку 1,0-1,3 м<sup>3</sup>/м<sup>3</sup> біомаси за год.

Згідно вимог аеробна стабілізація може бути застосована для переробки неущільненого чи ущільненого активного мулу, а також його суміші з сирим осадом. Час аерації для неущільненого активного мулу складає 2-5 діб, суміші 6-7 діб, суміші осаду з ущільненим активним мулом 8-12 діб при 20<sup>0</sup>С. При вищій температурі осаду цей час зменшується, а при нижчій –

збільшується. Зміна температури осаду на  $10^{\circ}\text{C}$  змінює час його стабілізації в 2-2,2 рази. Аеробна стабілізація осаду відбувається в діапазоні температур  $8-35^{\circ}\text{C}$ , а оптимальними витратами повітря є  $1-2 \text{ м}^3/\text{г}$  на  $1 \text{ м}^3$  стабілізатора. Цей показник залежить від концентрації осаду, а інтенсивність самого процесу аерації повинна бути не менше  $6 \text{ м}^3/\text{м}^2$  за годину [95]. На процес аерації значний вплив здійснює ущільнення стабілізованого осаду, яке за нормальних умов становить не більше 5 годин, та його вологість, яка коливається в межах 96,5-98,5% [351, 413].

Застосування аеробно-термофільної стабілізації для переробки рідкого гною показало, що процес розщеплення органічної речовини залежить від термофільних мікроорганізмів і супроводжується значним підвищенням температури суміші [54, 441].

За таких умов мікроорганізми активно ростуть, використовуючи для цього суху речовину біомаси, створюючи значний екзотермічний ефект. Деструкція органічної речовини забруднень, яка при цьому спостерігається, створює умови для забезпечення процесу росту бактерій при підвищених температурах ( $35-37^{\circ}\text{C}$ ). Однак основним фактором у процесі очищення стоків є швидкість подачі кисню в рідку фазу. З цією метою застосовують різні механічні, комбіновані та ежекційні системи, які здатні створювати сприятливий гідродинамічний режим [11, 443].

Показано, що оптимальний час аерації суміші осаду та мулу становить 12-13 діб при витраті повітря 4 л/год. на 1 л суміші. Подальша аеробна стабілізація осаду не приводить до суттєвого покращення його властивостей.

Аеробна стабілізація активного мулу сприяє зниженню загальної кількості бактерій, у тому числі бактерій групи E. Coli на 96,9%. Про це свідчить зниження дегідрогеназної активності біомаси, особливо в перші 3 доби. Однак на 5-6 добу її активність знижується до мінімуму не дивлячись на те, що аеробна

стабілізація активного мулу з осадом триває впродовж 9-10 діб. Одержаний таким чином стабілізований осад легко віддає воду, що зменшує його вологість з 98-99% до 75% [7, 389, 407].

Дослідженнями процесу аеробної стабілізації гнойових стоків великої рогатої худоби встановлено, що найефективнішим заходом є завантаження аеротенка окремими порціями по 6% вісім разів на добу. Це дозволяє забезпечити оптимальний перебіг реакцій гідролізу органічної речовини в термофільному режимі. Доведено, що біомаса рідкого гною вологістю 90,2% вже за добу розігрівається до 63<sup>0</sup>С, а з вологістю 98<sup>0</sup>С – досягає температури лише 48<sup>0</sup>С. Подальша аерація суміші протягом трьох діб не змінювала її температуру [37, 406].

Виходячи з отриманих даних, слід зазначити, що швидкість потоку рідини в аеротенку повинна становити 1,8-2,6 м/с. При швидкості меншій 1,4 м/с не відбувається інтенсивного перемішування нижніх шарів гною та його контакту з повітрям. Механічне перемішування суміші сприяє утворенню значної кількості тепла. Так, з 1 м<sup>3</sup> біомаси при швидкості обертання мішалки 2830 об/хв. за 1 годину виділяється 1430 ккал тепла, при 1350 об/хв. – 1298, при 970 об/хв. – 1048,6 ккал [98, 446].

За цих умов сальмонели гинуть вже через 1 добу при температурі 42-45<sup>0</sup>С, загальна кількість мікроорганізмів у стабілізованім осаді зменшується з 140 до 3 млн. мікробних тіл/мл, а колі-титр підвищується з 10<sup>-6</sup> до 10. Яйця фасціоли, монієзії, стронгілят, дикроцеліїв гинуть через 48 годин при підвищенні температури біомаси з 29 до 45<sup>0</sup>С. Загибель яєць аскариди свиней настає лише через 74 години аеробної обробки біомаси. Личинки гельмінтів гинули протягом доби при температурі 54-50<sup>0</sup>С [439]. Подібні результати одержані і іншими дослідниками, які встановили, що термофільна стабілізація осадів, отриманих на фермах з утримання великої рогатої худоби, сприяла загибелі сальмонел та яєць гельмінтів вже через 2-3

добі. Паралельно з цим підвищувався колі-титр суміші, відбувалася її дезодорація [330, 421].

Дослідження хімічного складу відходів після аеробної стабілізації показали, що за термофільного зброджування спостерігається дезодорація гною. На це вказує зниження порогу запаху в 200 разів. За цих умов величина рН біомаси зсувається в бік лужних значень, а азот нітратів не утворюється [36, 193, 426, 445].

Значний екзотермічний ефект за рахунок деструкції органічних забруднень сприяє нагріванню маси до 35-54 °С, що створює оптимальні умови для швидкого росту популяцій термофільних бактерій і усуває необхідність додаткового підігріву суміші [95, 325, 436]. Застосування пневматичних систем аерації не завжди задовольняє ці вимоги, тому все більше використовують механічні, комбіновані та ежекційні системи, які створюють сприятливий гідродинамічний режим [11, 293, 319, 425].

Отже на основі наведених даних можна зробити висновок про те, що серед існуючих способів переробки відходів тваринництва найефективнішим є метод аеробно-термофільної стабілізації осаду. Доцільність використання даного способу визначається рядом переваг над іншими методами. Це перш за все пов'язано з відносною простотою апаратурного оформлення, контролю за перебігом процесу, можливістю використання існуючих очисних споруд та обладнання різного призначення, відносно невисокими енергетичними затратами в період експлуатації і що особливо важливо – здатністю до автотермії.

Однак не дивлячись на значну кількість досліджень з теоретичних аспектів та розробки практичних прийомів переробки відходів тваринництва, розробка нових технологій аеробної стабілізації відходів тваринництва з урахуванням мезофільних та термофільних стадій процесу, впливу іммобілізації живої біомаси на інертних носіях, біологічно активних добавок, а

також апаратного оформлення на якість та безпеку кінцевих продуктів переробки відходів, є актуальним і важливим для вдосконалення існуючих і розробки нових ефективних способів переробки рідкого гною тваринницьких підприємств.

Результати, отримані в ході вивчення процесу біоферментації свідчать, що процес аеробно-термофільної стабілізації біомаси, в основному, завершується на другу добу (рис. 13 – 16).

Як видно з наведених профілів, стабілізація температури гнойових стоків, які піддавали біоферментації за аеробних умов на рівні 50°C, сприяла швидшому перетворенню (окисненню) ОР (забруднень) порівняно з аналогічними показниками без стабілізації даного параметру процесу.

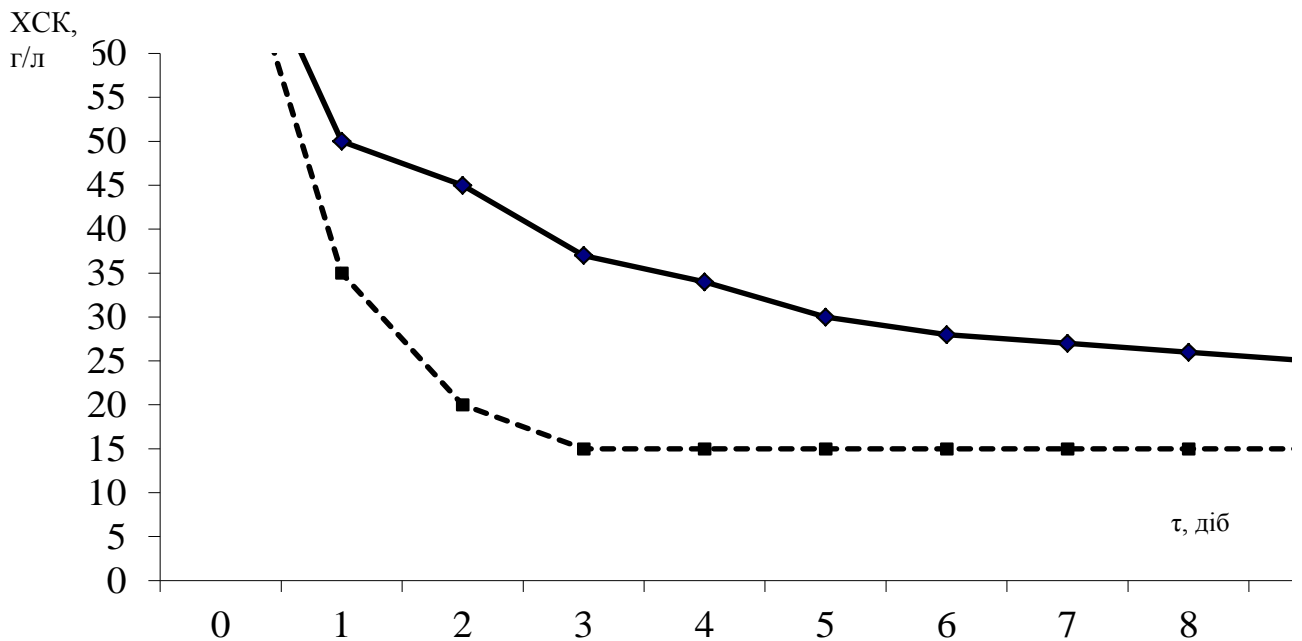


Рис. 13 Динаміка ХСК рідкого гною за аеробно-термофільної стабілізації біомаси.

З початку процесу вже через 1 добу його перебіг характеризувався зниженням в 1,8 раза ХСК, на другу – в 3,1 раза, на третю – у 2,7 раза і така ж закономірність спостерігалась до кінця біоферментації, який тривав до 9-ї доби. Отже,

термофільна стабілізація гнойових стоків при аеробній біоферментації сприяє не тільки прискоренню окислення ОР, але як встановлено подальшими дослідженнями, змінює процеси перетворення амонійного азоту та впливає на вологість біомаси.

Особливої уваги при цьому заслуговують результати досліджень з розкладання беззольної речовини біомаси в процесі біоферментації.

Показано, що значне зниження вмісту амонійного азоту в рідкому гної за вищенаведених умов відбуваються впродовж 4 діб, а потім залишається стабільним до кінця експерименту (рис. 14). Причому ця різниця між вмістом амонійного азоту в рідкому гної за термофільної стабілізації була у період з четвертої до дев'ятої доби в 4,6 – 5,1 раза вищою, ніж без термофільної стабілізації. Одержані дані свідчать про кращу збереженість азоту за умов термофільної стабілізації рідкого гною.

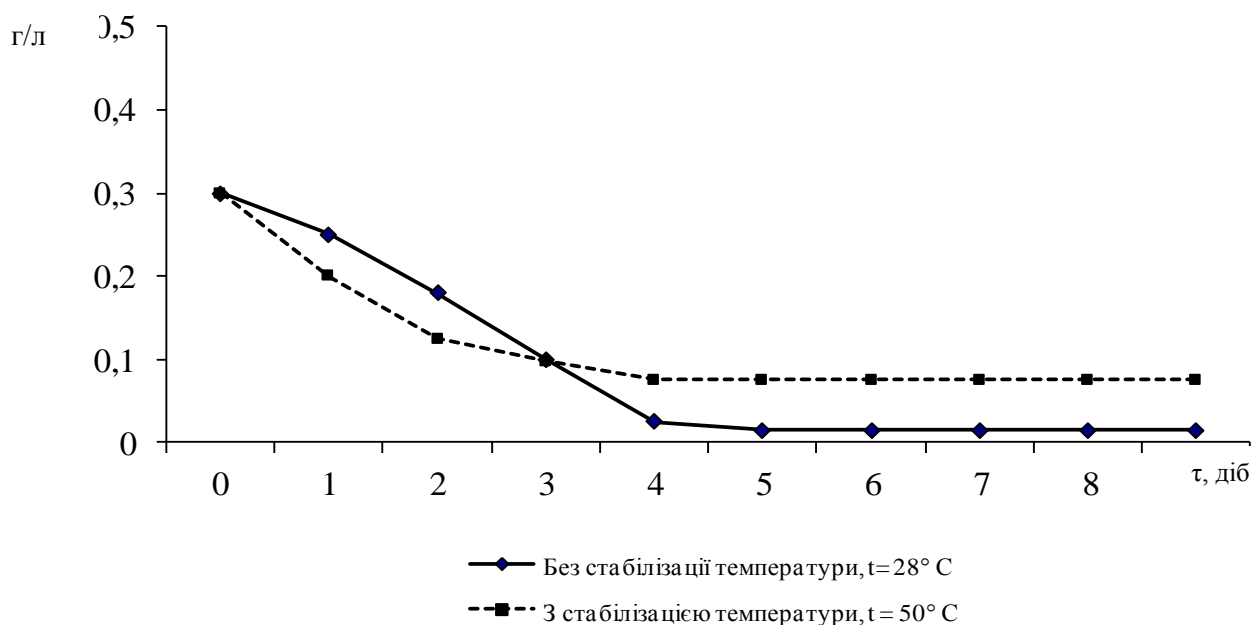


Рис. 14. Динаміка вмісту амонійного азоту рідкого гною за аеробно-термофільної стабілізації біомаси.

Найменше аеробно-термофільна стабілізація рідкого гною в біореакторі впливає на динаміку його вологості. Встановлено незначне підвищення вологості (в межах 2,5 – 3,0%) рідкого гною за аеробно-термофільної стабілізації біомаси порівняно з її показниками без стабілізації процесу (рис. 15).

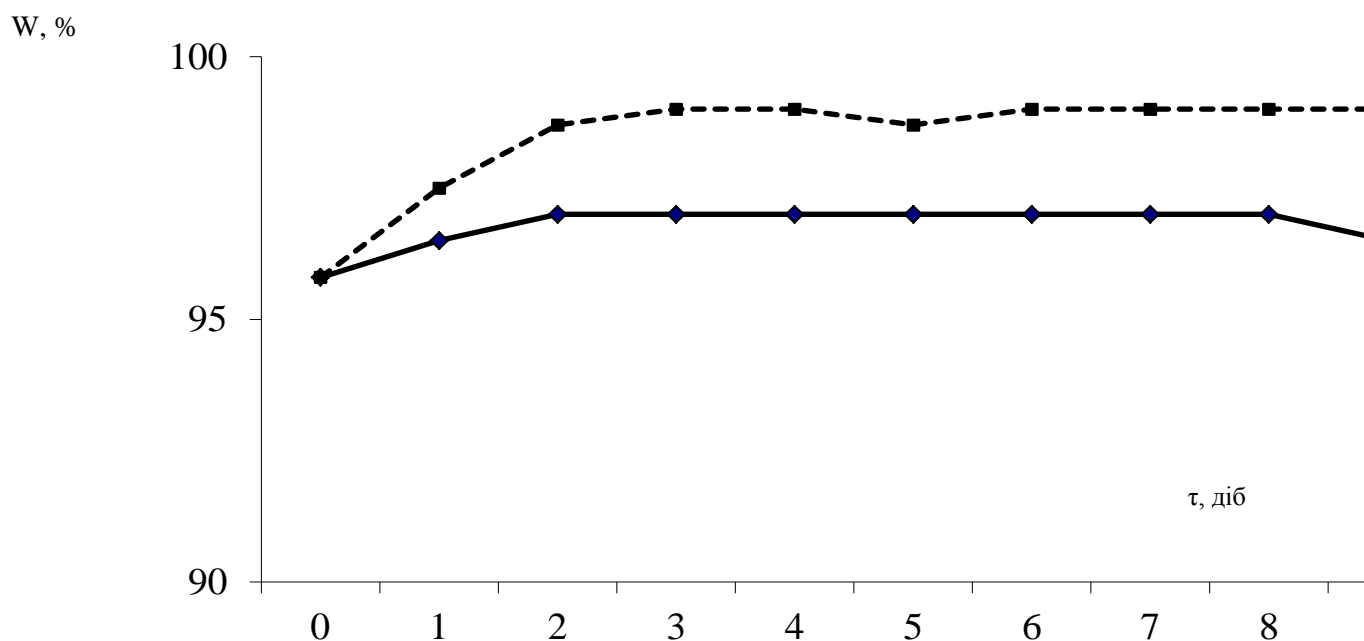


Рис. 15. Динаміка вологості рідкого гною за аеробно-термофільної стабілізації біомаси.

Останнє, ймовірно, пов'язано з підвищенням інтенсивності розпаду органічної речовини рідкого гною за умов аеробно-термофільної стабілізації біомаси (рис. 16). Так, вже через одну добу з початку процесу біоферментації зареєстровано значну різницю щодо вмісту ОР в біомасі за різних умов експерименту. Встановлено, що в цей період різниця вмісту ОР в рідкому гної за аеробно-термофільної стабілізації і без неї складала близько 50 – 52%. Ці ж відмінності були подібними для неї і в наступні періоди обробки рідкого гною. Причому у зв'язку з наявністю в осаді значної кількості органічної речовини, інтенсивність її розкладу може досягати у випадку термофільного режиму 75 – 80%. Вважається ідеальним варіантом такий, при якому розклад



органічної речовини складає 30 – 35 % і досягає цього рівня на 8 – 15 добу.

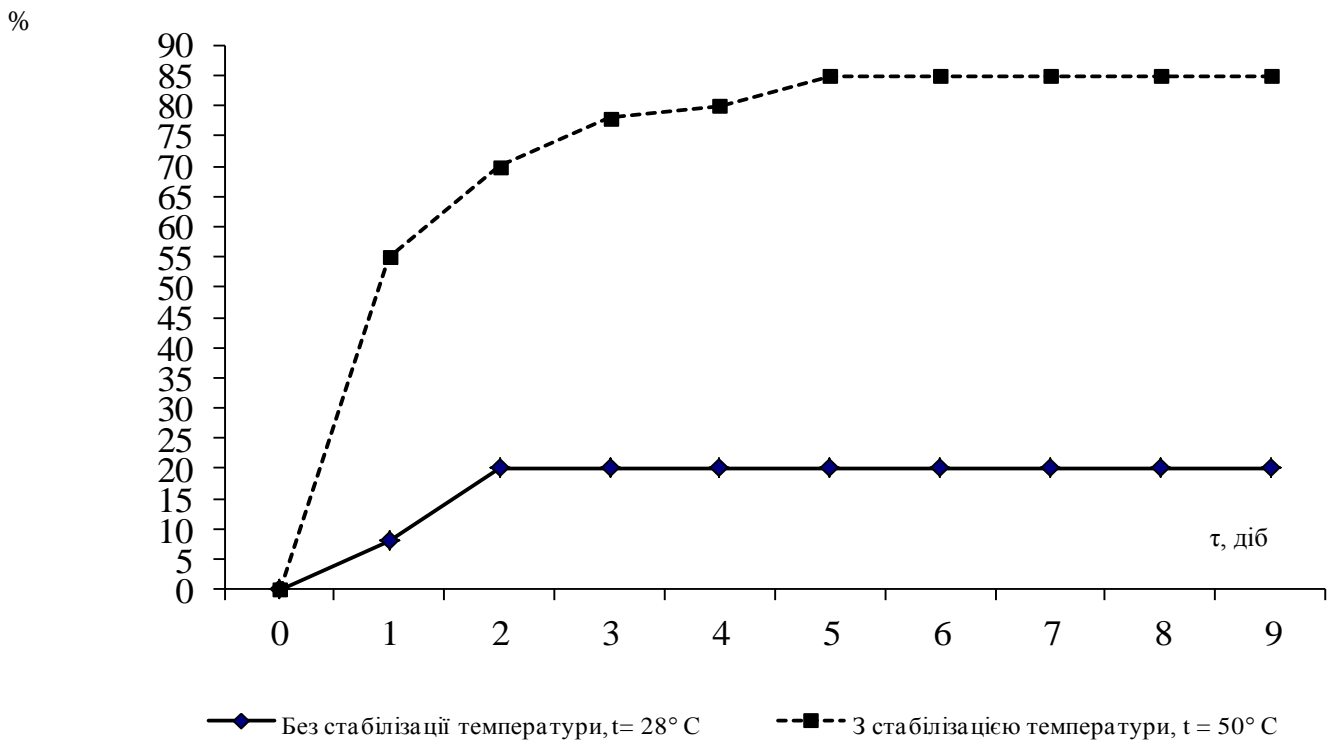


Рис. 16. Динаміка розпаду органічної речовини рідкого гною за аеробно-термофільної стабілізації біомаси.

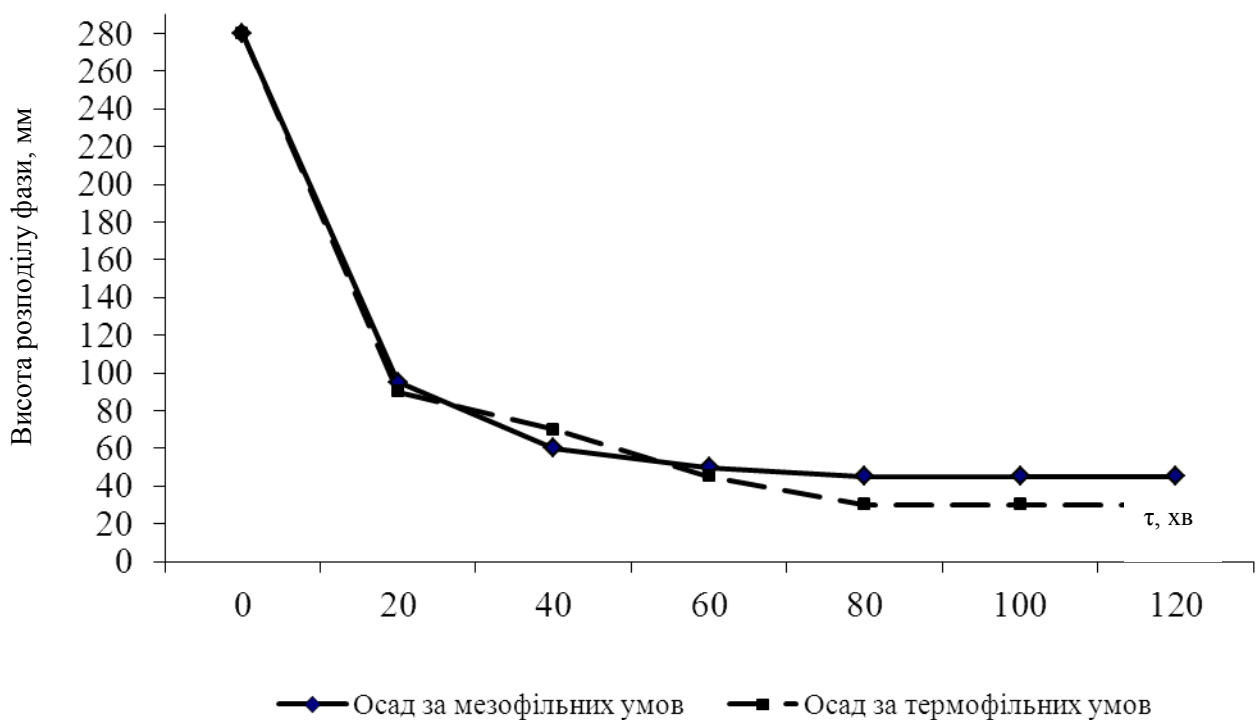


Рис. 17. Кінетика седиментації стабілізованих осадів.

Розпад органічної речовини осаду супроводжується збільшенням його вологості в процесі стабілізації.

Стабілізований осад володіє високою седиментаційною та вологовіддаючою здатністю.

Як видно з рис. 17, осад, стабілізований у термофільних умовах, має кращі седиментаційні характеристики, ніж осад, стабілізований при мезофільних умовах. За цих режимів після стабілізації муловий індекс становить  $50 - 70 \text{ см}^3/\text{год}$ .

Перевірка одержаних даних на лабораторних моделях показала, що режим стабілізації температури гнойових токів має великий вплив на питомий опір їх вологовіддачі. За цих двох температурних режимів питомий опір вологовіддачі гнойових стоків знижується в межах від  $140 - 180 \times 10^{-10} \text{ см/г}$  до  $15 - 45 \times 10^{-10} \text{ см/г}$ . Але якщо за термофільного режиму це досягається на 3 - 4 добу стратифікації, то за мезофільного - на 14 - 18 добу.

Встановлено, що гігієнічні показники освітленої води, одержаної після аеробно-термофільної стабілізації, практично не відрізняються від вихідних гнойових стоків. Так, ХСК був у неї на рівні 780 мг/л, БСК<sub>5</sub> - 85 мг/л,  $\text{NH}_4^+$  - 43,4 мг/л,  $\text{PO}_4^{-3}$  - 1,6 мг/л, ЗВД - 1,15 г/л. Виходячи з одержаних даних, освітлені стоки можуть бути направлені на біологічну очистку шляхом біоферментації в аеротенках.

Процес біоферментації органічної речовини гнойових стоків, в тому числі сирого протеїну, жиру та клітковини за аеробних умов різними групами мікроорганізмів супроводжується утворенням значної кількості тепла.

Результати досліджень наведені на рис. 18, свідчать про значні зміни температури біомаси різних за вологістю гнойових стоків свиноферми за аеробних умов процесу біоферментації.

Аналізуючи одержані дані, виявлено ряд особливостей перебігу процесу біоферментації рідкого гною та вказано на залежність температури біомаси від активності термофільних бактерій.

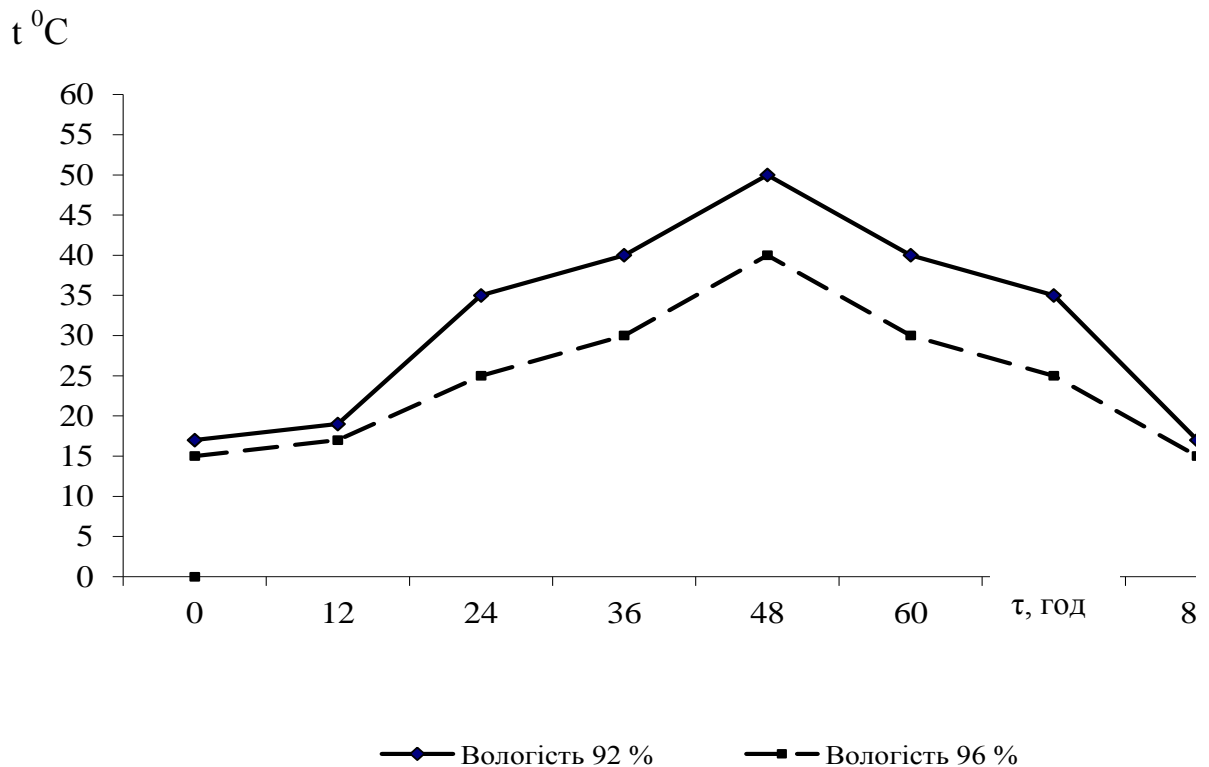


Рис. 18. Температура біомаси рідкого гною за аеробних умов та різної вологості.

Дослідженнями також встановлено, що інтенсивність процесів термогенезу при біоферментації рідкого гною визначається, головним чином, вмістом органічної речовини і залежить від вологості вихідної біомаси.

Встановлено, що температура біомаси при біоферментації рідкого гною свиноферми за аеробних умов і вологості 92 % через 12 годин перебігу процесу, порівняно з вихідними даними, практично не змінюється, а через 1 добу підвищується в 2,1 раза, через 1,5 – в 2,5 і через 2 – в 3,1 раза, а потім поступово знижується до 36 і 17 °C відповідно через 72 та 84 години.

Подібну закономірність щодо зміни температури біомаси в процесі її біоферментації за аеробних умов встановлено і для рідкого гною за вологості 96 %. У вищевказані часові терміни температура біомаси в процесі біоферментації також зростала, але меншою мірою, ніж за вологості 92 %.

Однак, не дивлячись на різну вологість гнойових стоків, максимальна температура суміші біомаси за аеробних умов була зареєстрована на другу добу. Висока температура біомаси сприяла її знезараженню та одержанню продуктів переробки, безпечних в санітарному відношенні.

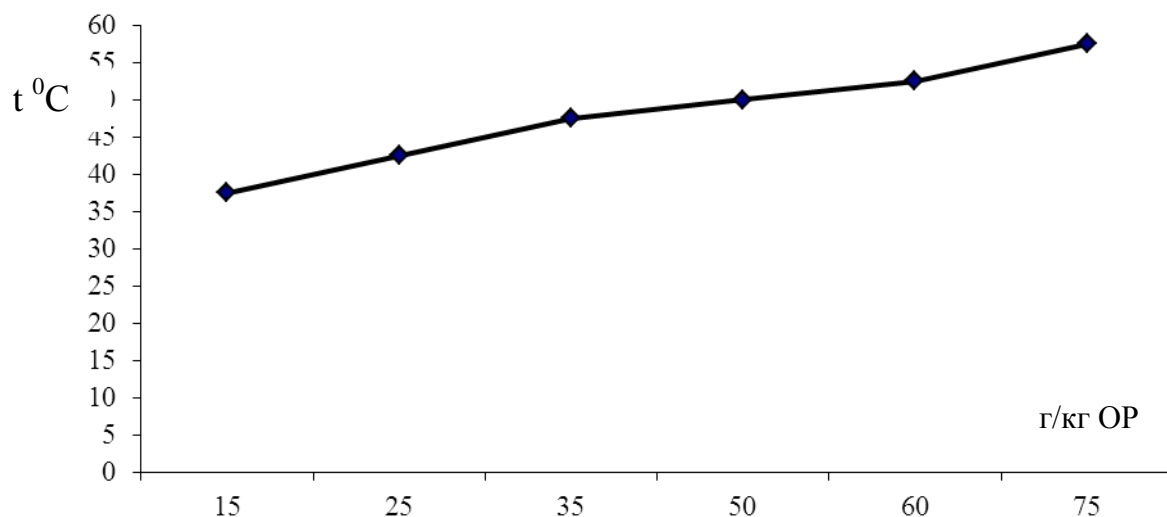


Рис. 19. Температура гнойових стоків свиного комплексу за різного вмісту ОР.

Проведеними дослідженнями також виявлено певну закономірність між вмістом органічної речовини і інтенсивністю термогенезу в процесі біоферментації гнойових стоків (рис. 19).

Встановлено, що для утворення значної кількості тепла в процесі біоферментації для забезпечення термофільного режиму біомаси вміст органічної речовини в гнойових стоках повинен бути вищим за 50 г/кг, а вологість вихідної біомаси гною повинна бути нижчою за 95 %.

Виявлено, що за вмісту органічної речовини в гнойових стоках біля 10 г/кг, температура біомаси становить біля 38 °C, збільшуючись відповідно за вмісту ОР в біомасі.

Причому, як встановлено дослідженнями, процес біоферментації біомаси рідкого гною в середньому закінчується за чотири доби. Збільшення тривалості процесу біоферментації рідкого гною за аеробних умов понад 4 доби є неефективним,

оскільки розпад беззольної речовини гною практично припиняється протягом вищевказаного терміну (табл. 37).

Дослідженнями встановлено, що в процесі біоферментації гнойових стоків підприємства з виробництва молока за аеробно-термофільної стабілізації біомаси змінюється її вологість, зменшується вміст органічної і сухої речовини та підвищується зольність продукту переробки.

Таблиця 37

**Динаміка деструкції органічної речовини рідкого гною підприємства з виробництва молока за аеробно-термофільної стабілізації процесу, %,  $M \pm m$ ,  $n=3$**

Показник	Тривалість біоферментації, діб					
	на початку	1	2	3	4	5
Вологість	94,36± 1,01	95,52± 0,81	96,58± 0,61	96,92± 0,55	97,37± 0,47	97,39± 0,49
АСР	5,64± 1,01	4,48± 0,81	3,42± 0,61	3,08± 0,55	2,63± 0,47	2,61± 0,49
Зольність	18,57± 0,91	18,9± 0,8	19,4± 1,4	20,6± 0,51	21,14± 0,6	21,14± 0,81
Органічна речовина	4,56± 1,83	3,63± 0,65	2,75± 0,48	2,45± 0,42	2,07± 0,36	2,06± 0,48
Ступінь деструкції органічної речовини	–	20,3	39,6	46,2	54,6	54,8

Виявлено, що вміст органічної речовини рідкого гною в процесі біоферментації зменшується на другу і третю добу перебігу процесу, а в наступні дві доби залишається на однаковому рівні. Результати досліджень санітарно-гігієнічних

показників біомаси, наведених в табл. 38, показали, що ЗМЧ в процесі біоферментації рідкого гною ферми з виробництва молока впродовж 96 годин значно знижується.

Таблиця 38

**Санітарно-гігієнічні показники рідкого гною підприємства з виробництва молока за аеробно-термофільної стабілізації біомаси,  $M \pm m$ ,  $n=3$**

Показник	Рідкий гній		
	до біоферментації	після біоферментації протягом	
		48 годин	96 годин
Вихідна біомаса (контроль)			
ЗМЧ, млн. кл./мл	14,0±4,8	8,7±2,38	2,4±1,1
Термофільні бактерії, млн. кл./мл	0,018±0,02	0,440±0,02	0,120±0,02
Колі-титр, мл	$10^{-8} - 10^{-6}$	$(10 \pm 2) \cdot 10^{-1}$	$>50 \pm 2,4$
Титр ентерококу, мл	$10^{-7}$	0,1	$>100$
Вихідна і перероблена біомаса (співвідношення 5 : 1)			
ЗМЧ, млн. кл./мл	9,8±1,8	8,82±1,48	0,94±0,08
Термофільні бактерії, млн. кл./мл	0,24±0,03	0,946±0,185	0,37±0,09
Колі-титр, мл	$10^{-6}$	1 – 10	$>100$
Титр ентерококу, мл	$10^{-5}$	0,1	$>100$

Кількість термофільних бактерій у гної підвищується, що знижує колі-титр та титр ентерококу. Тобто, аеробно-термофільна стабілізація біомаси рідкого гною в процесі біоферментації, що досягається аерацією суміші, значною мірою покращує санітарно-гігієнічні показники продуктів її переробки.

Таким чином, застосування аеробно-термофільної стабілізації біомаси при біоферментації рідкого гною дозволяє протягом перших двох-трьох діб, а краще 4 – 5 діб забезпечити повне знезараження гнойових стоків за рахунок високої температури, що є результатом діяльності термофільних бактерій.

Інтенсивний розпад органічної речовини рідкого гною за участю кисню сприяє утворенню значної кількості тепла, що переводить процес біоферментації біомаси в термофільний режим, за якого максимум температури біомаси досягає значення 46 – 57 °С і вище.

Особливого значення надають дослідженню біоферментації біомаси рідкого гною за проточного режиму. Встановлено, що температура біомаси в процесі біоферментації рідкого гною за проточного режиму є похідною від дози завантаження біоферментера (ступеню розбавлення) і вологості вихідної сировини (рис. 20).

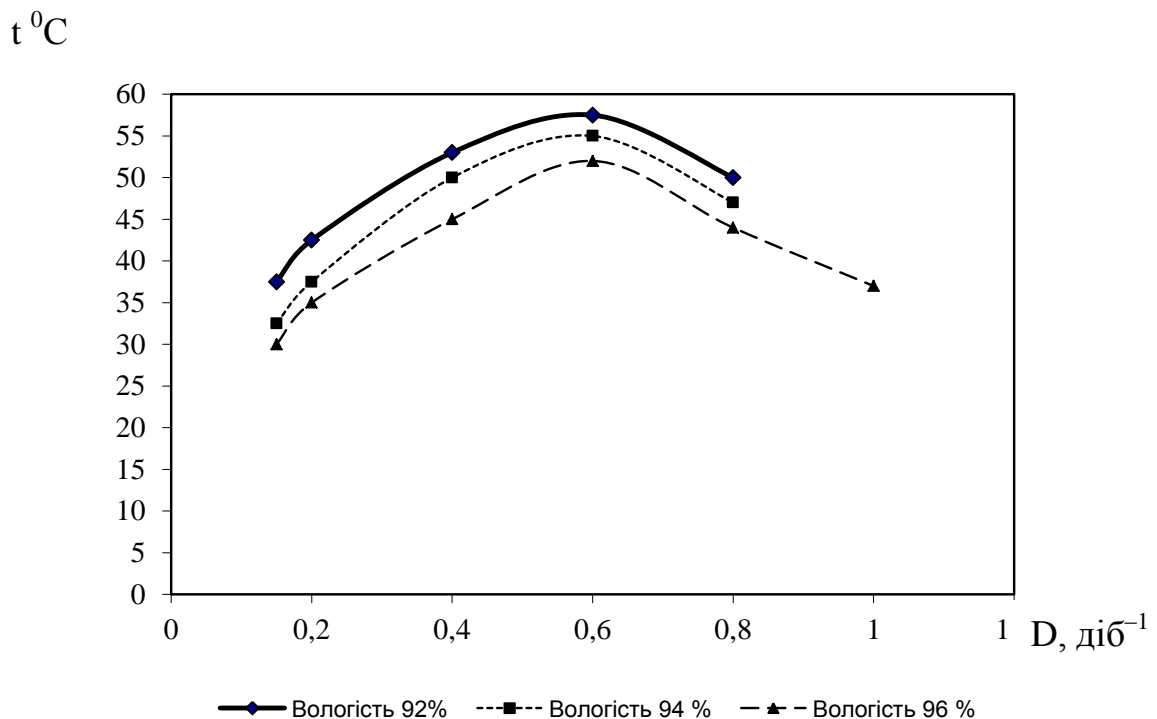


Рис. 20. Вплив вологості і ступеню розбавлення вихідної біомаси на температуру суміші в процесі біоферментації за проточного режиму.

Визначення санітарно-гігієнічних показників продуктів біоферментації показало, що за цих умов число мезофільних бактерій, грибів, особливо ентеробактерій зменшується, а чисельність термофільних бактерій і актиноміцетів значно зростає. За проточного режиму процесу біоферментації спостерігаються лише незначні зміни загального мікробного числа, одержаних органічних добрив. Так, при  $D = 0,5 - 0,33 \text{ дїб}^{-1}$  в одержаному продукті біоферментації переважають амоніфікатори і денітрифікатори – основні деструктори органічних речовин. Збільшення часу перебування біомаси в біореакторі при  $D = 0,2 - 0,16 \text{ дїб}^{-1}$  сприяє розвитку за цих умов термофільних нітрифікаторів I і II фаз.

Дослідженнями також встановлено, що у рідкому гної, обробленому за аеробно-термофільних умов, при його подальшій біоферментації спостерігається висока інтенсивність процесів нітрифікації (табл. 39).

Таблиця 39

**Показники процесу нітрифікації рідкого гною, попередньо обробленого за аеробно-термофільних умов, г/л,  $M \pm m$ ,  $n = 3$**

Показники	Рідкий гній	
	до біоферментації	після біоферментації (мезофільні умови)
ХСК	$3,3 \pm 0,14$	$0,66 \pm 0,08^*$
БСК <sub>5</sub>	$0,43 \pm 0,02$	$0,013 \pm 0,001^*$
N <sub>заг.</sub>	$0,48 \pm 0,04$	$0,16 \pm 0,01^*$
NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	$0,63 \pm 0,03$	$0,27 \pm 0,02^*$
NO <sub>2</sub> <sup>-</sup>	$0,001 \pm 0,001$	$0,124 \pm 0,003^*$
NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	0	$0,239 \pm 0,022^*$
P <sub>заг.</sub>	$0,12 \pm 0,004$	$0,0062 \pm 0,001^*$

При цьому у продуктах переробки зменшується вміст органічних забруднень. Про це свідчить зниження на 80 % ХСК



та на 88 % БСК<sub>5</sub> рідкого гною після біоферментації. Не дивлячись на те, що загальний ефект процесу нітрифікації в цілому незначний, вміст нітратного азоту від загальної кількості окисленого складає 59 %. Подібні результати було також отримано і при обробці рідкого гною великої рогатої худоби.

При цьому слід відмітити, що процес біоферментації рідкого гною характеризується низьким приростом біомаси (23 %), що знижує витрати на її обробку за стабільності кінцевого продукту в санітарно-гігієнічному відношенні.

Вміст нітритів і нітратів у стабілізованій біомасі значно збільшується порівняно із вихідним гноем, а утворений в результаті біоферментації продукт є дезодорованим і незараженим органічним добривом.

Таблиця 40

**Показники хімічного складу рідкого гною та продуктів його біоферментації, %,  $M \pm m$ ,  $n=3$**

<b>Тип продукту</b>	<b>Органічна речовина</b>	<b>Загальний азот</b>	<b>Загальний фосфор</b>
Рідкий гній	81,5±2,4	3,2±0,26	2,35±0,12
Біомаса (орг. добрива)	76,1±3,4	3,65±0,42	3,55±0,42
Вимоги стандарту	не < 40	не < 1,6	не < 0,6

Встановлено, що хімічний склад рідкого гною після біоферментації в автотермічному режимі та отриманих з нього органічних добрив, за вмістом органічної речовини, загального азоту та загального фосфору відповідав встановленим вимогам (табл. 40).

Комплексний аналіз процесу біоферментації рідкого гною за аеробно-термофільної стабілізації показав, що в ньому інтенсивно відбувається мінералізація органічної речовини, а

утворене тепло достатнє для забезпечення процесу біоферментації в автотермічному режимі.

При наступній стадії процесу біоферментації за мезофільних умов завершується процес мінералізації органічної складової забруднень, на що вказує збільшення кількості рухомих форм біогенних елементів.

Таким чином, рідкий гній підприємств з виробництва свинини і молока, отриманий за гідравлічних систем гноєвидалення при вологості 92 – 96 % доцільно піддавати аеробній біоферментації в автотермічному режимі, в результаті чого покращуються органолептичні, фізико-хімічні властивості і підвищується їх цінність як органічних добрив.

Виходячи із аналізу одержаних результатів експериментальних досліджень, було запропоновано наступну структурно-функціональну схему процесу аеробно-термофільної стабілізації рідкого гною (рис. 21).



Рис. 21. Принципова структурно-функціональна технологічна схема аеробно-термофільної стабілізації осаду рідкого гною.

Характеризуючи дану схему, слід зазначити, що рідкий гній (субстрат) поступає по трубопроводу із заданою витратою до

ємності для аеробно-тремофільної стабілізації. Стабілізований осад під гідростатичним напором через трубопровід опорожнення відводиться з ємності у відстійник. Процес аеробної стабілізації біомаси забезпечується роботою струменевої системи аерації і блоку ерліфтів.

Струменева аераційна система працює на базі насосу ФГ 450/22,5, а робота ерліфтів забезпечується компресором.

Стабілізований осад підлягає відстоюванню у відстійнику, у процесі якого проходить його розділення на освітлену рідину і ущільнений осад. Хімічний склад освітленої рідини, що приведений вище, дозволяє направляти її на очистку у аеротенки шляхом біоферментації.

Слід відмітити, що, враховуючи вологовіддаючу властивість осаду, його успішно можна зневоднювати на вакуум-фільтрі або на мулових майданчиках.

**Елімінація забруднень за різних гідродинамічних режимів очистки гнойових стоків.** Дослідження хімічного складу стоків свинокомплексу після їх гравітаційного освітлення у вертикальних відстійниках показали, що вони містять у значній кількості як органічні, так і мінеральні забруднення. Про це свідчать такі показники як ХСК, БСК<sub>5</sub>, а також вміст NH<sub>4</sub><sup>+</sup>, загального фосфору та зважених речовин (табл. 41).

Таблиця 41

**Показники забруднення гнойових стоків свинокомплексу (рідка фракція), г/л, M ± m, n = 3**

Показник	Концентрація
ХСК, г О <sub>2</sub> /л	2,25±2,80
БСК <sub>5</sub> , г О <sub>2</sub> /л	2,25±1,40
Азот амонійний	0,53±0,21
Фосфор загальний	0,30±0,13
Зважені речовини	2,75±1,56

Встановлено, що за різних способів очистки стоків, які ґрунтуються на використанні аеробної біоферментації, такі показники як вилучення органічної речовини забруднень та питома споживання кисню, а також елімінація мінеральних компонентів із субстрату значною мірою залежали від структури потоків рідини в процесі біоферментації, тобто гідродинамічного режиму у споруді та рециркуляції активного мулу в системі (табл. 42 – 46).

Таблиця 42

**Вміст органічних речовин та питома споживання кисню за різних способів очистки гнойових стоків (рідка фракція), ( $D = 0,07 \text{ год}^{-1}$ ), г/л,  $M \pm m$ ,  $n = 3$**

Очистка	Активний мул	Органічна речовина		Питома споживання кисню, г $O_2$ /г БСК <sub>5</sub>
		ХСК	БСК <sub>5</sub>	
Одноступенева (аеротенк-змішувач)	1,67±0,15	$\frac{3,7 \pm 0,14}{1,02 \pm 0,13} *$	$\frac{1,97 \pm 0,48}{0,54 \pm 0,15} *$	1,06±0,15
Трисекційна (без рециркуляції мулу), I секція	1,46±0,75	$\frac{4,36 \pm 0,48}{1,89 \pm 0,34} *$	$\frac{2,29 \pm 0,48}{1,12 \pm 0,51}$	0,76±0,02
II секція	1,83±0,21	$\frac{1,89 \pm 0,34}{1,09 \pm 0,15}$	$\frac{1,12 \pm 0,51}{0,53 \pm 0,11}$	1,38±0,15
III секція	2,1±0,24	$\frac{1,09 \pm 0,15}{0,81 \pm 0,13} **$	$\frac{0,53 \pm 0,11}{0,37 \pm 0,18}$	2,22±0,21**
Трисекційна (з рециркуляцією мулу у III секцію)	2,2±0,18	$\frac{4,14 \pm 0,21}{0,71 \pm 0,15} **$	$\frac{1,98 \pm 0,11}{0,34 \pm 0,12} **$	3,1±0,48

Примітка – в чисельнику вміст органічних речовин на вході, у знаменнику – на виході

\* -  $p \leq 0,05$  порівняно з вмістом органічних речовин на вході

\*\* -  $p \leq 0,05$  порівняно з вмістом органічних речовин з першою ступінню очистки

Застосування одноступеневої очистки рідкої фракції стоків за допомогою аеротенка-змішувача з концентрацією біомаси активного мулу 1,67 г/л та розбавлення  $D = 0,07 \text{ год}^{-1}$  дозволило одержати рівень вилучення забруднень за ХСК 2,5 г/л або 67,6%, за БСК<sub>5</sub> – 1,4 г/л або 72,6% (див. табл. 42).

Застосування трисекційної очистки рідкої фракції гнойових стоків свинокомплексу виявилось більш ефективним способом видалення забруднень ніж одноступенева очистка.

Встановлено, що після першої секції очистки гнойових стоків кількість ОР (забруднень) без рециркуляції активного мулу за ХСК в рідкій фракції зменшилась на 2,5 г/л, або на 56,6%, після другої і третьої секцій значних змін цього показника не спостерігалось.

В цілому за увесь процес очистки рідкої фракції гнойових стоків без рециркуляції активного мулу загальна кількість ОР у відходах зменшилась на 3,5 г/л, або на 81,4%, тоді як за одноступеневого процесу ці показники за ХСК відповідно склали 2,68 г/л або 72,4%. Слід зазначити, що вища ступінь очистки гнойових стоків за трисекційного способу була досягнута також і за рахунок більшої концентрації активного мулу в біомасі, тобто його рециркуляції.

Підтвердженням цього висновку є результати досліджень вилучення ОР (забруднень) за БСК<sub>5</sub> з рідкої фракції гнойових стоків за трисекційної системи очистки без рециркуляції активного мулу. Виявлено, що на першій, другій та третій секції очистки вміст ОР в біомасі особливо не знизився, але в цілому ефективність процесу очистки рідкої фракції стоків за даних умов розрахована за БСК<sub>5</sub> склала 85,3% і виявилась також вищою за одноступеневу на 12,7%. На це також вказує і рівень питомого споживання кисню, який впродовж процесу очистки рідкої фракції стоків зріс у 2,9 раза, навіть за умов без рециркуляції активного мулу.

Застосування для покращення процесу очистки рідкої фракції гнойових стоків такого прийому як 150% рециркуляція активного мулу з відстійника у третю секцію аеротенка значного впливу на перебіг процесу не мала. Так, за цих умов кількість ОР (забруднень) рідкої фракції стоків за ХСК зменшилась на 82,8%, а за БСК<sub>5</sub> – на 82,8%, тоді як без рециркуляції біомаси активного мулу ці показники склали відповідно 81,4 і 83,8%.

Таблиця 43

**Вміст органічної речовини та питоме споживання кисню за різних способів очистки гнойових стоків (рідка фракція), ( $D = 0,09 \text{ год}^{-1}$ ), г/л,  $M \pm m$ ,  $n = 3$**

Очистка	Активний мул	Органічна речовина		Питоме споживання кисню, г О <sub>2</sub> /г БСК <sub>5</sub>
		ХСК	БСК <sub>5</sub>	
Одноступенева (аеротенк-змішувач)	1,81±0,21	$\frac{4,24 \pm 0,25}{1,12 \pm 0,18} *$	$\frac{1,83 \pm 0,34}{0,58 \pm 0,15} *$	1,08±0,09
Трисекційна (без рециркуляції мулу), I секція	1,61±0,20	$\frac{3,48 \pm 0,19}{1,59 \pm 0,21} *$	$\frac{1,98 \pm 0,34}{0,87 \pm 0,11} *$	0,89±0,04
II секція	1,91±0,30	$\frac{1,59 \pm 0,21}{0,98 \pm 0,11} *$	$\frac{0,87 \pm 0,11}{0,51 \pm 0,18}$	2,08±0,18
III секція	2,1±0,15	$\frac{0,98 \pm 0,11}{0,69 \pm 0,15} **$	$\frac{0,51 \pm 0,18}{0,29 \pm 0,13} **$	2,30±0,20
Трисекційна (з рециркуляцією мулу у III секцію)	2,9±0,18	$\frac{4,04 \pm 0,11}{0,54 \pm 0,16} *$	$\frac{1,61 \pm 0,14}{0,15 \pm 0,10} *$	3,65±0,64

Слід зазначити, що в обох випадках за трисекційної системи вилучення ОР (забруднень) з рідкої фракції стоків свинокомплексу було вищим на 10,4% за ХСК і на 10,3% – за

БСК<sub>5</sub> ніж за одноступеневої. Одержані результати щодо ефективності вилучення ОР (забруднень) з рідкої фракції стоків за різних способів очистки підтверджено і дослідженнями при швидкості їх розбавлення  $D = 0,09 \text{ год}^{-1}$  (табл. 43). Так, використання односекційного аеротенка-змішувача сприяло вилученню ОР зі стоків за ХСК на 73,6%, за БСК<sub>5</sub> – на 68,3% за питомого споживання кисню 1,1 г O<sub>2</sub>/г БСК<sub>5</sub>.

Застосування трисекційної очистки рідкої фракції гнойових стоків дещо покращувало ефективність процесу, але незначною мірою. Про це свідчить зниження рівня ОР (забруднень) у рідкій фракції стоків за ХСК на першій ступені на 54,3%, а в цілому за весь процес – на 80,2%, а також за БСК<sub>5</sub>, де ці показники знизились відповідно на 56,1 і 85,3%. Застосування рециркуляції активного мулу за трисекційної очистки рідкої фракції гнойових стоків знижувало вміст ОР у стічних водах за ХСК на 86,6%, а БСК<sub>5</sub> – на 90,7%. Так як і в попередньому досліді за трисекційної очистки гнойових стоків при  $D = 0,07 \text{ год}^{-1}$  спостерігали підвищення питомого споживання кисню, навіть без рециркуляції біомаси активного мулу в системі.

Аналізуючи розглянуті способи очистки рідкої фракції гнойових стоків, слід вказати, що за трисекційного оформлення процесу показники вилучення забруднень (ХСК і БСК<sub>5</sub>), залежать від кінцевих значень вмісту забруднень та структури потоків, тобто кількості секцій очистки. Про це свідчить зниження у 1,3 раза ХСК і в 1,5 раза БСК<sub>5</sub> стоків за їх розбавлення при  $D = 0,07 \text{ год}^{-1}$  порівняно з аналогічними показниками за одноступеневого способу. При розбавленні рідкої фракції гнойових стоків при  $D = 0,09 \text{ год}^{-1}$  ці показники стоків також зменшуються у 1,62 і 1,97 раза відповідно.

Виявлено, що рециркуляція активного мулу в системі позитивно впливала на процес очистки стоків як при  $D = 0,07 \text{ год}^{-1}$ , на що вказує зменшення ХСК у 5,8 раза і БСК<sub>5</sub> у – 5,8 раза, так і при  $D = 0,09 \text{ год}^{-1}$  у 7,5 і 10,7 раза відповідно, тоді як за

трисекційної системи очистки рідкої фракції гнойових стоків і рециркуляції активного мулу їх зниження становило відповідно у 5,4 і 6,2 та в 5,0 і 6,8 рази.

Особливий практичний інтерес становлять дослідження впливу рециркуляції активного мулу на ступінь вилучення ОР із рідкої фракції гнойових стоків, яку визначали за БСК<sub>5</sub>. Встановлено, що 150 %-ва рециркуляція активного мулу з відстійника у третю секцію аеротенка збільшувала питоме споживання кисню у 1,4 і 1,59 рази відповідно при  $D = 0,07 \text{ год}^{-1}$  і  $D = 0,09 \text{ год}^{-1}$ . Збільшення даного показника у стічній рідині корелює зі зменшенням концентрації забруднень у фракції гнойових стоків, яку піддавали очистці.

Дослідженнями також вдалося виявити, що інтенсивність деструкції ОР рідкої фракції гнойових стоків за ХСК і БСК<sub>5</sub> за трисекційної очистки була вищою, порівняно з аналогічними показниками у аеротенку-змішувачі за одноступеневості процесу.

Показано, що ступінь деструкції ОР в рідкій фракції гнойових стоків за ХСК за трисекційної очистки без рециркуляції активного мулу при  $D = 0,07 \text{ год}^{-1}$  зростала невірогідно порівняно з аналогічними даними за одноступеневої очистки. Не виявлено також різниці за цим показником і за триступеневості процесу та рециркуляції активного мулу у третю секція аеротенка. Його значення виявились подібними за  $D = 0,07 \text{ год}^{-1}$  і  $D = 0,09 \text{ год}^{-1}$  як за одноступеневої очистки, так і за трисекційності процесу без повернення біомаси у третю секцію аеротенка (табл. 44).

Подібну закономірність щодо ступеня деструкції ОР рідкої фракції стоків за різних способів очистки виявлено і за БСК<sub>5</sub> за  $D = 0,07 \text{ год}^{-1}$  і  $D = 0,09 \text{ год}^{-1}$ .

Особливий інтерес при очистці рідкої фракції стоків проявляють до перетворення загального та амонійного азоту в одержаних продуктах переробки – стічних водах і активному мулі. По-перше слід відмітити, що розбавлення рідкої фракції стоків за  $D = 0,07 \text{ год}^{-1}$  знижувало у 4 рази ступінь деструкції



сполук амонію та підвищувало на 27,6% цей показник стосовно сполук, які складають загальний азот порівняно з аналогічними показниками при  $i D = 0,09 \text{ год}^{-1}$  (див. табл. 44).

Таблиця 44

**Ступінь деструкції органічних компонентів гнойових стоків за різних способів очистки (рідка фракція),  
%  $M \pm m$ ,  $n = 3$**

Очистка	D, год <sup>-1</sup>	Показники				
		ХСК	БСК <sub>5</sub>	NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	N <sub>заг</sub>	P <sub>заг</sub>
Одноступенева (аеротенк-змішувач)	0,07	72,0±3,0	73,0±1,0	16,0±1,0	29,0±1,0	26,0±1,0
	0,09	74,0±3,0	68,0±4,0	4,0±1,5	37,0±2,0	20,0±2,0
Трисекційна (без рециркуляції мулу)	0,07	81,0±3,0	83,0±12,0	58,0±3,0	46,0±2,0	66,0±3,0
	0,09	80,0±6,0	85,0±9,0	48,0±1,4	38,0±1,5	68,0±4,0
Трисекційна (з рециркуляцією мулу у III секцію)	0,07	83,0±4,0	82,0±11,0	52,0±2,0	50,0±3,0	68,0±4,0
	0,09	87,0±8,0	90,0±8,0	58,0±4,0	44,0±3,0	72,0±2,0

При цьому слід відмітити, що застосування трисекційності процесу очищення рідкої фракції гнойових стоків як і рециркуляція активного мулу в третю секцію аеротенка, не впливали на ступінь деструкції сполук загального азоту, у тому числі амонію.

Подібну закономірність спостерігали і при дослідженні впливу різних кількостей секцій очистки рідкої фракції гнойових стоків і розбавленні та рециркуляції активного мулу на ступінь деструкції фосфорвмісних компонентів (табл. 45).

Отже, застосування одно- та трисекційного способів очистки гнойових стоків не забезпечує достатній рівень вилучення органічної речовини, загального та амонійного азоту, а

також загального фосфору з рідкої фракції стоків при аеробній біоферментації.

Таблиця 45

**Елімінація неорганічних сполук за різних способів очистки гнойових стоків (рідка фракція), г/л,  $M \pm m$ ,  $n = 3$**

Очистка	Активний мул	Показник			
		D, год <sup>-1</sup>	NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	N <sub>заг</sub>	P <sub>заг</sub>
Одноступенева (аеротенк-змішувач)	1,06±0,15	0,07	$\frac{0,57 \pm 0,01}{0,48 \pm 0,01} *$	$\frac{0,72 \pm 0,08}{0,51 \pm 0,1} *$	$\frac{0,19 \pm 0,05}{0,14 \pm 0,01}$
	1,08±0,09	0,09	$\frac{0,51 \pm 0,02}{0,49 \pm 0,01}$	$\frac{0,76 \pm 0,1}{0,48 \pm 0,01} *$	$\frac{0,2 \pm 0,04}{0,16 \pm 0,01}$
Трисекційна, без рециркуляції мулу, D=0,07					
I секція	1,46±0,15	0,27	$\frac{0,75 \pm 0,12}{0,42 \pm 0,03}$	$\frac{0,86 \pm 0,11}{0,5 \pm 0,02}$	$\frac{0,15 \pm 0,03}{0,11 \pm 0,02}$
II секція	1,83±0,21	0,27	$\frac{0,42 \pm 0,03}{0,33 \pm 0,01}$	$\frac{0,5 \pm 0,02}{0,49 \pm 0,05}$	$\frac{0,11 \pm 0,02}{0,08 \pm 0,03}$
III секція	2,1±0,24	0,27	$\frac{0,33 \pm 0,01}{0,31 \pm 0,04} *$	$\frac{0,49 \pm 0,05}{0,46 \pm 0,03} *$	$\frac{0,08 \pm 0,03}{0,05 \pm 0,01} *$
Трисекційна, без рециркуляції мулу, D=0,09					
I секція	1,61±0,2	0,23	$\frac{0,79 \pm 0,1}{0,54 \pm 0,08}$	$\frac{0,84 \pm 0,03}{0,67 \pm 0,04}$	$\frac{0,16 \pm 0,02}{0,10 \pm 0,01}$
II секція	1,91±0,3	0,23	$\frac{0,54 \pm 0,08}{0,48 \pm 0,01}$	$\frac{0,67 \pm 0,04}{0,56 \pm 0,01}$	$\frac{0,10 \pm 0,01}{0,07 \pm 0,01}$
III секція	2,1±0,15	0,23	$\frac{0,48 \pm 0,01}{0,41 \pm 0,02} *$	$\frac{0,56 \pm 0,01}{0,52 \pm 0,01} *$	$\frac{0,07 \pm 0,01}{0,05 \pm 0,01} *$
Трисекційна з рециркуляцією мулу в III секцію	2,2±0,3	0,07	$\frac{0,74 \pm 0,04}{0,36 \pm 0,08} *$	$\frac{0,91 \pm 0,01}{0,45 \pm 0,08} *$	$\frac{0,19 \pm 0,01}{0,06 \pm 0,01} *$
	2,9±0,18	0,09	$\frac{0,74 \pm 0,06}{0,31 \pm 0,02} *$	$\frac{0,88 \pm 0,09}{0,49 \pm 0,07} *$	$\frac{0,18 \pm 0,02}{0,05 \pm 0,01} *$

\* -  $p \leq 0,05$  порівняно з даними на вході

Дослідженнями встановлено, що питома швидкість вилучення ОР за ХСК при різних способах очистки рідкої фракції гнойових стоків була досить високою і коливалась в межах

оптимальних значень для процесів аеробної біоферментації відходів в аеротенках-змішувачах з різною кількістю секцій очистки (табл. 46).

Навіть застосування трисекційної очистки з рециркуляцією активного мулу за розбавлення біомаси при  $D = 0,07 \text{ діб}^{-1}$  та  $D = 0,09 \text{ діб}^{-1}$  не впливало на питому швидкість вилучення забруднень з рідкої фракції стоків. Встановлені закономірності щодо вилучення забруднень за різних способів очистки рідкої фракції гнойових стоків за ХСК узгоджувалися з даними БСК<sub>5</sub>.

Таблиця 46

**Питома швидкість вилучення забруднень гнойових стоків за різних способів очистки (рідка фракція), мг/г біомаси·год,  $M \pm m, n = 3$**

Кількість ступенів очистки	D год <sup>-1</sup>	Показник				
		ХСК	БСК <sub>5</sub>	NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	N <sub>ЗАГ</sub>	P <sub>ЗАГ</sub>
Одноступенева (аеротенк- змішувач)	0,07	145,8± 15,10	77,84± 7,40	4,89± 0,39	11,43± 1,30	2,72± 0,15
	0,09	132,6± 11,48	53,12± 3,48*	0,85± ,48*	11,89± 1,44	1,70± 0,14
Трисекційна (без рецирку- ляції мулу)	0,07	153,7± 24,50	83,11± 5,18	19,04± 1,48	17,32± 1,48	4,32± 0,71
	0,09	102,2± 9,11	61,72± 5,61*	13,9± 1,20*	17,72± 0,85	4,03± 0,68
Трисекційна (з рециркуляцією мулу в III секцію)	0,07	141,7± 18,70	67,8± 3,10	15,7± 0,94	19,0± 0,91	5,37± 1,20
	0,09	92,3± 10,10	38,8± 4,21*	11,79± 0,81*	10,34± 1,50*	3,42± 0,64

\* -  $p \leq 0,05$  порівняно з  $D = 0,07 \text{ діб}^{-1}$

Однак абсолютні значення показників питомого вилучення забруднень з рідкої фракції стоків за БСК<sub>5</sub> були за

одноступеневої очистки без рециркуляції активного мулу в середньому в 2,1 і 2,3 рази нижчими за розбавлення  $D = 0,07$  і  $0,09$  діб<sup>-1</sup> відповідно порівняно з аналогічними показниками за ХСК.

Питома швидкість вилучення амонійного азоту за різних способів очистки рідкої фракції гнойових стоків за розбавлення  $D = 0,07$  год<sup>-1</sup> була значно вищою, ніж аналогічні показники за розбавлення  $D = 0,09$  год<sup>-1</sup>. Так, збільшення швидкості розбавлення гнойових стоків ( $D$ ) з  $0,07$  і  $0,09$  діб<sup>-1</sup> викликало зниження питомої швидкості вилучення іонів амонію з їх рідкої фракції за одноступеневої очистки відповідно у 5,7 рази, за трисекційної очистки без рециркуляції активного мулу – у 1,4 рази і за трисекційної очистки з рециркуляцією активного мулу в 1,3 рази.

В той же час показано, що рециркуляція біомаси активного мулу у третю секцію аеротенка дещо знижує питому швидкість елімінації амонійного азоту з рідкої фракції гнойових стоків.

Аналогічна закономірність щодо змін питомої швидкості вилучення забруднень виявлена і при елімінації із стоків загального азоту та фосфору за різних способів очистки. Однак зміна швидкості розбавлення стоків значного впливу на питому швидкість вилучення вищеназваних компонентів не мала.

Вивчення санітарно-гігієнічних показників гнойових стоків за різних способів аеробної біоферментації показало, що останні покращуються у всіх варіантах дослідження.

Так, порівняно з вихідними стоками аеробна біоферментація за різних способів сприяє підвищенню у стічній воді колі-титру з  $10^{-7} - 10^{-5}$  до  $10^{-4} - 10^{-2}$ , а титру ентерококу з  $10^{-5} - 10^{-2}$  до  $10^{-3} - 10^{-1}$  мл відповідно.

Дослідження біоценозу вихідних стоків, а також аналогічних показників активного мулу за різних способів очистки в аеротенках з рециркуляцією та без рециркуляції біомаси показало, що у відстояній воді, яка надходила на

очищення, виявлено широкий спектр різних груп мікроорганізмів (табл. 47). Найбільшу чисельність у гнойових стоках свинокомплексу становлять маслянокислі бактерії, дещо меншу – уролітичні, амілолітичні і амоніфікуючі мікроорганізми.

Так, загальне мікробне число біомаси активного мулу за різних способів очистки гнойових стоків як за одноступеневої, так і за різних варіантів трисекційної очистки порівняно з його значенням у вихідних стоках свинокомплексу. Це свідчить про те, що стоки свинокомплексу за концентратного типу годівлі свиней і гідравлічного способу гноєвидалення являють собою субстрат для розвитку різних груп бактерій.

Таблиця 47

**Характеристика мікроорганізмів активного мулу за різних способів очистки гнойових стоків (рідка фракція), мікробних клітин/мл, ( $D = 0,07 \text{ год}^{-1}$ ),  $n=3$**

Групи мікроорганізмів	Стічні води	Одноступенева очистка	Трисекційна очистка		
			I секція	II секція	III секція*
Загальне мікробне число	$8 \cdot 10^4$	$47 \cdot 10^6$	$22 \cdot 10^6$	$6 \cdot 10^7$	$25 \cdot 10^6$
Анаеробні	$2 \cdot 10^3$	$7 \cdot 10^3$	$11 \cdot 10^5$	$11 \cdot 10^2$	$11 \cdot 10^2$
Амоніфікуючі	$13 \cdot 10^5$	$11 \cdot 10^5$	$7 \cdot 10^5$	$11 \cdot 10^4$	$7 \cdot 10^3$
Уролітичні	$5 \cdot 10^6$	$2 \cdot 10^6$	$7 \cdot 10^7$	$1,4 \cdot 10^8$	$1,4 \cdot 10^8$
Целюлозолітичні	15	6	25	25	28
Маслянокислі	$11 \cdot 10^8$	$7 \cdot 10^5$	$7 \cdot 10^6$	$2 \cdot 10^6$	$11 \cdot 10^5$
Амілолітичні	$47 \cdot 10^5$	$96 \cdot 10^4$	–	–	–
Фосфатмінералізуючі	–	–	$25 \cdot 10^4$	$13 \cdot 10^4$	$11 \cdot 10^4$
Нітрифікуючі I фази	–	–	25	25	25
Денітрифікуючі	$7 \cdot 10^2$	$7 \cdot 10^6$	$10^5$	$10^5$	$10^4$

\* – з рециркуляцією активного мулу

Так, виявлено, що після одноступеневої очистки гнойових стоків в активному мулі різко зростає кількість денітрифікуючих бактерій, загальна кількість анаеробів, амонієфікуючих та уролітичних не змінюється, а маслянокислих, целюлозолітичних бактерій навіть дещо знижується порівняно з вихідними гнойовими стоками, що вказує на завершення процесу біоферментації ОР і покращення санітарних властивостей продуктів переробки.

Дещо інша залежність щодо мікробного складу біомаси активного мулу спостерігається за трисекційної очистки гнойових стоків за розбавлення  $D = 0,07 \text{ год}^{-1}$ . Встановлено, що кількість уролітичних, целюлозолітичних та денітрифікуючих бактерій в активному мулі, відібраному після першої, другої та третьої секцій очистки, була значно більше, а анаеробних, амоніфікуючих, маслянокислих менше, тоді як фосфатмінералізуючих і нітрифікуючих не змінювалась порівняно з їх кількістю у вихідній рідкій фракції гнойових стоків.

Подібні за напрямом зміни одержані при характеристиці мікробного складу біомаси активного мулу, одержаного за різних способів очистки гнойових стоків за розбавлення  $D = 0,09 \text{ год}^{-1}$ .

Встановлено, що за одноступеневої очистки рідкої фракції гнойових стоків у біомасі активного мулу, порівняно з вихідними стоками, зростає тільки кількість денітрифікаторів, зменшується целюлозолітичних, маслянокислих та амілолітичних бактерій, а уролітичних, анаеробів і амоніфікаторів не змінюється (табл. 48).

Це підтверджує думку про те, що нативні гнойові стоки є оптимальним субстратом для розвитку вказаних груп мікроорганізмів.

Дослідженнями також встановлено значну різницю в чисельності досліджуваних груп мікроорганізмів при очистці гнойових стоків свинокомплексу за трисекційної системи очистки.

Біомаса активного мулу за трисекційної очистки гнойових стоків та розбавлення  $D = 0,09 \text{ год}^{-1}$  характеризувалась високою кількістю уролітичних та низькою чисельністю маслянокислих бактерій.

Таблиця 48

**Характеристика мікроорганізмів активного мулу за різних способів очистки гнойових стоків (рідка фракція), мікробних клітин/мл, ( $D = 0,09 \text{ год}^{-1}$ ),  $n=3$**

Групи мікроорганізмів	Стічні води	Односту-пенева очистка	Трисекційна очистка		
			I секція	II секція	III секція*
Загальне мікробне число	$8 \cdot 10^4$	$38 \cdot 10^6$	$5 \cdot 10^7$	$3 \cdot 10^7$	$8 \cdot 10^7$
Анаероби	$2 \cdot 10^3$	$8 \cdot 10^3$	$7 \cdot 10^4$	$7 \cdot 10^3$	$2 \cdot 10^3$
Амоніфікатори	$13 \cdot 10^5$	$11 \cdot 10^5$	$2 \cdot 10^2$	$2 \cdot 10^2$	6
Уролітичні	$5 \cdot 10^6$	$2 \cdot 10^6$	$6 \cdot 10^7$	$15 \cdot 10^7$	$15 \cdot 10^7$
Целюлозолітичні	15	6	25	25	28
Маслянокислі	$11 \cdot 10^8$	$7 \cdot 10^6$	$7 \cdot 10^5$	$7 \cdot 10^5$	$2 \cdot 10^3$
Амілолітичні	$47 \cdot 10^5$	$84 \cdot 10^4$	$4 \cdot 10^3$	$12 \cdot 10^3$	$7 \cdot 10^3$
Фосфатмінералізуючі	–	–	$2 \cdot 10^5$	$4 \cdot 10^5$	$4 \cdot 10^5$
Нітрифікуючі I фази	–	25	110	110	110
Денітрифікуючі	$7 \cdot 10^2$	$11 \cdot 10^5$	$11 \cdot 10^4$	$11 \cdot 10^4$	$11 \cdot 10^4$

\* -  $p \leq 0,05$  порівняно з даними на початку

Крім того, в біомасі активного мулу за вищевказаних умов відмічено зниження кількості амонієфікуючих та амілолітичних бактерій, тоді як вміст анаеробів, фосфатмінералізуючих і нітрифікаторів I фази не змінювався. Крім того, у стічних водах виявлено тенденцію до зниження чисельності бактерій при переміщенні з першої до третьої ступені очистки, що характерно для маслянокислих, анаеробних і амілолітичних мікроорганізмів, як в режимі з рециркуляцією біомаси, так і без неї.

Отже, проведеними дослідженнями встановлено, що процеси очистки гнойових стоків за трисекційної системи наближає структуру потоків до режиму витиснення і сприяє збільшенню ступеня деструкції як органічної речовини, так і елімінації мінеральних сполук в режимах з рециркуляцією біомаси і без неї.

Наближення структури потоків стічних вод в очисних спорудах до режиму витиснення дозволяє формувати на кожній ступені відповідний біоценоз, адаптований до даного спектру забруднюючих речовин, зменшувати їх кількість та стимулювати процеси перетворення у простіші сполуки.

### **Санітарно-гігієнічні показники продуктів біоферментації гнойових стоків за дії симбіотичного мулу.**

Оскільки тваринницькі комплекси являють собою штучно створені закриті зооекосистеми, які характеризуються накопиченням значної кількості відходів у результаті життєдіяльності тварин. Це викликає, на відміну від природних умов, порушення процесів перетворення органічних та неорганічних речовин.

В таких системах кругообіг речовин порушується через високу щільність популяції, безперервного надходження продуктів життєдіяльності тварин, перш за все рідкого гною в навколишнє середовище. Значна кількість органічних і мінеральних речовин, які входять до складу гною на обмеженій території, створює загрозу забруднення ґрунтів, води та повітря, погіршення екологічного стану територій, порушення рівноваги процесів утворення і розпаду органічної речовини.

У зв'язку з цим питання елімінації забруднюючих компонентів відходів тваринництва є надзвичайно актуальним і може бути вирішене використанням біологічних методів їх очистки шляхом застосування різних видів мікроводоростей. Ці мікроорганізми в процесі життєдіяльності здатні споживати у



великій кількості забруднення відходів як джерело поживних речовин та енергії. Особливо цей процес активно протікає у симбіозі з мікробними асоціаціями активного мулу.

Швидке використання органічного вуглецю мікроорганізмами активного мулу призводить до порушення ланцюга живлення штучної екосистеми, особливо це стосується використання азоту і фосфоровмісних субстратів гнойових стоків. Як результат цього біоценоз мікроорганізмів активного мулу не здатний однаковою мірою використовувати різні біосубстрати, що викликає зниження інтенсивності процесів біоферментації. Створення біоценозу на основі асоціативного комплексу автотрофних і гетеротрофних мікроорганізмів дало б можливість інтенсифікувати процес елімінації біогенних елементів забруднень шляхом відновлення трофічного ланцюга при очистці рідкого гною шляхом біоферментації.

Як показали проведені дослідження з вивчення динаміки елімінації забруднень асоціативним біоценозом з мікроорганізмів активного мулу і мікрроводоростей, використання біогенних елементів та їх вплив на фізіологічну активність мікроорганізмів значно зростає.

Відзначено, що на другу добу сумісного культивування мікробних асоціацій активного мулу і мікрроводоростей осад набув зеленого забарвлення і в середовищі інкубації гнойових стоків з'явилися окремі пластівці симбіотичного мулу в яких водорості були включені в структуру пластівця. Мікрроводорості з бактеріями активного мулу уже на п'яту добу процесу культивування утворюють міцний комплекс. В процесі життєдіяльності водорості і бактерії активного мулу розмножуються у пластівці і по мірі їх збільшення розпадаються на дрібніші (при активному перемішуванні суміші), які знову продовжують рости. Відмічено утворення пластівців з клоновою культурою мікрроводоростей *Chlorella vulgaris*.

В процесі очистки стоків мікробними асоціаціями активного мулу і мікроводоростей після шостої доби культивування збільшення вільних клітин водоростей у культуральному середовищі не відмічалось. Це дозволяє судити про утворену асоціацію як стабільну біологічну систему, в якій мікроводорості і бактерії активного мулу симбіотично взаємопов'язані, саме кисень, який утворюють мікроводорості, використовується мікроорганізмами активного мулу. Виділені бактеріями в процесі очистки вуглекислий газ та інші метаболіти, є джерелом вуглецю для мікроводоростей.

Таким чином, мікроводорості в процесі реакцій фотосинтезу асимілюють вуглекислий газ, утворений бактеріями в результаті метаболізму, залучаючи при цьому в обмін речовин азот і фосфор, постачаючи при цьому бактеріям кисень і органічні речовини. В даному випадку бактерії і водорості являють собою симбіотичну асоціацію, створену за субстратно-газовим типом живлення, концентрація хлорофілу в якій складала  $5,33 \pm 0,19$  мг/г сухої речовини.

Слід відмітити, що за гігієнічними показниками стічні води після гравітаційного відстоювання, яке лише частково забезпечує видалення грубодисперсної фракції, характеризувались значним забрудненням за ХСК, БСК<sub>5</sub>, високим вмістом амонійного азоту та неорганічного фосфору (табл. 49). Причому частка забруднень органічного походження значно переважала вміст неорганічних речовин, про що свідчить співвідношення БСК<sub>5</sub> : NH<sub>4</sub><sup>+</sup> : PO<sub>4</sub><sup>3-</sup>.

Біологічна очистка стічних вод мікроорганізмами активного мулу на першій ступені забезпечувала вилучення ОР за ХСК на 83%, а за БСК<sub>5</sub> – на 90%, амонійного азоту – на 41%, а неорганічного фосфору – на 58% порівняно з аналогічними показниками рідкої фракції. Ще ефективнішою виявилась очистка рідкої фракції стоків на другій ступені очистки.

**Гігієнічні показники стічних вод свиногокомплексу за  
гравітаційного відстоювання та біологічної очистки, мг/л,  
M±m, n = 3**

Показник	Гравітаційне відстоювання	Біологічна очистка	
		I ступінь	II ступінь
ХСК, мгО <sub>2</sub> /л	6383,2±271,2	1073,0±42,3	496,0±46,15
БСК <sub>5</sub> , мгО <sub>2</sub> /л	3290,0±105,76	321,0±19,04	93,2±2,88
NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	668,4±36,54	396,0±13,46	97,2±5,0
PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup>	260,0±21,15	108,2±4,3	75,4±3,26
БСК <sub>5</sub> :NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> : PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup>	13 : 3 : 1	2 : 4 : 1	1 : 1 : 1

Після другої ступені біологічної очистки порівняно з нативними стоками вилучення ОР з стічної води за ХСК складало 92%, за БСК<sub>5</sub> – 97%, амонійного азоту – 85,5%, а неорганічного фосфору – 71%. Значно нижчими були ці показники порівняно з аналогічними даними за першої ступені біологічної очистки. Суттєвою виявилась різниця між показниками рідкої фракції стоків після другої ступені біологічної очистки порівняно з першою. Так, стічні води, одержані після другої ступені біологічної очистки, порівняно з першою, характеризувались нижчими показниками ХСК, БСК<sub>5</sub>, а вміст амонійного азоту і неорганічного фосфору в ній був значно вищим за оптимальні параметри. Отже, на основі одержаних даних можна зробити висновок, що гравітаційне відстоювання і очистка рідкої фракції стоків активним мулом, як широко розповсюджені способи обробки гнойових стоків на підприємствах з виробництва свинини, не завжди забезпечує повне видалення забруднень. Поєднання даного способу з очисткою рідкої фракції з використанням симбіотичного мулу, який містить бактерії і мікрородорості дає можливість досягти значно вищого ефекту

щодо елімінації органічної речовини і неорганічних компонентів забруднень стічних вод. Підтвердженням цього висновку є дослідження з вивчення впливу симбіотичного мулу на елімінацію забруднень з рідкої фракції гнойових стоків після гравітаційного відстоювання та біологічної очистки (табл. 50 – 52).

Таблиця 50

**Вплив гравітаційного відстоювання стічних вод на динаміку гігієнічних показників за їх очистки симбіотичним мулом,  $M \pm m$ ,  $n = 3$**

Час експозиції, дів	Показники, мг/л				
	ХСК	БСК <sub>5</sub>	NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup>	Мул, г/л
1	3527,67± 71,70	1846,77± 75,08	436,93± 27,23	189,60± 7,58	1,53± 0,23
2	2150,60± 114,67*	1210,23± 61,43*	257,57± 10,78*	115,64± 7,85*	2,57± 0,10*
3	1149,00± 94,68*	697,17± 13,65*	125,60± 8,09*	52,96± 3,11*	3,29± 0,11*
4	352,30± 39,24*	229,20± 27,34*	51,36± 1,36*	23,26 ±2,32*	3,53± 0,10*

\* -  $p \leq 0,05$  порівняно з показниками на першу добу

Показано, що застосування симбіотичного мулу для очистки рідкої фракції після гравітаційного відстоювання гнойових стоків свинокомплексу забезпечує ефективну елімінацію забруднень. На це вказує значне вилучення ОР за показником ХСК через добу на 45%, 2 доби – 66%, через 3 доби – на 82% і через 4 доби – на 94% (табл. 50). Аналогічний характер вилучення ОР за дії симбіотичного мулу зареєстровано і за БСК<sub>5</sub>. Цей показник через 4 доби очистки скла 93%. Враховуючи те, що ці показники характеризують вміст забруднюючих речовин у стічній воді, можна стверджувати, що застосування

симбіотичного мулу сприяє значній елімінації забруднюючих речовин. Що ж до неорганічних компонентів забруднень, то симбіотичний мул позитивно впливав на процес їх вилучення з рідкої фракції стоків свинокомплексу. Так, вилучення амонійного азоту з стічної води через 4 доби склало 92%, а неорганічного фосфору – 91% порівняно з аналогічними даними рідкої фракції стоків за обробки симбіотичним мулом. Як видно з наведених даних, вилучення ОР і неорганічних компонентів (забруднень) із стічної води за дії симбіотичного мулу залежало від тривалості біоферментації.

Встановлено, що за застосування симбіотичного мулу для очистки стічної води після гравітаційного відстоювання гнойових стоків протягом 4 діб перебігу процесу біоферментації приріст біомаси мулу склав 2 г/л. Це пов'язано з концентрацією забруднень, із ферментативною активністю мікроорганізмів, що сприяло перетворенню органічних речовин відходів у неорганічні компоненти (симбіотичний мул). Збільшення кількості утвореного симбіотичного мулу в системі корелює із значним зниженням вмісту забруднюючих речовин у стічній воді в процесі її очистки. Це свідчить про високу метаболічну активність біологічних об'єктів симбіотичного мулу, як по відношенню до органічних, так і мінеральних забруднень.

Характерним для очистки рідкої фракції гнойових стоків, одержаної після першої ступені очистки симбіотичним мулом є те, що ефективність поглинання органічних та мінеральних речовин біоценозом з мікрроводоростей і бактерій за 4 доби значно зростає. Так, вилучення ОР за цей термін із стічної води за ХСК склало 90%, за БСК<sub>5</sub> – 88%, амонійного азоту – 85% і неорганічного фосфору – 84% порівняно з першим ступенем очистки стоків активним мулом (див. табл. 49). Не дивлячись на значне зниження вмісту органічної речовини у стічній воді, кількість симбіотичного мулу за цей же період досліджень збільшилась на 0,72 г/л, або 33,8% (табл. 51). Така динаміка

вмісту органічних речовин у стічній воді свідчить на користь субстратно-газового типу використання поживних речовин симбіотичною асоціацією мікроорганізмів активного мулу. Зменшення концентрації забруднень у вихідній рідині веде до зниження приросту симбіотичного мулу, але різниця не перевищує 30 %, що є запорукою високої ефективності елімінації біогенних елементів.

Таблиця 51

**Гігієнічні показники стічної води після першої ступені біологічної очистки гнойових стоків за дії симбіотичного мулу,  $M \pm m$ ,  $n = 3$**

Час експозиції, діб	Показники, мг/л				
	ХСК	БСК <sub>5</sub>	NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup>	Мул, г/л
1	731,30± 33,44	192,20± 19,70	235,70± 14,98	67,86± 1,87	2,13± 0,03
2	455,16± 27,26*	106,76± 15,70*	138,66± 11,67*	45,50± 1,47*	2,51± 0,10*
3	250,80± 23,65*	42,63± 2,52*	85,60± 3,00*	25,23± 2,43*	2,75± 0,05*
4	107,56± 5,43*	38,16± 8,09*	59,30± 7,33*	17,56± 0,58*	2,85± 0,01*

\* -  $p \leq 0,05$  порівняно з показниками на першу добу

Дослідженнями встановлено, що застосування симбіотичного мулу для очистки стічної води, одержаної після другої ступені біологічної очистки ще більшою мірою сприяло вилученню забруднень асоціацією бактерій і мікроводоростей, що пов'язано з наявністю різних субстратів для їх росту і розвитку.

Так, через 4 доби спостережень гігієнічні показники стічної води, а саме ХСК, БСК<sub>5</sub>, вміст амонійного азоту і неорганічного

фосфору був значно нижчим порівняно з аналогічними показниками на першу добу досліджень.

Таблиця 52

**Гігієнічні показники стічної води після другої ступені біологічної очистки гнойових стоків за дії симбіотичного мулу, мг/л,  $M \pm m$ ,  $n = 3$**

Час експозиції, дів	Показники				
	ХСК	БСК <sub>5</sub>	NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup>	Мул, г/л
1	368,16±	49,30±	61,48±	46,25±	1,92±
	5,53	0,53	1,23	3,15	0,04
2	249,06±	24,40±	38,43±	22,80±	2,25±
	19,89	2,62	0,68	1,24	0,05
3	169,06±	19,43±	21,73±	19,86±	2,43±
	7,74	0,61	0,58	1,34	0,06
4	135,53±	15,30±	16,94±	13,70±	2,43 ±
	4,27	0,98	2,13	0,81	0,2

\* -  $p \leq 0,05$  порівняно з показниками на першу добу

Процес доочистки стічної води з гнойових стоків симбіотичним мулом, одержаної після другої ступені очистки активним мулом протікав рівномірно і практично завершувався на 4 добу експерименту. Це вказує на високу метаболічну активність мікроорганізмів симбіотичного мулу не дивлячись на низький вміст органічної речовини у стічній воді. Так, через 2 доби вилучення ОР із стічної води за ХСК склало 32%, через 3 доби – на 54%, а через 4 доби – 63%, а за БСК<sub>5</sub> – відповідно 51; 61 і 69% порівняно з першою добою. Подібна закономірність щодо вилучення із стічної води неорганічних компонентів встановлена і для амонійного азоту та неорганічного фосфору. Виявлено, що вміст амонійного азоту в стічній воді за дії симбіотичного мулу через 2 доби знизився в 1,6 раза, через 3 – в 2,8 раза, а фосфатів відповідно в 2,0 і 2,3 раза. Значно нижча

швидкість використання симбіотичним мулом субстратів (забруднень) на другому етапі біологічної очистки обумовлена, на наш погляд, значним зниженням вмісту цих компонентів на попередніх етапах очистки, що узгоджується з незначним збільшенням кількості активного мулу. Встановлено, що через 2 доби кількість активного мулу, який містив симбіотичну мікрофлору, зростає всього на 17,2%, через 3 доби – на 26,6% і залишалась на цьому рівні на 4 добу порівняно з аналогічними результатами досліджень на першу добу.

Розрахунок співвідношення поживних речовин за БСК<sub>5</sub>:NH<sub>4</sub><sup>+</sup>:PO<sub>4</sub><sup>3-</sup> стічних вод за дії симбіотичного мулу показав, що цей параметр впливає на процес їх біологічної очистки. Встановлені значні зміни співвідношення біогенних елементів у рідкій фракції гнойових стоків стічних вод за дії симбіотичного мулу, що вказує на інтенсифікацію їх вилучення при культивуванні асоціації мікроорганізмів у процесі біоферментації.

При застосуванні симбіотичного мулу, тобто асоціацій мікроорганізмів для очистки стічних вод важливим є те, що співвідношення вилучених в процесі біоферментації забруднень корелює з вихідними стоками, чого не спостерігається при застосуванні для їх очистки тільки активного мулу. Це свідчить про високу адаптаційну здатність створеної асоціації мікроорганізмів до різних субстратів гнойових стоків або продуктів їх очистки. Висока пристосованість мікроорганізмів симбіотичного мулу може бути пояснена зміною бактеріальної складової, тобто співвідношення різних фізіологічних груп, а також характеру їх метаболізму в середовищах. Про це свідчить і той факт, що в даному випадку симбіоз мікроорганізмів активного мулу і мікроводоростей утилізує органічні речовини на 93% – 94 % за ХСК і БСК<sub>5</sub> при вихідних значеннях 6,3 і 3,2 г/л відповідно. За цих умов протікання процесу мікроорганізмами



симбіотичного мулу споживається більше 90% біогенних елементів (забруднень) гнойових стоків.

При дослідженні фізіологічних груп мікроорганізмів за дії симбіотичного мулу за різного вмісту компонентів субстрату в біомасі встановлено, що зменшення концентрації елементів живлення веде до зниження їх загальної кількості. Ці зміни відбуваються в основному за рахунок зменшення кількості амоніфікуючих і целюлозолітичних аеробних мікроорганізмів відповідно з  $10^9$  до  $10^8$  і з 20 до 12 мікробних клітин/мл. При цьому в біомасі залишається стабільною кількість целюлозолітичних анаеробів – в межах 2,5 – 4,0 клітин/мл.

Кількість уролітичних бактерій у стічній воді після дії симбіотичного мулу при співвідношенні компонентів 2 : 3 : 1 збільшується до  $25 \cdot 10^4$  кл/мл. Зміна співвідношення субстратів до 1 : 1 : 1 зменшує їх кількість до  $60 \cdot 10^3$  кл/мл. У стічній воді за даних умов відмічається позитивна динаміка росту чисельності нітрифікаторів I і II фаз за стабільного значення кількості денітрифікаторів.

В очищеній воді, одержаній після другої ступені обробки рідкої освітленої фракції симбіотичним мулом, виявлено меншу кількість маслянокислих бактерій, що пояснюється вичерпанням продуктів неповного окислення компонентів забруднень, зокрема легкозброджуваних цукрів.

У процесі очистки гнойових стоків та стічних вод за допомогою активного та симбіотичного мулу зареєстровано підвищення колі-титру з  $8 \cdot 10^{-7}$  –  $5 \cdot 10^{-5}$  до  $2 \cdot 10^{-2}$  –  $1 \cdot 10^{-1}$  мл, що свідчить про значне зниження санітарної небезпеки одержаних продуктів.

Результати досліджень дозволяють зробити висновок про перспективність застосування симбіотичного мулу для доочистки стічних вод, що дає можливість знизити абсолютні значення залишкових кількостей забруднень до встановлених санітарно-

гігієнічних вимог та сприяє зменшенню їх контамінації мікроорганізмами групи кишкової палички.

На основі проведених досліджень доведено, що сумісне культивування мікробних асоціацій активного мулу і мікроводоростей сприяє утворенню симбіотичного комплексу, для якого характерний субстратно-газовий тип споживання органо-мінеральних забруднень стічних вод тваринницьких підприємств. Культивування симбіотичного мулу в процесі очистки гнойових стоків та доочистки стічних вод є більш ефективним прийомом вилучення забруднень, чого не спостерігається при культивуванні тільки бактерій активного мулу. Ефективність елімінації забруднень (органічних речовин) гнойових стоків асоціацією симбіотичної мікрофлори значно вище, що забезпечує підвищення колі-титру та зниження загального бактеріального забруднення одержаної стічної води.

**Вплив рН та аерації стічних вод свинокомплексу на ефективність вилучення забруднень.** Визначення загальної кількості органічної речовини у гнойових стоках свинокомплексу в процесі біоферментації та стабілізації рН карбонатним буфером дало можливість встановити залежність між інтенсивністю перетворення забруднень та розбавленням водою (табл. 53).

Виявлено, що у рідкій фракції гнойових стоків свинокомплексу в умовах стабілізації рН впродовж 7-ми діб знижувався вміст ОР в 6,9 раза. При їх розбавленні водою у 2 рази цей показник зменшився у 8,2; у 3 рази – у 10,1 і у 5 разів – у 15,6 раза порівняно з їх вмістом у нативних гнойових стоках. Причому вміст ОР в рідкій фракції гнойових стоків із збільшенням ступеня їх розбавлення у 5 разів на початку досліджень знизився також в 5 разів, а через 7 діб в процесі очистки – в 11,5 раза.

**Вміст органічної речовини в гнойових стоках за стабілізації рН, аерації та розбавлення водою, мг О<sub>2</sub>/л за БСК<sub>5</sub>, М±m, n=3**

Стоки	Розбавлення стоків	Термін культивування		Ступінь вилучення ОР, %
		на початку	через 7 діб	
Нативні стабілізовані за рН	нативні	2616,1±221,8	379,3±38,8*	85,5
	1:1	1280,2±98,9	156,2±16,0*	87,8
	1:2	690,4±20,5	67,7±6,9*	90,2
	1:4	525,1±15,4	33,6±3,4*	93,6
Нативні стабілізовані за рН+аерація	нативні	2616,1±221,8	211,9±21,7*	91,1
	1:1	1280,2±98,9	140,1±12,3*	89,1
	1:2	690,4±20,5	127,0±13,0*	81,6
	1:4	525,1±15,4	130,2±13,3*	75,2
Ннативні без стабілізації рН+ аерація	нативні	2616,1±221,8	431,6±44,2*	83,5
	1:1	1280,2±98,9	294,4±30,1*	77,0
	1:2	690,4±20,5	142,9±14,5*	79,3
	1:4	525,1±15,4	156,4±16,0*	70,2

Одержані дані вказують на здатність виявлених мікроорганізмів приймати участь в елімінації органічної речовини, причому з високою ефективністю при стабілізації рН та розбавленні водою вихідних стоків. На це вказують і результати досліджень ступеня вилучення органічної речовини нативних стоків.

Встановлено, що ступінь використання органічної речовини рідкої фракції гнойових стоків за вказаний період спостережень збільшувався з 85,5% до 93,6%. Причому розбавлення позитивно впливало на ефективність використання

ОР рідкої фракції гнойових стоків. Так, розбавлення рідкої фракції стоків водою у 2 рази підвищувало ступінь використання ОР на 1,7%, в 3 рази – на 4,7% і в 5 разів – на 8,1 % порівняно з нативними.

Отже ефективність використання органічної речовини рідкої фракції стоків мікрободоростями значно збільшується при їх розбавленні водою за умов стабільного рН.

Аерація розбавленої рідкої фракції гнойових стоків та стабілізація рН виявились також ефективним прийомом їх очистки. Причому розбавлення нативних стоків, як і в першому випадку, знижувало вміст ОР на початку експерименту в 5 разів, а через 7 діб – в 16,3 раза, що в 4,8 раза вище ніж застосування цього ж прийому, але без аерації середовища.

Про це також свідчить зниження більш ніж у 40 разів вмісту ОР в рідкій фракції гнойових стоків на 7-му добу спостережень при їх розбавленні водою у 5 разів порівняно із їх вмістом на початку експерименту. Аерація середовища інкубації при розбавленні рідкої фракції стоків водою у 2 чи 3 рази виявилась менш ефективною. На це також вказує ступінь використання ОР стічних вод.

Однак ступінь використання ОР стоків свинокомплексу мікрободоростями виявилась найменшою без стабілізації рН середовища, навіть за умов аерації. Причому за даних умов найвищий показник використання ОР мікрободоростями (83,5%) зареєстровано на нативних стоках, а потім значення його знижувалось до 70,2% при їх розбавленні у 5 разів. Одержані дані знаходяться у відповідності з результатами досліджень вилучення ОР із стічних вод за різного їх розбавлення водою. Так, за аерації середовища без стабілізації рН вміст ОР знизився в 6,1 раза, за розбавлення водою у 2 рази – в 4,3 раза, в 3 рази – у 4,8 раза і в 5 разів – в 1,8 раза. Через 7 діб експерименту в розбавлених водою у 5 разів гнойових стоках вміст ОР зменшився у 2,6 раза порівняно з нативними (див. табл. 53).

Отже, на основі проведених досліджень можна зробити висновок, що ефективність використання ОР стоків свинокомплексу мікроводоростями залежить від їх розбавлення водою, стабілізації рН середовища та його аерації.

Доцільність використання мікроводоростей при очистці стоків свинокомплексів також визначається їх здатністю перетворювати амонійний азот та неорганічні фосфати, як основні мінеральні компоненти забруднень відходів тваринництва. Показано, що стабілізація рН гнойових стоків карбонатним буфером, знижувала рівень амонійного азоту протягом 7-ми діб культивування з мікроводоростями в 1,7 раза порівняно з даними на початку спостережень (табл. 54).

Таблиця 54

**Вміст амонійного азоту в гнойових стоках за стабілізації рН та аерації середовища, мг/л,  $M \pm m$ ,  $n=3$**

Стоки	Розбавлення стоків	Термін культивування		Ступінь вилучення, %
		на початку	через 7 діб	
Нативні стабілізовані за рН	нативні	436,6±34,10	248,7±28,48*	43,0
	1:1	191,8±4,38	63,3±6,48*	67,0
	1:2	145,5±11,39	46,6±4,45*	68,0
	1:4	90,9±7,09	30,0±2,86*	67,0
Нативні стабілізовані за рН+аерація	нативні	436,6±34,10	5,7±0,55*	98,7
	1:1	191,8±4,38	4,3±0,42*	97,8
	1:2	145,5±11,39	3,8±0,36*	97,6
	1:4	90,9±7,09	3,3±0,31*	96,4
Ннативні без стабілізації рН+ аерація	нативні	436,6±34,10	71,2±6,80*	83,7
	1:1	191,8±4,38	4,0±0,38*	97,9
	1:2	145,5±11,39	4,5±0,43*	96,9
	1:4	90,9±7,09	3,8±0,36*	95,8

\* -  $p \leq 0,05$  порівняно з даними на початку

Розбавлення гнойових стоків водою у 2 рази виявилось ефективнішим при їх очистці, про що свідчить зниження вмісту амонійного азоту в середовищі в 3,0 рази. Розбавлення їх у 3 чи 5 разів не сприяло подальшому зниженню вмісту амонійного азоту. Ступінь використання амонійного азоту за цей час коливався в межах 67,0 – 68,0% від початкового вмісту у середовищі культивування.

Виявилось, що аерація гнойових стоків у комплексі із стабілізацією рН сприяла підвищенню використання мікрободоростями амонійного азоту. За даних умов вміст амонійного азоту в гнойових стоках через 7 діб зменшився у 77,0 разів, а їх розбавлення у 3 чи 5 разів знижувало цей показник в 38,5 і 27,8 рази відповідно порівняно з аналогічними даними на початку спостережень. Однак, не дивлячись на це, ступінь використання амонійного азоту гнойових стоків мікрободоростями за даних умов була високою і коливалась в межах 96,4 – 98,7%.

Вміст амонійного азоту в гнойових стоках без стабілізації рН також суттєво знижувався як і за умов їх аерації. Розбавлення гнойових стоків водою у 2; 3 чи 5 разів також сприяло зниженню вмісту амонійного азоту в процесі очистки. Рівень останнього за даних умов у гнойових стоках через 7 днів культивування зменшився у 47,9; 32,3 і 23,8 рази при розбавленні середовища водою відповідно у 2, 3 та 5 разів.

Отже, на ефективність перетворення амонійного азоту в гнойових стоках свинокомплексу впливає ступінь їх розбавлення, величина рН середовища та аерація. Однак найефективніше даний процес відбувається за умов аерації стічних вод і в меншій мірі залежить від величини рН середовища.

Подібну закономірність було встановлено і щодо вмісту неорганічного фосфору в нативних стоках свинокомплексу за стабілізації рН, розбавлення чи аерації. При цьому ступінь вилучення неорганічного фосфору за 7 діб культивування

мікроводоростей на нативних стоках за стабілізації рН середовища карбонатним буфером склала 30,0% від початкової величини (табл. 55).

Таблиця 55

**Вміст неорганічного фосфору в гнойових стоках за стабілізації рН та аерації середовища, мг/л,  $M \pm m$ ,  $n=3$**

Стоки	Розбавлення стоків	Термін культивування		Ступінь вилучення, %
		на початку	через 7 діб	
Нативні стабілізовані за рН	нативні	145,3±19,10	101,7±9,72	30,0
	1:1	68,3±1,02	44,4±4,24*	35,0
	1:2	51,4±1,70	30,8±2,94*	40,0
	1:4	27,5±1,02	12,4±1,19*	55,0
Нативні стабілізовані за рН+аерація	нативні	145,3±19,10	56,1±5,34*	61,4
	1:1	68,3±1,02	-	-
	1:2	51,4±1,70	19,3±1,84*	62,5
	1:4	27,5±1,02	4,0±0,38*	85,3
Ннативні без стабілізації рН+ аерація	нативні	145,3±19,10	72,9±6,97*	49,8
	1:1	68,3±1,02	14,1±1,35*	79,3
	1:2	51,4±1,70	8,1±0,78*	84,2
	1:4	27,5±1,02	4,4±0,42*	84,0

\* -  $p \leq 0,05$  порівняно з даними на початку

Даний показник у першій серії дослідів зростав до 35,0; 40,0 і 55,05 % при розбавленні стоків водою відповідно у 2; 3 та 5 разів. Аерація, поряд із стабілізацією рН, як нативних, так і розбавлених гнойових стоків, підвищувала використання неорганічного фосфору до 61,4 – 85,3%. Ці дані узгоджуються із зниженням вмісту неорганічного фосфору у гнойових стоках у 2,6; 2,7 та 6,9 раза при їх розбавленні водою відповідно у 2; 3 та 5 разів порівняно з нативними відходами.

Слід також зазначити, що без стабілізації рН середовища карбонатним буфером його аерація на відміну від амонійного азоту не знижувала вміст неорганічного фосфору в рідкій фракції стоків. У гнойових стоках, як показано в третій серії досліджень, ступінь використання неорганічного фосфору складав 49,8%, а при розведенні їх у 2 рази – 79,3%, у 3 рази – 84,2% і у 5 разів – 84,0%. При цьому загальний вміст неорганічного фосфору в гнойових стоках знизився у 2,0 рази, при розбавленні стоків водою у 2 рази – у 4,8 рази, у 3 рази – у 6,3 рази і у 5 разів – у 6,2 рази порівняно з аналогічними даними на початку спостережень.

Отже, на основі проведених досліджень встановлено, що ефективність перетворення органічних та неорганічних речовин, які складають основу забруднень стоків свинокомплексів, в основному залежить від ступеня їх розбавлення та аерації середовища в процесі біоферментації.

Стабілізація рН та розбавлення стоків свинокомплексу по-різному впливали на кількість мікрободоростей в інкубаційному середовищі. Виявлено, що чисельність мікрободоростей у гнойових стоках у свою чергу залежала від вмісту ОР та від терміну їх культивування (табл. 56).

Так, зменшення вмісту ОР в нативних гнойових стоках шляхом їх розбавлення водою з 2,62 до 0,52 г  $O_2$ /л за БСК<sub>5</sub> протягом 7 діб культивування значною мірою впливало на загальну кількість мікрободоростей в інкубаційному середовищі. Найвищу кількість мікрободоростей зареєстровано на нативних гнойових стоках, коли вміст ОР становив 2,62 г  $O_2$ /л за БСК<sub>5</sub>. Причому, порівняно з вихідними даними, на третю добу цей показник зріс в 1,67, на 4-ту – в 3,79 рази і залишався на цьому ж рівні на 5 – 7-му добу культивування.

Розбавлення гнойових стоків свинокомплексу водою до 1,3 г  $O_2$ /л за БСК<sub>5</sub> (у 2 рази) знижувало кількість мікрободоростей в середовищі культивування у 1,5 – 2,7 рази порівняно з аналогічними даними нативних стоків. Подібну закономірність



щодо кількості мікрободоростей в середовищі культивування встановлено і при розбавленні гнойових стоків свинокомплексу у 3 рази, коли загальний вміст ОР становив 0,69 г O<sub>2</sub> на л за БСК<sub>5</sub>. Подальше розбавлення стоків у 5 разів ще більше знижувало загальну кількість мікрободоростей в середовищі культивування.

Розглядаючи динаміку змін чисельності мікрободоростей при їх культивуванні на нативних стабілізованих за рН гнойових стоках, слід відмітити, що через 3 доби їх кількість в інкубаційному середовищі зростала в 1,7 рази, за розбавлення стоків 1:1 – у 2,3 рази, при розведенні у 3 рази – на 35%, а в 5 разів – не змінювалась порівняно з їх кількістю через 2 доби. Подібну закономірність можна було також спостерігати і щодо кількості мікроорганізмів у стоках за їх різного розбавлення і через 4 доби. Так, у нативних гнойових стоках кількість мікрободоростей за вищевказаний період зросла в 2,3 рази, при їх розбавленні у 2 рази – не змінювалась, при розбавленні у 3 рази – підвищилась на 68,9%, а в 5 разів – залишилась без змін.

Подальший контроль за кількістю мікрободоростей при культивуванні як на нативних гнойових стоках, так і за різного розбавлення показав, що їх число через 5; 6 та 7 діб інкубації не змінювалось і було на рівні аналогічних показників через 4 доби. Отже, розбавлення гнойових стоків свинокомплексу водою, стабілізованих за рН, негативно впливає на ріст мікрободоростей, що тісно корелює з вмістом ОР, тобто забруднень.

На підставі одержаних результатів можна зробити висновок про залежність інтенсивності розвитку мікрободоростей від ступеня розбавлення гнойових стоків водою, тобто від кількості ОР в інкубаційному середовищі та стабілізації його рН. Значний науковий і практичний інтерес мають дослідження впливу аерації середовища інкубації на ріст мікрободоростей на нативних або розбавлених водою гнойових стоках свинокомплексу.

**Вплив рН та аерації середовища на динаміку росту мікроводоростей при культивуванні на рідких стоках, млн.кл./мл,  $M \pm m$ ,  $n=3$**

Стоки	Розведення стоків	Вміст ОР в середовищі, г $O_2$ /л за БСК <sub>5</sub>	Термін культивування, діб					
			2	3	4	5	6	7
Нативні стабілізовані за рН	нативні	2,62±0,22	12,3±1,7	20,6±2,04*	46,6±2,04*	51,1±2,04*	54,6±2,04*	52,6±3,07*
	1:1	1,28±0,10	13,1±1,3	29,6±1,36*	29,6±3,41*	25,3±2,04*	21,3±1,70*	19,6±1,02*
	1:2	0,69±0,02	14,3±2,04	19,3±1,02*	32,6±2,04*	29,3±1,02*	22,1±0,68*	21,1±0,68*
	1:4	0,52±0,01	13,3±1,02	17,6±3,41	19,3±3,07	19,3±1,02*	19,4±0,68*	17,2±0,68
Нативні стабілізовані за рН+аерація	нативні	2,62±0,22	21,6±2,04	49,2±1,36*	67,4±3,75*	108,6±4,78*	126,0±3,41*	93,3±10,92*
	1:2	0,69±0,02	54,1±1,7	59,3±3,07	92,1±2,04*	92,4±1,70*	76,6±2,04*	60,6±2,04
	1:4	0,52±0,01	91,3±2,04	103,4±3,75	168,1±8,87*	127,3±4,09*	118,0±11,94*	124,3±12,96
Ннативні без стабілізації рН+ аерація	нативні	2,62±0,22	11,1±0,68	23,3±1,36*	56,3±1,70*	102,1±1,36*	111,3±4,77*	98,6±5,46*
	1:1	1,28±0,10	11,6±1,02	21,6±1,02*	75,3±3,75*	82,6±1,36*	96,6±3,07*	76,3±3,02*
	1:2	0,69±0,02	12,3±1,02	24,6±2,04*	108,3±6,14*	84,6±2,73*	82,6±3,41*	47,2±2,73*
	1:4	0,52±0,01	26,0±1,02	20,3±1,02	40,6±2,04*	33,3±2,04	26,2±0,68	21,5±0,68

\* -  $p \leq 0,05$  порівняно з даними через 2 доби культивування

Встановлено, що аерація як нативних, так і розбавлених гнойових стоків свинокомплексу значно посилювала інтенсивність росту мікробіодоростей. Про це свідчить значне збільшення їх кількості в середовищі культивування протягом 7 діб досліджень. Так, чисельність мікробіодоростей в гнойових стоках через 3 доби інкубації зростає в 2,3 рази, через 4 – у 3,1 рази, через 5 – у 5,0 разів, через 6 – у 5,8 рази, а через 7 діб – у 4,3 рази порівняно з початком досліду. Розбавлення стабілізованих за рН гнойових стоків водою у 3 рази за тих же умов аерації підвищувало загальну чисельність мікробіодоростей лише через 4 доби на 70,2%, залишаючись на цьому рівні через 5 діб спостережень, а потім знижуючись через 7 діб на 34,2% порівняно з їх найбільшою кількістю. Зниження вмісту ОР у нативних стоках до 0,52 г O<sub>2</sub> в 1 л за БСК<sub>5</sub>, що досягалось їх розбавленням у 5 разів водою, підтвердило вище встановлену закономірність. Як і в першому випадку розбавлення нативних стоків водою у 5 разів як з аерацією інкубаційного середовища, так і за розбавлення у 3 рази водою підвищувало кількість мікробіодоростей у біомасі тільки через 4 доби, а потім цей показник особливих змін не зазнавав. Так, уже на другу добу культивування загальна кількість мікробіодоростей у нерозбавлених гнойових стоках при їх аерації була в 1,7 рази вищою ніж без аерації.

Розбавлення гнойових стоків з подальшою їх аерацією також значною мірою стимулювало ріст мікробіодоростей у середовищі. Встановлено, що уже на 2-гу добу культивування загальна кількість мікробіодоростей в середовищі збільшувалась при розбавленні у 3 і 5 разів відповідно у 3,8 і 6,7 рази порівняно з аналогічними даними без аерації середовища. При цьому слід відмітити, що вказана закономірність у стоках при їх розбавленні і аерації спостерігалась протягом всього терміну культивування, досягаючи максимальних значень на 3 – 5-ту добу. В той же час

аерація нерозбавлених стабілізованих стоків виявилась менш ефективною щодо впливу на інтенсивність їх росту.

Отже, аерація нативних стабілізованих стоків позитивно впливає на чисельність мікроводоростей в середовищі культивування, що може значною мірою прискорювати процес перетворення органічних решток відходів при очистці стоків тваринницьких підприємств.

Важливу роль у цьому процесі, як виявлено подальшими експериментами, відіграє стабілізація рН стоків. Дослідженнями встановлено, що без стабілізації рН стоків при їх розбавленні водою знижується ефективність аерації в процесі очистки відходів тваринницьких об'єктів. Про це свідчить зменшення загальної кількості мікроводоростей в середовищі в окремі терміни їх культивування.

Так, при культивуванні мікроводоростей на нативних стоках, які містили 2,62 г  $O_2$ /л за БСК<sub>5</sub> без стабілізації рН середовища, їх загальна кількість хоч і почала збільшуватись з 3-ї доби, але досягла максимального рівня тільки на 6-ту добу. Причому чисельність мікроводоростей у середовищі, порівняно з початком процесу інкубації, через 3 доби зросла у 2,1 раза, через 4 – у 5,1 раза, через 5 – у 9,2 раза, через 6 – у 10 разів, а далі не змінювалась.

Аналогічна закономірність щодо впливу аерації на загальну кількість мікроводоростей в середовищі встановлена і при розбавленні нестабілізованих за рН стоків у 2 рази. Через 3 доби інкубації загальна чисельність мікроводоростей у середовищі, порівняно з вихідними даними, зросла у 1,9 раза, через 4 – у 6,5 раза, через 5 – у 7,1 раза, через 6 – у 8,3 раза, а потім через 7 діб дещо знижувалась.

Розбавлення нативних стоків водою у 3 рази без стабілізації рН, але з аерацією, виявилось не досить ефективним способом покращення умов культивування мікроводоростей. Вже через 3 доби культивування загальна кількість мікроводоростей в

середовищі зросла в 1,9 раза порівняно з аналогічними даними на 2-гу добу і досягла максимального рівня через 4 доби, збільшившись у 8,8 раза і залишалась стабільно високою на 5 – 6-ту добу, а потім дещо знизилась через 7 діб.

Найменш ефективним стимулятором розмноження мікроводоростей виявилось розведення стоків у 5 разів за їх аерації. Так, через 4 доби кількість мікроводоростей в середовищі з розбавлених стоків збільшилась тільки на 56%, а в інші періоди не змінювалась порівняно з вихідними даними .

Одержані результати свідчать про залежність росту мікроводоростей на стічних водах свинарських підприємств від концентрації органічних забруднень, стабілізації рН суміші та аерації середовища і відкривають перспективу використання різних видів мікроводоростей на заключних етапах в технологіях очистки стічних вод.

Вивчення впливу аерації на розвиток мікроводоростей при очищенні гнойових стоків за періодичного режиму культивування свідчить про залежність процесу від вмісту кисню в культуральному середовищі (табл. 57).

Так, підвищення інтенсивності аерації стічних вод у біоферментері з 20 до 40, або до 60 л/год збільшувало приріст біомаси мікроводоростей на другу добу культивування відповідно на 7 та 86%. На 4-ту добу культивування загальний приріст біомаси мікроводоростей у стічних водах підвищився за аерації суміші 20 л/год на 17,6%, при 40 л/год – на 47,6%, а при 60 л/год – знизився на 77,5% порівняно з аналогічним показником на другу добу.

Приріст біомаси мікроводоростей у середовищі на 6-ту добу, порівняно з четвертою, зріс у першому варіанті досліді на 10,1%, у другому – на 77,2%, а в третьому – на 57,2%.

Підвищення концентрації карбонатного буфера з 0,1 до 0,5% збільшувало приріст біомаси мікроводоростей на другу добу

досліджень на 70,3%, а до 1,0% – зменшувало цей показник на 9,6%.

Таблиця 57

**Приріст біомаси мікробіодоростей гнойових стоків за різних умов культивування (періодичний режим),  
%,  $M \pm m$ ,  $n = 3$**

Варіант досліду	Термін культивування, діб		
	2	4	6
Аерація середовища, л/год			
20	154,03±17,09	171,60±5,97	181,70±6,83
40	161,80±7,34	209,40±10,25	286,60±10,23
60	240,30±17,07	162,80±4,78	220,00±17,06
Карбонатний буфер, %			
0,1	124,60±5,12	128,40±9,21	119,23±8,53
0,5	194,30±7,85	224,50±15,22	261,90±5,93
1,0	115,00±3,41	143,50±3,75	248,70±16,04
Аерація середовища, л/год + карбонатний буфер, %			
10 + 1,0	310,00±30,71	482,20±26,14	664,86±15,07
20 + 0,5	413,40±13,65	508,86±10,23	854,30±97,26
30 + 0,1	400,00±27,30	787,70±31,84	657,16±15,69

Найкращим виявився приріст біомаси мікробіодоростей при культивуванні на стічних водах свинокомплексу на 4-ту добу при додаванні 0,5% карбонатного буфера порівняно з аналогічними показниками при 0,1 та 1,0% його вмісті в середовищі інкубації. Подібна закономірність у збільшенні біомаси мікробіодоростей у стічних водах встановлена і на 6-ту добу їх культивування. Причому ефективність введення до інкубаційного середовища для мікробіодоростей карбонатного буфера в цей період була високою як за дози 0,5, так і за дози 1,0%. Однак як показали подальші дослідження найінтенсивніший розвиток

мікроводоростей при їх культивуванні на стічних водах свинокомплексу спостерігався за одночасної аерації середовища та додавання карбонатного буфера.

При цьому найвищий приріст мікроводоростей зареєстровано при додаванні в середовище інкубації 0,5% карбонатного буфера та аерації інтенсивністю 20 л/год. Приріст біомаси мікроводоростей в середовищі інкубації за даних умов збільшувався на другу добу на 103,4%, на четверту – на 26,7% і на шосту – на 189,4% порівняно з аналогічними показниками за аерації суміші 10 л/год і додаванням карбонатного буфера до середовища у дозі 1,0%.

Збільшення інтенсивності аерації суміші до 30 л/год і зменшення концентрації карбонатного буфера до 0,1% також забезпечувало значний приріст біомаси мікроводоростей на другу та четверту добу. Отже, як встановлено дослідженнями, найоптимальнішим щодо приросту біомаси мікроводоростей при їх культивуванні на гнойових стоках свинокомплексу є їх аерація з інтенсивністю 20 – 30 л/год за рівня карбонатного буфера 0,5%.

Визначення основних санітарно-гігієнічних показників стічних вод свинокомплексу до та після їх очистки мікроводоростями підтвердило висновок щодо ефективності застосування аерації та стабілізації суміші карбонатним буфером. Так, БСК<sub>5</sub> стічних вод свинокомплексу через 7 діб культивування з мікроводоростями знизилось у 11,2 раза, при дозі карбонатного буфера в середовищі інкубації 0,1% - у 14,2 раза, при 0,5% і в дозі 1,0% буфера – у 8,9 раза (табл. 58).

За цей період частка використання ОР мікроводоростями за БСК<sub>5</sub> склала 86,7 – 92,9%. Як виявилось, мікроводорості внесені в середовище інкубації, яке складалось із гнойових стоків свинокомплексу, досить ефективно використовували амонійний азот.

Показано, що вміст амонійних сполук у стічних водах свинокомплексу за різних доз карбонатного буфера під дією

мікродоростей через 7 діб культивування знизився в середньому у 14,2 – 17,3 раза порівняно з його вихідним рівнем.

Таблиця 58

**Гігієнічні показники стічних вод свиногокомплексу за дії карбонатного буфера і аерації середовища (періодичний режим), г/л,  $M \pm m$ , n = 3**

Варіант досліджу	Показники, мг/л					
	БСК <sub>5</sub> (вихідна концентрація 165,1±28,5)		NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> (вихідна концентрація 117,8±19,8)		PO <sub>4</sub> <sup>-</sup> (вихідна концентрація 64,1±9,3)	
	через 7 діб	частка використання, %	через 7 діб	частка використання, %	через 7 діб	частка використання, %
Карбонатний буфер, %						
0,1	14,76± 0,71	91,05± 0,17	8,30± 0,82	93,01± 0,69	7,06± 0,10	88,97± 0,16
0,5	11,60± 0,81	92,96± 0,48	7,43± 0,37	93,69± 0,32	5,25± 0,51	91,80± 0,79
1,0	18,50± 1,74	86,70± 0,99	6,80± 0,34	94,22± 0,29	5,70± 0,78	90,99± 1,16
Аерація середовища, л/год + карбонатний буфер, %						
10 + 1,0	12,16± 0,85	92,62± 0,51	6,97± 0,17	94,08± 0,15	5,50± 0,41	91,41± 0,68
20 + 0,5	8,26± 0,24	94,99± 0,14	5,26± 0,34	95,52± 0,29	4,43± 0,23	93,08± 0,43
30 + 0,1	9,83± 0,31	94,04± 0,19	6,08± 0,10	94,83± 0,10	5,92± 0,26	90,76± 0,10



Загальний вміст неорганічних сполук фосфору у гнойових стоках свинокомплексу після їх культивування з мікроводоростями за різних доз карбонатного буфера через 7 діб також знизився у 8,8 – 12,2 раза, а частка їх використання становила 89,0 – 91,8%.

Однак сумісна дія досліджуваних факторів, а саме аерація середовища та додавання до нього карбонатного буфера виявились ефективнішими щодо очистки рідких стоків ніж дія лише карбонатного буфера.

Одержані дані свідчать, що БСК<sub>5</sub> гнойових стоків при очищенні мікроводоростями, які культивували з додаванням карбонатного буфера в дозі 0,5% і аерації середовища інтенсивністю 20 л/год через 7 діб інкубації знизилась майже у 20 разів порівняно з вихідними показниками.

Збільшення або зменшення дози карбонатного буфера чи інтенсивності аерації гнойових стоків порівняно з вищевказаними, дещо знижували ефективність процесу їх очистки асоціацією мікроводоростей.

Подібну закономірність щодо впливу асоціації мікроводоростей на вміст іонів амонію у гнойових стоках свинокомплексу одержано за дози карбонатного буфера в суміші 0,5% і інтенсивності аерації 20 л/год. За цих умов вміст іонів амонію у гнойових стоках після семи діб інкубації знизився у 22,4 раза, а їх використання мікроводоростями становило 95,5% порівняно з вихідними даними. Зміна дози карбонатного буфера та інтенсивності аерації стічних вод свинокомплексу при їх очистці мікроводоростями протягом семи діб, практично не впливало на вміст іонів амонію в інкубаційному середовищі, а їх використання становило 94,1 – 94,8%.

Оптимальними виявились доза карбонатного буфера 0,5% і інтенсивність аерації інкубаційної суміші 20 л/год щодо використання мікроводоростями сполук неорганічного фосфору стічних вод свинокомплексу. Так, вміст неорганічних

фосфоровмісних сполук в інкубаційному середовищі за цих умов через 7 діб інкубації знизився у 14,5 раз, а ефективність їх використання склала 93,1% від вихідного рівня. Зміна дози карбонатного буфера і інтенсивності аерації інкубаційної суміші дещо знижувала вище наведені показники.

Таким чином, встановлено, що ефективність вилучення забруднюючих речовин гнойових стоків свинокомплексу залежить від вмісту вуглецю, у тому числі гідрокарбонатних іонів, що стимулює активність мікроорганізмів. Аерація суміші поліпшує забезпечення мікробами киснем, що оптимізує параметри процесу біоферментації як основного механізму перетворення органічних речовин.

Підтвердженням цього висновку є результати досліджень, які свідчать про те, що при культивуванні мікробів в біоферментері в проточному режимі за швидкості розбавлення  $D = 0,01 \text{ год}^{-1}$  і кількості мікробів  $14,15 \pm 1,2$  млн. клітин/л БСК<sub>5</sub> суміші знижується на 86,5%, концентрація азоту – на 84,4%, а вміст фосфору неорганічних сполук – на 88,1%.

Ефективність процесу очистки стічних вод за використання мікробів зростає при подальшому їх окисненні в біоставах. Після 5-добового витримання такої рідини в ставках БСК<sub>5</sub> знижується на 96,7%, вміст амонійного азоту – на 98,3%, а неорганічного фосфору – на 98,2% (табл. 59).

Після доочистки одержаних стічних вод в біоставах їх БСК<sub>5</sub> знизилось на 17,9 мг O<sub>2</sub> /л, концентрація амонійного азоту – на 16,3 і фосфатів – на 6,0 мг/л, що відповідало нормативним вимогам.

За очистки гнойових стоків мікробами їх загальне мікробне число різко знижується, значно зростає колі-титр і титр ентерококу, що свідчить про здатність мікробів негативно впливати на розвиток бактерій.

**Санітарно-гігієнічні показники стічних вод за різних способів доочистки (проточний режим),  $M \pm m$ ,  $n = 3$**

Стічна вода	Показники					
	БСК <sub>5</sub> , мг О <sub>2</sub> /л	NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> , мг/л	PO <sub>4</sub> <sup>-</sup> , мг/л	Мікробне число, кл./мл	Колі- титр, мл	Титр ентеро- коку, мл
Вихідна (після II ступені очистки)	165,1± 28,5	117,8± 19,8	64,1± 9,3	6·10 <sup>6</sup> - 3·10 <sup>7</sup>	10 <sup>-3</sup> - 10 <sup>-5</sup>	10 <sup>-4</sup> - 10 <sup>-5</sup>
Після доочис- тки мікрово- доростями	23,4± 2,76	18,3± 2,0	7,1± 0,9	2·10 <sup>3</sup> - 12·10 <sup>4</sup>	10 <sup>-1</sup> -1	10 <sup>-1</sup> -1
Після доочистки у біостві	5,5±1,0	2,0±0,2	1,1±0,2	2·10 <sup>2</sup> - 2·10 <sup>3</sup>	1-10	1-5

Це підтверджується також динамікою росту мікроводоростей та зменшенням кількості бактерій і кишкової палички в гнойових стоках після їх культивування з мікроводоростями (табл. 60).

Встановлено, що вже на другу добу доочистки гнойових стоків мікроводоростями із застосуванням аерації та періодичного режиму біоферментації їх кількість у середовищі збільшується більш ніж у 2,0, на третю добу – у 4,5, на четверту – у 8,2, на п'яту – у 12,6, на шосту – у 14,1 і на сьому – в 11,8 рази порівняно з аналогічними показниками вихідних стічних вод.

Паралельно із збільшенням кількості мікроводоростей у середовищі культивування зростає і кількість загиблих клітин кишкової палички, що значною мірою поліпшує санітарно-гігієнічні показники одержаної рідини.

**Динаміка чисельності мікрободоростей та загибель кишкової палички при доочистці стічних вод (періодичний режим),  $M \pm m$ ,  $n = 3$**

Період досліджень, діб	Показник	
	мікрободорості, млн. клітин/мл	загибель кишкової палички, %
Вихідні стічні води	6,93±0,61	-
2	15,10±3,58*	58,0
3	31,03±9,76*	64,0
4	56,76±7,09*	86,5
5	87,26±19,62*	96,3
6	97,50±24,57*	98,9
7	81,50±15,69*	99,7

\* -  $p \leq 0,05$  порівняно з вихідними стічними водами

Так, уже на другу добу культивування мікрободоростей у стічних водах загибель клітин кишкової палички, порівняно з вихідними стоками, становила дещо більше половини їх кількості, а на 7-му добу виявлено практично повне їх знищення. На значне поліпшення санітарного стану стічної води після культивування мікрободоростей та аерації також вказують загальне мікробне число, колі-титр і титр ентерококу.

Отже, проведеними дослідженнями встановлено, що застосування мікрободоростей, аерації середовища інкубації та внесення карбонатного буфера є ефективними засобами процесу очистки стічних вод свиногокомплексу.

Мікрободорості здатні ефективно використовувати забруднюючі речовини гнойових стоків свиногокомплексів, про що

свідчить зниження БСК<sub>5</sub>, вмісту іонів амонію та неорганічних сполук фосфору.

Цей висновок підтверджується значним збільшенням біомаси мікроводоростей в середовищі інкубації за аерації суміші та внесення карбонатного буфера як джерела вуглецю та гідрокарбонатних іонів. Причому інтенсивний ріст біомаси мікроводоростей пригнічує ріст кишкової палички, сприяє зростанню титру ентерококу та колі-титру, покращує санітарну безпеку стічних вод після біоферментації

## РОЗДІЛ 7

### ПРОЦЕСИ БІОФЕРМЕНТАЦІЇ ОРГАНІЧНИХ РЕЧОВИН ВІДХОДІВ ТВАРИННИЦТВА ЗА АНАЕРОБНИХ УМОВ.

На сьогодні розроблено та використовується значна кількість різноманітних способів обробки та знезараження відходів тваринництва [313]. Найбільш широко використовуваними на підприємствах з виробництва продукції тваринництва способами обробки гною, гноївки та гнойових стоків є механічне очищення, розділення на фракції, компостування, ана- та аеробне зброджування тощо. Всі ці способи у більшості випадків є традиційними і лише незначна їх частка включає ряд документів міжнародного рівня [10, 261, 264] і законодавчих актів, норм і правил, розроблених останнім часом в галузі тваринництва. Згідно деяких з них весь комплекс природоохоронних заходів у сфері діяльності тваринницьких підприємств повинен бути спрямований на дотримання норм гранично допустимих викидів (ГДВ) хімічних та біологічних інгредієнтів відходів виробничої діяльності, а саме гною, стічних вод, шкідливих газів патогенної мікрофлори, личинок та яєць гельмінтів тощо в атмосферу, ґрунт, поверхневі і підземні водні джерела [17, 360].

Основною вимогою природоохоронних заходів є зниження викидів шкідливих речовин в атмосферу, у водні джерела та ґрунт шляхом застосування найбільш досконалих технологій, знешкодження відходів шляхом їх переробки [29].

Аналіз існуючих технологій зберігання, обробки і утилізації відходів тваринництва, окрім санітарно-гігієнічних вимог та екологічної чистоти, повинен враховувати і ступінь економічності конкретних технологічних рішень [92].

Поряд з капітальними і експлуатаційними витратами важливими факторами процесу переробки відходів є

енергоємність, якість кінцевого продукту переробки (добрива, кормовий білок, дріжджі та ін.), експлуатаційна надійність, використання доступних матеріалів, сировини, реагентів тощо [48, 196].

Ефективність застосування різних способів переробки гною, як вказувалось раніше, залежить від його виходу, властивостей і хімічного складу, а останній – від якості та кількості спожитого корму, виду та віку тварин, умов їх утримання та способу видалення відходів [298, 304]. На вибір способу переробки впливає і вологість відходів після їх видалення з приміщень. Для рідкого гною з вологістю 86-93%, який отримують переважно на свинарських комплексах і фермах для великої рогатої худоби із застосуванням гідравлічних методів видалення, практикують як правило способи очистки засновані на фракціонуванні окремих його складових. Напіврідкий гній з вологістю до 90% та твердий – підстилковий гній з вологістю 75-80% і гнойові стоки, які мають вологість понад 93%, найчастіше переробляють шляхом твердофазного компостування та розділення з використанням гравітаційних способів та біологічної очистки [109].

Виходячи з того, що безпідстилковий гній великих тваринницьких комплексів і ферм являє собою складну, багатокомпонентну колоїдно-полідисперсну систему, його переробка потребує значних затрат та розробки технологічних рішень заснованих на використанні біохімічних реакцій в процесах біоферментації [37, 249, 268].

Дослідники одноставно сходяться на думці, що саме рідкі відходи становлять найбільшу загрозу для довкілля, оскільки вони створюють найбільше проблем з точки зору обробки і знезараження. На сьогодні розроблено цілу низку технологічних рішень з очищення і знезараження рідкого гною. Усі ці способи можна поділити на три групи, а саме: біологічні, хімічні та фізичні. До природних біологічних способів відносять компостування, відстоювання, окислення в біологічних ставках,

лагунах, ґрунтах. Штучні біологічні способи очищення і знезараження рідких стоків включають їх обробку в аеротенках, окислювальних траншеях та метантенках. Фізичні способи побудовані на використанні тепла, іонізуючого опромінення та гідравлічного ефекту. Хімічні способи обробки рідких стоків передбачають в першу чергу їх знезараження хлорним вапном, озоном, формальдегідом та іншими дезінфектантами [225].

Ефективність застосування біологічних методів очищення стоків залежить від швидкості деструкції і мінералізації органічних речовин мікроорганізмами, головним чином, бактеріями. Розкладаючи органічну речовину відходів бактерії знижують вміст забруднюючих речовин в рідкому гної, сприяють їх переходу з розчинної у нерозчинну чи газоподібну форми [244].

Видовий склад мікроорганізмів, а отже і перебіг процесу за аеробних умов залежать від температури середовища. За температури біомаси 20-30<sup>0</sup>С переважають мезофільні аероби (мезофільне окислення), за 30-40<sup>0</sup>С – термофільні (термофільне окислення) [61, 73].

В анаеробних умовах має місце метанове збродження біомаси, яке протікає за температури 30-35<sup>0</sup>С також під дією переважно мезофільних анаеробів, а при 50-55<sup>0</sup>С процес бродіння забезпечують термофільні мікроорганізми. За аеробних умов обробки рідких стоків токсичні гази, що володіють запахами, майже не утворюються [95]. В процесі аеробної біоферментації виділяється значна кількість тепла, що веде до самозігріву маси (до 70<sup>0</sup>С) і знешкодження патогенних мікроорганізмів, яєць і личинок гельмінтів.

В процесі очистки і знезараження гною за анаеробних умов дія бактерій направлена на розклад органічних речовин і завершується виділенням біогазу в основному з метану та водню в суміші з діоксидом вуглецю [30, 31].



Для забезпечення життєдіяльності і росту біомаси мікроорганізмів, крім органічних сполук, гнойові стоки повинні містити певну кількість біогенних елементів, а саме: азот, фосфор і калій, які справляють значний вплив на процеси окислення. Дефіцит у стоках азоту призводить до утворення важкоосаджуваного мулу, а нестача фосфору веде до повільного утворення мулу і окислення органічних сполук та масового розвитку нитчастих бактерій. Це в свою чергу призводить до «набухання» і поганого осідання мулу, виносу його з очисних споруд разом з освітленою водою. Важливе значення для перебігу процесу окислення органічної речовини стоків має кислотність середовища, оптимальне значення якої лежить в межах 6,5-8,5 [86, 260].

Встановлено, що в стічних водах свиноферм фракція, яка не піддається біохімічному розкладанню, або в якій цей процес уповільнений, може складати 60-70% усіх твердих речовин. Видалення цих речовин перед очисткою стоків поліпшує кінцеву очистку і позитивно впливає на трансформацію органічних сполук. Це досягається шляхом механічного розділення гнойових стоків віброгрохотами, сепараторами, дуговими ситами, пресами та центрифугами [148, 295, 344].

Гравітаційним способом розділення стоків на тверду та рідку фракції є його відстоювання в горизонтальних, вертикальних або радіальних відстійниках. Найбільш розповсюдженими є металеві вертикальні відстійники ефективність розділення стоків в яких становить 75-85% з вологістю осаду 93-96%. При цьому рідка фракція з відстійника має забруднення за ХСК 3500-4000 мг/л, за БСК 2900-3300 мг/л.

Розроблені і інші технологічні схеми обробки рідкого гною з розділенням і без розділення його на фракції. Одна із них передбачає застосування барабанних віброгрохотів, зберігання та біотермічне знезараження твердої фракції на секційному майданчику, збирання атмосферних стоків з майданчику для

твердої фракції і подачу їх спільно з рідкою фракцією в карантинний резервуар, обладнаний засобами для перемішування і перекачки у ставок-накопичувач з наступним використанням на зрошування ґрунтів [253, 258].

Друга схема передбачає сепарацію, вилучення побічних включень предметів з гною (уламки цегли, бетону, щепи т. ін.), карантинування і зберігання нерозділеного гною в секційних накопичувачах, обладнаних механічними чи гідравлічними мішалками. Перед використанням гною його перемішують і дезодорують у спеціальній ємкості, обладнаній рототурбінами, для ліквідації запаху аміаку і сірководню і заорюють. Втрати азоту при цьому сягають 15% його вмісту в оброблюваній масі. У випадку виникнення епізоотій гній на підприємствах знезаражують одним з хімічних способів, використовуючи з цією метою формалін, рідкий аміак та хлорне вапно [28, 265].

Ці способи обробки гною рекомендуються для комплексів і ферм усіх типорозмірів з виходом гною до 100 т/добу і вологістю до 98%. При цьому зазначається, що вони непридатні в регіонах з тривалим стоянням температур зовнішнього повітря нижче 0°C [251, 281].

Розроблено [103] спосіб зберігання і утилізації рідкого гною вологістю до 90% в залізобетонних ємкостях-циліндрах обсягом 500 м<sup>3</sup>. З них після гомогенації рідкого гною рідку фракцію перекачують у польові гноєсховища і використовують для зрошування ґрунтів у розбавленому чи нерозбавленому вигляді. Тверду фракцію вологістю 75% складують на майданчиках з твердим покриттям для біологічного знезараження, після чого вносять у ґрунти [323].

Дослідження гігієнічних показників рідкого гною Калитянського, Апостолівського і Вуглегірського свинокомплексів показали, що найбільш ефективними із запроваджених способів механічного очищення були дугові сита та вертикальні відстійники. За ступенем видалення з рідкого

гною грубодисперсних домішок цей спосіб виявився на 10-20% ефективнішими за систему “вібросита (або віброгрохоти) – горизонтальні відстійники” та горизонтальні чеки-відстійники. Кращі результати щодо розділення гною на фракції були отримані з допомогою вертикальних відстійників. Санітарно-гігієнічні показники цього гною після обробки на них знизились, у тому числі БГКП – на 90,0%, ЗМО – на 46%, ентерофаги – на 20%, яєць гельмінтів – на 64%. Автори рекомендують коагуляційний спосіб очищення стоків перед біологічним замість механічного, який було апробовано на цих же комплексах. За їх даними обробка рідкого гною спеціальними коагулянтами забезпечила більш глибоке очищення рідкого гною, ніж гравітаційні і динамічні методи або їх комбінації. Однак на основі одержаних даних щодо санітарного стану відходів після переробки зроблено висновок, що штучна багатоступенева біологічна очистка рідкого гною із застосуванням коагуляції не забезпечує повного знезараження і для усунення епідемічної небезпеки гнойові стоки повинні постійно знезаражуватися, а не лише на випадок епізоотії [24, 127].

Застосування з цією метою парострумненової установки, яка забезпечила надійне знезараження стоків за температури пари 130-150<sup>0</sup>С показало високу ефективність. Вивчення ефективності анаеробного збродження суміші гнойових стоків цих же свинокомплексів показало, що за термофільного режиму, який характеризувався температурою 52-55<sup>0</sup>С робота метантенку протягом 10 діб забезпечувала зниження БГКП у збродженому субстраті на 99,99%, а ЗМО – на 89,6%.

Деякі автори навпаки неоднозначно оцінюють спосіб штучної дво- та трисекційної біологічної очистки стічних вод великих тваринницьких комплексів [95]. Ряд із них вважають, що найбільш ефективними є хімічні методи очистки та знезараження відходів з використанням для осадження феррохлориду та вапна, а для знезараження – формаліну, аміаку та ксилолу [95].

Дослідження санітарної безпеки стоків свинокомплексу після трисекційної очистки рідкої фракції в аеротенках з доочисткою в біологічних ставках вказують на їх високе мікробне обсіменіння, навіть після хлорування. Крім того, існує думка, що штучна біологічна очистка стоків знижує якість одержаних добрив, оскільки в значній мірі з них видаляються азот, фосфор та калій [236, 339].

На основі цих та інших даних зроблено висновок, що найбільш ефективним методом знезараження рідкого гною є його тривала витримка у відстійниках-накопичувачах, або в гноєсховищах, які забезпечують високу ступінь розділення відходів на фракції [95]. В той же час за даних способів виявлено, що число мікробних тіл знижується незначною мірою – з 153-160 до 118-113 млн/мл; колі-титр стоків підвищується з  $10^{-6}$  до  $10^{-5}$ . Кількість кишкової палички у стоках після відстоювання знижувалась на порядок [28, 230].

Ряд дослідників [35, 95] сходяться на думці щодо високої ефективності доочистки рідкого гною в біологічних ставках. Найбільш ефективно в біоставках очищаються стоки з БСК<sub>5</sub> 200-300 мг O<sub>2</sub>/л.

Автори констатують, що хоча такий метод очистки дозволяє знизити вміст патогенної мікрофлори в біомасі, але глибокого її знезараження досягти не вдається навіть за багатоступеневої системи біоставів. Порівняння затрат на очистку стоків в біоставах з природною чи штучною аерацією, окислювальних каналах та біофільтрах дало можливість зробити висновок про економічні переваги використання біоставів з природною аерацією. З точки зору гігієнічних вимог біостави не завжди є ефективним способом очищення стоків, тому що вони використовуються лише в теплий період року, а з їх поверхні відбувається випаровування аміаку, сірководню та відбувається забруднення повітряного басейну мікрофлорою. Тривале

зберігання стоків в ставках викликає забруднення підземних вод і вони є місцем розмноження мух [284].

Збродження рідкого гною досить ефективно відбувається в лагунах і окислювальних каналах. За таких умов під дією сил гравітації тверда фракція рідкого гною осідає на дно і розкладається за анаеробних, а надосадова рідина – за аеробних умов. Однак за таких технологій спостерігається відносно високе значення БСК<sub>5</sub> в органічній фракції стоків. Вона також містить патогенну мікрофлору та яйця гельмінтів. Тому такі стоки забороняється скидати у водойми. Лагуни є джерелом шкідливих газів. Які забруднюють повітря, а при цьому зберігається небезпека забруднення підземних вод. Для покращення переробки рідкого гною у лагунах і окислювальних каналах рекомендовано застосовувати штучну аерацію, яка прискорює процес окислення органічних речовин, але знижує якість добрив та не дозволяє повністю знищити патогенну мікрофлору [101, 305, 315].

Збродження рідкого гною в окислювальних каналах із штучною аерацією розміщених під тваринницьким приміщенням, що широко практикується в Нідерландах, Англії та США, значно знижує виділення газів та загрозу забруднення ґрунтових вод, але не забезпечує повне знищення патогенної мікрофлори. Значення БСК<sub>5</sub> відходів за таких умов знижується до 100-200 мг/л. Подальше зниження цього показника пов'язане з додатковим використанням аеротенків чи лагун з аерацією. Окислювальні канали, розміщені під підлогою рекомендовано влаштовувати і на малих свинофермах [53, 372].

В останній час значно зріс інтерес до технологій, пов'язаних з метановим бродінням рідкого гною для виробництва біогазу, який на 60-80% складається з метану і на 40-20% - вуглекислого газу [30, 141, 155, 218]. За цієї технології гине насіння бур'янів; білковий азот перетворюється в легкозасвоювану для рослин форму, а гній може бути використаний уже в перший рік як

органічне добриво. Однак на практиці ця технологія не знаходить масового впровадження внаслідок значних експлуатаційних витрат, тривалості процесу бродіння (до 15 діб і більше), складності регулювання та контролю самого процесу бродіння.

Значний науковий і практичний інтерес викликає спосіб тривалого (6-12 міс.) зберігання гною свиней у підпідлогових сховищах (ваннах). За цим способом екскременти крізь решітчасту підлогу продавлюються кінцівками тварин у сховище, де зберігаються протягом циклу утримання. Тут відбувається його анаеробне зброджування, а після видалення з приміщень такий гній можна використовувати як цінне органічне добриво. Значне зниження витрат на видалення, транспортування та переробку гною, доочистку в спеціальних спорудах сприяє покращенню мікроклімату приміщень та прифермської території і робить цей спосіб зберігання і утилізації гною одним з найперспективніших. В спеціальній літературі цю технологію переробки гною, висвітлено незначною мірою, що передбачає проведення як наукових, так і широких виробничих досліджень таких систем [33, 42, 207].

Одним із ефективних способів утилізації гною є компостування. Цей спосіб ґрунтується на стабілізації процесів гниття органічної речовини, знищенні патогенних мікроорганізмів та насіння бур'янів, консервації азоту, фосфору, калію, що містяться у сировині; одержанні однорідного, стерильного кінцевого продукту без запахів, що є цінним органомінеральним добривом і кондиціонером ґрунту. Найважливішими факторами при компостуванні гною є розмір часток матеріалу, вміст вологи, аерація, температура та співвідношення вуглецю та азоту [129, 185, 353].

Невеликий розмір часток гною збільшує площу контакту мікроорганізмів з субстратом, що покращує розкладання компостної маси. На цей процес впливає співвідношення C:N значення якого нижче 20 сприяє перетворенню азоту під час

компостування на аміак, який виділяється у повітря. Не менш важливим фактором впливу на процес компостування є вологість компостної маси, значення якої нижче 60% підсилює самозігрівання маси, що передбачає її обробку гноївкою або рідкими стоками. З метою підвищення ефективності біотермічного знезараження компосту його періодично перемішують. На відміну від більшості процесів аеробного бродіння, при компостуванні біомаси необхідно враховувати витрати повітря. Виявлено, що надлишкова аерація буртів веде до зниження температури компостної маси. Ефективність технологій компостування можна покращити шляхом застосування різного роду інокулюючих добавок.

Компостування відходів, у тому числі гною може здійснюватися на відкритих майданчиках або в закритих емкостях чи спорудах [186]. Ефективність даного способу переробки відходів значною мірою залежить від сезону року та природно-кліматичних умов. В зимовий період інтенсивність окислювальних процесів у бурті істотно уповільнюється. Недоліком даного способу переробки гною є наявність викидів шкідливих газів аміаку і сірководню, а також парникових газів метану і вуглекислого газу, які за своєю природою є “неорганізованими”, оскільки виділяються з компостної маси в повітря по всій її поверхні, що не дає змоги їх локалізувати. Окрім виходу шкідливих газів, при дозрівання компостів має місце надходження твердого та рідкого аерозолу, патогенної мікрофлори з газоподібними викидами і гноївкою [128].

Компостування гною в приміщенні має ряд переваг пов'язаних з позитивним впливом температури на перебіг процесу перетворення органічної речовини, здатністю контролювати і регулювати швидкість процесу. За даного варіанту створюються умови щодо зниження викидів шкідливих газів у атмосферу, а гнойові стоки можуть бути знезаражені [74, 188].

Основним недоліком компостування гною є значні втрати азоту і органічної речовини, що знижує якість одержаних органічних добрив. Ряд авторів звертають увагу на відносно великі капітальні та експлуатаційні витрати і, зрештою, собівартість компосту.

Гарячий спосіб зберігання гною полягає у формуванні штабелів, у яких відходи тваринництва розміщують шарами (50 – 70 см) без ущільнення. З підвищенням температури до штабелів додають наступний шар до досягнення штабеля висоти 2,5 – 3,0 м. Для зменшення втрат органічної речовини і азоту штабель вкривають шаром ґрунту товщиною 10 – 20 см.

За холодного способу зберігання гній розміщують в гноєсховищі або щодня вивозять у польові штабелі і ущільнюють, потім вкривають шаром ґрунту. За такого способу зберігання гною його температура в бурті не перевищує 30 – 40°C. Це забезпечує максимальне збереження в гної органічної речовини. Значною мірою також знижуються втрати гною, одержаного із використанням торф'яної підстилки. За гарячого способу зберігання втрати азоту гноєм перевищують 25 %, а при холодному вони складають всього 1 % [314].

Втрати азоту із гною пов'язані з розкладанням сечовини і гіпурової кислоти, які переходять у вуглекислий амоній з наступним розпадом до аміаку, двоокису вуглецю і води [200].

Більш інтенсивно цей процес протікає при гарячому способі зберігання гною в результаті підвищення температури суміші до 60 – 70°C і вільного доступу повітря.

Разом з розпадом азотовмісних сполук при зберіганні гною під дією анаеробних мікроорганізмів відбувається метанове бродіння, що викликає розпад клітковини, крохмалю, жирних кислот і вуглеводів. В аеробних умовах розпад органічних сполук відбувається до вуглекислого газу і води, а за анаеробних – реакція протікає з утворенням метану [280].



За ступенем розкладу органічної речовини гній поділяють на чотири види: свіжий, напівперепрілий, перепрілий і перегній.

Свіжий гній характеризується тим, що колір і міцність соломи підстилки в ньому майже не змінюються. Тому вносити його в ґрунт як органічне добриво не рекомендується, оскільки дуже часто відбувається іммобілізація рухомих форм азоту мікроорганізмами. Крім того, свіжий гній містить значну кількість насіння бур'янів і вивозити його на поля у такому вигляді недоцільно.

Напівперепрілий гній одержують при його зберіганні нетривалий час в гноєсховищі або буртах. За таких умов гній втрачає свій первинний колір, а фрагменти соломи в ньому набувають темно-коричневого забарвлення і легко руйнуються [310].

Перепрілий гній одержують в результаті тривалого зберігання в гноєсховищі. Перегній утворюється внаслідок глибокого розкладання органічної речовини гною. Підстилковий гній в цьому стані втрачає велику кількість органічної речовини і азоту. Вносять підстилковий гній в ґрунт в напівперепрілому стані, коли він зберігає свої основні поживні речовини. За таких умов значна частина насіння бур'янів гною втрачає схожість. Цей процес значно прискорюється при обробці штабелів (буртів) підстилкового гною аміаком, або гербіцидами [327].

Узагальнення даних, одержаних в результаті чисельних експериментів, дозволяє рекомендувати цей спосіб переробки гною як основний для невеликих за потужністю підприємств з виробництва продукції тваринництва. Такий гній вносять під різні овочеві, зернові, кормові та технічні культури у кількості від 20-30 до 60-80 т/га.

До останнього часу широко застосовували термічні способи обробки осадів та відходів. Використання даних способів сушіння та спалювання відходів створює насамперед проблему

утилізації або розміщення золи, що утворюється при спалюванні та очищенні газоподібних відходів термічної обробки [81, 318].

Деякі автори рекомендують використовувати спосіб біокаталітичної очистки побутових і промислових стічних вод. Однак без проведення досліджень з їх ефективності важко оцінити доцільність їх застосування у тваринництві [22, 122, 139, 306].

Сьогодні розроблено і використовується цілий ряд способів біологічної очистки і утилізації рідкого гною за допомогою ґрунтів. За даних способів гнойові стоки після штучної біологічної обробки вносять у ґрунт, де вони піддаються впливу різних мікроорганізмів ґрунту. Внаслідок цього вивільняється рідка фаза стоків, а біогенні елементи і органічні речовини сприяють підвищенню урожайності сільськогосподарських культур та економії мінеральних добрив [68, 118].

Вносять рідкий гній у ґрунт за наявності зрошувальних систем поверхнево-самопливним (по смугах, борознах і чеках) способом, а також способом дощування або внутрішньогрунтовим. Дослідження показали, що внесення гною в борозни у санітарно-гігієнічному відношенні виявилось ефективнішим, ніж дощування. Однак ґрунт при цьому вивільнявся від патогенних серотипів кишкової палички і сальмонел лише через 3 місяці, а при поверхневому зрошуванні він залишався інфікованим протягом усього терміну спостережень, тобто більше 6 місяців [15, 28, 44, 238].

Бактеріальне обсіменіння ґрунтів, зрошених стічними водами підприємств по утриманню великої рогатої худоби, підвищується з 200 тис. мікробних клітин до 1,5 млн/г, а кормових культур вирощених на них – від 180 тис./г до 1 млн. /г. Значна забрудненість ґрунтів бактеріями, низький вміст кисню й органічних речовин, висока вологість і температура до 20<sup>0</sup>С, відсутність сонячної радіації сприяють тривалій виживаності

мікроорганізмів. Самоочищення таких ґрунтів від патогенних бактерій відбувається протягом 1-2 років [320].

Важливого значення при обробці гною надають боротьбі із неприємними запахами. Ефективним методом позбавлення рідкого гною неприємного запаху є його аерація за допомогою механічних пристроїв [11, 146, 209].

За механічної аерації рідкого гною істотно підвищується рухливість рідини і повітря в біомасі, значно збільшується поверхня контакту рідкої фракції відходів з повітрям, знижується надходження в оточуюче середовище компонентів гнойової маси – газів, пароподібної або дрібнодисперсної вологи з твердими мікрочастинками і мікроорганізмами. Через декілька днів після механічної обробки гною із нього вивільняється значна кількість сполук з неприємним запахом, однак більшість із цих шкідливих продуктів потрапляє в атмосферне повітря.

Для попередження викидів шкідливих газів з гнойових стоків застосовують велику кількість хімічних речовин. З цією метою використовують вапно (160 г на 100 кг гною), хлор (82 г/100 кг), які нейтралізують сірководень, аміак, діоксид вуглецю. Газоподібний формальдегід також зв'язує аміак, що виділяється із гною, в дозі 0,5-1% від маси гною. Він має також антимікробну дію, знищуючи різні мікроорганізми, що утворюють гази з неприємним запахом [292].

Застосування дезодорантів є тимчасовим засобом вирішення даної проблеми. Перспективнішими у цьому плані є методи штучної сорбції шкідливих газів при обробці гною. Запропоновано спосіб переробки гною в присутності компоненту, що містить вугілля у дрібнодисперсному стані. Підвищення температури до 80 °С при перемішуванні гною з вугіллям забезпечує надійну дегельмінтизацію біомаси і повну ліквідацію запахів [317, 358].

Доведена доцільність використання зелених насаджень у нейтралізації шкідливих газів, пилу, мікрофлори і запахів при

переробці гною. Дослідженнями встановлено, що поверхня листя і трави, бактерицидна дія фітонцидів, різниця зарядів аерозолів та листя забезпечують ефект механічного осадження пилу, поглинання вуглекислого газу, аміаку та інших газів, нейтралізації мікроорганізмів, який має місце при проходженні потоків забрудненого повітря крізь санітарно-захисні смуги навколо тваринницьких комплексів [121, 324].

Недоліком захисних смуг є їх віддаленість від джерел забруднення атмосферного повітря, ґрунту, води. Підвищити ефективність зелених насаджень можна шляхом спеціального підбору рослин, здатних до виживання і самоочищення в умовах забруднень.

Що ж стосується штучних механічних та біохімічних методів очищення повітряних викидів при переробці гною, які описані в літературі, то вони рідко застосовуються внаслідок складності, низької надійності, значних витрат на спеціальні матеріали, реагенти, воду, потреби в постійному кваліфікованому нагляді. В усякому разі, літературні дані свідчать, що застосування таких способів очистки повітря на тваринницьких комплексах сягає не далі показових експериментальних установок.

Відомо, що найефективнішим способом переробки твердих відходів є виготовлення торфогнойових компостів. До недавня це був основний спосіб обробки відходів тваринницьких підприємств, який зменшував втрати поживних речовин гною та підвищував доступність елементів живлення торфу для рослин. Проте із переходом тваринництва на промислову основу компостування не може бути застосовано для переробки великої кількості відходів.

Сьогодні важливого значення надають новим технологіям переробки органічних відходів. Однією з них є вермитехнології – продуктом якої є вермикомпост або біогумус, який містить у збалансованій та легкозасвоюваній формі для рослин цілий

комплекс поживних речовин, мікроелементів, ферментів та вітамінів.

Додавання до гною тварин або пташиного посліду сапропелю, аміачної води і біодобавки "Альфа" сприяє одержанню високоякісного органічного добрива з натуральною вологістю, яка містить 0,5% загального азоту, 0,5 – 1,0% фосфору та 0,15 – 0,2% калію [93, 133, 212].

Основними способами переробки гною на органічні добрива є процеси розкладу органічної речовини відходів під дією мікроорганізмів. Особливістю цих способів є процес біоферментації органічної речовини при компостуванні або в спеціальних резервуарах-біореакторах. Даний процес відбувається за рахунок розкладу органічних речовин відходів за дії кисню під впливом мікроорганізмів, що і було використано при розробці інтенсивних технологій виготовлення біологічно активних компостів універсальної дії [180]. Згідно цієї технології компостування гною проводять у спеціальному біоферментаційному блоці куди подають гаряче повітря. Сировиною для виготовлення компосту є 25% гною або курячого посліду і 75% торфу, або соломи, тирси, сапропелю, листя, відходів переробки та ін.).

Процес компостування закінчується за 7 діб, а його швидкість можна регулювати не лише повітряно-температурним режимом, а також застосуванням ферментуючого розчину мікробного комплексу [228, 276].

На сьогодні ця технологія є загальновідомою, а результатом її застосування є створення цілого ряду ферментуючих мікробних концентратів.

Одним з продуктів даної ЕМ – технології, створеної на основі препарату "Байкал ЕМ-1-У", є комплексне ЕМ – добриво "Енергія", яке за агрохімічними показниками характеризується оптимальним значенням рН (5,8 – 7,0), містить від 16,0 до 74,0 %

органічної речовини, 0,84-2,87 % азоту, 1,08-2,72 % фосфору і 0,28-1,4 % калію із розрахунку на абсолютно суху речовину [108].

Відходи промислового тваринництва і особливо птахівництва суттєво забруднюють довкілля. Саме тому у багатьох країнах Європи надають значної уваги розробці заходів щодо зниження негативного впливу відходів на навколишнє середовище, а саме повітря, воду та ґрунти.

До недавня функціонування тваринницьких підприємств, особливо молочного напрямку, було пов'язано як з виробництвом молока, так і з отриманням гною. Концентрація худоби на одиницю площі земельних угідь при цьому низька, що дозволяло нагромаджувати гній біля ферми у гноєсховищах, або доставляти на поля для компостування, що забезпечувало його переробку [32, 65, 172, 307].

Із переходом тваринництва на інтенсивні технології виробництва продукції такий спосіб переробки та нагромадження гною має ряд суттєвих недоліків. По-перше, перевезення великої кількості гнойових стоків (вміст сухої речовини 2-5%) вимагає чималих транспортних засобів. По-друге, за такого підходу в ґрунти, підземні і поверхневі води потрапляють збудники інвазійних і інфекційних хвороб тварин та токсичні елементи. По-третє – це веде до накопичення нітратів, міді і цинку в зерні, траві і водних джерелах. У зв'язку з цим в деяких країнах заборонено використання нативного пташиного посліду в якості органічних добрив. З цією метою їх застосовують тільки після компостування. Цей спосіб вимагає спеціальних майданчиків, техніки і великої кількості торфу, соломи і інших матеріалів, що знижують вміст вологи. При дотриманні технології переробки посліду отримують біогумус хорошої якості, проте до 30-40% поживних речовин втрачається у вигляді газів.

Виготовляють компости також із курячого посліду та торфу. Спочатку готують суміш із торфу (65 % вологості) і курячого посліду (75 % вологості) на спеціальному майданчику у

співвідношенні 1:1. Потім суміш перемішують і формують бурт, шириною 3-4 м, висотою - 2, довжиною - не менше 6-8 м. Зверху бурт вкривають торфом. У холодну пору року компост зберігають протягом двох, а у теплу – протягом одного місяця].

Цей спосіб дозволяє в 2-3 рази зменшити терміни компостування, надійно знезаразити компостну суміш і максимально знизити схожість насіння бур'янів.

Відомі і інші способи одержання органічних добрив з курячого посліду. Один із них полягає в тому, що заздалегідь приготовану суміш торфу і посліду (1:1) завантажують у резервуар із цегли та аерують. Це викликає бурхливий розвиток термомезофільних бактерій, які сприяють підвищенню температури суміші до 50-60°C та високій інтенсивності процесів розпаду органічної речовини посліду і торфу. З таких умов процес біоферментації завершується за 5 – 7 днів, а одержаний продукт піддають обробці на дезинтеграторі, а потім на стерилізаторі-зневоднювачі і грануляторі. Одержане таким способом органічне добриво використовують в рослинництві, а також як підстилку для тварин і птиці, включають в склад комбікормів для відгодівлі молодняка великої рогатої худоби [201, 216].

Прискорити процес біоферментації посліду вдається шляхом додавання до компосту різних штамів бактерій або грибів [267]. Оскільки близько 40 % поживних речовин корму у птиці не перетравлюється, а виділяється з послідом, було запропоновано використовувати його після обробки в годівлі тварин і птиці. Знезаражують курячий послід за допомогою високих температур. Отриманий продукт містить близько 20-30 % сирого протеїну, що дозволяє додавати його до комбікормів для тварин. Заміна 33 або 50 % концентрованих кормів в комбікормах пудретом (висушений курячий послід) забезпечувало отримання середньодобових приростів маси тіла бичків на рівні 870-896 г [143, 255, 262].

Ферментований пташиний послід можна додатково обробляти мурашиною кислотою або добавляти до нього мелясу та згодовувати з комбікормом бичкам на відгодівлі. На сьогодні відомо більше 30 різних способів біологічного знезараження гною. За одним із них гній направляють транспортером в центрифугу, де до 95% зважених часток відділяють від води. Одержану тверду фракцію з 36 % сухої речовини витримують 3 місяці в спеціальному сховищі, а потім гранулюють і використовують в годівлі худоби разом із силосом [23, 254].

Гній великої рогатої худоби використовують для приготування спеціальних силосів – вестлажа і навосажа. З цією метою готують суміші з 57 % коров'ячого гною і 43 % сіна або 42 % подрібненої кукурудзи, 12 % кукурудзяного силосу і 40 % свинячого гною. Ці суміші використовують при відгодівлі бичків замість сечовини, яку широко використовують в практиці годівлі жуйних тварин. Добре поїдають вестлаж з 40 % гною великої рогатої худоби, 12 % сіна подрібненого і 12 % подрібненої кукурудзи також вівці і кози [174, 266, 289].

Рідку фракцію гною в аеротенках можна перетворювати на мікробний білок, який осідає у вигляді активного мулу, який після спеціальної обробки можна використовувати за призначенням [107, 272, 347].

Розроблено спосіб переробки свинячого гною вологістю 80-85 % шляхом кислотного гідролізу органічної речовини [23]. Тверду фракцію (лігнін) за таких умов використовують як добриво, а рідку – для виробництва кормових дріжджів. Технологія їх культивування дозволяє використовувати рідку фракцію гною, але вона містить значну кількість хлоридів і сульфатів, що негативно впливають на процес. Гідробаротермічний метод, розроблений з метою зниження вмісту цих сполук у рідкій фракції, вимагає великих енергетичних затрат і дорогого устаткування, що робить цей спосіб нерентабельним [23]. Підвищити ефективність



використання обробленого гною тваринам вдається шляхом змішування його з соломною та засівання спорами грибів. В результаті цього отримують високобілковий корм, придатний для згодовування не лише жуйним, але і моногастричним тваринам. Останнім часом, для зменшення виділення азоту і фосфору із суміші, застосовують ферменти, які підвищують перетравність і засвоєння поживних речовин такого корму [40, 54].

Встановлено, що при додаванні до такої суміші фітази на кожні 100 кг сухої речовини вдається додатково одержати 2,85 кг поживних речовин, 2,81 кг сирого протеїну, знижуючи їх надходження в зовнішнє середовище [135].

З метою зменшення інтенсивності виділення аміаку, інших форм азоту та фосфору, покращення перетравності поживних речовин корму тваринам згодовують синтетичні амінокислоти [259, 271]. Використання в годівлі свиней синтетичних амінокислот дозволяє знизити частку сирого протеїну в комбікормах з 17,6 до 14,5 %, що заощаджує 2,2 кг сирого протеїну із розрахунку на одну голову та зменшує кількість виділеного аміаку [34, 62].

Біоенергетичні способи утилізації відходів птиці вирішують відразу декілька завдань, а саме накопичення і переробку відходів, нейтралізацію шкідливих газів, виробництво екологічно безпечних добрив, а також метану та газоподібного палива [72, 140, 222].

У країнах Європи, Індокитаю та Азії на сьогодні налічується понад 3 млн. біоенергетичних установок, які використовують гній і послід [5].

Відходи птахівництва, у тому числі і підстилку, використовують як екологічно чисте паливо для обігріву приміщень і виробництва електроенергії. Значне зниження об'ємів посліду і відходів сприяє захисту довкілля, особливо водойм, від надлишкових кількостей азоту, фосфору і калію, які попадають у воду із стоками. Тому в ряді регіонів заборонено

удобрювати ґрунти «свіжим» пташиним послідом, а використовувати його для виробництва біоенергії або органічних добрив [20, 21].

У зв'язку з цим запропоновано спосіб перетворення посліду в активоване вугілля, яке використовують як адсорбент для очищення води у фермерських господарствах, особливо в районах з несприятливою екологією [75].

Виробництво м'яса бройлерів супроводжується утворенням значної кількості біомаси з підстилки і посліду. Переробка її на паливні пеллети знищує патогенні мікроорганізми, в тому числі сальмонеллу і *E. coli* [117, 202].

Розроблено також технологію термічної де полімеризації, яка дозволяє отримувати з відходів тваринництва газоподібне, рідке і тверде паливо, деякі хімікати і добрива. Таким способом утилізують залишки кормів, послід, гній, підстилку, стоки і трупи тварин і птиці. Перша стадія термічної деполімеризації проходить при температурі 250-350°C, а друга - при 500-700°C. Отримувані в результаті даного процесу олії аналогічні дизельному паливу з 8-20 атомами вуглецю в молекулі, насиченими і ненасиченими жирними кислотами з 16-18 атомами вуглецю. Тверді добрива виготовлені за даною технологією подібні апатитам, а рідкі - містять 25-28 % сульфату амонію [27, 149].

Суміш посліду і підстилки можна використовувати для виробництва пеллетованих тюків, високоякісного органічного добрива, в якому знижена рухливість азоту і змінено співвідношення N:P [4, 8, 165].

Розроблено також баротермовибухову технологію переробки посліду птиці. На думку авторів розробки, це позитивно впливає на довкілля, дає можливість отримувати органомінеральні премікси і кормові добавки [231]. Проте необхідно усунути шумові ефекти при пострілі гармат кавітацій і

дослідити шкідливість продуктів, які утворюються при розкладанні шкідливих речовин [142].

Особливого значення при переробці відходів тваринницьких підприємств надають вермикультури. Цей спосіб ґрунтується на використанні каліфорнійського черв'яка або "старателя" для розкладу органічної речовини відходів. Дана технологія дозволяє утилізувати відходи, виробляти кормовий білок і підвищувати родючість ґрунту. Біомасу черв'яків використовують також як білковий корм для птиці і свиней. Однак висока здатність черв'яків кумулювати важкі метали ставить під сумнів запропоновану ідею. Враховуючи це, біомасу із черв'яків рекомендують використовувати як складову середовищ для культивування мікроорганізмів [316, 334].

Особливого впливу завдають різні відходи на екологічний стан річок, озер, ставків та водосховищ. З метою очистки рідких стоків розроблена чотирьохкаскадна система біологічних ставків, яка дозволяє отримувати на завершальному етапі очищену технічну воду. Останню можна використовувати для зрошення сільськогосподарських угідь або в технологіях видалення гною з тваринницьких приміщень [293, 330].

Гнойові стоки, за даного способу очистки, спочатку направляють у ставки-накопичувачі (перший рівень), які виконують роль відстійників. Тверду фракцію із них видаляють і застосовують як органічне добриво, а рідку фракцію під впливом спеціально підібраних мікродоростей і зоопланктону піддають очищенню. У наступному ставку на рідку фракцію діють різні види водоростей, такі як хлорела, спіруліна, ряска та інші рослинні компоненти, які продовжують очищати стоки і насичувати воду киснем. Спеціально підібраний комплекс водоростей і зоопланктону, що функціонують за різних температур і стійких до споживання один одного, підвищує ефективність процесу і забезпечує керованість системи.

Водорості із другого ставка попадаючи в третій служать кормом для зоопланктону, а останній використовують мальки риб четвертого ставка. При використанні такого багатокаскадного способу очистки стічних вод вдається повністю очистити стоки від забруднень та запобігти погіршенню якості води в природних водних об'єктах. Застосування цього способу показало високу економічну ефективність, тому що дає можливість одночасно очищати відходи та розводити рибу і водоплавну птицю.

Відкладений при очистці стоків мул після спуску води з водойм можна використовувати як органічне добриво. Біоінженерні споруди типу біоплато або ботанічного майданчика з вищою водною рослинністю, очеретом, рогозою або багаторічними травами забезпечують доочистку води. Підраховано, що для забезпечення очистки рідких стоків, які утворюються на свинокомплексі потужністю 108 тис. свиней в рік потрібно 108 га землі, з них 25 га – для влаштування ставків-накопичувачів [316, 346].

Органічні відходи тваринництва можуть бути також використані для вирощування личинок мух. Їх біомаса збільшується протягом тижня в 300-500 разів. Розрахунки показали, що пара мух і їх потомство при повній реалізації генетичного потенціалу за рік може виробити 87 т біомаси [62, 322].

Ці дані послужили основою для розробки екологічно чистої технології утилізації нативних органічних відходів свинарства і птахівництва за допомогою личинок домашньої мухи (*Musca domestica* L.). Через 5 – 6 діб з 1 т нативного гною або пташиного посліду отримують 60 – 100 кг біомаси личинок мух і 640 – 700 кг біогумусу. Біомаса личинок кімнатної мухи – повноцінний білковий корм для свиней, телят, птиці, хутрових звірів, риб. У ньому міститься 48 – 52% протеїну, 7 – 14% жиру, 7 – 10%

клітковини, 7% БЕР, 11 – 17% золи, а також біологічно активні речовини (вітаміни, екдизон тощо) [241].

Висока ефективність використання біомаси личинок мух в годівлі тварин пояснюється підвищенням засвоєння поживних речовин, оскільки до порожнинного, мембранного і внутріклітинного механізмів травлення додається, так званий індукований аутоліз – спільне перетравлення корму ферментами "господаря" і "жертви" [40, 62].

З личинок, лялечок і самих мух одержують високоякісний хітин та його похідні, зокрема хітозан, який широко застосовується в медичній, фармацевтичній, харчовій і парфумерній промисловостях. Хітозан підвищує на 10 – 15 % резистентність порослят до інфекційних захворювань, на 20 – 40 г в добу збільшує прирости живої маси молодняку свиней на відгодівлі. Доведена також доцільність використання личинок кімнатної мухи і препаратів на їх основі для лікувально-профілактичних цілей вирощених на комбікормі. Вказана добавка володіє бактерицидними властивостями, підвищує імунітет, поліпшує апетит, покращує ефективність заходів післяопераційної реабілітації тварин [62].

Біогумус, отриманий після переробки екскрементів личинками мух, є високоефективним органічним добривом, яке збільшує врожайність сільськогосподарських культур в 1,2 – 1,5 рази [18, 62].

Найбільше число амоніфікуючих бактерій спостерігається у ґрунті при дозі біогумусу 10 т/га. При цьому вміст нітратів в ґрунті зменшується та спостерігається активація процесів біологічної асиміляції атмосферного азоту азотобактером.

Біогумус прискорює також накопичення рухливих форм неорганічних сполук, необхідних для підвищення врожайності сільськогосподарських культур [64, 83].

Ряд авторів рекомендують відноситись до відходів і, перш за все, до посліду як до засобів відновлення родючості земель,

підвищення врожайності сільськогосподарських культур, одержання кормового білка [67, 71, 214].

**Особливості хімічного складу та гігієнічні показники гнойових стоків підприємств з виробництва молока.** На відміну від аеробних, в анаеробних умовах біоферментація не може забезпечити глибоке вилучення органічних забруднень із відходів. Глибина деструкції (зброджування) ОР компонентів забруднень за анаеробного процесу біоферментації гнойових стоків обмежена біоенергетичними законами і має цілком визначені межі, які залежать від хімічного складу компонентів і їх співвідношення [139, 141, 449]. Тому метою даного етапу було вивчити ступінь деструкції органічної речовини відходів свинарських підприємств за анаеробної біоферментації та визначити ряд кінетичних констант перебігу даного процесу. Для досліджень були використані гнойові стоки після фільтрації крізь сито з отворами 3 мм. Для цього використовували нативний рідкий гній підприємств з виробництва свинини, який попередньо звільняли від сторонніх домішок.

Таблиця 61

**Хімічний склад рідкого гною свинокомплексу,  
%,  $M \pm m$ ,  $n = 3$**

Показник	Концентрація
Вологість	94,2±2,10
Суша речовина	5,8±0,46
Зола, % за АСР	21,4±0,90
Сирий жир	3,4±0,90
Сирий протеїн	11,9±2,40
Вуглець загальний, г/л	14,8±2,80
Азот загальний, г/л	2,9±0,40
ЛЖК, г/л	0,2±0,05

Як показано дослідженнями, фільтрування рідкого гною практично не впливало на хімічний склад одержаних гнойових стоків (див. табл. 61).

Результати досліджень свідчать, що глибина збродження ОР для різних компонентів відходів різна. Так, для протеїну вона складає 54 – 60%, а для жирів – 45–90%. Дослідженнями показано, що максимальна глибина збродження ОР не є постійною величиною для кожного із вказаних класів сполук, а змінюється в залежності від складу сировини, співвідношення в ній компонентів та наявності інших сполук, які приймають участь в окисно-відновних процесах. В кожному конкретному випадку максимальна глибина збродження ОР вихідної сировини залежить від співвідношення донорів і акцепторів електронів. Відносно постійною для досліджуваних об'єктів є максимальна глибина збродження загального вуглецю, яка досягає 60% його вихідної концентрації.

Відомо, що процес збродження ОР рідкого гною за анаеробних умов включає дві стадії: кислу і лужну.

Характерним для кислої стадії процесу біоферментації є утворення та накопичення летких жирних кислот в біомасі на початку процесу (перші 4 – 5 діб). В цей період спостерігається висока концентрація оцтової, пропіонової і масляної кислот в суміші, що піддається анаеробній біоферментації. Спочатку максимального рівня досягає оцтова кислота – 1,2 г/л, а потім пропіонова і масляна 0,61 г/л і 0,19 г/л відповідно. З 5 до 10 доби спостерігається різке зниження як загального вмісту ЛЖК в біомасі, так і кожної з кислот, що корелює зі збільшенням об'єму утвореного біогазу та зміною співвідношення метану і вуглекислого газу в газовій суміші.

Важливим для оптимізації роботи системи, тобто процесу біоферментації, є розрахунок процесу за проточних умов, який включає визначення кінетичних констант для розчинених і завислих компонентів вихідної сировини. Це пов'язано з тим, що

розрахунковий об'єм біоферментера істотно залежить від гідродинамічної характеристики умов взаємодії субстрату і біомаси.

Об'єм ферментера за відсутності завислого шару біомаси за умови, що осад не перемішується, є основним фактором, що впливає на перебіг процесу анаеробної біоферментації гнойових стоків.

Час, необхідний для зброджування рідини ( $\tau_p$ ), визначається шляхом використання експериментально отриманої константи  $\varepsilon_{o,1}$  і вибраним значенням глибини збродження ( $E$ ), яку розраховують за формулою 39:

$$E = \frac{Sb - Sk}{Sb}, \quad (39)$$

де  $Sb$  і  $Sk$  – вихідна і кінцева концентрація субстрату,  $\text{кг}/\text{м}^3$ .

Знаючи витрати сировини ( $Q$ ) і час зброджування ( $\tau_p$ ) розраховують об'єм біоферментера для очистки гнойових стоків за анаеробних умов (формула 40):

$$V_p = Q \times \tau_p \quad (40)$$

Крім того, необхідно враховувати додатковий об'єм ферментера, необхідний для біоконверсії осаду, що визначається як співвідношення 41:

$$V_o = \tau_o \times Q \times d_o, \quad (41)$$

$$\text{де } \tau_o = \frac{E_o'}{0.6 \times \varepsilon_{0.2}};$$

$d_o$  – частка об'єму вихідної сировини, яку складає осад.

Відношення висоти шару осаду до загальної висоти об'єму сировини дає значення  $d_o$ .

Глибина зброджування осаду ( $E_o'$ ) як і розчинених компонентів ( $E_p'$ ) може бути довільною. Сума  $V_p$  і  $V_o$  дає загальний об'єм біоферментера.

Висока швидкість утилізації вихідної сировини на початку процесу біоферментації обумовлена розкладом розчинених і дрібнодисперсних компонентів, після вичерпання яких вона



визначається гідролізом складніших сполук аж до повного припинення процесу.

У зв'язку з цим розробка нових та вдосконалення існуючих технологій переробки відходів тваринництва, у тому числі і анаеробної біоферментації біомаси в анаеробних умовах є важливим елементом сучасних технологій виробництва продукції тваринництва. При цьому особливої ваги набуває питання щодо санітарно-гігієнічної оцінки продуктів біоферментації відходів тваринництва, одержаних при роботі біогазових установок.

Досягти високої ефективності роботи біогазових установок та одержати продукти переробки безпечні в санітарно-епідемічному відношенні можливо шляхом оптимізації технологічних параметрів процесу ферментації органічної речовини відходів, впливу на життєдіяльність мікроорганізмів і збудників інвазійних хвороб. Тому основною метою даного етапу роботи було дослідити параметри процесу анаеробної біоферментації рідкого гною та санітарно-гігієнічні показники зброженого продукту за різних термінів збродження і температури біомаси.

Рідкий гній, одержаний на підприємстві з виробництва молока, перед завантаженням у ферментер фільтрували через сито з діаметром отворів 4 мм і розводили водою до необхідної консистенції з урахуванням температури. Одержану біомасу завантажували у ферментер 2 рази на добу. Об'єм вихідної біомаси становив 6 л, до якої додавали 1 л зброженого субстрату (закваски).

Проведеними дослідженнями встановлено, що за значних доз завантаження ( $D = 0,2$  і  $0,1$  діб<sup>-1</sup>) ферментера і часу ферментації 5 чи 10 діб питомий вихід біогазу з одиниці об'єму біомаси досягав  $2,2 - 1,9$  м<sup>3</sup>/м<sup>3</sup> (табл. 62). При цьому ступінь конверсії органічної речовини гною становив 20,0 і 26,6% відповідно, а питомий вихід біогазу з 1 кг зброженої маси –  $0,55 - 0,65$  м<sup>3</sup>.

Встановлено, що за великих доз завантаження ферментера і часу біоферментації 5 чи 10 діб процес зброджування органічної речовини біомаси сповільнюється. Це пов'язано з тим, що спочатку зброджуються низькомолекулярні органічні сполуки рідкого гною, які знаходяться у розчинній формі у вигляді дрібнодисперсної фази. Тобто енергетичний потенціал органічної речовини рідкого гною за анаеробних умов біоферментації використовується не повністю. Зменшення дози завантаження біореактора до 0,07 чи 0,05 діб<sup>-1</sup> і відповідно збільшення часу біоферментації до 15 чи 20 діб знижує питомий вихід біогазу з одиниці об'єму в 1,6 і 1,7 раза порівняно з дозою завантаження  $D = 0,07$  діб<sup>-1</sup> і в 1,4 і 1,6 раза порівняно з  $D = 0,05$  діб<sup>-1</sup>.

Таблиця 62

**Ступінь деструкції ОР гнойових стоків підприємств з виробництва молока та питомий вихід біогазу залежно від дози завантаження біореактора за анаеробних умов**

Швидкість розбавлення, (D), діб <sup>-1</sup>	Термін ферментації, діб	Ступінь деструкції ОР, %	Питомий вихід біогазу, м <sup>3</sup> /кг ОР
0,2	5	20,0	0,55
0,1	10	26,6	0,65
0,07	15	30,0	0,70
0,05	20	35,0	0,89
0,04	25	38,0	0,92
0,033	30	40,0	0,89

При цьому питомий вихід біогазу з 1 кг зброженої сировини збільшувався у 1,3 і 1,1 раза та 1,4 і 1,4 раза відповідно за вище наведених рівнів завантаження і часу біоферментації ферментера. Це пояснюється тим, що за даних умов спостерігається підвищення ефективності використання

енергетичного потенціалу органічної речовини рідкого гною, а це в свою чергу веде до збільшення виходу біогазу і ступеня збродження суміші.

Подальше збільшення часу ферментації біомаси рідкого гною до 25 – 30 діб і завантаження ферментера за  $D= 0,04-0,033$  діб<sup>-1</sup> не викликає значного підвищення виходу біогазу. Однак збільшення ступеню деструкції органічної речовини до 38 – 40% наближає її до межі технічного збродження. Отже, енергетичний потенціал, закладений в хімічних зв'язках органічних речовин гною тваринницьких підприємств за таких умов використовується практично повністю. Разом з тим, подовження часу біоферментації рідкого гною в 1,5 раза веде до збільшення об'єму біореактора, що в свою чергу збільшує капітальні і експлуатаційні витрати.

Таблиця 63

**Хімічний склад рідкого гною підприємств аз виробництва молока та продуктів його переробки за різного завантаження біореактора,  $M \pm m$ ,  $n= 4$**

Біомаса	Показник				
	Вологість, %	Зола, %	АСР, г/кг	ОР, г/кг	ЛЖК, г/кг
Вихідна	92,58± 0,48	23,78± 0,98	74,20± 4,80	56,55± 1,98	5,31± 0,64
Зброджена, $D=0,1$ діб <sup>-1</sup>	93,64± 0,17	30,58± 0,51*	63,57± 1,70	44,14± 1,33*	8,35± 1,14
Зброджена, $D=0,05$ діб <sup>-1</sup>	94,56± 0,68	32,39± 0,34*	54,32± 6,80	36,67± 2,42*	4,01± 0,65

\* -  $p \leq 0,05$  порівняно з вихідною біомасою

Встановлено, що перемішування біомаси в процесі ферментації впливає на метаногенез. Так, ступінь деструкції ОР рідкого гною при  $D=0,1$  діб<sup>-1</sup> виявилась навіть меншою на 4,6%

порівняно з аналогічними даними, одержаними без перемішування субстрату, і залишалась без змін при розбавленні суміші  $D=0,05 \text{ дїб}^{-1}$  (див. табл. 63).

Порівнюючи результати досліджень перших двох серій дослідів (табл. 63 – 64), слід відмітити, що значних відмінностей у показниках перебігу процесу біоферментації біомаси за анаеробних умов не встановлено.

На процеси біоферментації та ефективність деструкції органічної речовини біомаси значною мірою впливає температура в реакторі. Встановлено, що підвищення температури біомаси на початку процесу анаеробної біоферментації з 22 до 52 °C зменшує у 6,5 – 7 разів період запуску установки і її вихід на оптимальний режим. Ступінь деструкції органічної речовини біомаси гною у вказаних температурних межах збільшувалась від 8,37 до 61,82%, тобто у 7,4 раза, а вміст метану у біогазі зростав на 24,21% і становив 71,4%. Вихід біогазу за анаеробних умов залежав від температури біомаси і мав експоненціальний характер. Таку ж залежність виявлено і щодо вмісту метану в біогазі, хоча вона мала певні особливості. За температури біомаси 15 °C в процесі біоферментації спостерігався відносно постійний вихід біогазу і вміст в ньому метану. На стадії запуску процесу ферментації і в протоці вихід біогазу практично не перевищував  $0,4 \text{ м}^3/\text{м}^3$  біомаси, а вміст метану в ньому був на рівні 17%.

Зниження температури біомаси за анаеробних умов біоферментації істотно збільшувало концентрацію ЛЖК в суміші, що корелює зі зменшенням вмісту метану в біогазі.

Дослідженнями встановлено, що загальне мікробне число одержаного продукту в процесі біоферментації рідкого гною знижується на два порядки як за термофільного, так і за мезофільного режимів.

За мезофільного режиму біоферментації та анаеробних умов кількість кислотоутворюючих бактерій в біомасі збільшується з

$7,1 \cdot 10^4$  до  $2,45 \cdot 10^6$  мікробних кл./г, а спороутворюючих залишається без змін. За даних умов целюлозоруйнуючі аероби в біомасі зникають зовсім, а кількість анаеробних целюлозоруйнуючих бактерій значно зростає, що корелює зі збільшенням вмісту ЛЖК.

За термофільного режиму і анаеробних умов біоферментації біомаси видовий склад мікрофлори змінюється більш динамічно. Так, кількість кислотоутворюючих бактерій знижується в біомасі з  $10^6$  до  $10^3$  мікробних тіл/г, спороутворюючих – з  $10^5$  до  $10^3$  і протеолітичних – з  $10^5$  до  $10^3$ . Гриби, в тому числі дріжджі і актиноміцети за термофільних умов зникають в біомасі повністю.

Важливим у санітарному відношенні є те, що сальмонели і стафілококи у досліджуваних зразках рідини, одержаної після ферментації за термофільного режиму, не виявлені. Бактерії групи кишкової палички в біомасі після ферментації за термофільного режиму також практично відсутні, а за мезофільного – виявляються у незначній кількості. Збільшення часу ферментації біомаси в реакторі за термофільного режиму умов значно знижує загальну кількість життєздатних бактерій. Встановлено, що максимальне знезараження біомаси в реакторів за анаеробних умов відбувається за температури  $52\text{ }^\circ\text{C}$  і тривалості процесу 10 діб, що відповідає швидкості потоку  $D=0,1\text{ діб}^{-1}$ .

Зброджена за анаеробних умов і термофільного режиму біомаса, може використовуватись без обмежень в якості органічного добрива.

Характеристика біомаси з точки зору цінності як органічного добрива показала, що вміст азоту у ній за мезофільного режиму практично не відрізняється від вихідних стоків, а втрати даного елемента не перевищували  $6,0\%$  від загального рівня. За термофільного режиму ферментації гнойових стоків втрати азоту досягають  $30\%$  від загального вмісту.

Проведеними дослідженнями показано, що із збільшенням швидкості потоку біомаси рідкого гною за анаеробних умов біоферментації збільшується об'ємний вихід біогазу, досягаючи величини  $2,2 \text{ м}^3/\text{м}^3$  біореактора при  $D = 0,2 \text{ діб}^{-1}$ , а значення питомого газоутворення знижується, що можна пояснити погіршенням умов процесу метаногенезу.

Таким чином, на основі досліджень процесу біоферментації біомаси рідкого гною підприємств з виробництва молока за анаеробних умов, можна зробити висновок, що вона є ефективним способом не тільки одержання біогазу, але й екологічно чистих, безпечних в санітарно-гігієнічному відношенні органічних добрив. За санітарно-гігієнічними показниками зброджена за анаеробних умов та термофільного режиму біомаса переважає аналогічно одержані продукти (органічні добрива) за мезофільних параметрів процесу. Важливим виявилось те, що в процесах інтенсифікації реакцій біоферментації ОР відходів за мезофільного режиму лежить його фазовий поділ і управління стадією, що передує метановому збродженню. Тобто, однією з вимог даної технології переробки органічних відходів є поєднання аеробно-термофільної ферментації ОР на першій ступені (кислотогенна фаза) і анаеробно-мезофільної ферментації на другій ступені (фаза метаногенезу).

**Деструкція органічної речовини рідкого гною підприємств з виробництва свинини.** Дослідженнями встановлено, що підвищення температури рідкого гною за анаеробних умов біоферментації з  $15$  до  $22^\circ\text{C}$  не впливало на вміст вологи, золи, АСР та ОР (табл. 64).

Подальше підвищення температури суміші до  $27^\circ\text{C}$  хоч і не впливало на рівень вологи в біомасі, але підвищувало вміст золи на  $3,9\%$  і знижувало вміст АСР на  $34\%$  порівняно з нативними стоками.

**Хімічний склад нативних стоків та продуктів їх переробки за різної температури,  $M \pm m$ ,  $n = 4$**

Темпе- ратура, °C	Показник				
	Вологість, %	Зола, %	АСР, г/кг	ОР, г/кг	ЛЖК, г/кг
15	89,30±0,15	22,10±0,54	107,0±1,5	83,35±1,84	3,77±0,91
	90,65±0,18	23,05±1,08	93,5±1,8	71,94±2,04	11,20±1,63*
22	89,70±0,48	21,58±0,96	103,0±4,8	80,77±3,44	3,76±0,54
	90,50±0,21	22,09±0,49	95,0±2,1	74,01±2,40	7,20±0,87*
27	89,30±1,02	21,45±1,06	107,0±10,2	84,05±3,58	3,77±0,68
	92,70±0,63	25,35±0,39*	73,0±6,3*	54,49±1,25*	6,98±0,48*
32	88,73±1,19	22,63±0,45	112,7±11,9	87,19±3,50	3,44±0,50
	93,50±0,24*	25,26±0,68*	65,0±2,4*	48,58±1,20*	5,68±0,17*
52	89,40±0,71	21,54±1,09	106,0±7,1	83,16±2,48	3,48±0,40
	95,60±1,24*	27,84±1,20*	44,0±12,4*	31,75±3,40*	3,11±0,14

В чисельнику дані нативних стоків, в знаменнику – після біоферментації; \* -  $p \leq 0,05$  порівняно з нативними стоками

Підвищення температури біомаси до 32 °C за анаеробних умов ферментації сприяло збільшенню вмісту в ній води на 4,8%, золи – на 2,6 % і зниженню рівня АСР і СР відповідно в 1,7 і 1,8 рази порівняно з нативними стоками. Подібну закономірність щодо зміни вище наведених показників зареєстровано і за умов термофільного режиму процесу біоферментації, який в свою чергу впливав на видовий склад бактерій, а значить і на розщеплення ОР відходів.

За температури 52 °С вологість біомаси зросла на 6,2, зольність – на 6,3%, а вміст ОР і АСР знизився відповідно в 2,6 та 2,4 раза порівняно з нативними стоками.

Отже, на основі одержаних результатів можна зробити висновок, що хімічний склад продуктів переробки гнойових стоків свинокомплексу після біоферментації залежить від температури середовища і визначає вихід біогазу та його склад. На це вказують значні зміни концентрації ЛЖК в продуктах біоферментації порівняно з їх вмістом в нативних стоках.

Показано, що за температури суміші в біоферментері 15° С кількість ЛЖК в одержаній біомасі, порівняно з вихідним рівнем зросла в 3 рази, за температури 22°С – в 1,9, за 27°С – в 1,8, за 32°С – в 1,6 раза, а при 52° С – не змінювалась. Отже з підвищенням температури суміші швидкість утворення ЛЖК за анаеробних умов біоферментації гнойових стоків значно знижується. Ймовірно, цей факт може бути пов'язаний із значним зниженням періоду виходу процесу на оптимальний режим, або ж гальмівним впливом високих температур на фізіологічну активність кислотоутворюючих бактерій. Це узгоджується з раніше наведеними даними щодо їх кількості і у стічних водах зброджування гнойових стоків молочного комплексу в анаеробних умовах.

У тісному зв'язку з інтенсивністю утворення ЛЖК в біомасі знаходяться такі показники як кількість утвореного метану та його співвідношення у газовій суміші (табл. 65).

Встановлено, що питомий вихід біогазу при ферментації гнойових стоків свинокомплексу за анаеробних умов із підвищенням температури з 15 до 32° С, тобто на кожні 5° С зростав відповідно в 14,0; 1,8; 1,5 раза, а за температури 52° С, тобто за термофільного режиму – в 53,5 раза порівняно з аналогічними даними за 15° С.



**Питомий вихід біогазу за анаеробної біоферментації  
гнойових стоків свиногокомплексу за різної температури,  $M \pm m$ ,  
 $n = 4$**

Температура, °C	Показники		
	Вихід на оптимальний режим, діб	Питомий вихід біогазу, м <sup>3</sup> /кг ОР	Склад біогазу, % CO <sub>2</sub> /CH <sub>4</sub>
15			83,30±0,60
		0,4	16,70±0,60
22	21-26		52,81±4,32
		5,6	47,19±4,32
27	15-18		51,88±8,88
		9,9	48,12±8,88
32	8-9		43,46±3,43
		14,2	56,54±3,43
52	3-4		28,60±2,51
		21,4	71,40±2,51

Важливим є також і те, що з підвищенням температури біомаси в біореакторі змінюється співвідношення газів у суміші, яка утворюється в процесі біоферментації за анаеробних умов, за рахунок збільшення кількості метану і зменшення вмісту CO<sub>2</sub>. Так, за 15° C співвідношення CO<sub>2</sub> і CH<sub>4</sub> складало 5 : 1, за 22° C – 1 : 1, за 27° C – 1 : 1,3 і за 52° C – 1 : 2,5.

Отже, забезпечення оптимального температурного режиму при біоферментації гнойових стоків свиногокомплексу за анаеробних умов є основою одержання високого питомого виходу біогазу, у тому числі метану.

Особливо важливим в цьому плані виявилися параметри виходу процесу на оптимальний режим. Доведено, що найкоротший термін виходу процесу на оптимальний режим за температури 52° С, тобто термофільного режиму. Поступове зниження температури біомаси в реакторів збільшувало, причому значною мірою термін виходу процесу на оптимальний режим, який за температури 15 °С складав в середньому 21 – 26 діб проти 8 – 9 діб за мезофільного і 3 – 4 доби – за термофільного режиму.

На основі проведених досліджень можна зробити висновок про залежність перебігу процесу біоферментації гнойових стоків свинокомплексу від температури середовища за анаеробних умов.

**Хімічний склад, властивості та санітарно-гігієнічна оцінка продуктів біоферментації посліду курок-несучок.** Процеси біоферментації органічної речовини відходів тваринницьких підприємств за анаеробних умов, як відомо протікають під дією мікроорганізмів, які здатні до деструкції високомолекулярних органічних сполук з утворенням простих речовин, в тому числі органічних кислот та вуглекислого газу і метану. Швидкість реакцій біоферментації залежить від хімічного складу, фізичних властивостей посліду, параметрів процесу переробки і, як показали попередні дослідження, практично не залежать від рівня вологості.

На ефективність процесу біоферментації посліду, що веде до утворення метану, також впливає час перебування біомаси в реакторі та пов'язана з ним ступінь біодеструкції органічної речовини (біоконверсія). Максимальна питома продуктивність біореактора залежить від його робочого об'єму. Однак це не завжди забезпечує повний розклад ОР посліду. Основним параметром, який впливає на ефективність процесу метанового

збродження посліду, є його хімічний склад та фізичні властивості.

Відомо, що збільшення вмісту ОР в одиниці об'єму біоферментера підвищує вихід біогазу, але погіршує процеси тепло- і масообміну, що призводить до зменшення глибини її деструкції. Зниження вмісту ОР в біомасі, навпаки потребує додаткової енергії для підтримання процесу метаногенезу на оптимальному рівні. Що ж стосується змін вмісту окремих складових органічної речовини в процесі анаеробної біоферментації посліду, то вони вивчені значно меншою мірою і потребують додаткових досліджень.

Проведеними дослідженнями встановлено, що за фізичними властивостями нативний послід курок-несучок промислового стада являє собою неоднорідну темну масу напіврідкої консистенції, яка складається із різного розміру часток сіро-зеленого кольору.

Вивчення основних параметрів процесу біоферментації посліду за анаеробних умов показало, що він протікає за відомою схемою, яка включає кислу і лужну фази за вихідної вологості 91,0%.

Доведено, що за даних умов в біореакторі на 4-, 9-, 14- і 23-тю добу утворюється максимальна кількість газу. В цей період спостерігається підвищення і ступеня біоферментації органічної речовини посліду, який складає відповідно 31,4; 40,05; 47,13 і 57,14 % від її початкового рівня. Подібну закономірність щодо зміни вмісту ОР отримано і іншими авторами при розробці моделі бактеріального розкладу твердих субстратів у періодичному режимі за анаеробних умов.

Встановлено, що з 1 до 6 доби ферментації швидкість утворення інших газів з ОР посліду перевищує виділення метану. Це пов'язано з тим, що на початку відбувається активація реакцій гідролізу високомолекулярних органічних сполук посліду з утворенням ЛЖК. Так, вміст ОР в посліді курок-несучок після

виходу процесу біоферментації на оптимальний режим на першу добу, порівняно з вихідними показниками, знизився на 12,4 %, на другу – на 22,5%, на третю – на 27,4%, на четверту – на 31,4%, на п'яту – на 29,3%, тримаючись на цьому рівні до 11-ї доби. З 14 до 28-ї доби вміст ОР в біомасі посліду в процесі біоферментації за анаеробних умов змінювався, але значно меншою мірою. Подальше його зниження у межах 47,1 % на 14 добу і 55,8% – на 28 добу, порівняно з вихідним значенням, хоч і вказує на поглиблення деструкції органічної речовини, але значно меншою мірою ніж протягом перших 9 – 11 діб.

У період з 35 до 65-ї доби вміст ОР у біомасі посліду практично не змінювався, але знизився порівняно з його вихідним рівнем у 2,8 раза. Отже, на основі одержаних результатів можна зробити висновок, що найвища інтенсивність процесів біоферментації розбавленого посліду курок-несучок за анаеробних умов спостерігається в перші 6 – 7 діб процесу.

Підтвердженням даного висновку є результати досліджень щодо утворення різних газів у процесі біоферментації посліду та показники ступеня його біоферментації та кількості зброженої ОР.

В цей термін спостерігається інтенсивне виділення вуглекислого газу. Так, на третю добу дослідів його вміст у біомасі досягає 78 – 80% від загальної кількості біогазу. На шосту добу ферментації співвідношення вуглекислого газу і метану становить 1 : 1, але вже на 7–8 добу інтенсивність утворення метану в біомасі значно перевищує процес виділення вуглекислого газу і на десяту добу співвідношення цих газів в біомасі складає – 7 : 3. Починаючи з 14-ї доби інтенсивність утворення газів в реакторі знижується, а склад біогазу характеризується співвідношенням  $\text{CH}_4$  :  $\text{CO}_2$  = 6 : 4. Встановлено, що процес біоферментації органічної речовини посліду курей практично завершується на 46-ту добу, про що

свідчить зниження інтенсивності утворення біогазу в реакторі до 45-65 мл/добу і протягом 20 діб практично не змінювалась.

Дослідженнями встановлено, що паралельно із зниженням вмісту ОР в біомасі ферментера за анаеробних умов зростає і ступінь її біоферментації. Особливо це характерно для перших 6-ти діб перебігу процесу. Так, уже на другу добу ступінь деструкції ОР посліду зросла у 1,8 раза, на третю – у 2,2 раза, на четверту – у 2,5 раза, залишаючись практично на цьому рівні до 11-ї доби. У період з 14 до 28-ї доби ступінь деструкції ОР посліду зросла в середньому у 3,8 – 4,5 раза, на 35 добу – у 5 разів, а на 65 добу – у 5,2 раза порівняно з аналогічними даними на першу добу.

Отже, ступінь деструкції ОР посліду курок-несучок за анаеробних умов біоферментації тісно пов'язана з її вмістом і найактивніше протікає в перші 6 – 7 діб перебігу процесу. З цим процесом, як показали подальші дослідження, тісно пов'язана і кількість збродженої ОР посліду курок-несучок в процесі його біоферментації за анаеробних умов.

Виявлено, що кількість збродженої ОР посліду в процесі його біоферментації протягом 65 діб змінювалась значною мірою, але без певної закономірності. Найбільша кількість збродженої ОР посліду курок-несучок за анаеробних умов ферментації спостерігається протягом перших 4-х діб перебігу процесу, потім вона дещо знижується поступово підвищуючись на 7-му і особливо на 9-ту та 14-ту добу. В подальшому з 14 до 21-ї доби кількість збродженої ОР посліду знижується незначною мірою, порівняно з попереднім періодом, а потім різко зменшується з 23 до 60-ї доби (табл. 66).

Одержані результати щодо кількості збродженої ОР посліду курок-несучок тісно корелюють із її загальним вмістом та ступенем біодеструкції.

**Ступінь деструкції органічної речовини посліду курок-  
несучок за різного терміну біоферментації (анаеробні умови),  
M ± m, n = 3**

Термін ферментації, діб	Показники		
	ОР, г/л	Ступінь деструкції ОР, %	Кількість збродженої ОР, г/л·добу
Вихідна сировина	67,9 ± 0,05	-	-
1	59,5 ± 0,25	12,37 ± 0,15	8,4 ± 0,34
2	52,6 ± 0,44	22,53 ± 0,25	6,9 ± 0,25
3	49,3 ± 0,31	27,39 ± 0,18	3,3 ± 0,14
4	46,6 ± 0,63	31,4 ± 0,34	2,7 ± 0,02
5	47,7 ± 0,25	29,8 ± 0,15	-
6	46,7 ± 0,5	31,22 ± 0,27	1,0 ± 0,04
7	44,8 ± 0,81	34,02 ± 0,44	1,9 ± 0,15
9	40,4 ± 0,5	40,05 ± 0,28	4,4 ± 0,15
11	42,8 ± 0,25	36,97 ± 0,15	-
14	35,9 ± 0,87	47,13 ± 0,53	6,9 ± 0,28
17	33,7 ± 0,63	50,36 ± 0,38	2,2 ± 0,02
21	29,2 ± 0,13	56,99 ± 0,18	4,5 ± 0,15
23	29,1 ± 0,81	57,14 ± 0,49	0,1 ± 0,01
28	30,0 ± 0,15	55,81 ± 1,2	-
35	25,9 ± 0,13	61,8 ± 0,94	0,41 ± 0,02
40	24,8 ± 0,13	63,47 ± 0,15	1,1 ± 0,1
46	23,9 ± 0,09	64,8 ± 1,21	0,9 ± 0,2
50	24,3 ± 0,09	64,21 ± 1,13	-
55	23,9 ± 0,37	64,8 ± 0,29	0,4 ± 0,02
60	23,8 ± 0,25	64,9 ± 0,25	0,1 ± 0,01
65	24,2 ± 0,25	64,35 ± 1,25	-

Особливий інтерес становлять дослідження хімічного складу посліду курок-несучок в процесі біоферментації.

Таблиця 67

**Хімічний склад посліду курок-несучок за різного терміну біоферментації за анаеробних умов, г/кг М ± m, n = 3**

Термін ферментації, діб	Показники		
	Вологість, %	Зольність, %	АСР, %
Вихідна сировина	91,50 ± 0,20	20,10 ± 0,05	8,50 ± 0,20
1	92,40 ± 0,10	21,60 ± 0,25	7,60 ± 0,10
2	93,20 ± 0,21	22,65 ± 0,44	6,80 ± 0,21
3	93,60 ± 0,12*	22,95 ± 0,31*	6,40 ± 0,12*
4	93,97 ± 0,16*	22,70 ± 0,63*	6,03 ± 0,16*
5	93,17 ± 0,22	23,50 ± 0,25*	6,23 ± 0,22*
6	93,88 ± 0,34*	23,70 ± 0,50*	6,12 ± 0,34*
7	94,10 ± 0,25*	23,95 ± 0,81*	5,90 ± 0,25*
9	94,55 ± 0,30*	25,80 ± 0,5*	5,45 ± 0,30*
11	94,22 ± 0,25*	25,85 ± 0,25*	5,78 ± 0,25*
14	95,00 ± 0,40*	26,60 ± 0,87*	4,90 ± 0,40*
17	95,27 ± 0,09*	28,80 ± 0,63*	4,73 ± 0,09*
21	95,85 ± 0,31*	29,60 ± 0,13*	4,15 ± 0,31*
23	95,82 ± 0,34*	30,25 ± 0,81*	4,18 ± 0,34*
28	95,85 ± 0,25*	33,25 ± 1,56*	4,15 ± 0,25*
35	96,10 ± 0,15*	33,50 ± 2,40*	3,90 ± 0,15*
40	96,30 ± 0,13*	32,90 ± 0,58*	3,70 ± 0,13*
46	96,33 ± 0,09*	34,75 ± 0,81*	3,67 ± 0,09*
50	96,27 ± 0,09*	34,80 ± 0,06*	3,73 ± 0,09*
55	96,32 ± 0,15*	35,00 ± 0,37*	3,68 ± 0,15*
60	96,35 ± 0,25*	34,60 ± 0,25*	3,65 ± 0,25*
65	96,27 ± 0,15*	35,00 ± 0,25*	3,73 ± 0,15*

\* -  $p \leq 0,05$  порівняно з вихідною сировиною

В експерименті зареєстровано підвищення вологості збродженої біомаси та зольності (див. табл. 67).

Як встановлено дослідженнями, у перші 6 діб біоферментації у розбавленому посліді курок-несучок вологість зросла на 2,38% на фоні зниження вмісту АСР на 2,38 % та підвищення рівня золи на 3,6% порівняно з вихідними. На основі одержаних даних видно, що значна кількість ОР розбавленого посліду курок-несучок в процесі біоферментації за анаеробних умов перетворюється на неорганічні компоненти, що і викликає зниження вологості біомаси у біоферментері.

Підвищення вологості біомаси посліду курок-несучок продовжувалося і в період із 7 до 28-ї доби спостережень, однак ці зміни були менш суттєвими і становили близько 7,8%. За цей же період зольність біомаси в біоферментері зросла на 9,3%, а вміст АСР знизився на 1,75%.

Найменше змінювалася вологість розбавленого посліду курей в період з 35 до 65 добу ферментації.

Отже на основі проведених досліджень, можна зробити висновок, що найінтенсивніші процеси мінералізації органічної речовини розбавленого посліду курок-несучок за анаеробних умов протікають в перші 6 днів процесу біоферментації. Одержані дані можуть бути використані при оптимізації параметрів процесу анаеробної біоферментації посліду птиці при його переробці.

Зниження вмісту органічної речовини біомаси в процесі ферментації тісно пов'язані перетвореннями окремих складових посліду – вуглеводів, жирів та білків. Причому в процесі тривалої біоферментації ця закономірність змінюється.

Дослідженнями встановлено, що вміст вуглеводів у біомасі за анаеробних умов в перші 6 діб ферментації знизився, порівняно з вихідними даними, на 41,9%.

Причому найбільш суттєві зміни цього показника зареєстровано з 4 до 6-ї доби процесу (див. табл. 66). Подібна



закономірність спостерігалась і щодо зміни вмісту в біомасі за анаеробних умов білків та ліпідів. Так, загальна кількість білку в перші 6 діб перебігу процесу знизилась на 2,92 г/кг, або на 24,1% а, загальний вміст жиру – на 16,1% порівняно з вихідним рівнем.

Особливий інтерес викликали дослідження з вивчення вмісту вуглецю в біомасі посліду курок-несучок в процесі біоферментації за анаеробних умов. Цей показник в першу чергу характеризує не тільки інтенсивність перетворення органічних речовин, але й утворення вуглекислого газу. Встановлено зниження вмісту вуглецю в біомасі в перші 6 діб її ферментації на 9,4 г/кг, або 36,0% порівняно з аналогічними даними вихідної сировини.

У прямій залежності від вмісту основних компонентів біомаси, сформованої із посліду курок-несучок, знаходився і вміст ЛЖК – основний проміжний продукт анаеробного збродження органічної речовини. Так, уже на першу добу рівень ЛЖК в біомасі, порівняно з їх вихідним рівнем, зріс в 1,3 раза, на 2-гу – у 2,5 раза, на 3-ю – у 3 рази, на 4-ту, на 5-ту і на 6-ту – у 3,6 раза. Тобто, найвища інтенсивність утворення ЛЖК в процесі біоферментації посліду курок-несучок спостерігалась в перші 3 – 4 доби, а потім перебувала на цьому рівні ще 2-3 доби та починала різко знижуватись в наступний період процесу біоферментації.

Так, уже на 7-му добу ферментації вміст ЛЖК у біомасі знизився в 1,3 раза, на 9-ту – в 2,2 раза, на 14-ту – у 2,4 раза, на 17-ту – у 3,4 раза, на 21-шу – у 6,5 раза і на 23-ю – у 18,9 раза порівняно з аналогічними показниками на 6 добу, коли цей показник мав найвище значення. Як видно із даних таблиці 3.58 рН біомаси за анаеробної біоферментації посліду тісно корелювала з вмістом ЛЖК в суміші. У перші 6 діб процесу рН суміші змістилось від 7,6 до 7,2.

Паралельно із значним зниженням вмісту ЛЖК в біомасі під час анаеробної біоферментації з 7 до 28-ї доби зареєстровано

зменшення вмісту білків, жирів, вуглеводів та вуглецю. Так, за цей термін біоферментації вміст жиру в біомасі за анаеробних умов знизився у 2,5 раза, причому вказані зміни відбувалися у два періоди. Перший період спостерігався з 7 до 17-ї доби, а другий – з 21 до 28-ї доби, залишаючись практично без змін до кінця терміну біоферментації (65-ї доби).

Деяко інша закономірність спостерігалась щодо вмісту білків у суміші при її тривалій біоферментації за анаеробних умов. У період з 7 до 28-ї доби вміст білка у суміші знизився в 1,4 раза, а потім на 40-ву добу – у 2,3 раза, на 50-ту – у 2,9 раза, на 60-ту – у 3,5 раза порівняно з вихідним даними.

Подібні за характером зміни зареєстровано і щодо вмісту вуглеводів та вуглецю в біомасі із посліду курок-несучок в процесі її біоферментації. Як і вміст ліпідів рівень вуглеводів у біомасі посліду з 7 до 28-ї доби знизився на 42,7 %, а потім до кінця процесу біоферментації залишався без особливих змін. Це свідчить про завершеність процесу розщеплення вуглеводів на більш ранніх стадіях під дією мікроорганізмів.

Вміст вуглецю в динаміці процесу біоферментації посліду змінювався аналогічним чином, оскільки він значною мірою залежав від кількості вуглеводів та жирів у біомасі. Так, у період з 7 до 28 доби вміст вуглецю в ферментаційній суміші знизився в 1,5 раза, а в подальшому аж до 65-ї доби особливих змін не зазнавав.

Значне зниження інтенсивності протікання процесів перетворення органічної речовини посліду курок-несучок в процесі біоферментації супроводжувалось не тільки зниженням вмісту ЛЖК, але й сприяло зміщенню рН біомаси в бік лужних значень. Показано, що починаючи з 7-ї до 28-ї доби рН суміші в біоферментері поступово зросла з 7,4 до 8,7. Причому підвищення цього показника в бік лужних значень відбувалося поступово і корелювало із зниженням вмісту ЛЖК та підвищенням зольності суміші. Однак значні зміни рН суміші

негативно впливали на життєдіяльність сапрофітних мікроорганізмів і не діяли кишкову паличку. Починаючи з 14-ї доби процесу біоферментації і до кінця експерименту рН біомаси практично не змінювалася.

Отже, на основі проведених досліджень встановлено, що найінтенсивніше процеси розщеплення ОР за анаеробної біоферментації розбавленого посліду курок-несучок протікають в перші 5 – 6 діб, а утворення ЛЖК – в перші 2 – 3 доби.

Для поліпшення санітарної безпеки продуктів переробки посліду курей необхідно проводити попередню обробку за умов аеробно-термофільної стабілізації вихідної сировини в процесі біоферментації за анаеробних умов. Цей прийом, як показано попередніми дослідженнями, є ефективним засобом покращення санітарно-гігієнічних показників одержаного збродженого продукту.

Зниження вмісту вуглецю в біомасі протягом всього періоду ферментації біомаси посліду курок-несучок узгоджується зі збільшенням сумарної кількості утвореного біогазу.

Дослідженнями встановлені особливості розпаду ОР посліду, ступінь її деструкції за різних термінів збродження біомаси та інтенсивність утворення біогазу.

Ступінь розпаду ОР посліду, який піддався зброджуванню у ферментері протягом 46 діб за температури 32<sup>0</sup>С, склав 64,8%. При цьому ступінь деструкції жирів досягала 62%, білків – 57,2%, вуглеводів – 81,2% та вуглецю 64,4% (табл. 68, 69). Однак за такого високого ступеня збродження ОР посліду знижується ефективність процесу в цілому, оскільки це веде до істотного збільшення терміну біоферментації. Із результатів досліджень видно, що найінтенсивніше процес біоферментації за мезофільного режиму відбувається протягом перших 7 – 9 діб. В подальшому до 20 доби цей процес сповільнюється.

**Хімічний склад посліду курок-несучок за різного терміну  
біоферментації (анаеробні умови), г/кг М ± m, n = 3**

Термін ферментації, дів	Показники		
	ЛЖК	Сирий жир	Сирий протеїн
Вихідна сировина	3,20 ± 0,01	3,10 ± 0,10	12,14 ± 0,20
1	4,31 ± 0,24*	2,72 ± 0,41	11,80 ± 0,20
2	8,14 ± 0,38*	2,10 ± 0,24	11,50 ± 0,24
3	9,48 ± 0,27*	2,85 ± 0,3	10,40 ± 0,17*
4	11,60 ± 0,3*	3,19 ± 2,14	9,98 ± 0,16*
5	11,69 ± 0,25*	2,66 ± 0,55	9,23 ± 0,25*
6	11,70 ± 0,25*	2,60 ± 0,45	9,21 ± 0,25*
7	9,10 ± 0,31*	3,10 ± 0,25	8,66 ± 0,17*
9	5,37 ± 0,25*	2,67 ± 0,24	8,37 ± 0,25*
11	-	2,66 ± 0,25	8,25 ± 0,19*
14	4,80 ± 0,38	2,46 ± 0,48	8,15 ± 0,25*
17	3,46 ± 0,15	2,27 ± 0,78	7,80 ± 0,09*
21	1,81 ± 0,25*	1,75 ± 0,63*	7,30 ± 0,38*
23	0,36 ± 0,02*	1,39 ± 0,14*	7,03 ± 0,14*
28	0,62 ± 0,01*	1,22 ± 0,18*	7,44 ± 0,25*
35	0,25 ± 0,20*	1,06 ± 0,23*	6,10 ± 0,40*
40	0,22 ± 0,10*	1,18 ± 0,17*	5,38 ± 0,25*
46	0,19 ± 0,25*	1,18 ± 0,26*	5,20 ± 0,14*
50	-	1,17 ± 0,48*	4,24 ± 0,25*
55	-	1,16 ± 0,25*	3,64 ± 0,15*
60	0,11 ± 0,02*	-	3,50 ± 0,25*
65	0,07 ± 0,01*	1,18 ± 0,40*	3,36 ± 0,14*

\* -  $p \leq 0,05$  порівняно з вихідною сировиною

За 20 діб біоферментації ступінь розпаду ОР посліду досягає 57%, а зброджена біомаса не має неприємного запаху, набуває темно-сірого кольору, добре розділяється на фракції.

Встановлено, що збродження 1 г ОР посліду дає можливість одержати 1,1 – 1,2 л біогазу, який складається на 64% із метану і 36% вуглекислого газу.

Вивчення санітарно-гігієнічних показників вихідного і збродженого посліду курей показали, що в ньому відбувається значне зниження загальної кількості гетеротрофних мікроорганізмів. Так, на 9-ту добу ЗМЧ біомаси становило  $11 \cdot 10^6$  клітин/г, що складало 17% від його вихідного значення. В подальшому, практично до кінця ферментації, значного зниження значення цього показника не спостерігалось. Так, ЗМЧ на 17-ту добу дорівнювало  $9 \cdot 10^6$ , а на 40-ву –  $6 \cdot 10^6$  клітин/г. При цьому відбувалось збільшення кількості анаеробних мікроорганізмів з  $11 \cdot 10^2$  до  $13 \cdot 10^4$  клітин/л. В той же час чисельність бактерій групи кишкової палички, які є показником санітарного стану біомаси, не змінювалась. Колі-титр біомаси коливався в межах  $10^{-4}$  –  $10^{-3}$ , як і у вихідній сировині.

На основі одержаних результатів можна зробити висновок, що мезофільний режим ферментації посліду курок-несучок за анаеробних умов не забезпечує повного звільнення одержаних продуктів від бактерій групи кишкової палички і вони потребують додаткової обробки.

Отже, ступінь деструкції вуглеводів, протеїну та жирів посліду курок-несучок залежить від тривалості процесу збродження та вмісту ОР у біомасі, що в свою чергу впливає на кількість утвореного біогазу

Дослідження процесу біоферментації посліду курок-несучок з різною вологістю у проточному режимі, проведені протягом 2-х місяців після виходу процесу на стабільний режим роботи, показали, що найоптимальнішою для процесу є вологість біомаси 88,0 %.

**Хімічний склад посліду курок-несучок за різного терміну  
біоферментації (анаеробні умови), г/кг М ± m, n = 3**

Термін культивування, дів	Показники		
	Вуглеводи	Вуглець	pH, од.
Вихідна сировина	23,40 ± 0,40	26,10 ± 0,02	7,6
1	21,90 ± 0,37	23,25 ± 0,40	7,8
2	19,90 ± 0,35	-	7,6
3	17,50 ± 0,42*	-	7,4
4	15,60 ± 0,31*	19,90 ± 0,75	
5	13,40 ± 0,25*	16,90 ± 5,50	7,2
6	13,60 ± 0,25*	16,70 ± 4,50	7,2
7	11,70 ± 0,24*	16,60 ± 0,14*	7,4
9	8,66 ± 0,25*	17,70 ± 4,48	7,6
11	8,21 ± 0,17*	14,15 ± 1,25*	8,1
14	8,01 ± 0,25*	14,01 ± 2,40*	8,2
17	7,68 ± 1,24*	14,03 ± 3,80*	8,6
21	7,60 ± 0,50*	12,90 ± 1,25*	9,3
23	6,90 ± 0,25*	12,90 ± 0,74*	8,8
28	6,70 ± 1,20*	11,20 ± 0,50*	8,7
35	-	11,05 ± 0,20*	8,8
40	-	8,25 ± 0,44*	8,7
46	4,40 ± 0,25*	9,30 ± 0,02*	8,8
50	4,80 ± 0,14*	9,6 ± 0,38*	8,7
55	4,60 ± 0,84*	9,80 ± 0,25*	8,7
60	4,60 ± 0,25*	10,20 ± 0,48*	8,2
65	5,10 ± 0,84*	8,50 ± 0,55*	7,6

\* -  $p \leq 0,05$  порівняно з вихідною сировиною

Визначення оптимальної дози завантаження біомаси на одиницю об'єму реактора за органічною речовиною, кількість якої змінювали в межах 1,5 – 2,5 кг/м<sup>3</sup> добу, показало, що найбільш ефективною є 1,5 кг органічної речовини на 1 м<sup>3</sup> ємності біоферментера на добу.

В окремих випадках дози завантаження ферментера, які були збільшені до рівня 4 і 5 кг органічної речовини на 1 м<sup>3</sup> об'єму, також виявились ефективними. Дослідження впливу дози завантаження біоферментера органічною речовиною в межах 1,5 – 5 кг/м<sup>3</sup> добу показало, що така їх кількість за вказаної вологості вихідного посліду відповідає об'ємним дозам завантаження 1,65 – 8,3 %.

Одержані результати також показують, що процеси ферментації органічної речовини за вологості суміші 88,9 % протікали достатньо стабільно, про що свідчить середній вихід біогазу. При цьому слід відмітити, що коливання виходу біогазу від його середньодобового об'єму не перевищують 10 – 12 %.

Встановлено, що питомий вихід біогазу з 1 м<sup>3</sup> ємності ферментера коливався в межах 0,7 – 1,2 м<sup>3</sup> за добу, пропорційно збільшуючись із підвищенням дози завантаження із розрахунку на органічну речовину. При цьому питомий вихід біогазу з ферментера в перерахунку на органічну речовину виявився обернено пропорційним до об'ємної дози завантаження установки.

Із збільшенням дози об'ємного завантаження біоферментера зменшується і ступінь деструкції органічної речовини. При постійній дозі завантаження ферментера за органічною речовиною ступінь її деструкції змінюється відповідно до вологості вихідного посліду.

Так, збільшення вологості біомаси з 88 % до 91 % і навіть до 94% призводить до зниження ступеня деструкції органічної речовини відповідно на 47 %, 42,8 % та 40,31 %. Дослідженнями також встановлено, що питомий вихід біогазу із біомаси за її

вологості 88 % протягом 60 діб, після виходу процесу на стабільний режим за об'ємного завантаження 2,5% практично не змінювався і коливався в межах 1,99 – 2,17 л за добу (табл. 70). Однак, із зменшенням об'ємного завантаження реактора з 2,5 до 2,1 % питомий вихід біогазу у всі періоди дослідження знижувався в середньому на 12,4 %.

Таблиця 70

**Питомий вихід біогазу в процесі ферментації посліду курок-несучок за різного завантаження ферментера (вологість посліду 88 %), л/добу,  $M \pm m$ , n = 10**

Тривалість процесу, діб	Об'ємне завантаження, %		
	2,5	2,1	1,6
10	1,99 ± 0,05	1,77 ± 0,03*	1,37 ± 0,03*
20	2,13 ± 0,04	1,88 ± 0,08*	1,47 ± 0,04*
30	2,17 ± 0,04	1,68 ± 0,02*	1,33 ± 0,05*
40	2,02 ± 0,01	1,78 ± 0,03*	1,41 ± 0,02*
50	2,15 ± 0,07	1,86 ± 0,01*	1,58 ± 0,02*
60	2,13 ± 0,02	1,98 ± 0,02*	1,43 ± 0,01*
В середньому	2,09 ± 0,03	1,83 ± 0,03*	1,43 ± 0,04*

\* -  $p \leq 0,05$  порівняно з об'ємним завантаженням ферментера 2,5 %.

У динаміці досліджень при вивченні питомого об'єму виділеного біогазу із ферментера при його об'ємному завантаженні на рівні 2,1 % як і в першому випадку суттєвих змін не зареєстровано. Порівняно з питомим виходом біогазу за об'ємного завантаження ферментера 2,5 % цей показник за перші 10 діб при завантаженні 2,1% знизився на 11,1 %, за 20 – на 11,7, за 30 – на 22,6, за 40 – на 11,9, за 50 – на 13,5, за 60 – на 7,0 %, а в середньому за увесь період – на 12,4 %. Питомий вихід біогазу із



ферментера при його об'ємному завантаженні на рівні 1,6 % Знизився в середньому на 21,8 % порівняно з подібними даними при завантаженні ферментера в межах 2,1 % і на 31,6% порівняно із завантаженням на 2,5%. Причому, аналогічна закономірність щодо зменшення виходу біогазу із зменшенням об'ємного завантаження реактора спостерігалась протягом всього періоду досліджень, тобто протягом 60-ти діб. Так, питомий вихід біогазу на 10-ту добу ферментації при завантаженні біореактора 1,6%, порівняно з аналогічними даними на рівні 2,1%, знизився на 22,6%, на 20-ту – на 21,8, на 30-ту та 40-ву – на 20,8, на 50-ту – на 15,5 і на 60-ту – на 27,8%. Порівнюючи одержані дані при завантаженні біореактора на рівні 1,6% з аналогічними результатами за об'єму 2,5%, слід відмітити, що на 10-ту добу ця різниця становила 31,1 %, на 20-ту – 31,0, на 30-ту – 38,7, та 40-ву – 30,2, на 50-ту – 26,5 і на 60-ту – 32,9%.

Отже, на підставі одержаних результатів, можна зробити висновок про те, що зниження об'ємного завантаження біореактора розбавленим послідом курок-несучок зменшує питомий вихід біогазу. Причому ця закономірність проглядається за різних показників вологості посліду.

Значне зниження об'ємів біогазу із ферментера зареєстровано і за вологості посліду 91% (табл. 71).

Так як і встановлено попередніми дослідженнями, питомий вихід біогазу із реактора в динаміці протягом 60-ти діб за вологості посліду курок-несучок 91 % не змінювався. Однак цей показник значною мірою залежав від об'ємного завантаження біореактора розбавленим послідом курок-несучок. Так, із зниженням об'ємного завантаження біоферментера з 3,3 до 2,8 % вихід біогазу за перші 10 діб зменшився на 16,6%, за 20 – на 19,6, за 30 – на 21,9, за 40 – на 19,3, за 50 – на 19,1, за 60 – на 13,9 % і в середньому за увесь період – на 18,1 % (див. табл. 71).

**Питомий вихід біогазу в процесі ферментації посліду курок-несучок за різного об'ємного завантаження ферментера (вологість 91 %), л/добу,  $M \pm m$ ,  $n = 10$**

Тривалість процесу, діб	Об'ємне завантаження, %		
	3,3	2,8	2,2
10	1,99 ± 0,05	1,66 ± 0,06*	1,38 ± 0,05*
20	2,19 ± 0,03	1,76 ± 0,06*	1,48 ± 0,03*
30	1,96 ± 0,04	1,53 ± 0,07*	1,34 ± 0,02*
40	2,07 ± 0,05	1,67 ± 0,08*	1,42 ± 0,04*
50	2,2 ± 0,04	1,78 ± 0,06*	1,53 ± 0,03*
60	2,23 ± 0,03	1,92 ± 0,03*	1,65 ± 0,04*
В середньому	2,1 ± 0,03	1,72 ± 0,06*	1,46 ± 0,05*

\* -  $p \leq 0,05$  порівняно з об'ємним завантаженням ферментера 3,3 %.

При об'ємному завантаженні реактора на рівні 2,2 % вихід біогазу знизився за увесь період в середньому на 30,5 % порівняно з подібними даними за об'ємного завантаження 3,3%. Порівнюючи результати досліджень питомого виходу біогазу при об'ємному завантаженні 2,2% з даними при рівні завантаження 3,3%, слід вказати на зниження інтенсивності процесу біоферментації відходів у першому варіанті порівняно з другим, про що свідчить значне зменшення вмісту продуктів анаеробного зброджування посліду курок-несучок. Так, на 10-ту добу цей показник знизився на 30,6%, на 20-ту – на 32,4, на 30-ту – на 31,3, на 40-ву – на 31,4, на 50-ту – на 30,4 і на 60-ту – на 26,0%.

Особливого практичного інтересу набувають дані щодо виходу біогазу із ферментера при підвищенні вологості посліду до 94 % і за об'ємного завантаження 5,0; 4,1 і 3,3 %.

Дослідженнями встановлено, що не дивлячись на значну різницю в об'ємному завантаженні біоферментера навіть за різної вологості посліду, вірогідної різниці за виходом біогазу протягом 60-ти діб перебігу процесу біоферментації не встановлено.

Як і в попередніх варіантах досліду вихід біогазу із ферментера за вологості посліду 94 % при зменшенні об'ємного завантаження з 5,0 до 4,1 % знизився в середньому на 16,1 %, а з 5,0 до 3,3 % – на 28,1 %.

Одержані дані відтворюють аналогічний характер змін питомого виходу біогазу із ферментера і за окремі проміжки процесу біоферментації, тобто протягом 60 діб досліду (табл. 72).

Таблиця 72

**Питомий вихід біогазу в процесі ферментації посліду курок-несучок за різного об'ємного завантаження ферментера (вологість 94 %), л/добу,  $M \pm m$ , n = 10**

Тривалість процесу, діб	Об'ємне завантаження, %		
	5,0	4,1	3,3
10	1,86 ± 0,08	1,56 ± 0,07*	1,35 ± 0,05*
20	2,03 ± 0,05	1,67 ± 0,02*	1,46 ± 0,04*
30	1,75 ± 0,06	1,51 ± 0,02*	1,28 ± 0,04*
40	2,05 ± 0,03	1,75 ± 0,01*	1,41 ± 0,03*
50	2,14 ± 0,05	1,72 ± 0,02*	1,49 ± 0,04*
60	2,04 ± 0,02	1,83 ± 0,03*	1,59 ± 0,02*
В середньому	1,99 ± 0,06	1,67 ± 0,03*	1,43 ± 0,05*

\* -  $p \leq 0,05$  порівняно з об'ємним завантаженням ферментера 5,0 %.

Встановлено, що на 10-ту добу питомий вихід біогазу в результаті ферментації посліду при зниженні об'ємного

завантаження біореактора з 5,0 до 4,1% зменшувався на 16,1%, на 20-ту – на 17,7, на 30-ту – на 13,7, на 40-ву – на 14,6, на 50-ту – на 19,6 і на 60-ту – на 10,3%.

Подальше зниження об'ємного завантаження біореактора з 4,1 до 3,3% зумовило ще більше зменшення об'ємів питомого виходу біогазу з посліду курок-несучок. Порівняно з об'ємним завантаженням 4,1% питомий вихід біогазу на 10-ту добу при об'ємному завантаженні 3,3% знизився на 13,4%, на 20-ту – на 12,6, на 30-ту – на 15,2, на 40-ву – на 19,4, на 50-ту і на 60-ту – на 13,1 %.

Зниження об'ємного завантаження біореактора з 5,0% до 3,3% викликало зменшення питомого виходу біогазу з посліду курок-несучок на 10-ту добу на 27,4%, на 20-ту – на 28,1, на 30-ту – на 26,9, на 40-ву – на 31,2, на 50-ту – на 30,3 і на 60-ту – на 22,1%.

Отже, на основі проведених досліджень можна зробити висновок, що перетворення органічної речовини посліду курок-несучок значною мірою залежить від анаеробних умов та об'ємного завантаження ферментера, у меншій мірі змінюється в ході перебігу процесу біоферментації, не залежить від вологості біомаси і вмісту органічної речовини в ферментаційній суміші.

Встановлені зміни вмісту і ступеня деструкції таких компонентів посліду, як клітковина, жироподібні речовини та білки ідентичні змінам показників сухої беззольної речовини і тісно пов'язані із загальними закономірностями деструкції органічних компонентів посліду.

Сам процес біоферментації суміші за анаеробних умов не гальмується концентрацією субстрату не дивлячись на зміну вологості від 88 до 94 %, а вихід біогазу і ступінь деструкції органічної речовини залежать від швидкості розбавлення біомаси за твердою речовиною, тобто часом перебування органічної речовини у ферментері.

## РОЗДІЛ 8

### ПЕРЕРОБКА ТВЕРДИХ ВІДХОДІВ ТВАРИННИЦЬКИХ ПІДПРИЄМСТВ ТА САНІТАРНО-ГІГІЄНІЧНА ОЦІНКА ОДЕРЖАНИХ ОРГАНІЧНИХ ДОБРИВ

Головна роль у перетворенні органічної речовини відходів тваринництва належить різним видам бактерій, мікроводоростей та грибів. Мікроорганізми гною чи гнойових стоків відносяться до різних груп, але залежно від потреби в кисні їх поділяють на аероби та анаероби [44, 52, 87, 205].

Мікроорганізми, які приймають участь в аеробній біоферментації забруднень відходів тваринництва, утворюють складну спільноту з якої формується біомаса активного мулу та біоплівки. В морфологічному відношенні така спільнота складається із представників багатьох систематичних груп – бактерій, актиноміцетів, грибів та водоростей. Основу біомаси спільноти складають бактерії [213, 301].

Найчисельнішим рядом в мікрофлорі аеробних систем є *Pseudomonas* – грамнегативні паличкоподібні бактерії. До порядку *Pseudomonas* відноситься 50-80% біомаси бактерій активного мулу, що утворюються за аеробних способів очистки стічних вод. В цей порядок входять бактерії, що окислюють нітрити (*Nitrosomonas*), сполуки сірки (*Sulfomonas*, *Thiobasilus*). В стоках зустрічається багато видів *Bacterium*. До них відносяться амоніфікатори *Bact.mycoides*, які приймають участь в деструкції органічних азотовмісних сполук, а саме: білків, сечовини, амінокислот з утворенням іонів амонію або вільного аміаку. Склад мікроорганізмів активного мулу і біоплівки здатний до змін в широких межах і залежить від умов ферментації, температури процесу. Відмічено вплив мутагенних факторів відходів на склад мікрофлори очисних споруд [232, 409].

На кінцевій стадії біологічної очистки стоків, яка включає процеси нітрифікації в результаті яких утворюються нітрити і

нітрати, в якості біологічних агентів виступають бактерії *Nitrosomonas* і *Nitrobacter*. Найбільш вивченим мікроорганізмом, який здійснює окислення амонійного азоту до нітритів – нітрифікацію I фази, є *Nitrosomonas europaea* [54, 422].

Основним фактором II фази нітрифікації, що забезпечує окислення нітритів в нітрати є *Nitrosomonas vinogradskyi* [306, 345]. Для глибокої біологічної очистки стічних вод широко застосовують мікроводорості. Це в основному представники родів *Chlorella*, *Scenedesmus*, *Nitzschia*, *Ankistrodesmus* [415, 441].

Анаеробні мікроорганізми застосовують у практиці переробки відходів меншою мірою ніж аеробні. Лише останнім часом зріс інтерес до метанового зброджування концентрованих вуглеводних субстратів, яке здійснюється спільнотою анаеробних мікроорганізмів. Для переробки відходів тваринницьких підприємств застосування метанового зброджування є одним з шляхів одержання не тільки органічних добрив, але й біогазу. Анаеробне зброджування дозволяє досягти оптимального співвідношення C:N у біомасі для наступної їх переробки, отримати сировину високої якості, що дозволяє підтримувати достатньо високу температуру в процесі її аеробного окислення [412].

Оцінку ефективності застосування різних способів обробки і утилізації гною здійснюють лише за кінцевими санітарно-гігієнічними показниками оброблюваної маси і не завжди беруть до уваги шкідливі продукти, які надходять у навколишнє середовище, особливо в процесі переробки відходів [331, 335, 449].

Характеристика процесу емісії шкідливих газів, пилу, патогенних мікроорганізмів в повітря при переробці гною практично відсутня. Такий підхід до процесу переробки відходів ускладнює оцінку екологічних чинників, визначення перспективних способів, технологій та інженерних рішень [19, 38, 82, 365, 376].

Головною тенденцією в розвитку технологій обробки і утилізації гною в останні роки є їх спрощення з метою забезпечення високої експлуатаційної надійності та зниження матеріальних, енергетичних ресурсів, робочої сили та ін. У зв'язку з цим спостерігається все більше відмов від схем багатоступінчастої біологічної обробки рідкого гною свинарських комплексів, а рекомендується застосування підпільних гноєсховищ, компостування гною тощо [232, 356, 410].

Однією з головних проблем технологій переробки гною є недостатньо повне знезараження і дегельмінтизація висококонцентрованих стоків свинарських підприємств в результаті їх механобіологічної очистки, що викликає необхідність додаткового знезараження відходів навіть за відсутності епізоотії [157, 361, 388].

Найменш перспективними з точки зору забезпечення екологічної безпеки є методи обробки гною за допомогою механічних засобів є його розділення на фракції (віброгрохоти, сита, центрифуги) та механічна і пневматична аерація.

Ряд технологій зберігання і обробки гною здійснюють в приміщеннях для утримання тварин. Використання спеціального обладнання, розміщеного в приміщеннях для переробки гною забезпечує ряд переваг у порівнянні з відкритими майданчиками, в тому числі зменшує залежність процесу від сезонних факторів та погодних умов, дозволяє сформувати організовані водні і повітряні відводи (викиди), підвищити рівень автоматизації виробничих процесів [6, 94, 380].

Способи очистки стічних вод за допомогою ґрунтів рекомендуються лише в межах санітарних норм внесення знезараженого рідкого гною, в зв'язку з тривалим терміном їх самоочищення [111, 130].

Зниження забрудненням повітря (в тому числі шкідливими газами) в зоні діяльності тваринницьких об'єктів на сьогодні не

вирішено, оскільки відсутні доступні і надійні засоби для розв'язання даної проблеми.

Перспективними технологіями обробки і утилізації гною на сьогодні можуть бути метанове збродження і компостування, хоча вони ще залишаються енергозатратними, а для їх широкого використання потрібні подальші дослідження з метою їх удосконалення та здешевлення.

Значної уваги на сьогодні також заслуговують системи зберігання, обробки і утилізації гною з використанням піддлогових гноєсховищ.

Таким чином, проведений аналіз вітчизняного та зарубіжного досвіду із способів зберігання, очищення і утилізації відходів тваринницьких підприємств свідчить про велику різноманітність методів, технологічних схем та інженерних засобів, що застосовуються на практиці. Це, з одного боку, відображає масштабність проблеми та багатогранність вирішуваних завдань. З іншого – відсутність єдиного науково-технічного підходу до них в різних країнах, регіонах, конкретних підприємствах, дуже часто не мають під собою екологічного підґрунтя.

Узагальнюючи практичний досвід та стан наукового забезпечення, слід вказати на ряд факторів, що створюють деякі труднощі в реалізації сучасних технологій переробки гною: обмеженість власних енергоресурсів і доволі тривалий холодний період року в більшості регіонів; наявність поряд з новими, високоприбутковими підприємствами значної кількості ферм і комплексів старої забудови з низьким матеріально-технічним і кадровим ресурсом; широкий діапазон виробничих напрямків і потужностей підприємств, різні технології утримання і годівлі тварин; дедалі зростаючі ціни на землю; тенденції наближення житлової забудови, в тому числі, індивідуальних будинків міських мешканців, до виробничих зон тваринництва.



Отже, для покращення ситуації, що склалася, на сьогодні необхідно забезпечити низьку енергоємність і мінімізувати виробничі площі при обробці гною, здійснити адекватний підхід для вибору методів обробки відходів з урахуванням складності систем, виду відходів, їх кількісних, санітарно-гігієнічних і екологічних характеристик, забезпечити адаптацію будівельно-технологічних рішень до низьких температур зовнішнього повітря та розробку дієвих засобів захисту селітебної території від запахів, пилу, патогенної мікрофлори.

Розробку нових технологій необхідно проводити на базі найбільш дієвих і апробованих у світі методів екологічної біотехнології. До них належить біологічна очистка стічних вод активним мулом, компостування органічних відходів, ефективні фізико-хімічні методи обробки гною та стічних вод, зокрема, термічна та хімічна обробка стоків, застосування дезодоруючих речовин, тощо.

Універсального способу обробки органічних відходів тваринництва, який дозволяв би знешкодити усі види шкідливих для довкілля речовин, сьогодні не існує. Зокрема, навіть багатоступенева біологічна обробка не забезпечує повного знезараження висококонцентрованих стоків свинарських підприємств, або видалення іонів важких металів, в зв'язку з чим передбачено дослідження і розробку відповідних науково-практичних рішень.

Відсутність науково обґрунтованих рекомендацій щодо компостування відходів, зокрема, в польових умовах, гальмує масове застосування цього методу в Україні. Питання, пов'язані з використанням інокулюючих добавок, організацією аерації буртів, зниженням забруднення довкілля при компостуванні, особливості процесу в холодний період, потребують окремих досліджень. Практично не вивчено шляхи інтенсифікації останньої стадії приготування компосту – визрівання, що займає більшу частину процесу за часом.

Визначаючи напрямок розробок, пов'язаних з очищенням і утилізацією рідкого гною й стічних вод, необхідно взяти до уваги, що сьогодні в світовій практиці переважно використовуються аеробні процеси як найбільш надійні “стабільні” й краще вивчені. Широко розповсюдженим варіантом аеробної очистки відходів активним мулом є аеротенки. Основні науково-технічні принципи, на яких базуються зазначені методи та інженерні рішення, закладено доволі давно, але не існує теоретичних моделей, які б охоплювали весь спектр біохімічних, мікробіологічних, технологічних умов і факторів, що мають місце в реальних процесах. Велика кількість і варіабельність субстратів, нерівномірність фізико-хімічних параметрів подачі сировини, гальмування бактеріального росту токсичними забрудненнями, недостатньо повне перемішування та розділення, кисневі градієнти, механізми видалення забруднень небіологічної природи та інші особливості диктують необхідність проведення спеціальних досліджень і розробок.

В цьому зв'язку в роботі передбачалось вирішення завдань щодо підвищення продуктивності і екологічної чистоти процесів, в тому числі, дослідження і розробку методів й технічних засобів відстоювання стоків та подачі кисню, оптимізацію навантажень по субстрату і температурних умов, розробку засобів зниження концентрації побічних шкідливих речовин у викидах в оточуюче середовище.

**Переробка твердих відходів тваринницьких підприємств та санітарно-гігієнічна оцінка одержаних органічних добрив.** Останнім часом широкого розповсюдження набули способи переробки екскрементів тварин за анаеробних умов з утворенням біогазу.

Головним при переробці відходів на біогаз є не тільки виробництво енергії, але й різних видів біопалива та органічних добрив [43, 77, 189].

Використання сільськогосподарських культур для виробництва електроенергії і біопалива має як переваги, так і недоліки. Один з найбільших недоліків є те, що виробництво енергії конкурує з виробництвом продуктів харчування людей. Все більше домінує думка, що вирощування таких культур можливе лише за умов забезпечення людей продуктами харчування, а потім як джерел енергії [96, 340, 370].

Оцінку різних способів одержання енергії з рослинної сировини проведено на основі енергетичного аналізу. Вважають, що альтернативою у виробництві біогазу є використання відходів тваринництва [27].

За аеробних умов органічні речовини з відходів переходять у максимально окиснений стан у результаті чого сполуки, що містять вуглець, перетворюються на діоксид вуглецю ( $\text{CO}_2$ ) і воду; ті, що містять сірку, – на  $\text{CO}_2$ , воду і сульфати; ті, що містять азот, – на  $\text{CO}_2$ , воду і нітрати. За аеробних умов окислюються не лише органічні компоненти, але й неорганічні сполуки. Так, відбувається окиснення солей закисного заліза в окисне, іонів двовалентного марганцю – у діоксид марганцю тощо. Активними учасниками аеробних біохімічних процесів у відходах є мікроорганізми. На спорудах штучного біологічного очищення, наприклад аеротенках, аеробіофільтрах тощо, окисником є кисень, який значною мірою інтенсифікує процеси окислення [151].

За анаеробних умов окиснення рідких стоків відбувається за рахунок активної участі мікроорганізмів. Речовини, які містять вуглець органічного походження, окислюються до низькомолекулярних кислот (ЛЖК) і  $\text{CO}_2$ , а потім відновлюються до метану. Швидкість розкладання органічних речовин за анаеробних умов значно менша ніж в аеробних [17]. Розкладання однієї молекули глюкози за анаеробних і аеробних умов проходить з різним термічним ефектом [78].

За анаеробного окиснення однієї молекули глюкози утворюється по дві молекули вуглекислого газу, метану і форміату та 27 кал енергії. Розпад глюкози за аеробних умов веде до утворення 6 молекул вуглекислого газу і води та 674 кал енергії. Тобто, за аеробних умов процес енергетично вигідніший, однак він перебігає із глибшим розпадом органічної речовини.

Метанове зброджування або метаногенез – це процес розкладання органічних речовин до кінцевих продуктів, основними з яких є метан і вуглекислий газ, як результат життєдіяльності мікроорганізмів за анаеробних умов. Мікроорганізми, не маючи доступу до кисню та інших переважаючих в енергетичному відношенні акцепторів електронів: нітратів, сульфатів, сірки тощо використовують з цією метою вуглець органічних сполук відходів [112]. Внаслідок цих процесів утворюється метан. У цьому процесі вуглець органічних речовин окислюється до вуглекислого газу. Такий механізм реакцій забезпечує перетворення органічної речовини відходів з рідкої або твердої фази в газу. Такий підхід дуже важливий для розробки процесів біологічної утилізації практично будь-яких органічних відходів. За оптимальних умов ці гази можуть утворюватися в кількості, рівній 80-95 % органічної речовини, що біологічно розпалася, останні 5-20 % витрачаються на відтворення бактеріальних клітин. На практиці в біогаз під час метанового бродіння перетворюється 30-35 % органічної речовини сировини [14, 179, 435].

Відомо, що цей процес проходить як правило у три етапи. На першому етапі анаеробного зброджування органічної речовини високомолекулярні сполуки: вуглеводи, жири, білки розкладаються на низькомолекулярні органічні компоненти. На другому етапі за участю кислотоутворюючих бактерій проходить подальше їх розкладання з утворенням низькомолекулярних органічних кислот, а також спиртів, вуглекислого газу і водню, а потім на третьому етапі – з утворенням сірководню і аміаку.

Основними кінцевими продуктами перетворення органічних речовин на є метан і вуглекислий газ, які утворюються в результаті метанового бродіння. Крім того, метан також утворюється із вуглекислого газу і водню [164, 279].

Ці реакції в біомасі відходів за анаеробних умов протікають одночасно, причому метаноутворюючі бактерії чутливіші до зовнішніх умов, ніж кислотоутворюючі. Вище названі бактерії потребують абсолютно анаеробних умов і вимагають більш тривалого часу для відновлення [278].

Швидкість анаеробного бродіння органічної речовини залежить від метаболічної активності метаноутворюючих бактерій. Основним фактором впливу на процес метаногенезу, крім ряду інших параметрів є відсутність кисню [13, 152].

Другим не менш важливим параметром процесу є температура біомаси. Активність мікроорганізмів значно зростає за температури суміші вище 18°C. Процес метаногенезу найкраще протікає в температурному інтервалі 30-37°C, тобто так званому мезофільному режимі. Значну кількість метану з біомаси можна отримати і за термофільного режиму, коли температура суміші складає 55-60°C. Гній з цією метою зброджують в метантенках безперервно перемішуючи суміш в мезофільних умовах [175, 178, 182].

Зниження температури суміші веде до збільшення часу перебування сировини в реакторі і зниження інтенсивності процесу. Зброджування коров'ячого гною за температури 37°C відбувається за 36 діб, а за 15°C цей термін підвищується до 100 діб. Крім часу перебування біогазу в реакторі, температура суміші впливає на його вихід. Так, за температури біомаси в реакторі 20 °C вихід біогазу складає 37 % від його виходу при 30-35 °C.

Відомо, що застосування термофільного режиму при зброджуванні рідких стоків через високу концентрацію амонійного азоту є не завжди ефективним щодо утворення

метану. Зброджування відходів птахівничих підприємств, які містять широкий спектр патогенної мікрофлори, показали, що термофільний процес ефективніший для зниження її кількості ніж мезофільний [158, 187].

Вихід біогазу, а отже і ефективність процесу залежить не лише від температури і часу перебування сировини в реакторі, але і від концентрації сухої речовини (СР) в біомасі. Так, при зброджуванні гною свиней з вмістом СР 6 і 9 % відповідно протягом 12 і 20 діб питомий вихід біогазу на 1 г введеної в реактор СР був однаковим. Подібні дані одержано і при анаеробному зброджуванні гною великої рогатої худоби, що пов'язане з уповільненням інтенсивності процесу метаногенезу внаслідок підвищення вмісту амонійного азоту в біомасі [270].

Третім фактором, який впливає на анаеробну біоферментацію, є кислотність біомаси, що обумовлює активність мікроорганізмів. Оптимальним значенням рН суміші, яка ферментується як встановлено дослідженнями, є 6,5-8,5, в іншому випадку процес метаногенезу різко гальмується [242, 243].

Важливим для перебігу процесу метаногенезу є відношення вуглецю і азоту в зброджуваній сировині. Оптимальним співвідношенням С:N вважають 16-19:1 [98].

Перераховані вище фактори, в тому числі вуглецево-азотний баланс забезпечують інтенсивність процесу анаеробного зброджування біомаси при утворенні біогазу. Важливу роль в цьому процесі також надають таким мікроелементам як залізо, молібден, нікель, кобальт та селен. Процес анаеробного зброджування біомаси може знижуватися за наявності в біомасі сульфаніламідних препаратів, ангельмінтиків та антибіотиків, які можуть потрапляти в гній під час лікування тварин [1-3, 15, 28].

Для виробництва біогазу як сировину використовують різні органічні відходи тваринницьких підприємств і цехів та заводів з переробки сільськогосподарської продукції, що мають рідку або

напіврідку консистенцію. Це як правило екскременти тварин, залишки рослин (солома, бадилля, трава і тому подібне), а також осад стічних вод тваринницьких і птахівницьких підприємств, стічні води цукрових і спиртних заводів [126, 326].

Збільшити вихід біогазу із них можна за рахунок додавання у гнойові стоки різних органічних відходів. Встановлено, що із жиромісних стоків вихід біогазу складає близько 800 м<sup>3</sup>/т, що більш ніж в 30 разів перевищує цей показник для гною свиней. Вихід біогазу збільшується при додаванні у зброджувану біомасу відходів рослинництва з високим вмістом лігніну і лігніноцелюлози. В результаті збродження зеленої маси люцерни утворюється близько 440-630 м<sup>3</sup> біогазу, а з 1 т трави — 520-640 м<sup>3</sup>. Застосування для збродження відходів рослинних решток вимагає додаткових сховищ і збільшує капітальні витрати [183, 204, 226].

З точки зору сучасних уявлень метанова біоферментація протікає в три стадії [98, 185, 424]. На першій стадії процесу відбувається гідроліз складних сполук відходів – біополімерів та їх перетворення в леткі жирні кислоти, спирти, альдегіди, двоокис вуглецю, аміак та водень. Ці перетворення відбуваються за дії широкого спектру мікроорганізмів, які відносяться до групи аеробів, факультативних і облігатних анаеробів. До останніх належать бактерії роду *Clostridium*, які проявляють протеолітичну активність, целюлозоруйнуючі – *Bacterioides ruminicola*, *Butyrivibrio fibrisolvens*, пектиноруйнуючі, маслянокислі і пропіоновокислі бактерії.

Показано, що видовий склад мікрофлори першої стадії анаеробної біоферментації відходів залежить від складу середовища. Наявність у біомасі органічних сполук – білків, вуглеводів, жирів впливає на розвиток мікроорганізмів, здатних до конверсії відповідних сполук [193, 420].

На другій стадії анаеробного зброджування під дією облігатних ацетогенних бактерій утворюються оцтова кислота,

водень і двоокис вуглецю. На сьогодні виділено і досліджено всього декілька видів цих мікроорганізмів з гною. Ці мікроорганізми розщеплюють пропіонову та інші жирні кислоти, а також деякі інші сполуки, які утворюються після I стадії анаеробної біоферментації [386].

Третя стадія метаногенезу, досліджена найдетальніше як у відношенні механізму утворення метану, так і складу мікрофлори середовища. Метан утворюється під дією метаногенних бактерій, які здатні трансформувати кислоти і водень в газоподібний метан без зовнішніх джерел енергії або акцепторів електронів. Метаногени – унікальна група різних видів і форм бактерій, які ростуть в абсолютно анаеробних умовах при значеннях  $eH$  – 300 мВ. Встановлено, що близько 65-70% метану за анаеробного збродження біомаси утворюється за рахунок метильної групи оцтової кислоти, друга частина його із двоокису вуглецю і водню бактеріями роду *Methanosarcina* [204, 391, 404].

Таким чином, перетворення органічних компонентів відходів тваринництва за анаеробного бродіння відбувається при сумісному функціонуванні трьох груп бактерій і завершується утворенням низькомолекулярних жирних кислот і газів: метану, водню і вуглекислого газу.

Однак не дивлячись на значні успіхи у вивченні процесів метанового бродіння, ролі мікроорганізмів у цих перетвореннях, питання якості одержаних продуктів перетворення відходів та їх санітарна безпека і на сьогодні залишаються актуальними.

Основними способами переробки твердих відходів тваринницьких підприємств є різні види компостування. При компостуванні біогенні елементи відходів і вологопоглиначів стають доступнішими для рослин, а утворений продукт – органічне добриво є безпечним для довкілля.

Процес приготування і дозрівання компостів протікає із значним підвищенням температури біомаси. Остання сприяє загибелі яєць і личинок гельмінтів та хвороботворних бактерій.



На перебіг процесів біоферментації при дозріванні компосту впливають вміст жирів, восків, смол, а також речовин із значною кількістю деревини, які важко розкладаються. Для приготування компосту використовують екскременти тварин, гнойові стоки, побутові відходи, сміття, гній та мул [330, 338, 363].

Компост як правило складається з двох компонентів, які відрізняються стійкістю до дії мікроорганізмів. Так, гній, гнойові стоки, фекалії та сеча містять значну кількість легкорозчинних азотистих органічних сполук, а торф, солома, сміття здатні поглинати вологу, аміак, що сприяє зниженню їх втрат при розкладанні органічної речовини [343, 368].

Різні компостні суміші, а саме: торфогнойові, гноє-грунтові, гноє-солом'яні, гноє-мулові, компости з корою дерев, або на основі побутових відходів відрізняються за хімічним складом, а їх дозрівання потребує різної кількості кисню і часу [291, 352]. З метою синхронізації перетворення органічної речовини до компостів додають різні добавки, забезпечують вільний доступ кисню і підтримують оптимальну вологість [80].

Значний вплив на швидкість процесу компостування мають розміри штабелів або буртів, а також структура суміші, які визначають інтенсивність розкладання органічної речовини компостів [109, 348].

Ущільнення біомаси при дозріванні компосту сповільнює швидкість розщеплення органічних речовин. Збільшення величини співвідношення загальної поверхні бурта до його поперечного перетину – навпаки посилює процеси розкладу компонентів біомаси. Оптимальними при компостуванні є бурти з шириною основи, яка складає 2,5 – 3 м, висотою – 1,5 м і довільною довжиною. Розміри буртів також залежать від об'єму компосту і розміру площадки для компостування [148].

Склад компонентів бурта та їх властивості є основними факторами, які впливають значною мірою на інтенсивність бродильних процесів у суміші. Добавка до суміші мінеральних

речовин у різних пропорціях прискорює ці процеси. В свою чергу змішування компонентів суміші впливає не тільки на вміст сухої речовини та властивості органічних сполук, але й значною мірою змінює сорбційну здатність її компонентів та швидкість дозрівання біомаси [209].

Так, добавка до рідких відходів торфу, що містить значну кількість органічних речовин, які крім сорбційних властивостей, володіють і високою поживністю для рослин, прискорює розкладання органічної речовини при компостуванні. Тому відходи з високим вмістом легкогідролізованих сполук потребують більшу кількість добавок, які добре адсорбують ці речовини, а для тих, що важко розкладаються – менше [291, 322].

Швидкість дозрівання компостів сформованих на основі гною тварин, де високий вміст органічних речовин залежить від видового складу корисної мікрофлори. Остання має надзвичайно важливе значення для розщеплення складних органічних залишків корму, які легко розкладаються до простих сполук [347, 351]. Дотримання оптимального режиму компостування відходів різного походження та забезпечення умов для діяльності мікроорганізмів, що досягається шляхом аерації біомаси є важливими параметрами процесу.

Розроблено концепцію та наукові основи процесу прискореного компостування гною тварин з рослинними відходами. В основу даної концепції покладено дослідження з вивчення процесів біоферментації органічних речовин відходів та їх прискорення шляхом внесення різноманітних органічних добавок та оптимізації параметрів процесу. Запропоновано блок-схему процесу прискореного компостування гною з органічними відходами та розроблено відповідні алгоритми балансування складу компостів, їх параметрів та формули для розрахунку. На основі цього була розроблена математична модель оптимального складу компосту на основі досліджень фізико-хімічних властивостей його компонентів [203, 215].

Перебіг процесу біоферментації, який лежить в основі дозрівання компосту, залежить від його вологості. За високої вологості біомаси бурти періодично перемішують, а за низької – періодично поливають їх водою або гноївкою. Отже оптимальний повітряний та водний режим буртів є важливими умовами для діяльності мікроорганізмів у компостній масі [163].

Розроблені та використовуються і інші способи компостування гною тварин. Відходи при цих способах не закладаються в бурти, а готують гноє-грунтові компости на спеціальних майданчиках. З цією метою гній (до 600 т/га) змішують з мінеральними добривами і заорюють в ґрунт на глибину 15 см на площі в 0,5 га. Після цього ґрунт культивують через кожні 10 – 15 днів, поливаючи компостну площадку гноївкою. Повторну оранку площадки проводять через місяць. Запропоновані прийоми забезпечують посилену аерація компосту, що сприяє бурхливому розвитку мікрофлори і швидкому розкладу органічних речовин до їх повної мінералізації. Верхній шар ґрунту компостної площадки через два місяці згортають у бурти і використовують за призначенням [110, 113].

Розроблено також спосіб переробки гною шляхом постійного компостування. За даного способу використовують суміш, яка складається із 6/7 гною і 1/7 ґрунту. Процес буртування проходить постійно, а бурт поступово нарощують на 15-25 см через кожні 2-3 тижні. Процес розкладу органічних речовин гною протікає переважно у верхніх шарах бурта [60].

За таких умов процеси мінералізації органічної речовини гною значно переважають реакції утворення вторинних органічних сполук, які формують гумусний комплекс. По мірі визрівання компосту проходить його збагачення не тільки органічними сполуками, але і зольними елементами, в тому числі і гуміновими речовинами [64, 341, 346].

Дослідження хімічного складу компостів показало, що вміст золи в торфо-гноєвому компості уже через 6 місяців після його закладання підвищився з 12,1 до 30,1%, через рік – до 44,5, а через 2 роки – до 63,2%. Рівень загального азоту в компостах за цих умов навпаки знизився з 45,5 до 15,5%, тоді як вміст рухомих форм азоту зменшився з 2,1 до 0,7%, а концентрація гумінових кислот практично не змінилась [60, 345].

На швидкість розкладу мікроорганізмами органічних речовин компосту впливає зміна температурного режиму, вологості і кислотності біомаси, ступеня подрібнення компонентів. За аеробних умов у компості переважають екзотермічні реакції, коли віддача тепла в навколишнє середовище ускладнена, у компостних буртах розвивається висока температура. Згодом вона знижується по мірі використання мікрофлорою органічних сполук, що легко розкладаються [199, 240].

Температурний режим компостів залежить від хімічного складу суміші, природи сполук, способу закладки біомаси, ступеня аерації і умов теплообміну, температури навколишнього середовища [330].

Дослідження показали, що температура біомаси в компостному бурті уже протягом перших чотирьох днів підвищується з 19 до 72 °С, залишаючись на цьому рівні до 6-7 дня, а потім поступово знижується до 50 °С на 16 день [319].

На температурний режим компосту впливає вологість, яка повинна становити 65 – 75%. У компостах, що готуються різними способами, вологість суміші коливається в межах від 40 до 85%. За високого вмісту вологи в біомасі погіршуються процеси аерації і знижується швидкість розкладання органічної речовини гною.

З підвищенням пористості температура суміші підвищується, оскільки аеробні процеси можуть протікати в біомасі за вищої вологості, ніж у буртах, в яких біомаса щільна. У

компостах з торфу, гною, соломи, зеленої маси інтенсивний розвиток мікрофлори відбувається за вмісту вологи 48,1 – 64,8%.

На дозрівання компостів значною мірою впливає величина рН суміші. Як правило, оптимальними є нейтральні значення цього показника. Зміна величини рН компостного середовища є наслідком перебігу біохімічних процесів у біомасі під дією ферментів мікроорганізмів [327].

У компості в процесі дозрівання значно зростає вміст аміаку та інших продуктів анаеробного окислення органічних речовин – метану і сірководню [332].

Таким чином, компостування є одним з основних способів переробки твердого та рідкого гною тварин. При компостуванні відбувається не тільки перетворення органічних речовин гною, але й значно знижується надходження летких біогенних елементів у повітря, які утворюються під час перебігу біохімічних процесів. Висока температура, яка є результатом аеробних процесів при компостуванні, забезпечує знезараження гною, що важливо з точки зору санітарно-гігієнічної оцінки одержаних органічних добрив. Однак перебіг процесів окислення органічних речовин компостної суміші за високих температур і дії біологічного фактора досліджено не повною мірою, що не дає можливості управляти температурним режимом, а значить і санітарним станом біомаси після її дозрівання.

З метою оптимізації перебігу біотермічних процесів, за яких гній перетворюється на компост і відбувається знезараження біомаси, забезпечують регуляцію аерації бурта [293].

Важливим у цьому плані є застосування різного покриття для уникнення ущільнення бурта.

Дотримання цих вимог забезпечує перебіг окисних процесів у бурті на стабільному рівні, що забезпечує термофільний режим і надійне знезараження гною.

Надмірна аерація маси та її гомогенізація знижують швидкість біотермічних процесів. Зміна пористості біомаси

також впливає на перебіг процесу. Руйнування структури бурта може відбуватися шляхом його осідання при рихленні біомаси. При цьому сповільнюються біотермічні процеси, а утвореного тепла недостатньо для забезпечення надійного знезараження гною. Це призводить до подовження процесу дозрівання гною, а іноді і до його переривання [257, 272].

Процес дозрівання бурта потребує рихлення 7 – 12 разів протягом 6 – 7 місяців, у тому числі протягом першого місяця – один раз на тиждень, далі – один раз на 2 тижні і нарешті один раз на 4 тижні.

Одним з заходів забезпечення аерації буртів при компостуванні свинячого гною після гідрозмиву, пташиного посліду, або мулу після біологічної очистки, є використання стабілізуючих компонентів, які володіють щільною структурою і високою вологістю [203, 286].

Утворені структури сприяють розмежуванню компонентів компостованої маси, сприяють вільному руху повітря і газів всередині бурта. За недостатньої кількості в біомасі стабілізуючих компонентів відповідні структури не створюються, а біотермічні процеси перебігають на низькому рівні, що не забезпечує біотермічного знезараження гною [266, 345].

Стабілізуючі компоненти здатні засвоюватись у процесі дозрівання компосту або можуть не приймати участі в біотермічних реакціях. Повністю в компості засвоюється солома, а такі стабілізуючі компоненти як кора дерев, деревна стружка, тирса використовуються лише частково. Не засвоюються в компості глиняні кульки, подрібнені автомобільні шини, легкий гравій, цегляна крихта та інші [13, 366].

При приготуванні компосту ці стабілізатори використовують декілька разів виділяючи їх з біомаси механічним шляхом. Подрібнена кора дерев і деревна стружка завдяки твердій та пористій структурі і значного вмісту лігніну та целюлози, які в компості розкладаються повільно, що дозволяє

використовувати їх для рециркуляційного способу. Однак краще використовувати для рециркуляції в якості стабілізатора готовий компост, тому що стружку важко просівати, а дрібні частинки проходять через вічка сита [18, 26, 78].

Однак за вологопоглинаючою здатністю одним з найкращих стабілізаторів є подрібнена кора дерев.

Оптимальне співвідношення між стабілізуючим матеріалом і рідким гноєм повинно бути 2:1. Якщо в якості стабілізуючої добавки використовувати сухий торф, то це співвідношення зростає до 3:1 [30].

Від застосування стабілізуючого компонента при приготуванні компостів із рідких відходів залежить якість органічних добрив та їх санітарна безпека. Останнє пов'язують із здатністю стабілізуючих компонентів при приготуванні компостів впливати на перебіг аеробних процесів у біомасі, забезпечувати збереження її об'єму. Відомо, що не всі стабілізатори можуть забезпечувати збереження об'єму компосту, який в ряді випадків зменшується на половину і навіть до 1/3 від первинного об'єму компостної суміші.

Для одержання органічних добрив безпечних у санітарному відношенні компост готують в буртах з обов'язковим додаванням стабілізуючого компонента, що робить процес керованим. За таких умов приготування компосту в буртах з природною вентиляцією триває близько 4 – 6 місяців. Для прискорення процесу компостування рекомендовано біомасу перевертати 2 – 3 рази. Кількість перевертань бурта може бути збільшеною залежно від умов компостування та виду стабілізатора [97].

При використанні компосту для рециркуляції стабілізатора з метою полегшення його просівання вміст вологи в ньому не повинен перевищувати 50%. Високу ефективність процесу рециркуляції в цьому випадку досягають шляхом вентиляції біомаси, що збільшує штучне провітрювання буртів [9, 204].

Таким чином, використання стабілізуючих добавок при компостуванні рідкого гною, посліду та мулу після біологічної очистки за штучної вентиляції компостних буртів суттєво впливає на швидкість дозрівання компосту. Однак щодо сумісної дії факторів на процеси біотермічного знезараження біомаси, управління цими процесами, то вони вивчені недостатньо і потребують додаткових досліджень, особливо в плані штучної аерації біомаси.

Важливу роль у забезпеченні санітарного благополуччя і гігієнічних вимог до компостної маси має попередня обробка гною, яка передбачає видалення різних включень і домішок, непридатних для приготування компосту. Видаляють металеві домішки з гною за допомогою різноманітних магнітних пристроїв, а інші компоненти – за допомогою віброгрохоту або сит з розміром отворів 40 – 50 мм [28, 354].

Для створення умов перебігу біотермічного процесу важливого значення надають формуванню суміші з гною та стабілізатора беручи до уваги кліматичні умови, техніку вентиляції, а також розміри бурта. Сформований бурт повинен мати форму округленого конуса з нахилом бічних поверхонь 70 – 80°. Висота бурта, як правило становить 1,2 – 2,5 м, а ширина – 3 – 7 м. Довжина бурта не обмежується, а висоту обмежують для підтримання оптимального перебігу аеробних процесів.

На швидкість біотермічних реакцій у біомасі, крім вмісту кисню, впливає і величина зерен відходів, які підлягають компостуванню. Процес компостування проходить досить активно, коли кисень повітря легко вступає у контакт з органічною речовиною біомаси [217].

Встановлено, що середній розмір часток суміші для компостування повинен становити 15 – 20 мм, а найбільші зерна не повинні бути більшими за 30 – 50 мм. Досягти високої ефективності процесу можливо шляхом оптимізації структури суміші змішуючи частинки великої і дрібної фракцій [223].



Встановлено, що механічна вентиляція буртів є вигіднішою ніж традиційне провітрювання перегортанням біомаси.

Підтримання оптимальної вологості компостної суміші шляхом вентилювання та перегортання біомаси є ефективним заходом при дозріванні компосту.

Вентилювання та перегортання компосту оптимізує його вологість, яка швидко досягає рівня 65 – 75%, що сприяє високій температурі суміші і забезпечує одержання безпечного продукту. Збільшуючи подачу повітря, можна впливати не лише на газообмін і температуру суміші та її вологість, але і в деякій мірі на величину рН компосту. На ці показники впливають склад компосту, співвідношення його компонентів, вид сировини, вміст у ній поживних речовин. Додавання до компосту різних рослинних компонентів, та вологопоглинаючих матеріалів впливає на ці показники [268].

Для прискореного визрівання компостів часто використовують біореактори, бродильні камери, а також біостабілізатори.

Доведено, що найоптимальнішими є типові рішення безперервного приготування компостів у біореакторах. Крім біореакторів безперервної дії, використовуються і біореактори періодичної дії, які передбачають порційне приготування компостів [31, 233].

Встановлено, що в біореакторах силосного типу компостна маса краще розігрівається, швидко знезаражується, а утворений компост відповідає гігієнічним вимогам і може бути використаний як органічне добриво після його зберігання протягом 3-6 місяців [249]. Подібні за характером бродильні процеси протікають в біомасі, яку компостують в реакторах баштового типу.

Особливістю переробки гною в реакторах такого типу є наявність двох етапів: першого тривалістю 3 – 10 діб та другого – до 3 – 6 місяців. Протягом другого етапу компост дозріває

безпосередньо на місці його використання. В середньому час перебування компостної маси в реакторі барабанного типу складає 3 – 6 діб, в реакторі силосного типу – 12 – 15 діб і в баштовому реакторі – 5 – 10 діб. У всіх вищенаведених реакторах аеробні процеси в біомасі перебігають за високої температури, а утворені шкідливі гази видаляються шляхом нагнітання повітря [309, 355].

Застосування цих способів компостування передбачає використання різних технічних засобів і дає можливість регулювати вологість біомаси, її температуру, швидкість потоку та кількість повітря, яке подається в біореактор. Оптимальної температури біомаси в реакторі Досягають шляхом регуляції подачі повітря, що впливає на інтенсивність бродильних процесів. Зміна швидкості перемішування біомаси в реакторі, її вологості, а також рН дає можливість підтримувати активність бродильних процесів протягом 3-10 діб перебування компосту на високому рівні, а потім при його дозріванні впродовж декількох місяців. Створення таких умов дає можливість одержати безпечні в санітарному відношенні органічні добрива [45].

З цією метою при виробництві гноєкомпостів іноді використовують біостабілізатори. Це дає можливість швидко підняти температуру суміші до 65-70°C, що забезпечує знезараження біомаси, а потім утримувати її певний час на цьому рівні на першій третині довжини барабана біореактора. Зниження температури біомаси вказує на завершення першої, найбільш активної аеробної стадії розкладання органічної речовини компосту. Даний спосіб є одним із видів прискореного компостування за якого змішування, подрібнення і розкладання біомаси здійснюється в одному апараті. Підготовлена біомаса при обертанні біостабілізатора зі швидкістю 3-5 разів/хв. переміщуючись по барабану впродовж 3-7 днів, перетворюється на компост або стабілізований санітарно безпечний продукт. Однак повної готовності компост одержують після його

дозрівання протягом 2-3 місяців у штабелях на спеціальних майданчиках [30, 221].

Для збільшення потужності біостабілізатора і скорочення виробничого циклу рослинну сировину перед завантаженням у біоферментер подрібнюють на молоткових дробарках до розміру часток 3-4 мм [224].

Компостування відходів проводять у бродильних камерах. За даного способу біомаса бродить за дії ферментів мікроорганізмів відходів при підтриманні оптимальної вологості, температури і газового складу компосту [238, 369].

Біотермічні процеси, які інтенсивно проходять у біомасі, підвищують температуру суміші до 70°C, що згубно впливає на яйця гельмінтів, мух, личинки комах, патогенні мікроорганізми і насіння бур'янів [361, 371].

Крім біореакторів барабанного типу для приготування компостів, використовують тунельні і коритні біореактори. В тунельних реакторах попередньо підготовлений компост піддається аеробному зброджуванню протягом 7-10 діб після чого вивантажується і доводиться до повної готовності в буртах. Створені аеробні умови забезпечують розігрівання біомаси до температури 60-70 °C. Вентиляція тунельного біореактора нагнітанням повітря з одного кінця і видалення шкідливих газів з другого сприяє швидкому окисленню органічної речовини, зменшенню об'єму біомаси протягом 10 діб у середньому на 40 %. Цей процес потребує біля 3,5 м<sup>3</sup> повітря/годину/ м<sup>3</sup> матеріалу [125, 234, 382, 392].

В реакторі коритного типу компост готують на спеціальній площадці, яку обладнано вентиляційними каналами, через які в компостну суміш нагнітають повітря [243].

Компости із різних органічних відходів можна приготувати також застосовуючи межовий біореактор, в якому біомаса поступово протягом 10-17 діб надходить до дна, звідки її видаляють за допомогою шнекових транспортерів. При цьому

постійно контролюють температуру біомаси в реакторі та вміст CO<sub>2</sub> в повітрі, яке виходить. Цей захід необхідно здійснювати для забезпечення ефективного знезараження суміші. Дозрівання компосту після його приготування в біореакторі проводять в буртах або в кучах на складі [30, 387].

Для приготування та дозрівання компостів використовують і біореактори поверхового типу, в яких біомаса перемішується і вентилюється, поступово переходячи з поверху на поверх до самого низу.

Відомий спосіб переробки органічних відходів тваринництва з використанням баштового реактора [30, 76, 153].

Таким чином, прискорити процес компостування органічних відходів тваринництва можна за допомогою біореакторів, де процес визрівання компосту проходить від 3 до 15 діб, тоді як при буртуванні він триває 3 і більше місяців.

**Застосування аерації в компостуванні відходів підприємств з виробництва продукції тваринництва.** Відомо, що для успішного проведення процесу біоферментації твердих відходів необхідно дотримання встановлених технологічних вимог. Однією з яких є забезпечення належного повітрообміну в компостній біомасі, тобто її аерація. Цей процес призначений для забезпечення киснем аеробних мікроорганізмів, що приймають участь в окисленні органічних речовин гною, а також виділенні вуглекислого газу і водяної пари.

Кількісна характеристика аеродинамічних процесів, які відбуваються при аерації відходів тваринницьких підприємств, в літературі практично відсутня, що не дає змоги розробити раціональні методи їх переробки та вдосконалити існуючі і розробити нові інженерні засоби забезпечення цього процесу. З цією метою і було проведено ряд модельних та аналітичних досліджень в яких визначали кількісні характеристики

аеродинамічного опору та кінетику втрат вологи при аерації біомаси.

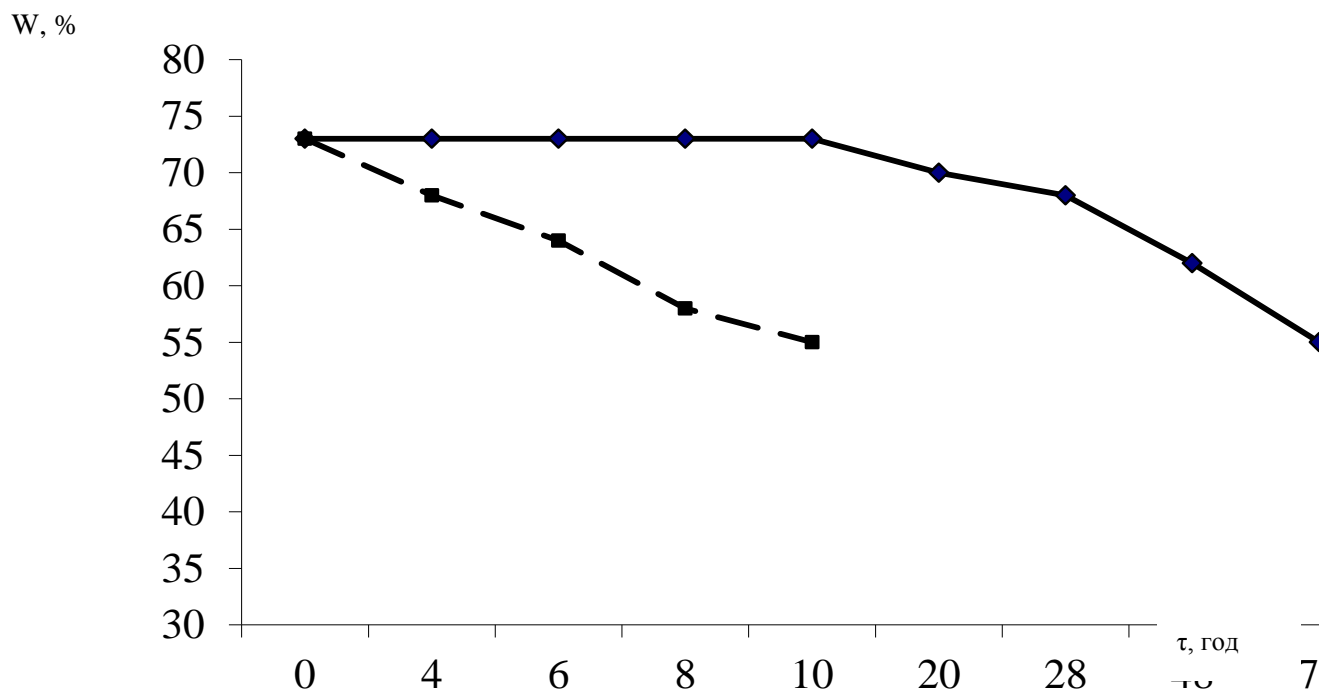


Рис. 22. Кінетика втрати вологи компостною масою гною.

Встановлено, що під час аерації втрата вологи гноєм відбувається за чітко окресленим лінійним характером (рис. 22). При цьому значно прискорюється кінетика самого процесу перетворення ОР гною. Так, вже через 10 годин аерації замість 74 годин без аерації компостна маса набуває оптимальної вологості ( $W = 55\%$ ). Це є найважливішим для початку процесу біотермічного розпаду гною (або суміші), вологість яких часто не відповідає оптимальному значенню для процесу компостування. Отримані в експерименті результати можуть бути використані в промислових масштабах з відомою швидкістю руху повітря у компостній масі її опір.

Із одержаних результатів видно, що за різної товщини шару компостної маси зберігається залежність швидкості руху повітря від опору засипки (табл. 73). Це характерно для ламінарного

режиму руху повітря, при якому для каналів даних геометричних розмірів (діаметр пор та їх довжина) та при незмінних фізичних константах потоку (коефіцієнт кінематичної в'язкості і густина) втрати тиску пропорційні першому ступеню зміни швидкості руху повітря.

Таблиця 73

**Втрати тиску за різної швидкості потоку повітря в біомасі,  $M \pm m$ ,  $n=4 - 5$**

Товщина шару біомаси, мм	Швидкість потоку повітря, м/хв.	Втрата тиску, Па	Відносний приріст втрати тиску
100	1,04 ± 0,10	572,00 ± 52,88	1,00 ± 0,10
	2,54 ± 0,09	1434,00 ± 134,20	2,51 ± 0,23
	3,24 ± 0,10	1734,84 ± 161,79	3,03 ± 0,28
	4,14 ± 0,15	2270,84 ± 149,60	3,97 ± 0,36
200	1,14 ± 0,09	1154,00 ± 107,60	1,01 ± 0,08
	2,52 ± 0,09	2846,36 ± 264,08	2,47 ± 0,22
	3,40 ± 0,11	3401,99 ± 315,13	2,95 ± 0,29
	4,25 ± 0,18	4348,28 ± 410,56	3,82 ± 0,35

Слід підкреслити, що наведені в табл. 73, швидкості руху повітря відносяться до ділянки колони стенду вільної від засипки, а не до мікроканалів засипки, в яких швидкості руху повітря значно вищі внаслідок зменшення перерізу отворів для потоку повітря (умовний „живий” переріз). Ймовірно, ця обставина не впливає на кількісну характеристику вищевказаної залежності,

тому в розрахунках систем аерації бурта можна оперувати не фактичною швидкістю руху повітря в буртах, а відношенням швидкості повітряного потоку в повітропроводі до площі поверхні бурта (чи її одиниці).

Дані наведені в табл. 73 свідчать, що за однакової швидкості повітряного потоку втрати тиску у бурті зростають пропорційно до збільшення товщини шару (або довжини каналів) компостованої маси.

Використовуючи результати лабораторних досліджень, було здійснено оцінку доцільності подачі в бурт необхідної кількості свіжого повітря за допомогою систем вентиляції з природною тягою повітря. Відомо, що при компостуванні відходів тваринництва на відкритих площадках повітрообмін в бурті забезпечується за рахунок гравітаційного тиску, що виникає внаслідок різниці густини атмосферного повітря та повітря всередині бурта, а також енергії вітру, який діє безпосередньо на поверхню бурта, а за наявності спеціальної насадки на оголовку витяжної шахти (дефлектора) посилює витяжку повітря із засипки і, відповідно, приплив свіжого повітря. В будь-якому разі зовнішнє повітря проникає в бурт крізь пори засипки по всій поверхні.

Враховуючи те, що формують у виробничих умовах, співвідношення площі поверхні до об'єму становить  $1,3 \div 2,5 \text{ м}^2/\text{м}^3$ . Приймаючи середнє із наведених значень за умовну одиницю площі поверхні бурту, що припадає на  $1 \text{ м}^3$  об'єму, вважаємо  $f_y = 1,9 \text{ м}^2$ . Орієнтуючись на мінімальну питому витрату аераційного повітря  $q = 1,2 \text{ м}^3/\text{год.}$  на  $1 \text{ м}^3$  засипки бурта, можна розрахувати умовну швидкість руху повітря на вході в засипку:

$$v_y = q / f_y \times 3600 = 1,2 / 1,9 \times 3600 = 0,00017, \text{ м/с}$$

Користуючись результатами наших лабораторних досліджень та залежністю (42), встановлено, що питомі втрати тиску при проходженні повітряного потоку крізь засипку при

умовній швидкості повітря  $v_y = 0,00017$  м/с складають 0,056 Па на 1 мм товщини шару засипки.

В табл. 73 наведено розрахункові втрати тиску повітря для різної товщини засипки бурта.

Гравітаційний тиск, який створює витяжна шахта, можна розрахувати за формулою 42:

$$\Delta p_{gp} = 9,8 h (\rho_z - \rho_b), \text{ Па}, \quad (42)$$

де:  $\rho_z$ ,  $\rho_b$  – густина зовнішнього і внутрішнього повітря бурта,  $\text{кг/м}^3$ ;

$h$  – висота шахти, м.

Враховуючи кліматичні умови більшості України, зазначимо, що  $\rho_z = 1,26$   $\text{кг/м}^3$  за оптимальної температури 6,7 °С;  $\rho_b = 1,07$   $\text{кг/м}^3$  за оптимальної температури 55 °С; середньорічна швидкість повітря  $v_n = 5,2$  м/с; висота шахти становить 5 м, тоді гравітаційний тиск становитиме:

$$\Delta p_{gp} = 9,8 \times 5 (1,26 - 1,07) = 9,31 \text{ Па}$$

Динамічний тиск вітрового потоку складає:

$$P_d = \frac{v_n^2 \times \rho_z}{2} = \frac{5,2^2 \times 1,26}{2} = 7,2, \text{ Па}$$

Якщо вважати, що енергія вітру без втрат реалізується на дефлекторі та при безпосередньому продуванні бурта, то сумарний розрахунковий тиск аерації буде становити:

$$\sum p_p = \Delta p_{gp} + 2p_d = 9,31 + 2 \times 7,2 = 16,71 \text{ Па}$$

Коливання значення  $\sum p_p$  можна оцінити у бік збільшення в холодний період на 60–80 % і у бік зменшення в теплий період на 40–50 %. Слід мати на увазі, що вітрова обстановка в різних областях України характеризується наявністю штилів в межах 10 – 30 % річного часу. Співставлення очікуваних значень  $\sum p_p$  із показниками, наведеними в табл. 3.67, свідчить, що повноцінна природна аерація можлива лише в окремі періоди року при лінійних розмірах засипки не більше 1 м, а в інших випадках буде мати місце дефіцит повітря.



**Розрахункові втрати тиску повітряного потоку за різної товщини бургтів**

Товщина шару, мм	Втрата тиску, Па
1000	56
1500	84
2000	112
2500	196

Переваги систем механічної аерації бургтів добре відомі, проте з наших досліджень стає очевидним, що застосування в них надто потужних і енергоємних гідравлічних машин високого тиску (компресори, вакуум-насоси тощо), які потребують постійного контролю витрати повітря, нічим не виправдано. Необхідний для аерації тиск 150 – 300 Па при рівномірній за часом витраті повітря, мінімальних енергозатратах і без постійного нагляду можуть забезпечити вентилятори низького тиску. Необхідні лише раціональні конструктивні схеми їх застосування. Зокрема наявність у відпрацьованому повітрі пилу, волокнистих і агресивних речовин передбачає необхідність установки вентиляторів загального призначення на нагнітання, а не витяжку.

Отримані результати досліджень було покладено в основу розробки конструктивних рішень пристроїв та обладнання для компостування органічних відходів та матеріалів, які дозволяють прискорити процес біоферментації та підвищити його економічну ефективність. Крім того, за цих умов підвищується рівень екологічної безпеки технологічного процесу за рахунок зниження кількості викидів шкідливих компонентів у довкілля, зокрема аміаку на 18 – 24%, пилу і хвороботворних мікроорганізмів на 16 – 20%.

Отже, проходження повітряного потоку крізь буртову засипку характеризується всіма ознаками ламінарного режиму. В інженерних розрахунках втрат тиску повітряного потоку замість фактичної швидкості руху повітря в мікроканалах компостної маси доцільно користуватися його швидкістю руху у повітропроводі на вході у засипку.

Аерація промислових буртів за допомогою інженерних засобів, що використовують природні фактори (гравітаційний тиск та вітрову енергію), неефективна, оскільки створена ними тяга істотно менша необхідної для подачі оптимальної кількості повітря.

**Вплив технологічних параметрів на процеси вилучення гумінових речовин із продуктів переробки відходів.** Оптимальним способом вирішення проблеми забруднення довкілля є створення безвідходних технологічних виробництв. Такий шлях вирішення екологічних проблем можливий лише на основі глибокого аналізу фізико-хімічних властивостей відходів, що утворюються на підприємствах з виробництва продукції тваринництва. Останнє необхідно для створення сучасної стратегії утилізації виробничих відходів.

Так, застосування інтенсивних біотехнологічних методів при ферментації відходів тваринництва дозволяє отримати гуміфіковану сировину, переробка якої з допомогою лужних регенераційних розчинів, відходів систем водопідготовки теплоенергетичної галузі дає можливість виробляти гумінові препарати. Тому одним із завдань роботи було вивчити технологічні параметри процесу екстракції гумінових речовин та оптимізувати технологію їх виробництва.

Використання з цією метою 4% розчину NaOH для регенераційних ОН-фільтрів дало можливість зв'язати в продуктах переробки всі аніони, в тому числі і органічні сполуки, переважна більшість яких представлена гуміновими і

фульвокислотами. Дослідження даних розчинів показало, що вони являють собою суміші легкорозчинних у воді речовин із слабким специфічним запахом, жовтувато–коричневого кольору. Величина рН такого розчину становить 12, а вміст гумінових речовин доходить до 1 г/л. Суха речовина розчину складає 14 – 27% при зольності 72 – 86% та характеризується наявністю незначної кількості вільного луку.

Екстракція гумінових речовин із гуміновмісної сировини – складний процес, швидкість якого може лімітуватись кінетикою хімічної взаємодії гумінових речовин з лугом, швидкістю дифузії їх натрієвих солей в розчин, а також поверхнею взаємодії компонентів розчину. Гумінові речовини мають значну молекулярну масу, а отже і відповідний коефіцієнт молекулярної дифузії. Тому вважають, що лімітуючою стадією процесу екстракції гумінових речовин із біомаси є зовнішня і внутрішньопорова дифузія. Усунути першу із них можливо шляхом введення процесу в область високої турбулентності, що досягається перемішуванням суміші. Внутрішньопорову дифузію усунути можна шляхом підвищення дисперсності середовища.

Як видно з рис. 23 процес екстракції гумінових речовин завершується в основному через 30 хвилин незалежно від розміру часток сировини, який впливає тільки на його ефективність. Так, при збільшенні розміру часток в суміші від 100 до 500 мкм його ефективність зменшується на 30%.

Вивчення впливу температури на ефективність екстракції гумінових речовин показало, що найвища інтенсивність процесу спостерігається за 40<sup>0</sup>С (рис. 24).

Встановлено, що ефективність освітлення розчину гумінових речовин залежить від часу гравітаційного відстоювання та розміру її часток (рис. 25). Найоптимальніший результат щодо екстракції гумінових речовин отримано при 50<d<100 та тривалості процесу 4 – 6 годин.

Оскільки при екстракції із твердої фази розчинних речовин настає рівновага між їх кількістю, які перейшли в розчин і залишилися у твердому стані, повнота їх вилучення визначається числом ступенів екстракції. Як видно із рис. 26 екстракція гумінової сировини практично завершується після другої ступені за умов настання рівноваги в розчині після першої ступені екстракції, відділення осаду і його обробки свіжим розчином.

Отриманні результати лягли в основу розробки технологічної схеми виробництва гумінових препаратів, впровадження якої дозволяє отримати декілька видів кінцевої продукції. Осад біогумусу використовується для виробництва структуроутворювача ґрунтів та компонента органо-мінеральних добрив, екстракти, насичені гуміновими препаратами, можуть використовуватись в якості джерел біологічно активних речовин в нативному вигляді або після обробки клеїв-плівкоутворювачів.

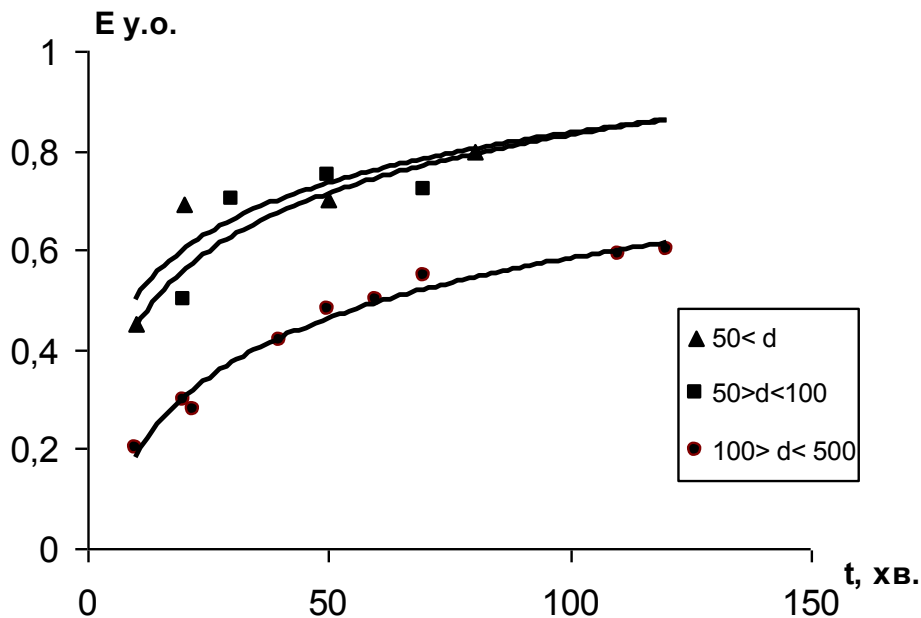


Рис. 23. Залежність інтенсивності екстракції гумінових речовин від розміру часток вихідної сировини та тривалості процесу.

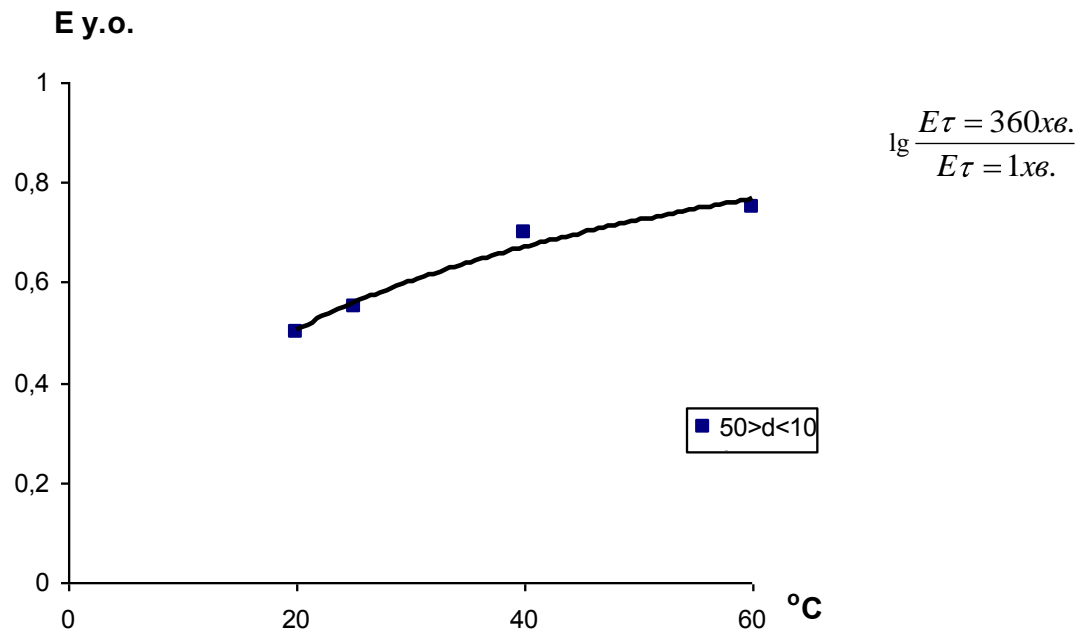


Рис. 24. Ефективність процесу екстракції гумінових речовин за впливу температури.

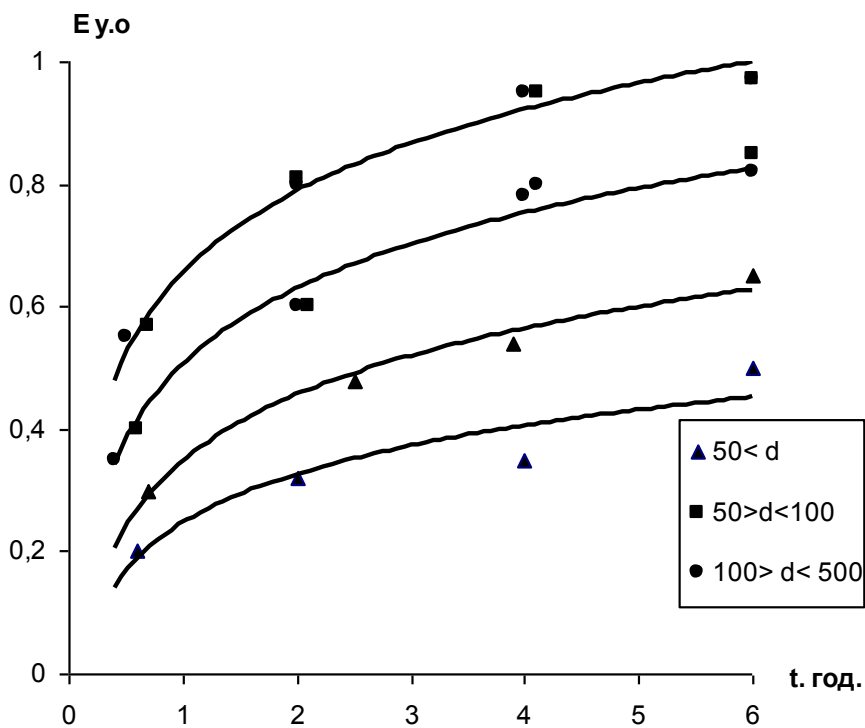


Рис. 25. Ефективність освітлення розчину гумінових речовин від терміну відстоювання та розміру часток.

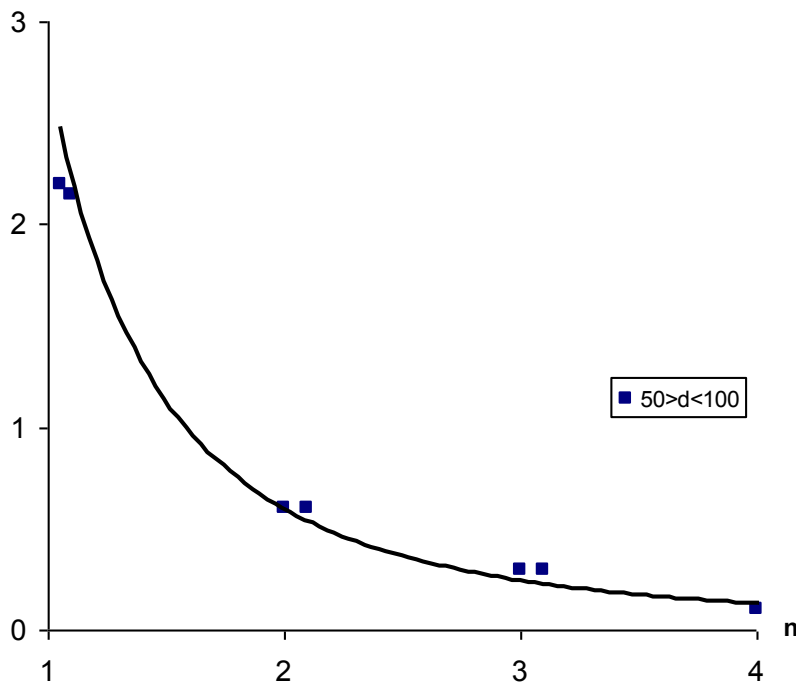


Рис. 26. Глибина вилучення гумінових речовин залежно від кількості ступенів екстракції.

Таким чином, екстракція гумінових речовин визначається цілим рядом факторів, а одержані продукти можуть бути використані як в тваринництві, так і в рослинництві, що робить дану технологію безвідходною. Використання при екстракції гумінових препаратів відпрацьованих регенераційних розчинів ОН-фільтрів знижує техногенний тиск тваринницьких об'єктів на довкілля.

**Вплив біодобавок на перетворення органічної речовини твердого гною при компостуванні.** Процеси перетворення органічної речовини твердих відходів, зокрема гною великої рогатої худоби, рідкого гною свиней, а також посліду курок-несучок тісно пов'язані із значною кількістю факторів. Як встановлено проведеними експериментами, вони залежать від додавання до компостної суміші біодобавок зокрема оксизину і біоалгену-Г-40.

Дослідженнями встановлено, що обробка твердого гною великої рогатої худоби вологістю 76% оксизинном в дозі 0,05 г/кг

ОР значно прискорює швидкість ферментаційних процесів у біомасі при дозріванні компосту.

Так, термін дозрівання компосту, виготовленого з гною великої рогатої худоби з добавкою біодобавки оксизин скорочується до 30 діб, про що свідчать результати досліджень хімічного складу компостної суміші (табл. 75).

Таблиця 75

**Хімічний склад компостної біомаси з гною великої рогатої худоби при застосуванні оксизину, %,  $M \pm m$ ,  $n=3$**

Показник	Період досліджень		
	вихідна сировина	через 15 діб	через 60 діб
Вологість	77,6±1,90	70,5±2,40	60,9±3,90*
Суша речовина	24,4±2,25	29,5±2,66	39,1±3,86*
Сира зола	25,3±1,09	30,9±0,20	30,3±3,68
Сира клітковина	39,9±2,53	38,8±1,82	37,2±3,54
Загальний азот	1,87±0,42	1,61±0,19	1,54±0,14

\* -  $p \leq 0,05$  порівняно з вихідною сировиною

Встановлено, що через 15 діб перебігу процесу біоферментації ОР компосту вміст сухої речовини, сирової клітковини та сирової золи, а також рівень загального азоту в біомасі не змінювався порівняно з аналогічними показниками вихідної сировини. Однак вже через 60 діб процесу біоферментації вологість компостної біомаси знизилась на 21,5%, вміст сухої речовини зріс на 37,6%, а сирової золи, клітковини та загального азоту не змінювався порівняно з вихідною сировиною.

Доведено, що введення оксизину в дозі 0,05 г/кг ОР біомаси посліду курок-несучок при її компостування знижувало вологість на 6,83%, підвищувало вміст АСР на 6,9%, сирової золи – на 16,2%,

магнію – на 58,3%, фосфору – у 2,1 раза порівняно з вихідною сировиною (табл. 76).

Отже, одержані дані свідчать про значне прискорення процесів біоферментації органічної речовини твердого гною в процесі дозрівання компостної біомаси, яку оброблено оксизином.

Таблиця 76

**Хімічний склад компостної біомаси з посліду курок-несучок при застосуванні оксизину, %,  $M \pm m$ ,  $n=4$**

Показник	Біомаса	
	вихідна	після компостування
Вологість	73,76±0,42	66,83±0,22*
Суша речовина	26,24±0,41	33,17±0,22*
Органічна речовина	63,00±0,76	46,98±0,62*
Сира зола	36,83±0,71	53,03±0,81*
Сира клітковина	30,40±0,51	24,80±0,22*
Сирий протеїн	27,00±0,14	15,09±0,21*
Сирий Жир	2,10±0,50	0,87±0,11*
Азот загальний, г/кг	4,33±0,31	2,42±0,12*
Азот аміачний, г/кг	1,82±0,15	0,44±0,19*
Кальцій, г/кг	5,80±0,17	6,90±0,19
Магній, г/кг	1,20±0,18	1,90±0,21*
Фосфор, г/кг	1,20±0,01	2,50±0,17*

\* -  $p \leq 0,05$  порівняно з вихідною сировиною

При проведенні виробничих випробувань встановлено, що застосування оксизину в дозі 0,05 г/кг ОР твердого гною великої рогатої худоби на молочно-товарній фермі ВП НУБіП України «Агрономічна дослідна станція» Київської області, на молочно-



товарних фермах НДГ «Артеміда» Інституту картоплярства НААН України Вінницької області, а також СТОВ ім. Енгельса Луганської області, дозволило скоротити в 2 – 2,4 раза термін визрівання компосту, зменшити втрати азоту біомасою в 1,5 раза, а ОР – в 1,3 раза.

Одержані дані підтверджують висновок про високу ефективність застосування біодобавок при компостуванні твердих відходів підприємств з виробництва молока. Це дозволяє значно прискорити процес компостування, а отже процес переробки відходів тваринницьких підприємств.

Відносно санітарно-гігієнічних вимог до одержаних продуктів компостування, то вони безпечні з точки зору ветеринарно-санітарних вимог, а скорочення терміну дозрівання компосту знижує кількість шкідливих газів (переважно аміаку і сірководню), пилу і мікроорганізмів, що потрапляють у навколишнє середовище.

Підтвердженням даного висновку є результати досліджень застосування біодобавки біоалген-Г-40 при компостуванні рідкого гною підприємств з виробництва свинини.

Проведеними дослідженнями встановлено, що обробка рідкого гною підприємств з виробництва свинини вологістю 94% біодобавкою біоалген-Г-40 в дозі 0,4 г/л біомаси значно знижує термін його дозрівання та сприяє кращому збереженню амонійного азоту (табл. 77).

Показано, що вміст ОР в компостній біомасі протягом 6-ти місяців зберігання як з обробкою рідкого гною біодобавкою, так і без обробки змінювався однаковою мірою, але вірогідної різниці між дослідними зразками різних груп не встановлено.

Виявлено, що вміст амонійного азоту в процесі дозрівання компосту з рідкого гною підприємства з виробництва свинини у період до 1,5 місяця в при обробці біодобавкою біоалген-Г-40, порівняно з аналогічними даними компосту без обробки, не змінювався як за абсолютними значеннями, так і в динаміці

процесу. Однак через 3 місяці компостування вміст амонійного азоту в біомасі рідкого гною, який обробляли біодобавкою біоалген-Г-40, залишався на тому ж рівні, що і на початку процесу, а в компості без обробки знизився на 29,2%.

Таблиця 77

**Вміст органічної речовини та амонійного азоту в біомасі рідкого гною свиноферми при застосуванні біоалген-Г-40, %,  $M \pm m$ ,  $n=3$**

Тривалість компостування, міс.	Показники			
	Азот амонійний		ОР	
	без обробки	з обробкою	без обробки	з обробкою
Вихідний гній	0,024±0,001	0,024±0,002	71,6±2,49	71,6±2,49
1,5	0,025±0,003	0,027±0,020	69,1±3,17	67,3±3,50
3,0	0,017±0,001	0,028±0,003*	67,3±4,58	66,4±7,03
4,5	0,015±0,002	0,030±0,003*	66,4±5,11	63,3±4,88
6,0	0,014±0,003	0,030±0,002*	63,2±3,41	61,2±5,18

\* -  $p \leq 0,05$  порівняно з показниками без обробки біомаси

Значною ця різниця була і між вмістом амонійного азоту в біомасі рідкого гною і без даної біодобавки через 3 місяці компостування. Встановлено, що вміст амонійного азоту в біомасі рідкого гною без обробки біоалгеном-Г-40 через 3 місяці був нижчим на 39,4%, через 4,5 місяця – на 50%, і через 6 місяців – на 53,3%.

Одержані дані свідчать про краще збереження азоту в процесі дозрівання компостної біомаси з рідкого гною підприємства з виробництва свинини при додаванні біодобавки біоалген –Г-40.

З іншого боку результати досліджень вказують на значне зменшення викидів амонійного азоту в атмосферу із шкідливими газами в процесі дозрівання компосту, що зменшує екологічний тиск свинарських підприємств на довкілля.

Отже, одним із важливих заходів підвищення ефективності переробки твердого гною великої рогатої худоби, рідкого гною свиней та посліду курей є застосування в процесі компостування біодобавок оксизин та біоалген-Г-40.

Дослідженнями, проведеними на діючому підприємстві з виробництва молока та яловичини (СТОВ ім. Енгельса Луганської області) потужністю 5840 голів здійснено виробничу перевірку застосування біологічно активних добавок та розроблених пристроїв для аерації при твердо фазній біоферментації гною. Компостну масу дослідного бурта, об'єм якого становив  $206 \text{ м}^3$  при вологості біомаси 73,5% та зольності 16%, вмісту азоту  $8,48 \text{ кг/м}^3$ , фосфору –  $4,47 \text{ кг/м}^3$ , калію –  $13,25 \text{ кг/м}^3$ , органічної речовини –  $222,6 \text{ кг/м}^3$ , піддавали аерації протягом 2 годин по всій довжині бурта на глибині 1,5 м через кожні 4 доби.

Встановлено, що за даних умов авто термічні процеси в біомасі дослідного бурта активно протікає на 5-7 добу, тоді як у контрольному – на 18-27 добу. За даних умов температура біомаси в дослідному бурті стабілізувалась на 30 добу і становила  $26-32 \text{ }^\circ\text{C}$ , в контрольному тільки на 72 добу.

Дослідження фізико-хімічного складу одержаного продукту показало, що термін біоферментації біомаси у дослідному бурті скоротився у 2,4 раза, при зниженні втрат азоту – у 1,53 раза, а ОР – в 1,3 раза.

Виробнича перевірка ефективності розроблених біотехнологічних заходів і конструктивних рішень з оптимізації і інтенсифікації процесів твердо фазної біоферментації відходів свиноферми (530 голів) та ферми з виробництва молока (300 голів корів) в умовах ДГ «Артеміда» Інституту картоплярства

НААН України Вінницької області показала, що застосування таких заходів як аерація бурта, що посилює швидкість руху повітря в каналах, а також глибоке зволоження біомаси розчином оксизину в дозі 10 мг активної речовини на 1 т відходів дозволило значно скоротити (у 5 разів) термін підвищення температури компостної маси. Це дало можливість прискорити процес дозрівання компосту у 2-3 рази при зменшенні втрат ОР на 25 %. Крім того, підвищилась екологічна чистота процесу за рахунок зниження викидів шкідливих газів у довкілля, зокрема, аміаку на 18-24%, пилу та хвороботворних мікроорганізмів – на 16-20%.

Економічна ефективність від впровадження розроблених біотехнологічних рішень виражається зниженням у 1,5 раза площ споруд за переробки відходів та об'ємів капіталовкладень на їх будівництво, що на 21,6-32,5 грн. знижує затрати на переробку 1 т відходів, підвищує ефективність процесу на 40-48%.

## РОЗДІЛ 9

### ПЕРСПЕКТИВИ ВИКОРИСТАННЯ ТЕХНОЛОГІЙ ПЕРЕРОБКИ ВІДХОДІВ ТВАРИННИЦТВА

Інтенсивні технології виробництва продукції тваринництва як правило супроводжуються утворенням значної кількості рідкого гною або гнойових стоків, які не завжди вдається своєчасно переробити на органічні добрива та використати їх для підвищення врожайності сільськогосподарських культур. Це перш за все пов'язано з низькою ефективністю способів їх переробки, природно-кліматичними умовами, а також особливостями їх складу.

Дослідження з вивчення хімічного складу, фізичних властивостей та санітарно-гігієнічних показників екскрементів (калових мас) високопродуктивних лактуючих корів показали, що однотипна годівля тварин високоенергетичною кормовою сумішшю значною мірою змінює вміст основних компонентів калових мас, насамперед ОР, СП, СЖ, кальцію та фосфору. Тобто однотипна цілорічна годівлі корів стандартними кормовими сумішами із значним вмістом концентрованих кормів, швидкою евакуацією калових мас із кишечника можуть бути основними чинниками зміни їх складу та властивостей (див. табл. 8). Основним же фактором, який впливає на ці показники є перетравність поживних речовин корму у передшлунках та кишечника, згодовування тваринам різних добавок та лікувальних і профілактичних засобів. Значна частина неперетравлених решток корму, кормових добавок і ветеринарних препаратів спочатку формує калові маси, а потім потрапляє у гнойові стоки.

Велика кількість у калових масах високопродуктивних корів різних за розміром решток корму, особливо з діаметром часток 0,25 мм і менше, насамперед пов'язана з високим вмістом концентрованих кормів у кормовій суміші (до 57% за

поживністю). Аналогічна закономірність щодо гранулометричного складу калових мас виявлена у лактуючих корів і за силосно-концентратного типу годівлі (див. табл. 9).

Застосування для видалення екскрементів із секції приміщення для утримання корів системи flesh-flu значно підвищує вологість, що сприяє утворенню значної кількості рідкого гною. Не дивлячись на це, щільність та в'язкість залишались в межах величин характерних для даного способу гноєвидалення. В калових масах високопродуктивних корів виявлено певну кількість лікарських препаратів, що є наслідком їх широкого використання в практиці за інтенсивних технологій виробництва продукції тваринництва. Ряд продуктів розщеплення гормонів у стоках, ймовірно, мають ендогенну природу. Володіючи антибактеріальними властивостями, сульфаніламідні препарати та антибіотики здатні впливати на процеси біоферментації ОР твердих відходів чи гнойових стоків при застосуванні біологічних способів їх очистки. На наявність в екскрементах тварин залишків ветеринарних засобів вказують і дослідження ряду інших авторів, які вивчали ефективність їх застосування при утриманні лактуючих корів [129].

Значне розбавлення екскрементів корів водою при їх видаленні з приміщення виявилось основним чинником підвищення вологості екскрементів до 96,1% і сприяло утворенню гнойових стоків з низьким вмістом СР. Однак, не дивлячись на це, хімічний склад калових мас корів і гнойових стоків, а також їх фізичні константи та гранулометричний склад були характерними для даного виду тварин. Підвищений вміст СП, СЗ і СЖ в гнойових стоках корівника обумовлений високим вмістом в кормовій суміші концентрованих кормів (див. табл. 10 – 11). Високий рівень у гнойових стоках ОР та СЗ корелює з рівнем їх в окремих компонентах кормів.

Особливістю гранулометричного складу рідкого гною корівника за системи flesh-flu є високий вміст решток корму з

розмірами 0,25 мм і менше. Цей факт можна пояснити їх високим вмістом у кормовій суміші, що передбачає застосування біологічних методів переробки рідкого гною, на що вказують і ряд інших авторів [175, 226, 243]. При цьому слід зазначити, що переробка гнойових стоків за інтенсивної технології виробництва молока, крім механічних, повинна включати і біологічні способи їх обробки, засновані на процесах біоферментації ОР. Застосування лише механічних способів обробки стоків, в основу яких покладено сили гравітації та явище седиментації не завжди.

Гнойові стоки підприємств з виробництва молока, утворені з екскрементів високопродуктивних лактуючих корів, при застосуванні системи *flesh-flu* характеризуються високим бактеріальним забрудненням, не дивлячись на наявність у їх складі антимікробних засобів. Виявлені у гнойових стоках сульфаніламідні препарати, у тому числі сульфаніламід, сульфамеразин, сульфаметазин та інші антибактеріальні засоби, в тому числі антибіотики: тетрациклін, окситетрациклін, енрофлоксацин, норфлоксацин, а також ангельмінтики: альбендазол та фенбендазол є наслідком їх надходження із каловими масами. При цьому слід зазначити, що знайдені у стоках ряд продуктів розщеплення гормонів, ймовірно, мають ендогенне походження. Не дивлячись на наявність у стоках антимікробних засобів, їх ЗМЧ коливалось в межах  $9 \cdot 10^6$  -  $13 \cdot 10^7$  мікробних клітин/мл, титр ентерококу становив  $10^{-3}$ , а колі-титр –  $10^{-6}$  мл. Тобто гнойові стоки підприємств з інтенсивними технологіями виробництва молока характеризуються не тільки наявністю значної кількості решток корму, але й високим бактеріальним обсіменінням.

Гнойові стоки підприємств, які практикують комбіновані (механо-гідравлічні) способи гноєвидалення, а в годівлі тварин – однотипові високоенергетичні кормові суміші, являють собою складні багатокомпонентні, полідисперсні системи, що характеризуються високою вологістю, низьким вмістом

органічних і неорганічних сполук. Ці речовини знаходяться у різних агрегатних станах, мають дрібні розміри та масу, що передбачає застосування нестандартних підходів до переробки таких відходів на органічні добрива [32, 78, 91].

Гнойові стоки підприємств з виробництва свинини, що застосовують різні типи годівлі свиней та практикують гідравлічні способи гноєвидалення, також містять значну кількість забруднень, мають високе бактеріальне обсіменіння та змінений гранулометричний склад.

Висока вологість гнойових стоків та низький вміст СР за підвищеного рівня в ній СП, СК, СЖ, СЗ та БЕР характерні як для утримання підсисних маток з поросятами до 36-денного віку, так і відлучених поросят та свиней на відгодівлі як за концентратного, так і за комбінованого типів годівлі. Виключенням є дещо нижчий вміст СП та СЖ у гнойових стоках приміщень від свиней на відгодівлі за комбінованого типу порівняно з концентратним. Останнє можливо пояснити згодовуванням тваринам зелених кормів та дещо нижчим вмістом концентрованих, що і явилось основною причиною зміни гранулометричного складу, щільності та в'язкості гнойових стоків за різних типів годівлі свиней (див табл. 17 – 20).

Гнойові стоки приміщення для утримання свиней на відгодівлі містили більше часток розміром 3,5 – 5,0 мм і менше – 0,25 мм, а за іншими показниками різниці виявлено не було. Оскільки під час лактації свиноматки використовують значно більше води, що веде до утворення не тільки молока, але й більшої кількості сечі, то гнойові стоки мали значно нижчу в'язкість за однакової щільності. За комбінованого типу годівлі щільність гнойових стоків свиней різних технологічних груп не змінювалась, а їх в'язкість була вищою у тварин старших за віком.

Не дивлячись на це, гранулометричний склад гнойових стоків, одержаних при застосуванні механічного способу



гноєвидалення за комбінованого типу годівлі свиней не змінювався. Однак виявлено відмінності гранулометричного складу гнойових стоків підсисних маток і свиней на відгодівлі за концентратного та комбінованого типів годівлі (див табл. 19 – 20). При цьому слід зазначити значне підвищення вмісту решток корму у гнойових стоках підсисних маток та свиней на відгодівлі з розмірами часток 3,5; 4,0 та 5,0 мм, а також зменшення – з діаметром 0,25 мм і менше, що пов'язано із структурою раціону годівлі тварин. Ймовірно, за концентратного типу годівлі свиней ці зміни гранулометричного складу гнойових стоків також тісно пов'язані з бактеріальним обсіменінням екскрементів.

На це вказують високе значення ЗМЧ, титр ентерокока та колі-титр гнойових стоків та наявність у їх складі різних фізіологічних груп мікроорганізмів, головними з яких є амоніфікатори, уролітичні та маслянокислі бактерії, целюлозолітичні ана- та аероби, велика кількість термофільних та менша спорових бактерій, актиноміцетів, грибів та дріжджів.

Знайдена у гнойових стоках свинарських підприємств невелика кількість сульфаніламідних препаратів, антибіотиків, ангельмінтиків та деяких продуктів метаболізму гормонів вказує на тісний зв'язок їх складу, структури та властивостей з типом годівлі та структурою кормових сумішей. Цей висновок підтверджено результатами досліджень ряду вітчизняних і зарубіжних дослідників [115, 244].

Особливий інтерес становлять дослідження гранулометричного складу та гігієнічних показників гнойових стоків свинокомплексів за різних способів гноєвидалення, які передбачають застосування води для видалення екскрементів (див. табл. 25 – 26).

Значне розбавлення екскрементів свиней водою за гідрозмиву сприяло розбавленню калових мас та сечі на відміну від самопливного способу, що викликало зниження вмісту ЗР,

загального і амонійного азоту, сирій золи і загального фосфору у гнойових стоках.

Розбавлення стоків водою при гноєвидаленні з використанням гідрозмиву знижувало ХСК і БСК<sub>5</sub> відповідно у 1,7 і 3,5 рази порівняно з аналогічними показниками за самопливного способу.

Виявлене зменшення решток корму з діаметром 1,0 і 5,0 та збільшенням їх чисельності – з розмірами 0,5 мм у гнойових стоках, одержаних гідрозмивом, порівняно з самопливом, також є наслідком різних способів гноєвидалення.

Обробка гнойових стоків свинокомплексів на дугових ситах за гідрозмивного способу гноєвидалення, як встановлено дослідженнями, не завжди є ефективним способом їх переробки. По-перше стічна рідина після обробки стоків на дугових ситах містила значну кількість забруднень, загального та амонійного азоту і золи, хоч ХСК та БСК<sub>5</sub> знизились відповідно в 1,7 і 2,0 рази. Останнє обумовлено відділенням грубодисперсної фракції стоків, тоді як частинки, які становлять колоїдно-дисперсну фазу, залишились у стічних водах. Лише поєднання таких прийомів при очистці стічних вод, а саме дугових сит з наступним відстоюванням водної фракції у відстійниках сприяло покращенню гігієнічних показників стічних вод. Це підтверджено тим, що стічні води після відстоювання, порівняно з вихідними стоками, містили у 1,8 рази менше домішок (ЗВД), в 2,1 рази – завислих речовин, в 1,3 рази – загального азоту, а їх ХСК знижувалось в 2,7, тоді як БСК<sub>5</sub> – тільки у 2 рази. Тобто стічні води за комбінованого способу очистки гнойових стоків містили значну кількість забруднень і були небезпечними в санітарному відношенні. Застосування таких стічних вод у якості органічних добрив при вирощуванні сільськогосподарських культур може нести загрозу як в епізоотичному, так і епідеміологічному плані. Тому найбільш перспективним, як показали подальші дослідження, виявились біологічні способи переробки відходів,

засновані на використанні мікроорганізмів активного мулу та мікроводоростей. За цих способів виникає можливість в процесі аеробного окислення ОР забруднень стоків піднімати температуру суміші до 52 – 55°C і вище, що дозволяє знизити бактеріальне обсіменіння стічних вод.

Проведеними дослідженнями встановлено, що підвищити ефективність вилучення забруднень з гнойових стоків свинокомплексу вдається шляхом застосування трисекційної обробки, про що свідчить зростання показників ступеня деструкції ОР та неорганічних компонентів і питомого споживання кисню. Ці зміни відбулися за рахунок зміни гідродинамічного режиму, часу перебування біомаси в секціях метантенка, рециркуляції біомаси активного мулу з відстійника в третю секцію і, ймовірно, пов'язано з видовим складом мікроорганізмів активного мулу. Встановлено, що активний мул після трисекційної очистки містив більше целюлозо- та уролітичних бактерій, менше амілолітичних та маслянокислих, амоніфікаторів і нітрифікаторів першої фази, а анаеробних і фосфатмінералізуючих – в тій же кількості, що і за обробки відходів в аеротенку-змішувачі (див. табл. 42 – 43).

Важливо відмітити, що вищі показники елімінації ОР (забруднень) з гнойових стоків були встановлені при їх очистці з рециркуляцією активного мулу або без неї, що покращувало санітарну безпеку рідкої фракції після біоферментації та відстоювання. На це вказує підвищення її колі-титру з  $10^{-7}$  до  $10^{-2}$  та титру ентерокока з  $10^{-5}$  до  $10^{-1}$ мл, хоча загальне мікробне число мало дещо вищі значення за вихідні стоки. Останнє, на наш погляд, пов'язано із зниженням кількості бактерій групи кишкової палички, основного забруднювача стоків, а також збільшенням чисельності сапрофітної мікрофлори в процесі біоферментації стоків. Одержані дані узгоджуються з результатами досліджень інших авторів [99, 100, 245].

Отже, одержані результати свідчать про те, що гнойові стоки свиногомплексу за концентратного типу годівлі свиней і гідравлічного (гідрозмив) способу гноєвидалення є оптимальним субстратом для розвитку сапрофітних мікроорганізмів, що передбачає застосування біологічних способів їх очистки.

Очистка гнойових стоків свиногомплексу з використанням мікроорганізмів для вилучення ОР (забруднень) виявилась досить ефективним способом їх переробки, особливо за багатоступеневості процесу у комплексі з рециркуляцією активного мулу. Такий прийом наближає структуру потоків рідини в аеротенку до режиму витиснення, збільшує ступінь деструкції ОР та елімінацію неорганічних сполук.

Врахування таких технологічних параметрів як структура потоків рідини та режим витиснення біомаси дозволяє оптимізувати роботу системи в плані формування сталих біоценозів на кожній із ступенів очистки, адаптованих до утвореного субстрату.

Виявлено, що аерація рідкого гною на початку процесу очистки сприяє підвищенню температури суміші до 52 – 55 °С і вище. Ця величина підтримується певний проміжок часу на сталому рівні, забезпечуючи знезараження біомаси, а потім знижується із вичерпанням субстрату. Тобто на початковій стадії процесу спостерігається термофільна стабілізація гнойових стоків за рахунок аерації суміші, що прискорює окислення ОР і, як встановлено дослідженнями, здійснює значний вплив на перетворення амонійного азоту – основного забруднювача гнойових стоків.

Значне підвищення температури суміші на початку процесу біоферментації, ймовірно, пов'язано із активацією реакцій окислення ОР мікроорганізмами за аеробних умов. Цей процес супроводжується утворенням значної кількості тепла, що і веде за різкого підвищення температури біомаси [49, 91]. Саме цим можна пояснити зниження в 1,8 – 3,1 раза ХСК в перші 2 – 3

добу, краще збереження амонійного азоту в кінцевому продукті, не дивлячись на те, що його вологість змінювалась незначною мірою (див. рис. 13 – 14). В той же час зміна даного параметра процесу біоферментації впливала на температуру біомаси. Причому за вологості рідкого гною як 92, так і 96% закономірність щодо характеру змін температури протягом 84 год біоферментації була подібною, але її абсолютні значення були на 6 – 8°C вищими у першому випадку ніж у другому. Одержані дані узгоджуються з інтенсивністю розпаду ОР під дією мікроорганізмів активного мулу та вказують на доцільність оптимізації вмісту СР у рідких відходах, які надходять на переробку.

Дослідженнями встановлено, що найбільша кількість тепла утворюється за вмісту ОР 50 г/кг біомаси і вище, а її вологість повинна становити не менше 95%. Лише за таких параметрів вдається значно прискорити процеси окислення ОР рідкого гною, підвищити температуру суміші до 50 – 52 °С і вище. Якщо ж вміст ОР в гнойових стоках незначний (близько 10 г/кг біомаси), то термофільного режиму процесу біоферментації досягти не вдається не дивлячись на посилену аерацію суміші. Процес біоферментації при таких параметрах як правило проходить за мезофільного режиму, який знезаражуючого ефекту не має. Процес в основному закінчується за 4 доби, а його подовження є неефективним. На це вказують показники деструкції ОР рідкого гною підприємства з виробництва молока (див. табл. 37). Однак застосування аеробно-термофільної стабілізації біомаси рідкого гною, що досягається аерацією суміші, значно покращує санітарно-гігієнічні показники одержаних продуктів. В першу чергу це пов'язано з негативним впливом високих температур на бактерії групи кишкової палички та анаеробів і стимуляцію росту термофільних мікроорганізмів. Саме з дією температурного фактора можна пояснити зниження в 5,8 раза ЗМЧ паралельно з підвищенням чисельності термофільних бактерій в 6,7 раза та

збільшенням понад 50,0 мл колі-титру і понад 100 мл титру ентерокока стічної води через 96 год біоферментації рідкого гною підприємства з виробництва молока.

Посилення екзотермічного ефекту в процесі ферментації рідкого гною і переробленої біомаси є основним фактором покращення санітарно-гігієнічних показників відходів, а саме ЗМЧ, колі-титру і титру ентерококу одержаних продуктів. Отже, такий прийом як аеробно-термофільна стабілізація біомаси при біоферментації рідкого гною забезпечує протягом 2 – 3 діб, а краще 4 – 5 діб повне знезараження гнойових стоків.

На важливу роль температурного фактора в знезараженні гнойових стоків вказують і дослідження параметрів процесу біоферментації рідкої фракції відходів за проточного режиму. Оскільки за даних умов температура біомаси залежить від дози завантаження біоферментера (ступеня розбавлення) і вологості вихідної сировини (див. рис. 20), то контроль за цими параметрами в ході перебігу процесу є визначальним фактором у забезпеченні санітарно-гігієнічних вимог одержаного продукту. Встановлено, що в одержаних продуктах біоферментації рідкого гною за аеробно-термофільної стабілізації біомаси значно знижується число ентеробактерій, а кількість термофільних значно збільшується, причому в першу чергу амоніфікаторів та денітрифікаторів. Це сприяє зниженню вмісту в продуктах переробки амонійного азоту та значному підвищенню рівня азоту нітритів та особливо нітратів, що важливо з точки зору якості органічних добрив.

Це також вказує на високу інтенсивність в гнойовій масі процесів нітрифікації, що і забезпечує краще збереження азоту. Одержаний продукт – рідкі органічні добрива за вмістом ОР, загального азоту та фосфору відповідають встановленим вимогам [25, 153, 186, 239].

Проведений аналіз одержаних результатів підтвердив висновок про те, що біоферментація рідкого гною за аеробних

умов відбувається з виділенням значної кількості тепла, яка достатня для перебігу процесу спочатку в автотермічному (термофільному) режимі, а потім за мезофільних умов. Саме такий підхід до процесу біоферментації рідкого гною з вологістю 92 – 96% дає можливість покращити фізико-хімічні показники органічних добрив, безпечних для довкілля в санітарно-гігієнічному відношенні.

Гідродинамічний режим поряд з аерацією, як виявлено проведеними дослідженнями, є також визначальним фактором в процесах очистки рідкого гною тваринницьких підприємств. Про це свідчать такі показники ефективності очистки рідких відходів як вилучення ОР (забруднень), питоме споживання кисню та елімінація неорганічних компонентів, які залежали значною мірою від ступеневості процесу біоферментації.

Встановлене дослідженнями підвищення інтенсивності вилучення ОР з рідкої фракції гнойових стоків в процесі біоферментації за трисекційності процесу навіть без рециркуляції активного мулу, пов'язана, ймовірно, з його гідродинамічним режимом. При цьому слід відмітити, що найвища ступінь очистки рідкої фракції гнойових стоків була досягнута за трисекційності процесу у комплексі з рециркуляцією активного мулу в третю секцію аеротенка. Такий результат, на наш погляд, є наслідком додаткового введення в систему біологічного фактора, що і посилює процес розкладу ОР відходів. Одержані результати досліджень щодо вилучення ОР в процесі біоферментації рідкої фракції гнойових стоків за різних варіантів досліду узгоджуються з рівнем питомого споживання кисню біомасою (див. табл. 43). На високу ефективність даних способів очистки рідкої фракції гнойових стоків вказують і ХСК та БСК<sub>5</sub>, які за триступеневості процесу без та з рециркуляцією активного мулу склали відповідно 81,4 і 83,8% та 82,8 і 82,8%. При цьому ХСК було вищим на 10,4%, а БСК<sub>5</sub> на 10,3% ніж за очистки рідкої фракції в аеротенку-змішувачі.

Аналізуючи одержані дані, було зроблено висновок, що за трисекційного оформлення процесу очистки рідкої фракції гнойових стоків свинокомплексу кінцевий вміст забруднень за ХСК та БСК<sub>5</sub> залежить від структури потоків рідини, тобто режиму витиснення, а рециркуляція активного мулу в систему позитивно впливає на цей процес.

Підтвердженням зробленого висновку є результати досліджень ступеня деструкції ОР рідкої фракції гнойових стоків, який за трисекційності процесу був значно вищим ніж в аеротенку-змішувачі. В той же час різна швидкість розбавлення біомаси ( $D = 0,07$  і  $0,09 \text{ год}^{-1}$ ) практично не впливала на ступінь деструкції ОР за даних способів очистки рідкої фракції відходів (див. табл. 45). При цьому слід відмітити, що відсутність різниці у ступені деструкції амонійного та загального азоту, а також фосфоровмісних сполук за різних способів біоферментації рідкої фракції гнойових стоків пов'язана з метаболічною активністю різних фізіологічних груп мікроорганізмів, що використовують дані речовини як джерело азоту. Ступінь розбавлення хоч і впливала на ці процеси при біоферментації рідкої фракції стоків, але незначною мірою.

Особливо важливим виявились дослідження таких санітарно-гігієнічних показників як колі-титр та титр ентерококу, які значно поліпшувались в одержаній стічній воді. Так, колі-титр стічної води за всіх трьох варіантів досліду збільшився з  $10^{-7} - 10^{-5}$  до  $10^{-4} - 10^{-2}$  мл, а титр ентерококу – з  $10^{-5} - 10^{-2}$  до  $10^{-3} - 10^{-1}$  мл. Вказані зміни основних санітарно-гігієнічних показників, одержаної в результаті біоферментації стічної рідини, пов'язані, на наш погляд, з антагоністичною дією на кишкову паличку мезофільних бактерій, а саме маслянокислих, амілолітичних, уролітичних та амоніфікуючих. Причому виявлено, що мікробний склад, утворених в процесі біоферментації, стічної рідини та активного мулу змінюється за різних способів очистки гнойових стоків. Ці зміни пов'язані перш за все з різною



швидкістю вилучення ОР та неорганічних компонентів з рідкої фракції гнойових стоків, які є субстратом для росту різних груп мікроорганізмів. Не виключено, що на цей процес впливає різна кількість секцій установки, тобто гідродинамічний режим системи.

Так як в активному мулі, одержаному після аеротенка-змішувача, на відміну від рідкої фракції гною інтенсивно протікають процеси денітрифікації, то в ньому різко зростає загальна кількість денітрифікаторів, а анаеробів, амоніфікуючих та уролітичних – не змінюється. Кількість мікроорганізмів інших груп, таких як маслянокислі і целюлозолітичні навіть знижується, що можна пояснити поступовим вичерпанням субстратів для їх живлення.

В активному мулі, відібраному після першої, другої та третьої секцій установки виявлено значно більше денітрифікуючих бактерій, целюлозолітичних та уролітичних, менше анаеробних, амоніфікуючих та маслянокислих, а кількість фосфатмінералізуючих і нітрифікуючих не змінювалась порівняно з нативними стоками.

Вказані зміни видового складу мікроорганізмів активного мулу за різних способів очистки рідкої фракції гнойових стоків пов'язані з гідродинамічним режимом і просторовим формуванням в кожній секції відповідного біоценозу, адаптованого до певного складу середовища, які забезпечують процеси перетворення ОР та неорганічних компонентів гною у простіші сполуки.

Проведеними дослідженнями встановлено, що поєднання мікроорганізмів активного мулу і мікроводоростей в так званий симбіотичний мул і його застосування для очистки рідкого гною тваринницьких підприємств виявилось найбільш ефективним прийомом вилучення органічних забруднень та одержання стічних вод безпечних у санітарному відношенні.

Такий ефект дії симбіотичного мулу пов'язаний з тим, що мікрородорості в процесі реакцій фотосинтезу використовують вуглекислий газ, утворений бактеріями за рахунок розщеплення ОР (забруднень) гнойових стоків, виділяючи одночасно кисень, які споживають мікроорганізми активного мулу. Тобто бактерії активного мулу і мікрородорості являють собою симбіотичну асоціацію, створену за субстратно-газовим типом живлення [205].

Виявлено, що застосування двох ступенів очистки рідкої фракції гнойових стоків з участю мікроорганізмів симбіотичного мулу знижує ХСК у 5,8 раза, БСК<sub>5</sub> – у 10,2 раза, вміст амонійного азоту – в 1,7 раза, а фосфору – в 2,4 раза порівняно за гравітаційним відстоюванням стоків (див. табл. 49). З одержаних даних можна зробити висновок, що застосування для очистки рідкого гною або його рідкої фракції лише гравітаційного відстоювання, забезпечує лише часткове видалення забруднень, а одержані продукти (стічні води) потребують обов'язкової доочистки біологічними способами [52, 99, 264].

Особливо це стосується застосування асоціації мікроорганізмів активного мулу і мікрородоростей, що дає можливість досягти значно вищого ефекту при очистці гнойових стоків. Однак з подовженням терміну гравітаційного відстоювання ефективність процесу очистки гнойових стоків зростає за рахунок діяльності мікроорганізмів, на що вказує приріст біомаси активного мулу утвореного за рахунок перетворення ОР відходів у неорганічні.

Дія ж симбіотичного мулу, який містив асоціацію мікроорганізмів і мікрородоростей при очистці рідкої фракції гнойових стоків була ефективнішою. Про це свідчать результати досліджень з визначення вмісту ОР в стічній воді. Так, за дії асоціації мікроорганізмів активного мулу і мікрородоростей після двох етапів очистки гнойових стоків вміст ОР знизився на 93 – 94% за ХСК і БСК<sub>5</sub>.

Застосування асоціації мікроорганізмів в процесі культивування симбіотичного мулу при очистці гнойових стоків з метою вилучення забруднень є ефективнішим, ніж застосування тільки бактерій активного мулу.

Після другої ступені очистки гнойових стоків симбіотичним мулом в очищеній воді зареєстровано значне підвищення колітитру, що свідчить про покращення її санітарних показників.

Одержані результати дають можливість зробити висновок про перспективність застосування симбіотичного мулу в процесах очистки гнойових стоків свинокомплексів. На це вказує і співвідношення, вилучених в процесі культивування симбіотичного мулу, окремих елементів забруднень, чого не спостерігається при культивуванні лише бактерій активного мулу. Це свідчить про високий адаптаційний потенціал симбіотичної асоціації мікроорганізмів до різних субстратів (забруднень) гнойових стоків.

Елімінація забруднень, як основного елементу процесу доочистки рідкої фракції гнойових стоків мікрородостями показала, що вона залежить значною мірою від таких параметрів як стабілізація рН біомаси та її аерація в комплексі з розбавленням суміші, яка піддається біоферментації. Так, при культивуванні очищеної фракції гнойових стоків з мікрородостями за стабілізації лише рН біомаси, в комплексі з аерацією середовища, а також без стабілізації рН, але з аерацією суміші в аеротенку, ступінь використання ОР (забруднень) була досить високою і змінювалась у першому варіанті з 85,5 до 93,6%, у другому – з 75,2 до 91,1% і в третьому – з 70,1 до 83,5%.

Виявлений високий рівень і незначна різниця у ступені використання ОР очищених гнойових стоків пов'язана в першу чергу із створенням оптимальних умов для розвитку мікрородостей, а також з величиною розбавлення середовища. Саме цим можна пояснити, що стабілізація рН і розбавлення стоків водою виявились найефективнішими прийомами

доочистки рідкої фракції мікродоростями. Підтвердженням цього висновку є зниження більш ніж у 40 разів вмісту ОР в очищеній рідкій фракції гнойових стоків на 7-му добу ферментації при їх розбавленні водою у 5 разів, порівняно з її рівнем у вихідній сировині (див. табл. 53).

Подібну закономірність було виявлено і при вивченні впливу стабілізації рН середовища та його аерації на ступінь вилучення амонійного азоту при культивуванні мікродоростей на очищеній рідкій фракції гнойових стоків. Однак найвищого ефекту вдалось досягти за дії двох чинників – стабілізації рН середовища і його аерації, за яких ступінь використання амонійного азоту мікродоростями склав 96,4 – 98,7%, тоді як лише за стабілізації рН вона була значно нижчою (43 – 68%). Отже, інтенсивність вилучення із стічної води амонійного азоту більшою мірою залежить від аерації середовища і меншою – від стабілізації його рН (див. табл. 54).

Меншою мірою стабілізація рН і аерація середовища впливали на ступінь вилучення неорганічного фосфору з рідкої фракції гнойових стоків в процесі їх доочистки мікродоростями (див. табл. 55).

Вище вказані зміни щодо різного ступеня вилучення ОР, амонійного азоту та неорганічного фосфору з рідкої фракції гнойових стоків тісно пов'язані з кількістю мікродоростей і такими гігієнічними показниками як БСК<sub>5</sub>, загальне бактеріальне обсіменіння, колі-титр і титр ентерококу.

В свою чергу чисельність мікродоростей тісно корелювала з приростом їх біомаси і залежала від рівня ОР та терміну культивування. Розбавлення гнойових стоків водою не тільки знижувало вміст ОР в середовищі, але й зменшувало у 1,5 – 2,7 раза кількість мікродоростей в інкубаційному середовищі. Подібна закономірність спостерігалась і за інших варіантів розбавлення стоків водою. В той же час аерація як нативних, так і розбавлених водою гнойових стоків значно посилювала ріст

мікроводоростей, що пов'язано, на наш погляд, з активацією окисно-відновних процесів у середовищі інкубації і утворенням значної кількості простих сполук.

Ефективним прийомом, який стимулював значною мірою ріст мікроводоростей, виявилось розбавлення гнойових стоків водою з одночасною аерацією біомаси. Застосування тільки однієї аерації нативних гнойових стоків виявилось менш ефективним прийомом очистки відходів. Отже, прискорювати процес вилучення органічних решток при очистці гнойових стоків та доочистці рідкої фракції рідких відходів можна за допомогою мікроводоростей, забезпечивши при цьому належні умови культивування – аерацію суміші та стабілізацію рН середовища. На важливість останнього параметру при очистці нативних гнойових стоків вказують результати досліджень стабілізації рН середовища. Виявлено, що без стабілізації рН стоків при їх розбавленні водою загальна кількість мікроводоростей в середовищі культивування зменшується.

На основі одержаних даних було зроблено висновок про залежність росту мікроводоростей, як важливого компонента середовища, при очистці гнойових стоків свинарських підприємств або доочистці їх рідкої фракції від концентрації органічних забруднень, стабілізації рН суміші і аерації середовища, що відкриває перспективу їх використання на заключних етапах в технологіях очистки стічних вод тваринницьких підприємств [54, 205, 219, 306, 330].

На користь даного висновку служать результати досліджень гігієнічних показників стічних вод, одержаних після очистки гнойових стоків свиногокомплексу мікроводоростями за періодичного режиму (див. табл. 58).

Виявлено, що БСК<sub>5</sub> гнойових стоків знижувалося найбільшою мірою за стабілізації рН карбонатним буфером у дозі 0,5% і аерації середовища з інтенсивністю 20 л/год протягом 7-ми діб інкубації. Збільшення або зменшення дози карбонатного

буфера, або інтенсивності аерації суміші негативно впливало на процес доочистки гнойових стоків мікроводоростями за БСК<sub>5</sub> (див. табл. 58).

Встановлені експериментально і наведені вище параметри процесу інкубації мікроводоростей виявились найефективнішими і щодо вилучення амонійного азоту і неорганічного фосфору, а також сприяли значному поліпшенню санітарно-гігієнічних показників стічних вод, а саме мікробного числа, колі-титру та титру ентерококу.

Очистка гнойових стоків мікроводоростями виявилась ефективним прийомом зниження бактеріального забруднення продуктів переробки та сприяла підвищенню їх колі-титру та титру ентерокока.

Надзвичайно важливим виявився той факт, що із збільшенням чисельності мікроводоростей у стічних водах загибель кишкової палички склала 99,7%. Отже, інтенсивний ріст мікроводоростей на живильному середовищі, яким є гнойові стоки або рідка фракція після їх біоферментації за оптимальних параметрів рН, розбавлення та аерації середовища, сприяє поліпшенню санітарної безпеки продуктів переробки.

Встановлено ряд характерних особливостей перебігу процесу збродження ОР гнойових стоків підприємств з виробництва молока при використанні для їх переробки лабораторної установки, що моделювала роботу метантенка у виробничих умовах.

Відомо, що за анаеробних умов біоферментація не забезпечує повного вилучення забруднень з відходів, на відміну від анаеробних, а процес перебігає за мезофільного режиму і супроводжується утворенням значної кількості газів: метану, вуглекислого газу та водню [45, 68, 112, 127, 146, 204]. В кожному конкретному випадку глибина збродження ОР відходів залежить від кількості та співвідношення донорів і акцепторів

електронів у біомасі і для протеїну вона становить 54 – 60 %, жиру – 45 – 90% і вуглецю – біля 90%.

Процес збродження ОР, як виявлено дослідженнями, складається із двох фаз: кислої (тривалістю 4 – 5 діб) на початку і лужної, яка завершується утворенням суміші газів. При цьому залишається невирішеним питання санітарної безпеки одержаних продуктів переробки, оскільки процес збродження ОР протікає за мезофільних умов, тобто за температури 28 – 32 °С. В той же час дослідженнями показано, що для досягнення надійного знезаражуючого ефекту і безпеки одержаних при переробці гною органічних добрив необхідно досягти термофільного режиму, що можливо лише за аеробної біоферментації.

Тому, щоб досягти високої ефективності роботи біогазових установок і одержати продукти переробки рідкого гною безпечні в санітарному відношенні, необхідно було оптимізувати ряд технологічних параметрів процесу збродження ОР, підвищення активності мікроорганізмів і знешкодження збудників інвазійних хвороб тварин.

Дослідженнями встановлено значні зміни ступеня деструкції ОР гнойових стоків за анаеробних умов, які пояснюються різною тривалістю самого процесу біоферментації за різних доз завантаження біореактора. Зменшення дози завантаження біореактора до 0,07 чи 0,05 діб<sup>-1</sup> за одночасного збільшення тривалості процесу до 15 чи 20 діб знижує питомий вихід біогазу з одиниці об'єму в 1,6 і 1,7 раза відповідно (див. табл. 62). Подальше збільшення часу біоферментації біомаси рідкого гною до 25 – 30 діб наближає ступінь деструкції ОР до меж технічного збродження, але не впливає на питомий вихід біогазу.

Як і слід було очікувати, зброджена за анаеробних умов біомаса, відрізняється значною мірою від нативних гнойових стоків, які піддавали біоферментації у метантенку за різної дози завантаження.

Важливим виявився той факт, що підвищення температури біомаси у ферментері на початку процесу збродження з 22 до 52 °С, тобто створення термофільного режиму, зменшує у 6,5 – 7 разів період запуску лабораторної установки і її вихід на оптимальний режим роботи. Цей прийом забезпечив, на наш погляд, суттєвий вплив на ступінь деструкції (збродження) ОР, вихід біогазу та змінив співвідношення вуглекислого газу до метану у газовій суміші на користь метану, вміст якого склав 71,4%. Останнє можна, ймовірно, пояснити значною активацією термофільних бактерій, що узгоджується з кількістю і видовим складом мікроорганізмів в біомасі, одержаній як за мезофільного, так і термофільного режимів. Однак за термофільного режиму, як встановлено дослідженнями, видовий склад мікроорганізмів у продуктах біоферментації відрізнявся від аналогічних показників за мезофільного режиму, особливо щодо групи бактерій кишкової палички. В першому варіанті кишкова паличка не виявлялася у продуктах переробки зовсім, а за мезофільного режиму траплялась в незначній кількості.

Такого знезаражуючого ефекту щодо кишкової палички у продуктах бродіння вдається досягти за температури 52 °С і тривалості процесу 10 діб, що відповідає швидкості розбавлення  $D = 0,1 \text{ діб}^{-1}$ .

В той же час, як і слід було очікувати, втрати азоту в переробленій біомасі за мезофільного режиму не перевищували 6,0%, а за термофільного – складала близько 30% від загальної кількості у вихідній сировині. Тому для збереження азоту в кінцевій продукції за термофільного режиму перебігу процесу необхідно скорочувати термін зброджування біомаси, що досягається застосуванням аерації суміші на початковій стадії біоферментації. Тобто основними факторами зброджування ОР рідкого гною за анаеробних умов є його поділ на дві стадії кислото- та метаногенну, а інтенсифікація реакцій біоферментації досягається шляхом поєднання аеробно-термофільної стабілізації



біомаси на першій ступені і анаеробно-мезофільного режиму на другій.

Як і в дослідах із збродженням рідкого гною підприємств з виробництва молока, підвищення температури біомаси рідкого гною свиногокомплексу в біореакторі з 15 до 52 °С збільшувало, особливо за 32 – 52°С вологість на 4,8%, вміст золи – на 2,6 і знижувало рівень АСР і ОР відповідно в 1,7 і 1,8 раза порівняно з нативними стоками (див. табл. 64). На залежність процесу збродження ОР рідкого гною від температури також вказує подальше зростання на 6,2% вологості біомаси, на 6,3% – вмісту золи та зниження рівня ОР та АСР в 2,6 і 2,4 раза відповідно порівняно з нативними стоками.

Зміна температури біомаси рідкого гною значною мірою впливає на процес утворення ЛЖК, а значить і на вихід біогазу та його склад [34, 35]. Причому в даному випадку чим нижча температура гнойових стоків в метантенку, тим вищий вихід ЛЖК (див. табл. 64). Останнє, ймовірно, пов'язано з гальмуючим впливом високої температури на фізіологічну активність кислотоутворюючих мікроорганізмів таких як целюлозолітичні анаероби, пропіоновокислі та маслянокислі бактерії. Це припущення узгоджується з попередніми дослідженнями щодо впливу температури на процес біоферментації рідкого гною молочного комплексу за анаеробних умов.

Отже, на основі одержаних даних можна зробити висновок про залежність процесу збродження ОР рідкого гною від температури, що в свою чергу впливає на вихід та склад біогазу, а також хімічний склад одержаного продукту.

На залежність швидкості реакцій біоферментації ОР відходів від хімічного складу, фізико-механічних властивостей та параметрів процесу вказали дослідження, проведені на посліді курок-несучок промислового стада (див. табл. 66 – 69).

Як встановлено попередніми дослідженнями, збродження розбавленого до 91% вологості посліду курок-несучок

відбувається в два етапи, перший – це кисла, а друга – лужна фази.

Основною речовиною, яка зазнає в процесі збродження найбільших змін, є загальний вміст органічних сполук, рівень яких в перші 9 – 11 діб та з 28 до 35-ї доби зростає значною мірою, а з 35 до 65 добу практично не змінювався. На основі цих даних був зроблений високо про те, що найвища інтенсивність процесів біоферментації ОР посліду курок-несучок спостерігається в перші 6 – 7 діб процесу біоферментації.

Цей висновок узгоджується з результатами досліджень виходу біогазу та ступеня деструкції ОР в динаміці процесу збродження посліду курок-несучок за анаеробних умов. Найвища інтенсивність утворення біогазу з посліду курок-несучок зареєстровано на 7 – 8-му добу, а з 14-ї доби цей процес поступово знижується і практично припиняється на 46-ту добу.

Ступінь деструкції ОР посліду курок-несучок також найвищий в перші 7 діб процесу біоферментації, а потім знижується (див. табл. 66). Як і очікувалось, кількість зброженої ОР за 65 діб процесу тісно пов'язана із ступенем її деструкції, і була найвищою в перші 4 доби, знижуючись на 7-му добу, а потім знову підвищуючись на 14-ту.

Отже, найінтенсивніше процеси збродження ОР посліду курок-несучок за анаеробних умов протікають в перші 6 діб процесу біоферментації, що важливо при оптимізації параметрів переробки відходів птахофабрик.

Найефективнішим прийомом поліпшення санітарно-гігієнічних показників зброженого продукту, одержаного з посліду курок-несучок, є аеробно-термофільна стабілізація вихідної сировини на першому етапі процесу біоферментації.

Не дивлячись на те, що за мезофільного режиму ступінь збродження ОР, в тому числі протеїну, клітковини, жиру та БЕР посліду курок-несучок має високі значення, санітарно-гігієнічні показники одержаного продукту свідчать про необхідність його

додаткової обробки. Так, на 9-ту добу процесу анаеробної біоферментації ЗМЧ біомаси становило 11 млн. клітин/г, хоча це складало тільки 17% від його вихідного значення. Пізніше цей показник практично не змінювався, а кількість анаеробних бактерій значно зростала. В той же час за мезофільного режиму чисельність бактерій групи кишкової палички в біомасі не змінювалась, на що вказує колі-титр ( $10^{-4}$  –  $10^{-3}$  мл) значення якого було як і у вихідній сировині.

Вказані зміни чисельності бактерій, ймовірно, пов'язані з процесом ферментації біомаси, а саме з анаеробними умовами, що не давали можливості підвищити температуру суміші і досягти знезаражуючого ефекту.

Дослідження параметрів процесу збродження ОР посліду курок-несучок промислового стада показало, що за анаеробних умов оптимальна доза завантаження біоферментера сировиною становить 1,5 кг ОР/м<sup>3</sup>. Із збільшенням дози завантаження біоферментера за анаеробних умов процесу зменшується ступінь деструкції ОР. В той же час за постійної дози завантаження біоферментера ступінь деструкції ОР залежить від вологості біомаси, яка піддається збродженню. Власне цим можна пояснити зниження інтенсивності деструкції ОР із збільшенням вологості біомаси з 88 до 94% (див. табл. 70). Відповідно до одержаних даних знаходиться і вихід біогазу з одиниці об'єму ферментера, а саме його вихід збільшується прямо пропорційно дозі завантаження в перерахунку на ОР.

На основі проведених досліджень слід зробити висновок, що збродження ОР посліду курок-несучок в першу чергу залежить від умов протікання процесу та об'ємного завантаження біоферментера, і меншою мірою від динаміки, і не залежить від вологості біомаси і вмісту ОР в суміші. Тобто процес збродження посліду за анаеробних умов не гальмується концентрацією субстрату навіть при зміні вологості від 88 до 94%, а ступінь

деструкції ОР і вихід біогазу залежить від швидкості розбавлення біомаси за СР, тобто часом перебування ОР в метантенку.

Відомо, що одним з основних параметрів процесу компостування, крім вологості біомаси та вмісту ОР, є аерація компостного бурта, що досягається за допомогою пристроїв з природною чи механічною тягою повітря [84, 103, 153]. Створені для аеробних мікроорганізмів оптимальні умови забезпечують швидке окислення ОР з утворенням значної кількості тепла, вуглекислого газу і водяної пари. Що ж стосується кількісної характеристики аеродинамічних процесів, які відбуваються при аерації твердих відходів тваринницьких підприємств в процесі дозрівання компостного бурта, то вони практично не досліджені. Це не дає можливості розробити ефективні прийоми управління процесами біоферментації ОР компосту та одержувати безпечні з точки зору санітарно-гігієнічних вимог органічні добрива.

Аналіз показників аеродинамічного опору та кінетики втрат вологи при аерації компостної біомаси, одержаних в дослідках на лабораторній установці, яка моделювала перебіг процесу біоферментації в бурті за промислових способів компостування, показав залежність швидкості руху повітря від опору засипки за різної товщини шару компостної маси (див. табл. 73). Причому при аерації компосту біомаса вже через 10 годин набуває оптимальної вологості (55%) замість 74 годин без застосування даного технологічного прийому. Цю різницю в часі можна пояснити тим, що за ламінарного режиму руху повітря в масі бурта важливе значення відводять діаметру пор та їх довжині, а також коефіцієнту кінематичної в'язкості і густині засипки [182 – 184].

Відомо, що при компостуванні відходів тваринництва на відкритих площадках перевагу віддають системам вентиляції буртів з природною тягою повітря. Повітрообмін в бурті за даного способу забезпечується за рахунок гравітаційного тиску, що виникає внаслідок різниці густини зовнішнього і

внутрішнього повітря, а також енергії вітру, тобто сили і напряму вітрового потоку, який діє безпосередньо на поверхню бурта. Тобто повітря проникає в борт по всій його поверхні. Оскільки вітрова ситуація в різних регіонах України характеризується наявністю штилів в межах 10 – 30% річного часу, то стає очевидною доцільність використання спеціальних пристроїв для аерації бортів при компостуванні.

Розрахунки гравітаційного тиску аерації свідчать, що повноцінна аерація бурта можлива лише в окремі періоди року. Тому застосування розроблених пристроїв для аерації бортів з механічною тягою дозволяє прискорити процес ферментації біомаси, підвищити швидкість дозрівання компосту та одержати цінні органічні добрива, безпечні за санітарно-гігієнічними показниками. Крім того, за даних умов в процесі компостування гною знижується кількість шкідливих компонентів, які викидаються в повітря, зокрема аміаку на 18 – 24%, пилу і мікроорганізмів – на 16 – 20%.

Підвищити ефективність технології переробки відходів тваринництва вдається шляхом поглиблення способів використання біогумусу, одержаного при вермикомпостуванні для виробництва гумінових речовин – стимуляторів росту рослин. Такий підхід є найоптимальнішим, оскільки є важливим елементом сучасних стратегій утилізації відходів тваринницьких підприємств. Разом з тим, крім вирішення екологічних проблем, виробництво гумінових речовин є найоптимальнішою складовою безвідходних технологій виробництва додаткових видів продукції на тваринницьких підприємствах.

Що стосується впливу технологічних параметрів на екстракцію гумінових речовин з метою оптимізації окремих складових процесу, то він потребує вивчення та експериментальної перевірки. Виявлено, що екстракція гумінових речовин з біогумусу є складним з точки зору хімічної технології процесом. Інтенсивність її лімітується кінетикою

хімічної взаємодії гумінових речовин з лугами, швидкістю дифузії утворених солей в розчин, а також поверхнею взаємодії компонентів розчину між собою, яка залежить від кількості та розміру часток біогумусу.

Крім того, відомо, що гумінові речовини мають значну молекулярну масу, а отже і високий коефіцієнт молекулярної дифузії. Власне ці фізичні константи, як показали проведені дослідження, виявились визначальними при характеристиці процесу вилучення гумінових речовин з біогумусу і були покладені в основу розробленої технологічної схеми виробництва гумінових препаратів.

Встановлено, що екстракція гумінових речовин з біогумусу залежить від терміну перебігу процесу, який в середньому складає при використанні 4% розчину лугу регенованих ОН-фільтрів теплових електростанцій 30 хв., незалежно від розміру часток сировини. Збільшення останнього параметра з 100 до 500 мкм знижує ефективність процесу на 30% (див. рис. 23).

Як і слід було очікувати, на ефективність процесу вилучення гумінових речовин з біогумусу впливає температура суміші. Доведено, що оптимальною є температура 40°C, яка забезпечує найвищий вихід продукту, що узгоджується з даними інших дослідників.

Крім того, як виявлено дослідженнями, ступінь вилучення складних сполук з освітленого розчину залежить від режиму витіснення – числа елементів, які забезпечують ступінчастість процесу. Як правило, повне видалення гумінових речовин з розчину відбувається після другої ступені вилучення, яка передбачає повторну обробку рідини, одержаної після першої ступені очистки новим розчином лугу. Утворений після вилучення гумінових речовин осад використовують для виробництва структуроутворювачів ґрунту та як компонент органо-мінеральних добрив.

Отже, встановлені основні параметри процесу вилучення гумінових речовин з біогумусу дали можливість запропонувати технологічну схему виробництва гумінових препаратів, яка дозволяє не тільки отримати додатково новий вид продукції, але й зробити технологічні процеси у тваринництві безвідходними, економічно вигідними та екологічно безпечними.

Найпоширенішим способом переробки твердих відходів тваринницьких підприємств є компостування. Причому встановлено, що висока ефективність процесу компостування та знезаражуючий ефект біомаси досягається лише за оптимального вмісту ОР та вологості суміші, хімічного складу та властивостей сировини, а також застосування різного роду стимуляторів – аерації та біологічно активних речовин.

Дослідженнями показано, що стимуляція процесів біоферментації ОР компосту з гною великої рогатої худоби при додаванні біодобавки оксизин в дозі 0,05 г/кг ОР знижує термін дозрівання компосту до 30 діб. Про це свідчать результати досліджень хімічного складу компосту на 15-ту та 60-ту добу його дозрівання, а також хімічний склад посліду курок-несучок промислового стада. Встановлено, що введення оксизину в дозі 0,05 г/кг ОР посліду знижувало в компості вологість на 6,8%, підвищувало вміст АСР на 6,9%, сирі золи – на 16,2%, магнію – на 36,8%, фосфору – у 2,1 раза порівняно з вихідною сировиною (див. табл. 76).

Особливо важливим з практичної точки виявились дослідження з ефективності застосування оксизину при компостуванні твердого гною ряду господарств Київської, Вінницької та Луганської областей. Використання оксизину як біодобавки стимулювало бродильні процеси вже на початку перетворення ОР біомаси компосту, що дозволило скоротити в 2 – 2,4 раза термін дозрівання компосту, зменшити втрати азоту в 1,5 раза, а ОР – в 1,3 раза. Оксизин дозволяє значно скоротити

процес компостування і отримати продукти переробки гною – органічні добрива безпечні в санітарно-гігієнічному відношенні.

Скорочення терміну дозрівання компосту знижує інтенсивність утворення шкідливих газів, в першу чергу аміаку, сірководню, ароматичних та аліфатичних амінів, меркаптанів, фенолів, пилу та мікроорганізмів, які надходять в навколишнє середовище з компостних майданчиків у процесі дозрівання компосту.

Зроблені висновки підтверджені дослідженнями щодо застосування біодобавки біоалген- Г 40 при компостуванні рідкого гною свинокомплексів.

Додавання до рідкого гною свинокомплексу вологістю 94% біоалгену Г-40 в дозі 0,4г/л біомаси знижувало термін дозрівання компосту, що сприяло кращому збереженню ОР та амонійного азоту, тобто зменшувало викиди останнього в повітря.

Аналізуючи результати досліджень з застосування оксизину при компостуванні твердого гною свиней та посліду курок-несучок, слід відмітити, що значне зростання інтенсивності процесів розщеплення ОР відходів відбувається за рахунок підвищення активності мікроорганізмів для яких компоненти біодобавки є додатковим легкодоступним джерелом енергії, що викликає значне підвищення температури суміші і прояв знезаражуючого ефекту. За таких умов термін дозрівання компосту значно знижується. Такий механізм впливу біодобавок на процеси компостування, ймовірно, покладено в теорію питання застосування БАР в процесах біоферментації різних за походженням відходів тваринництва.

Отже, на основі досліджень, проведених в умовах наукових лабораторій та підприємств з інтенсивними технологіями виробництва продукції тваринництва, виявлено особливості хімічного складу, фізичних властивостей екскрементів лактуючих корів, свиней, курей, дано санітарно-гігієнічну оцінку відходів підприємств за різних типів годівлі тварин та способів і



систем гноєвидалення. Оптимізовано способи очистки рідкого гною та доочистки одержаних продуктів біологічними способами, запропоновано: аеробно-термофільну стабілізацію біомаси та вдосконалено існуючі способи і прийоми підвищення ефективності процесів перетворення забруднень стоків. Вдосконалено технологію виробництва гумінових речовин і біогазу, а також застосування біодобавок при компостуванні твердих відходів, що дозволило сформувавши теоретичні основи процесу біоферментації рідких відходів за аеробних та анаеробних умов та різних режимів перебігу процесу, одержати продукти переробки безпечні в санітарно-гігієнічному плані.

На основі проведених досліджень розроблено ряд нових технологічних схем переробки твердих та рідких відходів, вдосконалено технологічне обладнання при компостуванні гною тварин та посліду курок-несучок.

## СПИСОК ВИКОРИСТАНИХ ДЖЕРЕЛ

1. Абрамов А.В. Визначення сульфаніламідів в продуктах тваринного походження методом рідинної хроматографії / А.В. Абрамов / Методичні вказівки. – Київ, 2008. – 17 с.
2. Абрамов А.В. Визначення фторхінолонів в продуктах тваринного походження методом рідинної хроматографії / А.В. Абрамов // Методичні вказівки. – Київ, 2008. – 17 с.
3. Абрамов А.В. Визначення хлорамфеніколу в продуктах тваринного походження методом рідинної хроматографії з подвійним маспектрометричним детектором / А.В. Абрамов // Методичні вказівки. – Київ, 2008. – 13 с.
4. Агафонов Е.В. Влияние индюшинного помёта на урожайность кукурузы на зерно на черноземе обыкновенном / Е. В. Агафонов // Кукуруза и сорго. – 2010. – № 3. – С. 11–13.
5. Агеечкин А. Куриный помёт: большая проблема или хороший бизнес? / А. Агеечкин, О.Титов, В. Лысенко // Эффективное птицеводство. – 2008. – №10. – С. 43–44.
6. Адмін Є.І. Технологічні аспекти організації годівлі корів кормосумішами з кормових столів в умовах безприв'язного утримання / Є.І. Адмін, А.П. Король // Тваринництво України. – 2005. – №11. – С. 8–13.
7. Айрес Рэйгел М. Анализ сточных вод для сельскохозяйственного использования / Лабораторное руководство по паразитологии и бактериальным методам исследования. – М.: Медицина; Женева: ВОЗ 1999. – 34 с.
8. Аналіз процесів біоконверсії та експериментальне визначення технологічних можливостей спалювання біогазу / Є.М. Крючков, Ю.В. Куріс, А.В. Нестеренко [та ін.] // Енегетика та електрифікація. – 2007. – № 1. – С. 57–62.
9. Андреев С.Ю. Биосферосовместные и сферозащитные технологии при взаимодействии человека с окружающей средой / С.Ю. Андреев, Б.М. Грищин, М.Н. Идрисов,

- Т.В. Малютина // Сб. материалов 7-й Международной науч. практ. конференции, Пенза, октябрь 2002. – Пенза: Изд-во Пензенский ГСХА. – 2002. – С. 3–4.
10. Ахунов А.А. Биологическая очистка сточных вод с одновременной комплексной переработкой полученной биомассы - важное направление биотехнологии микроводорослей / А.А. Ахунов, С.Б. Буриев, Х.Х. Ахундов // Фотоситез и фотобиотехнология: Тезисы докл. и сообщ. Междунар. конф. Пущино, 16-23 июня 1991. – Пущино, 1991. – С. 455.
  11. Аэрационное оборудование для биологической очистки сточных вод в аэротенках// Евилевич М.А., Брагинский Л.Н., Прицкер Б.С., Шраер М.Я. – М. : ВНИИПЭЧлеспром, 1969, 53 с.
  12. Баадер В. Биогаз. Теория и практика / В. Баадер, Е. Доне, М. Бренидерферу. – М.: Колос. –1982. – 148 с.
  13. Бадмаев Ю.Ц. Аналитический обзор методов переработки органических отходов в метантенках с анаэробным биофильтром / Бадмаев Ю.Ц., Тайшин В.А., Ковалев А.А. // Энергосберегающие и природоохранные технологии: материалы II – Международно й научно-практической конференции 20 –25 августа 2003 г. – Улан-Удэ: Изд-во ВСГТУ, 2003. – С. 362–366.
  14. Бадмаев Ю.Ц., Тайшин В.А., Содномбалов В.Г. Повышение эффективности анаэробной переработки органических отходов / Проблемы устойчивого развития регионов в XXI веке (Материалы II международного симпозиума 30 сентября – 2 октября 2002 г.). – Биробиджан, 2002. – С. 131–132.
  15. Байдевятов Ю.А. Технологія переробки посліду у промисловому птахівництві / Ю.А. Байдевятов // Вісник аграрної науки. – 2001. – № 10. – С. 55–56.
  16. Байдевятов Ю.А. Реструктуризація та екологічна конверсія

- птахівництва України / Ю.А. Байдевятов // Вісник аграрної науки. – 2002. – №5. – С. 46–48.
17. Баранников В. А. Охрана окружающей среды в зоне промышленного животноводства. – М.: Медицина; Россельхозиздат. 1985. – 118 с.
  18. Барановский И. Н. Влияние разных видов компостов на режим органического вещества дерново-подзолистой почвы и урожайность полевых культур / И. Н. Барановский, И. Г. Платонов, И. А. Трешкин // Достижение науки и техники АПК. – 2005. – № 7. – С. 29–32.
  19. Батурина Ф.М. Факторы загрязнения внешней среды на свинокомплексах (на примере МХП «Советское») / Ф.М. Батурина, А.П. Сухоруков, Л.Н. Чипсова [и др.] // Вестник ветеринарии. – 1997. – №1. – С. 67–71.
  20. Бацула О.О. Використання відходів птахівництва у сільськогосподарському виробництві / О.О. Бацула, Є.В. Скрильник, Р.А. Розумна // Вісник аграрної науки. – 2000. – №7. – С. 14–17.
  21. Безматерных А. Белковый ферментированный корм из отходов птицеводства / А. Безматерных // Птицеводство. – 2008. – №7. – С. 49–50.
  22. Бекер М. Е. Биотехнология / М.Е. Бекер, Г.К. Лиепиньш, Е.П. Райпулис. – Пер. с англ. – М.: Агропромиздат, 1990. – 334 с.
  23. Беловежец Л.А. Ростостимулирующая активность компоста на основе гидролизного лигнина / Л.А. Беловежец, И.В. Волчанова, С.А. Медведева // Агрохимия. – 2005. – № 7. – С. 29–35.
  24. Березин С.Е. Использование высоконагружаемой ступени для биоочистки стоков свинокомплекса «Надеево» / С.Е. Березин, В.И. Баженов, А.Н. Енов // Водоочистка. – 2006. – № 5. – С. 68–71.

25. Бикін А.В. Біоконверсія органічних відходів агропромислового комплексу та продуктивності агроєкосистеми при застосуванні нових видів добрив: автореф. дис. на здобуття наук. ступеня доктора с.-г. наук: спец. 06.01.04 «Агрохімія»; 06.01.06 «Овочівництво» / А.В. Бикін. – К., 1999. – 38 с.
26. Билай В. Биологические основы приготовления шампиньонного компоста / Билай, Н. Бисько // Овощеводство. – 2008. – №8. – С. 76–80.
27. Биотехнология переработки органических отходов и экология / И.И. Гудилин, А.Ф. Кондратов, А.А. Чичин и др. – Новосибирск: Кн. Изд-во, 1999. – 391 с
28. Бирюков К.Н. Ветеринарно-санитарная оценка ускоренного способа компостирования навоза крупного рогатого скота / К.Н. Бирюков // Ветеринария. – 2009. – №2. – С. 38–42.
29. Білявський Г.О. Основи екології: Теорія та практикум / Білявський Г.О., Бутченко Л.І., Навроцький В.М. – К.: Лібра, 2002. – 351 с.
30. Біогаз. Техніко-економічний аналіз біоенергетичних установок / О. Адаменко, В. Височанський, В. Льотко, М. Михайлів // Альтернативні палива та інші нетрадиційні джерела енергії: підручник. – Івано-Франківськ, 2000. – Розд. 2.7. – С. 193–214.
31. Біогазова установка з реактором LIPP-КомБіо: Протокол державних інформаційних випробувань № 1209/126–01–09/ УкрНДІПВТ ім. Л. Погорілого. – Дослідницьке, 2009. – 12 с.
32. Біотехнологічний комплекс з виробництва молока на енергетично збалансованій та екологічно безпечній основі: Рекомендації / І.М. Кудлай [та ін.]. – УкрНДІПВТ ім. Л. Погорілого. – Дослідницьке, 2010. – 49 с.
33. Біопалива (технології, машини і обладнання) / В.О. Дубровін, М.О. Корчемний, І.П. Масло [та ін.]. – К.: ЦТІ „Енергетика і

електрифікація”, 2004. – 256 с.

34. Богданов Г.А. Кормление сельскохозяйственных животных / Г.А. Богданов: 2-е изд., перераб. и доп. – М.: Агропромиздат, 1990. – 624 с.
35. Бойко В.И. Конвективно-гидродинамическая модель газообмена в начальной стадии биоферментации компостного субстрата / В.И. Бойко, А.С. Заводов, В.С. Заводов // Техника в сельском хозяйстве. – 2006. – №3. – С. 9–13.
36. Борисенко Е.Г. Биотрансформация жидких навозных стоков промышленных свинооткормочных комплексов / Е.Г. Борисенко // В кн.: Биоконверсия: тез. докл. Всесоюз. симп. – Рига. – 1982. – Т.2. – С. 180.
37. Бородай В.Д. Про переробку відходів: наслідки нераціонального використання відходів від забою ВРХ і птиці / В.Д. Бородай // Мясное дело. – 2006. – №3. – С. 72–73.
38. Бородин И.Ф. Статистические процессы в системе «Источник питания – ионизатор-озонатор воздуха животноводческих помещений»/ И.Ф. Бородин, В.Ф. Сторчевой // Доклады Российской академии сельскохозяйственных наук. – М., 2001. – № 4. – С. 42–44.
39. Бортников А.М. Влияние условий содержания на племенных бычков разных генотипов // Зоотехния. – 1997. – № 6. – С. 50–52.
40. Боярский Л.Г. Ферментные препараты в кормлении животных / Л.Г. Боярский, В.П. Коршух. – М: Россельхозиздат, 1985. – 266 с.
41. Брюханов А. Ю. Повышение эффективности использования навоза путем автоматизированного проектирования вариантов технологий приготовления органических удобрений и их внесения в почву: автореф. дисс. на соискание уч. степени канд. техн. наук: спец. 05.20.01. «Технологии и средства механизации сельского хозяйства» /

А.Ю. Брюханов. – Санкт-Петербург, 2009. – 21 с.

42. Бублієнко Н.О. Технологія очищення стоків свинокомплексів. Вода і водоочисні технології / Бублієнко Н.О., Левітіна Н.В., Бублієнко В.В. // Вода і водоочисні технології. – 2004. – № 4.– 2004. – С. 44–45.
43. Бузовський Є.А. Нетрадиційні джерела енергії – вимоги часу / Є.А. Бузовський, О.Д. Витвицька, В.А. Скрипниченко // Наук. вісн. Нац. аграр. ун-ту. – К., 2008. – Вип. 119 – С. 289–294.
44. Булавацький В.М., Рогаль І.В. Математичне регулювання процесу консолідації основ накопичувачів промислових стоків // Доп. НАН України. – 2004. – № 1. – С. 42–47.
45. Бурдейний Д. М. Підвищення ефективності біогазових установок / Д.М. Бурдейний, В.І. Шаталов // Зб. наук. стат. – № 1 (34). – Запоріжжя. – 2009. – С. 323 – 327.
46. Бурлака В.А. Комбінований зелений корм на основі компосту багатоцільового призначення в раціонах підсвинків на відгодівлі / В.А. Бурлака, Т.М. Сукненко // Науковий вісник Національного аграрного університету. – 2004. – Вип.74. – С. 179–185.
47. Буцыгин А.М. Технология орошения животноводческими стоками / А.М. Буцыгин, В.Г. Луцкий, А.Г. Пономарев, Л.П. Рева. – М.: Агропромиздат, 1987. – 160 с.
48. Буяров В.С. Экологически безопасные ресурсосберегающие технологии // Зоотехния. – 2004. – № 10. – С. 21.
49. Вавилин В.А. Время оборота биомассы и деструкция органического вещества в системах биологической очистки / В.А. Вавилин. – М.: Наука, 1986. – 144 с.
50. Вавилин В.А. Математическое моделирование процессов биологической очистки сточных вод активным илом / В.А. Вавилин, В.В. Васильев. – М.: Наука, 1979. – 119 с.

51. Вавилин В.А. Модель адаптации экосистемы активного ила к многокомпонентному загрязнителю / В. А. Вавилин, В. В. Васильев // ДАН СССР. – 1982. – Т. 276. – №4. – С. 1012–1016.
52. Вайсман Я.И. Использование водных растений для доочистки сточных вод / Я.И. Вайсман, Л.В. Рудакова, Е.В. Калинина // Экология и промышленность России. – 2006. – №11. – С. 9–11.
53. Василевски Ю. Хранение навоза на фермах Польши / Ю. Василевски // Животновод. – 2003. – №4. – С. 22–23.
54. Васильев В.Б. Одновременное удаление соединений азота и органического углерода из сточных вод многовидовым сообществом микроорганизмов / В.Б. Васильев, В.А. Вавилин // Водные ресурсы. – 1990. - №1. – С. 119–127.
55. Варфоломеев С.Д. Кинетические закономерности развития микробных популяций / С.Д. Варфоломеев // Современные проблемы биокинетики. – М.: Изд-во МГУ. – 1987. – С. 6–71.
56. Ваттио М.А. Рекомендации по кормлению дойных коров / М.А. Ваттио, Т. Говард // Ефективні корми та годівля. – 2008. – №8. – С. 37–39.
57. Вербицкий П. Вимоги Європейського Союзу до переробки відходів тваринного походження / П. Вербицкий, В. Влізло // Ветеринарна медицина України. – 2008. – №6. – С. 24–26.
58. Вербицкий П. Утилізація відходів тваринного походження в Україні / П. Вербицкий // Тваринництво України. – 2008. – № 5. – С. 2–4.
59. Вербицкий П.І. Пріоритетні напрямки розвитку тваринництва в Україні / П.І. Вербицкий // Ефективне тваринництво. – 2007. – № 4. – С. 14–17.
60. [Веремієнко С.І. Динаміка агрохімічних показників компостів на основі осадів стічних вод за стадіями компостування \[Електронний ресурс\] / С.І. Веремієнко, А.В. Кучерова.](#)



[В.І. Долженчук, Н.Г. Чечелюк, К.І. Кір'янчук, В.І. Музика // Наукові праці. – Екологія. – Том. 82. – Видання Чернігівського державного університету ім. Петра Могили <http://bibl.kma.mk.ua/index.php?m=10&s=3&t=82>](http://bibl.kma.mk.ua/index.php?m=10&s=3&t=82)

61. Вересова И.М. Исследование комплекса сапрофитных микроорганизмов, разрушающих измельченную древесину при компостировании. – М., 1969. – 65 с.
62. Веротченко М.А., Терещенко А.П., Злочевський Ф. И. Биопереработка свиного навоза – основа получения хитина и хитозана // Аграрная Россия. – 2000. – № 5. – С. 57–59.
63. Ветошкин А.Г. Защита литосферы от отходов / А.Г. Ветошкин – Пенза: Изд-во Пензенского государственного университета, 2005. – 189 с.
64. Витковская С.Е. Изменение содержания подвижных форм химических элементов в технологии трансформации органического вещества компоста // Агрехимия. – 2005. – № 4. С. 27–31.
65. Владимиров В.Л. Зоотехнический биохимический контроль за полноценностью кормления молочного скота / В.Л. Владимиров, П.А. Науменко, В.В. Щеглов // Эффективное тваринництво. – 2005. – №6. – С. 32 – 37.
66. Владимирова М.Г. Интенсивная культура одноклеточных водорослей / М.Г. Владимирова, В.Е. Семенов. – М.: Изд-во АН СССР, 1962. – 139 с.
67. Влияние гидрофизических свойств почв на структуру микробных комплексов / Алехина Л.К., Головченко А.В., Початков Т.Н. [и др.] // Почвоведение. – 2002. – № 8. – С. 1002–1009.
68. Волошин М.Д. Дослідження процесів виділення біогазу з осадів стічних вод і свинячого гною / М.Д. Волошин, К.О. Клевцов, Н.В. Клевцова // Вопросы химии и химической технологии. – 2006. – № 5. – С. 117–120.

69. Вороненко В.В. Высокоскоростная биологическая очистка сточных вод. / В.В. Вороненко, Л.П. Усманова, Р.П. Наумова / Химическая промышленность. –1980. – №1. – С. 20–21.
70. Вудмаска В.Ю. Визначення поживності і якості кормів у господарстві / В.Ю. Вудмаска, П.П. Прилуцький. – К.: Урожай, 1975. – 136 с.
71. Гаевский Е.Е. Влияние торфонавозного компоста и суглинка на свойства дерново-подзолистой песчаной почвы и урожайность ячменя / Е.Е. Гаевский, Я.К. Куликов // Агрехимия. – 2009. – № 9. – С. 18–24.
72. Гарзанов А. Подстилочный помет фабрик – возобновляемое биотопливо / А. Гарзанов, А. Аваков, Ю. Яковлев // Птицеводство. – 2010. – № 8. – С. 47–49.
73. Гаркавий С.І. Гігієнічне обґрунтування оптимальних параметрів роботи нових типів очисних каналізаційних споруд з метою санітарної охорони джерел господарсько-питного водопостачання населення: автореф. дис. на здобуття наук. ступеня д-ра мед. наук: спец. 14.02.01 «Гігієна» / С.І. Гаркавий. – К., 2003. – 36 с.
74. Гаркавий С.І. Гігієнічні дослідження безреагентного знезараження стічних вод за допомогою гідродинамічної кавітації / С.І. Гаркавий // Довкілля та здоров'я. – 1999. – № 12. – С. 6.
75. Гаркавий С.І. До проблеми безреагентного знезаражування господарсько-побутових стічних вод в умовах наслідків аварії на ЧАЕС / С.І. Гаркавий, В. Кравець, О. Давиденко // Довкілля та здоров'я. – 1998. – № 1(4). – С. 44.
76. Гвоздяк П. За принципом біоконвеєра / П. Гвоздяк // Біотехнологія охорони довкілля // Вісник НАН України. – 2003. – № 3. – С. 29–36.
77. Гелетуха Г. Перспективи розвитку технологій отримання біогазу в Україні / Г. Гелетуха, С. Кобзар, К. Копейкін //

Зелена енергетика. – 2001. – № 3. – С. 12–14.

78. Гелетуха Г.Г. Современные технологии анаэробного сбраживания биомассы (Обзор) / Г.Г. Гелетуха, С.Г. Кобзарь // Экотехнологии и ресурсосбережение. – 2002. – № 4. – С. 3–10.
79. Генцлер Г.Л. К вопросу применения напорной флотации для очистки сточных вод свиноводческих комплексов / Г.Л. Генцлер // Наука XXI века. Сб. науч. Трудов. МААНОН. – М.: Из-во МААНОН, 2002. – Вып.1. – С. 112–118.
80. Гине М.С. Компост многоцелевого назначения повышает урожай амаранта / М.С. Гинс, С.Н. Обанина // Картофель и овощи. – 2009. – №5. – С. 23.
81. Гігієнічна оцінка сучасної технології біологічної очистки господарсько-побутових вод // Довкілля та здоров'я. – 2000. – № 3. – С. 6–9.
82. Глазко В.И. Агроэкологический аспект биосферы: проблема генетического разнообразия. – К.: Нора-принт, 1998. – 209 с.
83. Голуб Б.А. Дбаючи про відтворення родючості ґрунтів / Б.А. Голуб // Сучасне птахівництво. – 2008. – №2. – С. 2–7.
84. Голуб Г. Технологический процесс производства компостов на основе птичьего помета и соломы / Г. Голуб // Овощеводство. – 2007. – №7. – С. 70–80.
85. Голубова Д.О. Інтенсифікація очистки виробничих стічних вод на компактних установках: автореф. Дис. на здобуття наук. ступеня канд. техн. наук: спец. 05.23.04 «Водопостачання, каналізація» / Д.О. Голубова. – К., 2000. – 18 с.
86. Гончарова Н.П. Інноваційні технології реконверсії відновлюваних ресурсів як умова модернізації виробництва / Н.П. Гончарова, Б.Б. Коцинський // Формування ринкових відносин в Україні: Зб. Наукових праць науково-дослідного економічного ін-ту, 2009. – №8 (99). – С. 89–93.

87. Гончарова Н.П. Роль епістемології у ресурсному використанні екофізики / Н.П. Гончарова // Формування ринкових відносин в Україні: Зб. Наукових праць науково-дослідного економічного ін-ту, 2010. – №12 (115). – С. 47–50.
88. Гончарук Є.Т. Гігієнічна оцінка сучасної технології біологічної очистки господарсько-побутових стічних вод / Є.Т. Гончарук, С.І. Гаркавий, О.З. Салата, В.В. Кравець // Довкілля та здоров'я. – 2000. – № 3 (14). – С. 6.
89. Горев Л.Н. Естественно-экономические основы оптимизации экосред / Горев Л.Н., Дорогунцов С.И., Хвесик М.А. – К.: Либідь, 1999. – 238 с.
90. Гринберг А.П. Микрофлора метанового брожения отходов животноводческих ферм / А.П. Гринберг, М.К. Марауска // Биотехнология кормопроизводства и переработки отходов. – Рига: Зинатне, 1987. – С. 52–61.
91. Грицаєнко Л.В. Біотехнологія використання тваринницьких відходів / Л.В. Грицаєнко // Наук.-техн. бюл. УААН. Ін-т тваринництва. – Х., 2003. – С. 49–51.
92. Гришан А. Энергосберегающая технология переработки птичьего помета / А. Гришан // Птицеводство. – 2002. – № 3. – С. 40–41.
93. Гришуткина С. Переработка помета – за опытом – во Францию / С. Гришуткина // Птицеводство. – 2008. – № 2. – С. 48–53.
94. Грищенко О.В. Екологізація сільськогосподарського виробництва в нових умовах господарювання / О.В. Грищенко, Т.Є. Піпіна, О.О. Артеменко // Вісн. Аграр. Науки Причорномор'я: 36 наук. З'їзд, Миколаїв, Держ. Аграр. Ун-т. – Миколаїв, 2001. – Спец. Вып. 3(11–12). – Т. 1. – Соц. Економ. Пробл. Природокористування та екології. – С. 336–342.

95. Громозова Е.И. Определение параметров аэробно-термофильного микробиологического процесса очистки сточных вод / Е.И. Громозова, Т.П. Слюсаренко, С.П. Цыганков // Микробиологический журнал. – 1984. – Т.46. – № 5. – С. 12–16.
96. Гуменюк О.Б. Еколого-економічні аспекти впровадження біогазових технологій в Україні і розробка сучасного обладнання для отримання біогазу / О.Б. Гуменюк, Н.В. Семенюк // Енергетика. Екологія. Людина: тези доп. IV Міжнар. Енергоеккол. Конгресу, Київ, 30 березня – 2 квітня 2004 р. – К., 2004. – С. 64.
97. Гюнтер Л.М. Состояние и перспективы обработки и утилизации осадков сточных вод // Водоснабжение и санитарная техника. – 2005. – № 11. – С. 3–7.
98. Гюнтер Л.И. Метантенки / Гюнтер Л.И., Гольдфарб Л.Л. – М.: Стройиздат, 1991. – 128 с.
99. Гюнтер Л.И. Динамика популяций активного ила в процессе биологической очистке сточных вод / Л.И. Гюнтер, М.А. Беляева, Л.Ф. Юдина – М.: Изд-во акад. Гор. Х-во и экологии. – 1995. – С. 24–33.
100. Дайнеко Ф.А. Исследование процесса аэробной стабилизации активного ила / Ф.А. Дайнеко, В.Е.Аджиенко, Д.А. Данилович, Б.А. Ершов // Тезисы докл. 4-й Междунар. конгр. «Вода – экология и технология» Москва, 30 мая – 2 июля 2000. – М. ЭКВАТЕК, 2000. – С. 497–498.
101. Даценко І.І. Гігієна і екологія людини / І.І. Даценко. – Львів: Афіша. – 2000. – 248 с.
102. Дворецкий Д.С. Компьютерное моделирование биотехнологических процессов и систем / Д.С.Дворецкий, С.М. Дворецкий. – Тамбов, 2005. – 168 с.
103. Демин Д.В. Переработка осадков сточных вод в экологически безопасный компост / Д.В. Демин,

С.М. Севостьянов // Земледелие. – 2009. – № 5. – С. 16–18.

104. Демчук М. Вимоги до розвитку зоогігієнічної науки в Україні на межі тисячоліть / М. Демчук // Ветеринарна медицина України. – 2003. – № 6. – С. 35–36.
105. Денисов В. Переработка навоза / В. Денисов // Механизация и электрификация сельского хозяйства. – 2005. – №6. – С. 34–35.
106. Дёмин С. Вакуумная сушка помёта / С. Дёмин // Птицеводство. – 2008. – №7. – С. 62
107. Джонс Т.Л. Математическая модель роста бактерий и потребление субстрата при очистке посредством ила / Г.Л. Джонс// Математические модели контроля загрязнения воды. - М.: Мир, 1981. - 472 с.
108. Долженчук В. І. Оцінка резервів і якості органічних добрив (на прикладі Рівненської області) / В.І. Долженчук, Н.Г. Чечелюк, К.І. Кір'янчук, В.І. Музика, А.В. Кучерова // Вісник НУВГП : зб. Наук. праць. – Рівне, 2007. – Вип. 3 (39). Ч. 1. – С. 255–260.
109. Драганов Б.Х. Оптимізація енергозберігаючої безвідходної технології виробництва тваринницької та рослинницької продукції / Б.Х. Драганов, С.В. Шишов // Науковий вісник Національного аграрного університету. – К., 2001. – Вип. 34. – С. 39–44.
110. Дрозд Г.Я., Зотов Н.И., Масляк В.Н. Техничко-екологические записки по проблеме утилизации осадков городских и промышленных сточных вод / Ин-т экономики промышленности НАН Украины. – Донецк, 2001. – 340 с.
111. Дубинская Е.В. Устойчивое развитие админтерриторий и лесопарковых хозяйств. Проблемы и пути их решения / Е.В. Дубинская, А.П. Акользин // Мат. Научно-практ. Конференции: Москва, 30-31 октября, 2002. – М.: Из-во МГУ, 2002. – С. 77–79.

112. Дубровский В.С. Метановое сбраживание сельскохозяйственных отходов // В.С. Дубровский, У.Э. Виестур. – Рига, 1988. – 204 с.
113. Дункан Мара Руководство по использованию сточных вод и экскрементов в сельском хозяйстве и аквакультуре: Меры по охране людей. – Женева: ВОЗ, 1992. – 215 с.
114. Дурбыдаев С.Д. Усовершенствованная технология очистки навозных стоков / С.Д. Дурбыдаев // Зоотехния. – 2000. – №7. – С. 27–30.
115. Духин Н.П. Влияние расщепляемости протеина в рационе крупного рогатого скота на пищеварение и усвоение питательных веществ / Н.П. Духин // Сб. научн. Тр: Новое в кормлении высокопродуктивных животных. – М.: Агропромиздат, 1989. – С. 160–164.
116. Егорова Р.А. Для улучшения плодородия почвы используйте опилочный компост / Р.А. Егорова // Картофель и овощи. – 2010. – № 6. – С. 12.
117. Елин Е. Очистка стоков экономически целесообразна / Е. Елин, В. Лысенко // Птицеводство. – 2003. - № 8. – С. 30–31.
118. Еськов А.И. Влияние органогенных материалов и бактериальных препаратов на биотехнологический процесс компостирования и эффективность органобактериальных удобрений / А.И. Еськов, К.С. Никольский, В.В. Рябков, А.Ф. Кузина // Доклады Российской академии сельскохозяйственных наук. – 2009. – №5. – С. 33–35.
119. Еськов А.И. Фиторемедиация почв, загрязненных ненормированным применением бесподстилочного навоза / А.И. Еськов, С.И. Тарасов // Вестник Российской академии сельскохозяйственных наук. – 2004. – №5. – С. 68–71.
120. Ефремов А.А. Хороший компост – залог успеха грибовода / А.А. Ефремов // Школа грибоводства. – 2010. – № 6. –

С. 16–17.

121. Єременко Д.В. Екологічна безпека – необхідна вимога функціонування АПК України // Вісн. Аграр. Науки Причорномор'я: 36. наук. З'їзд. / Миколаїв, Держ. Аграр. Ун-т. – Миколаїв, 2001. – Спец. Вип. 3(11-12). – Т. 1. – Соц.-економ. Пробл. Природокористування та екології. – С. 165–167.
122. Жолдакова З.И. Методологические аспекты гигиенической оценки безопасности малогабаритных установок для очистки бытовых сточных вод / З.И. Жолдакова, Н.А. Зайцев, О.О. Синицына, А.Е. Недачин // Гигиена и санитария. – 2002. – №2. – С. 23–26.
123. Запрудский Б.С. Оптимальный расчет многоступенчатых аэротенков / Б.С. Запрудский, Л.И. Гюнтер // Микробиол. Промышленность. – 1973. – №3. – С. 31–35.
124. Зенников В.И. Технологии ускоренного производства биокомпостов / Т.В. Зенников // Агрехимический вестник. – 1998. – №1. – С. 29–30.
125. Зиновкина Т.В. Теория и практика массообменных процессов химической технологии: Марушкинские чтения. Матер. 2-й Межд. Науч. Конфер. Уфа 30 октября 2001 года. – Уфа.: Изд-во Уфимского ГНТУ, 2001. – С. 184–185.
126. [Зинченко М.Г. Переработка осадков сточных вод и твердых бытовых отходов с получением биогаза и органоминеральных удобрений. \[Електронний ресурс\] 4-та Міжнародна конференція «Сотрудничество для решения проблем отходов» 31 января – 1 февраля 2007 г., Харьков, Украина / М.Г. Зинченко, Б.И. Адамчук, И.В. Семененко, Ю.Е. Малюга](#)  
<http://waste.ua/cooperation/2007/theses/zinchenko.html>
127. Зінченко М.Г. Моделювання гідроаеродинамічних процесів при анаеробному зброджуванні відходів тваринництва у



- біореакторі з іммобілізованою мікрофлорою / М.Г. Зінченко, О.А. Тинда // Промислова гідравліка і пневматика. – 2010. – №4 (30). – С. 93–95.
128. Ибрагимов И. Отходы – энергетика будущего / И. Ибрагимов // Птицеводство. – 2008. – №7. – С. 63–64.
129. Иванова О. Образование вредных газов в помёте / О. Иванова // Птицеводство. – 2010. – №2. – С. 56
130. Инструкция по лабораторному контролю очистных сооружений на животноводческих комплексах. Часть II. Методы химического анализа сточных вод животноводческих комплексов: Нормативно-технический документ. Министерство сельского хозяйства СССР; Главсельстройпроект; Гипронисельхоз. – М.: «Колос», 1983. – 125 с.
131. Инструкция по лабораторному контролю очистных сооружений на животноводческих комплексах. / Часть II. Определение биогенных веществ. Анализ осадков и ила: Нормативно-технический документ. Министерство сельского биодобаво СССР; Главсельстройпроект; Гипронисельхоз. – М.: Колос, 1983, – 52 с.
132. Использование отходов животноводства. Машины для транспортировки и внесения жидкого навоза // Новое сельское хозяйство. – 2009. – № 3. – С. 76–81.
133. Ишкаев Т.Х. Утилизация птичьего помета с использованием ускорителя ферментации грибкового происхождения / Т.Х. Ишкаев, М.Я. Трemasов // Эффективне птахівництво. – 2007. – №12. – С. 48–50.
134. Ігнатенко М.Г. Екологія і економіка природокористування / М.Г. Ігнатенко, В.О. Малєєв / Херсон, держ. Ун-т., Київ-Херсон: Айлант, 2002. – 288 с.
135. Кадыров Д. Экструзионная переработка биологических отходов в корма / Д. Кадыров // Птицеводство. – 2008. – № 7.

– С. 51–54.

136. Капица П. Создание микроклимата в животноводческих помещениях/ П. Капица, Г. Бегутова, Г. Ананьев // Молочное и мясное скотоводство. – М., 2002. – №7. – С. 3–5.
137. Капустин В.П. Предпосылки очистки жидкой фракции навоза с помощью фосфогипса / В.П. Капустин // Техника в сельском хозяйстве: Научно- теоретический журнал. – 2002. – №2. – С. 40–41.
138. Карабанов Е.П. Использование нетрадиционных источников белка (сухой птичий помет) для кормления крупного рогатого скота / Е.П. Карабанов, С.Е. Карабанов // Ефективні корми та годівля. – 2007. – №8. – С. 37–38.
139. Карелин Я.М. Биохимическая очистка сточных вод предприятий пищевой промышленности / Карелин Я.М., Репин Б.Н. – М.: Пищевая промышленность, 1974. – 168 с.
140. Картер Т. Компостирование мертвой птицы / Т. Картер, К. Андерсон, Д. Аренде, Д. Баркер, С. Бантон // Пробл. экол. безопасности агропром. комплекса. – 1998. – Вып. 5. – С. 95–105.
141. Кафаров В.В. Моделирование биохимических реакторов / В.В. Кафаров, А.Ю. Винаров, Л.С. Гордеев. – М.: Лесная пром-сть. – 1979. – 344 с.
142. Келль Л. Экологические аспекты биологической очистки сточных вод / Л. Келль, П. Шумов // Водоочистка. – 2005. – №1. – С. 66–69.
143. Кисиль Н. Птичий помет – источник стимуляторов роста / Н. Кисиль, Э. Тер-Саркисян // Комбикорма. – 2007. – №8. – С. 83–84.
144. Кисиль Н. Способы переработки помета / Н. Кисиль, Э. Тер-Саркисян // Птицеводство. – 2007. – №8. – С. 48–50.
145. Кислюк С.М. Многофункциональный пробиотик Целлобактерин позволяет оптимизировать набор добавок для

свиней / С.М. Кислюк, Г.Ю. Лаптев // Сельскохозяйственные вести. – 2002. – №4. – С. 18–20.

146. Клименко В. Сільськогосподарські біогазові установки: закордонний досвід / В. Клименко // Техніка АПК. – 2006. – № 6–7. – С. 20–24.
147. Кобелева С.А. Микроклимат животноводческих помещений / С.А. Кобелева // Ветеринария. – 2001. – № 3. – С. 51–52.
148. Ковалев А.А. Биогазовая установка для обработки помета / А.А. Ковалев, Е.В. Мартынов // Техника в сельском хозяйстве. – 2006. – №4. – С. 31–32.
149. Ковалев Н. Г. Проектирование систем утилизации навоза на комплексах / Н.Г. Ковалев, И.К. Глазков. – М.: ВО «Агропромиздат», 1989. – 160 с.
150. Ковалев Н.Г. Биоконверсия органического сырья в удобрения и кормовые добавки (микробиологические аспекты) / Н.Г. Ковалев, Г.Ю. Рабинович, Э.М. Сульман; Твер. гос. техн. ун-т. – Тверь, 1999. – 167 с.
151. [Ковалев Н.Г. Утилизация органических отходов агропромышленного производства в удобрения путем их ускоренной аэробной ферментации. \[Электронный ресурс\] 4-та Міжнародна конференція «Сотрудничество для решения проблем отходов» 31 января – 1 февраля 2007 г., Харьков, Украина / Н.Г. Ковалев. – Всероссийский научно-исследовательский ин-т сельскохозяйственного использования мелиорированных земель, Тверь, Россия. – Мир отходов, № 292 от 30.11.06. <http://waste.ua/cooperation/2007/theses/kovalev.html>](#)
152. Ковалев Н.Г. Активность ферментов в процессе аэробной биоферментации отходов животноводства / Н.Г. Ковалев, Г.Ю. Рабинович // Вестник Российской академии сельскохозяйственных наук. – 1998. – №4. – С. 49–51.

153. Коваленко В.П. Компостирование отходов животноводства и растениеводства / В.П. Коваленко. – Краснодар: КГАУ, 2001. – 146 с.
154. Коваленко Н.О. Биокаталитическая очистка сточных вод / Н.О. Коваленко // Водоочистка. – №11. – 2007. – С. 21–25.
155. Коваль С.М. Концепція створення інтегрованих систем екологічного тваринництва на основі використання механізованих біоконверсних технологій / С.М. Коваль, В.А. Ясенєцький, В.С. Таргоня, В.О. Дубровін // Науковий вісник НУБіП України. – 2004. – Вип. 73. – Ч.1. – С. 138–142.
156. Коненков П.Ф. Влияния компоста многоцелевого назначения на микробиоту дерново-подзолистой почвы и урожай листовой массы и семян амаранта / П.Ф. Кононков, Н.Г. Ковалев // Агрехимия. – 2009. - №12. – С. 48–51.
157. Коржевенко Г.Н. Отечественную дезтехнику в ветеринарную практику Г.Н. Коржевенко // Ветеринария. – 2001. – № 12. – С. 10–12.
158. Корнева Н. Проект национального стандарта на птичий помёт / Н. Корнева, А. Горохов, В. Лысенко // Птицеводство. – 2008. – №9. – С. 62–64.
159. Коробко В.Н. Кормовые биодобавки сухого кукурузного корма в кормлении молодняка крупного рогатого скота / В.Н. Коробко // Эффективне тваринництво. – 2005. – № 5. – С. 19–22.
160. Коровніков Г. Що очікує тваринницьку галузь у майбутньому? / Г. Коровніков, І. Колот // Тваринництво України. – К., 2004. – №3. – С. 5–7.
161. Король А.П. Вивчення та удосконалення технологічних режимів і параметрів годівлі корів при безприв'язному утриманні // Теоретичні й практичні досягнення молодих вчених аграріїв: Міжнар. наук.-практ. конф. молодих вчених. Дніпропетровськ, 11–12 квітня. 2006 р. – Дніпропетровськ,

2006. – С. 242–243.

162. Король А.П. Особливості поїдання кормів коровами з кормових столів при безприв'язному утриманні // Аграрні вісті: щокварт. наук.-практ. журнал. – 2005. – №2.– С. 18–20.
163. Корчемний М.О. Метанова ферментація та її вплив на вегетацію сільськогосподарських культур / М.О. Корчемний, В.С. Таргоня, В.І. Міщенко, О.В. Дубровіна, С.В. Драгнєв // Науковий вісник НУБіП України. – 2004. – Вип. 73. – Ч.2. – С. 238–242.
164. Косенко Д.П. Використання біогазу для виробництва тепла й електроенергії методом когенерації / Д.П. Косенко, В.І. Пінчук // Зелена енергетика. – 2003. – № 2. – С. 11.
165. Коцинський Б.Б. Інноваційні джерела сучасного розвитку в контексті «нової економіки» / Б.Б. Коцинський, Н.П. Гончарова // Формування ринкових відносин в Україні: Зб. наукових праць науково-дослідного економічного ін-ту, 2009. – №5 (96). – С. 100–102.
166. Кочмарський В.З. Біогазова технологія утилізації органічних відходів – шлях до економії енергії / В.З. Кочмарський // Енергозбереження Полісся. – 2001. – № 2. – С. 4–5.
167. Красінько В.О. Розробка біотехнології очистки стічних вод харчових виробництв із застосуванням сполук заліза : автореф. дис. на здобуття наук. ступеня канд. техн. наук: спец. / 03.00.20 “Біотехнологія” / В.О. Красінько. – К, 2004. – 20 с.
168. Крюков В.С. Управление кормлением коров в переходный период / В.С. Крюков, С.В. Зиновьев // Зооиндустрия. – 2007. – № 6. – С. 8–12.
169. Кряжевских В.Л. Производство соломо-навозных компостов / В.Л. Кряжевских, Ю.А. Ефремов // Земледелие. – 2005. – №5. – С. 15.

170. Кудинова М.Е. Компост многоцелевого назначения положительно влияет на рост и биохимический состав амаранта / М.Е. Кудинова // Картофель и овощи. – 2009. – № 8. – С. 16.
171. Кудлай І.М. Якість роботи біогазової установки в зимовий період / І. Кудлай, М.Луценко // Зб. Наукових праць УкрНДІПВТ ім. Л. Погорілого. – Дослідницьке, 2010. – Вип. 14 (28). – С. 366–370.
172. Кудлай І.М. Технологічне вдосконалення молочних ферм / І. Кудлай // Тваринництво України. – 2010. – № 2. – С. 5–6.
173. Кудлай І.М. Організація годівлі високопродуктивних корів / І. Кудлай // Тваринництво України. – 2010. – № 6. – С. 6–11.
174. Кудлай І.М. Однотипна в продовж року годівля ремонтного молодняку / І. Кудлай // Тваринництво України. – 2010. – № 7. – С. 13–16.
175. Кудлай І.М. Технологія переробки відходів молочної ферми з використанням біогазової установки / І. Кудлай, М. Луценко // Техніка і технології АПК. – 2010. – № 10. – С. 10–13.
176. Кузнецов А.Ф. Гигиена содержания животных: справочник. – СПб.: Изд-во “Лань”, 2003. – 640 с.
177. Куликов Л. В. Статистические методы в зоотехническом эксперименте / Л.В. Куликов – М.: Издательство университета дружбы народов им. П. Лумумбы, 1987. – 90 с.
178. Куфтов А.Ф. Переработка отходов птицеводства, животноводства и осадков городских сточных вод / А.Ф. Куфтов, В.А. Девисилов, Ю.В. Котельников // Экология и промышленность России. – 1998. – С. 16–23.
179. Кучерук П.П. Дослідження ефективності метаногенезу при анаеробному зброджуванні гною ВРХ з рослинними рештками / П.П. Кучерук, Ю.Б. Матвєєв, Т.В. Ходаківська // Відновлювана енергетика. – 2010. – № 1. – С. 83-86.
180. Кучерук П.П. Технологии утилизации и переработки

- отходов птицеводства / П.П. Кучерук, Ю.Б. Матвеев // Эффективное птицеводство. – 2007. – №6. – С. 45–46.
181. Лекомцева Е.В. Использование продукта анаэробной переработки навоза в качестве органического удобрения на овощные культуры / Е.В. Лекомцева, Т.Ю. Бортник, Т.Е. Иванова, Н.И. Каталова // Гавриш. – 2009. – №3. – С. 36–40.
182. Лешенко О.О. Дослідження процесу біотермічного компостування органічних відходів / О.О. Лешенко // Наукові праці Таврійської ДАТА, 2002. – Вип. 7. – С. 99–104.
183. Лешенко О.О. Концепції удосконалення процесу компостування тваринницьких і рослинних відходів / О.О. Лешенко, О.Г. Скляр // Наукові праці Таврійської ДАТА, 2002. – Вип. 11. – С. 52–60.
184. Лешенко О.О. Наукові підходи до вдосконалення технології прискореного біотермічного компостування органічних відходів / О.О. Лешенко // Науково-технічний бюлетень інституту тваринництва УААН. – 2006. – С. 213–218.
185. Ли И.А. Изучение механизма бактериальной адгезии в санитарной микробиологии и экологии в связи с проблемой очистки сточных вод / И.А. Ли, И.С. Майоров // Материалы I Региональной конференции, Владивосток 21-22 ноября 2000 года. Владивосток: Из-во ВГУЭиС, 2000. – С. 72–73.
186. Лінник М. Приготування і застосування органічних компостів / М. Лінник, В. Марченко // Агроєкологія. – 2010. – №8/9. – С. 52–55.
187. Лінник М.К. Механізація виробництва компосту з пташиного посліду та соломи / М.К. Лінник, Г.А. Голуб // Вісник аграрної науки: Науково-техн. Журнал УААН. – 2004. – №8. – С. 53–56.
188. Лінник М.К. Технологія прискореного компостування органічних відходів / М.К. Лінник, О.О. Лешенко // Вісник

аграрної науки. – 1999. – № 10. – С. 56–58.

189. Лінник М.К. Перспективи розвитку технічних засобів біоенергоконверсії [Текст] / М. К. Лінник, Г. А. Голуб, В. О. Дубровін, М. Д. Мельничук // Вісник аграрної науки. – 2006. – № 5. – С. 46–50.
190. Лінник М.К. Ресурси поновлюваних джерел енергії / М.К. Лінник, Б.Х. Драганов, А.В. Міщенко // Вісник аграрної науки. – 2002. – № 5. – С. 57–61.
191. Лукашевич Є. Інтенсифікація аеробного очищення стічних вод підприємств молочної промисловості / Є. Лукашевич, Г. Нікітін // Харчова і переробна промисловість. – 1998. – № 8. – С. 32–33.
192. Лукин С. Перспективные методы использования помётных удобрений / С. Лукин // Птицеводство. – 2008. – №7. – С. 55–57.
193. Лурье Ю.М. Химический состав производственных сточных вод / Ю.М. Лурье, А.М. Рыбникова. – М.: Химия; 1974 – 336 с.
194. Лысенко В. Органические удобрения – дополнительный доход: утилизация помета / В. Лысенко // Птицеводство. – 2006. – № 1. – С. 29–30.
195. Лысенко В.П. Утилизация отходов птицеводства / В.П. Лысенко // Зоотехния. – 2003. – № 1. – С. 29–30.
196. Лысенко В. Перспективная технология переработки помёта / В. Лысенко // Птицеводство. – 2011. – №1. – С. 52–54.
197. Лысенко В. Птицефабрика как поставщик органических удобрений: продукты птицеводства и их переработка / В. Лысенко, А. Семенов // Птицеводство. – 2002. – №6. – С. 32–34.
198. Лысенко В. Утилизация органических отходов: птицеводство / В. Лысенко // Животноводство России. – 2007. – №3. – С. 9–10.



199. Лысенко В. Экологической безопасности птицефабрик – приоритет / В. Лысенко // Птицеводство. – 2008. – №7. – С. 43.
200. Лысенков В. Утилизация стоков / В. Лысенко, Е. Елин // Животновод. – 2004. – № 2. – С. 7–19
201. Лысенко В.П. Подготовка и переработка птичьего помета в удобрение / В.П. Лысенко // Ефективне птахівництво. – 2007. – №6. – С. 46–49.
202. Лысенко В.П. Экономические проблемы производства органических удобрений на птицефабриках / В.П. Лысенко // Ефективне птахівництво. – 2007. – №3. – С 49.
203. Ляшенко О.О. Методологія готування збалансованих сумішей органічних відходів перед компостуванням. [Електронний ресурс] 4-та Міжнародна конференція «Сотрудничество для решения проблем отходов» 31 января – 1 февраля 2007 г., Харьков, Украина / Ляшенко О.О. – 336 с.
204. Макинерил М. Основные принципы анаэробной биоферментации с образованием метана. Биомасса как источник энергии / М. Макинерил, М. Братант / Под. ред. С. Соурера, О. Заборски. – М.: Мир, 1985. – С. 247-265.
205. Макарова Е.И. Прикладные аспекты применения микроводоростей – обитателей водных экосистем / Е.И. Макарова, И.П. Отурина, А.И. Сидякин // Экосистемы, их оптимизация и охрана. – 2009. – Вып. 20. – С. 120–123.
206. Максаков В.Я. Годівля сільськогосподарських тварин / В.Я. Максаков. – К.: Урожай, 1987. – 166 с.
207. Мамедов Г.Б. Задача оптимизации фермерских животноводческих хозяйств / Г.Б. Мамедов // Техника в сельском хозяйстве. – М., 2001. – №1. – С. 37–39.
208. Марченко В.В. Виробництво й використання компостів при вирощуванні польових культур / В.В. Марченко, В.Г. Опалко // Агроном. – 2007. – №4. – С. 124–127.

209. Маслич В. Біоенергетика на відходах / В. Маслич // Сучасне птахівництво. – 2003. – №7. – С. 14–15.
210. Маслич В. Сучасні технології утилізації посліду на великих птахофабриках дають змогу не лише поліпшити екологічну ситуацію, а й забезпечити підприємство дешевим відновним видом енергії // Сучасне птахівництво. – 2006. – № 3. – С. 11–14.
211. Мёрзлая Г. Птичий помёт – ценное сырьё / Г. Мёрзлая // Птицеводство. – 2009. – №6. – С. 13–14.
212. Мерзлая Г. Технологии утилизации помета / Г. Мерзлая, Н. Корнева, В. Тюрин, В. Лысенко // Птицеводство. – М. – 2009. – № 1. – С. 48–50.
213. Методы физиолого-биохимического исследования водорослей в гидробиологической практике / [Л.А. Сиренко, А.И Салевич, Л.Ф. Осипов и др.]; под. Ред А.В. Токачевского. – К.: Изд-во “Наукова думка”, 1975. – 247 с.
214. Методы почвенной микробиологии и биохимии // Под ред. Д.Г. Звягинцева. – М.: Изд-во МГУ, 1991. – 304 с.
215. Методичні вказівки та рекомендації з біотехнологічних методів переробки та використання органічних відходів міст. – К.: НАУ, 2003. – 112 с.
216. Мешенгіссер Ю.М. Ефективні системи аерації природних та стічних вод: автореф. дис. на здобуття наук. ступеня д-ра техн. наук: спец. 05.23.04 «Водопостачання, каналізація» / Ю.М. Мешенгіссер. – Х., 2001. – 35 с.
217. Мигнон Н.А. Аэробная минерализация и проектирование минерализаторов для обработки осадков городских сточных вод / Н.А. Мигнон // Пер. с англ. Т.А. Карюхиной, И.Н. Чурбановой, И.Х. Заена. – М.: Стройиздат, 1985. – Т. 1. – 236 с.
218. Микробные ферменты и биотехнология (под. ред. В.М. Фогарти): пер. с англ. И.М. Грачевой, В.М. Фогарти,

- К. Бек, К.Т. Кели. – М.: Агропромиздат, 1986. – 317 с
219. Михалева Т.А. Применение биологических прудов для безопасной утилизации загрязненных вод предприятий АПК / Т.А. Михалева, О.Н. Родянова // Экосистемы, их оптимизация и охрана. – 2000. – Вып. 20. – С. 111–116.
220. [Мовсесов Г. Е. Биогазовые установки для переработки органических отходов фермерских хозяйств. \[Электронный ресурс\] / Г.Е. Мовсесов. – Институт механизации животноводства УААН, Запорожье, Украина](http://waste.ua/cooperation/2007/theses/movsesov.html)
221. Морозова К.М. Принципы расчета систем биологической очистки сточных вод / К.М. Морозова // Водоснабжение и санитарная техника. – 2009. – № 1. – С. 26–31.
222. Мохов В. Утилизация помёта для получения энергии / В. Мохов // Птицеводство. 2008. – №2. – С. 54–55.
223. Мхитарян Г.А. Технологии и оборудование для переработки навоза / Г.А. Мхитарян, А.Г. Пузанков // Промышленное и племенное свиноводство. – 2008. – №3. – С. 15–18.
224. Мысик А. Межотраслевая оптимизация агроэкосистем / А. Мысик, Ю. Тарарико, Д. Винничук // Зоотехния. – 2004. – № 4. – С. 17.
225. Мысова Г.А. О ветеринарно-санитарных требованиях при анаэробной ферментации жидкого навоза на свинокомплексах / Г.А. Мысова // Ветеринария сельскохозяйственных животных. – 2006. – №9. – С. 23–25.
226. Назаров С. Переработка органических отходов в биогазовых установках / С. Назаров // Ветеринария сельскохозяйственных животных. – М.: 2008. – № 12. С. 66–67.
227. Найденский М. С. Гигиена промышленного производства яиц / М. С. Найденский, А. К. Данилова. – М.: Россельхозиздат. – 1987. – 274 с.

228. Науменко З. С. Микрофлора активного ила аэротенков свинооткормочных комбинатов как основа биоорганического удобрения / З.С. Науменко // Микроорганизмы в сельском хозяйстве: тезисы докл. и сообщ. Междунар. конф. Пущино, 20-24 января 1991. – Пущино, 1992. – С. 140–146.
229. Никитин Г.А. Биохимические основы микробиологических производств. – К.: Вища школа, 1981. – 312 с.
230. Никифорова Л.О. Очистка и обеззараживание сточных вод птицефабрик / Л.О. Никифорова // Химическая технология. – 2003. – № 9. – С. 33–37.
231. Никольский А.Е. Повышение эффективности процесса производства удобрений из отходов животноводства аэробной ферментацией в установках закрытого типа путем разработки технологии и технических средств утилизации газовых выбросов: автореф. дисс. на соискание учёной степени канд. техн. наук: спец. 05.20.01 “Технологии и средства механизации сельского биодобаво” / А.Е. Никольский. – Санкт-Петербург-Пушкин, 2001. – 18 с
232. Никольский К.С. Влияние смеси навозосодержащих сточных вод с активным илом на процесс компостирования и свойства компостов / К.С. Никольский // Агрохимический вестник. – 2009. – № 6. – С. 14–15.
233. Новиков О.Н. Биофлокуляция – биотехнологический элемент водных экосистем / О.Н. Новиков, Г.О. Хакимова // «Морская экология – 2005»: Труды Междунар. науч. – практ. конф. – Владивосток, 2005. – С. 146–147.
234. Новітні технології біоконверсії: Монографія / Я.Б. Блюм [та ін.]. – К.: “Аграр Медіа Груп”, 2010. – 326 с.
235. Нормы и рационы кормления сельскохозяйственных животных: Справочное пособие. / [А. П. Калашников, Н. И. Клейменов, В. Н. Баканов и др.]. – М.: Агропромиздат, 1985. – 352 с.

236. Оборудование для переработки органических отходов / [Е.В. Спиридонова, О.В. Абдулова, Б.П. Чесноков и др.] // Межвузовский сборник, Саратовский гос. техн. ун-т., Саратов. – Из-во СГТУ, 2002. – С. 83–85.
237. Огородник А.И. Производство компостов на промышленной основе. УкрНИИМЭСХ. Науч.-техн. бюлл., Новосибирск, 1986. – № 16.– С. 55.
238. Органическая альтернатива. Компост может обеспечить растения главными элементами питания и заменить минеральное удобрение // Новое сельское хозяйство. – 2009. – №1. – С. 40–43.
239. Органические удобрения / [А.А. Бацула, Э.Г. Дегодюк, В.И. Гамалей и др.]; под. Ред. А.А. Бацулы. – 2-е изд., – К.: Урожай, 1988. – 184 с.
240. Панцхава Е.С. Высокорентабельные биогазовые технологии и их роль в экономике сельскохозяйственного производства / Е.С. Панцхава, В.А. Пожарнов // Энергосбережение. – 2004. – № 1. – С. 22–25.
241. Пасторек З. Производство биогаза из смеси органических материалов / З. Пасторек, Я. Кара, Н.К. Линник, Г.А. Голуб, В.С. Таргоня // Науковий вісник НУБіП України. – 2006. – Вип. 95. – Ч.1. – С. 144–149.
242. Перегудов С. Эффективная технология переработки навоза / С. Перегудов // Животноводство России. – 2007. – №10. – С. 37.
243. Перегудов С.С. Современная технология переработки стоков навоза на животноводческих комплексах / С.С. Перегудов // Промышленное и племенное свиноводство. – 2007. – №4. – С. 28–29.
244. Перегудов С.С. Экологические требования к предприятиям по производству свинины. Проблемы использования навозных стоков в свиноводческих предприятиях /

- С.С. Перегудов // Эффективное животноводство. – 2010. – №4. – С. 41–43.
245. Перегудов С.С. Экологические требования к свиноводческим предприятиям: Проблемы использования навозных стоков / С.С. Перегудов // Эффективное животноводство. – 2010. – №7. – С. 36–40.
246. Перт Дж. Основы культивирования микроорганизмов и клеток. – М.: Мир, 1978. – 236 с.
247. Петров И.К. Технологические измерения и приборы в пищевой промышленности / И.К. Петров. – М.: Изд-во “Пищевая промышленность”, 1973. – 367 с.
248. Піскун В.І. Наукові та технологічні основи створення ресурсозберігаючих технологій видалення та обробки стоків для ферм і комплексів по виробництву свинини: автореф. дис. на здобуття наук. ступеня доктора с.-г. наук: спец. 06.02.04 “Технологія виробництва продукції тваринництва” / В.І. Піскун. – Харків – 2006. – 31 с.
249. Піскун В.І. Технологія обробки гноєвмісних відходів при виробництві тваринницької продукції / В.І. Піскун // Вісник аграрної науки. – 2004. – №11. – С. 50–53.
250. Піскун В.І. Сравнение установок для подготовки жидкого свиного навоза к использованию / В.І. Піскун // Вісник аграрної науки. – 1998. – №2. – С. 40–42.
251. Піскун В.І. Теорія створення ресурсощадних технологій обробки стоків / В.І. Піскун // Вісник аграрної науки. – 2002. – №8. – С. 52–54.
252. Піскун В.І. Параметри базової технології переробки стоків на племфермі ВСАТ “Агрокомбінат “Слобожанський” / В.І. Піскун // Вісник Полтавської державної академії. – Полтава, 2002. – №4. – С. 63–64.
253. Піскун В.І. Біоенергетична оцінка технологій розділення стоків / В.І. Піскун // Вісник Полтавської державної аграрної

академії. – Полтава, 2004. – №2. – С. 41–45.

254. Піскун В.І. Оптимізація технології одержання кормової добавки з продуктів обробки стоків / В.І. Піскун, В.М. Пенцов, О.С. Котляр // Науково технічний бюллетень Інституту тваринництва УААН. – Х., 2004. – №88. – С. 114–120.
255. Піскун В.І. Оптимізація процесу отримання кормової добавки по масі добування сухої речовини з продуктів переробки стоків / В.І. Піскун, В.М. Пенцов, О.С. Котляр // Науково технічний бюллетень Інституту тваринництва УААН. – Х., 2006. – №93. – С. 78–83.
256. Плохинский Н.А. Руководство по биометрии для зоотехников / Н.А. Плохинский. – М. : Колос, 1969. – 255 с.
257. Подобайло В.Г. Оптимізація робочого циклу метантенка періодичної дії / В.Г. Подобайло, О.В. Нестеренко, І.А. Семеген // Наук. Вісн. Нац. Аграр. Ун-ту. – К., 2005. – Вип. 80. Ч. 1. – С. 240–243.
258. Практические рекомендации по устройству системы утилизации навоза на свинофермах // Новое сельское хозяйство. – 2009. – №4. – С. 78–81.
259. Практикум з годівлі сільськогосподарських тварин / [І.І. Ібатулін, Ю.О. Панасенко, В.К. Кононенко та ін.]. – К.: Вища освіта, 2003. – 432 с.
260. Приходько Л.М. Інтенсифікація роботи очисних споруд каналізації прикріпленими мікроорганізмами: автореф. дис. на здобуття наук. ступеня канд. техн. наук: спец. 05.23.04 «Водопостачання, каналізація» / Л.М. Приходько. – Харків, 2000. – 18 с.
261. Производство гомогенизированных удобрений // Эффективное птицеводство. – 2007. – №1. – С. 24–25.
262. Просянников Е. В. Эколого-продукционная разнокачественность биодобавок червей по отношению к

- разным субстратам / Е.В. Просянный // *Агрохимический вестник*. – 2007. – №1. – С. 21–24.
263. Підприємства птахівничі: ВНТП-АПК-04.05 (Відомчі норми технологічного проектування). – Офіц. вид. – К.: Міністерство аграрної політики України, 2005. – 95 с.
264. Пузанков А.Г. Обеззараживание стоков животноводческих комплексов / А.Г. Пузанков. – М.: Агропромиздат, 1986. – 175 с.
265. Путина Т.Г. Санитарно-бактериологическая оценка работы пилотной установки «Блокос» для аэробной биологической очистке сточных вод /Т.Г. Путина // *Сборник научных трудов ВНИИ вет. ван. гигиены и экологии*. – 1996. – №102. – С. 95–107.
266. Рабинович Г.Ю. Микробиологическое и биохимическое тестирование біодобавок ускоренной биоконверсии торфо-навозных смесей с аскорбинатами / Г. Ю Рабинович, Э. М. Сульман // *Доклады Российской академии сельскохозяйственных наук*. – 2001. – № 4. – С. 21–24.
267. Рабинович Г.Ю., Ковалев Н.Г. Влияние биодобавок на развитие микроорганизмов-продуцентов метаболитов при экспресной биоферментации // *Аграрная наука*. – 1999. – № 3. – С. 15–17.
268. Рабинович Г.Ю. Ускоренный способ биферментации органического сырья / Г.Ю. Рабинович, Н. Г. Ковалев, Э. М. Сульман // *Аграрная наука*. – 1999. – № 11. – С. 17–18.
269. Работнова М. Л., Позмогова М. Н. Хемостатное культивирование и ингибирование роста микроорганизмов. – М.: Наука, 1979. – 208с.
270. Ратушняк Г.С. Підвищення продуктивності біогазового реактора управлінням параметрами вільноконвективних процесів теплообміну / Г. С. Ратушняк, В. В. Джеджула // *Вісн. Хмельниц. нац. ун-ту*. – 2006. – № 2. – Т. 1: Техн.



Науки. – С. 29–31.

271. Рахманов Б.С. Применение некоторых биологически-активных веществ при выращивании и откорме молодняка свиней. Организация направленного выращивания молодняка свиней / Б.С. Рахманов, В.А. Палиенцев. – Одеса, 1989. – 124 с.
272. Рахматов Б.Ф. Пульсационное перемешивание сбраживаемого навоза / Б. Ф. Рахматов, Н. Т. Халилов // Аграрная наука. – 2001. – №10. – С. 26–28.
273. Реометрия пищевого сырья и продуктов: справочник / Под. Ред. Ю.А. Мачихина / М.: Агропромиздат, 1990. – 271 с.
274. Рідкий гній – вигідна альтернатива дорогим добривам // Пропозиція. – 2009. – № 12. – С. 34–35.
275. Родина А.Г. Методы водной микробиологии / А.Г. Родина. – М.: Наука, 1965. – 363 с.
276. Родионова Н.В. Эффективность вермикомпостирования птичьего помета на различных субстратах / Н.В. Родионова, С.Д. Правкина, К.А. Игошина // Эффективне птахівництво. – 2008. – №2. – С. 21–22.
277. Романенко Н.А. Санитарно-эпидемиологические основы почвенной очистки животноводческих стоков / Н.А. Романенко. – Кишинев, Штипица, 1990. – 128 с.
278. Романчук С.Є. Визначення біогазового потенціалу Одеської області / С.Є. Романчук // Вісн. Одес. держ. екол. ун-ту. – 2006. – Вип. 3. – С. 47–51.
279. Росляков Ю. Новые способы переработки отходов продукции свиноводства / Ю. Росляков // Ветеринария сельскохозяйственных животных. – 2007. – № 12. – С. 61–63.
280. Ружинська Л.І. Модель процесу анаеробного очищення стічної води в біореакторі з листовими нерухомими носіями іммобілізованої мікрофлори / Л.І. Ружинська, І.Г. Баранова // Наукові вісті НТУУ «КПІ». – 2009. – №2. – С. 84–88.

281. Русакова И.В. Эффективность вермигуматов из вермикомпоста на основе навоза КРС / И.В. Русакова // Агрехимический вестник. – 2009. – № 6. – С. 30–31.
282. Рыбакова Ю.С. Лабораторные работы по физической и коллоидной химии / Ю.С. Рыбакова. – М.: Высшая школа, 1989. – 111 с.
283. Рыбалко В.П. Корма и помещения для свиней / В.П. Рыбалко // Свиноводство. – 2002. – №1. – С. 16–17.
284. Рыжов С.В. Новая и усовершенствованная техника, отвечающая ветеринарносанитарным требованиям / С.В. Рыжов // Ветеринария. – 2000. – №7. – С. 50–53.
285. Сальников А.В. Автоматизированная система организации ветеринарно – санитарного контроля предприятий / А.В. Сальников, С.С. Герзон, О.М. Аносов // Ветеринария. – 1998. – №10. – С. 18.
286. Сахарова О. Системы навозоудаления / О. Сахарова // Животновод. – 2004. – № 2. – С. 19.
287. Свинар В.Л. Збір і знезараження трупів тварин та відходів тваринництва / В.Л. Свинар // Ветеринарна медицина України. – 2009. – № 10. – С. 36–37.
288. Свинарські підприємства (комплекси, ферми, малі ферми): ВНТП–АПК–02.05 (Відомчі норми технологічного проектування). – Офіц. Вид. – К.: Міністерство аграрної політики України, 2005. – 98 с.
289. Селивановская С. Ю., Ярлыченко С. А., Латынова В. З. Влияние биологических добавок на процесс компостирования органической фракции твердых бытовых отходов и удобрительные свойства компостов // Агрехимия. – 2007. – № 8. – С. 58–63.
290. Семина С.А. Баланс гумуса при длительном применении бесподстилочного навоза / С. А. Семина // Агрехимический вестник. – 2007. – № 3. – С. 38.

291. Сергеев Ю.А. Приготовление компоста из отходов деревообработки и навоза крупного рогатого скота / Ю.А. Сергеев // Достижения науки и техники АПК. – 2008. – №11. – С. 59–61.
292. Сернокрилов И.С. Глубокая очистка сточных вод от соединений азота / И.С. Сернокрилов, Л.А. Долженко, С.В. Носов // Мат. Междунар. науч. практ. конф. Ростов-на-Дону, 2001: ин-т инженерно-эколог. систем. Ростов-на-Дону: изд-во Ростовского государственного строительного ун-та. – 2001. – С. 23–24.
293. Сивак В.М. Аэраторы для очистки сточных вод / В.М. Сивак, И.Е. Янушевский. – Львов: Высшая школа, 1984. – 124 с.
294. Сигал И.Я. Использование биогаза в промышленности / И.Я. Сигал // Відновлювана енергетика. – 2006. – № 2. – С. 84–90.
295. Сидоренко О.Д. Биологические способы утилизации отходов животноводства. – М.: Изд. Московская сельскохозяйственная академия им. К.Тимирязева, 2001. – 74 с.
296. Сидорук Г. Ветеринарно-санітарні заходи влітку на тваринницьких фермах Вінницької області / Г. Сидорук // Ветеринарна медицина України. – Київ, 2004. – №8. – С. 39.
297. Системы контроля окружающей среды: Сб. науч. тр. НАН Украины. Мор. гидрофиз. ин-т/ Ред. В.Н.Еремеев. – Севастополь, 2001. – 451 с.
298. Системи видалення, обробки, підготовки та використання гною: ВНТП–АПК–09.06 (Відомчі норми технологічного проектування). – Офіц. вид. – К.: Міністерство аграрної політики України, 2006. – 100 с.
299. Скляр О.Г. Основи біогазових технологій та параметри оптимізації процесу зброджування / О.Г. Скляр, Р.В. Скляр //

Праці ТДАТУ. – 2006. – Вип. 9. – Т. 1. – С. 20–30.

300. Скотарські підприємства (комплекси, ферми, малі ферми): ВНТП–АПК–01.05 (Відомчі норми технологічного проектування). – Офіц. вид. – К.: Міністерство аграрної політики України, 2005. – 60 с.
301. Скрильник Є.В. До питання про можливість засолення та осолонцювання високо буферних ґрунтів при використанні стічних вод тваринницьких комплексів / Є.В. Скрильник // Вісник аграрної науки. – 1997. – № 6. – С. 5–10.
302. Славкина О.В. Определение коэффициента поддержания жизнедеятельности на основе нелинейного обобщения базового уравнения энергетического баланса Марра-Перта / О.В. Славкина, В.В. Коростелев, Н.С. Марквичев // Биотехнология: Системный анализ и математическое моделирование. – 2000. – №3. – С. 80–86.
303. Смирнов А.М. Состояние и перспективы ветеринарной санитарии, гигиены и экологии / А.М. Смирнов // Ветеринария. – 2001. – № 10. – С. 3–6.
304. Смірнов О.П. Споруди по підготовці до використання відходів тваринництва / О.П. Смірнов, Є.А. Кошовий, Л.І. Фришерман. – К.: Урожай, 1989. – 128 с.
305. Современные методы анализа сточных вод животноводческих комплексов (методические рекомендации) – Л. ВНИИ сельскохозяйственной микробиологии, 1982. – 104 с.
306. Сопрунова О.Б. Циано-бактериальные консорциумы в очистке сточных вод / О.Б. Сопрунова // «Исследовано в России», 2005 – С. 113–120 [Электронный журнал <http://zhurnal.ape.relam.ru/articles/2005/011.pdf>]
307. Справочник по технологи молока / Б. Ф. Галат, Н. И. Машкин. – К.: Урожай, 1980. – 216 с
308. Спиридонова Е. В. Вопросы совершенствования систем

- теплоснабження и вентиляции / Е.В. Спиридонова // Межвуз. Сборник науч. Трудов Саратовского Гос. Техн. Ун-та, Саратов: Изд-во СГТУ, 2002. – С. 83–85
309. Степова Н.Г. Вплив кисню на процеси очищення стічних вод в біодискових фільтрах: автореф. дис. на здобуття наук. ступеня канд. техн. наук: спец. 05.23.04 «Водопостачання, каналізація» / Н.Г. Степова. – К., 1999. – 18 с.
310. Суржко О.А. Экологически безопасная ресурсосберегающая технология утилизации жидких отходов животноводства / Суржко О.А. // Известия ВУЗов Северо-Кавказского регион. Технического направления. – 2001. – №3. – С. 110–112.
311. Сушка помета – выгодное дело: переработка // Птицеводство. – 2005. – №3. – С. 32–33.
312. Сыздыкова В.Л. Непрерывное экологическое образование и экологические проблемы: Всероссийская науч. практ. конференция, Красноярск, 18-20 октября 2004. - Сб. статей по материалам конференции. – Красноярск: Изд-во Сиб. ГТУ. – 2004. – Т.1. – С. 270-275.
313. Тарабарова С.Б. Гігієнічне обґрунтування методів обробки та технологій використання рідкого гною свинарських комплексів у землеробстві степової зони України: автореф. дис. на здобуття наук. ступеня канд. мед. наук: спец. 14.02.01 “Гігієна” / С.Б. Тарабарова – К., 1996. – 16 с.
314. Тараріко О.Г. Чинники критичних рівнів забруднення поверхневих і питних вод азотними сполуками в сільськогосподарських ландшафтах / О.Г. Тараріко, Л.П. Коломієць, І.П. Шевченко, С.С. Коломієць // Вісник аграрної науки. – 1998. – № 12. – С. 385–44.
315. Тарасов С.И. Хранение жидкого навоза в накопителях анаэробного типа / С.И. Тарасов, Н.А. Кумеркина, Н.А. Никитина // Агрехимический вестник. – 1998. – №3. – С. 39–41.

316. Таргоня В.С. Дослідження і обґрунтування прийнятних параметрів біотехнологічного процесу вермикомпостування та обладнання для його реалізації / В.С. Таргоня // Науковий вісник НУБіП України. – 2009. – Вип. 134. – Ч.1. – С. 53–64.
317. Таргоня В.С. Екологічні передумови розроблення і впровадження обладнання для механізації використання біотехнологічних альтернатив у сільськогосподарському виробництві / В.С. Таргоня // Науковий вісник НУБіП України. – 2007. – Вип. 107. – Ч.1. – С. 343–348.
318. Таргоня В.С. Біоенергетичне та екологічне обґрунтування доцільності створення інтегрованих агроекотехнологій та комплексу машин для їх реалізації / В.С. Таргоня // Науковий вісник НУБіП України. – 2006. – Вип. 95. – Ч.2. – С. 106–112.
319. Таргоня В.С. Перспективи використання біотехнологічних альтернатив для вирощування біологічної продукції в гідропонних установках / В.С. Таргоня // Техніка і технології АПК. – 2010. – №8(11). – С. 4–7.
320. Таргоня В.С. Екологічні проблеми функціонування тваринницьких комплексів / В.С. Таргоня, В. Ясеневський, В. Клименко, В. Яворів // Техніка і технології АПК. – 2010. – №11(14). – С. 25–28.
321. Тен Хак Мун Влияние компостной закваски на компостирование органических остатков / Тен Хак Мун, Чен Ван Фень, Е.Л. Имрамова, О.А.Кириенко, Г.Н.Ганин // Агрехимия. – 2004. - № 2. – С. 63–66.
322. Тен Хак Мун Экологические технологии: компостирование органических отходов / Тен Хак Мун, О.А. Кириенко // Инженерная экология, 2007. – №5. – С.16-29.
323. Терещук А.И. Исследование и переработка осадков сточных вод / А.И. Терещук. – Львов: Вища школа, Изд-во при Львовском ун-те, 1988. – 148 с.
324. Титова В.И. Некоторые подходы к экологической оценке

- загрязнения земельных угодий / В.И. Титова, М.В. Дабахов, Е.В. Дабахова // Почвоведение.– 2004. – № 10. – С. 1264–1267.
325. Ткаченко С.Й. Біоконверсія органічних відходів АПК та екологічно збалансовані технології / С.Й. Ткаченко, Є.П. Ларюшкін, Д.В. Степанов // Екол. Вісник. – 2002. – № 5–6. – С. 6–7.
326. Тремасов М.Я. Утилизация органических отходов сельскохозяйственных предприятий / М. Я. Тремасов, А. И. Сергейчев, Л. Е. Матросова // Ветеринария сельскохозяйственных животных. – М.: Издат. Дом «Просвещение». – 2006. – № 5. – С. 69–71.
327. Тремасов М.Я. Метод ускоренной ферментации для утилизации органических отходов животноводства / М.Я. Тремасов, А.И. Сергейчев, Л.Е. Матросова и др. // Актуальные проблемы инфекционной патологии животных. Матер. Междун. Научно-практ. конференции. – владимир, 30-31 октября 2003. – Владимир, 2003. – С. 143–145.
328. Тюрин В. Ветеринарно-санитарная оценка помета / В. Тюрин // Птицеводство. – 2010. – № 7. – С. 46.
329. Тюрин В.Г. Решение экологических проблем при подготовке и утилизации органических отходов животноводческих ферм и комплексов // Аграр. Россия. – 1998. – № 5. – С. 48–50.
330. Тюрин В.Г. Влияние температуры на процессы санации сточных вод в экосистемах / В.Г. Тюрин, И.Р. Смирнова // Ветеринария. – 1996. – №5. – С. 53–55.
331. Тютиков С.Ф., Ермаков В.В. Содержание ртути и селена в органах животных и компонентах биогеоценоза Центрального Черноземья // Докл. РАСХН. – 1999. – № 3. – С. 37–39.
332. Усатенко Н.Ф. Використання відходів птахівництва /

- Н.Ф. Усатенко, Т.А. Свириденко // Мясное дело. – 2008. – №6. – С. 30–32.
333. Федорець М. Розв'язання концептуального рівняння для визначення віку біоценозу / М. Федорець // Водне господарство України. – 2004. – №3. – С. 56–59.
334. Филиппова А.В. Влияние птичьего помета, используемого в качестве кормовой базы, на численность красного калифорнийского гибрида дождевых червей / А. В. Филиппова // Ветеринария и кормление. – 2009. – № 5. – С. 26–27.
335. Фомин Г.С. Вода. Контроль химической, бактериальной и радиационной безопасности по международным стандартам. Энциклопедический справочник / Г.С. Фомин. – М.: Изд-во “Протектор”. – 1995. – 624 с.
336. Фомичев Ю.П. Некоторые аспекты производства экологически безопасной продукции животноводства и охрана окружающей среды // Аграр. Россия. – 2000. - №5. – С. 5–11.
337. Хабибуллин Р.Э. Технологические аспекты переработки отходов птицеводства / Р.Э. Хабибуллин, Н.И. Крылова, Р.П. Наумова // Биотехнология. – 1995. – №1–2. – С. 43–46.
338. Хажмурадов М.А. Установка та технологія по утилізації біогазу / М.А. Хажмурадов // Наука та інновації. – 2006. – № 4. – С. 19.
339. Хазанов Е. Усовершенствуем систему навозоудаления // Животновод. – 2003. – № 3. – С. 5.
340. Халатьев А.Н. Новые разработки для организации экологического мониторинга в сельском хозяйстве / А.Н. Халатьев, В.Я. Судаченко, В.Н. Карпов // Экология и с. – х. техника. – СПб., 2002. – Т. 3. – С. 23–28.
341. Хендрикс Г. Анаэробный компост / Г. Хендрикс // Школа грибоводства. - № 5. – С. 12–18.



342. Хмельницький Г.О. Ветеринарна фармакологія / Г.О. Хмельницький, В.С. Хоменко, О.І. Канюка – 1995. – Харків: Паритет. – 359 с.
343. Хмыров В.Д. Технология переработки подстилочного навоза / В.Д. Хмыров, Л.Т. Узеринов, В.Б. Куденко // Механизация и электрификация сельского хозяйства. – 2006. – №5. – С. 11.
344. Цаценко Л.В. Биологическое тестирование загрязнённости территорий стоками животноводческих ферм / Л.В. Цаценко, Т.И. Сафронова, Н.В. Волкова // Вестник РАСХИ. – № 3. – 2003. – С. 37–38.
345. Цоглик Л.И. Биологическая переработка и утилизация отходов животноводческих предприятий /Л.И. Цоглик, Б.В. Габель, Д.А. Лось, В.В. Попов // II Междунар. Конгресс по управлению отходами Вэйст Тек 2001, Москва 5-8 июля 2001. – М.: СИБИКО. – 2001. – С. 235–236.
346. Цыганков С.П. Модель и метод расчета анаэробной очистки сточных вод / С.П.Цыганков, Т.П.Слюсаренко// Химия и технология воды, 1986. – Т.8. – №2.-С. 19–22.
347. Цыганков С.П. Динамика численности микроорганизмов активного ила при аэробной очистке сточных вод / С.П. Цыганков, Н.Ф. Тарасенко, А.Н. Дергилева, Т.П. Слюсаренко, В.А. Коваленко // Микробиология. – М. – №1. – Т.47. – 1985. – С. 36–39
348. Цыганков С.П. Продуктивность реакторов при биологической очистке сточных вод / С. П. Цыганков, А. Н. Дергильова, Т. П. Слюсаренко // Известия вузов. Пищевая технология. – 1984. – №3. – С. 73–75.
349. Черепанов А.А. Экологически безопасные технологии переработки и утилизации отходов животноводства /А.А. Черепанов // Ветеринария. – 1996. – №2. – С. 49–53.
350. Чернова Н.М. Зоологическая характеристика компостов / Н.М. Чернова. – М., 1966. – С. 15–89.

351. Чернышова Е. Н. Аэробная стабилизация активного ила в биореакторах с ершовой насадкой. / Чернышова Е. Н. // Тезисы докладов Всесоюзного научно-технического совещания. «Очистка промышленных и сточных вод» М.: 1989. – С. 124–125.
352. Чертес К.Л. Установка для компостирования осадка сточных вод в Петрозаводске / К.Л. Чертес // Водоснабжение и санитарная техника. – №5. – 1988. – С. 4–6.
353. Чорний М. В. Технологічні рішення покращення екологічного стану ферм при переробці гною / М. В Чорний, Л. В. Гусиня // Науковий вісник Національного аграрного університету. – 1998. – Вип. 12. – С. 155–163.
354. Что бы всегда было чисто. Машины и орудия для уборки навоза в помещениях // Новое сельское хозяйство. – 2009. – № 5. – С. 106–111.
355. Шарифуллин В.Н. Моделирование системы аэробной биоочистки сточных вод / В.Н. Шарифуллин, Н.Н. Зиятдинов, Р.М. Конончук // Биотехнология. – 1999. – №5. – С. 55–60.
356. Шахов А.Г. Защита продуктивного здоровья животных в условиях техногенных загрязнений / А.Г. Шахов, М.Н. Аргунов, В.С. Бузлама // Зоотехния. – 2003. – № 2. – С. 21–25.
357. Шацький В.В. Виробництво біогазу в сільському господарстві України / В.В. Шацький, Г.Є. Мовсесов, В.М. Павліченко // Наук. Вісн. Нац. Аграр. Ун-ту. – К., 2004. – Вип. 73, Ч. 1. – С. 104–108.
358. Швецов В.Н. Глубокая очистка природных и сточных вод на биосорбентах / [В.Н. Швецов, С.В. Яковлев, К.М. Морозова и др.] // Водоснабжение и санитарная техника. – 1995. – № 11. – С. 36–40.
359. Шевченко І. Органічні відходи як альтернатива / І. Шевченко // Агро Перспектива. – 2009. – № 11. – С. 42–45.

360. Шевченко І.П. Розробка критеріїв антропогенного навантаження на басейни малих річок / І.П. Шевченко, Л.П. Коломієць // Зб. наук. стат. ін-ту землеробства УААН. – К 2001. – Вип. №5 (2). – С. 25–29.
361. Шипицын А. Новые дезинфектанты для аэрозольной обработки помещений / А. Шипицын // Молочное и мясное скотоводство. – М. – 2004. – №3. – С. 29–30.
362. Шуравилин А.В. Влияние животноводческих стоков на изменение свойств почвы и урожайность многолетних трав / А.В. Шуравилин, В.С. Меркурьев, Т.А. Михалева // Докл. РАСХН. – 2002. – № 6. – С. 33–34.
363. Экологическая биотехнология / Под ред. К.Ф. Форстера, Д.А. Дж. Вейза. – Л.: Химия, 1990. – 384 с. – Л.: Химия, 1990. – 384 с.
364. Эпов А.Н. Очистка сточных вод. – Свиноводство промышленное и племенное. – 2005. – №5. – С. 32–34.
365. Юрченко Л.І. Оцінка екологічної безпеки: поняття, проблеми / Л.І. Юрченко // Вісн. Харк. Держ. Ін.-ту. Дизайну і мистецтв. – 2002. – №12. – С. 26–35.
366. Яковлев С.В. Очистка производственных сточных вод. / С.В. Яковлев, Я.А. Карелин. – М.: Стройиздат, 1979. – 320 с.
367. Яковлев С.В. Биохимические процессы в очистке сточных вод / С.В. Яковлев, Т.А. Карюхина. – М.: Стойиздат, 1980. – С. 200.
368. Яковлев С.В. Очистка производственных сточных вод / С.В. Яковлев, Я.А. Карелин, Ю.М. Ласков – М.: Стройиздат, 1979. – 320 с.
369. Янкевич М.И. Формирование ремедиационных биоценозов для снижения антропогенной нагрузки на водные и почвенные экосистемы: автореф. дис. на соискание уч. Степени доктора. биол. наук / М.И. Янкевич. – Щелково, 2002. – 50 с.

370. Ясенецький В. Сучасні тенденції в створенні біогазових установок / В. Ясенецький, В. Таргоня, В. Клименко // Техніка АПК. – 2003. – № 1. – С. 24–25.
371. Ященко М.Ф. Явище реінфікування тваринницьких приміщень та його значення в епізоотичному процесі / М.Ф. Ященко, Я.И. Крижанівський, І.П. Даниленко [та ін.] // Вет. мед. України. – 2001. – № 10. – С. 20–21.
372. Ящук В.Д. Зоогигиеническая и экономическая оценка загрязнения прудов промышленными стоками /В.Д. Ящук // Ветеринария. – 1991. – №7. – С. 19–21.
373. Al-Homidan A. Review of the effect of ammonia and dust concentrations on broiler performance/ A.A1. Homidan, J.F. Robertson, A.M. Petchey// World's Poultry Sci. J.- Vol. 59.- P. 340-349.
374. Abshoff A. Klima in Rinderstall// Biologisch. Agrar Praxis. – 1989. – 3. – 76-78.
375. Adam T. Some biological questions in the environmental protection of cattle management// Connect.between Biol. Soc. End Bessenlyi Gyorgy Coll., Nyiregyhaza, 23-25 Aug., 1990. Abstr. – [Nyiregyhaza], [1990]. – P. 15.
376. Adani F. Biostabilization of solidus/ Adani F., Tanbone F., Gotti A // Waste Management. – 2004. – V.24. – P. 775–783.
377. Adlercreutz H. Biochemical and clinical aspects of the enterohepatic circulation of estrogens/ Adlercreutz H., Luukhainen T.// Acta Endocrinology. – 1967. – Vol. 124. – № 4. – P. 101–140.
378. Adlercreutz H. Steroid absorption and enterohepatic recycling / Adlercreutz H., Martin F., Jarvenpaa Fotsis T.// Contraception. – 1979. – Vol. 20. – P. 201–203.
379. Al-Homidan A. The effect of temperature, litter and light intensity on ammonia and dust production and broiler performance / A. Al-Homidan, J. F. Robertson, A. M. Petchev //

British Poultry Science. – 1997. – Vol. 39. – P. 89–110.

380. Animal waste management: state of the art // Journal of the Environmental Engineering Division. – 1978. – № 6. – P. 1239–1269.
381. Barrington S. F. Swine manure nitrogen conservation in storage using sphagnum moss / S. F. Barrington, G. R. Moreno // J. Environ. Qual. – 1995. – Vol. 24. – P. 603–607.
382. Baier U. Eiaflus der aerob – thermophilen vor – stufe auf die Behandlung von kommunalen hehr – Schlamm // Korrespond. Abwasser. – 1989. – V. 36. – 5. – S. 609–616.
383. Biogas-Anlagen. 12 Datenblätter / Bundesforschungs Anstaltfur Landwirtschaft (FAL) – Gulzow, 2004. – 31 p.
384. Bretschneider B. and Kurfurst I. Air Pollution Control Technology. – Prague, 1987. – P. 157
385. Clifft R.C., Andrews J.F. Predicting the dynamics of oxygen utilization in the activated sludge process / Clifft R.C., Andrews J.F. // J. Water Pollut. Contr. Fed. – 1981. - №3. – P. 1219-1232
386. Concentrations and emission rates of aerial ammonia, nitrous oxide, methane, carbon dioxide, dust and endotoxin in UK broiler and layer houses / C. M. Wathes, M. R. Holden, R. W. Sneath [et al.] // British Poultry Science. – 1997. – Vol. 5. N 1. – P. 102–104.
387. Dissolved organic carbon as parameter of compost maturity / Zmoza-Nanum S., Markovich O., Tarchitzky I., Chen Y. // Soil Biology and Biochemistry. 2005. – Vol. 37. – N 6. – P. 2109–2116.
388. Effect on environmental temperature and dietary fat on growth and physiological responses of newborn calves/ Scibilia L.S., Muller L.D., Kensinger R.S. et al. // J. dairy. Sci. – 1987. – 70. – № 7. – P. 1426–1433.
389. Efficacy of certain chemical and biological compounds for control of odor from anaerobic liquid swine manure / C.A. Cole, H.D. Bartlett, D.H. Buckner [et al.] // J. Anim. Sci. – 1976. – Vol.

42. – P. 1–7.

390. Einsatz von Gallowayrindern und schwarzbunten Milchrindern in der Landschaftspflege: Warmeproduction, Erhaltung und CO<sub>2</sub> production / Mattes Heider-Dorte, Jentsch W., Derno M. u.a. / Naturschutrarb. Mecklenburg-Vorpommern. – 1995. – 38. – № 1. – S. 48–50.
391. Elwinger K. Effect of dietary protein content, litter and drinker type on ammonia emission from broiler houses / K. Elwinger, L. Svensson // J. agr. Engg Res. – 1996. – Vol. 64. – №3. – P. 197–208.
392. Excretion and tissue distribution of tritium labeled progesterone in rabbit and sheep / [Ogilvio M.L., Casida L.E., First N. L., Hoecstra W.G.] // J. Anim. Sci. – 1962. – Vol. 21. – № 4. – P. 1028.
393. Ergebnisse Des Biogas-Messprogramms / Bundes für schungsanstalt für Landwirtschaft (FAL) – Gulzow, 2005. – 163 s.
394. Faith W. L. Outdoor control in cattle feed yards / W. L. Faith // J. Air Pollut. Control Assoc. – 1964. – Vol. 1411. – N 2. – P. 459–460.
395. Handreichung. Biogasgewinnung und - Nutzung / Institut für Energetik und Umwelt GmbH – Fachagentur Nachwachsende Rohstoffe e. V. – Gulzow, 2006. – 232 s.
396. Hollenback R. C. Manure outdoor abatement using hydrogen peroxide / R.C. Hollenback // Food Machinery Corp. – Princeton, 1976. – Rep. №. 5638 – P. 451–453.
397. Increased  $\beta$ -hydroxylase activity in women with breast and endometrial cancer / [Fishman J., Schneider J., Hershcopf R., Bradlow H.L. ] // J. Steroid Biochem. – 1984. – Vol. 20. – P. 1077–1081
398. Janolti D., Grebus M., Totb B., Madden L., Hoitiuk H. Oxygen respirometry to assess stability and maturity of composted solid waste // L. of Environmental Quality. – 1994. – Vol. 23. –

P. 1177–1183.

399. Joms I.I., Yjung I.O., Eaton I.M.B. The influence of nutrient loading dissolved inorganic carbon and trophic levels on the interaction between submerged plants and periphyton // *J. Ecol.* – 2002. – Vol. 90. – № 1. – P. 12–24.
400. Kluczek Julian Piotr. Gaspodarka zelasa w surowicy krwi cielat naraznych na szkodliwe domieszki gazowe // *Pr. Wydz. Nauk przyr. Bydg. TN.* – 1987. – B. - № 35. – P. 23–34.
401. Knocke W.R. Effect of flock volume variation on activated sludge thickening characteristics // *Journal W.PCF*, 1986. – Vol. 58. – №7. – P. 784–791.
402. Koller-Kreimel, Tomek H. *Landwirtschaft und Gewasserchutz // Forderungsdienst.* – 2000. – Jg.48, H. 1 – S.20-24.
403. Kunst S., Ternes T. Endokrin wirksame Substanzen und Arzneimittelreste in . -bwasser, kearschlamm und Quolle: Metabolismus, Abbauperhsiten und Folgen fur das okosystem // *KTBL-Schrift // Kuratorium Techn/ Bauwesen in Landwirtsch, Munster.* 2002. – №. 404. – S. 131–136.
404. Kunst S., Ternes T., Wenzel A. Endokrin wirksame Substanzen und leimittelreste in Abwasser, Klarschlamm und Guile: Metabolismus, Abauverhalten und Folgen fuur das Okosystev // *KTBL- Srift / Kuratorium Techn. Bauwesen in Landwirtsch.* – Vunster, 2002. – N 404. – S. 144–146.
405. Kurihara Mitsunori Energies of dairy cows under high temperature conditions: [Pap] 25 th Int. Symp. “Util. Feld Resuor. Relat. Nutr. and Physiol. Ruminants Trop.” // *Agr. Res. Ser.* – 1992. – № 25. – P. 208–216.
406. Kurihara Mitsunori Energies requirements and feed of dairy cows high temperature conditions // *JARQ: Jap. Agr. Res. Qurt.* – 1996. – Vol. 30. – P. 107-112.
407. Kypke J. Erfahrungen und Probleme bei der Stallklimagegestaltung aus der Sicht der Prophylaxe der Enzootischen und Kokzidiose

- des Kalbes. // Biologische Grundlagen der Stallklimagegestaltung. – 1987. – S. 130–141.
408. Lawrence A.W. Kinetics of methane fermentation in anaerobe treatment / Lawrence A.W., Me Carty P.I. // Water Pollut. Contr. Fed. – 1969. – Vol. 41, № 2. – P. 1 – 16.
409. Lawrence A.W. Unifid basis for biological treatment design and operation / Lawrence A.W., Me Carty P.L. // I. Sanit. end. Div. Amer. Soc. Environ. - 1970. - 96 (SA3). - P. 737 - 778.
410. Liao Chung-Min. Use of residence time distribution for evaluation of gaseous pollutant volatilization from stored swine manure. // J. Environ. Sci. and Health B. – 1997. – Vol. 32. – № 1. – P. 127–145.
411. Lindell L. Effects of different levels of protein in dairy cows. Inst. nat. de la recherché agronomique 1984 // Symposium et la nutrition azotes. Clermont- Ferrand, 1984. – P. 35–40.
412. Livestock Waste Facilities Handbook. Mid West Plan Service, Iowa State University, 1993. – 284 p.
413. Loll V. Stand der Technik bei der aerobthermophilen klarschlamm Stabilisation / Loll V. // Korrespond. Abwasser, 1984. – №11. – S. 934–939.
414. Lowry O. The protein measurement with the Folin phenol reagent / Lowry O., Rosenbrough N., Farr A., Randal R. // J. Biol. Chem. – 1951. – Vol. 193. – N 1. – P. 265–275.
415. Lyberatos G. Modeling of anaerobic digestion – a review / G. Lyberatos, I.V. Skiadas // Global Nest: the Int.J. 1999.– Vol. 1. – N. 2 — P.63-75
416. Manios T. The composting potential of different organic solid wastes: experience from the island of Crete // Environmental. International. – 2004. – Vol. 29. – N 5 – P. 1079–1089.
417. Marr G. Das mathematische Model als mittel zur Planung von regelnd mebeinrichtungen in der Abwassertechnik / Marr G., Hruschka H. / GWF- Wasser / Abwasser. - 1978. – Vol. 119. –



№ 12. – S. 571 – 577.

418. Mehlhorn G. Ammoniak als Schadgas für die Tiere und die Umwelt // Wirt. Tierprod. Schweinerprod. – 1993. – Vol. 24. – № 5. – S. 144–149.
419. Merkel L. Managing livestock wastes. //Westport, USA. – 1981. – 420 p.
420. Methane generation potential of agricultural wastes // Theory and practice waste management: Proc. 2<sup>nd</sup>. Int. Symp. (Waterloo. June, 18 - 20), 1982 – Vol. 2. – P. 111–121.
421. Ni J.-Q., Heber A.J., Diehl C.A. Summertime concentration and emissions of hydrogen sulfide at mechanically ventilated swine finishing bilding // Trans. ASAE. - St. Josep (Mich), 2002. – Vol. 45. – №1. – P. 193–199.
422. Nitrogen loading alter seagrass ecosystem structure and support of higher trophyc levels /Deagan L., Wright A., Ayvazian S. et al./ Mar. and Freshwater Ecosystem. – 2002. – Vol. 12. – № 2. – P. 192–193.
423. Noone G.P. Bradc C.E. Principles of sewage works process Design //Mater pollution Control. 1985. – P. 473–485.
424. Oasim Syed R. Effect of a bacterial culture product on biological Kinetics / Oasim Syed R., Stinehelfer M.L. // Water Pollut Contr. Fed. – 1982. – Vol. 54, №3. – Parti. – P. 255–260.
425. Oberleitner F. Basic principle gurd's of water resources of Austria from contamination Wastes of agricultural enterprises. Wasser und Landwirtschaft - Wasserrechtliche Grundlagen // Foorderungsdienst. – 2000. – Jg. 48, H. 4 (Beil.). – P. 33–36.
426. Ohta Y. Ireda M. Rapid microbial deodorization of agricultural and animal wastes // Adv. Biotechnol. Proc. 1980. – Vol. 2. – № 5. – P. 621–626.
427. Paatero G., Zehtokari M., Kempainen E. / Helsinki i Suomi, 1984. – P. 60–176.
428. Rao C.V. Total organic carbon-calibrated mathematical model

- for a completely mixed activated sludge waste-water treatment process'/ Rao C.V Tuteca D., Nuns E. I // In. *App. Microbiol. and Biotechnol.* – 1978. – № 6. – P. 1–12.
429. Patent 2286396 Великобритания MKU<sup>6</sup> А 23 К 1/165 Enzyme addition to animal feed for the reduction of environmental nitrogenous discharge / Williams Peter: Rhone-Poulenc Nutrition Animale. – № 9602249.7; Заявл. 06.09.95; Опубл. 16.08.96.
430. Patent 241012 ГДР МКИ А 61 L 9/01; А 01 К 1/01 Verfahren zur Verminderung der Ammoniakbildung in Tierställen / Matzel Wolfgang, Heber Rolf, Lippold Hans, Fiebig Hans-Joachim // Institut für Dungungsforschung Leipzig-Potsdam, Заявл. 17.09.85. № 2806865, опубл. 26.11.86.
431. Patent 397501 Австрия MKU<sup>5</sup> C05 F 3/00 Verfahren zur geruchsarmen aeroben Behandlung von tierischen Exkrementen / Willibald Lutz. - № 215/90 Заявл. 01.02.90: Опубл. 25.04.94.
432. Patent 686274 Швейцария MKU<sup>6</sup> А 23 К 001/00, А 23 L 001/03 Ligninhaltiges Nahrungs – und Futtermittel /Otto Gordon, Wildmer Hans, Studer Hans; Otto Gordon.. – № 00845/94; Заявл. 21.03.94; Опубл. 29.02.96
433. Pawelcryk A., Muravier D. The integrated treatment for purification of liquid pig wastes // *Perzem. Chem.* – 2003. – Vol. 88. – № 8–9. – P. 861-863.
434. Peltola I. Use of peat as a litter for milking cows I. Peltola // *Elsevier Appl. Sci. Publ.* – London, 1986. – P. 181–187.
435. Planenkompostierung–Kompostierung unter semipermeable Planenabdeckungen. Kuhner Michael. Bioabfallkompostierung: Neue Entwicklungen und Lösungsmöglichkeiten zur Reduzierung von Geruchsemissionen. Wiesbaden:Hess. Landesamt Umwelt und Geol. 2001. – S. 29–37.
436. Petersen S.O., Henriksen K., Hortensen G.K., Krogh P.H., Recycling of sewage sludge and household compost to arable land: fate and effects organic contaminants and tillage Researcher.

– 2003. – №72. – P. 139–152.

437. Reproductive steroids in the bovine. IV Urinary estrogen excretion from 0 to 9 days after breeding in fertile and non-fertile cows / [Rendell B.D., Garverich H.A., Erb R.E., Callahan C.J.] // J. Anim. Sci. – 1971. – Vol. 32. – № 6. – P. 1183–1189.
438. Saleh A., Arnold J.G., Gassam P.W. Application of SWAT for the Upper North Bosque river watershed // Trans. ASAE. – St. Joseph (Mich.), 2000. – Vol. 43. – № 5. – P. 1077–1087.
439. Schlenker G., Muller W. Belastung der Umwelt durch Arzneimittel und damit verbundene Gefahren // Tierarztl. Umsch. – 2001. – Jg. 56. – №10. – S. 538–545.
440. Schmoldt H., Bresk B., Stolpe J. Auswirkungen niedriger Stalllufttemperaturen auf Lebendmassezunahme und Energieaufwand im Ko – und K<sub>1</sub> Bereich // J. Tierzucht. – 1983. – Vol. 37. – № 10. – S. 446–449.
441. Slavkina O., Korostelev V., Markvichev N. Energetic expenditures by *Saccharomyces cerevisiae* yeasts in anaerobic conditions during hemostat cultivation: 9-th European Congress on Biotechnology. Book of Abstracts. – Brussel, 1999. – P. 295.
442. Smith N.E. Alteration on efficiency of milk production dairy cows by manipulation of the diet // Nutrition and Lactation in Dairy Cow, 1988. – Vol. 76. – № 1. – P. 216–231.
443. Studie Einspeisung von Biogas in das Erdgasnetz / Institut für Energetik und Umwelt GmbH – Fachagentur Nachwachsende Rohstoffe e. V. - Leipzig, 2006. – 199 s.
444. Sykes R.M. Limiting nutrient concept in activated sludge models / R.M. Sykes // Water Pollut Contr. Fed. – 1981. – Vol. 53. – № 7. – P. 1213–1218.
445. Tuntoolavest M., Grady C.P.E. Effect of activated sludge operations conditions on sludge thickening characteristics // Journal W.PCF, 1982. – Vol. 54. – №7. – P. 1112–1117.

446. Urbini G. Nuovi metodi di verifica sperimentale della funzionalità di impianti a fanghi attivi: esempio applicato al Piantone di Cervia / Urbini G., Collivignarelli C., Olmo M. // *Ing. Ambient.* – 1982. – № 6. – P. 451–471.
447. Urinary estrogen excretion rate after breeding in fertile and non-fertile cows / Rendell B.D., Surve A.H., Garverich H.A. et al. // *J. Anim. Sci.* – 1968. – Vol. 27. – № 6. – P. 1788.
448. Vasicek P.R. Use of kinetic study to optimize the activated sludge process / P.R. Vasicek // *Water Pollut Contr. Fed.* – 1982. – Vol. 54 – № 8. – P. 1176–1184.
449. Verougstraete A., Hens E.G., Naveau H.P. Head recovery from composting and comparison with energy from anaerobic digestion // *Compost. Agric. and other Wastes* // *Proca. Semin.*, Oxford, 19–20 March, 1984, London, 1985. P. 135–145.
450. Vondes Coll Ammoniak in Schweinemastanlagen // *Kraftfutter.* – 1996. – Vol. 79. – № 10. – S. 466–468.
451. Yiridoe E.K. Risk of public disclosure in environmental farm plan programs: characteristics and mitigating legal and policy strategies // *J. agr. environm. Ethics.* 2005. – Vol. 13. – № 2. – P. 101–120.