

УДК 502:504
КП XXXXXX
№ держ. реєстрації 0120U105060
Інв. №

МІНІСТЕРСТВО ОСВІТИ І НАУКИ УКРАЇНИ
ОДЕСЬКИЙ ДЕРЖАВНИЙ ЕКОЛОГІЧНИЙ УНІВЕРСИТЕТ
(ОДЕКУ)

65016, Україна, м. Одеса, вул. Львівська 15
тел. 32-67-35

ЗАТВЕРДЖУЮ

Проректор з НР д.геогр.н., проф.
Ю.С. Тучковенко
14 грудня 2022 р.



ЗВІТ

ПРО НАУКОВО-ДОСЛІДНУ РОБОТУ
«ТЕХНОГЕННЕ НАВАНТАЖЕННЯ НА СКЛАДОВІ ДОВКІЛЛЯ
РЕГІОНІВ ПІВНІЧНО-ЗАХІДНОГО ПРИЧОРНОМОР'Я»

(заключний)

Науковий керівник
д.т.н., професор




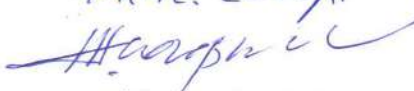
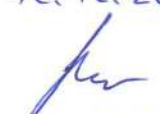

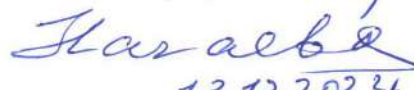






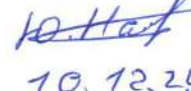

Чугай А.В.

2022

Рукопис закінчено «14» грудня 2022 р.

Результати цієї роботи розглянуто науково-технічною радою ОДЕКУ:
Протокол від 16 грудня 2022 р. № 5.

СПИСОК АВТОРІВ

д.т.н., професор	 14.12.2022р.	А.В. Чугай (розділ 1.3, 2.5, 6)
д.г.-м.н., професор	 12.12.2022р.	Т.А. Сафранов (розділ 1.4, 4, 6)
к.геогр.н, доцент	 12.12.2022р.	В.Г. Ільїна (розділ 5)
к.геогр.н, доцент	 13.12.2022р.	А.В. Колісник (розділ 1.2)
к.геогр.н, доцент	 12.12.2022р.	С.П. Нагаєва (розділ 2.4)
к.т.н., доцент	 13.12.2022р.	С.М. Юрасов (розділ 2.2)
доктор філософії з наук про Землю	 12.12.2022р.	А.О. Ільїна (розділ 5)
ст. викладач	 19.12.2022р.	Н.В. Грабко (розділ 2.3)
ст. викладач	 10.12.2022р.	З.В. Наконечна (розділ 1.1)
ст. викладач	 10.12.2022р.	О.І. Чернякова (розділ 1.1, 1.2)
асистент	 12.12.2022р.	В.І. Михайленко (розділ 3, 4)
аспірант	 10.12.2022р.	Ю.О. Наконечна (розділ 2.1, 2.5)
магістрант	 12.12.2022р.	Я.Я. Житкевич (розділ 1.4)

магістрант


13.12.2022р.

Ю.О. Артвіх
(розділ 2.2)

магістрант


14.12.2022р.

Т.В. Лавров
(розділ 1.3, 1.5)

Перевірено:

Нормоконтролер



Недова Л.В.

РЕФЕРАТ

Звіт про НДР: 181 с., 94 рис., 12 табл., 116 джерел.

Об'єкт дослідження – довкілля північно-Західного Причорномор'я.

Мета роботи – комплексна оцінка техногенного навантаження на довкілля та його окремі складові південних регіонів України.

Метод дослідження – систематизація і аналіз фактичних, опублікованих та архівних матеріалів за показниками забруднення природних середовищ, рівнів техногенного впливу на довкілля та його складові, статистична обробка наявної вихідної інформації.

Короткий опис роботи:

Розділ 1: Виконано аналіз і оцінку рівня забруднення атмосферного повітря в межах Одеської області за даними автоматизованих і режимних спостережень, оцінку ризику для здоров'я населення і скорочення тривалості життя людини в умовах забрудненого повітря. Розроблено програму оптимізації обробки даних громадського моніторингу забруднення атмосферного повітря.

Розділ 2: Запропоновано оптимізований методичний підхід для нормування скидів забруднювальних речовин. Виконано оцінку якості вод окремих водних об'єктів Одеської і Миколаївської областей для різних видів водокористування.

Розділ 3: Наведено методичний підхід щодо оцінки забруднення акваторії Одеської промислово-міської агломерації стійкими органічними забруднювальними речовинами.

Розділ 4: Наведено оцінку впливу станцій біологічної очистки як одного з джерел надходження стійких органічних поллютантів.

Розділ 5: Розглянуто вплив військових дій на стан продовольчої безпеки в Україні і світі.

Розділ 6: Проаналізовано вплив бойових дій на екосистемні послуги

прибережної зони Північно-Західного Причорномор'я.

ДОВКІЛЛЯ, ОЦІНКА, СТАН, ЯКІСТЬ, ПІВНІЧНО-ЗАХІДНЕ
ПРИЧОРНОМОР'Я, ТЕХНОГЕННЕ НАВАНТАЖЕННЯ, СТІЙКІ
ОРГАНІЧНІ ПОЛЮТАНТИ, ВІЙСЬКОВІ ДІЇ

Умови одержання звіту: за договором. Адреса: 65016, м. Одеса, вул.
Львівська, 15, ОДЕКУ.

ЗМІСТ

ПЕРЕЛІК УМОВНИХ ПОЗНАЧЕНЬ, СИМВОЛІВ, ОДИНИЦЬ, СКОРОЧЕНЬ І ТЕРМІНІВ	8
ВСТУП	10
1 СТАН ПОВІТРЯНОГО БАСЕЙНУ ОДЕСЬКОЇ ОБЛАСТІ	12
1.1 Особливості забруднення повітряного басейну міста Одеса газоподібними та твердими домішками	12
1.2 Оцінка впливу окремих полютантів у складі атмосферного повітря на тривалість життя населення міста Одеса	19
1.3 Аналіз забруднення повітряного басейну Одеської області із застосуванням даних автоматизованих спостережень	36
1.4 Проблема шумового забруднення урбанізованих територій та методи захисту від його негативного впливу на прикладі Одеси	46
1.5 Програма обробки даних автоматизованих спостережень PublicMonitoringParser	55
2 ОЦІНКА ЯКОСТІ ПОВЕРХНЕВИХ ВОД	68
2.1 Методологічні та методичні проблеми гідроекологічних досліджень малих річок степу	68
2.2 Оцінка якості вод та нормування скидів забруднювальних речовин зі стічними водами	82
2.3 Характеристики водопостачання і водовідведення в регіонах Північно-Західного Причорномор'я	100
2.4 Аналіз гідрохімічного режиму малих річок Одеської області	111
2.5 Мінералізація вод річки Мертвовід як показник придатності для цільового використання	119

3 ОЦІНКА ЗАБРУДНЕННЯ АКВАТОРІЇ ОДЕСЬКОЇ ПРОМИСЛОВО-МІСЬКОЇ АГЛОМЕРАЦІЇ СТІЙКИМИ ОРГАНІЧНИМИ ЗАБРУДНЮВАЛЬНИМИ РЕЧОВИНАМИ	130
4 СТАНЦІЇ БІОЛОГІЧНОГО ОЧИСТКИ ЯК ДЖЕРЕЛА ЗАБРУДНЕННЯ ДОВКІЛЛЯ СТІЙКИМИ ОРГАНІЧНИМИ ПОЛЮТАНТАМИ ОДНОГО З РЕГІОНІВ ПІВНІЧНО-ЗАХІДНОЇ ЧАСТИНИ ЧОРНОГО МОРЯ	134
5 АГРАРНИЙ СЕКТОР УКРАЇНИ ЯК СКЛАДОВА ПРОДОВОЛЬЧОЇ БЕЗПЕКИ В УМОВАХ ВОЄННОГО СТАНУ	148
6 ВПЛИВ БОЙОВИХ ДІЙ НА ЕКОСИСТЕМНІ ПОСЛУГИ ПРИБЕРЕЖНОЇ ЗОНИ ПІВНІЧНО-ЗАХІДНОГО ПРИЧОРНОМОР'Я	156
ВИСНОВКИ	168
ПЕРЕЛІК ПОСИЛАНЬ	170

ПЕРЕЛІК УМОВНИХ ПОЗНАЧЕНЬ, СИМВОЛІВ, ОДИНИЦЬ, СКОРОЧЕНЬ І ТЕРМІНІВ

АСЕМА – автоматизована система екологічного моніторингу атмосферного повітря

ВАМ – відпрацьовані активні мули

ГДК – гранично допустима концентрація

ГДКсд – гранично допустима концентрація середньодобова

ГДС – гранично допустимий скид

ГХБ – гексахлорбензол

дБ – децибели

ДСТУ – Державний Стандарт України

ЄС – Європейський Союз

ЗР – забруднююча речовина

ІЗА – індекс забруднення атмосфери

КНС – каналізаційні насосні станції

МОЗ – Міністерство охорони здоров'я

ОБРВ – орієнтовно безпечний рівень впливу

ООН (FAO) - Продовольча та сільськогосподарська організація ООН

ПЗП – Північно-Західне Причорномор'я

ПЗЧМ – Північно-Західна частина Чорного моря

ПМА – промислово-міська агломерація

ПСЗ – пункт спостережень за забрудненням

ПХБ – поліхлоровані біфеніли

ПХДД/Ф – поліхлоровані дибензо-пара-діоксини та дибензофурані

СБО – станція біологічної очистки

СОЗР – стійкі органічні забруднювальні речовини

СОП – стійкі органічні полютанти

СТ – стічні води

СТЖ – скорочення тривалості життя

ТЕ ТХДД – токсикологічний еквівалент, який виражає кумулятивну токсичність складних сумішей ПХДД/Ф через токсичність 2,3,7,8-ТХДД

ТЗА – таблиця забруднення атмосфери

ЯВ – якість вод

ES (ecosystem services) – екосистемні послуги

NES – абіогенні і біогенні складові різноманітних природних екосистем

ВСТУП

Техногенний вплив на складові довкілля за масштабами може диференціюватися від локального до глобального. Під впливом техногенної діяльності, в першу чергу, погіршується якість природної складової навколишнього середовища, тобто ступінь відповідності природних умов потребам людей або інших живих організмів.

Техногенне навантаження на навколишнє природне середовище – це співвідношення сили техногенних впливів і ступені відновлених здібностей природних систем, яке може визначатися за реакцією абіогенних і біогенних складових.

Основними негативними наслідками техногенного навантаження можна вважати такі:

- забруднення атмосферного повітря і погіршення його якості;
- забруднення і виснаження поверхневих та підземних водних об'єктів;
- деградація родючих ґрунтів;
- забруднення геологічного середовища і розвиток несприятливих геологічних процесів;
- зміна ландшафтно-біологічного різноманіття;
- забруднення довкілля в цілому внаслідок техногенних аварій і катастроф.

Метою досліджень є комплексна оцінка техногенного навантаження на довкілля та його окремі складові південних регіонів України. Така оцінка дозволяє виконати не лише стан природних середовищ, а й оцінити рівень техногенного впливу на них з метою розробки ефективних природоохоронних заходів та управлінських рішень для забезпечення екологічної безпеки регіонів Північно-Західного Причорномор'я. В умовах військового стану питання оцінки рівня техногенного навантаження стають найбільш актуальними в галузі охорони довкілля.

Вихідними даними для дослідження є фактичні опубліковані і фондіві

матеріали, отримані співробітниками ОДЕКУ та інших установ, дані моніторингу природних середовищ (атмосферного повітря, водного середовища, ґрунтів, геологічного середовища), матеріали щодо обсягів викидів, скидів забруднювальних речовин, небезпечних екзогенних геологічних процесів, масштабів генерації і накопичення відходів виробництва та споживання у регіонах Північно-Західного Причорномор'я, утворення і накопичення стійких органічних поллютантів.

1 СТАН ПОВІТРЯНОГО БАСЕЙНУ ОДЕСЬКОЇ ОБЛАСТІ

1.1 Особливості забруднення повітряного басейну міста Одеса газоподібними та твердими домішками

Оцінка якості атмосферного повітря являється актуальною задачею сучасності. В місті Одеса розташована велика кількість різних джерел викидів, які негативно впливають на якість повітря. Тому реалізація природоохоронних заходів неможлива без оперативної оцінки рівня забруднення атмосфери.

Аналіз забруднення атмосферного повітря м. Одеси проводився із використанням значень разових концентрацій діоксиду сірки, діоксиду азоту, оксиду вуглецю, пилу неорганічного та сажі, які були отримані із таблиць забруднення атмосфери (ТЗА-1) за 2018 р.

Вихідні дані були надані Гідрометцентром Чорного та Азовського морів. Для аналізу характеристик рівня забруднення атмосфери були проведені розрахунки середньомісячних концентрацій на пунктах спостережень за забрудненням (ПСЗ) атмосфери згідно [1].

Наведемо результати оцінки якості атмосферного повітря Одеси у 2018 р. з урахуванням вмісту діоксиду сірки. Відбір проб разових концентрацій SO_2 проводився у 2018 році на восьми стаціонарних постах по трьом різним програмам (повна – ПСЗ № 15, 17,20, неповна – ПСЗ № 8, 16, 19 та скорочена – ПСЗ № 10,18).

На першому етапі роботи провели оцінку повноти вихідної інформації. Для цього визначили кількість спостережень на кожному посту у 2018 р. та виявили, що на всіх ПСЗ спостерігались пропуски вихідних даних в двох місяцях з дванадцяти. Середня тривалість періоду, коли немає даних, складає приблизно 10 днів, а в грудні на ПСЗ №19 взагалі були відсутні спостереження.

Далі були розраховані середньомісячні концентрації SO_2 на восьми стаціонарних постах в Одесі за 2018 р. Для аналізу якості повітря та

виявлення тенденції зміни вмісту SO_2 протягом року в різних районах міста, побудували часовий хід середньомісячних концентрацій (рис.1.1).

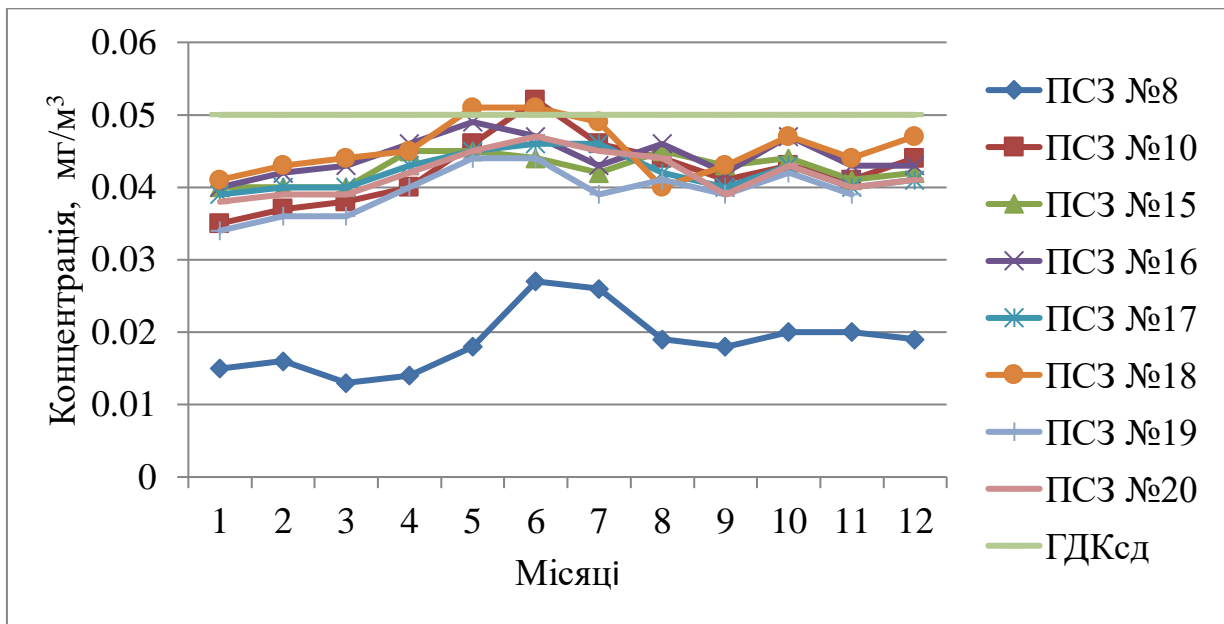


Рисунок 1.1 – Часовий хід середньомісячних концентрацій SO_2 на стаціонарних постах м. Одеса (2018 р.)

Виходячи зі значень середньомісячних концентрацій на ПСЗ, видно, що по відношенню до $ГДКсд$ ($ГДКсд = 0,05 \text{ мг/м}^3$) [2], атмосфера чиста на всіх стаціонарних постах, крім ПСЗ№ 10 у червні та ПСЗ№18 у травні і червні. Максимальна середньомісячна концентрація SO_2 спостерігалася на ПСЗ №10 в червні ($0,052 \text{ мг/м}^3$), а мінімум був на ПСЗ № 8 у березні ($0,013 \text{ мг/м}^3$).

Проаналізувавши рис.1.1, виявили в цілому синхронний хід кривих на постах. Загалом атмосфера була чиста протягом 2018 р. з мінімальним вмістом SO_2 в районі ПСЗ №8 та вдвічі більшими значеннями середньомісячних концентрацій в іншій частині міста.

Далі провели аналогічні розрахунки та аналіз ступеня забруднення атмосферного повітря м. Одеса діоксидом азоту.

Відбір проб разових концентрацій діоксиду азоту проводився у 2018 р. на восьми стаціонарних постах за трьома різними програмами спостережень (повної, неповної та скороченої).

Аналіз повноти вихідної інформації також виявив пропуски вихідних даних спостережень в середньому протягом 10 днів у двох місяцях (з травня по грудень) на кожному посту, а в грудні на ПСЗ № 19 взагалі були відсутні виміри NO_2 .

Результати розрахунку середньомісячних концентрацій NO_2 на восьми стаціонарних постах протягом 2018 р. в Одесі використали для побудови графіка, який представлений на рис.1.2.

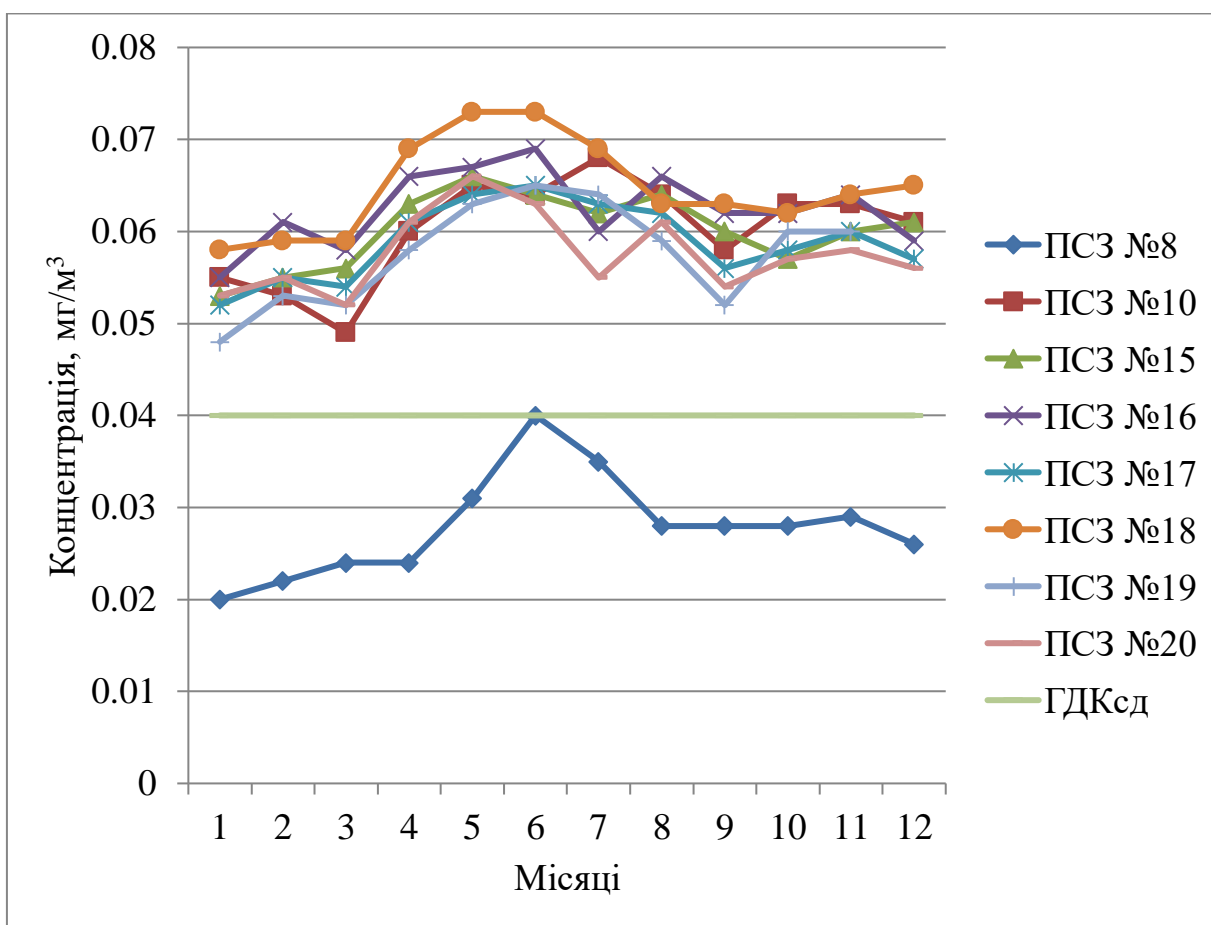


Рисунок 1.2 – Часовий хід середньомісячних концентрацій NO_2 на стаціонарних постах м. Одеса (2018 р.)

Виходячи з отриманих результатів видно, що по відношенню до ГДКсд ($ГДКсд = 0,04 \text{ мг/м}^3$) [2], атмосфера забруднена на всіх стаціонарних постах, крім ПСЗ № 8. Свого найбільшого значення середньомісячна концентрація NO_2 набуває на ПСЗ №18 в травні та червні ($0,073 \text{ мг/м}^3$). Мінімум був на ПСЗ

№ 8 у січні (0,02 мг/м³).

Загалом територію міста Одеса можна поділити на дві частини – чисту (прибережна частина в районі ПСЗ №8) та забруднену (райони розміщення інших семи постів), причому ступінь забруднення у цій частині міста практично однакова та складає 1,5 – 1,6 *ГДКсд* в цілому за 2018 р.

Переглядаючи тенденцію зміни вмісту *NO₂* на рис. 1.2 протягом 2018 р. в різних районах Одеси, виявили в цілому синхронний хід кривих на постах, причому можна побачити зростання концентрацій з початку року по червень з подальшим зменшенням до кінця року. Практично однакові тенденції зміни рівнів забруднення у різних районах міста можливо пояснити більшим впливом метеорологічних умов розсіювання.

Аналіз забруднення атмосферного повітря м. Одеси проводився на основі розрахунку середньомісячних концентрацій оксиду вуглецю із використанням значень разових концентрацій, відбір проб яких проводився у 2018 р. на чотирьох стаціонарних постах (10,15,17, 18) за скороченою програмою спостережень.

Проведена оцінка повноти вихідної інформації виявила, що спостереження не велися на чотирьох стаціонарних постах в двох місяцях 2018 р. з середньою тривалістю приблизно 10 днів.

По результатам розрахунків побудували часовий хід середньомісячних концентрацій *CO*, який представлено на рис. 1.3.

Виходячи з отриманих результатів видно, що по відношенню до *ГДКсд* (*ГДКсд* = 3 мг/м³) [2], атмосфера чиста на ПСЗ№ 10 і на ПСЗ№ 15 з січня по березень включно, на всіх інших постах атмосфера була забруднена. Максимальна середньомісячна концентрація *CO* спостерігалася на ПСЗ №18 в червні (8,28 мг/м³). Мінімум був на ПСЗ № 10 у січні (1,23 мг/м³).

Що стосується особливостей забруднення атмосферного повітря оксидом вуглецю, то можливо стверджувати наступне:

- атмосфера була чиста протягом всього 2018 р. тільки в районі розташування ПСЗ №10;

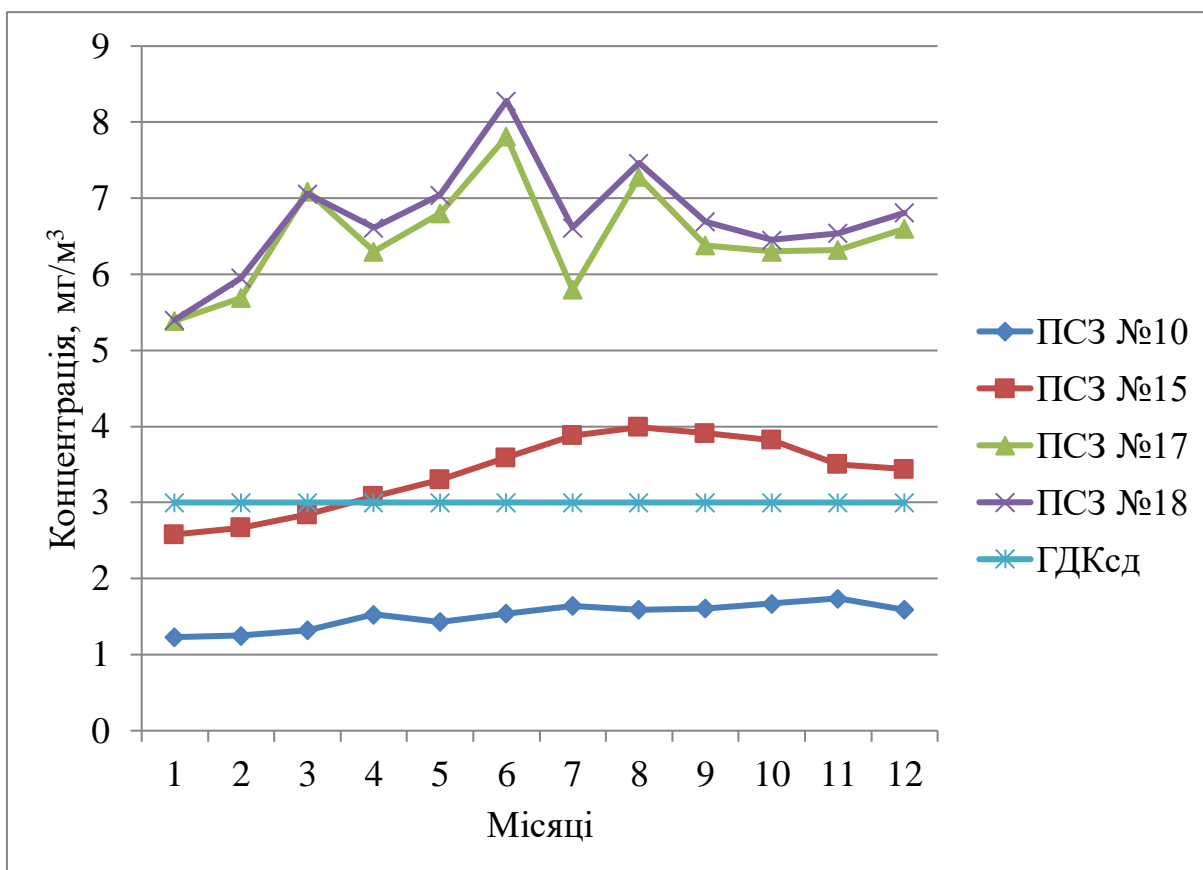


Рисунок 1.3 – Часовий хід середньомісячних концентрацій CO на стаціонарних постах м. Одеса (2018 р.)

- більшу частину року (з квітня по грудень) атмосфера забруднена оксидом вуглецю в районі ПСЗ № 15;
- протягом всього року атмосфера була забруднена в районі ПСЗ №17 та 18, причому як тенденції зміни рівнів забруднення, так і значення середньомісячних концентрацій практично однакові;
- загальна тенденція по місту в цілому – збільшення концентрацій з січня до червня з поступовим зниженням до грудня.

На наступному етапі провели оцінку якості атмосферного повітря в місті Одеса з урахуванням вмісту пилу неорганічного та сажі в 2018 р.

В якості вихідних даних використані разові концентрації пилу неорганічного та сажі у вигляді ТЗА-1 на мережі стаціонарних постів. Спостереження за вмістом пилу неорганічного проводилися на всіх восьми контрольно-вимірювальних постах, за сажею – на шести по скороченій

програмі. Вихідна інформація для оцінки рівнів забруднення атмосферного повітря була надана Лабораторією спостережень за забрудненням навколишнього середовища Гідрометцентру Чорного та Азовського морів.

На початку провели оцінку повноти вихідної інформації та виявили відсутність спостережень на всіх стаціонарних постах в стандартні строки. Пропуски даних є в двох місяцях протягом року на кожному ПСЗ атмосфери. Середня тривалість періоду, коли не велись спостереження, складає приблизно 10 днів місяця та загалом не велися спостереження на ПСЗ № 19 у грудні 2018 р.

Для аналізу характеристик рівня забруднення атмосфери були проведені розрахунки середньомісячних концентрацій домішок на ПСЗ згідно [1].

Наведемо результати оцінки якості атмосферного повітря Одеси у 2018 р. з урахуванням вмісту пилу неорганічного.

Розраховані середньомісячні концентрації пилу неорганічного на восьми стаціонарних постах в Одесі за 2018 р. дозволили побудувати часовий хід цих концентрацій, які представлені на рис. 1.4.

Аналіз рис.1.4 показав, що по відношенню до $ГДК_{сд}$ ($ГДК_{сд} = 0,15 \text{ мг/м}^3$) [2], на кожному з восьми ПСЗ спостерігалася перевищення нормативу якості повітря. Ступінь забруднення на семи постах крім ПСЗ №8 фактично однакова. Найбільша із середньомісячних концентрацій пилу неорганічного спостерігалася на всіх постах (крім ПСЗ №8) і дорівнювала $0,3 \text{ мг/м}^3$. Найменша із середньомісячних концентрацій пилу неорганічного спостерігалася на всіх ПСЗ – $0,1 \text{ мг/м}^3$.

Рівень забруднення атмосфери в районі розташування восьми стаціонарних постів змінюється упродовж усього року з перевищенням $ГДК$ в 1,1 – 2 рази ($0,17 – 0,3 \text{ мг/м}^3$).

Тенденції рівня забруднення атмосфери пилом неорганічним в різних частинах міста загалом не співпадають. Найбільша ступінь забруднення атмосфери спостерігається в теплий період року з травня по серпень.

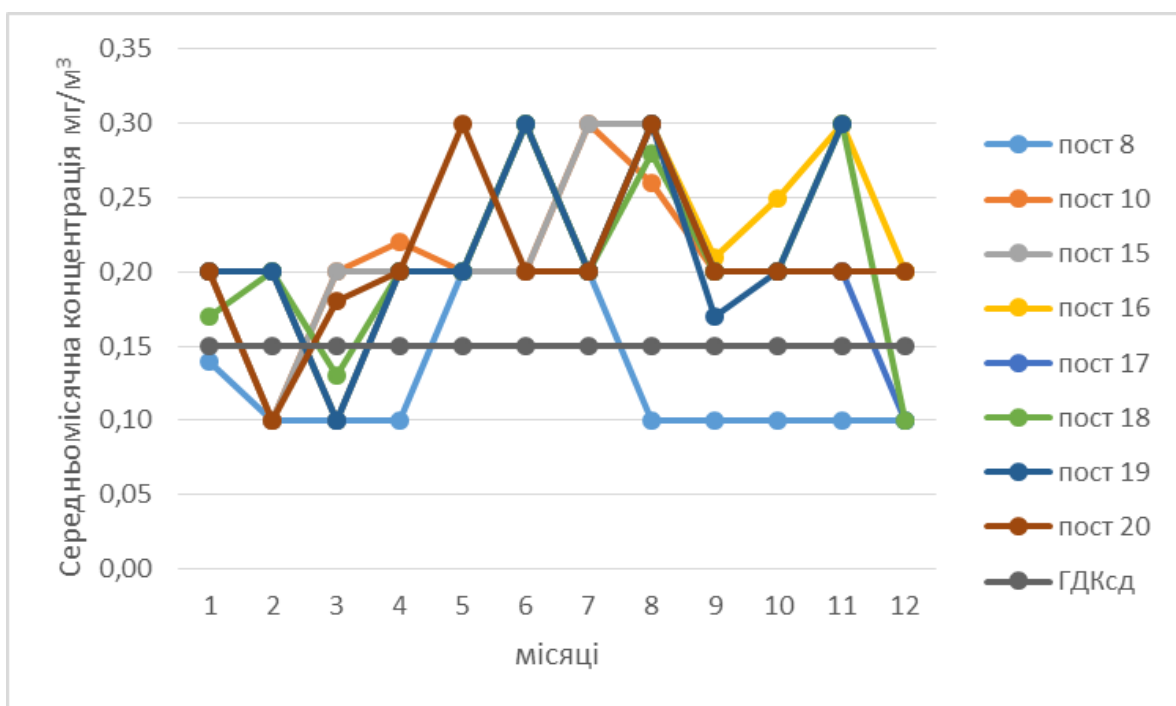


Рисунок 1.4 – Часовий хід середньомісячних концентрацій пилю неорганічного на стаціонарних постах (м. Одеса, 2018 р.)

Для аналізу якості повітря та виявлення тенденцій зміни вмісту сажі протягом 2018 р. в різних районах міста, побудували часовий хід середньомісячних концентрацій, які були розраховані згідно [1] та представлені на рис. 1.5.

Аналіз середньомісячних концентрацій на шести постах з урахуванням значення $ГДКсд$ ($ГДКсд = 0,05 \text{ мг/м}^3$) [2] встановив, що атмосфера чиста на ПСЗ №8, а в іншій частині м. Одеса атмосфера забруднена (виключення складає березень – травень, грудень на ПСЗ № 17, травень на ПСЗ №18 і вересень на ПСЗ № 19). Найбільша із середньомісячних концентрацій сажі спостерігалася на ПСЗ №10 в червні і дорівнювала $0,08 \text{ мг/м}^3$.

Найменша із середньомісячних концентрацій сажі спостерігалася на ПСЗ №8 у грудні і дорівнювала $0,03 \text{ мг/м}^3$.

Рівень забруднення атмосфери в районі розташування п'яти стаціонарних постів (10, 15, 17, 18, 19) змінюється упродовж усього року з перевищенням $ГДК$ в 1,1 – 1,6 рази ($0,052 - 0,08 \text{ мг/м}^3$).

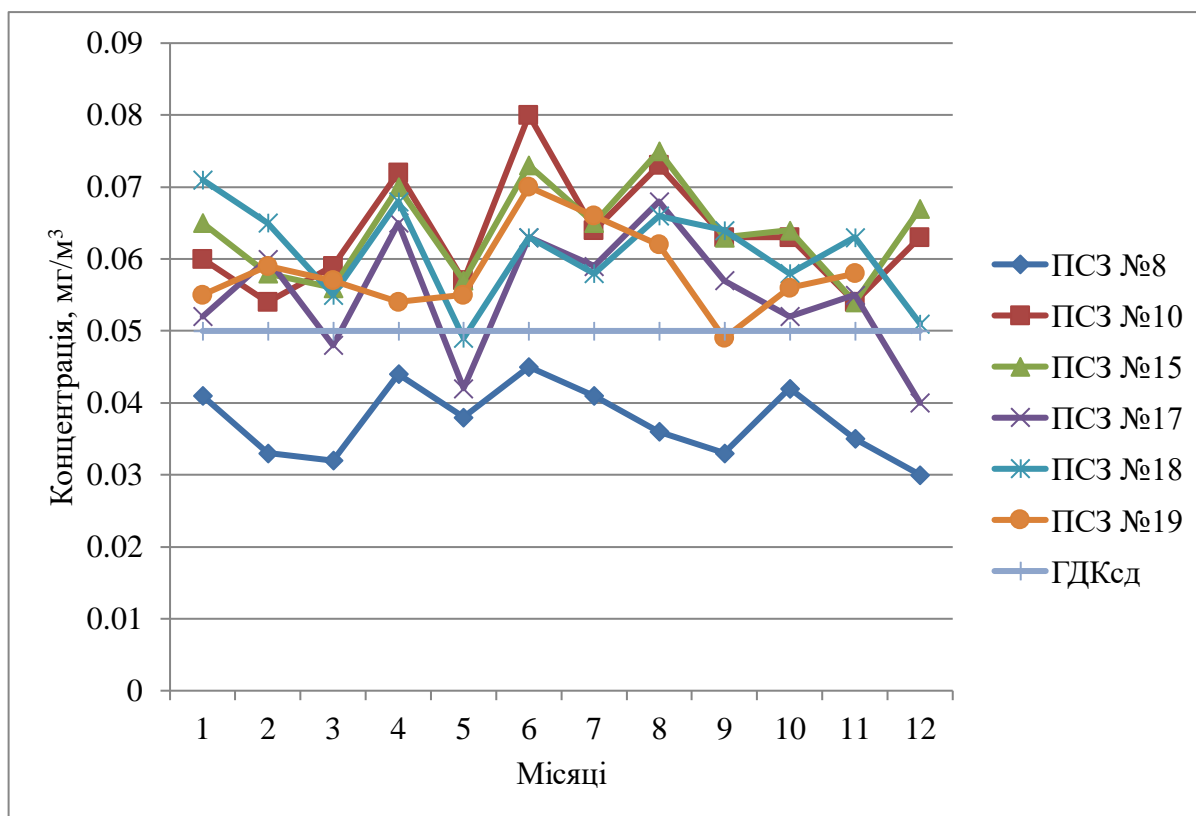


Рисунок 1.5 – Часовий хід середньомісячних концентрацій сажі на стаціонарних постах м. Одеса (2018 р.)

Найбільша ступінь забруднення атмосфери сажею виявлена в червні на 10 посту з перевищенням *ГДКсд* в 1,6 рази.

Аналіз тенденцій зміни рівнів вмісту сажі в атмосферному повітрі дозволив виявити наступне:

- в цілому синхронний хід кривих на постах;
- рівень забруднення сажею вище у літній період (з червня по серпень).

1.2 Оцінка впливу окремих полютантів у складі атмосферного повітря на тривалість життя населення міста Одеса

Науково обґрунтована залежність «доза-ефект» дозволяє стверджувати, що забруднюючі речовини (ЗР) атмосферного повітря збільшують ризики

скорочення тривалості життя населення, особливо в промислово потужних районах та урбоекосистемах, де зазвичай спостерігається високий рівень забруднення атмосфери. Характерним проявом наслідків такого негативного впливу є підвищення рівня захворювання населення, а як підтверджує методика [3] – скорочення тривалості життя. Тому оцінка впливу забрудненого газоподібними ЗР атмосферного повітря на тривалість життя населення міста Одеса є актуальним завданням для дослідження.

При оцінці впливу забруднюючих повітря шкідливих речовин важливим є встановлення концентрацій, які викликають ранні функціональні і патоморфологічні зміни в організмі людини, а також урахування адитивності їхньої дії. Слід зазначити, що токсична дія шкідливих речовин, які надходять в організм у процесі дихання, за інших рівних умов, на декілька порядків вище, чим при споживанні води та їжі, які забруднені ними, через полегшене транспортування їх у плазму крові. Для цього визначають так звані діючі концентрації, а також граничні концентрації. Перші викликають ознаки інтоксикації організму, при других – прояви дії шкідливих речовин знаходяться на грані фізіологічних змін і патологічних явищ. У випадку забруднення атмосферного повітря використовується метод визначення рівня ризику скорочення тривалості життя під впливом забруднювачів атмосферного повітря з використанням залежності «доза-ефект» [4].

Для оцінки впливу газоподібних ЗР атмосферного повітря м. Одеса на тривалість життя населення в 2017 р. були використані дані з ТЗА для кожного із восьми стаціонарних пунктів спостереження.

Найбільша кількість пунктів розташована в центральній частині міста, і зовсім відсутні вимірювання в житлових масивах Таїрова і Котовського. Слід зазначити, що основний промисловий майданчик м. Одеса розташований на півночі і в північно-західному напрямку від центру. А у південному і південно-східному районах джерела забруднення атмосфери практично відсутні. Тут переважають неорганізовані викиди, пов'язані, в першу чергу, з автотранспортом [5].

Отже в м. Одеса функціонують, згідно вимог до мережі спостережень за забрудненням атмосфери, вісім стаціонарних пунктів.

Вихідні дані з ТЗА були розшифровані та систематизовані. Досліджувався вміст в атмосферному повітрі таких ЗР: діоксид сірки, оксид вуглецю, діоксид азоту, сірководень, фенол, фтористий водень, формальдегід, озон. Виявилося, що із вищезазначеного переліку на жодному із пунктів спостереження відбори проб повітря не проводились по озону. А для решти ЗР відбір проб відбувався за схемою, яка представлена в табл. 1.1.

Таблиця 1.1 – Аналіз відборів проб атмосферного повітря на пунктах спостереження в м. Одеса в 2017 р.

Домішка	Пункт спостережень за забрудненням							
	08	10	15	16	17	18	19	20
Діоксид сірки, SO_2	+	+	+	+	+	+	+	+
Оксид вуглецю, CO	-	+	+	+	+	+	+	-
Діоксид азоту, NO_2	+	+	+	+	+	+	+	+
Сірководень, H_2S	-	+	-	-	-	+	-	-
Фенол, C_6H_5OH	+	+	+	+	-	+	+	+
Фтористий водень, HF	-	+	-	-	+	+	-	-
Формальдегід, $HCHO$	+	+	-	+	+	+	+	-
Озон, O_3	-	-	-	-	-	-	-	-

В ній на основі аналізу розрахованих показників кратності перевищення *ГДК* встановлені факти перевищення середньомісячними концентраціями гранично допустимих протягом всього року, тобто дванадцяти місяців (позначено в табл. 1.1 сірим кольором).

На наступному етапі розрахунків визначені значення показника скорочення тривалості життя (*СТЖ*) від впливу газоподібних ЗР, концентрації яких впродовж 2017 р. перевищують *ГДК*.

На кінцевому етапі дослідження виконаний розрахунок ризику

скорочення тривалості життя $R_{стж}$ (рік⁻¹) населення м. Одеса трьох вікових категорій від забруднення атмосферного повітря для всіх стаціонарних пунктів спостереження. Для наглядного представлення результатів розрахунків вони були репрезентовані графічно на рис. 1.6 – 1.23.

За результатами аналізу розрахованих $R_{стж}$ від забруднення атмосферного повітря на стаціонарному пункті спостереження №8 (м. Одеса, 2017 р.) встановлено, що знаходження у повітрі, забрудненому фенолом (рис. 1.6), є небезпечним для людей усіх вікових категорій протягом і 8 і 24 год.

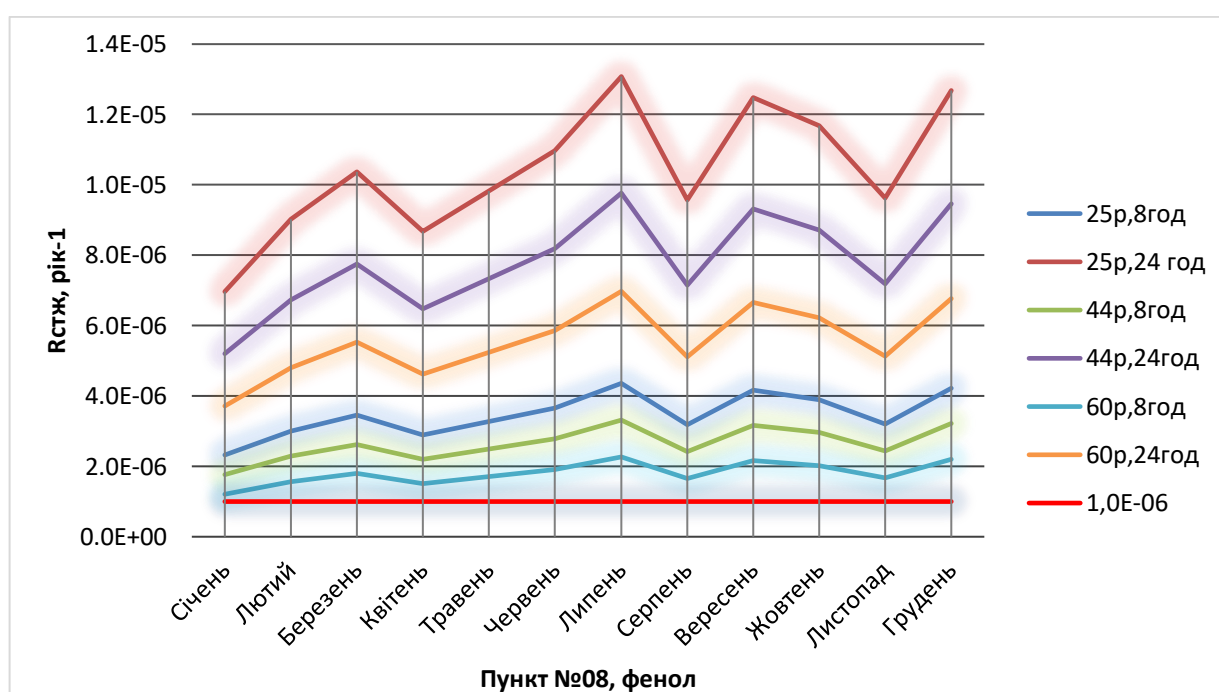


Рисунок 1.6 – Результати розрахунку $R_{стж}$ від забруднення атмосферного повітря фенолом (ПСЗ №8, м. Одеса, 2017 р.)

За результатами аналізу розрахованих $R_{стж}$ (рік⁻¹) від забруднення атмосферного повітря на стаціонарному пункті спостереження №10 (м. Одеса, 2017 р.) встановили наступне: знаходження у повітрі, забрудненому фенолом (рис. 1.7), є небезпечним для людей усіх вікових категорій протягом і 8, і 24 годин.

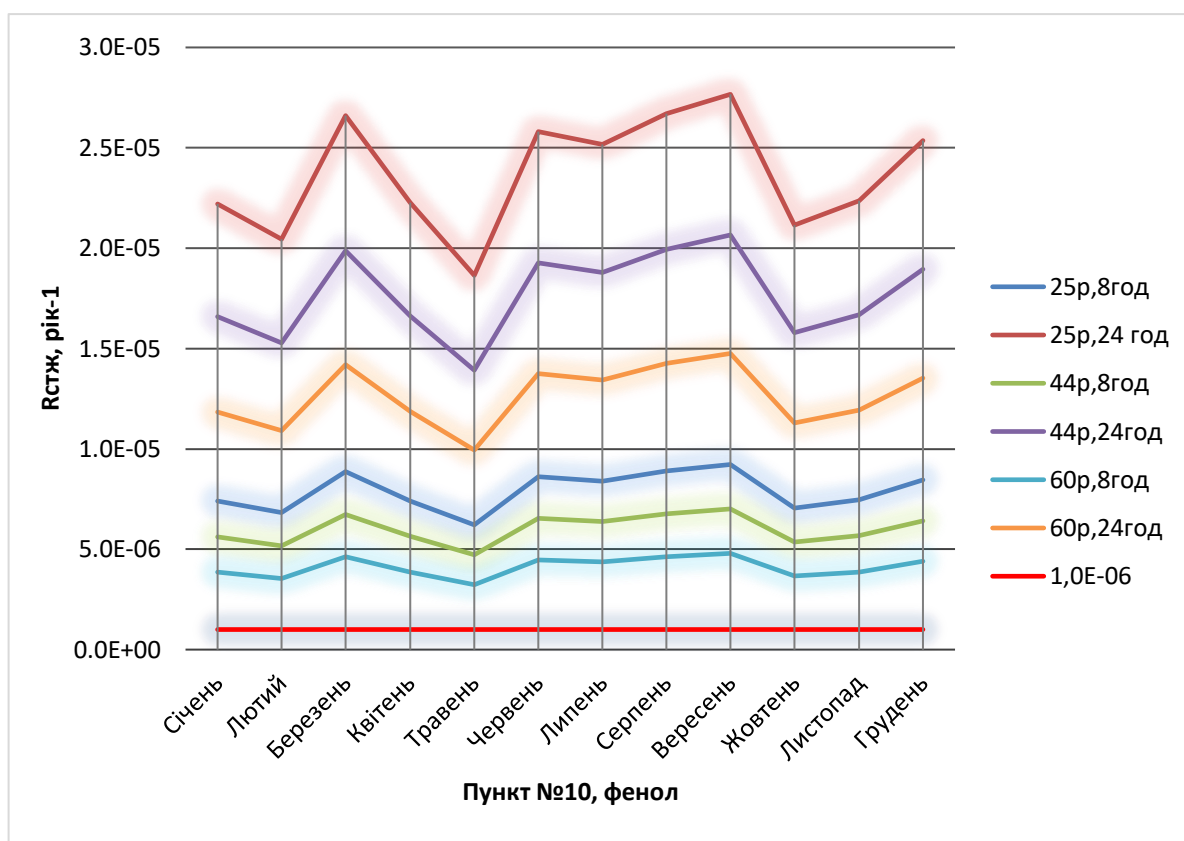


Рисунок 1.7 – Результати розрахунку $R_{стж}$ від забруднення атмосферного повітря фенолом (ПСЗ №10, м. Одеса, 2017 р.)

Знаходження у повітрі, забрудненому фтористим воднем (рис. 1.8), є безпечним для людей вікових категорій 25, 44 та 60 років на протязі 8 годин та для людей вікових категорій 44 і 60 років на протязі 24 год. Для людей 25 років на протязі 24 годин знаходження є безпечним лише у січні, лютому і травні.

Знаходження у повітрі, забрудненому формальдегідом (рис. 1.9), є безпечним протягом усього року тільки для людей 60 років на протязі 8 годин, для людей 44 років на протязі 8 годин у листопаді та грудні є небезпечним.

Для людей 25 років на протязі 8 годин безпечним є знаходження лише з лютого по серпень. Для людей 25, 44 і 60 років на протязі 24 годин безпечним є перебування лише у травні.

За результатами аналізу розрахованих $R_{стж}$ (рік⁻¹) від забруднення атмосферного повітря на стаціонарному пункті спостереження №16 (м. Одеса,

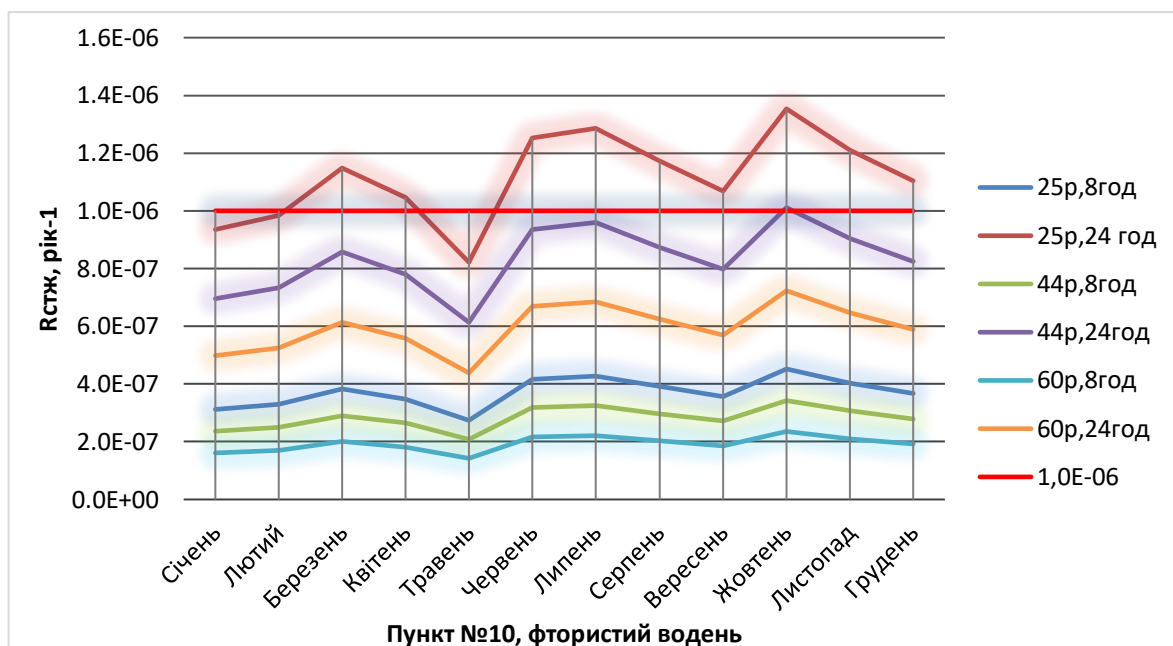


Рисунок 1.8 – Результати розрахунку $R_{стж}$ від забруднення атмосферного повітря фтористим воднем (ПСЗ №10, м. Одеса, 2017 р.)

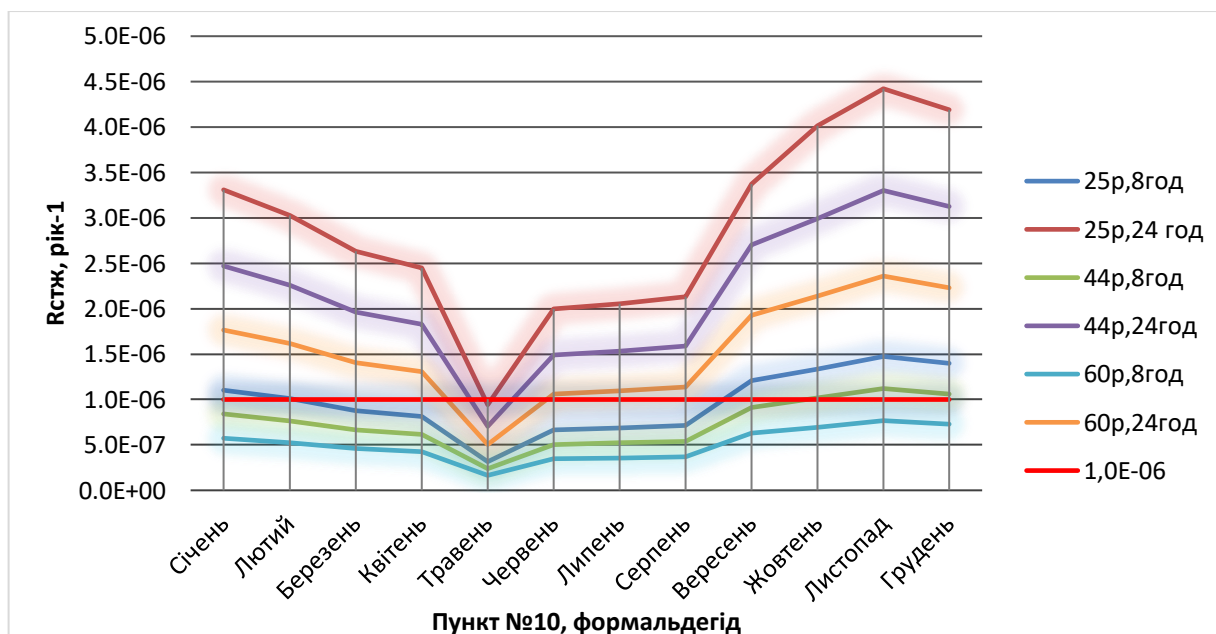


Рисунок 1.9 – Результати розрахунку $R_{стж}$ від забруднення атмосферного повітря формальдегідом (ПСЗ №10, м. Одеса, 2017 р.)

2017 р.) встановили, що знаходження у повітрі, забрудненому діоксидом азоту (рис.1.10), є безпечним протягом року для людей 25, 44 і 60 років протягом 8 годин. Для людей 60 років протягом 24 годин знаходження є безпечним лише

у січні, лютому та жовтні. Для всіх інших вікових категорій людей протягом 8 і 24 годин знаходження є небезпечним.

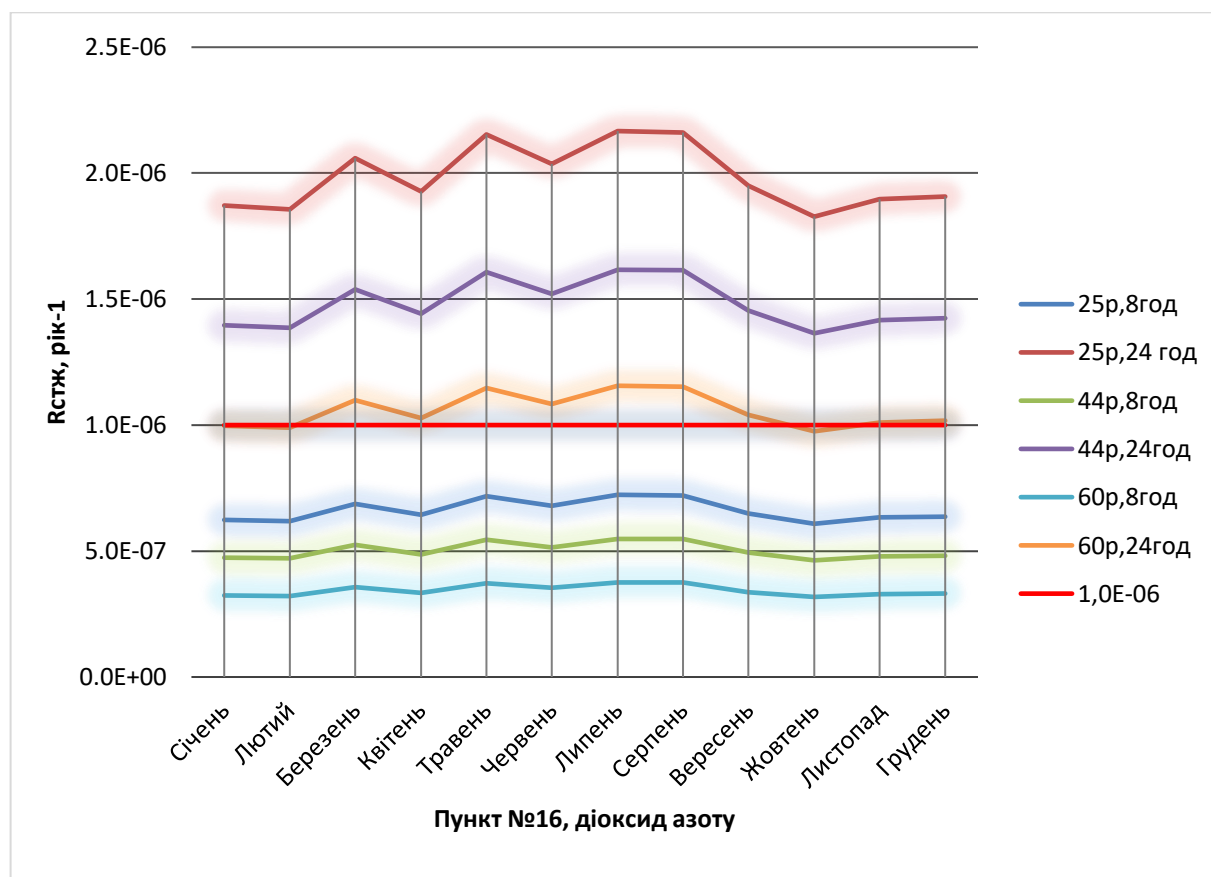


Рисунок 1.10 – Результати розрахунку $R_{стж}$ від забруднення атмосферного повітря діоксидом азоту (ПСЗ №16, м. Одеса, 2017 р.)

Знаходження у повітрі, забрудненому фенолом (рис. 1.11), є небезпечним для людей усіх вікових категорій протягом і 8, 24 годин.

Знаходження у повітрі, забрудненому формальдегідом (рис. 1.12), безпечним протягом усього року є тільки для людей 60 років на протязі 8 год., для людей 44 років на протязі 8 год. у жовтні, листопаді та грудні є небезпечним.

Для людей 25 років на протязі 8 год. безпечним є знаходження лише з березня по серпень. Для людей 60 років на протязі 24 год. безпечним є перебування лише у липні. Для людей 25 і 44 років знаходження на протязі 24 годин є небезпечним.

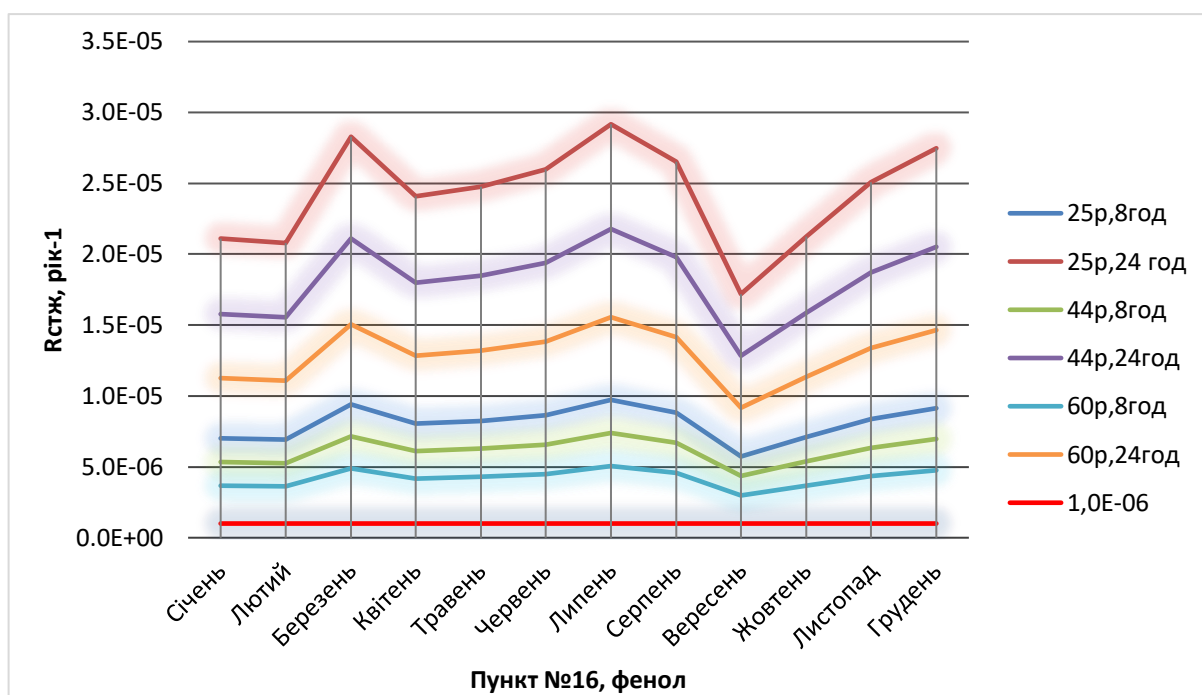


Рисунок 1.11 – Результати розрахунку $R_{стж}$ від забруднення атмосферного повітря фенолом (ПСЗ №16, м. Одеса, 2017 р.)

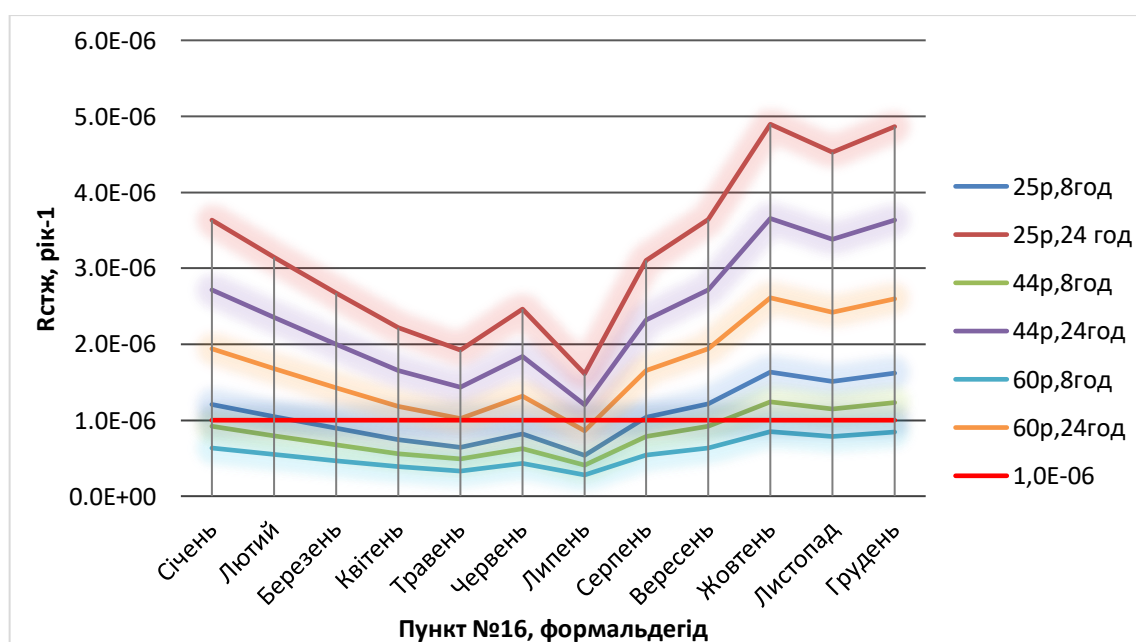


Рисунок 1.12 – Результати розрахунку $R_{стж}$ від забруднення атмосферного повітря формальдегідом (ПСЗ №16, м. Одеса, 2017 р.)

За результатами аналізу розрахованих $R_{стж}$ (рік⁻¹) від забруднення атмосферного повітря на стаціонарному пункті спостереження №17 (м. Одеса, 2017 р.) встановлено, що знаходження у повітрі забрудненому, оксидом

вуглецю (рис. 1.13), є небезпечним для людей усіх вікових категорій протягом і 8, і 24 год.

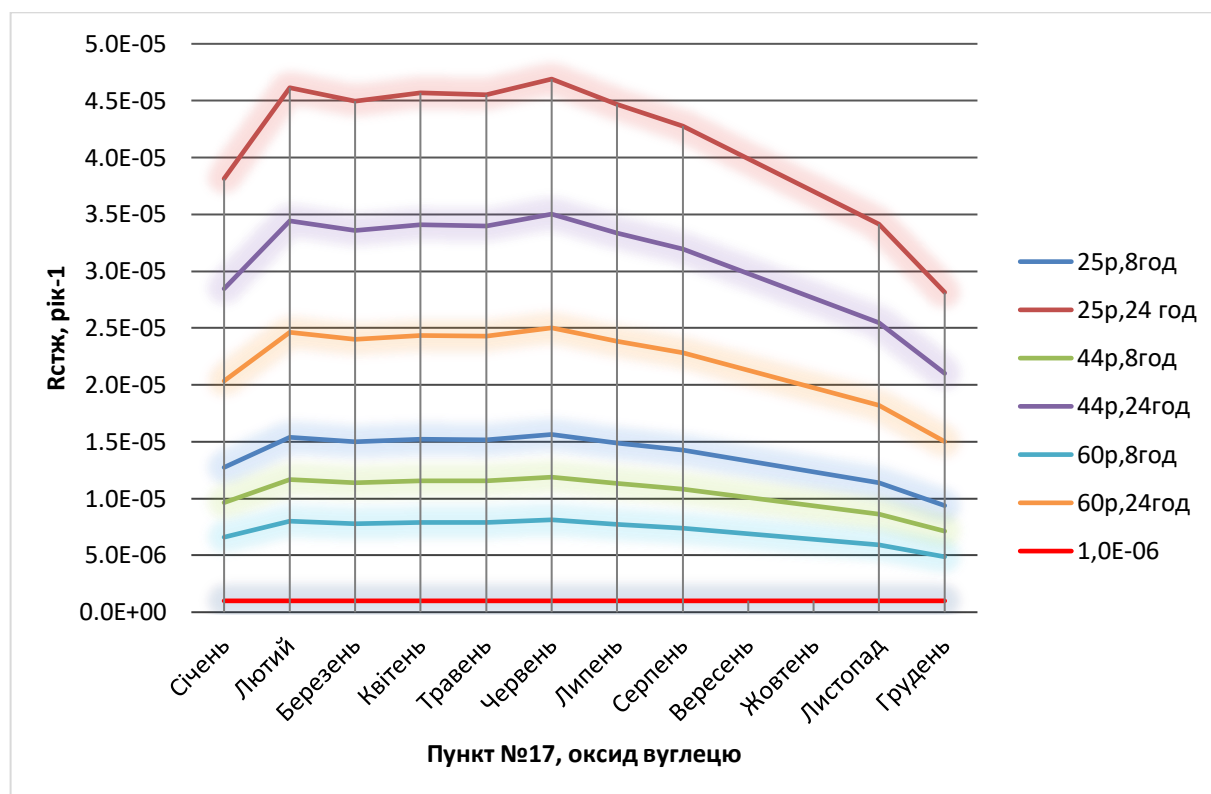


Рисунок 1.13 – Результати розрахунку $R_{стж}$ від забруднення атмосферного повітря оксидом вуглецю (ПСЗ №17, м. Одеса, 2017 р.)

А знаходження у повітрі, забрудненому фтористим воднем (рис.1.14), є безпечним для людей 25 років протягом 24 годин у січні, для людей 44 років на протязі 24 годин у липні є небезпечним. Для людей усіх інших вікових категорій протягом 8 і 24 год. знаходження є безпечним протягом року.

Знаходження у повітрі, забрудненому формальдегідом (рис.1.15), безпечним протягом усього року є тільки для людей 60 років на протязі 8 год., для людей 44 років на протязі 8 год. у січні, жовтні, листопаді та грудні є небезпечним.

Для людей 25 років на протязі 8 год. безпечним є знаходження лише у лютому, березні, квітні, травні, липні та серпні. Для людей 60 років на протязі 24 год. безпечним є перебування лише у травні. Для людей 25 і 44 років

знаходження на протязі 24 год. є небезпечним.

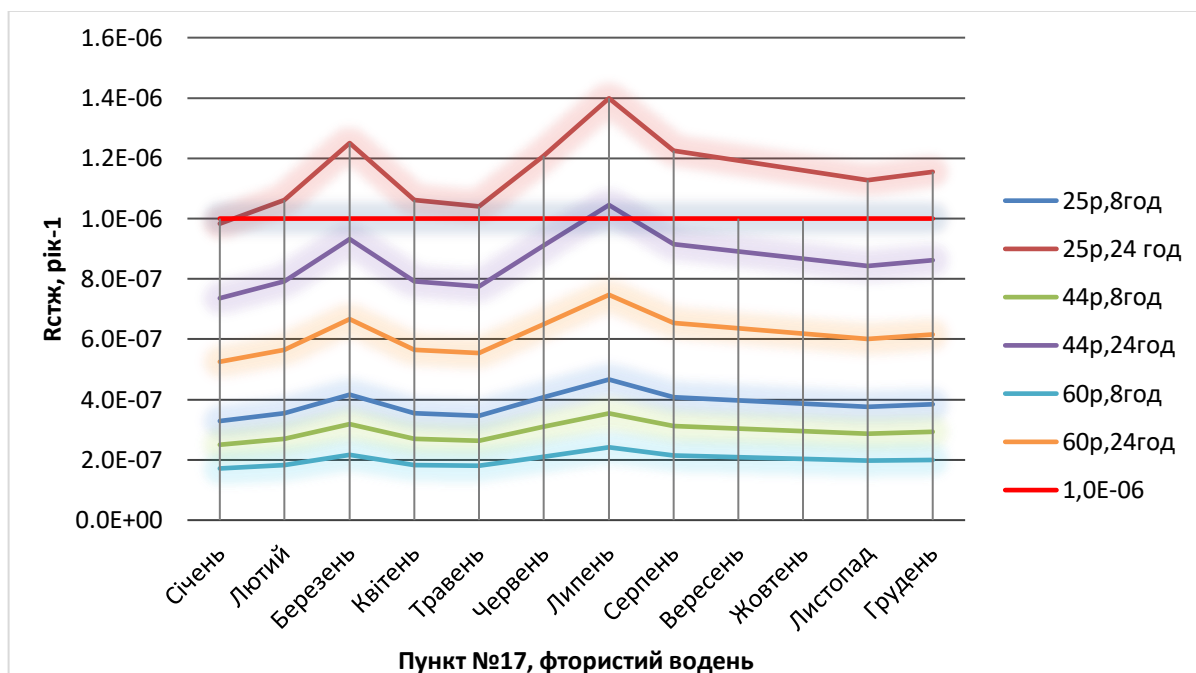


Рисунок 1.14 – Результати розрахунку $R_{стж}$ від забруднення атмосферного повітря фтористим воднем (ПСЗ №17, м. Одеса, 2017 р.)

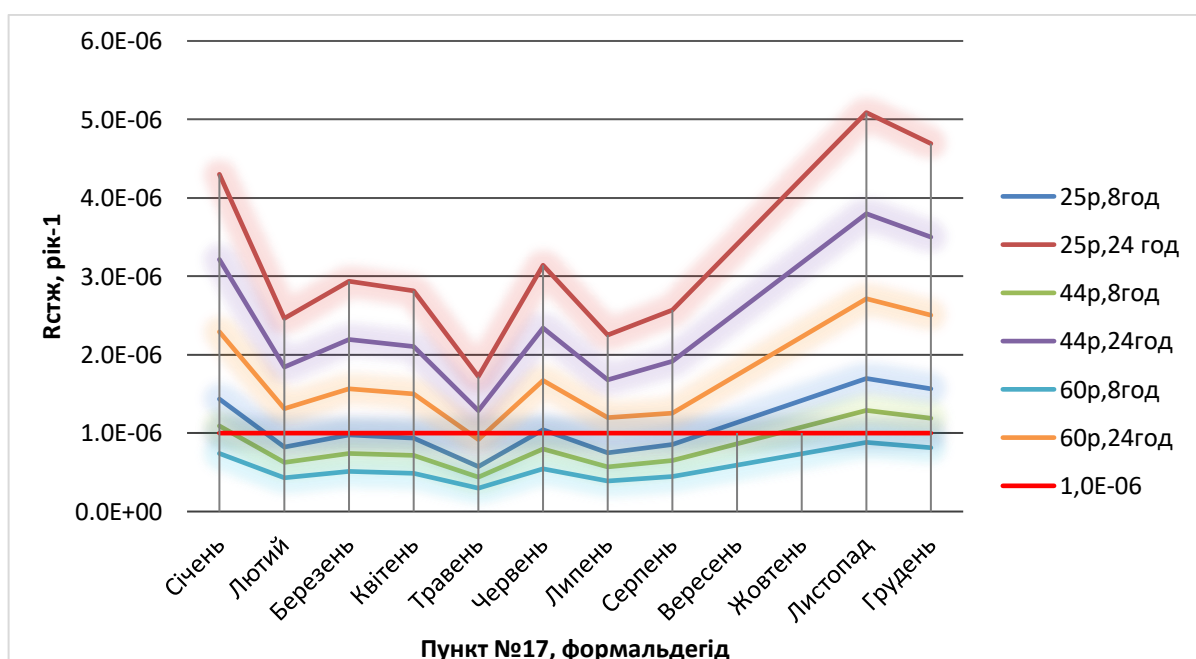


Рисунок 1.15 – Результати розрахунку $R_{стж}$ від забруднення атмосферного повітря формальдегідом (ПСЗ №17, м. Одеса, 2017р.)

За результатами аналізу розрахованих $R_{стж}$ (рік⁻¹) від забруднення атмосферного повітря на стаціонарному пункті спостереження №18 (м. Одеса, 2017 р.) встановлено, що знаходження у повітрі, забрудненому оксидом вуглецю (рис.1.16), є небезпечним для людей усіх вікових категорій протягом і 8, і 24 годин.

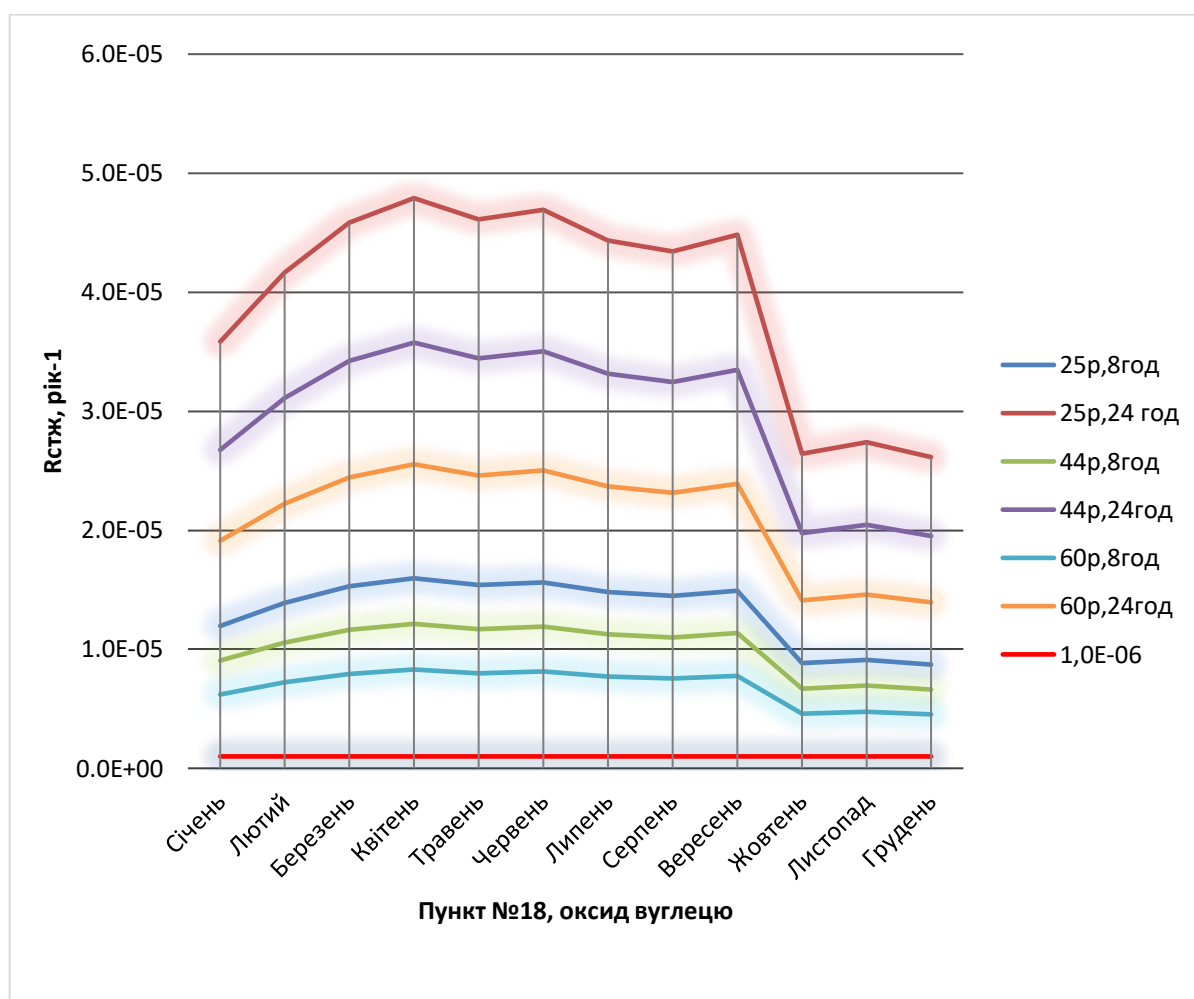


Рисунок 1.16 – Результати розрахунку $R_{стж}$ від забруднення атмосферного повітря оксидом вуглецю (ПСЗ №18, м. Одеса, 2017 р.)

Знаходження у повітрі, забрудненому діоксидом азоту (рис. 1.17), є безпечним протягом року для людей 25, 44 і 60 років протягом 8 год. Для людей 60 років протягом 24 год. знаходження є безпечним у вересні. Для інших вікових категорій протягом 8 і 24 годин знаходження є небезпечним.

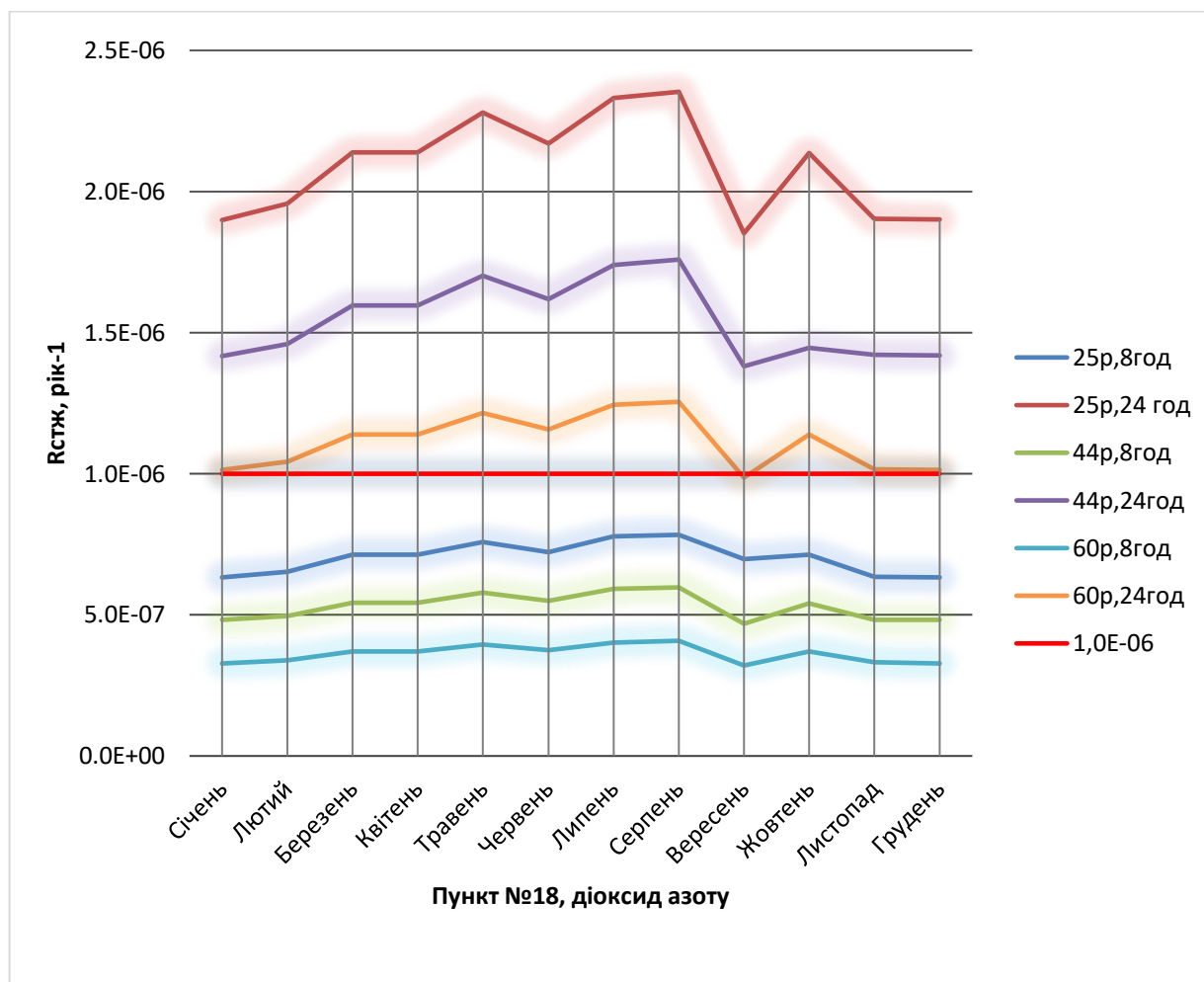


Рисунок 1.17 – Результати розрахунку $R_{стжс}$ від забруднення атмосферного повітря діоксидом азоту (ПСЗ №18, м. Одеса, 2017 р.)

Знаходження у повітрі, забрудненому фенолом (рис. 1.18), є небезпечним для людей усіх вікових категорій протягом і 8, і 24 год., а знаходження у повітрі, забрудненому фтористим воднем (рис. 1.19), є безпечним для людей 25 років протягом 24 год. у січні та листопаді. Для людей 44 років на протязі 24 год. небезпечним є знаходження лише у грудні. Для людей інших вікових категорій знаходження є безпечним протягом року.

Що стосується знаходження у повітрі, забрудненому формальдегідом (рис. 1.20), безпечним протягом усього року є тільки для людей 60 років на протязі 8 год., для людей 44 років на протязі 8 год. у січні, жовтні, листопаді та грудні є небезпечним. Для людей 25 років на протязі 8 год. безпечним є

знаходження лише у лютому, квітні, травні, липні та серпні. Для людей 60

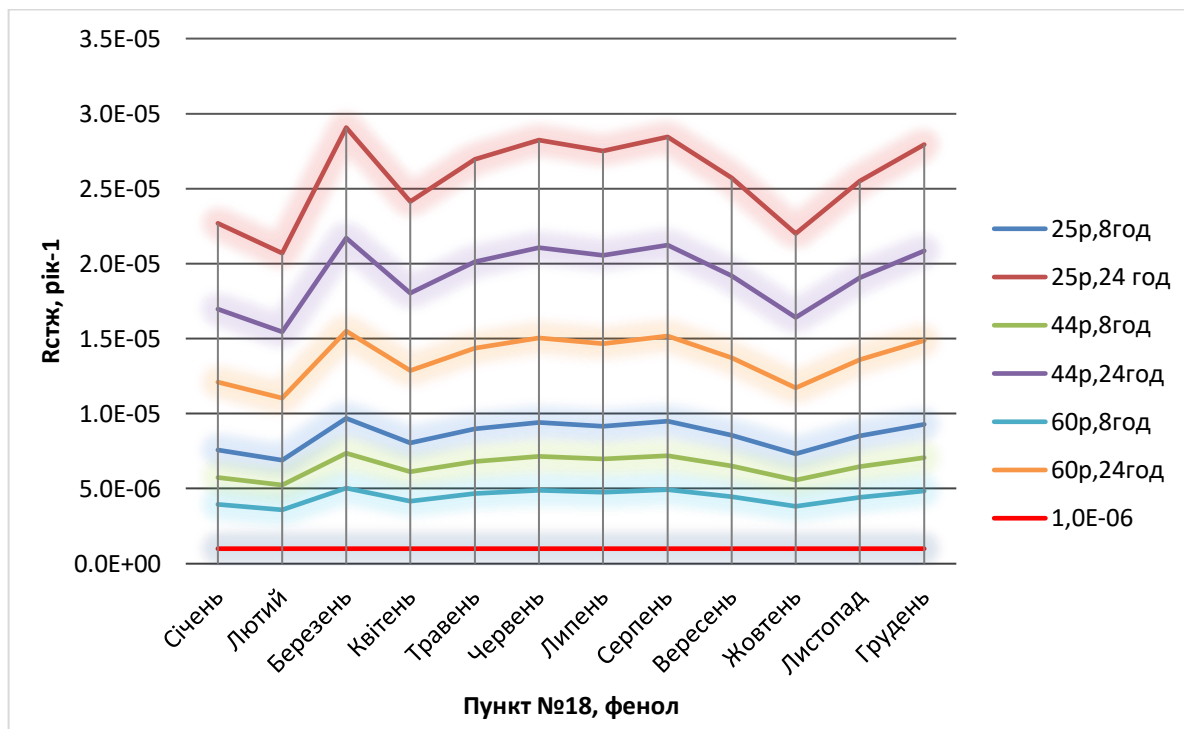


Рисунок 1.18 – Результати розрахунку $R_{стж}$ від забруднення атмосферного повітря фенолом (ПСЗ №18, м. Одеса, 2017 р.)

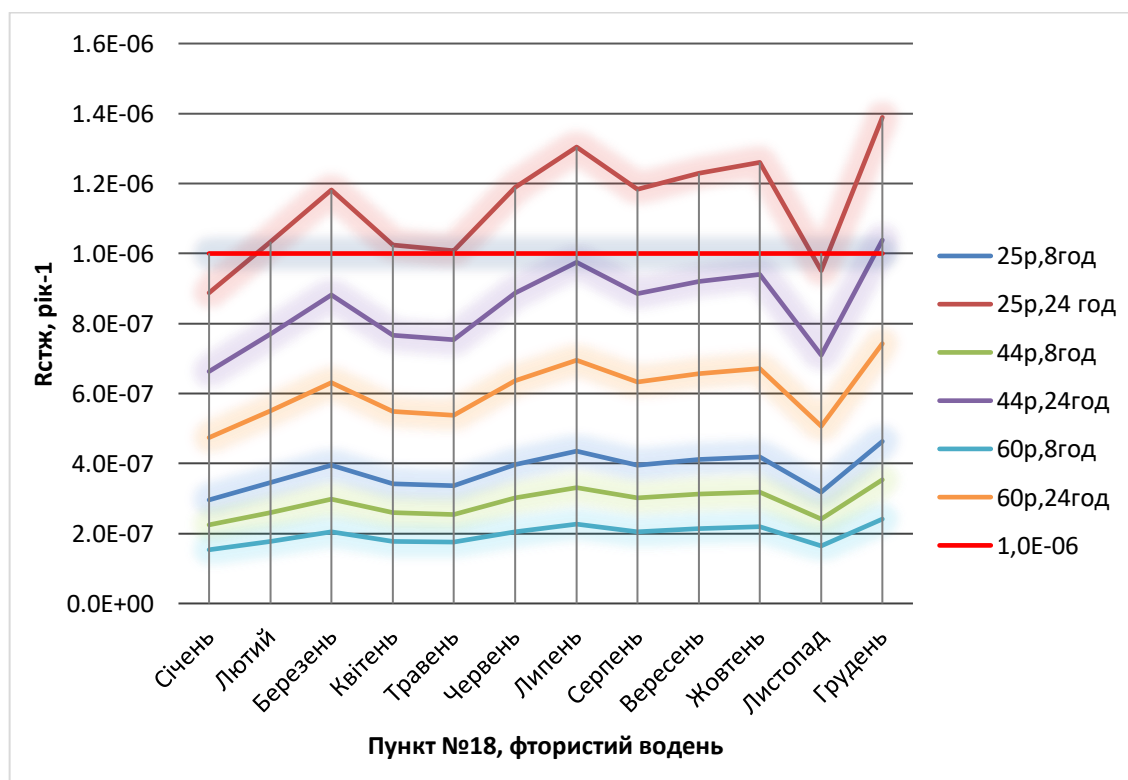


Рисунок 1.19 – Результати розрахунку $R_{стж}$ від забруднення атмосферного повітря фтористим воднем (ПСЗ №18, м. Одеса, 2017 р.)

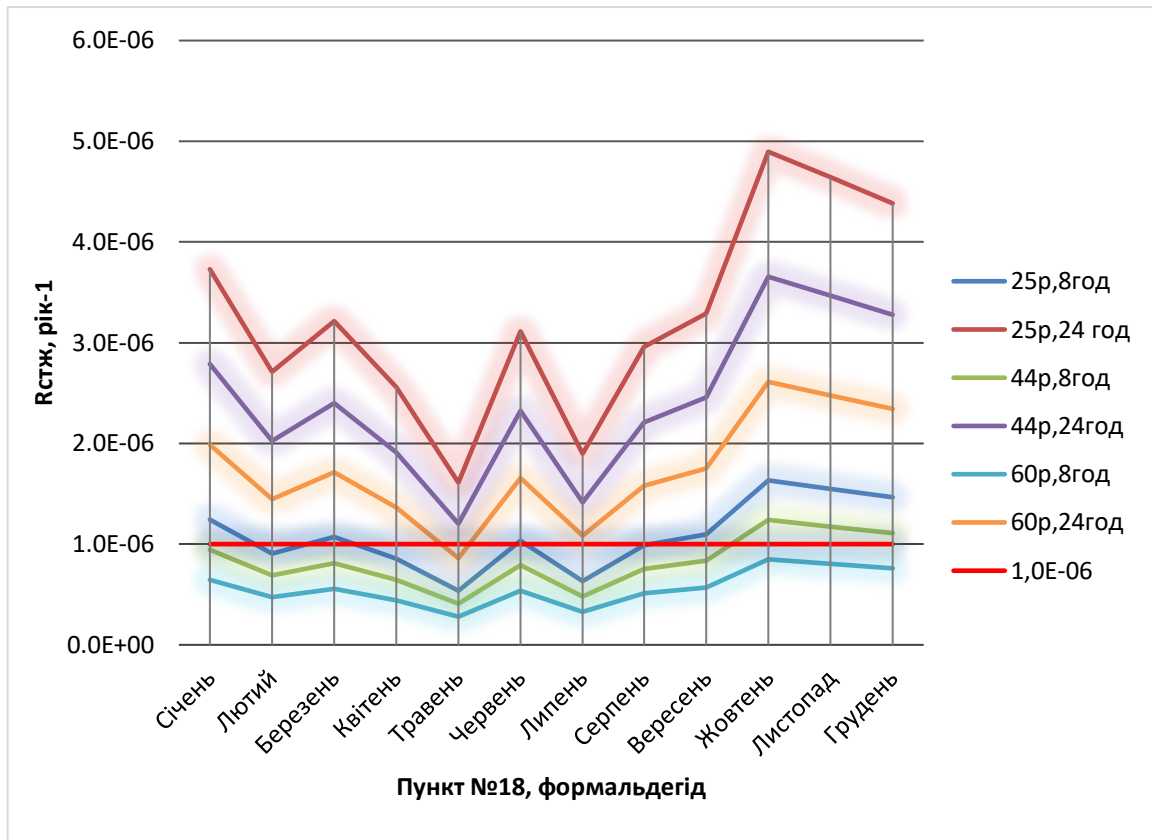


Рисунок 1.20 – Результати розрахунку $R_{стж}$ від забруднення атмосферного повітря формальдегідом (ПСЗ №18, м. Одеса, 2017 р.)

років на протязі 24 год. безпечним є перебування лише у травні. Для людей 25 і 44 років знаходження на протязі 24 год. є небезпечним.

За результатами аналізу розрахованих $R_{стж}$ (рік⁻¹) від забруднення атмосферного повітря на стаціонарному пункті спостереження №19 (м. Одеса, 2017 р.) встановлено, що знаходження у повітрі, забрудненому фенолом (рис. 1.21), є небезпечним для людей усіх вікових категорій протягом і 8, і 24 год.

Знаходження у повітрі, забрудненому формальдегідом (рис. 1.22), є безпечним протягом усього року тільки для людей 60 років на протязі 8 год., для людей 44 років на протязі 8 год. у жовтні, листопаді та грудні є небезпечним. Для людей 25 років на протязі 8 год. безпечним є знаходження лише у лютому та з квітня по серпень. Для людей 60 років на протязі 24 год. безпечним є перебування лише у липні. Для людей 25 і 44 років знаходження

на протязі 24 год. є небезпечним.

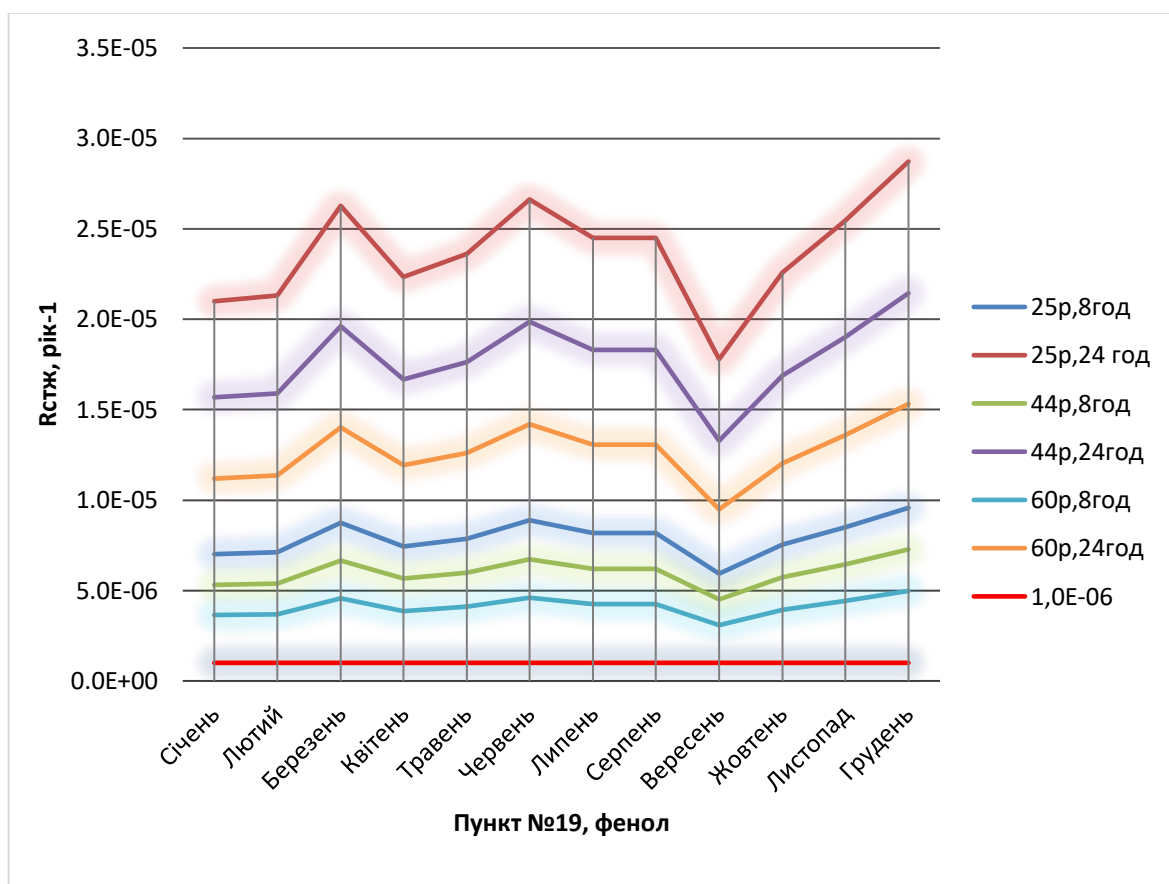


Рисунок 1.21 – Результати розрахунку $R_{стж}$ від забруднення атмосферного повітря фенолом (ПСЗ №19, м. Одеса, 2017 р.)

За результатами аналізу розрахованих $R_{стж}$ (рік⁻¹) від забруднення атмосферного повітря на стаціонарному пункті спостереження №20 (м. Одеса, 2017 р.) встановлено, що знаходження у повітрі, забрудненому фенолом (рис. 1.23), є небезпечним для людей усіх вікових категорій протягом і 8, і 24 год.

Результати оцінки ризику знаходження в умовах забрудненого атмосферного повітря для населення м. Одеса трьох вікових категорій представлені в табл. 1.2.

Аналізуючи результати таблиці 1.2, можна зазначити:

- в районі розташування ПСЗ №8 небезпечними ЗР є фенол як такий, що скорочує тривалість життя населення;

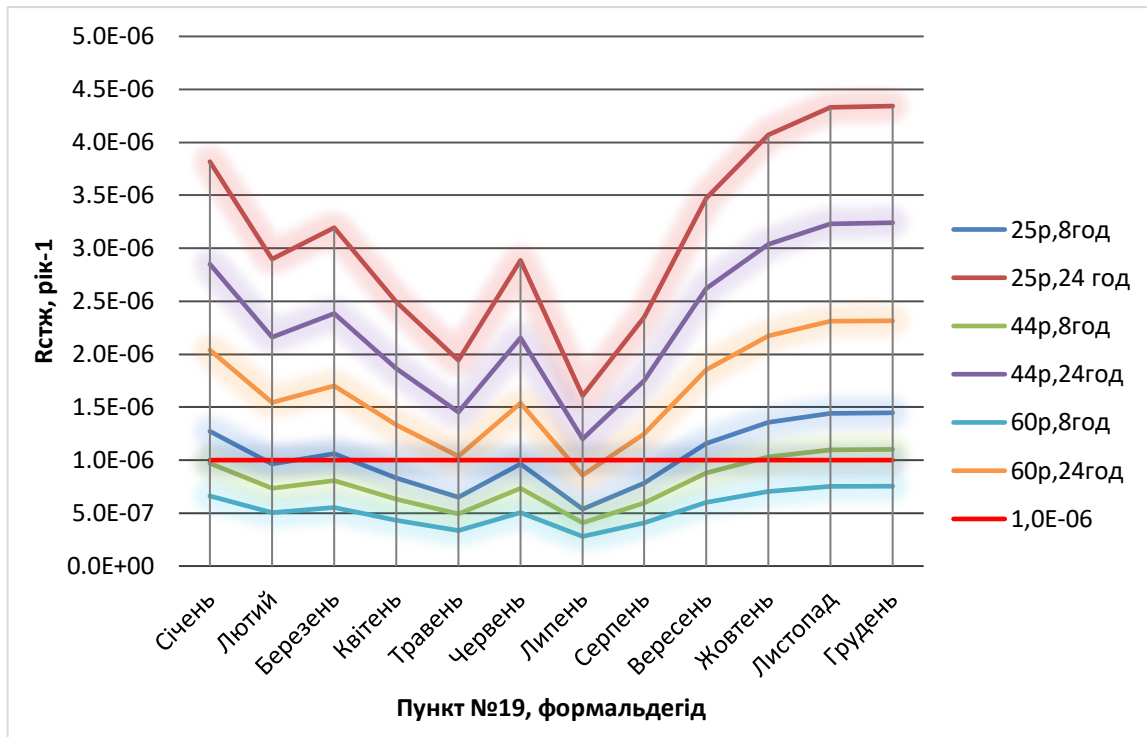


Рисунок 1.22 – Результати розрахунку $R_{стжз}$ від забруднення атмосферного повітря формальдегідом (ПСЗ №19, м. Одеса, 2017 р.)

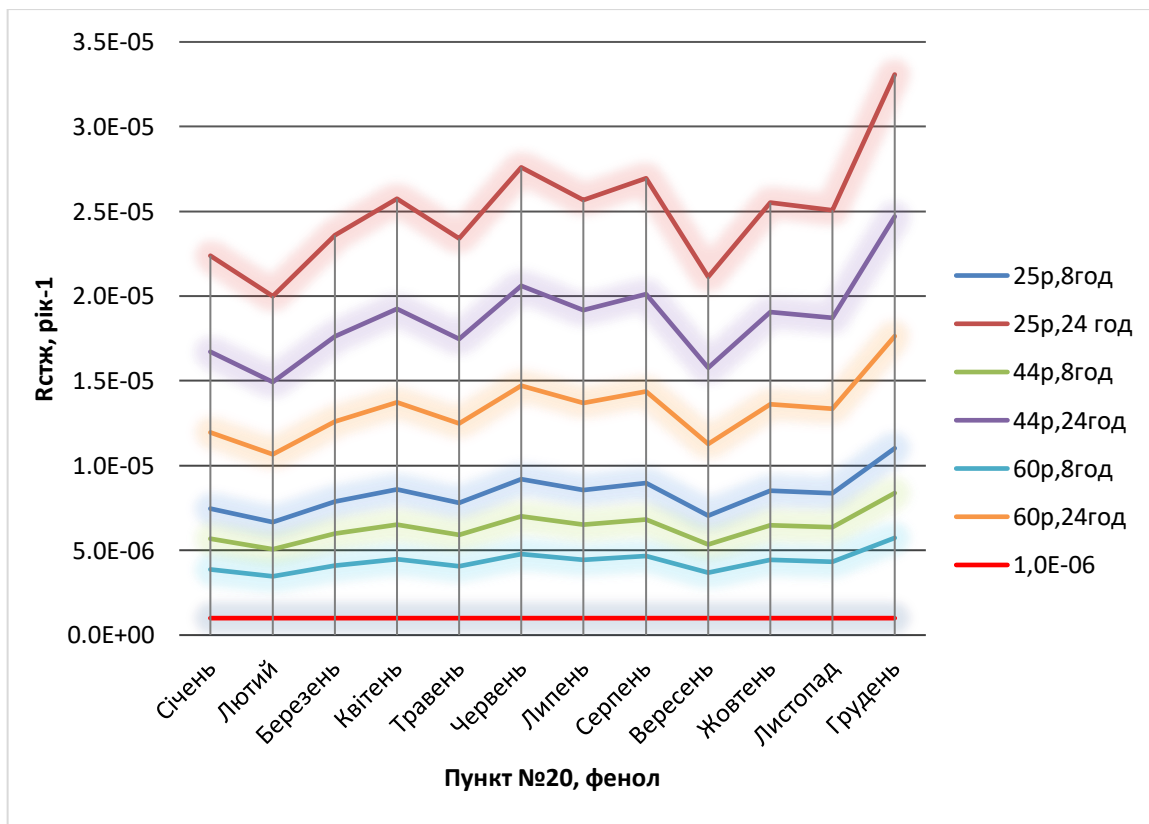


Рисунок 1.23 – Результати розрахунку $R_{стжз}$ від забруднення атмосферного повітря фенолом (ПСЗ №20, м. Одеса, 2017 р.)

Таблиця 1.2 – Аналіз результатів оцінки ризику скорочення тривалості життя населення м. Одеса від знаходження в умовах забрудненого атмосферного повітря (2017 р.)

Домішка	Пункт спостережень за забрудненням							
	08	10	15	16	17	18	19	20
Оксид вуглецю	-	+	+	+	Небезпечно	Небезпечно	+	-
Діоксид азоту	+	+	+	Умовно безпечно	+	Умовно безпечно	+	+
Сірководень	-	+	-	-	-	+	-	-
Фенол	Небезпечно	Небезпечно	Небезпечно	Небезпечно	-	Небезпечно	Небезпечно	Небезпечно
Фтористий водень	-	Умовно безпечно	-	-	Умовно безпечно	Умовно безпечно	-	-
Формальдегід	+	Умовно безпечно	-	Умовно безпечно	Умовно безпечно	Умовно безпечно	Умовно безпечно	-

- на ПСЗ № 10 з переліку досліджуваних ЗР небезпечним є фенол, умовно небезпечними – фтористий водень та формальдегід;
- на ПСЗ № 15 спостерігаються небезпечні умови знаходження на відкритому повітрі за рахунок фенолу;
- в районі розташування ПСЗ № 16 небезпечні для населення умови створює присутній в атмосферному повітрі фенол, а за рахунок діоксиду азоту та формальдегіду створюється умовно безпечна ситуація;
- на ПСЗ № 17 небезпечні умови створює оксид вуглецю;
- на ПСЗ № 18 небезпечними умови стають за рахунок вмісту в атмосферному повітрі оксиду вуглецю та фенолу, а умовно

безпечними за рахунок діоксиду азоту, фтористого водню та формальдегіду;

- в районі ПСЗ № 19 та № 20 складаються небезпечні умови знаходження в умовах відкритого атмосферного повітря за рахунок вмісту в ньому фенолу, при цьому на ПСЗ № 19 умовно безпечно за рахунок формальдегіду.

1.3 Аналіз забруднення повітряного басейну Одеської області із застосуванням даних автоматизованих спостережень

Серед існуючих сучасних екологічних проблем м. Одеса і Одеської області пріоритетним є забруднення повітряного басейну. Так, в останні роки за даними Центральної геофізичної обсерваторії ім. Б. Срезневського м. Одеса за значенням індексу забруднення атмосфери (*ІЗА*) входить до переліку найбільш забруднених міст України: 2016 р. – 3 місце, 2017 р. – 4 місце, 2018 – 2019 рр. – 3 місце [6 – 9].

У 2019 р. в Україні Постановою Кабінету Міністрів України було затверджено новий «Порядок здійснення державного моніторингу в галузі охорони атмосферного повітря» [10]. Імплементация цієї Постанови на даний час ще триває. В межах введення в дію цієї Постанови актуальним є впровадження у регіонах України автоматизованих систем спостережень за якістю атмосферного повітря.

Автоматизовані ПСЗ на даний час діють в окремих регіонах України. Так, у рамках виконання «Програми охорони навколишнього природного середовища в м. Бровари Київської області на 2019 – 2020 рік» була розроблена і впроваджена відповідна автоматизована система екологічного моніторингу атмосферного повітря (АСЕМА) [11]. У Дніпропетровській області станом на листопад 2020 р. мережа спостережень за станом

атмосферного повітря у житлових зонах включала 14 автоматизованих ПСЗ [12]. У м. Івано-Франківськ в рамках міжнародного проекту «Кампанія за чисте повітря в містах Східної України» розпочато роботу над встановленням станцій громадського моніторингу якості повітря [13]. В Одеській області на даний час також почали функціонувати автоматизовані ПСЗ, а саме спостереження проводяться на пункті у Нових Білярах, Олександрівці і на пункті, встановленому в Одеському державному екологічному університеті (ОДЕКУ).

На автоматизованому ПСЗ, встановленому на території ОДЕКУ, спостереження виконуються із застосуванням приладу AQT420 за вмістом певних забруднюючих речовин (ЗР) і окремими метеопараметрами. В тому числі визначаються тверді частинки двох розмірів ($PM_{2,5}$ і PM_{10}), які згідно із затвердженим Порядком [10] віднесені до Списку А, тобто переліку ЗР, які необхідно визначати обов'язково. Слід відзначити, що на мережі стаціонарних ПСЗ у м. Одеса визначення цих речовин на даний час не виконується.

Методичні аспекти оцінки якості атмосферного повітря при визначенні $PM_{2,5}$ і PM_{10} представляють певну проблему. Керівними принципами Всесвітньої організації охорони здоров'я (ВООЗ) рекомендовані такі рівні:

- для $PM_{2,5}$ – середньорічний рівень 10 мкг/м³, середньодобовий рівень – 25 мкг/м³;
- для PM_{10} – середньорічний рівень – 20 мкг/м³, середньодобовий рівень – 50 мкг/м³[14].

У країнах Європейського союзу (ЄС), як зазначено у роботі [14], діють такі нормативи:

- для $PM_{2,5}$ – середньорічний рівень 2,5 мкг/м³;
- для PM_{10} – середньорічний рівень 40 мкг/м³, середньодобовий рівень – 50 мкг/м³.

Аналіз забруднення атмосферного повітря м. Одеса із застосуванням даних автоматизованих спостережень проведено за період з червня 2019 р. по грудень 2020 р. [15].

На рис. 1.24 – 1.33 наведено динаміку зміни середньомісячних концентрацій окремих ЗР у м. Одеса за даними автоматизованих спостережень.

Середньомісячні концентрації NO_2 (рис. 1.24) перевищували $ГДК_{cd}$ у літньо-осінній сезон. Максимальні значення концентрацій відзначались у липні 2020 р. ($2,75 ГДК_{cd}$). У холодний період року концентрації NO_2 знаходились в межах норми. Мінімальне значення відзначено у січні 2020 р. ($0,1 ГДК_{cd}$).

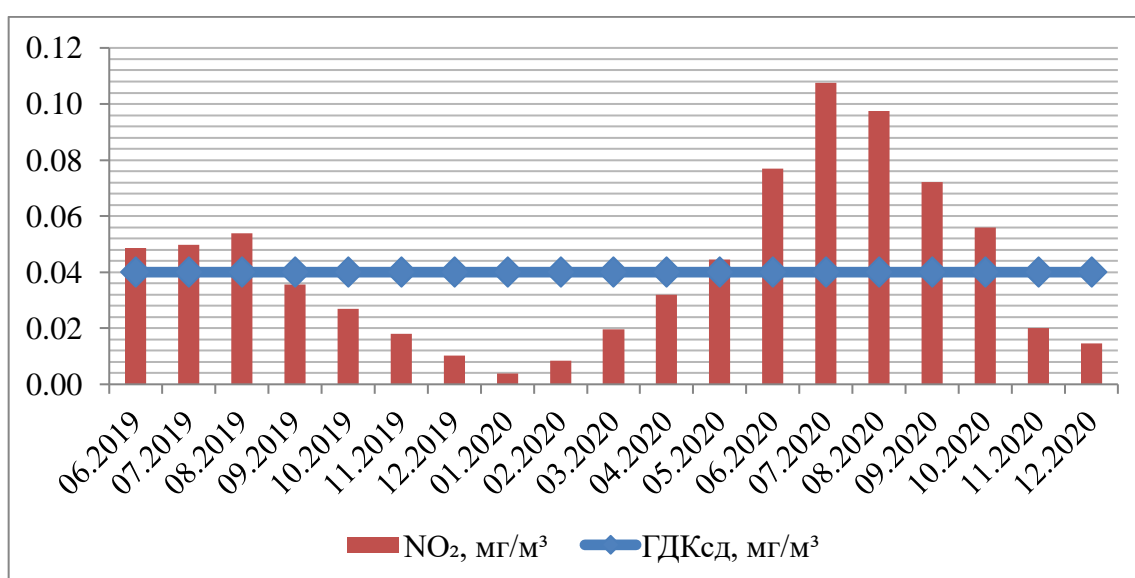


Рисунок 1.24 – Динаміка зміни середньомісячних концентрацій NO_2

Середньомісячні концентрації CO (рис. 1.25) не перевищували $ГДК_{cd}$. Їх значення варіюються в межах від $0,04 ГДК_{cd}$ у травні та червні 2020 р. до $0,08 ГДК_{cd}$ у жовтні 2019 р. і липні 2020 р.

Тенденція змін середньомісячних концентрацій SO_2 (рис. 1.26) схожа з тенденцією змін концентрацій NO_2 . Найбільші перевищення $ГДК_{cd}$ аналогічно спостерігаються у літньо-осінній сезон. Максимальні значення концентрацій відзначені в липні 2020 р. ($4,8 ГДК_{cd}$), мінімальне – в лютому 2020 р. ($0,1 ГДК_{cd}$).

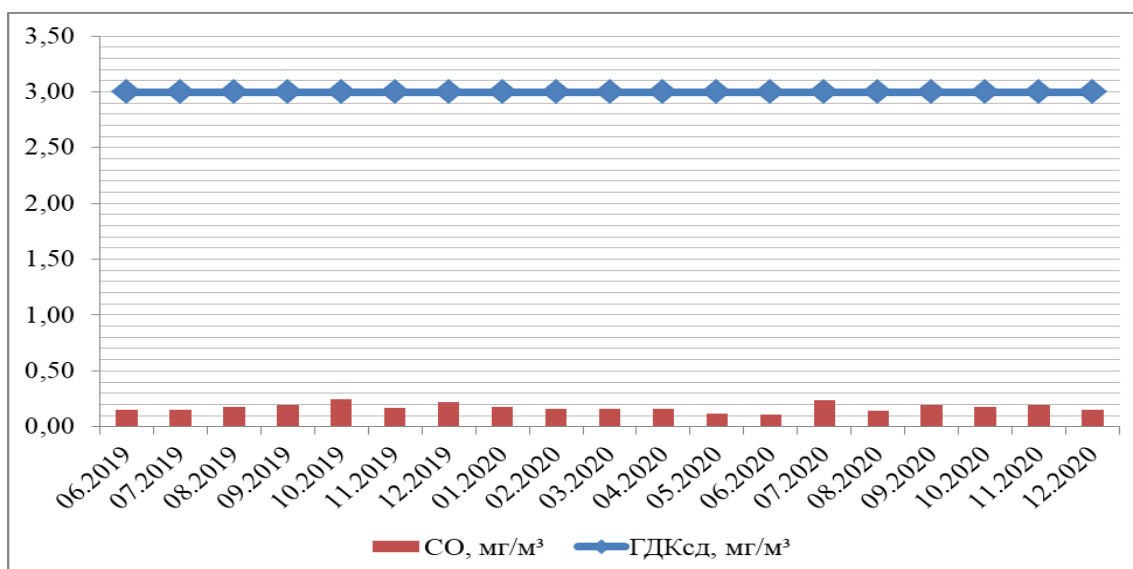


Рисунок 1.25 – Динаміка зміни середньомісячних концентрацій CO

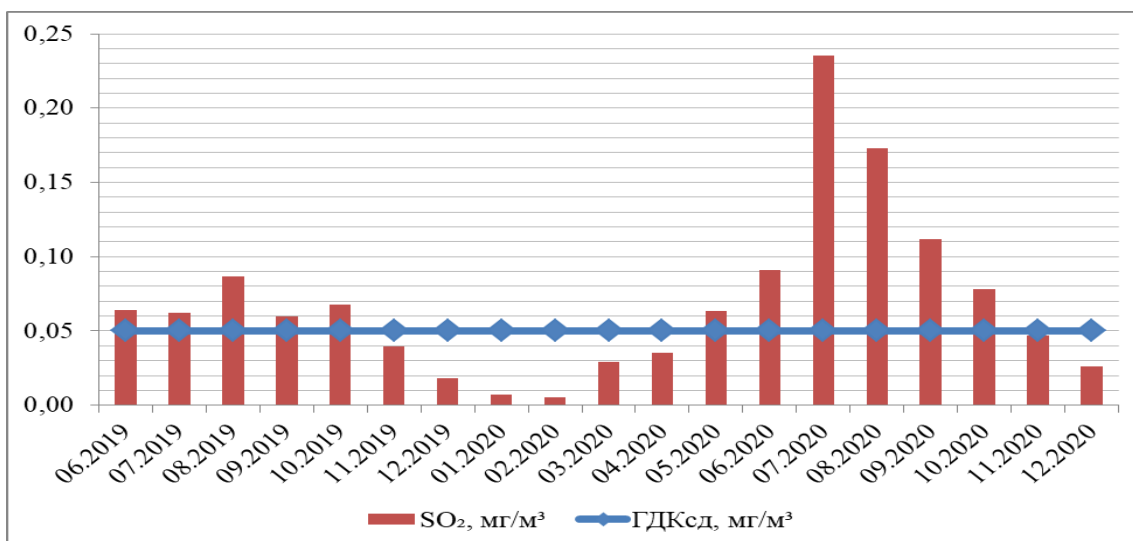


Рисунок 1.26 – Динаміка зміни середньомісячних концентрацій SO_2

Така ж тенденція зберігається і за даними спостережень за вмістом O_3 (рис. 1.27).

Кількість місяців, коли концентрація O_3 була в межах норми, складає п'ять (листопад, грудень 2019 р. і січень, лютий, грудень 2020 р.). Усі інші місяці відзначаються перевищенням $ГДК_{сд}$ з максимумом у липні 2020 р., де значення концентрації складало $7ГДК_{сд}$. Слід відзначити, що постійні спостереження за вмістом O_3 на стаціонарній мережі майже не проводяться, що ускладнює порівняльний аналіз отриманих даних з даними по місту в цілому.

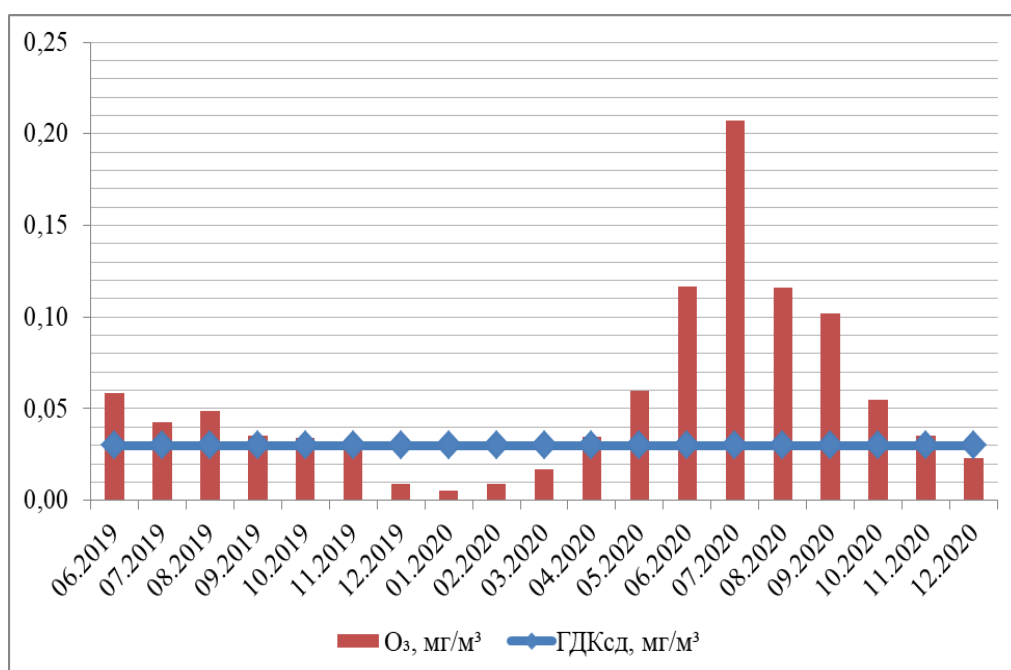


Рисунок 1.27 – Динаміка зміни середньомісячних концентрацій O_3

Більш цікавим було проаналізувати вміст твердих частинок з різним розміром (PM_{10} і $PM_{2.5}$). Вміст PM_{10} (рис. 1.28) порівнювався з трьома нормативами: $ГДК_{сд}$ для пилу і нормативи ВООЗ і ЄС для PM_{10} . Отримані результати дещо різняться. Перевищення $ГДК_{сд}$ не відзначалось, перевищення нормативів ЄС відзначено в листопаді 2019 р., а перевищення нормативів ВООЗ – у переважній більшості випадків за період спостережень.

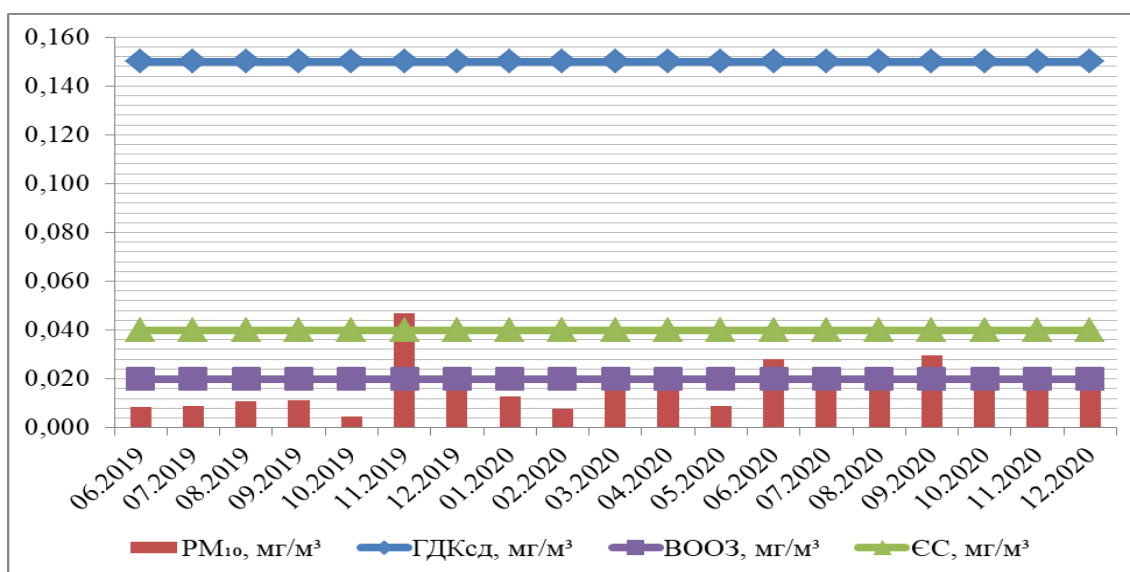


Рисунок 1.28 – Динаміка зміни середньомісячних концентрацій PM_{10}

Вміст $PM_{2.5}$ (рис. 1.29) порівнювався з нормативами ВООЗ і ЄС. Аналіз показав, що концентрації не перевищують встановлених стандартів жодного разу протягом всього періоду спостережень.

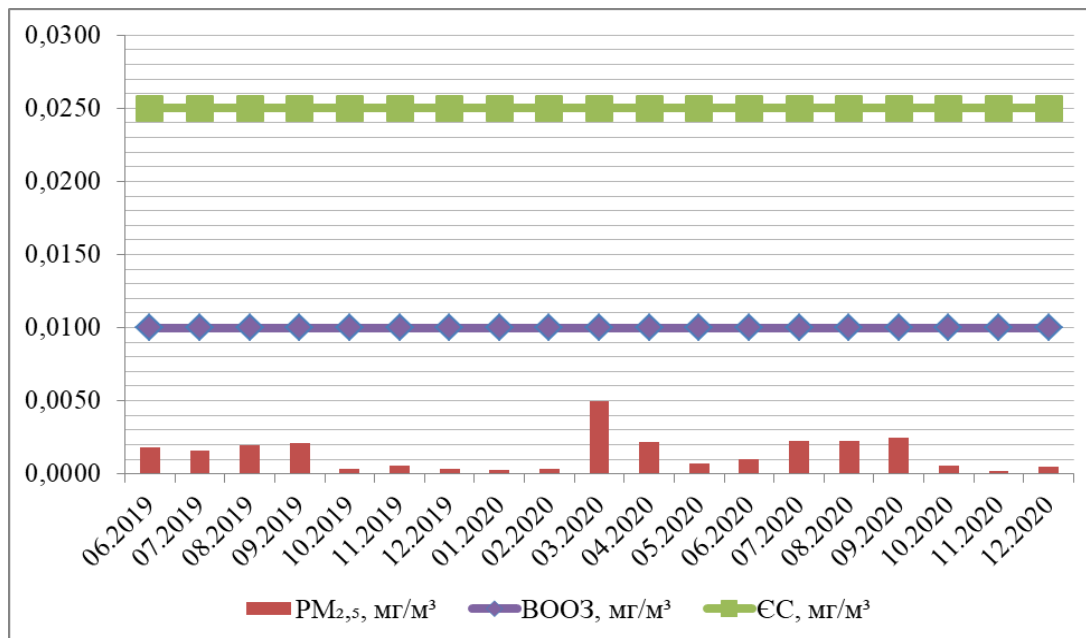


Рисунок 1.29 – Динаміка зміни середньомісячних концентрацій $PM_{2.5}$

Цікавим також було порівняння отриманих результатів за даними автоматизованих спостережень з середньорічними концентраціями окремих ЗР в атмосферному повітрі по місту в цілому. Такий аналіз був проведений за даними 2019 р. з урахуванням матеріалів, наведених у [16]. На рис. 1.30 наведено результати порівняльного аналізу.

Як видно з представлено рисунку, майже по всіх ЗР рівень забруднення атмосфери за даними автоматизованих спостережень нижче середньорічних концентрацій по місту в цілому. Виключення складає вміст SO_2 .

Отримані результати можна пояснити тим, що автоматизований пост знаходиться у приморській зоні і суттєво віддалений від основних стаціонарних джерел забруднення атмосфери. Хоча літньо-осінній сезон, як показали результати, відзначається збільшенням концентрацій майже по всіх ЗР, що може бути наслідком інтенсифікації автотранспортного руху в ці сезони року.

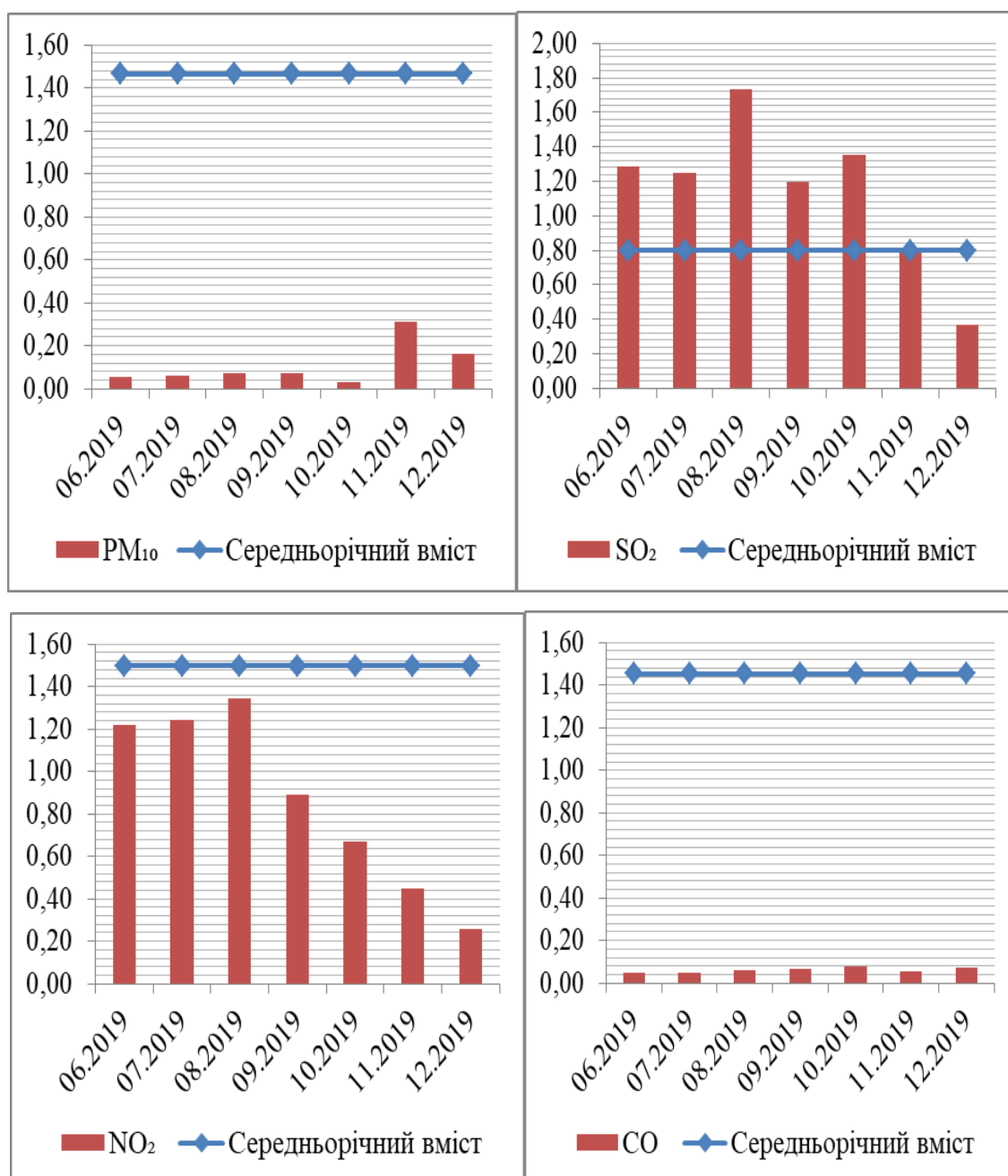


Рисунок 1.30 – Порівняльний аналіз даних спостережень на AQT420 і по м. Одеса в цілому у 2019 р. (од. ГДК_{сд})

З урахуванням вище зазначеного для двох домішок (NO_2 і CO) було проведено детальний аналіз динаміки зміни концентрацій в літньо-осінній період 2019 р. Було обрано для аналізу терміни у нічний (1:00 – 3:15 год.), ранковий (7:00 – 9:15 год.), денний (13:00 – 15:15 год.) і вечірній (19:00 – 21:15 год.) періоди. Дані були осереднені з кроком 1 хв. Порівняння проводилось з ГДК_{сд}, а також розрахованою середньосезонною концентрацією ($q_{сер.сез.}$) згідно

[17].

Аналіз показав, що максимальні концентрації NO_2 відзначались у липні і серпні. У більшості випадків отримані значення перевищують і $ГДК_{сд}$, і $q_{сер.сез}$.

Також слід відзначити, що більш високий рівень забруднення відзначався у денні і вечірні часи. На протязі кожного місяця підвищені рівні забруднення відзначалися у другій декаді червня, першій і третій декадах липня, а також другій половині серпня.

В осінній період відзначається незначне зменшення рівня забруднення атмосфери NO_2 , особливо у жовтні – листопаді. Перевищення $ГДК_{сд}$ і $q_{сер.сез}$ відзначаються в середньому у 50 % випадків у вересні і жовтні. У листопаді це одиничні випадки, проте відзначається різке зростання концентрацій наприкінці місяця (28 – 29 листопада). Також слід відзначити, що перевищення $ГДК_{сд}$ відзначаються у денні і вечірні часи спостережень. Зменшення вмісту NO_2 в осінній період є закономірним, оскільки зменшився транспортний потік, в т.ч. і за рахунок зменшення перевезень відпочиваючих на міські пляжі.

Максимальні концентрації CO влітку відзначались у вечірні та нічні часи, мінімальні – у денні часи. Значні і постійні перевищення $q_{сер.сез}$ відзначались у червні і серпні.

В осінній період відзначалось деяке підвищення загального рівня забруднення CO , особливо у вересні. Максимальні концентрації, як і влітку, відзначались у вечірні і нічні часи. Відзначено декілька екстремумів у жовтні і листопаді. На наш погляд, вони не відображають добовий хід концентрацій CO . Можливо це обумовлено деякими порушеннями у роботі обладнання. Також слід зазначити, що вміст CO за наявними даними на два порядки нижче за даними спостережень на мережі пунктів по місту.

Для вказаних двох домішок було розраховано $IЗА$ атмосферного повітря діоксидом азоту за даними автоматизованого ПСЗ (рис. 1.31).

Так, за вмістом NO_2 , в літній період якість атмосферного повітря не відповідала вимогам. Максимум забруднення відзначався у серпні. З вересня рівень забруднення суттєво зменшився і відповідав вимогам якості

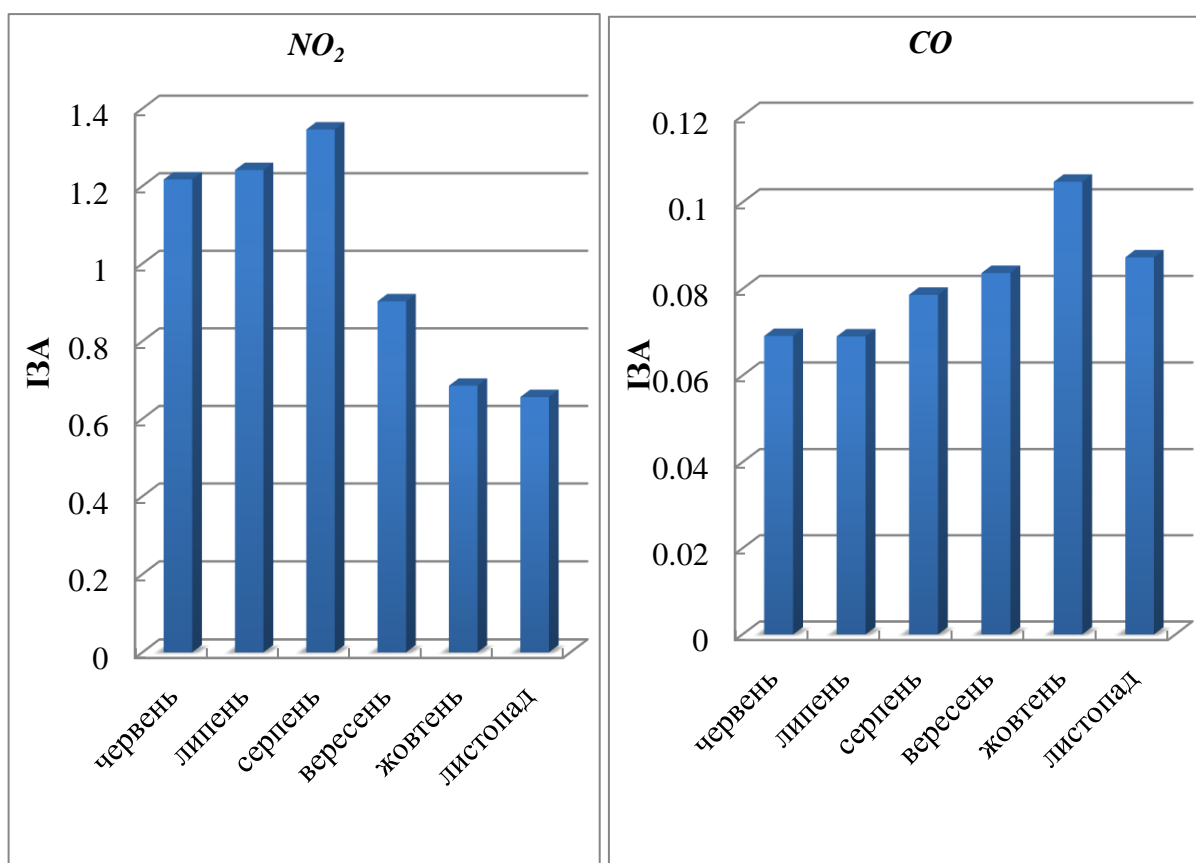


Рисунок 1.31 – Значення ІЗА діоксидом азоту і оксидом вуглецю (пункт спостережень ОДЕКУ, 2019 р.)

атмосферного повітря. Рівень забруднення атмосферного повітря *CO* в літньо-осінній період суттєво збільшився. Проте *ІЗА* не перевищує 1, тобто атмосфера умовно чиста.

Аналіз офіційних даних щодо рівня забруднення атмосферного повітря по місту в цілому (аналітичні довідки Департаменту екології і природних ресурсів ОДА) [18] показав наступне:

- у червні максимальні перевищення $ГДК_{cd}$ спостерігалися по *CO* (2,8 $ГДК_{cd}$) і *NO₂* (0,6 $ГДК_{cd}$) в районі Центрального автовокзалу (ПСЗ № 17);
- у липні – по *CO* (2,8 $ГДК_{cd}$) в районі вул. Балківської (ПСЗ № 18), *NO₂* (0,6 $ГДК_{cd}$) – в районі вул. Чорноморського козацтва (ПСЗ №10);
- у серпні – по *CO* (2,8 $ГДК_{cd}$) і *NO₂* (0,6 $ГДК_{cd}$) в районі Центрального автовокзалу;

- у вересні – по CO ($1,6 ГДК_{сd}$) в районі Центрального автовокзалу, NO_2 ($0,7 ГДК_{сd}$) – в районі вул. Чорноморського козацтва.

Всі ці райони є районами інтенсивного руху автотранспорту.

За отриманими нами результатами рівень забруднення атмосфери CO складав $0,05 - 0,08 ГДК_{сd}$, $NO_2 - 0,66 - 1,35 ГДК_{сd}$. Тобто в цілому рівень забруднення діоксидом азоту значно вище.

Стосовно рівня забруднення NO_2 , то концентрації цієї домішки за результатами отриманих даних дещо вище також концентрацій в районі розташування ПСЗ № 8, який в м. Одеса оцінюється як фоновий. За даними багаторічних спостережень концентрації на даному пунктів складають $0,72 - 0,79 ГДК_{сd}$.

В Одеській області, як зазначено вище, автоматизовані ПСЗ розташовані у пгт. Нові Біляри і пгт. Олександрівка (рис. 1.32).



Рисунок 1.32 – Розташування автоматизованих ПСЗ в Одеській області [19]

Аналіз, який проведений за вмістом п'яти ЗР за період з листопада

2020 р. по жовтень 2021 р., представлено на рис. 1.33.

Як видно (рис.1.33), перевищення нормативів якості відзначалося за вмістом діоксиду азоту (окремі випадки у пгт. Нові Біляри), діоксиду сірки (переважно літньо-осінній сезон у пгт. Нові Біляри) і $PM_{2,5}$ (окремі випадки у пгт. Олександрівка). Вміст газоподібних ЗР був найбільшим у пгт. Нові Біляри, а вміст $PM_{2,5}$ і PM_{10} – переважно у пгт. Олександрівка. Також зазначимо, що вміст твердих частинок порівнювався з нормативами ЄС, оскільки в Україні на даний час не розроблено відповідних нормативних значень для цих показників.

Слід відзначити, що результати автоматизованих спостережень для м. Одеса майже порівняні з даними по області. Це можна пояснити тим, що автоматизований ПСЗ у м. Одеса розташований у прибережній зоні, яка віддалена від джерел антропогенного впливу.

1.4 Проблема шумового забруднення урбанізованих територій та методи захисту від його негативного впливу на прикладі Одеси

Однією з найбільш масштабних проблем, які турбують населення усіх частин світу, не дивлячись на те чи це величезний мегаполіс, чи просто невеличке містечко, є шум та шумове забруднення, яке викликає безліч важких хвороб і є однією з найбільших екологічних проблем світу.

Найбільше попадають під негативний вплив шуму люди, що мешкають у великих містах, поблизу транспортних шляхів, залізничних вокзалів чи метро, аеропортів, різних заводів чи підприємств. А ще останніми роками досить великого впливу люди почали зазнавати у власному помешканні від різноманітних побутових приладів, а мешканці багатоквартирних будинків з поганою шумоізоляцією ще й страждають від шуму сусідів.

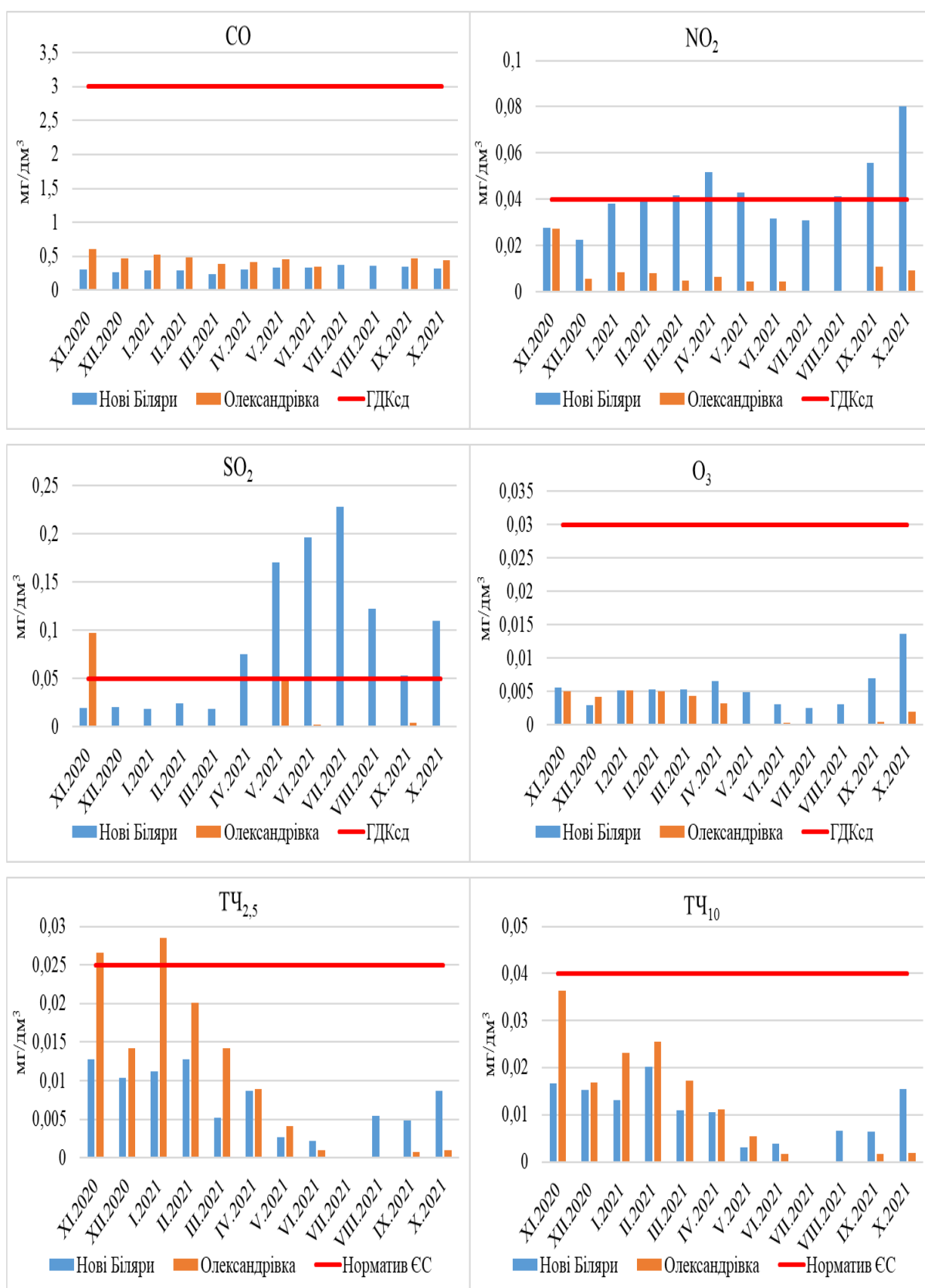


Рисунок 1.33 – Вміст ЗР в атмосферному повітрі Одеської області
(за даними автоматизованих спостережень)

Звуки з частотою коливань до 400 Гц називаються низькочастотними, з частотою 400 – 1000 Гц – середньочастотними, а понад 1000 Гц – високочастотними (найгірший вплив на організм людини). Низькочастотний шум інтенсивністю до 100 дБ не викликає відчутної несприятливої дії на орган слуху, для середньочастотного шуму ця норма складає 85 – 90 дБ, для високочастотного – 75 – 85 дБ [20].

Через збільшення кількості джерел шуму постійно зростає і саме шумове забруднення в навколишньому природному середовищі. Найбільшого ураження зазнають великі міста України. Не дивно, що під дію шумового забруднення потрапили жителі м. Одеса. Акустичний стан в Одесі не є найкращим. Це залежить від розвитку інфраструктури у місті, а також від великої кількості транспорту. Цей шум, особливо в нічний час, має дуже негативну дію на людину, адже навіть під час сну людський організм через нервову систему реагує на всі звуки, що призводить до порушення сну і дратівливості, що є дуже небезпечно для людини та може спричинити різні захворювання та навіть психічні розлади.

Міський антропогенний шум складається з шуму, створюваного промисловими підприємствами, транспортними засобами, а також комунально-побутового шуму. Джерелами шуму в умовах промислового виробництва є працюючі верстати, механізми, різні інструменти, машини, обладнання і т.д., причому такі шуми мають, як правило, змішаний характер. В адміністративних приміщеннях інтенсивність шуму сягає 40 – 60дБ, а в промислових – 70 – 80дБ [21].

Транспорт є постійним джерелом шумового забруднення довкілля через роботу автомобільних двигунів, ударів коліс рухомого складу залізничного транспорту про рейкові стики і т.д. Шум від транспорту поширюється до житлових забудов. Його внесок порівняно з іншими джерелами шуму становить 60 – 80%. Крім того, стаціонарними джерелами шуму в транспортному секторі є вокзали, місця стоянок автомобілів, майстерні автосервісу, депо, територія аеропорту та ін.

За твердженнями фахівців українського гігієнічного центру при МОЗ України, близько 40 % загальної площі середньостатистичного міста (з населенням 750 тис. жителів) непридатні для забезпечення належного рівня проживання через надмірне акустичного забруднення. У містах з мільйонним населенням жителі будинків, що знаходяться близько до магістральним вулицям, зазнають значного шумового навантаження, яке в деяких випадках досягає 83 – 90дБА, причому в 55 – 86% джерелом підвищеного шуму є автотранспорт. А гранично допустимий рівень шуму на територіях, прилеглих до житлових будинків, протягом доби має становити 55 дБА від 7-ї до 23-ої години, і 45 дБА – від 23-ої до 7-ї години [22].

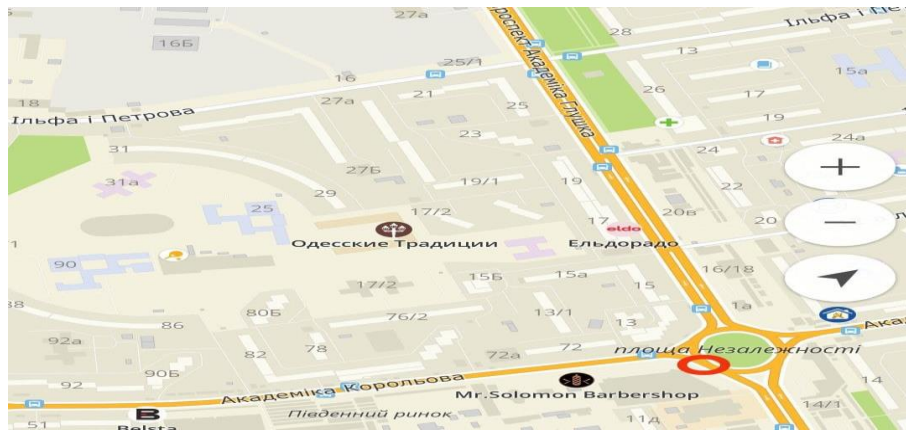
Комунально-побутовий шум включає в себе шум, що утворюється всередині житлових, офісних, торгово-розважальних та інших приміщень, і вуличний шум. Побутовий шум виникає всередині приміщень в основному при роботі різних побутових приладів і техніки. Джерелами вуличного шуму є проведення будівельних і дорожньо-ремонтних робіт, працюючий транспорт, автомобільна сигналізація і т.д.

Мешканці великих міст України, в тому числі і м. Одеса, страждають від шумового забруднення. Для м. Одеса, яке є потужним транспортним вузлом, пунктом перетину автомобільних, залізничних, водних і повітряних шляхів, проблема високої транспортної завантаженості є однією з найбільш гострих. Щорічно кількість міського транспорту постійно збільшується, перш за все, за рахунок збільшення числа легкових автомобілів, а разом з цим зростає і рівень шумового навантаження на жителів міста. У сучасних міських районах зі значним рухом транспорту рівень шуму близький до небезпечної межі в 80 дБ.

Задачами дослідження негативного впливу шумового забруднення на організм людини є вимірювання рівнів шуму на окремих ділянках м. Одеса та проведення розрахунків цих показників за допомогою методики В.І. Стурмана [23], а також вивчення методів шумозахисту.

Для того, щоб знайти дійсні показники шуму, були проведені вимірювання за допомогою шумоміру на 2 перехрестях: вул. Львівська та

Люстдорфська дорога (перехрестя 1) і вул. Академіка Корольова та проспект Академіка Глушка (перехрестя 2). Схема місць проведення замірів шуму наведена на рис. 1.34, а результат вимірів на деяких вулицях м. Одеса у жовтні 2021 р. – у табл. 1.3. Дослідження проводились шляхом замірів шуму за допомогою шумоміру Venetech GM1352 (II класу). Було отримано такі результати: на перехрестях (1) – 60 – 85дБ та (2) – 70 – 84дБ.



(1)



(2)

Рисунок 1.34 – Схема місць проведення замірів шуму

З табл. 1.3 видно, що рівень шуму в м. Одеса за нашими вимірами на всіх досліджених вулицях перевищує допустимі рівні звуку(дБ) для денного часу.

Для порівняння проводилися розрахунки для перехресть (1) та (2) за методикою Стурмана В.І. «Картографування шумового забруднення» [23].

Таблиця 1.3 – Виміри шуму на деяких вулицях м. Одеса у жовтні 2021 р.

Вулиця	Показники рівню шуму, отримані при вимірюванні шумоміром (дБ)		Допустимі рівні звуку(дБ) (вдень)		Час, в який відбувалось проведення замірів	Дата проведення замірів
	min	max	<i>L_{Аекв}</i>	<i>L_{Амакс}</i>		
Макаренка	64	76	55	70	19:03	6.10.21
Дачна	73	81	55	70	19:09	6.10.21
Фонтанська дорога	71	80	55	70	19:16	6.10.21
Довга	66	81	55	70	09:24	6.10.21
Люстдорфська дорога	78	86	55	70	09:27	6.10.21
Ак. Глушка	73	84	55	70	09:32	6.10.21
Ак. Корольова	75	89	55	70	09:48	6.10.21
Левітана	64	75	55	70	10:06	6.10.21
Героїв Крут	71	78	55	70	11:03	7.10.21
Варненська	70	76	55	70	11:10	7.10.21
Космонавтів	74	81	55	70	11:16	7.10.21
Генерала Петрова	76	88	55	70	11:23	7.10.21
Івана та Юрія Лип	76	85	55	70	11:31	7.10.21
Преображенська	78	85	55	70	19:22	8.10.21
Жуковського	74	83	55	70	19:29	8.10.21
Катерининська	79	82	55	70	19:35	8.10.21
Рішельєвська	77	82	55	70	19:42	8.10.21
Буніна	72	80	55	70	19:50	8.10.21
Грецька	75	79	55	70	19:58	8.10.21

Рівень шуму визначається в децибелах (дБ) за формулою:

$$L_A = L_{A1} + \Delta L_{\text{хар. потоку}} + \Delta L_{\text{дорож. умов.}} + \Delta L_{\text{хар. забуд.}}, \quad (1.1)$$

де L_A – величина розрахункового еквівалентного рівня звуку, яка визначається за кількістю транспортних одиниць в год.;

L_{A1} – вихідна величина розрахункового еквівалентного рівня звуку (дБ), яка залежить тільки від кількості руху транспортних одиниць;

$\Delta L_{\text{хар. потоку}}$ – поправка, яка відображає особливості характеру потоку транспорту;

$\Delta L_{\text{дорож. умов.}}$ – поправка, яка враховує дорожні умови;

$\Delta L_{\text{хар. забуд.}}$ – поправка, яка враховує характер забудови.

Зазвичай картографування шумового забруднення проводиться за допомогою результатів вимірів на місцевості або ж беруться за основу розрахункові дані. Також може бути використане поєднання цих двох методів. У випадку проведення вимірів, беруть результати вимірювання рівню шуму шумомірами першого (I) або другого (II) класів.

У зв'язку із тим, що шуми з неоднаковими частотами з однаковою інтенсивністю мають різний фізіологічний вплив, виміри в децибелах (дБ) нормують та картографують еквівалентні рівні звуку, які є уже скоригованими та із урахованими частотними характеристиками. В іншому випадку картографування проводиться за допомогою даних, які характеризують величини транспортного навантаження, характер забудови, дорожні умови, структуру потоків. Щоб отримати такі дані потрібно провести спостереження за структурою транспортного потоку, за його напруженістю в години «пік» в будні дні, враховуючи характер забудови, дорожні умови та озеленення. При роботах з оцінками використовується розрахункова методика, що дозволяє знайти приблизні значення рівню шуму, що залежить від чисельності міського населення, значення рівню автомобілізації, значущості вулиць, із внесенням для обліку особливостей міського планування, ухилу вулиць, часток громадського та вантажного транспорту в потоці. За допомогою аналогічних табличних методів визначають шум біля аеропортів, трамвайних ліній та

залізничних колій, судноплавних шляхів.

Розрахунковим методом, враховуючи усі поправки, було знайдено L_A (перехрестя 1) – 89дБ та (перехрестя 2) – 90дБ.

З вищенаведених даних видно, що рівень шуму в м. Одеса на перехрестях вул. Львівська та Люстдорфська дорога і вул. Ак. Корольова та просп. Ак. Глушка як за виміряними за допомогою шумоміру, так і за розрахованими за методикою Стурмана В.І. значеннями, перевищує встановлений нормативами допустимий рівень. Таким чином, можна віднести ці території до зони постійного акустичного дискомфорту.

Багатьма дослідниками встановлено, що тривалий вплив шуму негативно позначається на самопочутті людини і може сприяти виникненню захворювань органів слуху, серцево-судинної системи і органів травлення, порушення роботи центральної і вегетативної нервової системи, зниження зосередженості, уваги, працездатності, появи дратівливості, підвищеної стомлюваності, розлади сну. Слід відзначити, що вплив шуму на організм людини залежить як від його індивідуальної чутливості, віку, так і від тривалості, систематичності, інтенсивності і характеру шумового впливу.

Для зниження шумового забруднення в м. Одеса необхідно здійснити наступні заходи:

- вдосконалення існуючої міської транспортної системи;
- озеленення прилеглих до проїжджої частини територій і розділових смуг між проїзними частинами транспортної магістралі;
- використання шумозахисних екранів поблизу постійних джерел шуму.

У зв'язку з тим, що громадський транспорт в Одесі переважно представлений маршрутними таксі, то доцільніше використовувати пасажирський транспорт більшої місткості. Це дозволить поліпшити якість перевезення городян і збільшити кількість перевезених пасажирів з одного боку, а з іншого – знизити кількість громадського транспорту, який щоденно виходить на роботу. Також, необхідно збільшити кількість трамваїв у всіх

районах міста, що скоротить час на перевезення пасажирів і кількість індивідуального автотранспорту. Наприклад, у Лондоні в'їзд індивідуального транспорту до центру міста коштує 15 фунтів.

Велику роль в зниженні шуму відіграє озеленення. Листяні дерева поглинають близько 26 % потрапляючого на них звуку, а розсіюють 74 %. Важливо зазначити, що різноманітні види дерев або чагарників можуть мати неоднакову звукопоглинальну здатність. Не менш важливу роль відіграє ширина та розташування насаджень. Смуга зелених насаджень завширшки 100 м знижує шум приблизно на 8 дБ, насадження завширшки приблизно 40 м можуть зменшити шум до 17 – 23 дБ, смуга в 30 м знижує приблизно на 8 – 11 дБ, а малі парки чи невеликі насадження між кварталами зменшують на 4 – 7 дБ. Виходячи з цього, можна зробити висновок, якщо правильно підібрати склад зелених насаджень та раціональне розміщення озеленювальних елементів, можна домогтися істотного зменшення рівня шумового забруднення міського середовища.

У більшості випадків максимальне зниження шуму, яке може бути досягнуто шумозахисним екраном, становить 20 дБ. Такі екрани, встановлені вздовж доріг, зазвичай мають вигляд стіни, насипу або їх комбінації. З акустичної точки зору, при інших рівних умовах, екрануюча здатність насипу на 1 – 3 дБ вище, ніж для стіни. Однак акустична перевага насипу не гарантує її економічну доцільність.

В якості матеріалів для екранування споруд використовується бетон, цегла, метал, деревина, скло, пластмаса та ін. Дані матеріали мають свої переваги і недоліки. Тому перевагу слід віддавати тому з них, який найбільшою мірою буде відповідати передбачуваним експлуатаційним умовам на конкретній території.

Крім безпосереднього виконання своєї основної функції, шумозахисні екрани повинні бути сприятливими для сприйняття людиною з естетичної точки зору і «вписуватися» в ландшафт. Тут велику роль відіграє розміщення екрану з урахуванням рельєфу території, його колірне рішення, текстура,

форма, висота, а також використання декоративних елементів озеленення.

Вартість шумозахисних екранів залежить від їх конструкційних особливостей (ширина і висота панелей, використовуваний матеріал), протяжності і витрат на проектувальні та підготовчі роботи.

1.5 Програма обробки даних автоматизованих спостережень PublicMonitoringParser

З метою отримання актуальних і точних даних про стан атмосферного повітря у різних областях України розроблено програму PublicMonitoringParser, яка трансформує великі об'єми даних, представлені на інтернет-ресурсі SaveEcoBot.com, у компактні зручні файли малого обсягу із середньомісячними концентраціями ЗР і показниками метеопараметрів. Програма працює з усіма доступними ПСЗ, які представлені на сайті SaveEcoBot.com, перетворюючи мільйони строк щохвилинних спостережень, які проводилися по декілька років, у файли формату .csv з декількома десятками строк корисної інформації, з якою у подальшому можна працювати у таких програмах як Microsoft Excel і Google Sheets.

Програма була написана за допомогою мови програмування C# та платформи .NET. Вона представлена у виді консольного застосунка і має консольний інтерфейс для взаємодії з користувачем. Архітектура програми – Model-View-Presenter. Середовище розробки – Visual Studio Code.

Надамо стислий опис технологій, які використовувались.

Платформа з відкритим вихідним кодом для створення настільних, мобільних і веб-додатків, які можуть працювати в будь-якій операційній системі, це .NET-платформа. Система .NET включає в себе інструменти, бібліотеки та мови, що підтримують сучасну, масштабовану і високопродуктивну розробку програмного забезпечення. Платформу .NET

підтримує і обслуговує активна спільнота розробників.

Простіше кажучи, платформа .NET – це програмне забезпечення, яке може виконувати такі завдання:

- транслювати код мови програмування .NET в інструкції, які може обробляти обчислювальний пристрій;
- надавати утиліти для ефективної розробки програмного забезпечення, а з їхньою допомогою можна, наприклад, визначити поточний час або надрукувати текст на екрані;
- визначати набір типів даних для зберігання на комп'ютері такої інформації, як текст, числа і дати.

Перерахуємо переваги платформи .NET.

По-перше, це простота розробки. Розробникам подобається використовувати .NET, оскільки ця технологія містить безліч інструментів, що полегшують їхню роботу. Наприклад, за допомогою пакета Visual Studio розробники можуть швидше писати код, ефективно співпрацювати, а також тестувати і виправляти свій код. Можливість повторного використання коду між реалізаціями знижує вартість розробки.

По-друге, це – високопродуктивні додатки. Додатки .NET забезпечують більш швидкий час відгуку і вимагають менше обчислювальної потужності. Вони мають надійні вбудовані заходи безпеки і ефективно виконують серверні завдання, такі як доступ до бази даних

По-третє, підтримка спільноти. .NET має відкритий вихідний код, що означає, що будь-хто може вільно використовувати, читати і змінювати його. Активна спільнота розробників підтримує і вдосконалює програмне забезпечення .NET. .NET Foundation – це незалежна некомерційна організація, створена для підтримки спільноти .NET. Сервіс надає навчальні ресурси, проекти з відкритим вихідним кодом .NET і різні заходи для розробників .NET.

За допомогою .NET можна створювати різні додатки, а саме:

- інтернет-додатки;
- мобільні додатки;

- додатки для настільних ПК;
- інші додатки [24].

Інтернет-додатки. Платформа ASP .NET розширює платформу розробника .NET спеціально для створення веб-додатків. Вона підтримує такі веб-технології як обробка запитів на основі передачі стану, HTML, CSS і JavaScript. Вона надає вбудовану базу даних користувачів із багатофакторною і зовнішньою аутентифікацією. ASP .NET підтримує стандартні галузеві протоколи аутентифікації з вбудованим механізмом безпеки для захисту додатків .NET від кібератак.

Мобільні додатки. Xamarin/Mono можна використовувати для запуску додатків .NET у всіх основних мобільних операційних системах, включно з iOS та Android. Xamarin включає Xamarin.Forms, платформу мобільного користувацького інтерфейсу з відкритим вихідним кодом. Розробники .NET використовують Xamarin.Forms для створення узгодженого користувацького інтерфейсу на всіх мобільних платформах. Усі додатки .NET можуть виглядати однаково навіть на різних мобільних пристроях.

Додатки для настільних ПК. Xamarin можна використовувати для розробки настільних додатків. Крім того, універсальна платформа Windows розширює можливості розробки додатків .NET Windows 10. Windows Presentation Foundation і Windows Forms є іншими платформами для проектування користувацького інтерфейсу в Windows.

C# («Сі Шарп») – одна з найбільш швидко зростаючих, затребуваних і при цьому «зручних» мов програмування. Це модифікація фундаментальної мови C від компанії Microsoft, покликана створити найбільш універсальний засіб для розробки програмного забезпечення для великої кількості пристроїв і операційних систем.

C# – це об'єктно-орієнтована мова програмування. Вона була створена в період з 1998 по 2002 рр. командою інженерів Microsoft під керівництвом Андерса Гейлсберга і Скотта Вільтамота.

C# популярний за рахунок своєї «простоти» для сучасних програмістів і

великих команд розробників, які б могли в стислі терміни створювати функціональні та продуктивні додатки. Цьому сприяють нетипові конструкції мови і специфічний синтаксис, що допомагає максимально органічно реалізувати намічені функції [25].

Коли говорять C#, нерідко мають на увазі технології платформи .NET (Windows Forms, WPF, ASP.NET, Xamarin). І, навпаки, коли говорять .NET, нерідко мають на увазі C#. Однак, хоча ці поняття пов'язані, ототожнювати їх невірно. Мова C# була створена спеціально для роботи з фреймворком .NET, однак саме поняття .NET дещо ширше.

Якось Білл Гейтс сказав, що платформа .NET – це найкраще, що створила компанія Microsoft. Можливо, він мав рацію. Фреймворк .NET представляє потужну платформу для створення додатків. Можна виділити такі її основні риси.

По-перше, це можливість підтримки кількох мов. Основою платформи є загальномовне середовище виконання Common Language Runtime (CLR), завдяки чому .NET підтримує кілька мов: поряд із C# це також VB.NET, C++, F#, а також різні діалекти інших мов, прив'язані до .NET, наприклад, Delphi.NET. Під час компіляції код будь-якою з цих мов компілюється в збірку загальною мовою CIL (Common Intermediate Language) – свого роду асемблер платформи .NET. Тому за певних умов ми можемо зробити окремі модулі одного додатка окремими мовами.

По-друге, це – кросплатформеність. .NET є переносною платформою (з деякими обмеженнями). Наприклад, остання версія платформи на даний момент .NET 7 підтримується на більшості сучасних ОС Windows, MacOS, Linux. Використовуючи різні технології на платформі .NET, можна розробляти додатки мовою C# для найрізноманітніших платформ – Windows, MacOS, Linux, Android, iOS, Tizen.

По третє, наявність потужної бібліотеки класів. .NET представляє єдину для всіх підтримуваних мов бібліотеку класів. І який би застосунок ми не

збиралися писати на C# – текстовий редактор, чат чи складний веб-сайт – так або інакше ми задіємо бібліотеку класів .NET.

В четвертих, це різноманітність технологій. Загальномовне середовище виконання CLR і базова бібліотека класів є основою для цілого стека технологій, які розробники можуть задіяти під час побудови тих чи інших додатків. Наприклад, для роботи з базами даних у цьому стеку технологій призначена технологія ADO.NET і Entity Framework Core. Для побудови графічних додатків з багатим насиченим інтерфейсом – це технологія WPF і WinUI, для створення простіших графічних додатків – Windows Forms. Для розробки кросплатформних мобільних і десктопних додатків – Xamarin/MAUI. Для створення веб-сайтів і веб-додатків – ASP.NET тощо.

В п'ятих, значна продуктивність. Згідно з низкою тестів веб-додатки на .NET 7 у низці категорій сильно випереджають веб-додатки, побудовані за допомогою інших технологій. Додатки на .NET 7 в принципі відрізняються високою продуктивністю.

Надамо опис програми PublicMonitoringParser для перетворення даних з сайту SaveEcoBot.com

Програма PublicMonitoringParser складається з двох основних частин:

- консольний інтерфейс;
- логічна частина програми.

Консольний інтерфейс – дає можливість користувачу вказати шлях до скачаного первісного файлу з великим об'ємом даних з сайту SaveEcoBot.com, а також обрати, скільки знаків після коми у десяткових чисел залишати після розрахунків середньомісячних значень. Також інтерфейс інформує користувача щодо поточного етапу виконання програми або помилок, які можуть виникнути при виконанні.

Логічна частина програми – частина програми, яка виконує перетворення даних з одного формату до іншого. Ця частина недоступна і не потрібна фінальному користувачу, тому що користувач потребує тільки підсумковий результат, а саме вихідний документ, який включає зручні дані

для подальшої їх обробки чи взаємодії з ними.

Структура програми представлена на рис. 1.35.

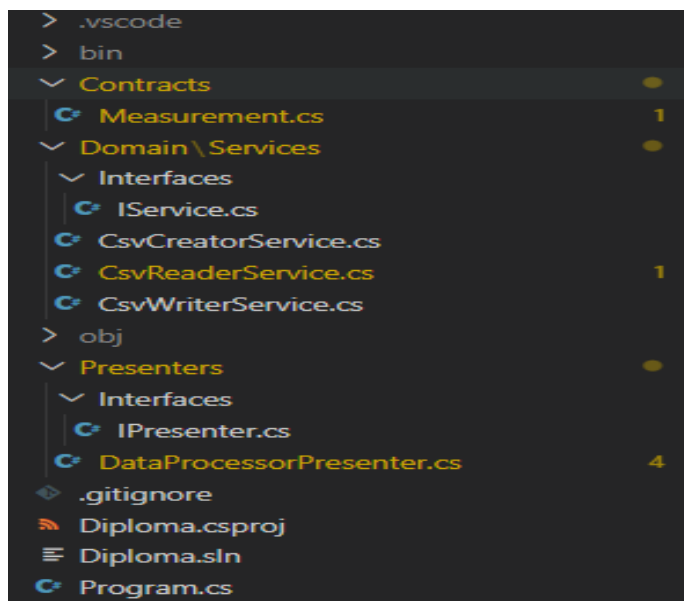


Рисунок 1.35 – Структура програми PublicMonitoringParser у середовищі розробки Visual Studio Code

Перед використанням програми потрібно завантажити на комп'ютер файл з даними ПСЗ з сайту SaveEcoBot.com. Після цього необхідно запустити застосунок і вказати повний шлях до завантаженого файлу (рис. 1.36). Так здійсниться перевірка, чи дійсно такий файл існує на персональному комп'ютері, і у позитивному випадку програма запропонує вказати число знаків після коми: від цього залежить формат чисел у вихідному файлі, який створиться в процесі виконання (рис. 1.37). У негативному сценарії (відсутність вказаного файлу за вказаним шляхом) програма запропонує ввести шлях ще раз або завершити свою роботу (рис. 1.38). Після того, як користувач введе правильний шлях до існуючого файлу і обере число знаків після коми, починаються розрахунки. Користувачу надійде повідомлення, що вказаний файл обробляється і потрібно зачекати. Під час цього процесу починає свою роботу логічна частина програми. Цей етап складається з трьох частин: зчитування даних з вхідного файлу (рис. 1.39); обробка даних і

```

2 references
class DataProcessorPresenter : IPresenter
{
    2 references
    public static int numberOfDecimals;
    5 references
    string _fileName;

    1 reference
    public string GetUserInput()
    {
        Console.Clear();
        Console.WriteLine("Enter File Name:");
        _fileName = Console.ReadLine();

        return _fileName;
    }
}

```

Рисунок 1.36 – Метод класу DataProcessorPresenter, який зчитує шлях до файлу з вхідними даними

```

1 reference
private void GetDecimalNumbers()
{
    while (true)
    {
        Console.WriteLine("Enter Decimal Numbers:");

        var decimalNumbers = Console.ReadLine();
        if (!int.TryParse(decimalNumbers, out numberOfDecimals))
        {
            Console.WriteLine("You Entered Not a number, try again!");
            continue;
        }
        break;
    }
}

```

Рисунок 1.37 – Метод класу DataProcessorPresenter, який зчитує кількість знаків після коми

```

1 reference
public string ProcessData()
{
    GetDecimalNumbers();
    Console.Clear();
    Console.WriteLine("Please wait while document is being processed...");
    try
    {
        IService csvService = new csvReaderService(_fileName);

        csvService.Act().Act().Act();
    }
    catch (Exception e)
    {
        return "Unexpected Error occured!";
    }

    return $"FinalData.csv successfully created based on {_fileName}!";
}

```

Рисунок 1.38 – Метод класу DataProcessorPresenter, який починає логічну частину програми або видає помилку користувачу у випадку невірної вводу шляху до файлу з вхідними даними

```

1 reference
class csvReaderService : IService
{
2 references
    string _fileName;

1 reference
    public csvReaderService(string fileName)
    {
        _fileName = fileName;
    }

3 references
    public IService Act()
    {
        var measurementsList = new List<Measurement>();

        using (var reader = new StreamReader(_fileName))
        {
            reader.ReadLine();
            while (!reader.EndOfStream)
            {
                var line = reader.ReadLine();
                var values = line.Split(',');

                try
                {
                    var measurement = new Measurement
                    {
                        Name = values[1],
                        Value = decimal.Parse(values[2].Replace('.', ',')),
                        MeasurementDate = DateTime.Parse(values[3])
                    };
                    measurementsList.Add(measurement);
                }
                catch (System.Exception)
                {
                    continue;
                }
            }
        }

        return new CsvCreatorService(measurementsList);
    }
}

```

Рисунок 1.39 – Клас CsvReaderHelper, який зчитує вхідні дані

розрахунки (рис. 1.40); запис розрахованих величин у новий вихідний файл (рис. 1.41).

Після виконання усіх трьох етапів логічної частини користувачу надійде повідомлення, що все пройшло успішно і створився файл FinalData.csv (рис. 1.42), який можна експортувати у Microsoft Excel для подальшої обробки і роботи з середньомісячними даними з автоматизованого ПСЗ, дані з якого оброблювались.

Повний цикл роботи програми PublicMonitoringParser включає такі процедури:

- відкрити у браузері сайт SavEecoBot.com і обрати мапу якості повітря (рис. 1.43);
- обрати автоматизований ПСЗ, для якого потрібно провести розрахунок і натиснути кнопку «Детальна інформація» (рис. 1.44);

```

1 reference
private void CalculateMonthlyAverageConcentrations(List<string> uniqueValues)
{
    var measureYearList = _measurementsList
        .GroupBy(x => x.MeasurementDate.Year)
        .ToList();

    foreach (var measureYear in measureYearList)
    {
        string csvLine = $"{measureYear.Key},";
        var measureMonthsList = measureYear
            .Select(x => x)
            .GroupBy(x => x.MeasurementDate.Month)
            .ToList();

        foreach (var measureMonth in measureMonthsList)
        {
            csvLine += $"{measureMonth.Key},";
            foreach (var valueName in uniqueValues)
            {
                try
                {
                    var averageConcentration = measureMonth
                        .Select(x => x)
                        .Where(x => x.Name == valueName)
                        .Average(x => x.Value);

                    averageConcentration = Math.Round(averageConcentration /* / 1000*/, DataProcessorPresenter.numberOfDecimals);
                    csvLine += $"{averageConcentration.ToString().Replace(',', '.')},";
                }
                catch (System.Exception)
                {
                    csvLine += $"no data,";
                }
            }
            csvLine = csvLine.Remove(csvLine.Length - 1);
            _csv.AppendLine(csvLine);
            csvLine = $"{measureYear.Key},";
        }
    }
}

```

Рисунок 1.40 – Метод класу CsvCreatorHelper, який проводить розрахунки на основі даних, зчитаних класом CsvReaderHelper

```

1 reference
class CsvWriterService : IService
{
    2 references
    string _finalCsvString;

    1 reference
    public CsvWriterService(string finalCsvString)
    {
        _finalCsvString = finalCsvString;
    }

    3 references
    public IService Act()
    {
        File.WriteAllText("FinalData.csv", _finalCsvString);
        return this;
    }
}

```

Рисунок 1.41 – Клас CsvWriterHelper, який записує результати розрахунків у новий файл FinalData.csv

```

1 reference
static void Finish(string finalMessage)
{
    Console.Clear();
    Console.WriteLine(finalMessage);
    Console.WriteLine("Press any key to exit...");
    Console.ReadKey();
    Console.Clear();
    Environment.Exit(0);
}

```

Рисунок 1.42 – Метод для завершення програми

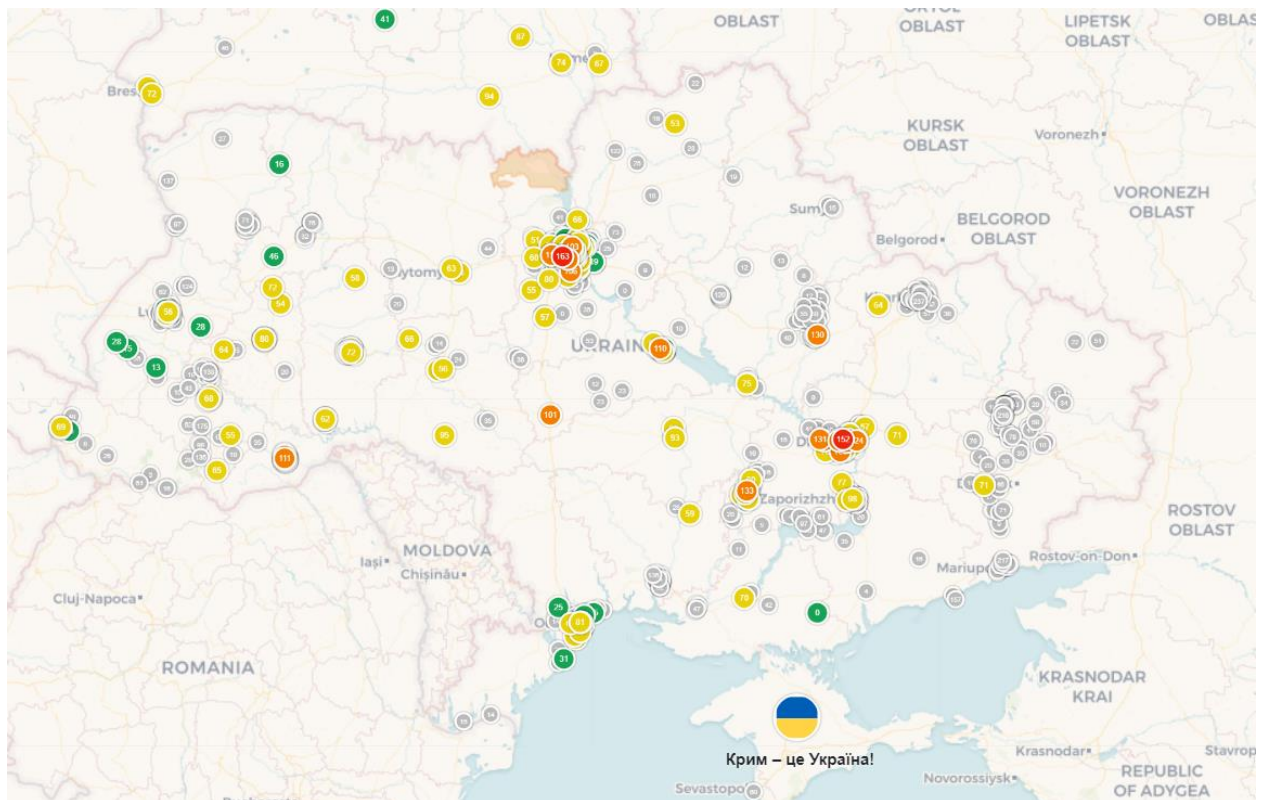


Рисунок 1.43 – Мапа якості повітря на сайті SaveEcoBot.com

- у вкладці, що відкрилась, натиснути кнопку «Завантажити дані у форматі CSV», яка знаходиться внизу сторінки (рис. 1.45);
- відкрити програму і вказати шлях до завантаженого файлу (рис. 1.46);
- вказати число знаків після коми для даних кінцевого файлу (рис. 1.47);

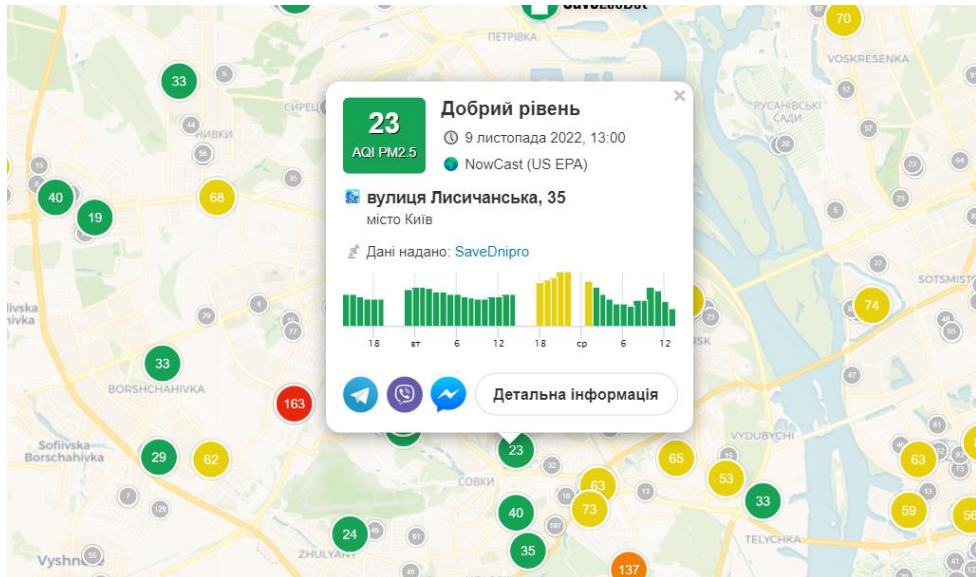


Рисунок 1.44 – Поточні дані автоматизованого ПСЗ у м. Київ,
вул. Лисичанська, 35

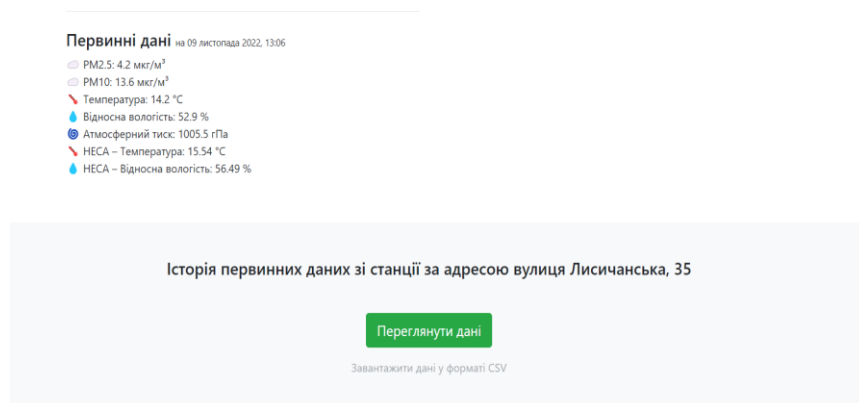


Рисунок 1.45 – Кнопка завантаження даних автоматизованого ПСЗ у м. Київ,
вул. Лисичанська, 35

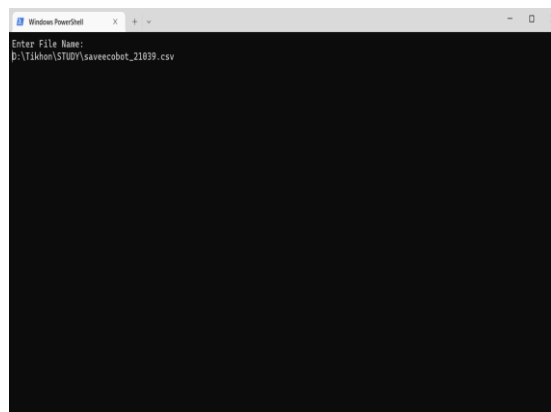


Рисунок 1.46 – Введення повного шляху до скачаного файлу з даними

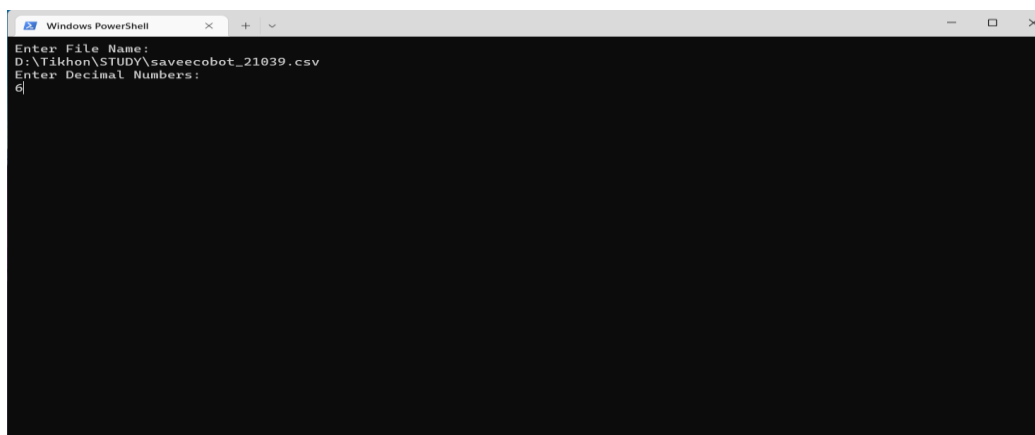


Рисунок 1.47 – Введення числа знаків після коми

- зачекати, поки програма зробить розрахунки (час залежить від обсягу даних і можливостей комп'ютера) (рис. 1.48);
- отримати повідомлення про успішне виконання програми і створення нового файлу FinalData.csv, в якому знаходяться результати перетворення (рис. 1.49);
- експортувати отриманий файл в Microsoft Excel для подальшої роботи з отриманими даними (рис. 1.50).

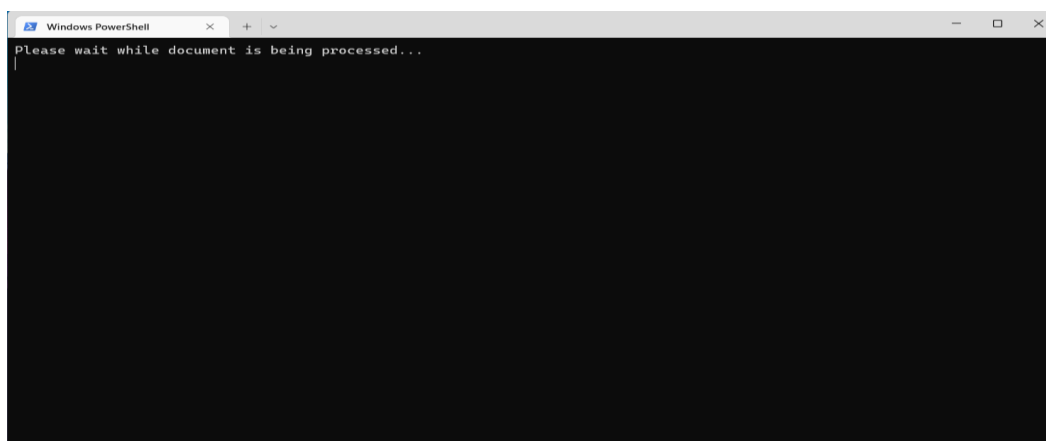


Рисунок 1.48 – Процес очікування результатів розрахунків

В результаті роботи програми, в даному випадку, отримали дані середньомісячних концентрацій окремих ЗР і метеопараметрів за період з серпня по листопад 2022 р., які представлені у виді таблиці об'ємом менше 10

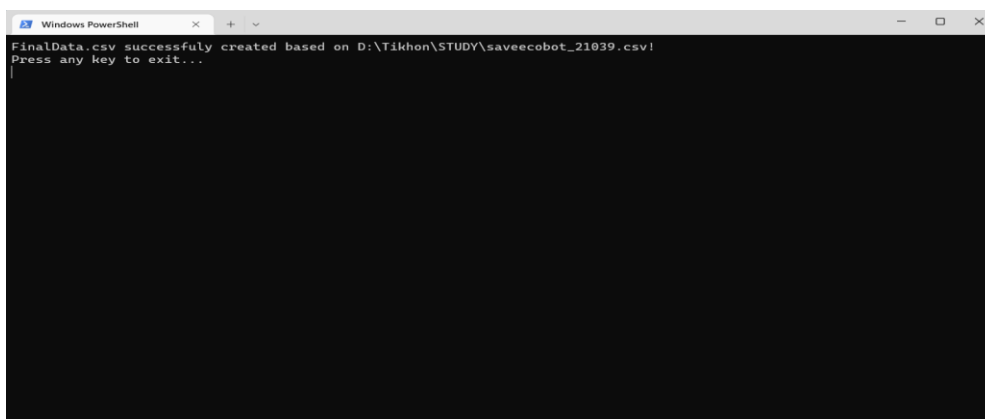


Рисунок 1.49 – Завершення роботи програми за позитивним сценарієм

	Column1	Column2	Column3	Column4	Column5	Column6	Column7					
1	year	month	pm1	pm25	pm10	temperature	humidity					
2	2022	8	5.025332	7.544705	16.621283	24.527785	55.722313					
3	2022	9	5.084806	6.914277	11.370732	14.219109	73.082716					
4	2022	10	4.497492	6.284408	10.835604	12.056883	70.409353					
5	2022	11	8.046957	10.423060	14.668882	8.209385	80.719274					
6												
7												
8												
9												
10												
11												
12												

Рисунок 1.50 – Результати розрахунків середньомісячних показників забруднення і метеопараметрів у таблиці Microsoft Excel

строк. Вихідні дані склали майже п'ятсот тисяч строк щохвилинних спостережень, які безперервно тривали з серпня 2022 р. Програма перетворила п'ятсот тисяч строк незручної для людини інформації на декілька строк, з якими можна працювати і проводити подальші необхідні розрахунки.

2 ОЦІНКА ЯКОСТІ ПОВЕРХНЕВИХ ВОД

2.1 Методологічні та методичні проблеми гідроекологічних досліджень малих річок степу

Малі річки являють собою окрему групу поверхневих водотоків, які формують базисну мережу водовідведення на більшій частині поверхні планети Земля. В функціональному плані вони переважно є первинно-складовими компонентами цілісних річкових систем і лише в межах маловодних територій набувають значення самостійних водотоку, невеликий за обсягом стік якого задовольняє місцеві потреби водовідведення. Так, у степах і напівпустелях Євразії саме малі річки є звичайними компонентами місцевих ландшафтів, забезпечуючи їх водний баланс та загальну стабільність зональної території. Окрім водовідведення та дренації водозборів, малі річки слугують ключовими компонентами локальних гідросистем, що поєднують поверхневі, ґрунтові та підземні води, регулюючи співвідношення останніх і забезпечують їх реакцію на зміни умов середовища [26, 27].

Будучи за структурою та гідрографією функціонально-зменшеними аналогами великих річок, малі водотоки часто слугують своєрідними дрібно-модельними об'єктами для прогностичних досліджень щодо стану поверхневих водойм у певних зональних комплексах. Особливу привабливість мають малі річки при дослідженнях впливу кліматичних змін на гідрологічні режими живлення та стоку, дозволяючи на їх прикладі оцінити комплекс реакцій водойми до зміни температур, опадів, водогосподарчої діяльності тощо. Проте, невеликий розмір водозборів, їх зональна однорідність та мінімальна водність малих річок, слугують причинами значно вираженої чутливості цих водотоків до будь яких природних і антропогенних впливів, забруднень, експлуатаційних навантажень тощо. Під тиском останніх вони втрачають самобутність та природну функціональність, започатковуючи цим

низку довгострокових наслідків для місцевих екосистем. Більша частина таких наслідкових явищ, особливо в сфері гідроекології поверхневих водойм та біоекології Степу, детально не вивчені. Однією з причин цього є відсутність чітких методологічних підходів та уніфікованих засобів вивчення саме малих річок, відношення до яких традиційно базується на принципах і методах класичних досліджень, відпрацьованих на великих річках.

Проблема деградації та зникнення малих річок не є новітньою, повсюди природна гідромережа гостро реагує на техногенні чи фактори середовища, потужність яких може переважати над рівнем опору невеликих гідросистем [28]. Та явно, що саме з початком інтенсивної польової трансформації українського Степу (як цілісної водозбірної арени), місцеві гідрографічні мережі стали втрачати механізми саморегуляції, а більша частина малих річок перетворились у суходільні лощини. Вказані процеси співпали в часі з проявами декількох хвиль катастрофічної посушливості [29], які остаточно й завершили новітню перебудову більшості степових гідросистем. У кінці 20-х років ХХ сторіччя відомий український вчений М.І. Котов окреслив цю ситуацію таким виразом «Річки малі дають життя великим. Але і вмирають першими саме малі річки, найбільш чутливі до антропогенного впливу. Особливо гостро проблема зникнення малих річок постає у посушливій степовій зоні» [30]. З того часу проблема деградації та втрати малих річок не набула свого розв'язання, а спроби відновлення і збереження окремих водотоків технічними засобами лише призвели до втрати їх структуро-функціональної організації. Нині більшість порушених природних водотоків, особливо в зонах зрошуваного землеробства, перетворена в систему каскадних ставків чи в суходільні балки.

Так, за даними Офісу водних ресурсів у Миколаївській області [31] станом на 2018 рік облікована 121 річка (довжиною більше 10 км), із яких лише одна велика (Південний Буг) та сім середніх, тож всі інші 113 – це малі річки. Насправді ознакам категорії «мала річка» відповідають лише 14 - 15 водотоків, тоді як всі інші є по суті тимчасово проточними елементами

суходільних мереж середніх річок [32].

В умовах прогресуючої деградації малих річок украї актуальною стає проблема оцінки їх екологічного стану, охорони та водогосподарчих перспектив, що вимагає відповідного методологічного і методичного забезпечення. Проте, на сьогодні поки що відсутні чіткі стратегічні бачення підходів до водогосподарчих перспектив і принципів охорони малих річок, як гігроморфних утворень природного походження. При цьому, збереження та відновлення малих річок України є безальтернативними, невід’ємними від суспільно-економічного розвитку суспільства [33] і вони безперечно будуть набувати своєї реалізації вже в найближчі роки. Першим кроком у цьому напрямку є організація комплексних досліджень гідросистем зони Степу, які в найбільшій мірі піддані деструкціям. Зрозуміло, що їх результативність та ефективність вимагає стандартизованих методологічних підходів і методів вивчення. Саме цій задачі відповідає дана робота, метою якої є узагальнення методологічних і методичних проблем екологічних досліджень малих річок Миколаївської області.

Невідповідність існуючих методичних забезпечень щодо роботи саме з малими річками відмічена багатьма дослідниками, які працювали з такими специфічними водними об’єктами в Україні, так і в країнах Південно-Східної Європи [34]. Необхідність розробки адекватних програм і підходів до проблеми збереження малих річок постійно акцентована в матеріалах конференцій та форумів провідних міжнародних організацій. Так, у грудні 2016 року Генеральна Асамблея ООН прийняла резолюцію 71/222, що проголошує період 2018 - 2028 рр. Міжнародним десятиріччям дій «Вода для сталого розвитку», окремі положення якої прямо окреслюють необхідність перегляду методичних підходів досліджень малих річок, в першу чергу в зоні Степу та Напівпустель [35]. Огляди, щорічні звіти та рекомендаційні матеріали ВООЗ, в тому числі останній аналітичний огляд європейського Бюро (2021) щодо водних проблем також акцентують увагу до проблемних питань методології охорони і оздоровлення малих річок [36].

Із числа вітчизняних дослідників-гідрологів та гідроекологів цій проблемі так чи інакше надавали увагу майже всі провідні фахівці. Загальні методологічні питання освітлені в публікаціях Хімко Р. В. (2005), В.І. Осадчого (2017), методологію і методику досліджень малих річок Західного (Поліського) регіону опрацьовано в публікаціях М.О. Клименка (2015, 2017), річкам Степу присвячено багато публікацій Одеської гідрологічної школи – Ж.Р. Шакірзанової (2011, 2021), Н.С. Лободи (2014, 2016). Методичні питання оцінки стану малих річок басейну Південного Бугу піддані розгляду в ґрунтовних монографічних роботах В.К. Хільчевського (2009, 2015, 2021), миколаївських гідроекологів Н.І. Магась та А.Г. Трохименко (2013, 2020). Загалом важко знайти новітні публікації по малим річкам, де автори оминають ті чи інші аспекти методичної проблематики, що яскраво свідчить про гостроту і різноспрямованість цих питань та складність їх розв'язання.

Основою даної роботи стали результати експедиційно-польових і лабораторних (гідрохімічних) досліджень малих річок Миколаївської області, виконаних у 2020 – 2022 рр. із метою оцінку їх сучасного стану та водогосподарчих перспектив. У якості досліджуваних об'єктів слугували цілісні гідросистеми, водозбори і гідромережі малих річок. Розпочинали їх з правобережно-бузької частини області, що поєднувала річки Царигол, Сасик, Березань, Чартала, Бакшала, по закінченні яких переходили на лівобережно-бузьку частину з річками Велика Корабельна, Мертвовод із його притоками (Гарбузинка, Комишувата, Костувато-Кам'янувата), Гнилий Єланець, Громоклія та Висунь. Окремі оглядово-польові дослідження виконані також по ділянкам течії середніх річок – Кодими, Чичиклії, Синюхи, Інгулу та Інгульця, розташованих у межах Миколаївської області. Окрім цього, використаний і значний обсяг фактичного матеріалу зі звітів обласних управлінь Водного Господарства (нині Миколаївський Офіс водних ресурсів), Держгеокадастру і літературних джерел - монографічних і періодичних.

Методи досліджень базовані на застосуванні стандартного комплексу

засобів, рекомендованих для польових обстежень річкових водойм та їх водозборів [37, 38, 39]. Отримані результати піддавали аналізу з використанням геоморфологічних, кліматичних, гідрологічних, гідроекологічних, гідрохімічних та загально-екологічних даних, новітніх і ретроспективних. Проте, щодо матеріалів, використаних у даній роботі, головним методом їх отримання слугували аналітичні узагальнення досвіду, набутого при розв'язанні проблемних питань, із якими постійно стикались в процесі досліджень.

Глибоку прикладну перевагу методичного забезпечення виконаних досліджень надавало використання спеціальних програм та сервісів, у т.ч. порталу GIS DATA з доступом до каталогізованих джерел геоданих і багат шарових електронних карт. Дані щодо рельєфу, орографії, пересічних і абсолютних висот досліджуваної місцевості фіксовані на основі використання геопорталу GisMap Server, версія mapserver 7.0.7 [40]. Для картографування польових маршрутів та реперних точок у зоні досліджень опирались на можливість кросплатформеної геоінформаційної системи QGIS ver.2.19.2 [41].

Вже на фазі первинного огляду об'єкту досліджень (малих річок) і планування досліджень виявилось, що стандартні методологічні принципи і методичні підходи щодо гідроекологічної оцінки та моніторингу річок проявляють низку невідповідностей існуючим реаліям. У першу чергу вони виражені щодо ідентифікаційної специфіки даного об'єкту – малих річок Степового Побужжя, характеристики яких лише в окремих позиціях відповідають базисним поняттям класичних гідрографічних та гідроекологічних визначень. Виражено це в загальній невизначеності обліку витоків, притоків, їх значимості та й обмеженості вихідних даних для моніторингових узагальнень. Так, на початку досліджень, посушливої осені 2020 року більшість малих річок являли собою просто низку ставків і пригирлових водосховищ при цілком суходільній верхній частині. Що в цій ситуації вважати річкою, а що її витокami і як простежити гідрографічну мережу верхів'я та й всього водозбору, однозначно вирішити не вдавалось. І

взагалі, чи можливо вважати річкою ланцюг сухих і напівсухих ставків, розташованих у долині, перетвореної нині в типово лучно-болотисту низину з періодичним проявом водності? Останні за гідроекологічними ознаками і характером біоти вже більше відповідають тугайним ландшафтним комплексам реліктових сухих долин семіаридної зони [42].

Влітку 2021 р. в умовах майже щоденних дощів всі витoki до вершини водозборів були водонаповнені та мали проточний режим, що дозволило їх простежити до первинних точок раніше суходільної мережі. Проте, фіксовані витоківі лощини та джерела значно відрізнялись від приведених у довідниках, а її врахування призвело до збільшення середніх висот водозборів та площі басейнів. Переповнені дощовими водами ставки в притоках малих річок також перетворювались у проточні водойми, привносячи суттєві гідрохімічні зміни щодо основного водотоку. Навіть оцінити середньо-сезонні показники кольорності та мутності води на різних ділянках природного русла, водність якого через перепопнення ставків змінювалась упродовж доби, виявилось непростю проблемою з досить відносними результатами.

Та й сама ідентифікація малих річок не менш проблемна – більшість середніх річок Миколаївської області водночас поєднують ознаки і характеристики як малих, так і великих річок, відрізняючись при цьому просторовою та ландшафтно-висотною неоднорідністю водозбірних територій. Часто у межах однієї долини середньої річки зустрічається все різноманіття гідрологічних характеристик, типових для малих, так і для великих водотоків. Подібне різноманіття характерне для Кодими, Чичиклії, Мертвоводу і навіть Інгульця. Зрозуміло, що неоднорідність геоструктурної специфіки місцевостей, у межах яких ці річки протікають, забезпечує їм просторово-розширений спектр гідрологічних параметрів, проточності, сезонності та гідрохімічних властивостей вод. Але ж як їх узагальнити? Чи можлива екстраполяція створених даних на всю річку? Чи на певну ділянку? Значимість методичної помилки при цьому може бути дуже значною, особливо при водогосподарчих оцінках.

Для великих річок комплекс локально-створових даних прямо співвідноситься з параметрами водності, тоді як малі річки в умовах сезонної проточності та каскадного розташування ставків не проявляють такої базисної залежності. Наприклад - результати гідрохімічного контролю води в період водопілля та межені не дають твердих підстав судити про якісь середньо-типові характеристики малого водотоку, які нівелюються стрімкою динамікою рівня мінералізації вод у залежності від обсягів місцевого стоку та величини водозбору. Таким чином, навіть вибірки показників по малим річкам Причорномор'я (Царигол, Сасик і Березань) не піддаються класичному порівняльному аналізу з аналогічними вибірками по річкам, розташованих в однакових зональних умовах, але започаткованих в інших геоморфологічних умовах.

Окрім проблем оцінки статичного стану водотоків, значну методичну проблему являє собою їх моніторинг, тобто оцінки гідросистем у стані природної динаміки. Головна причина – обмежена вивченість малих річок і пов'язана з цим відсутність первинних даних. За період 1945 – 2021 рр. гідрографічна мережа Миколаївської області лише 2-3 рази піддавались експедиційним обстеженням фахівців, та й ці огляди носили переважно рекогносцирувальний характер. Віддаленість степових річок від обласних центрів, низька водогосподарча значимість та їх переважна непридатність для питного використання й досі є головними причинами невивченості цих водотоків, звужуючи можливості моніторингових узагальнень.

Відсутність системного контролю за станом малих річок пов'язана з відсутністю на них гідрометричних постів, мережа яких із початку 90-х років припинила свою діяльність і по середнім річкам. У достатній мірі інформаційно освітлені лише річки Інгул, Інгулець та Синюха, тоді як інші, досить крупні річки, такі як Кодима, Чичиклія та Мертововод, більш відомі за описами довідників 70-х років минулого сторіччя. Тож більшість фактичних матеріалів щодо стоку та водності малих і середніх річок є застарілими і зберігають лише орієнтовний характер, обмежуючи можливості повноцінного

моніторингу. Аналогічна ситуація і щодо гідрохімічних характеристик, до того ж фіксованих по різних створам і в різні сезони. Та й за відсутності вказівок на реперні точки вимірів водозборів (в часі та просторі), простежити ті чи інші зміни стану річок хоча б за останні 50 – 60 років не вдається. Відповідно, в такому разі сама сутність порівняльного аналізу гідрологічних і гідрохімічних показників у ретроспективній перспективі через їх відносність просто втрачає смисл.

Судячи з обсягів доступного фактичного контрольно-облікового матеріалу, періодом відносно успішного гідрологічного та водогосподарчого спостереження за станом річок був період 70-80-х років минулого сторіччя. В цей час існували плани щодо господарчого освоєння малих річок і використання їх ресурсів для створення локальних систем зрошення, частина яких набули реалізації. Одним із складових елементів цієї діяльності слугувала мережа збору первинної інформації, на основі якої проводили розробки тих чи інших планів використання місцевих річок [43]. Їх успішність на прикладі Єланецької (3,2 тис. га) та Нижньо-Березанської (1,7 тис. га) ділянок зрошення нині можливо оцінити в якості сумнівної. Зумовлено це екологічно неглибоким опрацюванням водогосподарчих проектів і нераціональною економічною політикою щодо використання дрібно-локальних ділянок зрошення. Занепад колгоспної системи землекористування і посилення кліматичної нестабільності практично припинили їх експлуатацію і в наявний час у різних районах області присутні обмежено діючі, або покинуті та занедбані водонакопичувальні басейни, магістральні канали, задіяні на них засоби підземної та наземної водоподачі на поля тощо. Проте наслідки техногенної руйнації природних водотоків, трансформованих для потреб зрошення, так і лишається, слугуючи одним із провідних чинників подальшої деградації малих річок.

Не менш проблемно оцінити успішність та екологічну раціональність низки заходів щодо створення проточних ставків і водосховищ у межах річкових долин – останні, згідно заявлених цілей проектів, дійсно дозволили

вирівняти міжсезонний стік річок, помітно обмежили різкість паводкових явищ, нормалізували поверхнево/підземний гідрологічний баланс річкових басейнів і створили умови для рибогосподарчої діяльності. Водночас побудова водосховищ, поглиблення, розчищення та штучна каналізація окремих ділянок річок призвели до 5-10-кратного збільшення площ водного дзеркала та відповідного зростання втрат води через інтенсифікацію випаровування. На фоні різко негативного водного балансу території (-320 – 460 мм) та підвищеного обсягу випаровування схилового стоку, додаткові втрати з поверхні штучних водойм не покриваються ні поверхневим стоком, ні накопичувальним потенціалом водосховищ. Останні швидко піддаються замулюванню, шляхи боротьби з яким на малих річках Степу зовсім не опрацьовані. Окрім цього, штучна регуляція річкового стоку різко обмежила промивне самовідновлення природного русла та спричинила порушення процесів фільтраційного поповнення підземних вод і їх міжпластового обміну.

Методично прості питання гідрографії річкових басейнів та мережі їх водотоків при роботі на малих річках виявились складними в реалізації. Вже на перших фазах польових обстежень, коли орієнтацію на місцевості фіксували за допомогою ГУГЛ-карт і новітніх засобів ідентифікації реперних точок на поверхні Землі, стало помітно, що отримані результати в більшості випадків не відповідають довідниковим. Зумовлено це не стільки точністю сучасних методів GPS-фіксації щодо фіксації висот і відстаней, а в першу чергу відсутністю чітко встановлених гідрографічних точок відліку натурних вимірювань. Все це дозволяє досить суб'єктивне трактування меж і точок щодо встановлення суходільної мережі, витоків, ділянок проточності тощо.

Відсутні й стандартизовані методичні рекомендації щодо визначення найвищих та найнижчих абсолютних і відносних висот тальвегу і бортів долини – від бровки борту, чи від найвищої точки за межами долини. Постійно мають місце складнощі відносно фіксації точок відліку висот і навколишньої місцевості, тож навіть прив'язка останніх до триангуляційної мережі місцевості з використанням ГІС-методів та GPS-фіксації завжди

супроводжується певними, часом значними відмінностями показників. На практиці зазвичай відсутні дані про реперні точки попередніх досліджень, наприклад – при визначеннях меж басейну, тож наступні дослідники обирають власні вихідні дані. Відмінності останніх по горизонталі коливаються від 200 – 500 м до 2 – 3 км, а відмінності по вертикалі на 5 – 10 м (по висоті), що призводить до невідповідностей розміру площ водозборів. Відповідно, всі гідрологічні та водогосподарчі розрахунки, побудовані на власних, чи на матеріалах попередніх досліджень, мають певні відхилення і які з них є істинними, не зрозуміло.

Звісно, що за відсутності результатів системного гідрологічного контролю малих річок, постає проблема моніторингової оцінки їх стоку – без вихідних даних неможливо виявити тенденції зменшення/збільшення чи стабільності гідрометричних параметрів. Більшість сучасних оглядів щодо стоку річок базовані виключно на даних 2 – 3 довідників 70 – 80-х рр., де приведені окремі, суто епізодичні, або усереднені характеристики. Та й саме порівняння сучасних з даними 50 – 60-річної давності абсолютно не адекватне і спричиняє надмірно велику похибку результатів. Особливо це стосується усереднених показників стоку, приведених по 3 – 5 фактам замірів, екстрапольованих потім на тривалий час та на всю річку. Можливо, що в умовах дійсно великих річок, які досить повільно змінюють свій фазовий та гідрохімічний стан, подібні екстраполяції з інтервалом у декілька років є прийнятними, але для украй динамічних малих річок із невеликими площами водозборів прямі порівняння дуже сумнівні.

Окрім цього, за вказані 50 – 60 рр. стан річок, їх долин та водозборів настільки змінився, що сучасному досліднику-екологу чи гідрологу без допомоги професійного історика-архівіста вже не розібратись, а без точних даних будь які висновки значна недостовірні. Змінились також і умови поверхневого стоку на окремих ділянках водозборів, де прокладені автомобільні магістралі, канали, створена забудова тощо. Відчутно змінені за ці роки і режими температур та опадів, а також відповідні їм рівні

поверхневого і підземного стоку. В долинах річок побудовані, чи навпаки – зруйновані гідротехнічні споруди, з’явилися нові ставки, греблі, водосховища, які різко змінили умови стоку проти умов, що були в 70-х роках минулого сторіччя. Безперечний вплив на стан річок спричинений відбором води та скидом каналізаційних і дренажних вод.

Явно проблемними при гідроекологічних оцінках малих і середніх річок Степу стають нині широко вживані методи інтегральних біоекологічних оцінок стану поверхневих водойм. Інтегральні методи при загально-єдиному методичному базисі різняться спрямованістю на окремі цілі досліджень та оцінок. Серед них помітно виділяються методи інтегральної оцінки річкових систем, орієнтовані на суто природно-екологічний стан останніх, а також група методичних розробок для оцінки водотоків, як джерел питного водопостачання. Перші орієнтовані на екосистемну сутність оцінки водойми, другі – на її екологічну безпечність, тож поєднувати їх неможливо. Ще одну групу біоіндикаційних методів складають методики інтегральних оцінок біобезпеки водойм та водозборів, у т.ч. мікробіологічно-тестові методики оцінки санітарних параметрів води (колі-титр і полі-індекс). Окрему підгрупу складають інтегральні методики оцінювання водойм у плані їх рибогосподарчої відповідності, які досить глибоко опрацьовані в прикладному відношенні.

Відповідно, на практиці, в залежності від використовуваного методичного комплексу та опираючись на блок сучасних даних, отримують результати, які через інтегральну природу екранують і нівелюють власну інформативність [44]. Тож часто виникають ситуації, коли низкою тестів підтверджується загалом задовільний екологічний стан цілісних гідросистем і окремих водотоків, мало затронутих антропогенною чи техногенною діяльністю, але водночас за якістю води їх визнають катастрофічними. Тобто, як природний об’єкт водойма в гідрологічному відношенні задовільна, а в інших параметрах, як водний об’єкт – у критично незадовільному стані. Тракткування такої протилежно-вмісної оцінки не розкрито в методологічному

відношенні, не враховується також і можливий факт подібного стану даної річки впродовж останніх 100-200 років, про що можуть бути і документальні підтвердження.

Також потрібно вказати на абсолютну непридатність для малих річок низки новітніх методів оцінки екологічного стану водойм за якісним (видовим) складом гідробіонтів, гідрофітів чи за сапробними параметрами води. Нині ці методики намагаються відпрацювати в комплексі з ГІС-методами контролю [45], ефективність яких цілком сприйнятлива для таких річок, як Південний Буг і Синюха та для їх водосховищ, але вони безперечно не прийнятні для контролю та оцінки стану малих річок. Головна проблема при цьому – стрімка динамічність стану малих річок степової зони, які не мають стабільної проточності, часто втрачають поверхневий стік і постійно знаходяться під сумісним впливом кліматичних та антропогенних чинників, достовірно передбачити які практично неможливо. Відповідно цим умовам зникає сенс оперативного чи поточного оцінювання стану річки за комплексом фіто- чи зообіотичних компонентів, які не набувають очікуваних індикаційних характеристик на фоні стрімкої мінливості стоку, температур і гідрохімії вод нестабільно проточної водойми.

За результатами досліджень, особливо за даними обстежень річок на піках межени (вересень 2021 р.) простежується невідповідність реалій щодо загальноприйнятої думки про відсутність, або мінімальне значення підземного живлення малих річок зони Степу. Якщо за меженним станом правобережних річок, особливо водотоків Південно-Степових рівнин (Царигол, Сасик, Березань), які зберігали воду лише завдяки ставкам і скидам дренажних вод, можливо погодитись із відсутністю суттєвого підземного живлення, то меженна проточність лівобережних річок безперечно вказує на додаткове живлення. Саме впливом підземних вод можливо пояснити і значно мінливі показники мінералізації, які зростають на окремих ділянках та зменшуються на інших. Вказані невідповідності не мають достатнього методичного опрацювання для підтвердження чи заперечення підземного живлення та його

оцінок.

Класичні методи оцінки підземного живлення великих річок та водосховищ засновані на розрахунку водного балансу, які опираються на чітко фіксовані по створам об'єми проходу води і розрахункові втрати на випаровування, фільтрацію тощо. Та зрозуміло, що для малих річок ці розрахунки непридатні. По перше, тут відсутні вихідні дані щодо водності та витрат води, а по друге – за відсутності поверхневого стоку впродовж 75 – 93 діб малі річки мінімум вдвічі повинні були пересохнути. Дійсно, на прикладі навіть межені 2017 та 2020 рр. всі малі річки області мали дуже негативний баланс, проте більшість лівобережних річок утримували проточність.

Таким чином, меженна, хоча й мінімальна, але стабільна проточність лівобережних малих річок – Великої Корабельної, Гарбузинки, Комишуватої, Кам'янувато-Костуватої та Мертвоводу, які мають багаторічний прояв (принаймні в 2010 – 2021 рр.), безперечно свідчать про фактор підземного живлення. При цьому він проявляється від вершин вказаних річок, підтримуючи сталу проточність водотоку до самого гирла. Виконані на піку межені – у вересні-жовтні 2020 р. заміри стоку показали наступні результати: по нижнім створам В. Корабельної – 0,012 – 0,014 м³/с, по нижньому створу Гарбузинки – 0,017 – 0,02 м³/с, по нижньому створу Комишуватої – 0,020 – 0,023 м³/с, по гирловому створу Кам'янувато-Костуватої – 0,010 – 0,012 м³/с, а по верхньому (с. Крива Пустощ) і середньому (сmt. Братське) створам Мертвоводу відповідно 0,45 – 0,50 та 0,50 – 0,78 м³/с. Тож наявність підземного живлення в умовах тримісячної відсутності дощів і панування середньодобових температур на рівні +28 – 30 °С утримання проточності вод із рівнем мінералізації 2,0 – 2,5 тис. мг/дм³ є безперечною.

Проте, розташовані в аналогічних умовах сусідні з Мертвоводом Гнилий Єланець та його притока річка Солона, влітку 2020 р. вже в липні були сухими в ділянках природного русла і зберігали воду лише в ставках та водосховищах. Аналогічними чином безпроточною була майже вся долина річки Громоклеї, утримуючи запаси води в 3-х верхніх водосховищах. Таким чином, приведені

приклади свідчать, що й методики аналогового розрахунку поверхневого стоку та водного балансу по групі лівобережних річок Мертвотід-Громоклія не відповідають реаліям, вимагаючи розробки локально-адаптованих методик гідрометричних обліків та відмови від узагальнюючих методів оцінки груп водотоків.

Узагальнення набутого досвіду при вивченні сучасного стану малих річок Миколаївської області дозволяє зробити висновки, важливі в прикладному плані щодо роботи з подібними гідромофрними об'єктами Степової зони, а також класифікує низку теоретичних проблем, які вимагають свого розв'язання.

По-перше, методологічні та методичні проблеми гідроекологічних досліджень малих річок посушливих регіонів на сьогодні мають багато невідповідностей, зумовлених в першу чергу специфікою об'єкту, а також обмеженим обсягом ретроспективних матеріалів і явною залежністю від термінологічно-понятійного комплексу Водного кодексу України.

По-друге, за відсутності глибоко опрацьованих методичних рекомендацій щодо роботи з малими річками застосування класичних гідрологічних та гідроекологічних підходів, орієнтованих на великі річки, по більшості дослідницьких позицій не відповідає реаліям об'єкту досліджень. Відповідно, ефективність досліджень малих річок та розробка локальних програм їх збереження, охорони і водогосподарчої експлуатації вимагають розробки відповідного комплексу методичного забезпечення з урахуванням як специфіки об'єкту, так і новітніх досягнень в практиці геоморфологічних та гідроекологічних досліджень;

По-третє, значну проблему при дослідженнях та екологічних оцінках стану гідросистем малих річок у наявних умовах природокористування і впливу кліматичної нестабільності являє відсутність довготривалих стратегічних бачень до майбутнього таких водойм і відповідно – відсутність сталої методології щодо їх водогосподарчих перспектив;

В четвертих, використання методик оцінки стану малих річок на основі інтегративних показників та біоекологічних індикаторів для відкритих водойм Степової зони виявилось мало результативним;

В п'ятих, невідповідність результатів розрахунково-аналогових методик оцінки стану малих річок та методів зонально-групових розрахунків їх стоку, через значне різноманіття еколого-морфологічних умов водозборів і належних їм водотоків, свідчить про необхідність саме польової роботи з кожною конкретною водоймою. З цих позицій необхідною умовою успішності дослідження будь якої малої річки є його максимальна деталізація.

Перспективи подальших досліджень безперечно значні і в першу чергу пов'язані з розробкою та адаптацією методологічно-методичного забезпечення наукових досліджень малих річок, як об'єктів із особливими та динамічно змінними параметрами функціонування.

2.2 Оцінка якості вод та нормування скидів забруднювальних речовин зі стічними водами

Оцінка якості вод (ЯВ) та нормування скидів ЗР зі стічними водами у водні об'єкти є актуальними екологічними завданнями. Перша з них може розглядатися як самостійна, але розрахунок гранично допустимих скидів (ГДС) ЗР [46] передбачає оцінку ЯВ у контрольному створі водного об'єкта з урахуванням його фонового стану (за межами зони впливу скиду стічних вод).

Оцінка ЯВ відповідно до норм країн ЄС виконується за допомогою аналізу частоти перевищення нормативів за показниками ЯВ [47]: водний об'єкт відповідає вимогам санітарних норм, якщо за кожним показником кількість перевищень нормативу становить не більше 10% від загальної кількості значень цього показника, отриманих за деякий попередній період та використаних при оцінці ЯВ, а за рибогосподарськими нормами – 5%.

Ця умова має поширюватися і на контрольні створи при розрахунках ГДС ЗР. Однак, оцінка фону за існуючими методиками [48] не дозволяє визначити, чи буде виконуватися вимога ЄС щодо частоти перевищення нормативів при розрахованому ГДС ЗР. Оскільки, за фонове значення показника в певному створі водного об'єкта приймається верхня (або нижня, якщо показник обмежений знизу) межа 95% довірчого інтервалу середніх значень ряду гідрохімічних спостережень для найбільш несприятливих (гідрологічних або гідрохімічних) умов [46]. Несприятливою гідрологічною умовою вважається найменша середньомісячна витрата води року із забезпеченістю по водності 95%, а гідрохімічною – найбільш несприятливий щодо якості води період (сезон) у річному циклі [46]. Встановити зв'язок показників і витрат води часто неможливо через відсутність синхронних спостережень. Крім того, деякі показники взагалі не мають зв'язку з водністю річки, а ймовірнісні характеристики несприятливого за якістю вод сезону невідомі. Тому питання забезпеченості (ймовірності перевищення) верхньої межі 95%-го довірчого інтервалу середніх значень показника залишається відкритим доти, доки не визначено закону його розподілу.

Прагнення України в ЄС зобов'язує привести її державне законодавство (у тому числі й природоохоронне) у відповідність до законодавства ЄС. Ця умова робить вдосконалення методик оцінки ЯВ та нормування скидів ЗР актуальними завданнями.

Оцінку ЯВ для практичних потреб виконують шляхом детального аналізу, що полягає у зіставленні значень показників ЯВ зі своїми нормативами. При реалізації цього методу дуже важливою є відповідь на запитання: які значення показників ЯВ необхідно використовувати при аналізі? Середні значення показників ЯВ протягом певного періоду (за найгірший сезон) чи результати термінових спостережень?».

Розглянемо норми країн ЄС. Якість вод відповідає нормам питного водокористування, якщо [47]:

- у 95 % проб показники не перевищують обов'язкових нормативів (відповідають вітчизняним ОБРВ);
- у 90 % проб показники не перевищують оптимальних нормативів (відповідають вітчизняним ГДК);
- у 5 та 10 % проб, які не відповідають нормативам, відсутні відхилення від встановлених нормативів більш ніж на 50 %, крім pH , розчиненого кисню та мікробіологічних показників;
- відсутня загроза здоров'ю населення;
- відсутні відхилення від нормативів у послідовно відібраних одна за одною пробах.

Вимога до водних об'єктів рибогосподарського призначення жорсткіша: необхідно, щоб 95 % проб не перевищували обов'язкові та оптимальні нормативи. Зі сказаного видно, що в країнах ЄС поряд зі значенням показника нормується також частота перевищення нормативів (сумарна тривалість інтервалів часу забруднених вод) за період, що розглядається (не більше 5 або 10 % аналізованого періоду), співвідношення значення показника з його нормативом (не більше, ніж в 1,5 рази) та найбільша тривалість інтервалів часу забруднених вод (при спостереженнях чотири рази на місяць – не більше одного тижня, при спостереженнях два рази на місяць – не більше 2 тижнів).

У вітчизняних нормах такий підхід здійснюється лише при оцінці якості водопровідної води за мікробіологічними показниками [49]. Використання середнього значення показника (C_{SEP}) при оцінці ЯВ призводить до того, що при збігу C_{SEP} з нормативом (допустимо за вітчизняними нормами) кількість перевищень нормативу (рис. 2.1) приблизно дорівнює половині спостережень за весь період (забезпеченість C_{SEP} приблизно дорівнює 50%).

Оцінку ЯВ буде виконано відповідно до норм країн ЄС, якщо замість C_{SEP} використовувати значення показників із забезпеченістю, що відповідає згаданим раніше обмеженням: 5 або 10% (C_5 або C_{10}) залежно від призначення водного об'єкта. У цьому випадку, якщо C_5 або C_{10} будуть не більшими за норматив, то кількість його перевищень (рис. 2.1) буде відповідати вимогам

європейських норм.

На рис. 2.1 показано розподіл концентрації Mn^{2+} у водах р. Дунай – м. Вилкове. Санітарно-гігієнічна $ГДК_{Mn^{2+}}$ (пунктир з точкою) дорівнює $0,10 \text{ мг/дм}^3$. Середнє значення концентрації Mn^{2+} (пунктир) становить $0,049 \text{ мг/дм}^3$, що відповідає вітчизняним нормам із великим запасом.

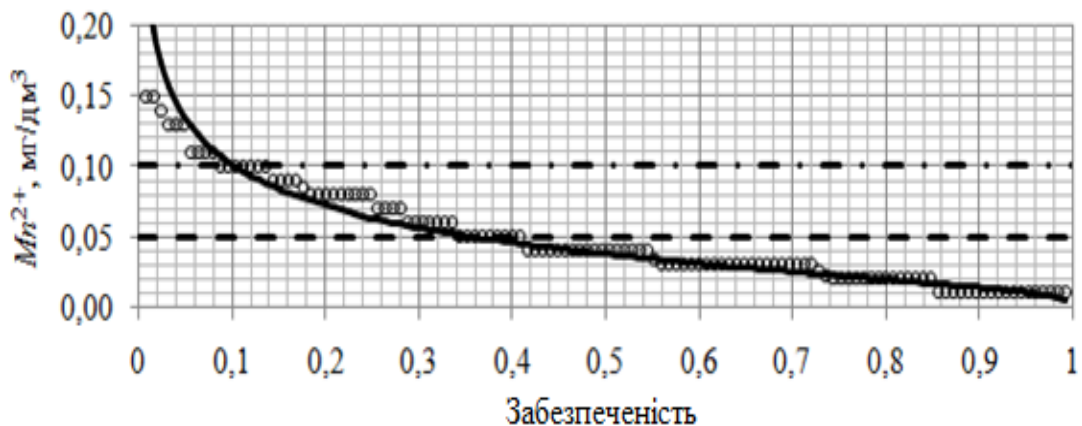


Рисунок 2.1 – Розподіл значень концентрації Mn^{2+} :

маркер коло – результати спостережень; горизонтальний пунктир – середнє;
горизонтальний пунктир із точками – значення забезпеченістю 10 %; суцільна лінія –
апроксимація логнормальним законом

Концентрація Mn^{2+} забезпеченістю 10 % (C_{10}) дорівнює $0,10 \text{ мг/дм}^3$ і збігається з $ГДК$, норми ЄС виконані на межі. Відповідно до них асиміляційна ємність р. Дунай по марганцю вичерпана повністю.

Знайти потрібні значення показників ЯВ (C_5 або C_{10}) є можливим при встановленні законів розподілу цих показників.

Для оцінки ЯВ за попередній період було знайдено параметри логнормального закону розподілу показників ЯВ та їх значення із забезпеченістю 5 та 10% (C_5 та C_{10}). Результати розрахунків наведені у табл. 2.1 – 2.2.

Пошук параметрів законів розподілу показників ЯВ виконано у наступній послідовності:

Таблиця 2.1– Параметри багаторічного логнормального розподілу нормованих (у частках від C_{ML}) значень показників якості вод р. Дунай – м. Вилкове та значення цих показників забезпеченістю 5 и 10 % (C_5 і C_{10})

№	Показник	Одиниця вимірюв.	C_{ML}	$\check{C}_{НС}$	$\check{G}_{НС}$	C_5	C_{10}
1	HCO_3^-	мг/дм ³	178,8	-0,007268	0,1215	217	207
2	$Na^+ + K^+$	мг/дм ³	20,24	-0,03929	0,2856	31,1	28,1
3	Ca^{2+}	мг/дм ³	52,33	-0,009119	0,1369	64,9	61,8
4	Mg^{2+}	мг/дм ³	13,77	-0,01326	0,1617	17,7	16,7
5	SO_4^{2-}	мг/дм ³	36,92	-0,01223	0,1568	47,2	44,6
6	Сухий залишок	мг/дм ³	288,7	-0,007500	0,1224	350	335
7	Cl^-	мг/дм ³	28,54	-0,01804	0,1895	38,3	35,7
8	Мінералізація	мг/дм ³	334,0	-0,006840	0,1174	402	386
9	pH	–	8,043	-0,000191	0,0196	7,79/8,3	7,84/8,3
10	NH_4^+ (по азоту)	мгN/дм ³	0,1575	-0,2763	0,7420	0,405	0,309
11	BCK_{20}	мг/дм ³	3,875	-0,1093	0,4703	7,53	6,35
12	Si	мг/дм ³	3,453	-0,04919	0,3268	5,63	5,00
13	NO_3^-	мг/дм ³	5,809	-0,05530	0,3405	9,62	8,50
14	NO_2^-	мг/дм ³	0,07086	-0,1734	0,6087	0,162	0,130
15	Перманг. окисл.	мг/дм ³	3,643	-0,01991	0,1964	4,93	4,59
16	Розчинений O_2	мг/дм ³	9,300	-0,02015	0,2021	6,54	7,04
17	PO_4^{3-}	мг/дм ³	0,1476	-0,05814	0,3529	0,249	0,219
18	P (заг)	мг/дм ³	0,06672	-0,05605	0,3418	0,111	0,0978
19	XCK	мг/дм ³	17,16	-0,03571	0,2703	25,8	23,4
20	$СПАР$	мг/дм ³	0,02972	-0,2233	0,6827	0,0731	0,0570
21	Fe	мг/дм ³	0,06537	-0,2933	0,7634	0,171	0,130
22	Mn^{2+}	мг/дм ³	0,04948	-0,2669	0,7697	0,134	0,102
23	Cu	мг/дм ³	0,002581	-0,1186	0,4949	0,00517	0,00432
24	$НП$	мг/дм ³	0,01801	-0,1148	0,4772	0,0352	0,0296
25	Феноли	мг/дм ³	0,001421	-0,09338	0,4041	0,00252	0,00217
26	Cr^{3+}	мг/дм ³	0,001816	-0,1365	0,5107	0,00367	0,00305
27	Cr^{6+}	мг/дм ³	0,001740	-0,1129	0,4662	0,00335	0,00282
28	Cr (заг)	мг/дм ³	0,003104	-0,09551	0,4684	0,00610	0,00514
29	Zn	мг/дм ³	0,01655	-0,2881	0,7818	0,0449	0,0338

Таблиця 2.2 – Параметри багаторічного логнормального розподілу нормованих (у частках від C_{ML}) значень показників якості вод р. Дністер – м. Біляївка та значення цих показників забезпеченістю 5 і 10 % (C_5 і C_{10})

№	Показник	Одиниця вимірюв.	C_{ML}	$\check{C}_{НС}$	$\check{G}_{НС}$	C_5	C_{10}
1	Мутність	мг/дм ³	7,901	-0,1565	0,5774	17,5	14,2
2	<i>pH</i>	–	8,058	-0,0001543	0,01764	7,83/8,29	7,88/8,24
3	Ca^{2+}	мг/дм ³	56,65	-0,02150	0,2193	79,5	73,4
4	Mg^{2+}	мг/дм ³	21,15	-0,05222	0,3467	35,5	31,3
5	$Na^+ + K^+$	мг/дм ³	28,17	-0,07504	0,4180	52,0	44,7
6	NH_4^+ (по азоту)	мгN/дм ³	0,2154	-0,1598	0,5413	0,447	0,367
7	NO_2^-	мг/дм ³	0,05288	-0,2361	0,7261	0,137	0,106
8	NO_3^-	мг/дм ³	7,272	-0,04162	0,3023	11,5	10,3
9	HCO_3^-	мг/дм ³	199,7	-0,007270	0,1204	242	231
10	SO_4^{2-}	мг/дм ³	70,12	-0,02607	0,2260	99,1	91,3
11	Cl^-	мг/дм ³	34,18	-0,02022	0,1990	46,5	43,2
12	Жорсткість	мг-екв/дм ³	4,538	-0,008563	0,1311	5,58	5,32
13	<i>Al</i>	мг/дм ³	0,05417	-0,1541	0,5606	0,117	0,095
14	Лужність	мг-екв/дм ³	3,231	-0,005242	0,1023	3,80	3,66
15	Перманг. окисл.	мг/дм ³	3,724	-0,01640	0,1781	4,91	4,60
16	Сухий залишок	мг/дм ³	379,2	-0,009974	0,1407	473	450
17	Мінералізація	мг/дм ³	301,6	-0,00956	0,1376	375	356
18	<i>Fe</i>	мг/дм ³	0,4286	-0,1299	0,5343	0,901	0,743
19	F^-	мг/дм ³	0,2602	-0,04990	0,3140	0,366	0,337
20	<i>Cu</i>	мг/дм ³	0,2605	-0,1527	0,6130	0,613	0,491
21	Mn^{2+}	мг/дм ³	0,04279	-0,2533	0,6855	0,0877	0,0729
22	<i>Mo</i>	мг/дм ³	0,004459	-0,04425	0,3015	0,00700	0,00628
23	Розчинений O_2	мгO/дм ³	9,245	-0,03062	0,2504	5,94	6,50
24	BCK_{20}	мгO/дм ³	3,418	-0,04351	0,2961	5,33	4,78
25	<i>XPK</i>	мгO/дм ³	22,82	-0,02513	0,2223	32,1	29,6
26	<i>HP</i>	мг/дм ³	0,01149	-0,3309	0,7125	0,0144	0,0137
27	Мікробне число	КОЕ/см ³	1360	-0,8973	1,211	4460	2940
28	Колі-індекс	КОЕ/дм ³	12100	-0,4701	1,004	39300	27300

- знайдено середні багаторічні значення рядів спостережень;
- нормовані ряди за середніми багаторічними значеннями;
- логарифмовані нормовані ряди;
- знайдено параметри законів розподілу (середні значення логарифмованих рядів та їх середньоквадратичні відхилення).

Розрахунок значення показника (C_{Fi}) із забезпеченістю F (0,05 або 0,10) виконано за формулою:

$$C_{Fi} = C_{Mli} * \text{ЛОГНОРМОБР}(1 - F; \check{C}_{Hci}; \check{G}_{Hci}), \quad (2.1)$$

де C_{Mli} – середнє багаторічне значення i -го показника (табл. 2.1, 2.2);

ЛОГНОРМОБР() – оператор в табличному редакторі *Excel* [50];

\check{C}_{Hci} и \check{G}_{Hci} – параметри логнормального розподілу i -го показника (табл. 2.1, 2.2), $\check{C}_{Hci} = [\ln(C_i/C_{Mli})]_{CP}$ т а $\check{G}_{Hci} = \sigma[\ln(C_i/C_{Mli})]$.

Показник «розчинений кисень» обмежений знизу (тобто його значення має бути не меншим за норматив), тому при розрахунку C_{Fi} за формулою (2.1) замість $(1 - F)$ використано F .

Показник pH має обмежений діапазон зверху і знизу, тому для нього за формулою (2.1) знайдено два значення: $(1 - F)$ і F .

Формулу (2.1), а також інформацію в табл. 2.1 і 2.2 можна використовувати для оцінки якості вод за попередній період часу. Прогноз за цими таблицями можна виконати тільки для тих показників ЯВ, які не мають часового тренду.

При нормуванні скидів ЗР зі стічними водами, що відводяться в якийсь водний об'єкт, виникає потреба оцінки фонові ЯВ об'єкта, що розглядається. Гідрохімічний фон оцінюється за результатами спостережень поза зоною впливу скиду стічних вод для найгірших гідрологічних або гідрохімічних умов. Недолік такого підходу полягає в наступному.

По-перше, хронологічна мінливість показників ЯВ може мати позитивний або негативний тренд. У такому разі, приймаючи постійною

фонову ЯВ у перспективі, ГДС деяких ЗР може бути завищено, якщо ці ЗР мають позитивний багаторічний тренд. При негативному багаторічному тренді ЗР розрахунок їхнього ГДС буде виконано з деяким запасом.

По-друге, неможливо встановити: виконуватимуться чи ні вимоги норм країн ЄС при розрахованому ГДС ЗР, оскільки невідома забезпеченість фонових значень показників ЯВ, знайдених для найгірших гідрологічних або гідрохімічних умов.

Усунути згадані недоліки є можливим при прогнозі значень показників ЯВ із заданою забезпеченістю (за нормами ЄС 5 або 10%), враховуючи при цьому багаторічну мінливість показників ЯВ.

Аналіз результатів спостережень у р. Дунай та р. Дністер показав, що багаторічна мінливість у більшості показників ЯВ має негативний тренд. І лише у деяких показників тренд позитивний.

Можна припустити, що стійка багаторічна тенденція зміни значень показників ЯВ є наслідком зміни умов формування якості вод у водному об'єкті та на його водозбірному басейні під дією антропогенних факторів. Негативний тренд можна пояснити завдяки ефективному впровадженню природоохоронних заходів або зниженням на басейні водного об'єкта господарської діяльності.

Тренд показників ЯВ р. Дунай та р. Дністер (рис. 2.2) був апроксимований [50] експоненційною залежністю:

$$C_{Tj} = a_0 \exp(b j), \quad (2.2)$$

де C_{Tj} – значення функції тренду в момент часу j ;

j – порядковий номер моменту часу (порядковий номер місяця);

a_0 – значення функції тренду в початковий момент часу ($j = 0$);

b – параметр експоненційної залежності.

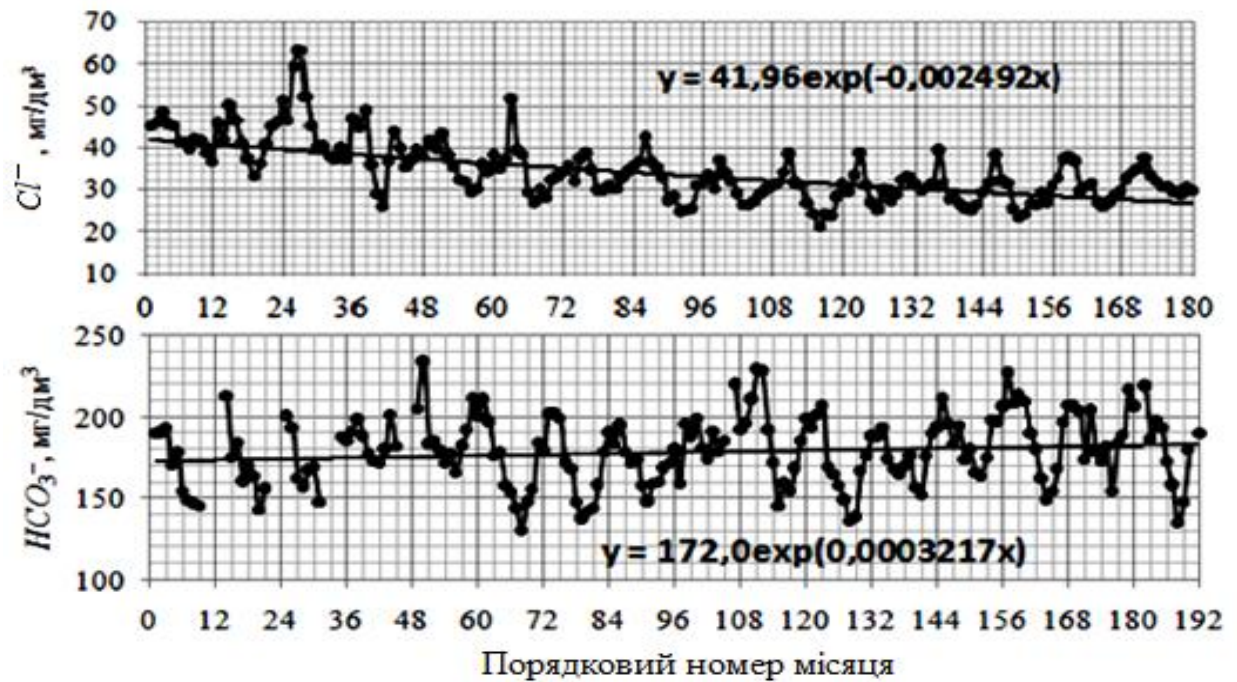


Рисунок 2.2 – Хронологічна мінливість концентрації Cl^- р. Дністер – м. Біляївка і HCO_3^- р. Дунай – м. Вилкове за результатами спостережень

При визначенні параметрів законів розподілу тренд був усунений (рис. 2.3) за допомогою ділення значення показника (C_j) у момент часу j на значення функції тренду (C_{Tj}) у цей же момент часу

$$C_{HTj} = C_j / C_{Tj}, \quad (2.3)$$

де C_{HTj} – нормовані за лінією тренда значення показників ЯВ.

У табл. 2.3 – 2.4 наведено параметри ліній тренду та параметри законів розподілу показників ЯВ, де:

- a_0 та a_K – значення функції тренду на початку та в кінці періоду спостережень;
- b – параметр функції тренду;
- \check{C}_{HT} і \check{G}_{HT} – параметри законів розподілу показників ЯВ, нормованих за лінією тренда.

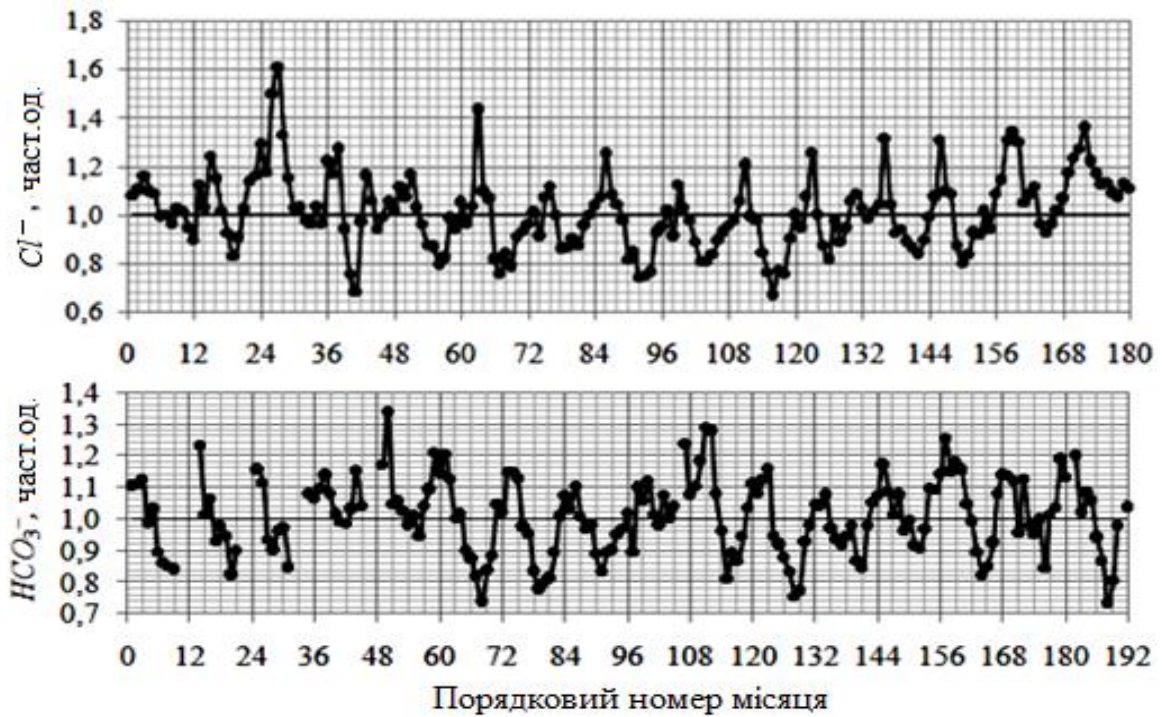


Рисунок 2.3 – Хронологічна мінливість концентрації Cl^- р. Дністер – м. Біляївка та HCO_3^- р. Дунай – м. Вилкове при усуненому тренді

На р. Дунай (табл. 2.3) виражений позитивний тренд ($b > 5 \cdot 10^{-4}$) спостерігався для 7 показників ЯВ: $Na^+ + K^+$; Cl^- ; NO_2^- ; Fe ; Mn^{2+} ; Cr^{3+} ; $Cr(\text{заг})$. Виражений негативний тренд ($b < -5 \cdot 10^{-4}$) – для 12 показників: SO_4^{2-} ; NH_4^+ ; BCK_{20} ; NO_3^- ; перманганат на окислюваність; PO_4^- ; $P(\text{заг})$; XCK ; $СПАР$; Cu ; $НП$; Zn . Слабо виражений тренд ($-5 \cdot 10^{-4} < b < 5 \cdot 10^{-4}$) – для решти показників.

Для р. Дністер для більшості показників спостерігався виражений негативний тренд (табл. 2.4). Тільки Cu має виражений позитивний тренд. Для 10 показників тренд виражений слабо: pH ; Ca^{2+} ; HCO_3^- ; Al ; лужність; мінералізація; Fe ; F^- ; розчинений O_2 ; BCK_{20} .

Параметри законів розподілу (\check{C}_{HT} і \check{G}_{HT}) всіх показників ЯВ визначені для нормованих за лінією тренда рядів (табл. 2.9, 2.10). При цьому середнє значення логарифмованого ряду \check{C}_{HT} стає дуже малим (для вод р. Дунай $|\check{C}_{HT}| < 2 \cdot 10^{-6}$, для вод р. Дністер $|\check{C}_{HT}| < 2 \cdot 10^{-4}$), і при розрахунках значень показників ЯВ із деякою забезпеченістю \check{C}_{HT} можна прийняти таким, що дорівнює нулю.

Таблиця 2.3 – Параметри багаторічного логнормального розподілу нормованих (за лінією тренда) показників якості вод р. Дунай – м. Вилкове

№	Показник	Од. вимір.	Лінія тренду			Параметри закону розподілу	
			a_0	a_K	b	\check{C}_{HT}	\check{G}_{HT}
1	HCO_3^-	мг/дм ³	172,0	182,9	3,217E-04	-2,111E-07	0,1197
2	$Na^+ + K^+$	мг/дм ³	17,71	21,19	9,325E-04	3,820E-07	0,2811
3	Ca^{2+}	мг/дм ³	51,17	52,60	1,436E-04	-3,673E-07	0,1363
4	Mg^{2+}	мг/дм ³	13,07	14,05	3,760E-04	1,027E-07	0,1607
5	SO_4^{2-}	мг/дм ³	38,97	34,47	-6,392E-04	-4,466E-07	0,1527
6	Сухий залишок	мг/дм ³	295,9	278,7	-3,119E-04	3,531E-07	0,1206
7	Cl^-	мг/дм ³	26,35	29,68	6,196E-04	1,988E-07	0,1869
8	Мінералізація	мг/дм ³	323,3	339,0	2,468E-04	5,222E-07	0,1157
9	pH	–	8,029	8,054	1,647E-05	2,952E-07	0,01962
10	NH_4^+ (по азоту)	мгN/дм ³	0,2155	0,0693	-5,910E-03	3,400E-07	0,6686
11	BCK_{20}	мг/дм ³	4,791	2,665	-3,055E-03	3,967E-07	0,4405
12	Si	мг/дм ³	3,347	3,247	-1,576E-04	-1,117E-07	0,3280
13	NO_3^-	мг/дм ³	6,405	4,922	-1,371E-03	2,533E-07	0,3364
14	NO_2^-	мг/дм ³	0,03945	0,08536	4,020E-03	3,357E-07	0,5723
15	Перманг. окисл.	мг/дм ³	3,896	3,341	-7,999E-04	-3,854E-07	0,1926
16	Розчинений O_2	мг/дм ³	9,165	9,043	-6,980E-05	-4,604E-07	0,2018
17	PO_4^{3-}	мг/дм ³	0,1575	0,1241	-1,240E-03	-3,824E-07	0,3482
18	P (заг)	мг/дм ³	0,07071	0,05688	-1,133E-03	3,038E-07	0,3383
19	XSK	мг/дм ³	17,35	15,59	-5,585E-04	3,770E-07	0,2814
20	$СПАР$	мг/дм ³	0,08978	0,01097	-1,095E-02	-1,284E-07	0,5169
21	Fe	мг/дм ³	0,04578	0,05198	6,608E-04	3,036E-07	0,7626
22	Mn^{2+}	мг/дм ³	0,02988	0,04430	2,052E-03	-4,032E-07	0,7616
23	Cu	мг/дм ³	0,00328	0,00166	-3,530E-03	3,910E-07	0,4615
24	$НП$	мг/дм ³	0,01857	0,01416	-1,414E-03	1,337E-07	0,4742
25	Феноли	мг/дм ³	0,00131	0,00130	-5,964E-05	1,970E-06	0,4050
26	Cr^{3+}	мг/дм ³	0,00170	0,00154	-4,876E-04	9,796E-07	0,5105
27	Cr^{6+}	мг/дм ³	0,00134	0,00173	1,330E-03	3,056E-06	0,4603
28	Cr (заг)	мг/дм ³	0,00181	0,00370	3,713E-03	4,556E-07	0,3876
29	Zn	мг/дм ³	0,01983	0,00878	-4,243E-03	-3,450E-07	0,7565

Таблиця 2.4 – Параметри багаторічного логнормального розподілу нормованих (за лінією тренда) показників якості вод р. Дністер – м. Біляївка

№	Показник	Одиниця вимірюв.	Лінія тренду			Параметри закона розподілу	
			a_0	a_k	b	\check{C}_{HT}	\check{G}_{HT}
1	Мутність	мг/дм ³	7,253	6,304	-7,832E-04	-3,924E-08	0,5760
2	<i>pH</i>	–	8,121	7,992	-8,876E-05	-1,158E-07	0,0170
3	Ca^{2+}	мг/дм ³	56,86	54,07	-2,799E-04	1,705E-07	0,2188
4	Mg^{2+}	мг/дм ³	21,20	19,01	-6,064E-04	2,058E-07	0,3453
5	$Na^+ + K^+$	мг/дм ³	34,70	18,97	-3,356E-03	6,607E-05	0,3848
6	NH_4^+ (по азоту)	мгN/дм ³	0,3848	0,0877	-8,214E-03	-1,291E-04	0,3326
7	NO_2^-	мг/дм ³	0,04874	0,03648	-1,609E-03	3,202E-05	0,7121
8	NO_3^-	мг/дм ³	9,140	5,339	-2,987E-03	4,930E-05	0,2592
9	HCO_3^-	мг/дм ³	197,6	199,0	3,923E-05	-3,979E-09	0,1204
10	SO_4^{2-}	мг/дм ³	79,90	58,51	-1,731E-03	6,290E-05	0,2072
11	Cl^-	мг/дм ³	41,96	26,79	-2,492E-03	1,238E-04	0,1508
12	Жорсткість	мг-екв/дм ³	4,910	4,126	-9,663E-04	3,700E-07	0,1211
13	<i>Al</i>	мг/дм ³	0,04716	0,04554	-1,937E-04	-2,600E-07	0,5606
14	Лужність	мг-екв/дм ³	3,246	3,182	-1,098E-04	-2,264E-07	0,1022
15	Перманг. окисл.	мг/дм ³	4,050	3,318	-1,108E-03	4,534E-05	0,1685
16	Сухий залишок	мг/дм ³	402,4	350,6	-7,657E-04	3,811E-07	0,1350
17	Мінералізація	мг/дм ³	311,4	286,8	-4,570E-04	1,173E-07	0,1355
18	<i>Fe</i>	мг/дм ³	0,3784	0,3776	-1,157E-05	2,924E-07	0,5278
19	F^-	мг/дм ³	0,2637	0,2449	-4,110E-04	-9,013E-05	0,2210
20	<i>Cu</i>	мг/дм ³	0,2120	0,2357	5,896E-04	1,038E-07	0,6123
21	Mn^{2+}	мг/дм ³	0,06485	0,02807	-4,652E-03	-6,967E-05	0,4795
22	<i>Mo</i>	мг/дм ³	0,00693	0,002641	-5,356E-03	2,581E-05	0,1140
23	Розчинений O_2	мг/дм ³	9,368	8,585	-4,852E-04	2,419E-07	0,2491
24	BCK_{20}	мг/дм ³	3,415	3,137	-4,714E-04	-3,662E-07	0,2950
25	XCK	мг/дм ³	26,33	18,87	-1,852E-03	-6,014E-06	0,2002
26	<i>НП</i>	мг/дм ³	0,01304	0,00936	-1,843E-03	1,863E-04	0,1343
27	Мікробне число	КОЕ/см ³	1315	356	-7,253E-03	-2,011E-04	1,0812
28	Колі-індекс	КОЕ/дм ³	14490	3951	-7,220E-03	-6,907E-06	0,9303

У табл. 2.5 – 2.6 наведені результати розрахунків C_5 і C_{10} показників ЯВ р. Дунай та р. Дністер при \check{C}_{HT} , отриманому за емпіричними даними, та при $\check{C}_{HT} = 0$. Видно, що результати розрахунків за всіма показниками збігаються з точністю до чотирьох значущих цифр.

Прогноз значення i -го показника ЯВ забезпеченістю F у момент часу j (C_{Fij}) виконується за формулою:

$$C_{Fij} = a_{Ki} * \exp(j b_i) * \text{ЛОГНОРМОБР}(1-F; \check{C}_{HTi}; \check{G}_{HTi}), \quad (2.4)$$

де a_{Ki} – значення функції тренду i -го показника наприкінці періоду спостережень;

j – момент часу (порядковий номер місяця при щомісячних спостереженнях), що відраховується з моменту закінчення періоду спостережень;

b_i – параметр лінії тренду i -го показника (табл. 2.9, 2.10).

У табл. 2.5 – 2.6 значення C_5 та C_{10} розраховані за формулою (2.4) при $j = 24$.

Схема прогнозу наведено на рис. 2.4: у потрібний (прогнозний) момент часу визначається значення лінії тренду і відносно отриманої точки розраховується значення показника із заданою забезпеченістю.

Параметр a_{Ki} можна прийняти рівним середньому значенню i -го показника за останні 2 – 3 роки періоду спостережень, якщо кількість спостережень за цей час була достатньою.

Раніше було сказано, що нормування ряду за лінією тренда дозволяє прирівняти до нуля параметр логнормального закону \check{C}_{HT} , тобто формально зробити закон однопараметричним. У цьому випадку між середнім значенням нормованого ряду (C_{HTC}) та параметром його логнормального розподілу \check{G}_{HT} теоретично існує зв'язок:

$$\check{G}_{HT} = [2 * \ln(C_{HTC})]^{0.5}. \quad (2.5)$$

Таблиця 2.5 – Значення показників якості вод із забезпеченістю 5 та 10 % при різних значеннях параметра \check{C}_{HT} (р. Дунай – м. Вилкове)

№	Показник	Один. вимір.	$\check{C}_{HT\text{емпірич.}}$		$\check{C}_{HT=0}$	
			C_5	C_{10}	C_5	C_{10}
1	HCO_3^-	мг/дм ³	224,5	214,9	224,5	214,9
2	$K^+ + Na^+$	мг/дм ³	34,41	31,06	34,41	31,06
3	Ca^{2+}	мг/дм ³	66,05	62,85	66,05	62,85
4	Mg^{2+}	мг/дм ³	18,47	17,42	18,47	17,42
5	SO_4^{2-}	мг/дм ³	43,63	41,28	43,63	41,28
6	Сухий залишок	мг/дм ³	337,3	322,8	337,3	322,8
7	Cl^-	мг/дм ³	40,96	38,27	40,96	38,27
8	Мінералізація	мг/дм ³	412,4	395,5	412,4	395,5
9	pH	–	7,802/8,322	7,857/8,263	7,802/8,322	7,857/8,263
10	NH_4^+ (по азоту)	мгN/дм ³	0,1806	0,1416	0,1806	0,1416
11	BCK_{20}	мг/дм ³	5,111	4,355	5,111	4,355
12	Si	мг/дм ³	5,548	4,925	5,548	4,925
13	NO_3^-	мг/дм ³	8,283	7,330	8,283	7,330
14	NO_2^-	мг/дм ³	0,2410	0,1957	0,2410	0,1957
15	Перманг. окисл.	мг/дм ³	4,499	4,195	4,499	4,195
16	Розчинений O_2	мг/дм ³	6,478	6,970	6,478	6,970
17	PO_4^{3-}	мг/дм ³	0,2137	0,1883	0,2137	0,1883
18	P (заг)	мг/дм ³	0,09658	0,08541	0,09658	0,08541
19	XCK	мг/дм ³	24,43	22,06	24,43	22,06
20	$СПАР$	мг/дм ³	0,01975	0,01637	0,01975	0,01637
21	Fe	мг/дм ³	0,1851	0,1403	0,1851	0,1403
22	Mn^{2+}	мг/дм ³	0,1629	0,1235	0,1629	0,1235
23	Cu	мг/дм ³	0,003265	0,002761	0,003265	0,002761
24	$НП$	мг/дм ³	0,02986	0,02513	0,02986	0,02513
25	Феноли	мг/дм ³	0,002510	0,002166	0,002510	0,002166
26	Cr^{3+}	мг/дм ³	0,003533	0,002935	0,003533	0,002935
27	Cr^{6+}	мг/дм ³	0,003812	0,003225	0,003812	0,003225
28	Cr (заг)	мг/дм ³	0,007643	0,006639	0,007643	0,006639
29	Zn	мг/дм ³	0,02752	0,02091	0,02752	0,02091

Таблиця 2.6 – Значення показників якості вод із забезпеченістю 5 та 10 % при різних значеннях параметра \check{C}_{HT} (р. Дністер – м. Біляївка)

№	Показник	Один. вимір.	\check{C}_{HT} емпірич.		$\check{C}_{HT} = 0$	
			C_5	C_{10}	C_5	C_{10}
1	Мутність	мг/дм ³	15,96	12,94	15,96	12,94
2	pH	–	7,755/8,20	7,803/8,15	7,755/8,20	7,803/8,15
3	Ca^{2+}	мг/дм ³	76,97	71,09	76,97	71,09
4	Mg^{2+}	мг/дм ³	33,06	29,16	33,06	29,16
5	$K^+ + Na^+$	мг/дм ³	32,95	28,65	32,95	28,65
6	NH_4^+ (по азоту)	мгN/дм ³	0,1245	0,1103	0,1245	0,1103
7	NO_2^-	мг/дм ³	0,1132	0,08743	0,1132	0,08743
8	NO_3^-	мг/дм ³	7,611	6,927	7,611	6,927
9	HCO_3^-	мг/дм ³	242,8	232,4	242,8	232,4
10	SO_4^{2-}	мг/дм ³	78,93	73,20	78,92	73,20
11	Cl^-	мг/дм ³	32,35	30,62	32,34	30,62
12	Жорсткість	мг/дм ³	4,920	4,708	4,920	4,708
13	Al	мг/дм ³	0,1140	0,09298	0,1140	0,09298
14	Лужність	мг/дм ³	3,755	3,618	3,755	3,618
15	Перманг. окисл.	мг/дм ³	4,263	4,010	4,263	4,009
16	Сухий залишок	мг/дм ³	429,8	409,2	429,8	409,2
17	Мінералізація	мг/дм ³	354,5	337,5	354,5	337,5
18	Fe	мг/дм ³	0,8995	0,7425	0,8995	0,7425
19	F^-	мг/дм ³	0,3488	0,3219	0,3488	0,3219
20	Cu	мг/дм ³	0,6546	0,5240	0,6546	0,5240
21	Mn^{2+}	мг/дм ³	0,05524	0,04641	0,05524	0,04641
22	Mo	мг/дм ³	0,002802	0,002688	0,002802	0,002688
23	Розчинений O_2	мг/дм ³	5,632	6,166	5,632	6,166
24	BCK_{20}	мг/дм ³	5,039	4,527	5,039	4,527
25	XCK	мг/дм ³	25,08	23,32	25,09	23,32
26	$НП$	мг/дм ³	0,01117	0,01064	0,01117	0,01063
27	Мікробне число	КОЕ/см ³	1773	1197	1773	1197
28	Колі-індекс	КОЕ/дм ³	15350	10950	15350	10950



Рисунок 2.4 – Схема прогнозу значення показника

При нормуванні ряду за середнім багаторічним значенням C_{ML} між параметрами його логнормального розподілу \check{C}_{HC} і \check{G}_{HC} теж існує зв'язок:

$$\check{C}_{HC} = -0,5\check{G}_{HC}^2. \quad (2.6)$$

Формули (2.5) та (2.6) отримані з наступних міркувань. Якщо випадкова величина має логнормальний розподіл, то математичне очікування цієї випадкової величини (середнє значення вибірки C_{CP}) пов'язане з параметрами логнормального розподілу мі σ відомою залежністю [51, 52]:

$$C_{CP} = \exp(m + 0,5\sigma^2). \quad (2.7)$$

При нормуванні випадкової величини за лінією тренда параметр її логнормального розподілу $m = \check{C}_{HT}$ (середнє значення логарифмів нормованого ряду) стає рівним 0:

$$C_{HTC} = \exp(0 + 0,5\check{G}_{HT}^2). \quad (2.8)$$

Тепер, прологарифмувавши праву і ліву частину (2.8) і перетворивши отриманий вираз щодо \check{G}_{HT} , отримаємо формулу (2.5).

Якщо нормувати вибірку за C_{ML} , то її середнє значення дорівнюватиме

1. Тоді формула (2.7) для нормованої вибірки з прийнятими раніше позначеннями (формула (2.1)) набуде вигляду:

$$1 = \exp(\check{C}_{НС} + 0,5\check{G}_{НС}^2). \quad (2.9)$$

З (2.9) неважко отримати (2.6) так само, як з (2.8) формулу (2.5).

Рис. 2.5 побудований за логарифмами емпіричних значень параметрів $C_{НТС}$ та $\check{G}_{НТ}$, суцільною лінією показана вирівняна залежність (2.5):

$$\ln(\check{G}_{НТ}) = 0,5\ln\ln(C_{НТС}) + 0,3466. \quad (2.10)$$

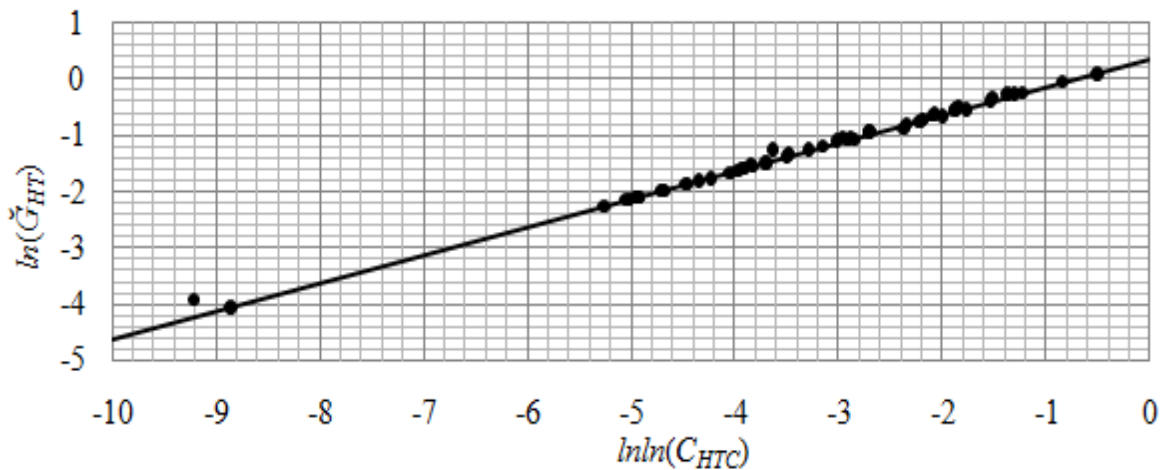


Рисунок 2.5 – Залежність між параметрами $\check{C}_{НТС}$ і $\check{G}_{НТ}$:
маркер коло – емпіричні дані; суцільна лінія – залежність (2.10)

На рис. 2.6 нанесені логарифми емпіричних значень параметрів $\check{C}_{НС}$ та $\check{G}_{НС}$ (табл. 2.1, 2.2), а також вирівняна залежність (2.6):

$$\ln(-\check{C}_{НС}) = 2\ln(\check{G}_{НС}) - 0,6931. \quad (2.11)$$

Так, за попередній період часу та в перспективі при нормуванні скидів ЗР зі стічними водами оцінка якості вод у контрольних створах водних об'єктів відповідатиме вимогам норм країн ЄС щодо частоти перевищення ГДК, якщо

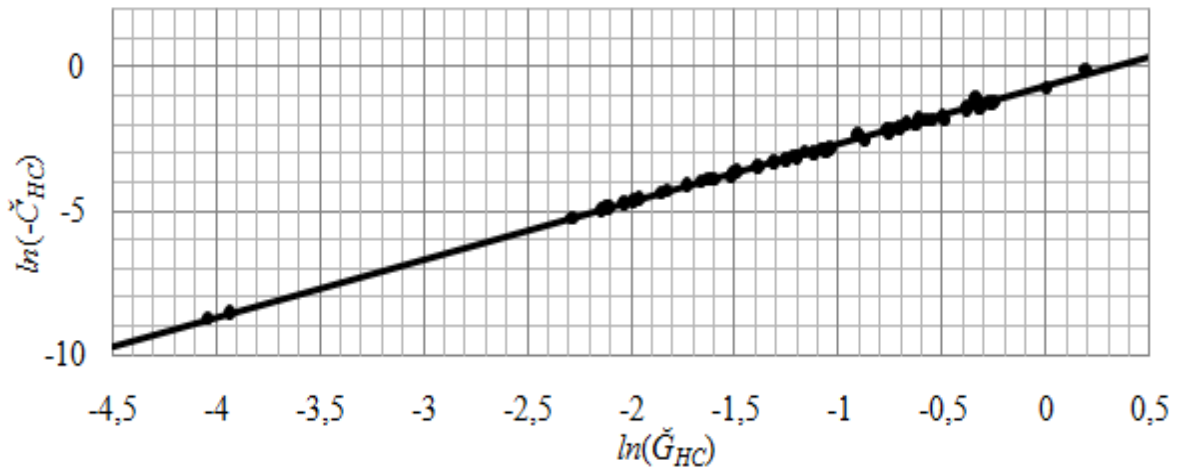


Рисунок 2.6 – Залежність між параметрами $\check{C}_{НС}$ та $\check{G}_{НС}$:
маркер коло – емпіричні дані; суцільна лінія – залежність (2.11)

при розрахунках використовувати значення показників якості вод із забезпеченістю, що дорівнює 5 або 10 % залежно від призначення водного об'єкта: 5 % – для об'єктів рибогосподарського призначення та 10 % – для об'єктів господарсько-питного та рекреаційного водокористування.

Оцінку та прогноз значень показників якості вод із заданою забезпеченістю краще виконувати з використанням логнормального закону, апроксимацію часового тренду показників – експоненціального.

Нормування часового ряду значень показника якості вод за лінією тренда, апроксимованою експоненційним законом, усуває тренд у перетвореного ряду і формально робить одно параметричним логнормальний закон його розподілу: середнє значення логарифмів нормованого ряду, стає рівним нулю. При апроксимації тренду лінійною залежністю такого не спостерігається.

2.3 Характеристики водопостачання і водовідведення в регіонах Північно-Західного Причорномор'я

Південь України характеризується істотним дефіцитом водних ресурсів, отже, проблеми водопостачання і водовідведення на цій території слід вважати вкрай актуальними. Системи водопостачання і водовідведення, особливо централізовані, посідають важливе місце в організації водопостачання населенню як елемент сучасної інфраструктури.

У проведеному дослідженні вивчалися умови водоспоживання і водовідведення областей України, розташованих у районі Південно-Західного Причорномор'я, а саме, в Миколаївській, Одеській і Херсонській областях. Був проведений порівняльний аналіз відповідних характеристик у цих трьох областях України. Для проведення цього аналізу використовувалися показники водоспоживання і водовідведення за період з 2010 по 2020 рр., а саме за 2010, 2015 і 2020 рр. Джерелом вихідних даних послужили Національні доповіді [53 – 55] за відповідні роки.

Почати аналіз доцільно з вивчення динаміки характеристик забору води з природних джерел (рис. 2.7), у тому числі з поверхневих (рис. 2.8) і підземних (рис. 2.9).

Аналіз рис. 2.7 показав, що в період 2010 – 2020 рр. в Миколаївській області з природних джерел було відібрано від 223,6 до 263,8 млн. м³ води, переважаюча частина яких була відібрана з поверхневих джерел – від 209,1 до 253,9 млн. м³. Тобто в Миколаївській області спостерігалось збільшення показника відбору води, яке відбувалося виключно за рахунок поверхневих джерел, оскільки для підземних джерел ситуація була зворотня – забір води з 2010 по 2020 роки зменшився з 14,52 до 10,6 млн. м³.

В Одеській області показники забору води мали дуже схожі значення. Максимальне значення забору води з природних джерел було досягнуто в 2015 р. і склало 306,5 млн. м³ (в цілому показник змінився з 213,7 до 304,5 млн. м³).

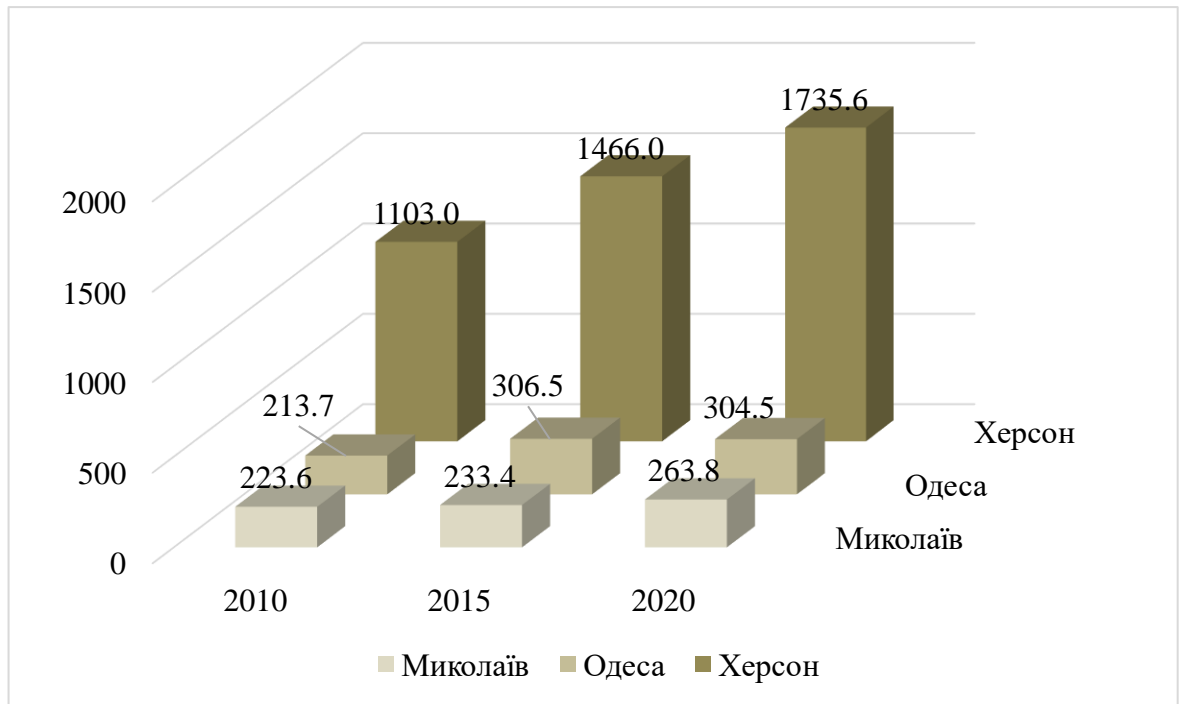


Рисунок 2.7 – Забір води з природних джерел, млн. м³

Це також відбулося за рахунок поверхневих джерел – забір складав від 171,6 до 262,3 млн. м³ із максимумом в 2015 р. – 275,9 млн. м³. З підземних джерел в Одеській області було відібрано 42,1 – 42,2 млн. м³ (найменша кількість – 30,6 млн. м³ в 2015 р.).

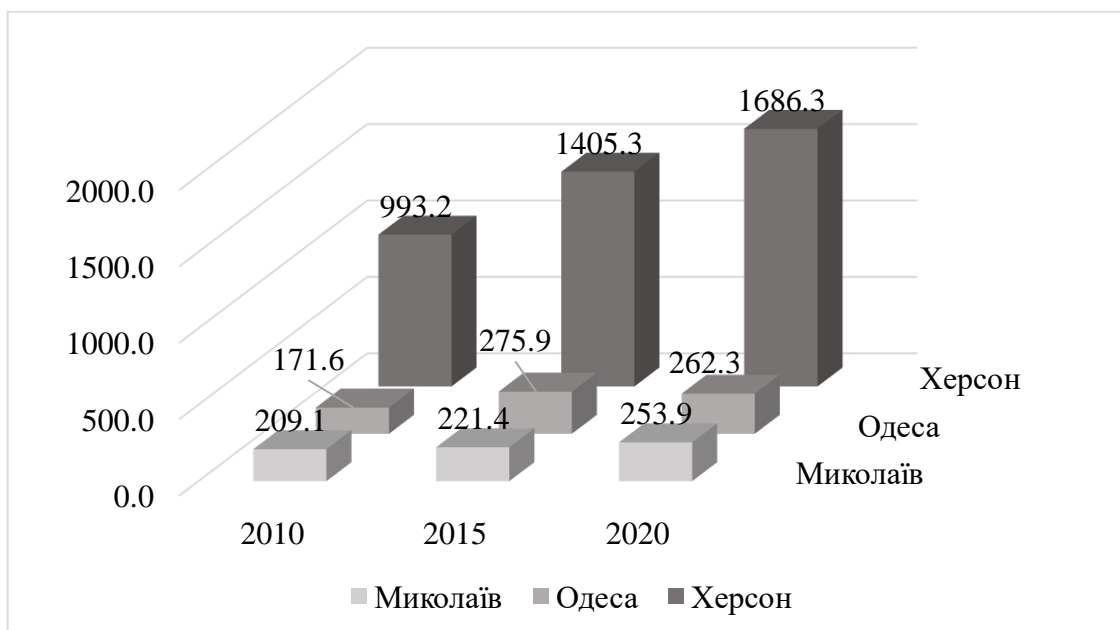


Рисунок 2.8 – Забір води з поверхневих джерел, млн. м³

Але найбільшими значеннями забору води характеризувалася Херсонська область, в якій забір води з природних джерел складав від 1103 до 1735,6 млн. м³, з яких від 993,2 до 1686,3 млн. м³ було відібрано з поверхневих джерел, за рахунок зростання забору води з яких і відбувалося загальне зростання. Для підземних джерел відбір був як і в двох інших областях дуже невеликий але і зменшувався в часі з 109,8 до 49,3 млн. м³.

В цілому з 2010 по 2020 рр. у трьох досліджених областях спостерігається загальне збільшення забору води, яке відбулося за рахунок поверхневих джерел. А забір води з підземних джерел за той же період часу зменшився у кожній з досліджуваних областей.

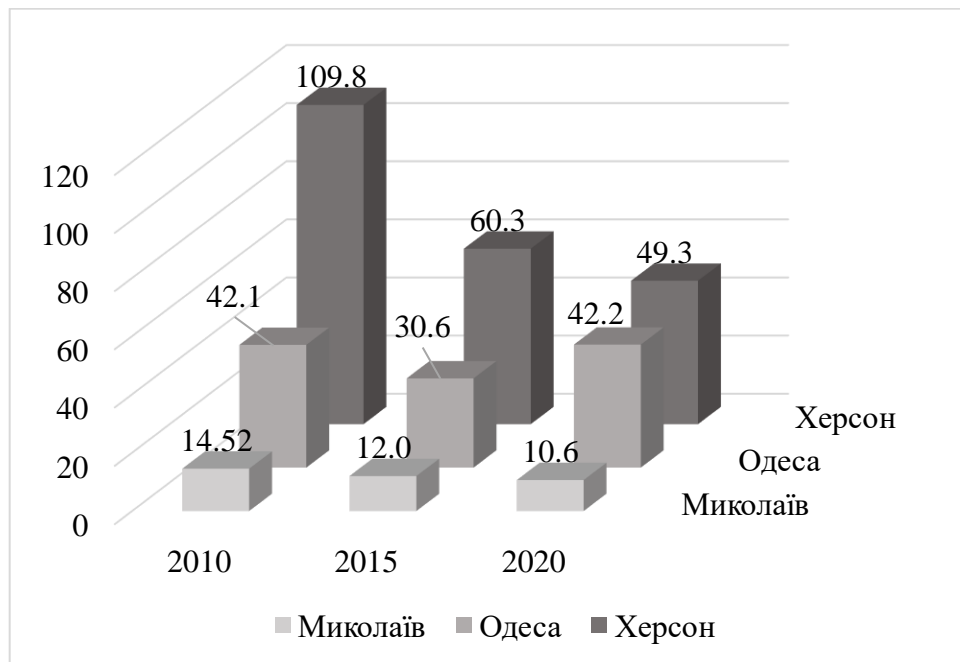


Рисунок 2.9 – Забір води з підземних джерел, млн. м³

На рис. 2.10 і 2.11 представлена структура використання забраної води у 2010 і 2020 рр. відповідно.

На рис. 2.10 можна побачити, що у 2010 р. в структурі водоспоживання Миколаївської області переважали виробничі потреби – 101,3 млн. м³, які у 2020 р. (рис. 2.11) зменшилися до 90,8 млн. м³. В Одеській області в 2010 р. максимальний внесок склали господарсько-питні потреби – 117,4 млн. м³, які

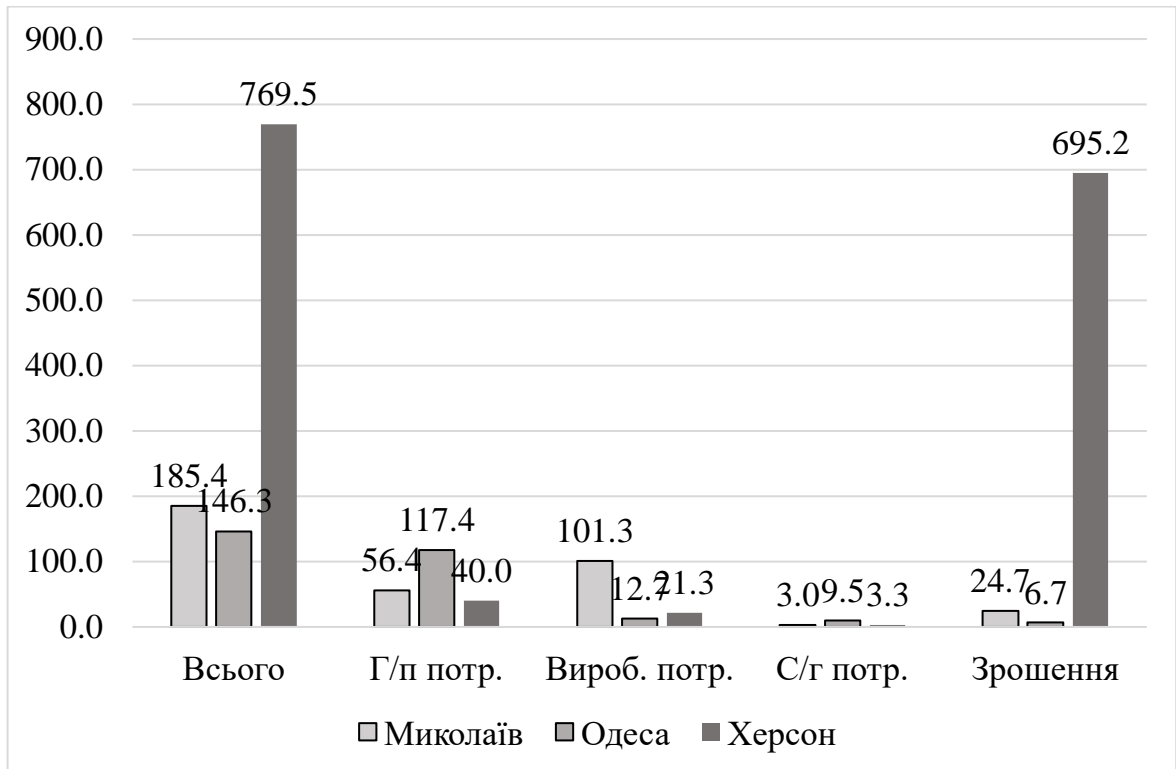


Рисунок 2.10 – Використання води з природних джерелу 2010 році, млн. м³

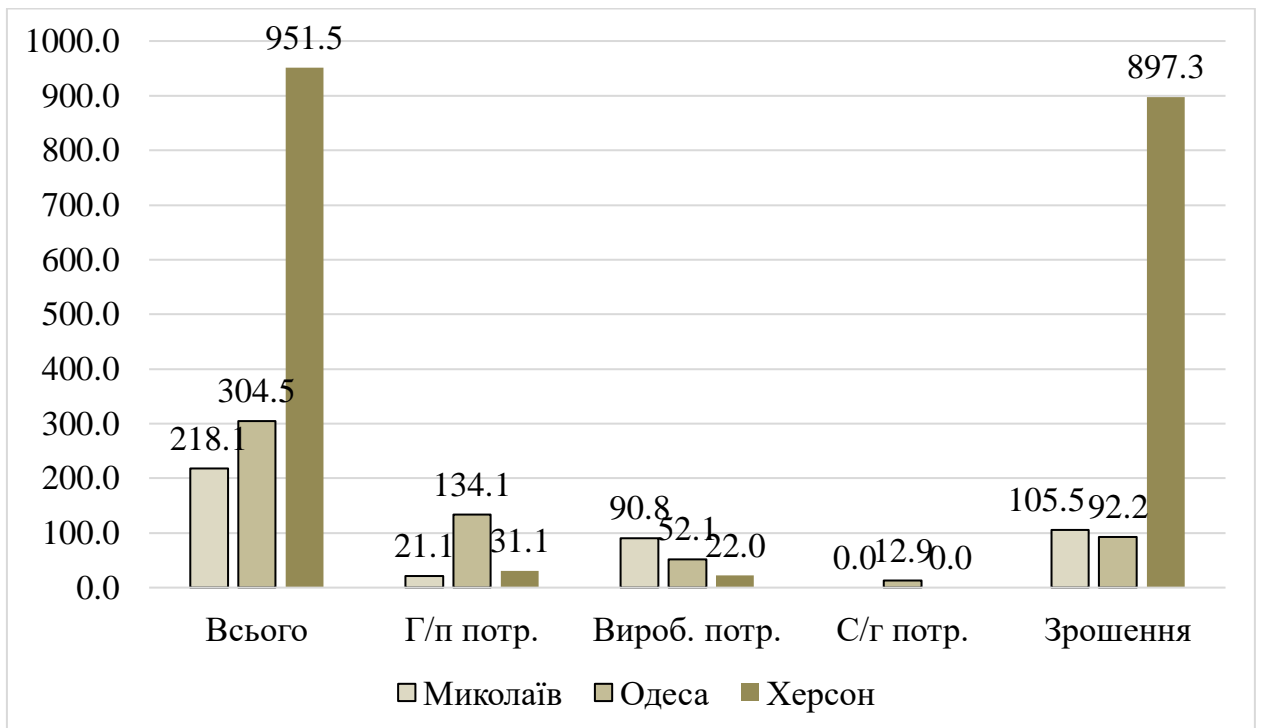


Рисунок 2.11 – Використання води з природних джерелу 2020 році, млн. м³

у 2020 р. зросли до 134,1 млн. м³.

У Херсонській області найбільше використання води спостерігалось під час зрошення. Це 695,2 млн. м³ у 2010 р., яке збільшилося до 897,3 млн. м³ у 2020 р. (рис. 2.11). Крім того, у 2020 р. у порівнянні із 2010 р. істотно збільшилося використання води на зрошення в Миколаївській (з 24,7 до 105,5 млн. м³) і Одеській (з 6,7 до 92,2 млн. м³) областях.

На наступних рисунках (рис. 2.12 і 2.13) можна побачити відсоток охоплення центральним водопостачанням населених пунктів (рис. 2.12) і населення (рис. 2.13) Миколаївської, Одеської і Херсонської областей.

Централізованим водопостачанням були охоплені усі міста кожної з досліджуваних областей. У селищах міського типу Миколаївської області ступінь охоплення населених пунктів централізованим водопостачанням до 2020 р. зменшився зі 100 до 94,1 %, в Одеській і Херсонській областях показник, навпаки, зріс. В Одеській з 84,8 до 100 %; а в Херсонській з 97 до 98,9 % у 2015 р. і знову зменшився до 97,1 % у 2020 р. У селах ситуація виглядала гірше. Досить сприятливі показники лише у Херсонській області – 97 – 98,9 %. В селищах Миколаївської області показник у 2010 – 2020 рр. зріс з 49,2 до 58 % випадків, а в Одеській області за той же період зменшився з 26,04 до 11,2 % випадків.

Що стосується охоплення централізованим водопостачанням населення (рис. 2.13), то ситуація була гірша. Повністю охопленим централізованим водопостачанням у містах в 2010 – 2020 рр. залишалось лише населення Херсонської області. В Миколаївській області цей показник зменшився зі 100 до 98,2 %, а в Одеській збільшився з 94 до 99,8 % випадків. В селищах міського типу Миколаївської області цей показник змінився несуттєво – з 95 до 96,1 %. В Одеській області він зріс з 74,3 до 96,5 %, а в Херсонській області зменшився з 98,1 до 97,1 % (в 2015 р. навіть складав 85 %). В селах Миколаївської області ситуація за досліджений період істотно покращала, охоплення населення зросло з 48 до 75 % випадків. В селах Одеської області – зменшилося з 34,1 до 24,6 %. В селах Херсонської області цей показник зменшився з 98,1 до 97,1 %.

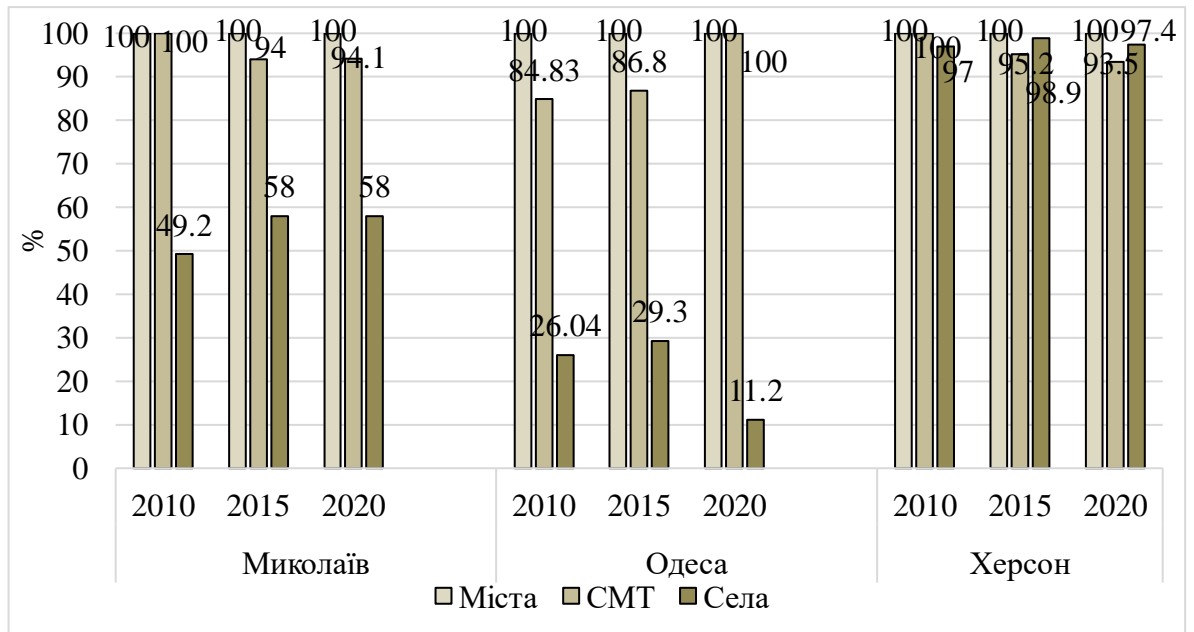


Рисунок 2.12 – Охоплення централізованим водопостачанням населених пунктів, %

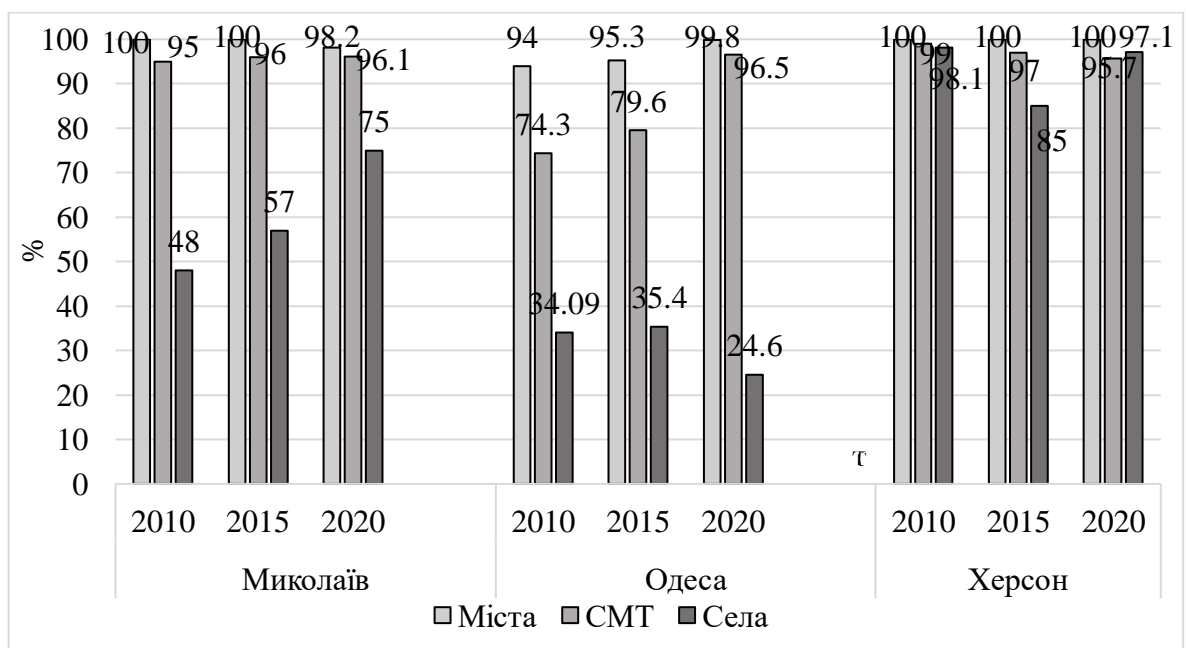


Рисунок 2.13 – Охоплення централізованим водопостачанням населення, %

На рис. 2.14 представлений графік, який характеризує динаміку водоспоживання в досліджуваних областях в період 2010 – 2020 рр. На рис. 2.14 можна побачити, що в містах Миколаївської області водоспоживання в цей період залишається майже на одному й тому ж рівні – від 142 до 139 л/добу

на 1 людину. А в містах Одеської і Херсонської областей воно істотно зменшується. В Одеській області з 168 до 130 л/добу, у Херсонській – з 181 до 162 л/добу. У селищах міського типу Миколаївської області показник також майже не помінявся – 95 – 93 л/добу, в Одеській зріс з 45,4 до 104,3 л/добу, а в Херсонській зменшився з 171 до 162 л/добу. Що стосується сіл, то в Миколаївській області водоспоживання збільшилося з 43 до 69 л/добу, в Одеській області істотно збільшилося – з 5,1 до 102,2 л/добу, а в Херсонській області істотно зменшилося з 183 до 127 л/добу. Отже ситуація в різних областях і у міській і сільській місцевості дуже відрізняється.

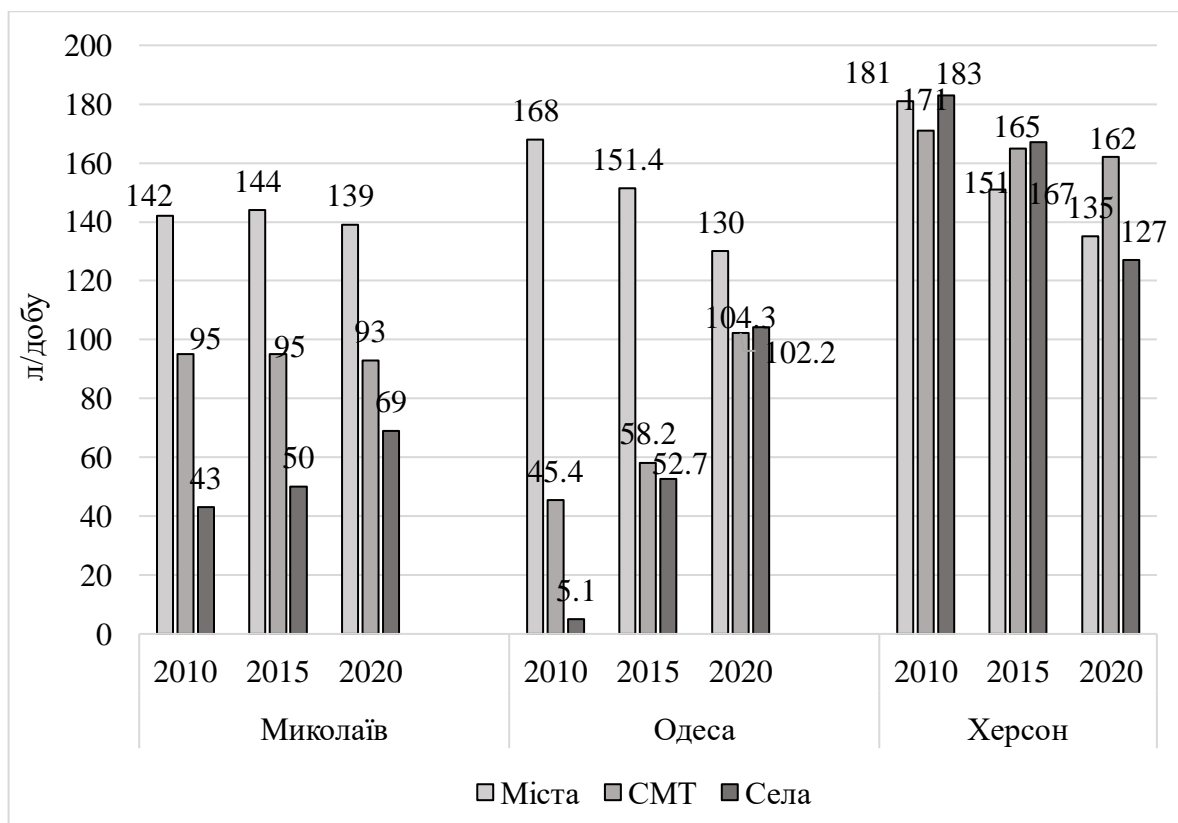


Рисунок 2.14 – Питоме водоспоживання на 1 людину

На рис. 2.15 показано характеристики якості води систем централізованого водопостачання, а саме повторюваність випадків порушень санітарно-хімічних і бактеріологічних нормативів якості води. Можна зазначити, що більш несприятливою у кожній з областей є ситуація із санітарно-хімічними показниками. Так в Миколаївській області значення

показника у 2010 р. складало 21,7 % випадків у 2015 р. зросло до 33,3 % випадків і до 2020 р. зменшилося до 12,7 % випадків. В Одеській області порушення санітарно-хімічних показників якості води складало від 18,8 до 3,9 % випадків (ситуація істотно покращала), а в Херсонській області відбулося зростання з 16,3 до 66 % випадків (значне погіршення).

За бактеріологічними показниками ситуація була сприятливішою. В Миколаївській області повторюваність порушень цього показника у 2010 – 2020 рр. зменшилася з 5,9 до 0,8 % випадків, у Одеській області з 15,1 до 1,2 % випадків, але у Херсонській області незначно зросла з 1,1 до 2,2 % випадків.

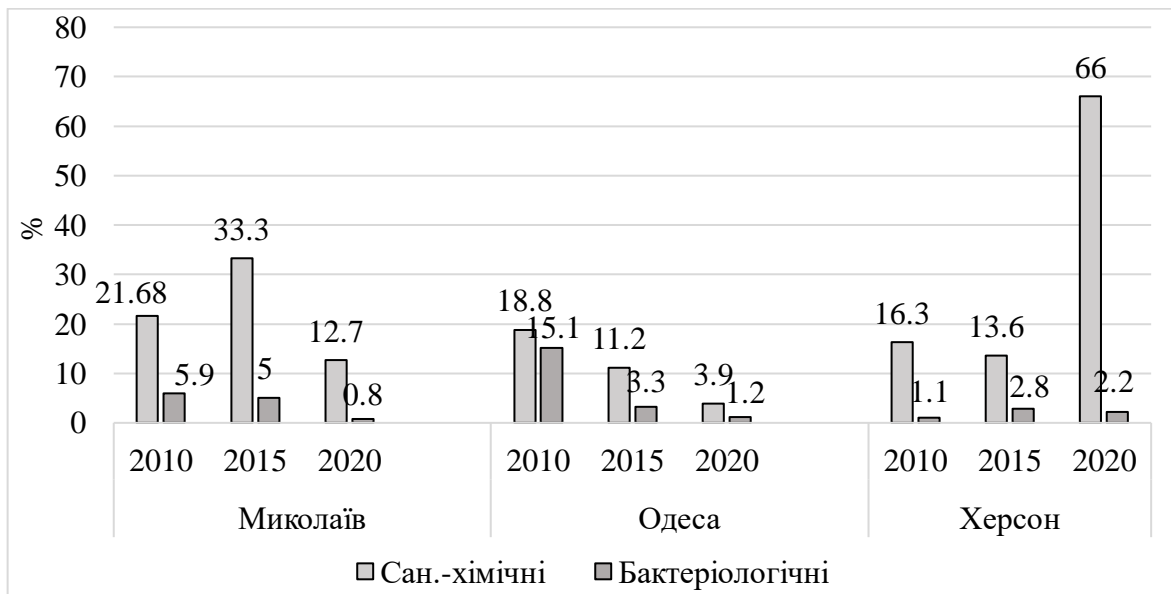


Рисунок 2.15 – Повторюваність порушень санітарно-хімічних і бактеріологічних нормативів якості води в системах централізованого водопостачання, %

На рис. 2.16 представлено обсяги стічних вод в досліджуваних областях. Істотно виділялася Одеська область, в якій в досліджуваний період обсяг стічних вод збільшився зі 156 до 207,6 млн. м³ (тобто майже на чверть). В Миколаївській і Херсонській областях цей показник зменшувався: в Миколаївській з 36,3 до 32,6 млн. м³, у Херсонській з 30,2 до 22 млн. м³.

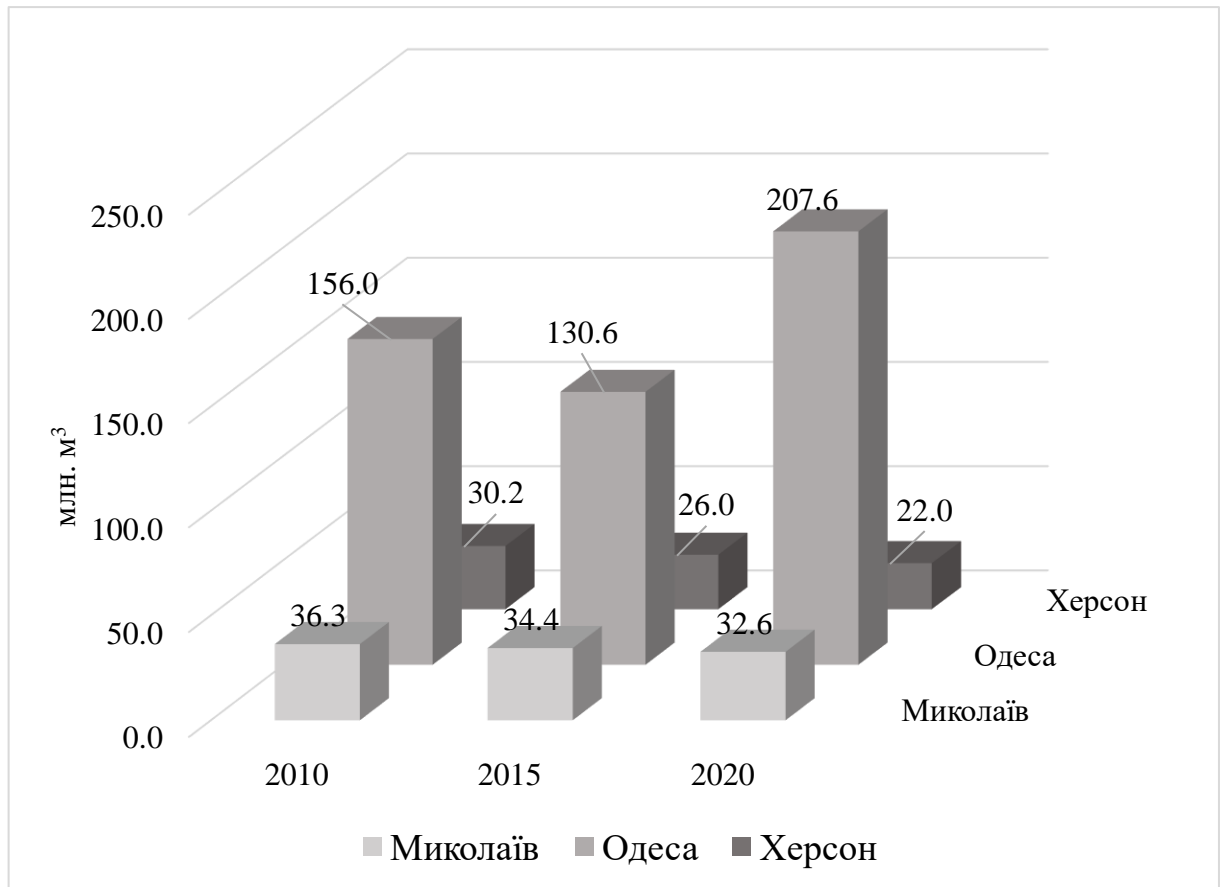


Рисунок 2.16 – Обсяги стічних вод

Також важливе значення мають характеристики ступеню охоплення населення централізованим водовідведенням. Цей показник представлений на рис. 2.17. Аналіз рис. 2.17 показує дуже неоднозначну ситуацію у кожній з досліджуваних областей.

У Миколаївській області охоплення населення міст централізованим водовідведенням складало по 100 % у 2010 – 2015 рр., але у 2020 р. цей показник знизився до 81,3 % випадків. У селищах міського типу Миколаївщини цей показник зростав з 55 до 71,5 % випадків, а у селах з 3 до 20,9 %. Проте це дуже мало.

В містах Одеської області показник охоплення централізованим водовідведенням був найменшим серед трьох областей і навіть зменшився з 84,6 до 64,2 % випадків. В селищах міського типу цей показник дуже істотно впав з 52,3 до 6,8 % випадків. А в селах – з 17,9 до 2,4 % випадків.

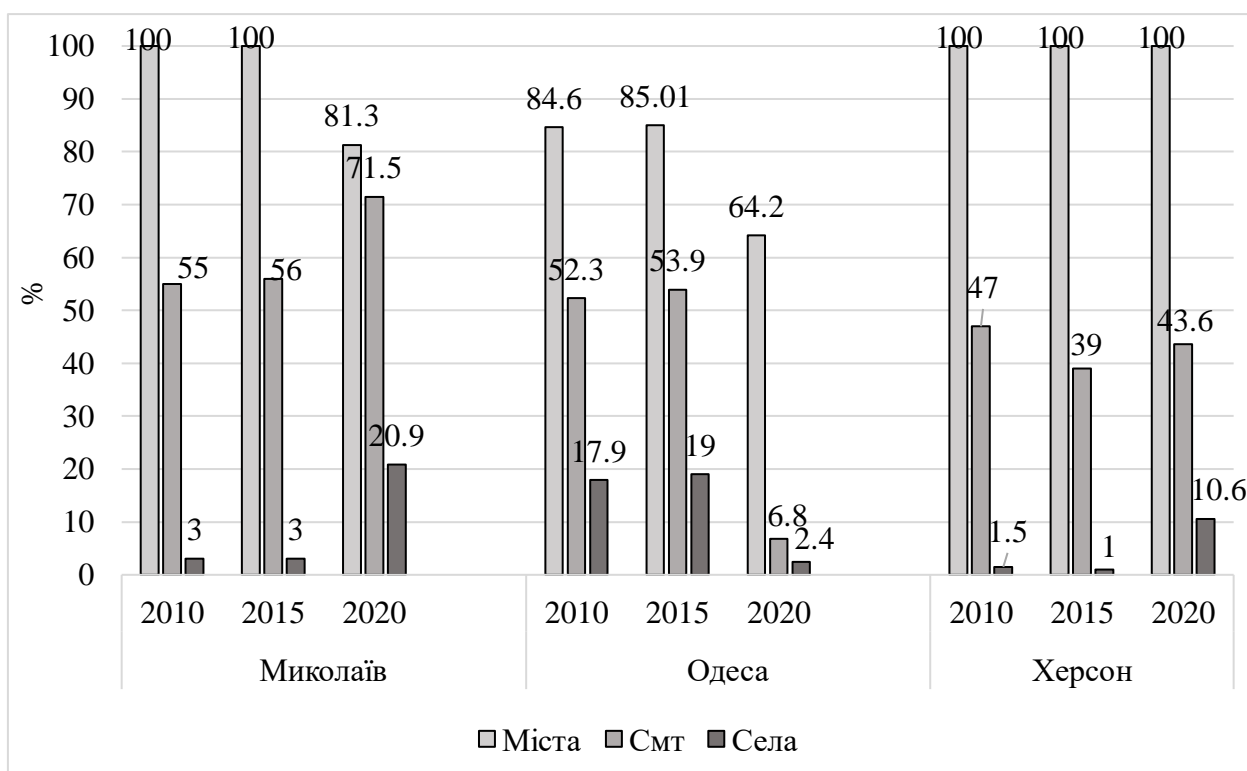


Рисунок 2.17 – Охоплення централізованим водовідведенням населення, %

В Херсонській області централізованим водовідведенням було охоплене усе населення міст. В селищах міського типу показник охоплення зменшився 47 до 43,6 % випадків. А в селах зріс з 1,5 до 10,6 % випадків.

Отже, за показником охоплення населення централізованим водовідведенням найкращою ситуація була в містах Херсонської області, а найгіршою – в селах Херсонської області.

Слід зазначити, що у зв'язку з військовими діями на території України ситуація дещо змінилась. Найменше це торкнулося Одеської області, на території якої визначені раніше загальні тенденції мають зберігатися.

Що стосується Миколаївщини, то з 12 квітня м. Миколаїв (другий за кількістю населення обласний пункт півдня України) залишився без централізованого водопостачання. Причиною цього став перебитий водогін, який тягнеться з Дніпра. Здійснити ремонт цього водогону неможливо через бойові дії. Після припинення функціонування дніпровського водогону постачання питної води населенню здійснювалося за допомогою великих вантажних машин за участі водоканалу, бізнесу і волонтерів. Лікарні, дитячі

садки та інші комунальні установи заздалегідь були під'єднанні до власних свердловин [56].

Проте багато мешканців певний час були змушені збирати дощову воду або набирати її для технічних потреб прямо з річки [56].

Через певний час було організовано водозабір з Південного Бугу, але вода, яка потрапила у мережу, має технічну якість (може бути використана виключно для санітарно-побутових потреб, а для пиття і приготування їжі вона категорично не придатна). Окремі райони міста, куди не дотягувалася мережа основного водогону, отримували технічну воду зі свердловин (через особливості ґрунту вживати її в їжу також не можна, питну воду в ці райони доставляють). На території міста їх було кілька, законсервованих з кінця 1980-х років [56].

3 травня Кабінет Міністрів України виділив 56 млн. грн. на відновлення водопостачання в Миколаєві. Гроші направили на буріння нових свердловин та організацію закачування води з Південного Бугу в систему. Ця технічна вода в кранах частини мешканців з'явилася 9 травня, а 16 травня водопостачання за графіком відновили в усьому місті. Було повідомлено про побудування нової системи, яка має зняти питання залежності від труби з Херсону. Однак з погляду безпеки найкраще, щоб дві системи функціонували паралельно [56].

В Херсонській області через окупацію енергопостачання, централізоване водопостачання і зв'язок тривалий час були відсутні [57]. Відновлення електро- та водопостачання в Херсоні та деяких районах області відновили з 4 вересня 2022 р. [58].

2.4 Аналіз гідрохімічного режиму малих річок Одеської області

Малі річки є основним джерелом живлення великих річок Одеської області, тому збереження їх має найважливіше значення для захисту водних ресурсів від виснаження. В даний час в результаті антропогенної діяльності і кліматичних змін, водні ресурси малих річок знаходяться під загрозою втрати.

Аналіз та оцінка якості вод малих річок Одеської області має важливе значення тому, що вони забезпечують водою комунально-побутові та сільськогосподарські потреби населення, а також суттєво впливають на гідрологічний режим і екологічний стан великих річок, до яких впадають.

Усі малі річки Одеської області належать до басейну Чорного моря. Умовно їх можна розділити на чотири групи: річки басейну Дунаю, басейну Дністра, басейну Південного Бугу і річки безпосередньо басейну Чорного моря.

На території Одеської області протікає більше 300 малих річок. Але систематичні спостереження за гідрохімічними показниками проводяться на 17 малих річках. Матеріали спостережень за 2005 – 2018 рр. надані Басейновим управлінням водних ресурсів річок Причорномор'я та нижнього Дунаю. Дослідження гідрохімічного режиму проводились по 33 показникам річкових вод. Розглянуто та проаналізовано динаміку зміни гідрохімічних показників для малих річок в кожному з підрайонів Одеської області, де були зафіксовані найбільші перевищення *ГДК*. У басейні Причорномор'я це р. Алкалія, р. Сарата, у басейні р. Дунай – р. Киргиж-Китай, у басейні р. Південний Буг – р. Кодима, у басейні р. Дністер – р. Кучурган.

Детально проаналізовано динаміку зміни мінімальних, максимальних і середньорічних показників: розчинений O_2 , *БСК₅*, *ХСК*, азот нітратний, азот амонійний, загальна мінералізація, НП.

Концентрація O_2 визначає значення окисно-відновного потенціалу і значною мірою напрямок і швидкість процесів хімічного і біохімічного

окислення органічних і неорганічних сполук. Кисневий режим має глибокий вплив на життя водойми [59]. Хронологічний графік зміни середньорічних концентрацій розчиненого O_2 малих річок Одеської області за період 2005 – 2018 рр. представлено на рис. 2.18.

Значення середньорічних концентрацій розчиненого O_2 у р. Алкалія коливається в межах від $1,47 \text{ мг}O_2/\text{дм}^3$ в 2010 р. до $13,61 \text{ мг}O_2/\text{дм}^3$ в 2014 р. Значення середньорічних концентрацій розчиненого O_2 у р. Сарата коливається в межах від $0,45 \text{ мг}O_2/\text{дм}^3$ в 2012 р. до $6,48 \text{ мг}O_2/\text{дм}^3$ в 2007 р. Значення середньорічних концентрацій розчиненого O_2 у р. Киргиж-Китай коливається в межах від $0,33 \text{ мг}O_2/\text{дм}^3$ в 2015 р. до $7,18 \text{ мг}O_2/\text{дм}^3$ в 2008 р.

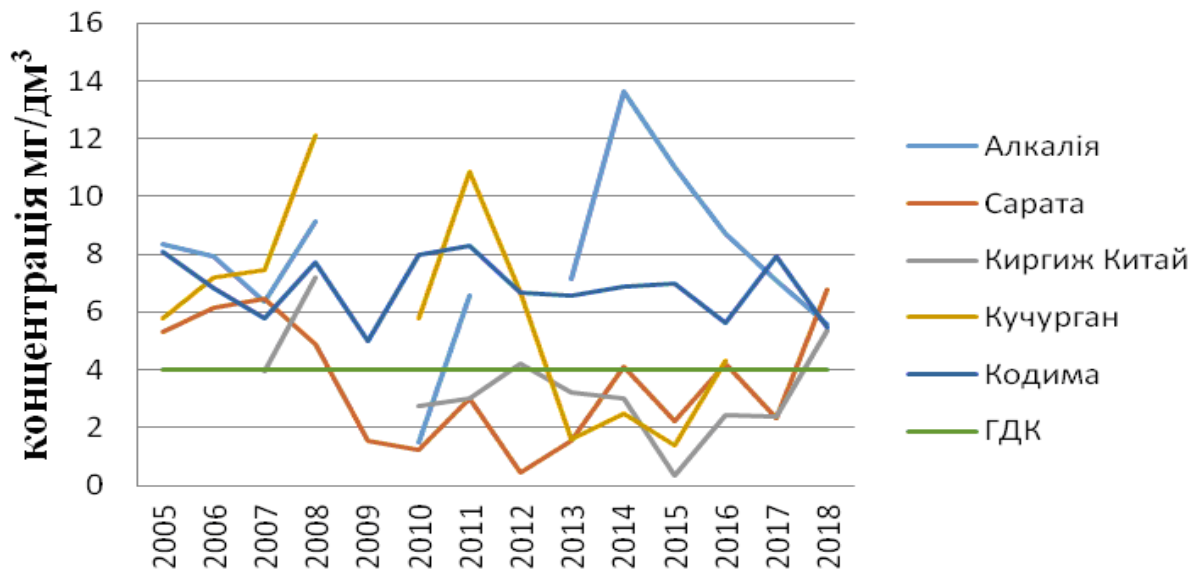


Рисунок 2.18 – Графік зміни середньорічних значень вмісту розчиненого O_2 у водах малих річок Одеської області у 2005 – 2018 рр.

Значення середньорічної концентрації розчиненого O_2 у р. Кучурган коливались в межах від $1,41 \text{ мг}O_2/\text{дм}^3$ в 2015 р. до $12,12 \text{ мг}O_2/\text{дм}^3$ в 2008 р. Значення середньорічних концентрацій розчиненого O_2 у р. Кодима коливається в межах від $5,01 \text{ мг}O_2/\text{дм}^3$ в 2009 р. до $8,31 \text{ мг}O_2/\text{дм}^3$ в 2011 р.

Для кількісної оцінки вмісту органічної речовини використані показники XSK і BCK_5 . Показник BCK_5 характеризується збільшенням значень

в окремі роки та значним перевищенням ГДК. Хронологічний графік зміни середньорічних концентрацій BCK_5 малих річок Одеської області за період 2005 – 2018 рр. наведено на рис. 2.19.

Значення середньорічної концентрації BCK_5 р. Алкалія коливалися в межах від 2,41 мг/дм³ в 2011 р. до 36,1 мг/дм³ в 2013 р. Р. Алкалія у 2009 р. і 2012 р. знаходилась в пересохлому стані. Значення середньорічної концентрації BCK_5 у р. Киргиж-Китай коливається в межах від 8,55 мг/дм³ в 2008 р. до 139 мг/дм³ в 2007 р. За показником BCK_5 на р. Кучурган відмічається значне перевищення ГДК з 2011 р. по 2016 р. Значення середньорічної концентрації BCK_5 у р. Кучурган коливається в межах від 2,63 мг/дм³ в 2010 р. до 192 мг/дм³ в 2014 р.

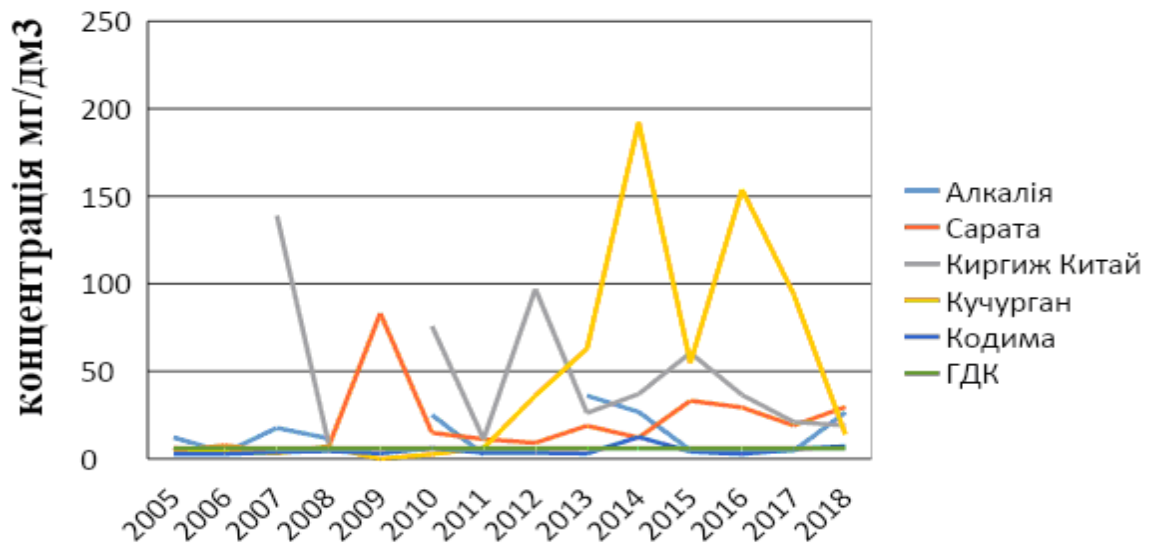


Рисунок 2.19 – Графік зміни середньорічних концентрацій BCK_5 у водах малих річок Одеської області у 2005 – 2018 рр.

Значення середньорічної концентрації BCK_5 у р. Кодима коливається в межах від 2,77 мг/дм³ в 2006 р. до 12,45 мг/дм³ в 2014 р. Р. Кодима не має значних перевищень за весь період спостереження.

На рис. 2.20 представлено хронологічний графік зміни середньорічних концентрацій XCK малих річок Одеської області за період 2005 – 2018 рр. Значення середньорічної концентрації XCK р. Алкалія коливається від 42,2

мг/дм³ в 2010 р. до 241 мг/дм³ в 2005 р. Значення середньорічних величин *ХСК* р. Сарата за період 2005 – 2018 рр. коливались в межах від 65,7 мг/дм³ в 2011 р. до 367 мг/дм³ у 2015 р. Середньорічна концентрація *ХСК* у р. Киргиж-Китай коливається в межах від 42,3 мг/дм³ в 2013 р. до 321,5 мг/дм³ в 2015 р. Значення середньорічної концентрації *ХСК* у р. Кодима коливається від 17,15 мг/дм³ в 2012 р. до 82,65 мг/дм³ в 2005 р. За показником *ХСК* відмічається перевищення *ГДК* за весь період. Найбільше значення *ХСК* відмічено у водах р. Сарата в 2015 р. (15,5 *ГДК*).

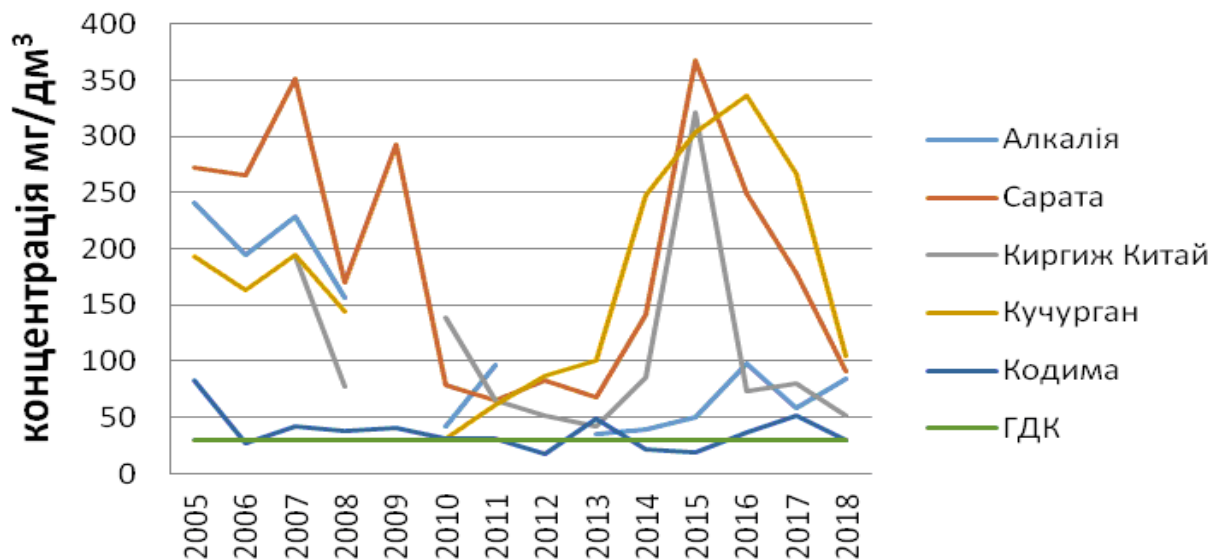


Рисунок 2.20 – Графік зміни середньорічних концентрацій *ХСК* у водах малих річок Одеської області у 2005 – 2018 рр.

За даними спостережень за вмістом азоту нітратного у водах малих річок Одеської області був побудований графік (рис. 2.21), який демонструє, що високими концентраціями в 2017 р. виділяється р. Киргиж-Китай.

Вміст азоту нітратного у водах р. Алканія з 2013 р. до 2015 р. не перевищував *ГДК*. Максимальна концентрація спостерігалась у 2016 р. (12,5 мг/дм³). Середньорічна концентрація азоту нітратного у водах р. Сарата коливається в межах від 0,029 мг/дм³ в 2013 р. до 20,5 мг/дм³ в 2011 р. Середньорічні значення у водах р. Киргиж-Китай коливались від 0,36 мг/дм³

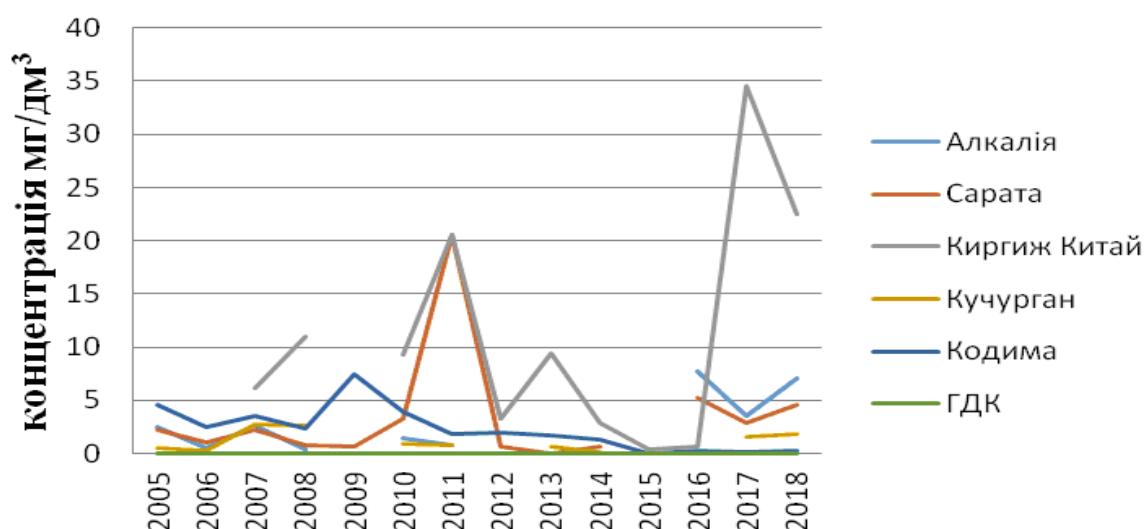


Рисунок 2.21 – Графік зміни вмісту азоту нітратного у водах малих річок Одеської області у 2005 – 2018 рр.

(2015 р.) до 34,48 мг/дм³ (2017 р). Середньорічні концентрації азоту нітратного у водах р. Кучурган коливались в межах 0,01 – 2,74 мг/дм³. Середньорічні значення концентрації азоту нітратного у водах р. Кодима коливається в межах від 0,23 мг/дм³ в 2018 р. до 7,5 мг/дм³ в 2009 р.

Вміст азоту амонійного характеризується значно меншими коливаннями, але і для нього характерною є тенденція до збільшення (рис. 2.22).

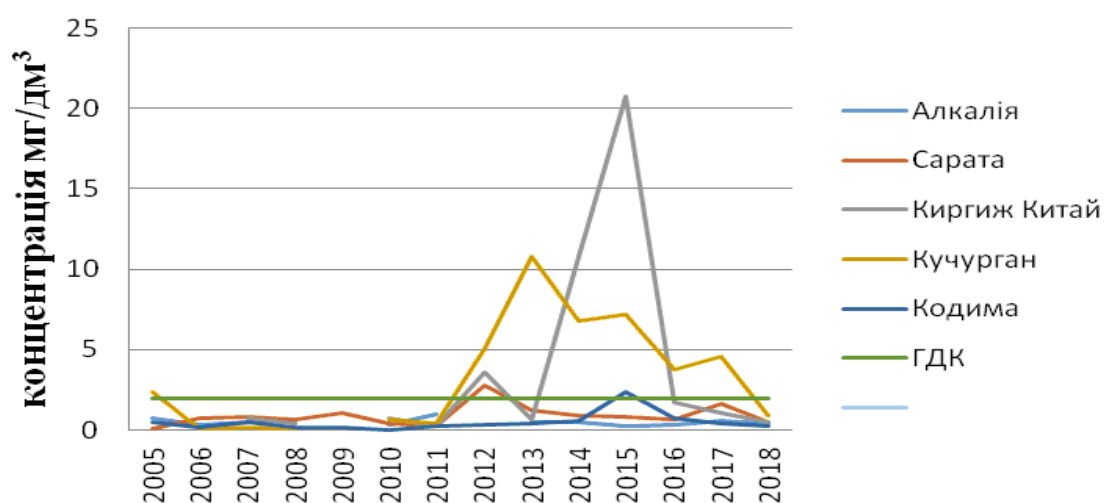


Рисунок 2.22 – Графік зміни вмісту азоту амонійного у водах малих річок Одеської області у 2005 – 2018 рр.

За весь період досліджень на р. Алкалія середньорічні концентрації азоту амонійного коливається в межах $0,01 - 2,33 \text{ мг/дм}^3$. Значних перевищень *ГДК* не зафіксовано. Середньорічні концентрації азоту амонійного у водах р. Сарата коливаються в межах від $0,045 \text{ мг/дм}^3$ в 2005 р. до $1,64 \text{ мг/дм}^3$ в 2015 р. Середньорічні концентрації азоту амонійного у водах р. Киргиж-Китай коливається в межах від $0,386 \text{ мг/дм}^3$ в 2008 р. до $20,76 \text{ мг/дм}^3$ в 2015 р. Максимальне значення азоту амонійного становить $72,55 \text{ мг/дм}^3$ в 2015 р. Значне перевищення *ГДК* (у 36 разів). Значення середньорічної концентрації азоту амонійного у водах р. Кучурган змінювалися від $0,1 \text{ мг/дм}^3$ (2008 р.) до $10,81 \text{ мг/дм}^3$ (2013 р.). Максимальне значення було зафіксовано в 2015 р. ($24,44 \text{ мг/дм}^3$), що в 12 разів перевищує норми *ГДК*. Середньорічні концентрації азоту амонійного у водах р. Кодима коливається в межах від $0,01 \text{ мг/дм}^3$ в 2010 р. до $2,36 \text{ мг/дм}^3$ в 2015 р. Максимальне значення було досягнуто в 2015 р. ($8,15 \text{ мг/дм}^3$, 4 *ГДК*).

Показник мінералізації води характеризує звичайні властиві водним екосистемам інгредієнти, концентрація яких може змінюватись під впливом господарської діяльності [60]. Графік зміни загальної мінералізації малих річок Одеської області представлено на рис. 2.23.

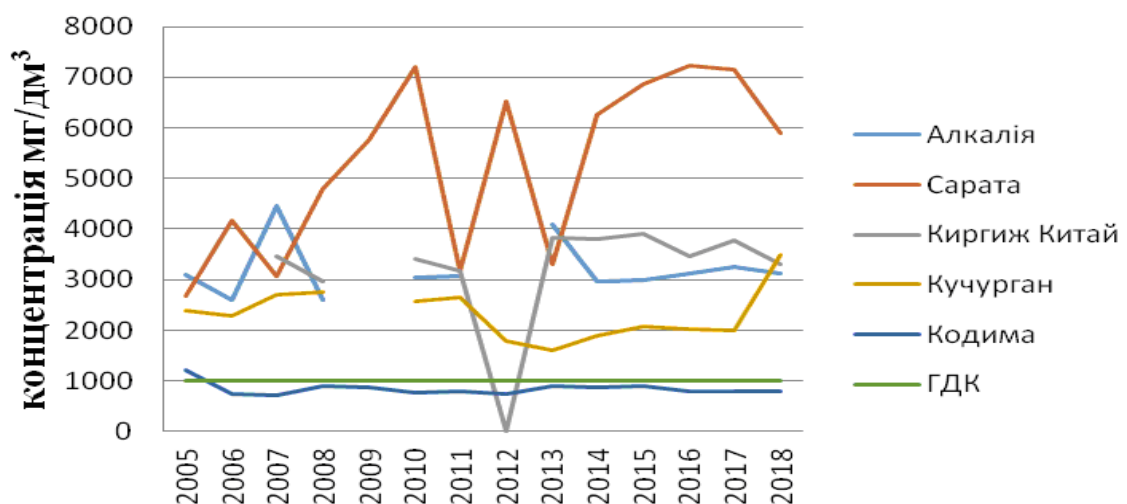


Рисунок 2.23 – Графік зміни загальної мінералізації у водах малих річок Одеської області у 2005 – 2018 рр.

Середньорічна концентрації загальної мінералізації вод р. Алкалія змінювались від 2601,32 мг/дм³ у 2006 р. до 4094,83 мг/дм³ в 2013 р. Максимальні значення були в 2007 р. (7222,0 мг/дм³). Середньорічні значення загальної мінералізації вод р. Сарата коливається в межах від 2682,9 мг/дм³ в 2005 р. до 7233,93 мг/дм³ в 2016 р. Середньорічні значення загальної мінералізації вод р. Киргиж-Китай змінювались від 2955,0 мг/дм³ в 2008 р. до 3905,46 мг/дм³ в 2015 р. Значення середньорічної концентрації загальної мінералізації вод р. Кучурган коливається в межах від 1597,67 мг/дм³ в 2013 р. до 3492,79 мг/дм³ в 2018 р. Мінімальне значення мінералізації річки становило 1193,80 мг/дм³ 2013 році. Середньорічні концентрації мінералізації вод р. Кодима не перевищують ГДК. Найбільші перевищення ГДК спостерігаються у р. Сарата, максимальні значення досягли 7233,93 мг/дм³ в 2016 р.

Були зафіксовані перевищення вмісту НП у водах малих річок Одеської області за період 2005 – 2018 рр. (рис. 2.24).

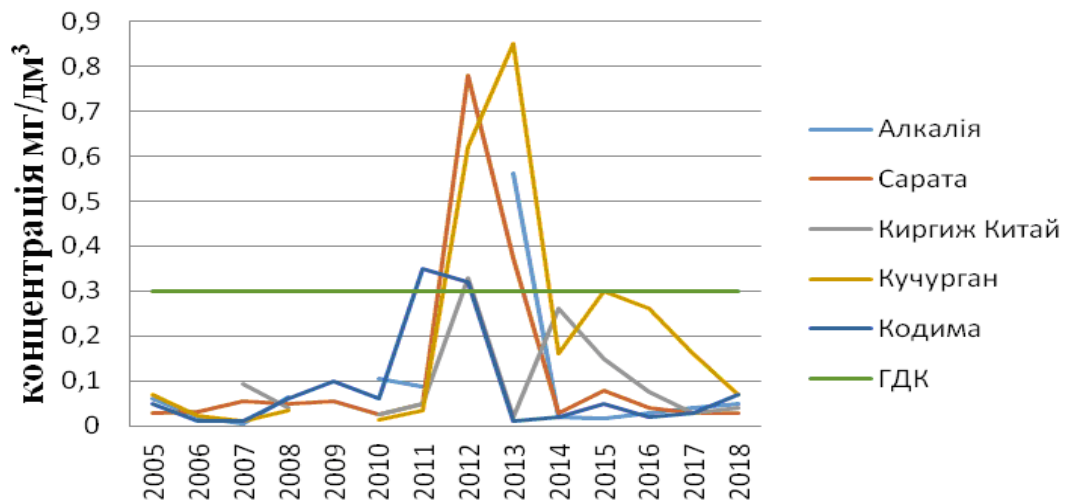


Рисунок 2.24 – Графік змін вмісту НП у водах малих річок Одеської області у 2005 – 2018 рр.

Аналіз показав, що за досліджуваний період найбільші перевищення ГДК спостерігалось на р. Кучурган та р. Сарата.

СПАР широко застосовуються в промисловості та побуті. Тому значна їх кількість потрапляє у водойму зі стічними водами. Наявність *СПАР* у воді водного об'єкта призводить до інтенсивного розвитку мікрофлори, що знижує здатність водойми до самоочищення [61].

Динаміка зміни концентрацій *СПАР* у водах малих річок за період 2005 – 2018 рр. представлено на рис. 2.25. Концентрація *СПАР* протягом досліджуваного періоду часто перевищувала *ГДК*, особливо з 2011 р. Для р. Алкалія та р. Кодима концентрації *СПАР* знаходяться в межах *ГДК*.

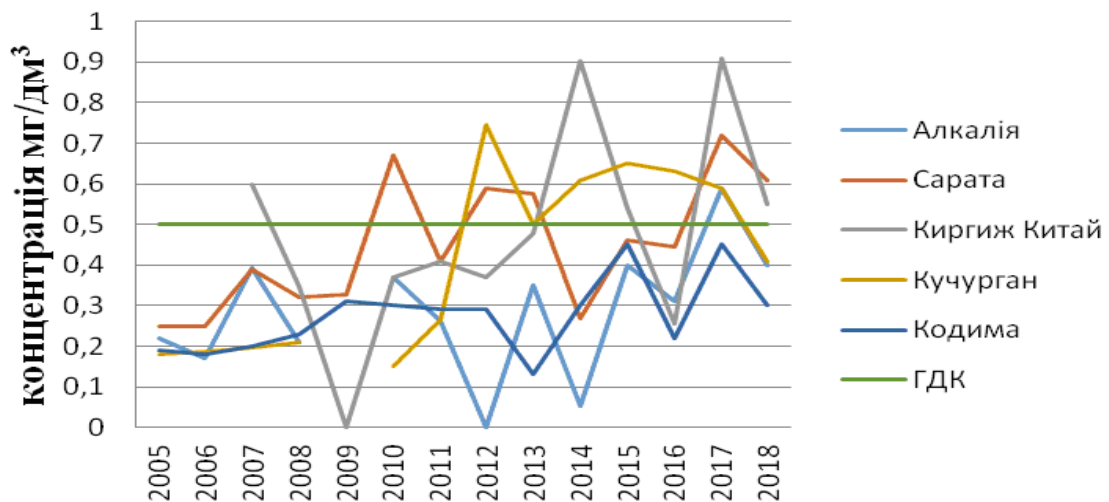


Рисунок 2.25 – Графік змін вмісту *СПАР* у водах малих річок Одеської області у 2005 – 2018 рр.

Таким чином, малі річки Одеської області зазнають значного антропогенного навантаження за рахунок скиду комунально-побутових стічних вод та змиву з сільгоспугідь і потребують розробки необхідних заходів щодо охорони та поліпшення якості річкових вод.

2.5 Мінералізація вод річки Мертвовід як показник придатності для цільового використання

Територія Нижнього Побужжя від м. Первомайськ до м. Миколаїв являє собою кінцеву ділянку течії р. Південний Буг. У нижній ділянці Південний Буг приймає чисельні ліві притоки, а саме річки Синюха, Велика і Мала Корабельні, Мертвовід, Гнилий та Сухий Єланці, Інгул. Географічно центральне місце серед вказаних водотоків займає басейн р. Мертвовід, який разом із основними притоками займає площу 1820 км². Їх витoki розташовані на висотах 250 – 195 м і знаходяться в зоні південного борту Українського Кристалічного щиту. Витoki на височинах забезпечують річкам цілорічно проточний режим і стрімку динаміку просторово- та сезонно-змінних параметрів гідрохімічного складу вод. У гідрогеологічному відношенні місцевість басейну р. Мертвовід неоднорідна. При цьому місцеві запаси тріщинних вод значно мінералізовані (1,5 – 3,0 тис. мг/дм³), а підземні свердловини і криниці мають дуже малі рівні дебіту.

Геохімічна специфіка вивержених порід зони Українського щита зумовлює загально високу мінералізацію поверхневих і підземних вод даної місцевості. Показники їх мінералізації коливаються в межах 1100 – 2500 мг/дм³, що у 2 – 4 рази перевищують середні рівні мінералізації вод р. Південний Буг. Надмірна мінералізація тріщинних вод спричиняє гостру проблему питного водопостачання населення північно-східної частини Миколаївської області. У цій місцевості відсутні достатні запаси поверхневих і підземних вод.

Виходячи з цього проблема якісного водопостачання вимагає вирішення питання щодо первинного накопичення водних запасів, здатних забезпечити мінімальні потреби в маловодний рік. Подібне водонакопичення вимагає створення на р. Мертвовід або її притоках низки каскадних ставків-водосховищ загальним об'ємом не менш 30 млн. м³, що, в свою чергу,

потребує чіткого уявлення щодо гідрохімічного режиму місцевих водотоків. Слід зазначити, що висока мінералізація води р. Мертвовід не є наслідком антропогенного впливу на стан водойми.

Актуальність дослідження зумовлена гостротою проблеми господарсько-питного водопостачання на території північно-східних районів Миколаївської області, що стрімко ускладнюється в умовах кліматичної нестабільності останніх років. Нестача якісних прісних вод має вкрай негативний багатосторонній прояв: деградація та зникнення населених пунктів, погіршення умов розвитку поливного землеробства і рибництва, санітарно-гігієнічних умов середовища та стану здоров'я людей. Дуже обмеженими в цій місцевості є також запаси вод, придатних для технічного використання.

Вихідними матеріалами є дані лабораторних досліджень сольового складу проб води, відібраних з р. Мертвовід та її основних приток (річки Кам'яно-Костувата, Комишувата, Гарбузинка) в період тривалої літньо-осінньої межні 2020 р., отримані особисто авторами. Всього досліджено 167 проб води, відібраних у трьох серіях на різних ділянках течії вказаних водотоків. Як матеріали щодо гідрохімічних параметрів води з різних ділянок басейнів р. Південний Буг і р. Інгул, фіксованих у попередні роки, використані офіційні звіти Державної екологічної інспекції в Миколаївській області, Регіональних доповідей про стан навколишнього природного середовища в Миколаївській області (2018, 2019 рр.), Щорічників Державного інформаційного геологічного фонду України і Регіонального офісу водних ресурсів у Миколаївській області.

Методологічна специфіка виконаних досліджень полягала в проведенні детальних досліджень гідрохімічного режиму річкових вод саме в період літньо-осінньої межні в період довготривалої відсутності опадів, що усуває фактор впливу поверхневого стоку на водойми. Відбір проб води в басейні р. Мертвовід здійснювався з 15 серпня по 21 жовтня 2020 р. Середня температура з цей період складала 18,3 °С, рівень випаровуваності вологи сумарно склав

480 мм (38,4 % річного обсягу). Проби води для лабораторного аналізу відбирали трьома серіями з інтервалом 17 – 25 днів. Розташування точок відбору проб води наведено на рис. 2.26.

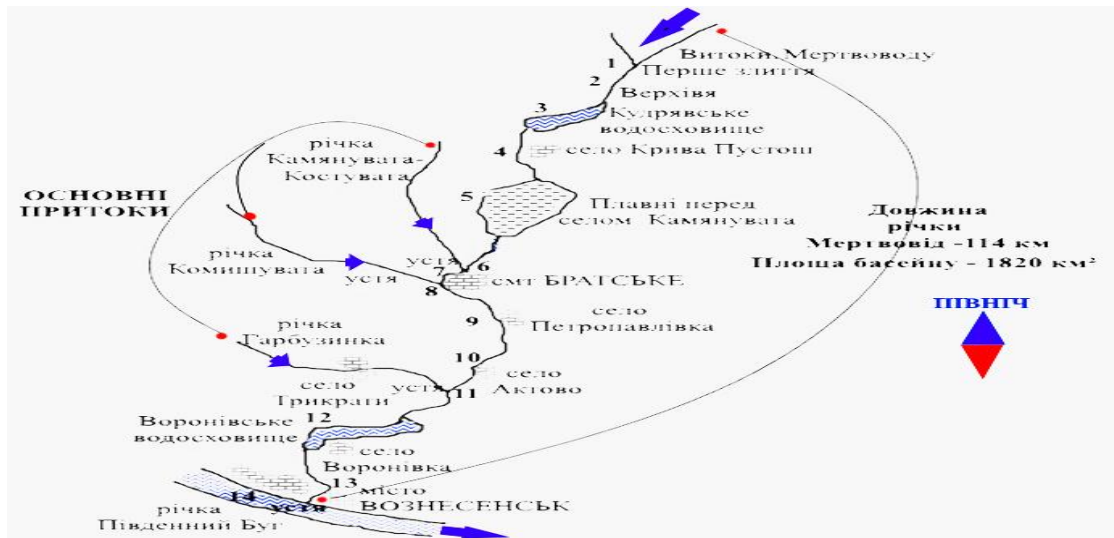


Рисунок 2.26 – Схема відбору проб води р. Мертвовід та її приток

Результати лабораторних досліджень проб води р. Мертвовід та її приток наведені в табл. 2.7. Вона поєднує показники загальної мінералізації та катіонно-аніонного складу вод. Отримано, що для р. Мертвовід в цілому спостерігається тенденція зростання загальної мінералізації вод і компонентів сольового складу за течією – із витоків до гирла. При цьому показники рівня мінералізації річкової води, фіксовані в умовах практично повної відсутності впливу атмосферних опадів, були майже ідентичними в трьох серіях проб.

Отримані показники іонного складу декількох водотоків басейну р. Мертвовід надають також можливість їх порівняння з аналогічними показниками «сусідніх» водотоків – рр. Чорний Ташлик, Інгул, Гнилий Єланець, Південний Буг. Найбільш близькими до показників сольового складу вод р. Мертвовід виявились характеристики р. Чорний Ташлик (басейн р. Синюха) та р. Інгул. Порівняльний аналіз характеристик мінералізації вод р. Мертвовід і р. Південний Буг показав, що показники мінералізації води р. Південний Буг менше в 2 рази аналогічних у водах р. Мертвовід, а вміст

Таблиця 2.7 – Середні показники сольового складу басейну р. Мертвовід (15 серпня – 21 жовтня 2020 р.), мг/дм³

Точка відбору проб води	HCO_3^-	SO_4^{2-}	Cl^-	Ca^{2+}	Mg^{2+}	Na^++K^+	Σ (100 %)
Витоки р. Мертвовід, 1-ше злиття	319	389	160	85	70	135	1163
Верхів'я р. Мертвовід	378	390	170	87	74	138	1229
Кудрявське водосховище у вершині р. Мертвовід	370	380	174	88	87	160	1259
Р. Мертвовід в с. Крива Пустош	364	372	155	75	80	170	1216
Р. Мертвовід, плавні, с. Каменуватка	370	385	190	102	85	180	1312
Р. Кам'янувата-Костувата, передгирлова частина, східна околиця смт. Братське	365	410	134	185	92	203	1389
Р. Мертвовід у смт. Братське	390	406	205	208	85	185	1444
Р. Комишувата, передгирлова зона, південна околиця смт. Братське	360	350	150	90	87	225	1262
Р. Мертвовід, с. Петропавлівка	380	402	195	208	88	190	1488
Р. Мертвовід, с. Актове	380	410	200	205	89	196	1470
Р. Арбузинка, передгирлова зона, південна околиця с. Актово	305	360	146	182	94	209	1296
Р. Мертвовід, вершина Воронівського водосховища	380	407	206	190	90	195	1468
Р. Мертвовід, м. Вознесенськ	364	350	147	170	83	214	1328
Р. Південний Буг, с. Прибужани	346	150	45	63	32	69	705
Р. Інгул, с. Софіївка	352	218	131	119	41	169	1030

сульфатів, хлору, кальцію, калію з натрієм – у 3 – 5 разів. Визначені відмінності сольового складу вод даних водотоків, які майже поряд долають скельні породи південного борту Українського кристалічного щита (з близькими геохімічними властивостями), вказують на значну роль верхнього притоку бузьких вод у формуванні їх гідрохімічного складу в Бузькому пониззі.

Загальні оцінки сольового складу вод р. Мертвовід порівняно з ГДК вказують на перевищення нормативів. Проте отримані результати значно нижче усереднених даних, наведених у публікаціях останнього десятиріччя.

На рис. 2.27 – 2.32 наведено результати детального аналізу щодо сольового складу вод басейну р. Мертвовід за окремими показниками порівняно із складом вод р. Південний Буг.

За показниками вмісту HCO_3^- (рис. 2.28) отримано, що при загально високих його концентраціях у водах р. Мертвовід у районі витоків його вміст є найменшим. Проте вже через 15 км нижче витоків у верхів'ях р. Мертвовід (майже на межі Миколаївської області) концентрації суттєво збільшуються (+70 мг/дм³) з певними коливаннями в напрямку до гирла. У пониззі р. Мертвовід приймає правий приток р. Гарбузинка, яка несе води з помітно нижчим вмістом HCO_3^- (-60 мг/дм³). Потужність обох водотоків майже ідентична і тому нижче від місця їх злиття води р. Мертвовід характеризуються більш низькими показниками вмісту HCO_3^- . При цьому аналіз проб води, відібраних з вершини Воронівського водосховища (нижче гирла р. Гарбузинка) вказують на відсутність від'ємної динаміки даного показника.

Аналіз динаміки вмісту SO_4^{2-} (рис. 2.28) свідчить про наявність високих концентрацій при незначній амплітуді коливань (± 50 мг/дм³). Зменшення вмісту SO_4^{2-} пов'язано з наявністю водосховищ глибиною 7 – 10 м, де мають місце термокліни з різним вмістом SO_4^{2-} . Порівняні показники вмісту SO_4^{2-} у пробах води р. Мертвовід та її приток свідчить про присутність сульфатів у ґрунтах, підґрунті та підземних водах на всій території басейну, що відображає

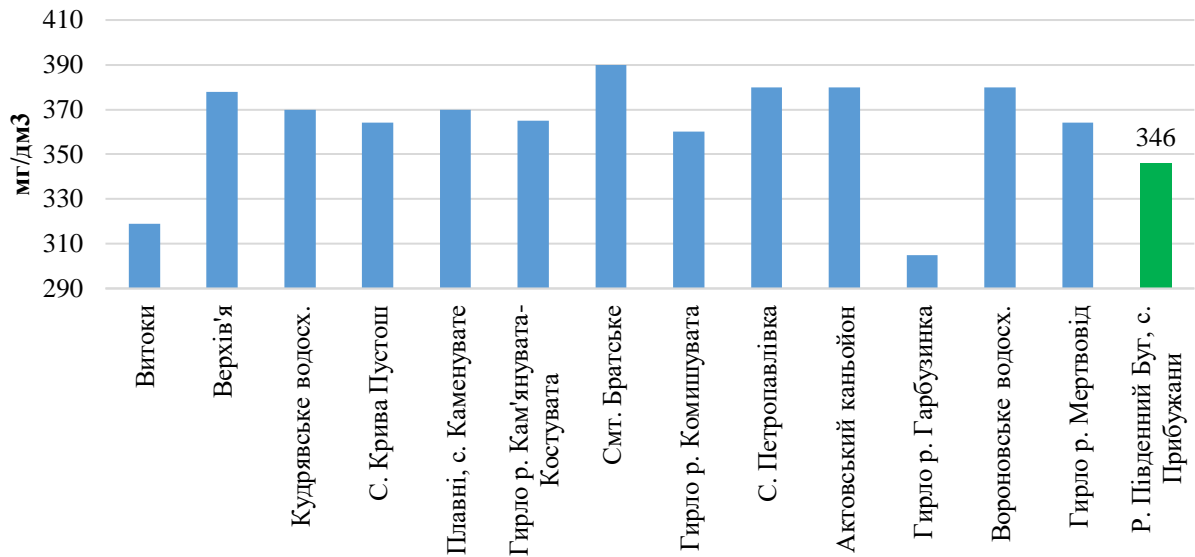


Рисунок 2.27 – Динаміка зміни вмісту HCO_3^- в басейні р. Мертвовід

природний гідрохімічний фон цієї місцевості. Значно нижчим є вміст SO_4^{2-} (у 5 – 6 разів) у водах в. Південний Буг (с. Прибужани). Даний факт свідчить про те, що гідрохімічний режим Бузького Пониззя на 85 – 90 % лімітований річковим стоком із верхніх і середніх ділянок течії.

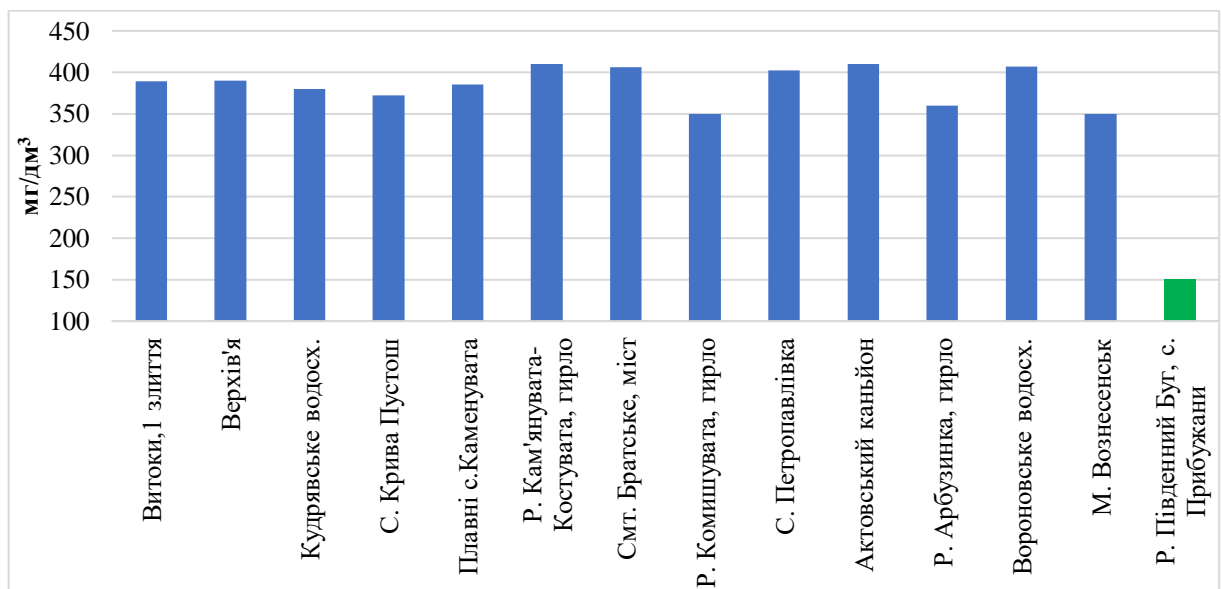


Рисунок 2.28 – Динаміка зміни вмісту SO_4^{2-} в басейні р. Мертвовід

Вміст Cl^- (рис. 2.29) у 3 – 4 рази вище, ніж у водах р. Південний Буг, практично на всій території водозбірного басейну р. Мертвовід. У водах

басейну р. Мертвовід відзначаються постійно високі концентрації Cl^- на рівні 150 – 190 мг/дм³. У водах правих приток (рр. Кам'янувата-Костувата, Комишувата, Гарбузинка) вміст Cl^- значно нижчий (на 50 – 70 мг/дм³). Вниз за течією р. Мертвовід вміст Cl^- незначно збільшується у водосховищі (на 10 – 20 мг/дм³). Це може бути наслідком випаровуваності води з великої площі водного дзеркала, а також впливом засолених підземних вод, що розряджаються у бортах глибоких водосховищ.

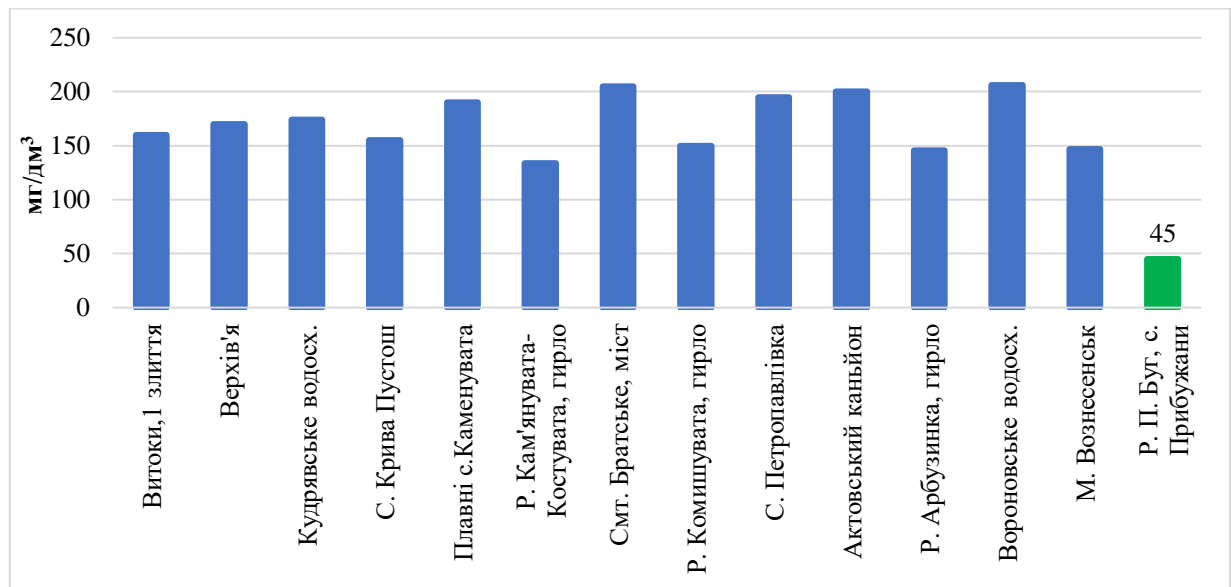


Рисунок 2.29 – Динаміка зміни вмісту Cl^- в басейні р. Мертвовід

Неоднорідним є вміст Ca^{2+} (рис. 2.30). Високі концентрації відзначались у водах окремих приток – р. Кам'янувата-Костувата і р. Гарбузинка. Збільшення вмісту сполук кальцію відзначено у бік пониззя. Максимальні концентрації виявлено у воді порожистої ділянки р. Мертвовід (на 100 – 120 мг/дм³ більше ніж у витоках). Ця ділянка течії розташована на відріжку долини довжиною 12 км – від с. Петропавлівка до с. Актове. Такий високий «стрибок» вмісту Ca^{2+} може бути обумовлений впливом мінералізованих підземних вод з приповерхневих водоносних пластів. Нижче до гирла води підземного стоку р. Мертвовід є більш прісними, що може бути причиною зменшення вмісту Ca^{2+} .

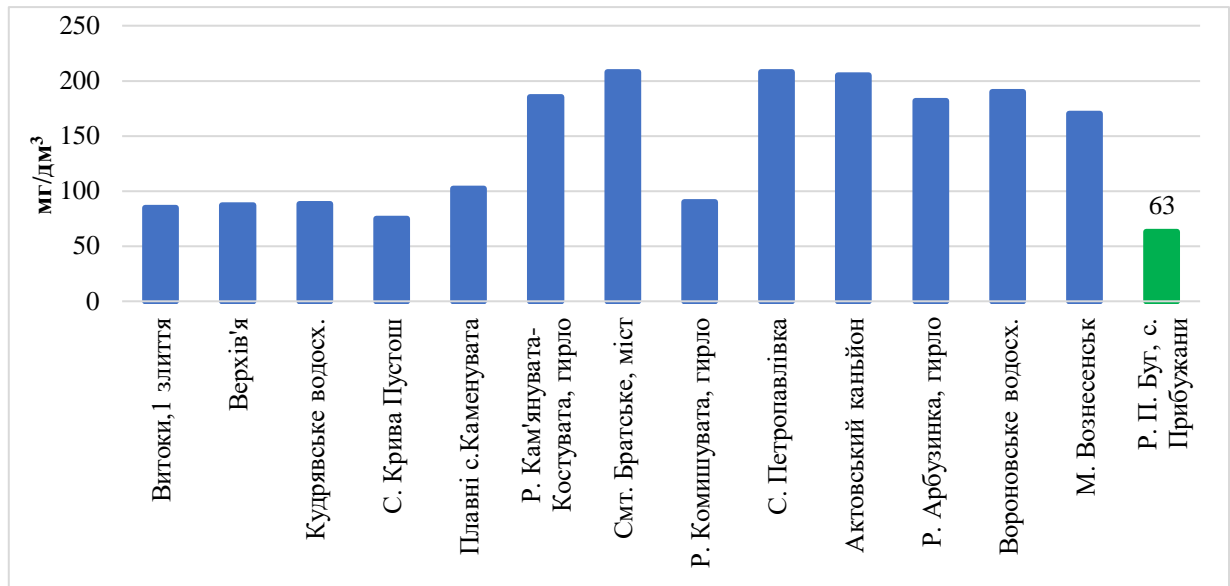


Рисунок 2.30 – Динаміка зміни вмісту Ca^{2+} в басейні р. Мертвовід

Вміст Mg^{2+} (рис. 2.31) в цілому є високим на всіх ділянках басейну, навіть на піках межені майже в 3 рази перевищуючи аналогічні показники бузької (32 мг/дм³) та інгульської (41 мг/дм³) води. Первинно високий вміст Mg^{2+} має місце у витоках і у верхів'ях р. Мертвовід, що свідчить про його високі концентрації в підземних водах на кінцевій ділянці водорозділу. Дана ділянка межує з витоком р. Чорний Ташлик, що формується за 3 – 7 км на північний схід від витоку р. Мертвовід і за 2 – 3 км на північ від витоку р. Кам'янувата-Костувата.

Динаміка зміни суми катіонів $Na^+ + K^+$ наведено на рис. 2.32. Відзначається збільшення концентрацій від витоків до гирла р. Мертвовід. Просторова специфіка масового вмісту катіонів свідчить про високі концентрації у водах по всій площі водозбірного басейну. Співвідношення $Na : K$ на різних ділянках басейнів р. Синюха і р. Мертвовід значно відрізняються. Вказані закономірності мають місце за наявності геохімічної специфіки локальних відрізків їх течії, яка коригує з висотою над рівнем моря і глибиною ерозійного врізу річкових долин. Через це високі рівні $Na^+ + K^+$ присутні навіть у витоках, де їх вміст вже первинно вдвічі більший (170 – 180 мг/дм³), ніж у водах пониззя р. Південний Буг (69 мг/дм³).

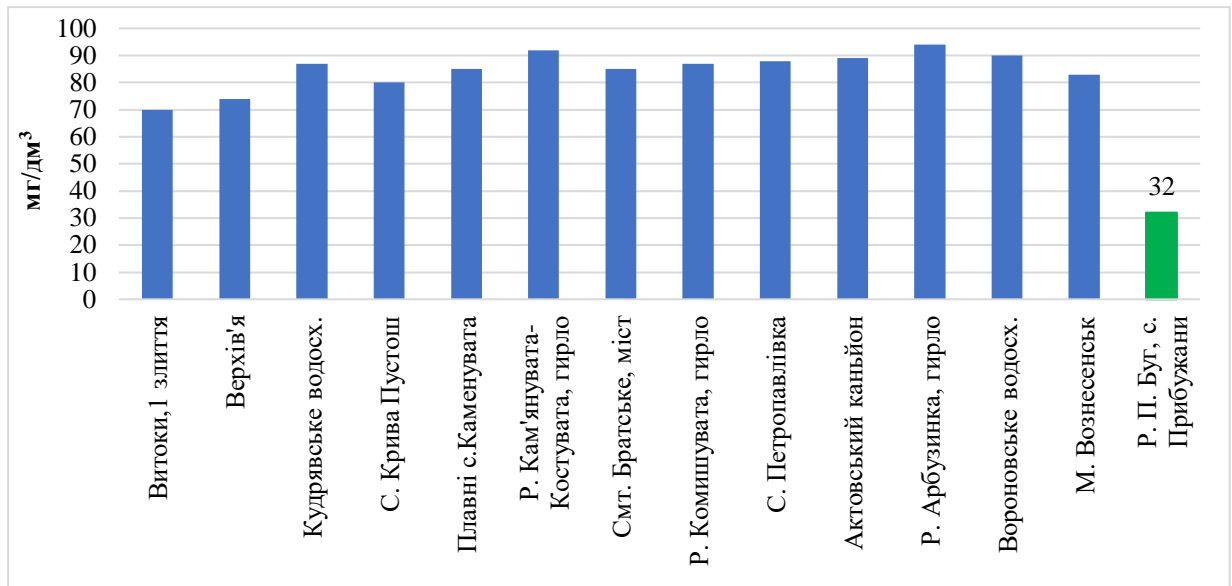


Рисунок 2.31– Динаміка зміни вмісту Mg^{2+} в басейні р. Мертвовід

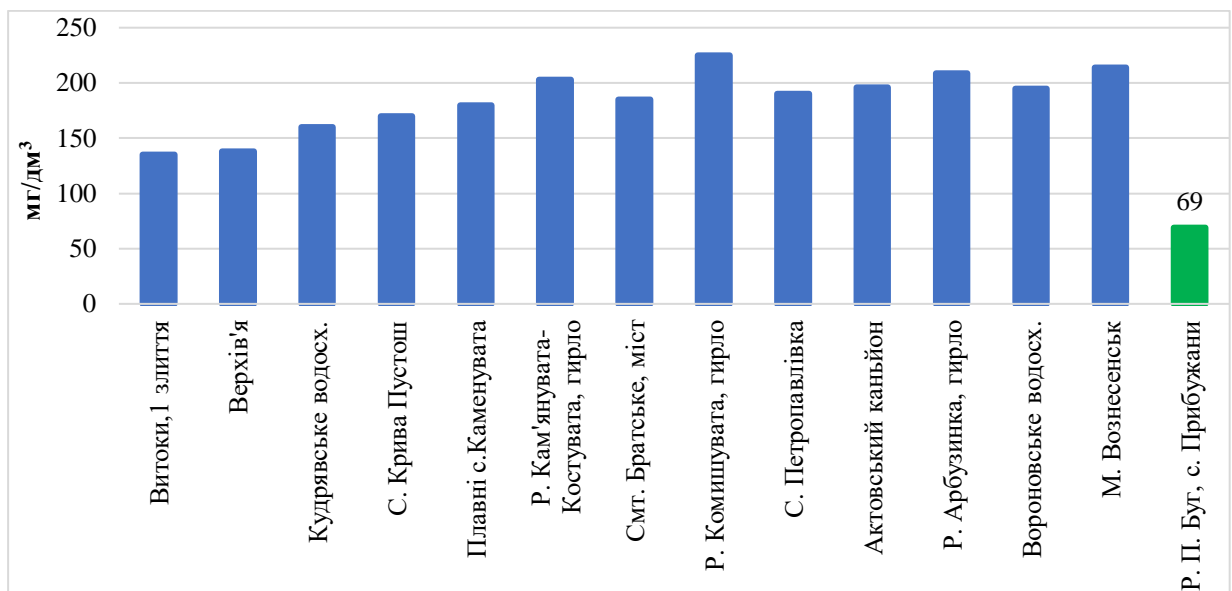


Рисунок 2.32 – Динаміка зміни вмісту $Na^+ + K^+$ в басейні р. Мертвовід

Узагальнені дані щодо мінерального складу вод р. Мертвовід та її приток наведено на рис. 2.33. Отримані показники вказують на залежність мінерального складу від геохімічного фону скельних порід річкової долини, ґрунтів, швидкості течії, локальних обсягів випаровування. Помітним при цьому також є вплив вод, які привнесені притоками р. Мертвовід і частково лімітують мінералізацію вод магістрального водотоку на відрізках течії, розташованих нижче від гирла приток. При цьому слід відзначити, що водність

приток, особливо в період межені, майже ідентична водності головного потоку. Окрім води приток на гідрохімічний склад р. Мертвовід певний вплив мають і водосховища, де відбуваються процеси термічного розшарування водної товщі, осадження важких сполук та інтенсивного випаровування з поверхні.

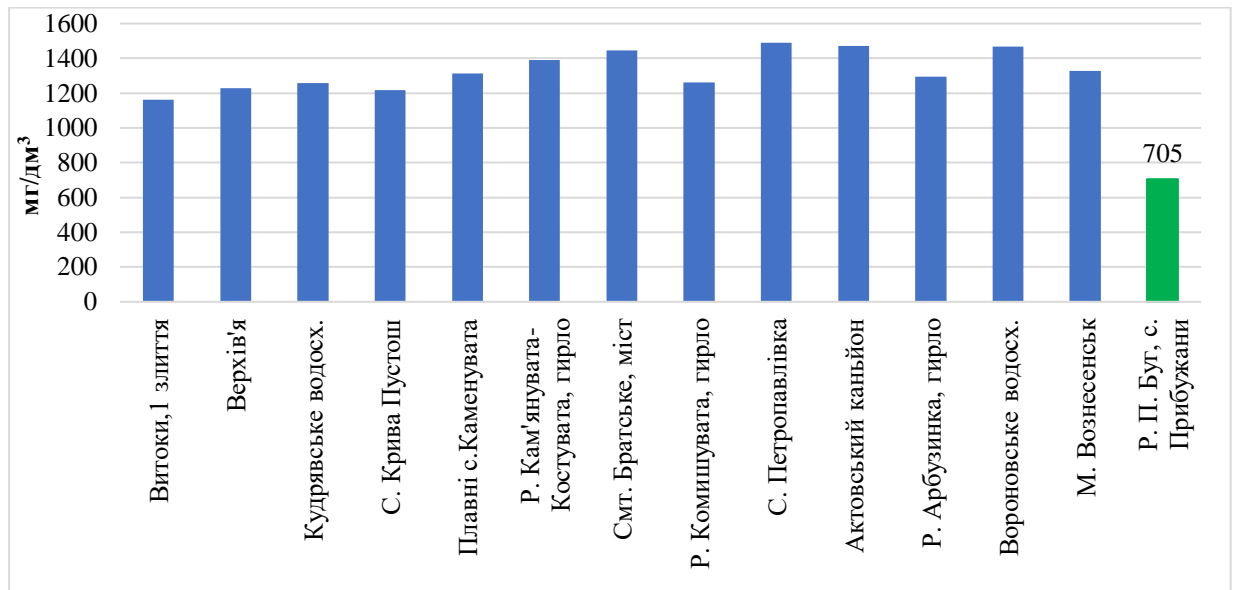


Рисунок 2.33– Динаміка зміни мінералізації в басейні р. Мертвовід

Як зазначалось вище, високі показники мінералізації вод р. Мертвовід стримують розвиток поливного землеробства в регіоні. Нами за наявними даними виконано оцінку якості вод для цілей зрошення. Відомо, що використання вод з високою мінералізацією може привести до засолення ґрунтів, що пригнічує або згубно впливає на культурні рослини, знижує урожайність.

За показниками загальної мінералізації зрошувальної води небезпека засолення за А.М. Костяковим оцінюється так: 1) $< 1,0$ г/дм³ – вода придатна для зрошення; 2) $1,0 - 1,5$ г/дм³ – обережне зрошення; 3) $> 1,5 - 3,0$ г/дм³ – необхідне проведення аналізу хімічного складу солей; 4) > 3 г/дм³ – не придатна для зрошення. З урахуванням отриманих осереднених показників мінералізації (1,27 г/дм³) води басейну р. Мертвовід відносяться до другої

категорії з рекомендаціями до обережного зрошення.

Розроблена також інша градація придатності води для іригаційних цілей за показниками загальної мінералізації:

- менше $0,4 \text{ г/дм}^3$ – добра вода, придатна для зрошення;
- від $0,4 - 1,0 \text{ г/дм}^3$ – обмежене застосування;
- більше $1,0 - 3,0 \text{ г/дм}^3$ – підвищена небезпека для рослин;
- більше 3 г/дм^3 – вторинне засолення.

Відповідно з цих позицій води р. Мертвовід являють підвищену небезпеку для рослин.

Так, отримані дані свідчать, що за рівнем загальної мінералізації води р. Мертвовід в середньому в два рази перевищують відповідний показник вод пониззя р. Південний Буг. Вони не є придатними для питних цілей. Використання їх для зрошення повинно бути обережним з урахуванням можливості засолення ґрунтів.

3 ОЦІНКА ЗАБРУДНЕННЯ АКВАТОРІЇ ОДЕСЬКОЇ ПРОМИСЛОВО-МІСЬКОЇ АГЛОМЕРАЦІЇ СТІЙКИМИ ОРГАНІЧНИМИ ЗАБРУДНЮВАЛЬНИМИ РЕЧОВИНАМИ

Оцінка забруднення морського середовища стійкими органічними забруднювальними речовинами (СОЗР) є досить актуальним питанням, адже наявність у воді цих речовин зменшує рекреаційну привабливість регіону, а також становить загрозу для здоров'я людини, яка споживає морську продукцію, виловлену у забрудненому водному об'єкті. Особливо актуальним це питання є для Одеської промислово-міської агломерації, адже діяльність Південного регіону тісно пов'язана із виловом та збутом морської продукції, а також рекреаційно-туристичною сферою.

Одними з основних СОЗР, які розглядаються при забрудненні морського середовища, є ПХБ і ГХБ через такі причини:

- раніше широко використовувалися в якості пестицидів, і їх залишкові концентрації досі фіксуються у різних об'єктах навколишнього середовища;
- можуть утворюватися ненавмисно при високотемпературних процесах у містах і виноситися з поверхневим стоком з території водозбору;
- технічні суміші ПХБ є основною складовою трансформаторів і конденсаторів, які функціонують на території Одеської ПМА; більшість цих трансформаторів вже перевищили термін своєї експлуатації, тому, вірогідно, втратили свою герметичність, внаслідок чого ПХБ-вмісні рідини можуть неконтрольовано потрапляти на територію водозбору міста.

Варто зазначити, що ПХБ представляють собою клас синтетичних хлорованих ароматичних вуглеводнів із загальною формулою $C_{12}H_xCl_y$, де величина «x» може змінюватися від 1 до 10, а величина $y = 10 - x$. Існує 209

ізомерів ПХБ, з них комерційне використання мають близько 90 [62].

Технічні суміші ПХБ, які використовувалися у промисловості, складаються з 50 – 70 індивідуальних сполук. Більшість з них містять від 3 до 8 атомів хлору. Ці суміші відомі під різними назвами у різних країнах: Архлор (США), Фенохлор (Франція), Хлофен (Німеччина), Канехлор (Японія), Фенхлор (Італія), Совол (колишній СРСР) [62, 63].

Зазвичай екологічні нормативи якості водного середовища встановлюються не для всієї групи ПХБ, а для технічних сумішей ПХБ, інколи – для індивідуальних ПХБ. При оцінці забруднення водного середовища використовуються концентрації ПХБ, перераховані на такі технічні суміші як AR-1254 і AR-1260.

Саме тому важливим аспектом є вибір коректної обґрунтованої методики оцінки екологічного стану морського середовища. Одним з таких методів є використання методики «Екологічних стандартів якості морського середовища», розробленої Українським науковим центром екології моря [64].

В основі даної методики лежить поняття коефіцієнту забруднення (K_3), який відображає кратність перевищення фактичних концентрацій СОЗР відносно встановлених нормативних і розраховується за формулою:

$$K_3 = \frac{\sum_{i=1}^n \frac{C_i}{ГДК_i}}{m}, \text{ або } K_3 = \frac{\sum_{i=1}^n \frac{C}{MAC - EQS_i}}{m}, \text{ або } K_3 = \frac{\sum_{i=1}^n \frac{C_i}{EH_i}}{m}, \quad (3.1)$$

де C_i – концентрація i -ої ЗР;

$ГДК_i$ – $ГДК$ i -ої ЗР відповідно до українського законодавства;

$MAC - EQS_i$ – $ГДК$ i -ої ЗР відповідно до директиви ЄС 2013/39/EU;

EH_i – екологічний норматив i -ої ЗР;

n – кількість ЗР;

m – кількість вимірювань.

Тобто оцінка стану морського середовища, яка здійснюється за K_3 , може

бути представлена у двох видах:

- у екологічній інтерпретації – у разі використанні величини *ЕН*;
- у випадку відсутності встановлених значень *ЕН* для оцінки стану морського середовища може бути використано його санітарно-гігієнічний аналог (*ГДК* або *МАС-EQS*).

Оцінка екологічного стану морського середовища проводиться по трьом напрямкам:

- оцінка екологічного стану морської води, яка може бути здійснена у екологічній інтерпретації з використанням встановленого значення *ЕН* для AR-1254, AR-1260 та ГХБ;
- оцінка екологічного стану донних відкладів, яка також може бути здійснена з використанням екологічного нормативу;
- оцінка екологічного стану морських біологічних організмів, яка може бути здійснена у екологічній інтерпретації для ГХБ, та з використанням санітарно-гігієнічного аналогу для AR-1254 та AR-1260.

Градації екологічного стану морського середовища за забрудненням органічними речовинами залежно від значень K_z наведено у табл. 3.1.

Таблиця 3.1 – Класифікація екологічного стану за забрудненням органічними речовинами відповідно до значень K_z і об'єкту дослідження

Категорія екологічного стану	Значення K_z		
	морська вода	донні відкладення	біота
Дуже добрий	< 0,5	< 0,2	< 0,2
Добрий	0,5 – 1,0	0,2 – 1,0	0,2 – 1,0
Задовільний	1,0 – 2,5	1,0 – 5,0	1,0 – 5,0
Поганий	2,5 – 5,0	5,0 – 25,0	5,0 – 25,0
Дуже поганий	5,0 – 10,0	25,0 – 50,0	25,0 – 50,0
Критичний	> 10	> 50	> 50

Варто відмітити, що українським законодавством передбачено величину *ГДК* для ПХБ лише для риби та рибопродуктів, яка дорівнює 5 мг/кг у перерахунку на ліпіди, що унеможлиблює використання цієї величини по трьом причинам:

- результати вимірювань, які надаються Українським науковим центром екології моря, надаються не для всієї групи ПХБ, а для технічних сумішей AR-1254 і AR-1260;
- результати вимірювань мають принципово інші одиниці вимірювання: концентрація AR-1254 та AR-1260 вимірюється на вологу вагу, а встановлена українським законодавством величина *ГДК* встановлена у перерахунку на ліпіди;
- встановлена українським законодавством величина *ГДК* враховує лише рибу та рибопродукти, у той самий час як морська продукція, яка добувається у Одеській ПМА, представлена не лише рибою, а і молюсками (мідіями і рапанами) та ракоподібними.

Саме тому для оцінки екологічного стану акваторії Одеської ПМА за забрудненням СОЗР потрібно використовувати екологічні та санітарно-гігієнічні нормативи, які затверджені міжнародним законодавством. У свою чергу, доцільним було б доповнити українську законодавчу базу нормативами, які б регулювали вміст СОЗР у морських організмах, зокрема у тих, які мають промислове значення.

4 СТАНЦІЇ БІОЛОГІЧНОГО ОЧИСТКИ ЯК ДЖЕРЕЛА ЗАБРУДНЕННЯ ДОВКІЛЛЯ СТІЙКИМИ ОРГАНІЧНИМИ ПОЛЮТАНТАМИ ОДНОГО З РЕГІОНІВ ПІВНІЧНО-ЗАХІДНОЇ ЧАСТИНИ ЧОРНОГО МОРЯ

Ефективні механізми очищення стічних вод (СВ) є важливою складовою зменшення антропогенного навантаження на довкілля. Одним з найрозповсюдженіших механізмів очищення міських стоків є біологічна очистка, яка відбувається на станціях біологічної очистки (СБО). Однак збільшення номенклатури поллютантів, які зосереджені у міських СВ, значно впливає на ефективність очищення СВ вод на станціях СБО, які не були призначені для такого широкого спектру специфічних поллютантів, зокрема стійкими органічними поллютантами (СОП), контроль надходження яких у довкілля необхідно регулювати згідно до вимог Стокгольмської конвенції.

Метою дослідження є оцінка обсягу надходження поліхлорованих дибензо-п-діоксинів та дибензофуранів (ПХДД/Ф) у довкілля зі СВ Одеської ПМА та визначення обсягів їх накопичення у морському середовищі.

Для розрахунку обсягів надходження ПХДД/Ф у довкілля нами було використано оновлені європейські методики по інвентаризації викидів забруднюючих речовин:

- ЕМЕР/ЕЕА air pollutant emission inventory guidebook (2019);
- UNEP Toolkit for Identification and Quantification of Releases of Dioxins, Furans and Other Unintentional POPs (2013).

Для розрахунку накопичення ПХДД/Ф у водному середовищі використано вдосконалену авторами методику розрахунку накопичення ПХДД/Ф з врахуванням їх кумулятивного ефекту та періоду напіврозпаду.

В роботі:

- обґрунтовано необхідність застосування розрахункових методик для визначення надходження ПХДД/Ф до морської акваторії, яка прилягає до Одеської ПМА;
- визначено річні маси ПХДД/Ф, яка надходять у морське середовище у складі очищених, недостатньо очищених та неочищених СВ;
- встановлено маси ПХДД/Ф, які накопичуються у відпрацьованих активних мулах (ВАМ) на СБО;
- визначено обсяги та особливості накопичення ПХДД/Ф у морському басейні, в який здійснюється скидання СВ Одеської ПМА з використанням вдосконаленої методики, що дозволяє врахувати кумулятивний ефект та період напіврозпаду цих речовин;
- визначено масу та концентрацію ПХДД/Ф, іммобілізовану у ВАМ, визначено ступінь перевищення концентрації ПХДД/Ф у ВАМ порівняно з гранично-допустимою концентрацією;
- визначено сумарне накопичення ПХДД/Ф у морському середовищі за період 2007 – 2017 рр.

Встановлено, що використання розрахункових методик для визначення обсягів ПХДД/Ф у водному середовищі є необхідною та єдиною доступною умовою виконання вимог Стокгольмської конвенції через неможливість здійснення регулярного інструментального моніторингу надходження ПХДД/Ф у водне середовище. Використання запропонованої нами вдосконаленої методики розрахунку накопичення ПХДД/Ф з врахуванням їх кумулятивного ефекту та періоду напіврозпаду дозволяє враховувати ті маси ПХДД/Ф, які накопичилися на рік, що розглядається, приймаючи до уваги ті маси ПХДД/Ф, які утворилися у попередні роки.

Скидання СВ є вагомим складовим антропогенним впливом на довкілля Одеського регіону північно-західної частини Чорного моря (ПЗЧМ), тобто акваторії від пригирлової зони Малого Аджалицького лиману на півночі до Сухого лиману на півдні. Особливо актуальним ця проблема для промислово-міських агломерацій прибережної зони Північно-Західного Причорномор'я

через великі обсяги споживання води на даній полі функціональної території. Одним з прикладів такого впливу є скидання СВ міськими очисними спорудами Одеської ПМА в прилеглу акваторію ПЗЧМ.

Оцінка антропогенного навантаження на Одеський регіон ПЗЧМ є однією з важливих складових забезпечення екологічної безпеки Одеської ПМА. Згідно до вимог Стокгольмської конвенції [65], окремим напрямком досліджень стану морського середовища має бути контроль вмісту стійких органічних поллютантів (СОП), які володіють рядом властивостей, зокрема стійкістю до розкладання, здатністю до біокумуляції та токсичністю у будь-якій концентрації. У роботі [66] нам досліджено особливості забруднення деякими СОП морського середовища ПЗЧМ на основі експедиційних даних, отриманих Українським науковим центром екології моря. Проте дані досліджень стосувалися певної номенклатури ізомерів поліхлорованих біфенілів (ПХБ), а також гексахлорбензолу (ГХБ), які накопичувалися у морському середовищі протягом тривалого їх використання у колишньому Радянському Союзі СОП-вмісних пестицидів [67] та внаслідок потрапляння у довкілля трансформаторних та конденсаторних рідин [68]. Проте в іншій нашій роботі [69] виявлено, що у морське середовище разом із СВ надходять такі речовини, як поліхлоровані дибензо-пара-діоксини та дибензофурані (ПХДД/Ф), але інструментальні можливості моніторингу не дають змоги отримати інформацію щодо вмісту цих токсичних сполук. Більш того, ПХДД/Ф надходять у морське середовище разом із СВ внаслідок постійної діяльності міської системи каналізації та недостатньо ефективних технологій на СБО. Саме тому важливим аспектом є отримання цих даних з використанням розрахункових методик. Так як вагомий внесок у забруднення морського середовища вносить Одеська ПМА, а одним з основних джерел надходження СОП у морське середовище є скидання стічних та інших зворотних вод, то нами було розглянуто надходження цих речовин у морське середовище в результаті скидання лише СВ з території Одеської ПМА.

Довжина каналізаційної мережі Одеської ПМА становить приблизно

690 км. Каналізаційні випуски будинків виходять у безнапірні колектори, які прокладені, як правило, під проїжджою частиною вулиць. По них стоки надходять на каналізаційні насосні станції (КНС). Більше ста насосів, що розташовані на 26 КНС перекачують до 465 тис. м³/д СВ на діючі СБО.

Очищення СВ на СБР проводиться за нетрадиційним схемами (рис.4.1).

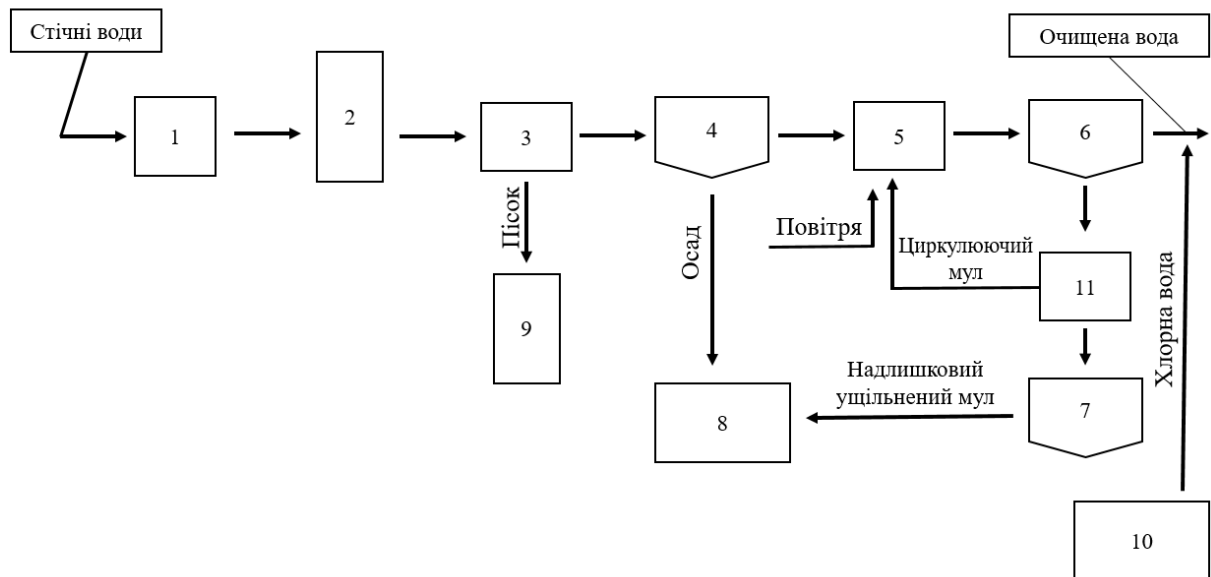


Рисунок 4.1 – Принципова технологічна схема очищення стічних вод на міських очисних спорудах (м. Одеса) [70]

СВ подаються до приймальної камери (1), де відбувається гасіння напору, і самопливом по лотках надходять на споруди механічної очистки, що включають в себе решітки (2), три горизонтальні піскоуловлювачі (3) та шість первинних радіальних відстійників (4). Затриманий в піскоуловлювачах пісок видаляється на піскові майданчики (9). Сирий осад, виділений в первинних відстійниках, насосами, розташованими в насосній станції сирого осаду перекачується на мулові майданчики (8). У аеротенках за допомогою мікроорганізмів активного мулу відбувається повна біологічна очистка СВ. Подача повітря здійснюється через трубчасті аератори зі спіненого полістиролу. Після аеротенків суміш стічних вод з активним мулом надходить у вторинні радіальні відстійники (6), в яких під впливом гравітаційних сил

відбувається відділення активного мулу від очищеної стічної рідини. Осад активного мулу з вторинних відстійників збирається мулососами і самопливом надходить в камеру ерліфтів (11), звідки повертається в регенератори аеротенків. Надлишковий активний мул насосами подається в мулоущільнювачі (7). Надмулова рідина з мулоущільнювачів самопливом надходить в приймальний резервуар насосної станції господарсько-побутових СВ, з якого за допомогою насосів подається в приймальну камеру (1) [70].

Загалом СВ мають невисоку концентрацію ПХДД/Ф, але при в процесі хлорування на СБО (10) концентрації цих речовин стрімко підвищуються, інколи – до 50 разів. Як зазначає Л.А. Федоров (1993), знезаражування питної води молекулярним хлором або продуктами електролізу хлористого натрію приводить до генерування екологічно-небезпечних концентрацій ПХДД/Ф. Із водопровідної мережі вони потрапляють у каналізацію. Джерелами ПХДД/Ф. можуть бути хлорорганічні пестициди, феноли, хлорфеноли та інші хімічні сполуки у складі промислових стоків. Причинами надходження цих речовин у каналізаційних стоках можуть бути також інші фактори, такі як прання одягу і текстильних виробів, які були оброблені фарбами і біоцидами, які вмістили ПХДД/Ф. Крім того, ПХДД/Ф можуть потрапляти до складу СВ в результаті надходження стоків, які містять ПХДД/Ф від джерел згорання або у складі необроблених промислових СВ.

Скидання СВ, які утворюються в Одеській ПМА, є двох типів: скидання очищених СВ та скидання неочищених СВ. У свою чергу, СВ – як неочищені, так і ті, що пройшли процедуру очищення на СБО, можуть бути джерелом постійного надходження ненавмисно утворених СОП у навколишнє середовище [71]. Також варто зауважити, що в процесі очистки СВ на СБО нові СОП не утворюються, проте наявні СОП перерозподіляється між власне СВ, що очищуються, та безпосередньо відпрацьованими активними мулами (ВАМ). Тому важливим джерелом надходження ПХДД/Ф у навколишнє середовище також є ВАМ, які не потрапляють безпосередньо у морське середовище, але концентруються на мулових майданчиках та акумулюють в

собі значні концентрації СОП, що наочно продемонстровано у роботі [69].

Проте ВАР часто розглядається як високоякісне добриво для використання на сільськогосподарських угіддях, що відповідає принципам циркулярної економіки [72, 73] та сталого розвитку [74]. Проте дослідження використання ВАР у різних країнах Європи показало, що, незважаючи на високу концентрацію біогенних елементів у ВАР, вони можуть стати джерелом надходження широкого спектру забруднюючих речовин у довкілля, зокрема важких металів, поліхлорованих біфенілів та ПХДД/Ф [75]. Після внесення в ґрунт такі токсичні речовини будуть біодоступними для культурних рослин, провокуючи негативні ефекти (наприклад, фітотоксичність) і переносяться уздовж наземних харчових ланцюгів, стаючи небезпечними для людей і навколишнього середовища [76, 77]. Саме тому важливим питанням є поводження з ВАР, так як неправильне поводження з ними може призвести до неконтрольованого розповсюдження ПХДД/Ф у навколишнє середовище.

На СБО Одеської агломерації ВАР складається на мулових майданчиках (рис.4.1), але у разі їх розміщення на полях зрошення можуть призвести до підвищення концентрації ПХДД/Ф у ґрунтово-рослинному покриві з наступним переміщенням по трофічному ланцюгу. Що стосується ВАР, які були захоронені у могильниках, то вони можуть сприяти переходу ПХДД/Ф у фільтрат і подальше надходження у ґрунтові води. Слід відмітити, що ПХДД/Ф також можуть утворюватися при термічній сушці надлишкового активного мулу та осадів СВ.

Скидання СВ у відкриті водойми – це звичайна практика відведення недостатньо очищених СВ безпосередньо у поверхневі водні об'єкти. Джерела ПХДД/Ф у цьому випадку такі самі, як і у каналізаційних стоках. Слід відмітити, що через відсутність належної ефективності очищення стоків ПХДД/Ф надходять у водний об'єкт у складі СВ безпосередньо у повному обсязі. Загальну схему біологічної очистки СВ та, як наслідок, надходження ПХДД/Ф у морське середовище при скиданні СВ очисними спорудами

Одеської ПМА представлено на рис. 4.2.

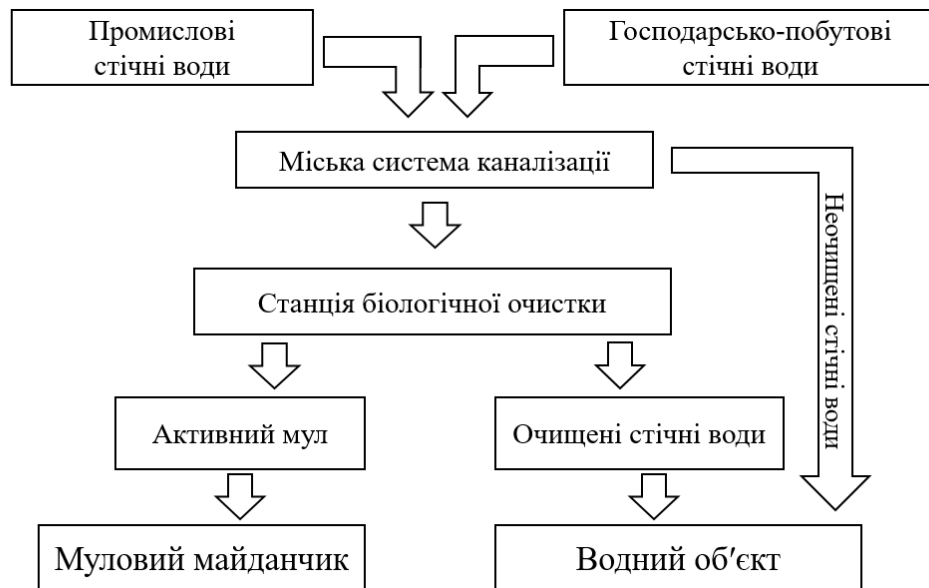


Рисунок 4.2 – Принципова схема надходження ПХДД/Ф у морське середовище при скиданні стічних вод очисними спорудами Одеської ПМА

У роботі проведена оцінка обсягу надходження поліхлорованих дибензо-п-діоксинів та дибензофуранів (ПХДД/Ф) у довкілля зі стічними водами Одеської ПМА та визначені обсяги їх накопичення у морському середовищі.

У наших дослідженнях було розглянуто всі наявні офіційні методики розрахунку ненавмисного утворення СОП, в результаті чого було виділено основні та найбільш повні, а саме:

- «Методичне керівництво по виявленню та кількісній оцінці діоксинів, фуранів та інших ненавмисно утворених СОП» [71];
- Методика інвентаризації викидів ЕМЕР [78].

У основі всіх офіційних методик розрахунку лежить поняття коефіцієнту (фактору) емісії, який представляє собою експериментально встановлене числове значення, характерне для технологічного джерела ненавмисного продукування СОП. Для більшості основних технологічних процесів, які супроводжуються утворенням СОП, що перелічено у Додатку С

Стокгольмської конвенції, встановлено відповідні фактори емісії, які наведені у методиках [78] та [71].

Ненавмисне утворення СОП з використанням цих коефіцієнтів розраховується за формулою:

$$E_{ЗР} = V_{СВ} \cdot \Phi E_{ЗР}, \text{ або } E_{ЗР} = M_{ВАМ} \cdot \Phi E_{ЗР} \quad (4.1)$$

де $\Phi E_{ЗР}$ – фактор емісії поллютантів;

$E_{ЗР}$ – ненавмисне утворення СОП у одиницях маси;

$V_{СВ}$ – об'єм стічних вод, що скидаються з/без попереднього очищення;

$M_{ВАМ}$ – маса відпрацьованих активних мулів.

У роботі [79] наочно продемонстровано, що окреме використання цих методик не дає змогу в повній мірі оцінити ненавмисне утворення СОП. Також варто відмітити, що дані щорічної інвентаризації будуть демонструвати результат, який відобразатиме лише утворення цих речовин на поточний рік, а не фактичну наявність СОП у довкілля на рік, що розглядається. Тому нами було здійснено вдосконалення наявних методик врахуванням кумулятивного ефекту СОП. Як відомо, напіврозпад будь-якої забруднюючої речовини відбувається за експоненціальним законом з врахуванням періоду її напіврозпаду. На основі цього, рівняння напіврозпаду СОП буде мати вигляд:

$$A_t = A \cdot e^{-\frac{t}{\tau}}, \quad (4.2)$$

де A_t – маса СОП після напіврозпаду за період часу t ;

A – вихідна маса СОП;

t – проміжок часу, що розглядається;

τ – період часу, за який концентрація зменшиться у e разів.

Важливою складовою цієї формули є величина періоду напіврозпаду ПХДД/Ф. Чисельна кількість токсико-кінетичних досліджень показують, що залежно від специфіки природного середовища період напіврозпаду

2,3,7,8-ТХДД може складати від 1 до 50 років [80 – 82]. Зокрема, під постійною інтенсивною дією прямих сонячних променів період напіврозпаду може складати 1-3 роки, а у глибоких шарах ґрунтового покриву період напіврозпаду може сягати і 50 років [82]. Тому прийнято вважати, що у середньому період піврозпаду ПХДД/Ф у перерахунку на ТЕ ТХДД (токсикологічний еквівалент, який виражає кумулятивну токсичність складних сумішей ПХДД/Ф через токсичність 2,3,7,8-ТХДД) у довкіллі складає 10 років. Тому у формулі 2 τ (ПХДД/Ф) дорівнює 14,5 роки.

Таким чином, запропонований нами вдосконалений підхід до розрахунку ненавмисного утворення СОП з урахуванням кумулятивного ефекту має основні переваги, а саме:

- дозволяє врахувати всі основні джерела ненавмисного утворення СОП на основі узагальнених даних основних офіційних методик, які покладені в основу формування звітності про виконання Стокгольмської конвенції;
- враховує специфіку цих речовин та дозволяє врахувати ефект їх накопичення, внаслідок чого отримані результати відображають реальну картину наявності накопичених СОП у довкіллі;
- визначення накопичених мас СОП дозволить забезпечити якісну систему моніторингу СОП в Україні, адже визначені величини показують не лишу річні маси СОП, а їх фактичне значення на рік, що розглядається [83].

Для оцінки надходження СОП при скиданні СВ очисними спорудами Одеської ПМА у довкілля необхідно враховувати специфіку та обсяги очищення всіх видів СВ. Згідно з [84], частина СВ у Одеській ПМА проходить процедуру очищення активним мулом, а частина СВ скидається у морський басейн без очищення. Таким чином, при очищенні стічних вод активним мулом, частина СОП перерозподіляється між власне СВ та самим активним мулом, у той час як при скиданні неочищених і недостатньо очищених СВ всі СОП потрапляють безпосередньо до морського середовища. Внаслідок ж очищення

СВ активним мулом значна кількість цих поллютантів локалізується у самому активному мулі та концентрується на мулових площадках після його видалення. Саме тому принциповим є розгляд надходження СОП від даної категорії джерел окремо для водного та ґрунтового середовищ.

З використанням статистичних даних [84 – 91], нами було визначено находження СОП у довкілля зі стічними водами (очищеними та неочищеними) з врахуванням їх кумулятивного ефекту на протязі 2007 – 2017 рр. Одержані результати наведено на рис. 4.3 – 4.4.

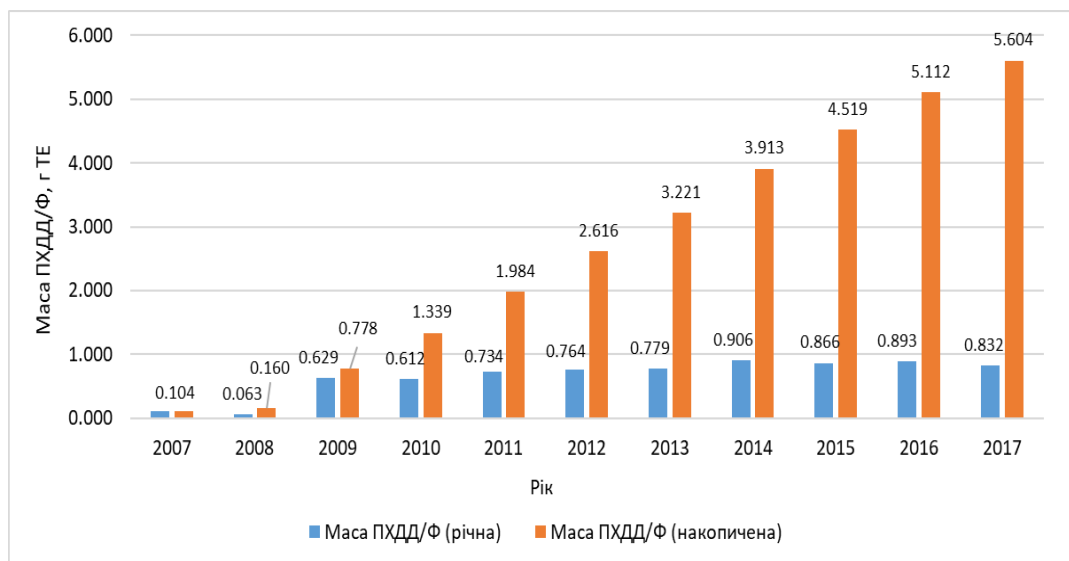


Рисунок 4.3 – Річні та накопичені маси ПХДД/Ф, які надходять у морське середовище при скиданні очищених СВ очисними спорудами Одеської ПМА

Річні маси ПХДД/Ф, які надходять до морського середовища у складі неочищених СВ, мають чіткий низхідний тренд протягом 2008 – 2016 рр., що пов'язано зі значним зменшенням об'ємів скидання неочищених СВ. У свою чергу, величина накопичених мас ПХДД/Ф зростає до 2013 р., а з 2014 по 2017 рр. спостерігається низхідний тренд накопичення СОП. Також при скиданні очищених СВ спостерігається висхідний тренд накопичення мас ПХДД/Ф у морському середовищі, що пов'язано з одночасним різким зростанням значень річних мас ПХДД/Ф до 2014 р. та приблизно однаковими річними масами цих речовин з 2015 по 2017 рр. Така тенденція пояснюється

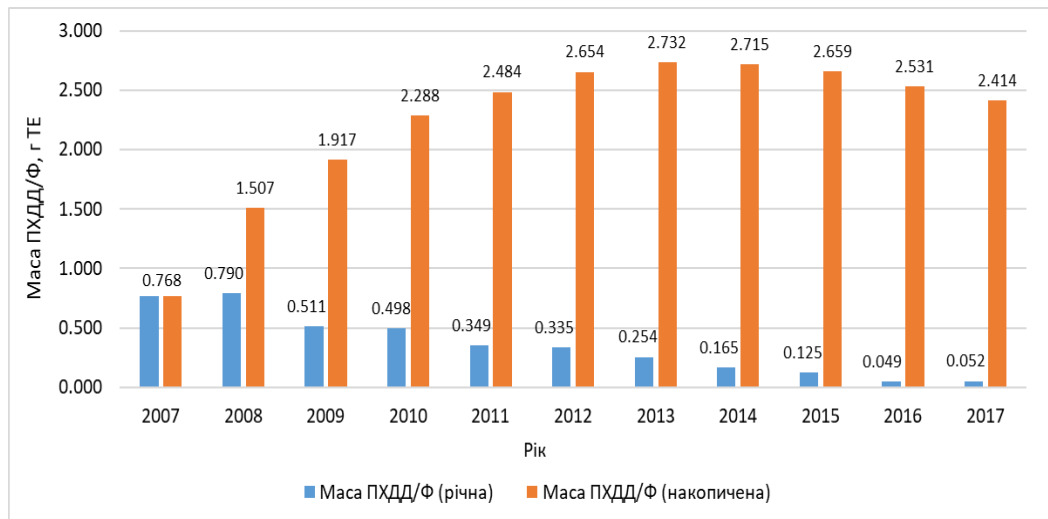


Рисунок 4.4 – Річні та накопичені маси ПХДД/Ф, які надходять у морське середовище при скиданні неочищених СВ очисними спорудами Одеської ПМА

збільшенням потоку СВ, який іде на СБО та проходить процедуру очищення активного мулу, зокрема – за рахунок зменшення потоку СВ, який скидався без очистки. Разом з цим, накопичені маси СОП на 2017 р. є значно більшими за аналогічні річні, і у випадку неочищених вод різниця складає 46 разів, а у випадку очищених стічних вод та активного мулу – майже у 7 разів.

Саме тому важливим є визначення накопичених мас ПХДД/Ф у активних мулах, які не потрапили у морський басейн, проте складуються на мулових майданчиках та акумулюються у ґрунтово-рослинному середовищі. Виходячи з того, що частка активного мулу становить 1 % від об'єму стічних вод, а вологість активного мулу стічних вод становить 99,3 % [92], нами було визначено обсяги утворення ВАМ, а також масу накопичених у ньому ПХДД/Ф, результати розрахунку наведено у табл. 4.1.

Отримані дані показують неперервне зростання накопичених мас ПХДД/Ф у активному мулі. Згідно з [92], річна маса СОП, яка надходить у ґрунтове середовище на мулових площадках, перевищує допустиму більше ніж у 600 разів. Проте врахування кумулятивного ефекту цих речовин та періоду їх напіврозпаду показує, що концентрація СОП за період 2007 –

Таблиця 4.1 – Надходження ПХДД/Ф у довкілля у складі активного мулу

Рік	Маса активного мулу, т сухого залишку	ФЕ, мкг ТЕ/т сух. зал.	М(ПХДД/Ф), г ТЕ	М (ПХДД/Ф) накопичена, г ТЕ
2007	728.728	200	0.146	0.146
2008	441.441	200	0.088	0.224
2009	4407.403	200	0.881	1.091
2010	4288.284	200	0.858	1.876
2011	5143.138	200	1.029	2.780
2012	5353.348	200	1.071	3.666
2013	5458.453	200	1.092	4.514
2014	6348.342	200	1.270	5.484
2015	6068.062	200	1.214	6.333
2016	6257.251	200	1.251	7.164
2017	5829.824	200	1.166	7.854

2017 рр. перевищує значення *ГДК* щонайменше у 4261 разів, що робить ВАМ джерелом наднормативного забруднення довкілля, особливо у випадку видалення за межами мулових майданчиків. Зокрема, будь-яке використання ВАМ, особливо у якості добрив, є неприпустимим, а даний тип відходів потребує розробки спеціальних методів поводження з ним.

Порівняльна гістограма надходження СОП у довкілля Одеської ПМА на прикладі 2017 р. наведена на рис. 4.5. Видно, що найбільша маса ПХДД/Ф зосереджується у ВАМ, а врахування кумулятивного ефекту ПХДД/Ф та періоду їх напіврозпаду збільшує отримані нами результати майже на порядок, що свідчить про те, що застосування методик [71, 78] залишає неоціненими значні обсяги ПХДД/Ф, які надходять у морське середовище та можуть накопичуватися у гідробіонтах, а також накопичуватися у донних відкладах, тим самим залишаючись джерелом можливого вторинного забруднення водної товщі при певних гідрологічних умовах.

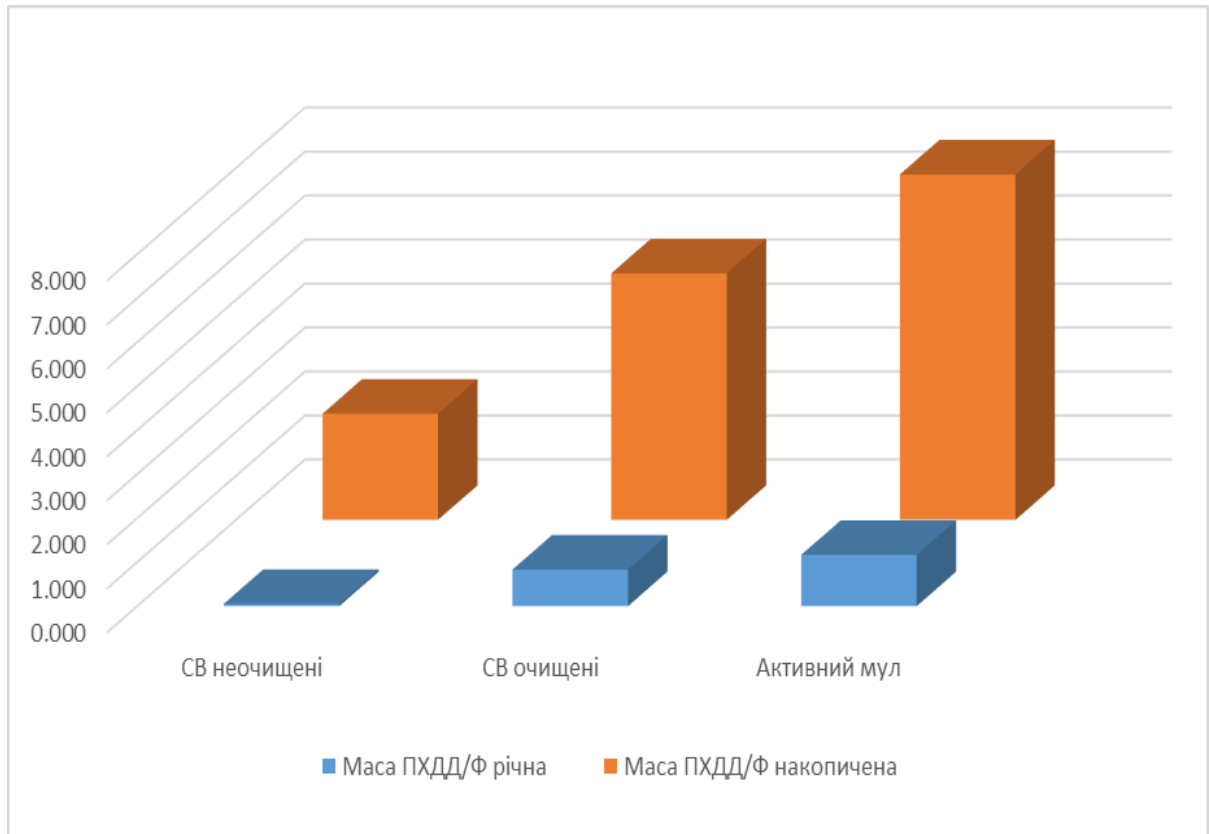


Рисунок 4.5 – Порівняльна гістограма надходження ПХДД/Ф у довкілля Одеської ПМА на прикладі 2017 р. (г ТЕ)

У свою чергу накопичення ПХДД/Ф у активному мулі, хоча і є методом очистки СВ від даних речовин, проте не вирішує питання забруднення довкілля СОП, адже ці речовини залишаються у активному мулі та просто перерозподіляються з водного середовища у ґрунтового.

Також варто відмітити, що маса ПХДД/Ф, яка надходить у водні об'єкти у складі очищених СВ показує, що біологічна очистка не забезпечує повного очищення стічних вод від СОП, що вимагає введення нових, більш ефективних методів очистки СВ.

В результаті проведених досліджень можна зробити такі висновки:

- через неможливість здійснення регулярного інструментального моніторингу надходження ПХДД/Ф у водне середовище, застосування розрахункових методик визначення обсягів ПХДД/Ф для оцінки їх надходження у водне середовище є необхідною та

єдиною можливою умовою виконання умов Стокгольмської конвенції;

- використання існуючих європейських методик дає можливість отримання даних лише за поточний рік, у той час як використання запропонованої нами методики дає можливість отримання накопичених концентрацій на поточний рік з врахуванням тих концентрацій, які утворилися за минулі роки, беручи до уваги кумулятивний ефект ПХДД/Ф та період їх напіврозпаду;
- найбільша річна маса ПХДД/Ф, яка потрапляє у водне середовище, надходить у складі очищених стічних вод і складає 0.832 г ТЕ (на прикладі 2017 р.), що пояснюється збільшенням об'єму СВ, який проходить процедуру очистки за рахунок зменшення об'ємів скиду неочищених СВ у водній об'єкти;
- накопичені маси ПХДД/Ф, які надходять у водне середовище Одеської ПМА при скиді очищених та неочищених СВ, складає 8.018 г ТЕ;
- найбільша маса ПХДД/Ф зосереджується у ВАР, накопичена маса за період 2007 – 2017 рр. перевищує значення *ГДК* щонайменше у 4261 разів, що робить відпрацьований активний мул джерелом наднормативного забруднення НС, особливо у випадку видалення за межами мулових площадок та вимагає пошуку екологічно безпечних методів знешкодження та утилізації ВАР;
- для уточнення отриманих результатів доцільно було б впровадити інструментальні вимірювання концентрацій ПХДД/Ф у СВ та ВАР;
- біологічна очистка не забезпечує повного очищення стічних вод від СОП, що вимагає введення нових, більш ефективних методів очистки СВ.

5 АГРАРНИЙ СЕКТОР УКРАЇНИ ЯК СКЛАДОВА ПРОДОВОЛЬЧОЇ БЕЗПЕКИ В УМОВАХ ВОЄННОГО СТАНУ

Україна відіграє ключову роль у забезпеченні продовольчої безпеки у всьому світі. Поняття продовольчої безпеки є глобальним явищем, що впливає на повсякденне життя кожної людини. Як зазначає Продовольча та сільськогосподарська організація ООН (FAO), продовольча безпека існує, коли всі люди в будь-який час мають фізичний, соціальний та економічний доступ до достатньої, безпечної та поживної їжі, яка відповідає їхнім дієтичним потребам і харчовим перевагам для активного та здорового життя [93].

Продовольча безпека залежить від стану національного агропромислового комплексу та підтримки його державою, земельного законодавства, форм власності та господарювання, а також платоспроможності населення [94].

Проблема продовольчої безпеки займає важливе місце в системі загальної національної безпеки країни та торкається багатьох сфер життя, таких як економічна, політична, соціальна, екологічна тощо. Вона відображує стан внутрішнього та зовнішнього продовольчого ринку, задачі соціальної політики, комплекс аграрних проблем та ін. Треба відмітити, що національна продовольча безпека є елементом міжнародної.

Для оцінки продовольчої безпеки використовують Глобальний індекс продовольчої безпеки – Global Food Security Index (GFSI), який вперше був введений у 2012 р. та охоплює 113 країн світу як розвинених, так і тих, що знаходяться в стані розвитку. До 2013 р. GFSI базувався на трьохвимірній концепції – економічна доступність (6 показників), наявність (11 показників), якість та безпека (11 показників). Останнім часом зміни клімату, а саме глобальне потепління та зростання посушливості, стало все більш негативно впливати на світову продовольчу безпеку, що призвело до необхідності

внесення корективів до методології підрахунку. Починаючи з 2017 р., GFSI став включати ще четвертий показник – природні ресурси та стійкість. Ця категорія враховує оцінку впливу на навколишнє середовище, визнаючи необхідність враховувати збереження ресурсів, адаптацію до кліматичних змін та стійке ведення сільського господарства [95]. Пошук правильного балансу між продовольчою та харчовою безпекою, захистом довкілля та вирішенням проблеми зміни клімату залишається серйозною проблемою для стійких продовольчих систем, а також для використання та управління земельними та водними ресурсами [96].

У 2021 р. Україна посіла 58 місце Індексу серед 113 країн світу (рис.5.1).

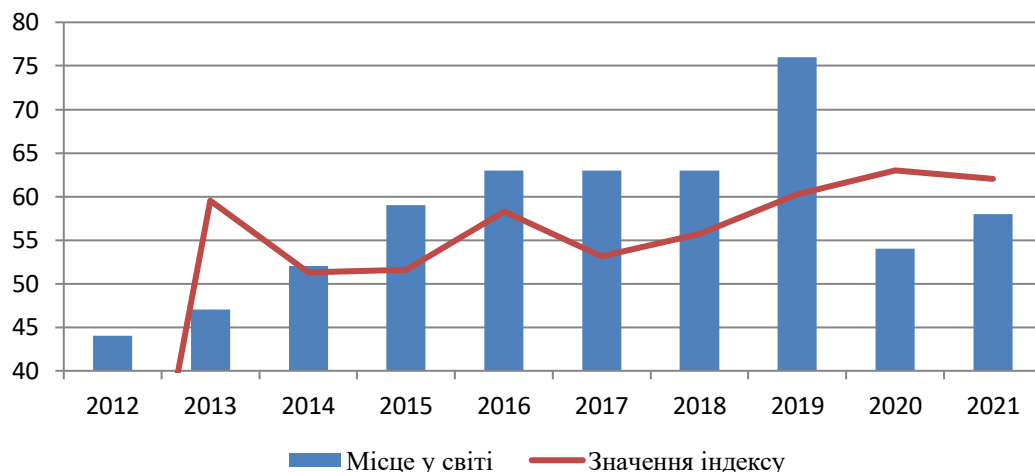


Рисунок 5.1 – Місце України у рейтингу за Глобальним Індексом продовольчої безпеки (Global Food Security Index) за 2012 – 2021 рр.

Основні сильні сторони, що визначені в Індексі для України, такі: безпека харчових продуктів, низька частка населення за глобальною межею бідності, мінімальні зміни середніх витрат на харчування, низький рівень втрат продовольства. Найбільший негативний вплив на продовольчу безпеку України справляють фактори, які не є суто аграрними та пов'язані з загальною економічною ситуацією: високий рівень корупції, дорогі кредити та політична нестабільність. Результати глобального індексу продовольчої безпеки показують, що світові ціни на продовольство зростають у всьому світі.

Причиною зростання цін стали перебої у ланцюгах поставок, проблеми з логістикою та ріст цін на фактори виробництва. Але чинники, пов'язані з війною, найсуттєвіше вплинули на вартість продуктів харчування та палива. Також одним із вагомих чинників став сплеск попиту в безпечніших регіонах через міграцію населення. В Організації Об'єднаних Націй вважають, що продовження війни Росії проти України може викликати масовий голод у світі. Зокрема, на межі голодної смерті опиняться близько 323 млн. людей.

Оцінювання та аналіз продовольчої безпеки необхідно проводити системно, тобто як на загальнодержавному рівні, так і на рівні адміністративних областей України. При оцінюванні необхідно врахувати чотири типи показників та індикаторів продовольчої безпеки, а саме:

- ресурсний потенціал;
- виготовлення продовольства;
- розподіл продуктів харчування;
- споживання продуктів харчування.

В основі виготовлення продовольчої продукції лежить сільськогосподарська продукція, яку визначено базою оцінювання ступеня реалізації ресурсного потенціалу. Ступінь реалізації потенціалу відображає відхилення вартості фактично виготовленої сільськогосподарської продукції від потенційно можливої. Потенціал виробництва сільськогосподарської продукції доцільно обчислювати у розрізі земельних, людських і капітальних ресурсів:

$$P_i = p_i V_i \quad (5.1)$$

де P_i – потенційна вартість продукції сільського господарства, яку можна отримати за наявних обсягів i -го виду ресурсу;

p_i – найбільша серед всіх адміністративних областей України вартість продовольчої продукції, що припадає на одиницю i -го виду ресурсу;

V_i – фактичний обсяг i -го виду ресурсу в Україні.

Потенційна вартість продукції сільського господарства дає можливість порівняти, на скільки можна було б збільшити вартість валової продукції, виготовленої в Україні, якби всі регіони функціонували з такою ж продуктивністю земельних, трудових і грошових ресурсів як максимально ефективні адміністративні області [97].

Продовольча безпека країни вимірюється конкретними параметрами, які кількісно визначають стан її агропромислового сектора. Експерти ФАО оцінюють стан продовольчої безпеки світу за двома показниками – обсягом перехідних (до наступного врожаю) світових запасів зерна та рівнем його виробництва в середньому на одну особу.

Для оцінки стану продовольчої безпеки ФАО прийняла методику за чотирма напрямками та відповідним їм понад 30 показниками. Індикаторами оцінки продовольчої безпеки за методикою ФАО є:

- відношення світових запасів зерна до світового споживання дозволяє визначити рівні продовольчої безпеки і гарантії на випадок надзвичайних обставин (норматив 17 %, тобто запаси зерна повинні відповідати обсягам, необхідним на 60 днів споживання);
- відношення пропозиції експортерів до загальної потреби в зерні; перехідні запаси зерна (всього) і за видами продовольства, кормовим цілям в країнах-експортерах у відсотках до внутрішнього споживання;
- тенденції виробництва зерна (щорічний приріст відсотках за останнє десятиріччя і до попереднього року); зміни у виробництві зерна в країнах, що розвиваються, тобто імпортерах; середньорічні експортні ціни за видами зерна [98].

Регулярний моніторинг продовольчої безпеки та аграрної політики у воєнний час здійснюється Міністерством аграрної політики та продовольства України та Центром досліджень продовольства та землекористування. Сільське господарство є продовольчою базою для населення і джерелом сировини для промисловості. Відповідно до Закону України «Про державну

підтримку сільського господарства України», ефективність державної підтримки сільського господарства України забезпечується шляхом створення сприятливих умов для здійснення сільськогосподарської діяльності, підвищення якості та конкурентоспроможності сільськогосподарської продукції з метою мінімізації природно-кліматичних та економічних ризиків сільськогосподарського виробництва та гарантування продовольчої безпеки держави [99]. Забезпечення продовольчої безпеки значною мірою залежить від потенціалу агропромислового сектора. Відповідно до проекту «Комплексної програми підтримки розвитку українського села на період до 2015 року», особлива роль аграрного сектору в соціально-економічному житті країни обумовлюється унікальним поєднанням сприятливих природно-кліматичних умов та геостратегічним положенням, спроможністю України зайняти вагомє місце на міжнародному продовольчому ринку [100].

Зернове виробництво є основою аграрної економіки нашої країни, а Україна відноситься до найбільших експортерів зернових та зернобобових культур у світі. У період з 2000 по 2019 рр. Україна вчетверо збільшила експорт зерна, а список основних імпортерів українських зернових поповнили нові країни. Основними споживачами зернових культур є країни Азії (Китай, Ізраїль, Таїланд), Північної Африки (Єгипет, Туніс, Марокко), а також країни ЄС (Іспанія, Нідерланди, Італія). За товарною структурою виділяють «Велику трійку» зернових – це кукурудза, пшениця та ячмінь, вони експортуються з України в обсягах понад 1 млн. т. А такі культури як квасоля, горох, жито, просо та овес поставляються на зовнішні ринки переважно в обсягах більше 10 тис. т. Україна є найбільшою за площею державою в Європі, яка є головною житницею світу та більше половини території якої займають дуже родючі ґрунти. Територіальна спеціалізація сільського господарства – це орієнтація певного регіону на випуск тих чи інших видів продукції землеробства. Виділяють три сільськогосподарські зони – Полісся, Лісостеп та Степ. Основні посівні площі озимої пшениці, що входить до «Великої трійки» зернових культур, зосереджені в Степовій зоні України (55 %), лідерами з виробництва

є Запорізька, Одеська, Херсонська і Миколаївська області. А також значні площі зосереджені в Лісостеповій зоні (32 %), тут лідируючі місця займають Харківська та Вінницька області (рис. 5.2).

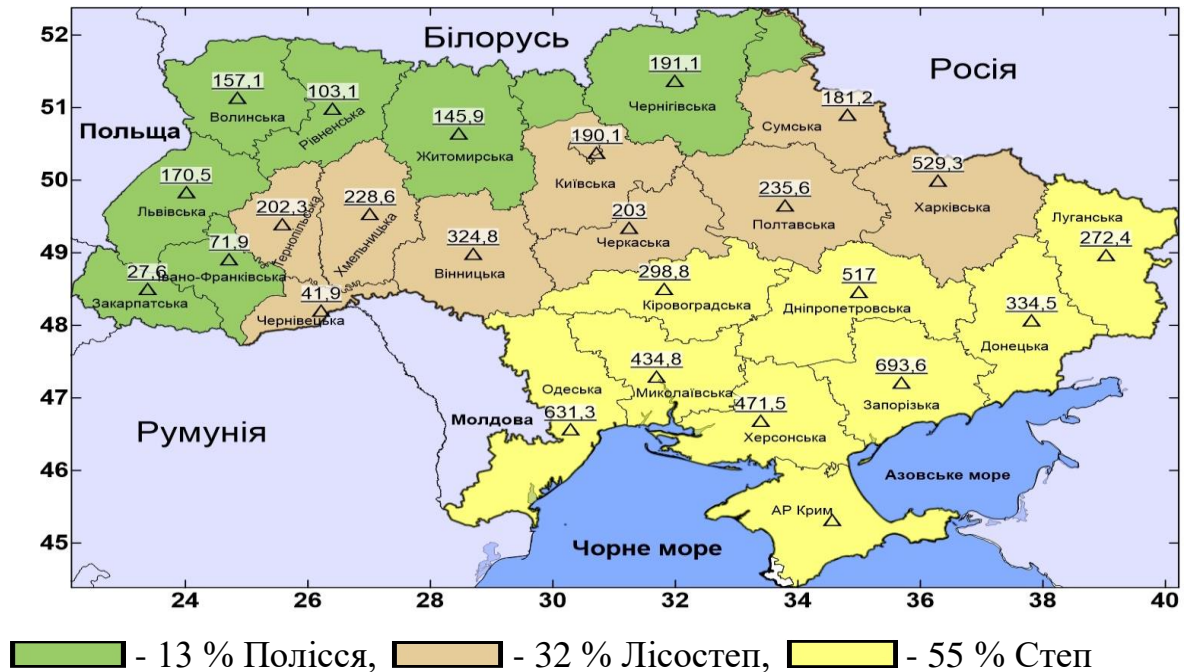


Рисунок 5.2 – Посівні площі озимої пшениці за 2018 р., тис. га

Посівна кампанія у 2022 р. в умовах воєнного стану стала найскладнішою в історії нашої країни. Загалом в Україні цьогорічна весняна посівна відмітилася зменшенням посівних площ за рахунок часткової окупації російськими військами частини територій України, територіальної близькості до бойових дій, а також неможливістю здійснення сівби через заміновані поля та пошкоджену матеріально-технічну базу на територіях, що були звільнені. Через російську окупацію та бойові дії посіви ярого ячменю скоротились на 31 % та змістились північніше з найбільшою концентрацією у Дніпропетровській області. Проте завдяки швидкому звільненню окупованих територій Київської, Чернігівської та Сумської областей та певної частини територій на Харківському напрямку значної різниці між посівними і збиральними площами для ярих зернових культур не було відмічено. Чого не скажеш про озимі. Найбільша різниця буде помітна саме з озимою пшеницею,

оскільки вона найбільш зосереджена на Півдні України, значна частина якого все ще залишається під окупацією або в зоні активних бойових дій. На Херсонську, Запорізьку, Донецьку та Луганську області загалом припадає більше, ніж 1,8 млн. га. У районах, де тривають чи нещодавно тривали бої, посіви зазнали пошкоджень унаслідок маневрів техніки, вибухів, розмінування. Найближче до показників минулого року виявилась яра пшениця. Найнижчий показник у проса – лише 41,1 % від показника минулого року.



Рисунок 5.3 – Прогноз валового збору зернових культур у 2022 р., млн. т

Світова фінансово-економічна криза, нестабільні тенденції розвитку світового сільського господарства та складність вирішення продовольчої проблеми на міжнародному рівні вимагають посилення уваги до національної продовольчої безпеки. Незважаючи на всі складнощі та ризики воєнного стану, економіка країни залишається стабільною. Кабінет Міністрів України Розпорядженням № 327-р від 29 квітня 2022 р. затвердив план заходів

забезпечення продовольчої безпеки в умовах воєнного стану. План заходів включає в себе комплекс дій за багатьма напрямками, а саме здійснення моніторингу стану продовольчої безпеки; забезпечення безперебійного виробництва сільськогосподарської продукції та харчових продуктів; формування розгалуженої мережі зберігання резервів сировини та продовольчих ресурсів для задоволення стратегічних потреб держави; забезпечення повноцінного функціонування підприємств агропромислового комплексу, зокрема шляхом задоволення потреби в імпортних складових; регулювання наповнення внутрішнього ринку продукцією власного виробництва та забезпечення експортного попиту тощо [101].

6 ВПЛИВ БОЙОВИХ ДІЙ НА ЕКОСИСТЕМНІ ПОСЛУГИ ПРИБЕРЕЖНОЇ ЗОНИ ПІВНІЧНО-ЗАХІДНОГО ПРИЧОРНОМОР'Я

Під екосистемними послугами – *ecosystem services (ES)* звичайно розуміють всі корисні ресурси та вигоди, які сучасне людство може отримати від природи, тобто матеріальні вигоди, що отримує людство від абіогенних і біогенних складових різноманітних природних екосистем (NES). Саме від *ES* залежить задоволення потреб людства в середовищі існування й продуктах харчування, а також рівень та якість його життя. У Документі ООН «Millenium Ecosystem Assessment» *ES* називають «прямим та непрямим внеском у благополуччя людей» [102].

Усі *ES* безкоштовні, оскільки люди не оплачують їх використання або споживання, але частину таких послуг можна оцінити у грошовому еквіваленті, щоб оцінити масштаби втрат внаслідок втрати корисних властивостей складових NES. Оцінка *ES* необхідна для розуміння того, наскільки важливим для нормального життя людства є збереження біологічного різноманіття й підтримання природних процесів у довкіллі. Оцінка *ES* є важливим кроком в напрямку визначення їх внеску в різні галузі економіки, а також дозволяє судити про потенціальні можливості задля надання цих послуг у конкретному контексті і для конкретних отримувачів матеріальних вимог. При цьому визначається, наскільки надання *ES* є сталим, а також можливості ідентифікувати пороги та переломні моменти. Дослідження *ES* важливе для ухвалення рішень, що можуть вплинути на NES, оскільки від збереження рівноваги NES залежить підтримання соціально-економічних можливостей існування людства. На жаль, поки *ES* відсутні в українському законодавстві, і врахування їх у ході ухвалення рішень – не дуже поширене явище [103], а тому оцінка *ES* різноманітних екосистем прибережної зони Північно-Західного Причорномор'я (ПЗП) є актуальною екологічною та соціально-економічною проблемою.

За визначенням Європейської комісії прибережна зона (*Coastal Zone*) – це смуга суші і моря, ширина якої варіює в залежності від характеру навколишнього середовища та завдань управління. Вона іноді співпадає з адміністративними межами або одиницями планування. Природні приморські системи і території, де людина здійснює свою діяльність, що тісно пов'язана з використанням ресурсів узбережжя, можуть сягати від міжприбережних вод до багатьох кілометрів вглиб суші. Прибережна зона ПЗЧМ є універсальним природним ресурсом, освоєння якого дозволить стабільно розвиватися всім галузям економіки в прибережно-морських районах півдня України. З урахуванням того, що Чорне море впливає на кліматичні умови південного узбережжя України (дія теплого Чорного моря взимку поширюється вглиб території України на 140 – 280 км), більшу частину території Одеської, Миколаївської та Херсонської областей можна розглядати як прибережну зону.

Від абіогенних і біогенних складових різноманітних NES прибережної зони NWBS можна отримати матеріальні вигоди, але зниження можливості використання ES негативно відображає зростаючий техногенний вплив на складові довкілля через процеси урбанізації, розвиток промисловості, енергетики, транспорту, аграрного сектора економіки тощо, а з лютого 2022 р. – внаслідок військової діяльності та бойових дій.

Основним підходом для оцінки NES у країнах ЄС є методика, описана в аналітичній доповіді «*Mapping and Assessment of Ecosystems and their Services (MAES)*» [104], що ґрунтується на відборі індикаторів навантаження на NES та їх картуванні. Суть цієї методики полягає у тому, що сучасний стан NES пов'язаний з добробутом через ES, а тому NES повинні перебувати в сприятливих умовах для надання основних послуг, які, у свою чергу, приносять користь та підвищують цей самий добробут. При цьому рушійні сили змін можуть мати позитивний (наприклад, підтримка гомеостазу NES) або негативний (техногенне навантаження) вплив на стан NES. Основними показниками стану NES є:

- показники навантаження на наземні і прісноводні екосистеми (зміна лісових площ, забруднення повітряного басейну, баланс біогенних елементів та ін.);
- показники стану наземних і прісноводних екосистем (відсоток населення, схильного до впливу шумового забруднення; вміст NO_2 , PM_{10} , $PM_{2,5}$, O_3 та інших поллютантів у атмосферному повітрі; частка забудованих площ; індекс використання водних ресурсів; індикатор птахів на сільськогосподарських угіддях та ін.);
- показники стану морських екосистем (рівень забруднення, придатність для купання, вилов риби, біомаса нерестового запасу, віковий та розмірний склад промислових видів, кількість щорічних інтродукцій інвазійних видів та ін.).

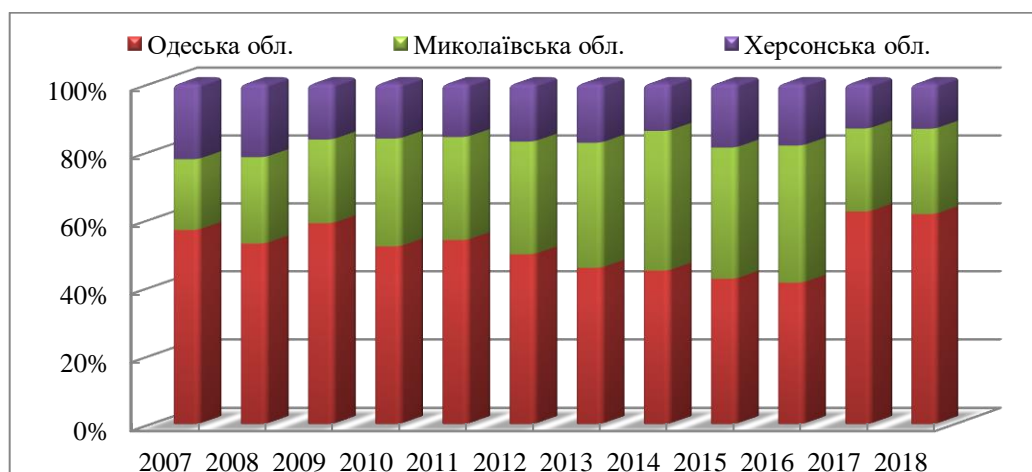
Близько половини показників, що використовуються для оцінки екосистеми в країнах ЄС [105,106], засновані на просторових даних і таким чином можуть бути нанесені на карти, які об'єднують індикатори навантаження та стану: кількість індикаторів, що показують результат покращення; кількість індикаторів, що показують результат погіршення; кількість індикаторів, які не показують жодних змін.

Сучасне суспільство зосереджено на причинах втрати *ES* та біологічного різноманіття, а також відповідальності за них. Фінансовий сектор розглядається в якості ключового важеля впливу на ці втрати, а також як механізм для покращення системи оцінки та управління *ES*. Деякі галузі економіки особливо схильні до ризику, пов'язаного з їх скороченням, а це насамперед галузі, які безпосередньо залежать від наявності натуральних продуктів (наприклад, рибальство та лісове господарство), стійко функціонуючих екосистем (наприклад, отримання аграрної продукції, біопалива, продуктів харчування та напоїв), або послуг, отриманих від них (наприклад, водопостачання, рекреація тощо) [107].

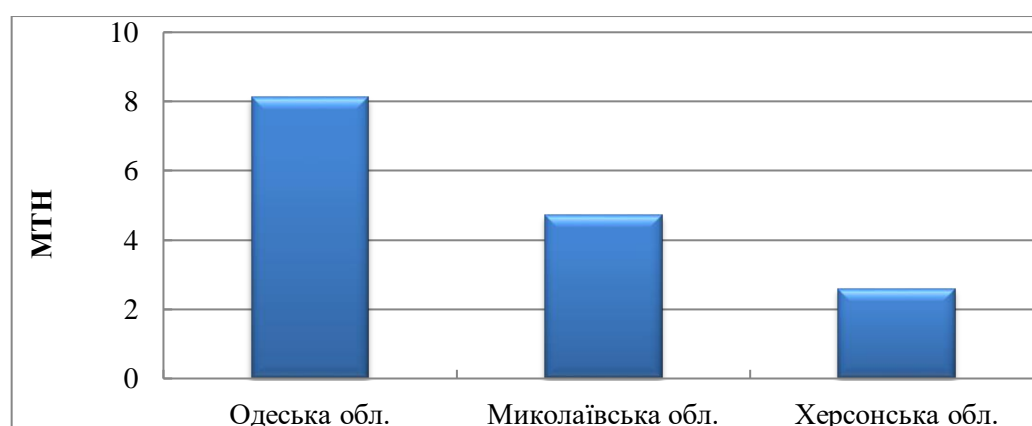
Оцінка вартості *ES* може бути інструментом монетарної оцінки біологічного різноманіття або конкретної цінності, яку воно забезпечує для

підтримки населення та його способу життя [108]. Найбільш бажаним підходом [109] оптимізації природокористування є управління з урахуванням того, що лише біологічна різноманітність може забезпечити деякі *ES*. В даний час відсутні дослідження, що використовують кількісні значення біологічного різноманіття як інструмента для прогнозування наслідків альтернативних управлінських рішень [110], якщо не брати до уваги рідкісних винятків [111].

В останні роки до початку військових дій серед регіонів ПЗП максимального техногенного навантаження зазнавало довкілля Одеської області (рис. 6.1).



а



б

Рисунок 6.1 – Порівняльний аналіз рівня техногенного навантаження на регіони ПЗП за 2007 – 2018 рр. (а) і за осередненими показниками (б)

Комплексний аналіз техногенного навантаження на окремі складові докільля за відповідними показниками впливу (рис. 6.2) показав, що за показниками впливу на повітряний басейн ($M_{ПБ}$) і водні об'єкти ($M_{ВО}$) максимального навантаження також зазнає Одеська область, а за показниками впливу на геологічне середовище ($M_{ГС}$) – Миколаївська область.

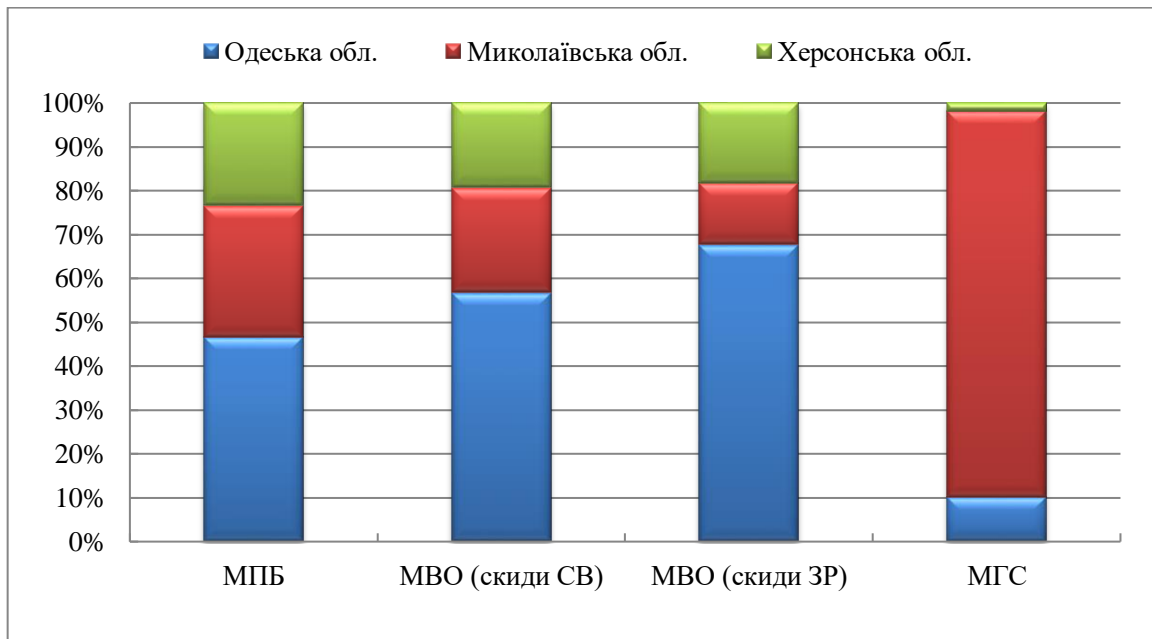


Рисунок 6.2 – Порівняльний аналіз техногенного навантаження на окремі складові докільля прибережної зони ПЗП

Оцінка прогнозованих показників техногенного навантаження на складові докільля NWBS на майбутні 10 років свідчила, що в Одеській області майже по всіх складових відзначався тренд до збільшення рівня техногенного навантаження. У Миколаївській області збільшення навантаження прогнозувалось для повітряного басейну і водних об'єктів, у Херсонській області – для повітряного басейну і ґрунтово-геологічного середовища.

Слід також відзначити, що окремі показники стану екосистем, наведені вище, використовуються також для оцінки процесів сталого розвитку, а саме індексу екологічного виміру I_e сталого розвитку. Проведені раніше дослідження показали, що серед областей ПЗП найбільш несприятлива екологічна ситуація з позицій сталого розвитку відзначалася в Одеській

області (рис. 6.3). Найбільш кращими умовами характеризувалась Херсонська область, яка на даний час зазнала мабуть найбільших руйнувань і навантаження внаслідок військових дій. Слід відзначити, що серед всіх показників, що аналізувались, переважну роль відіграє категорія політики «Екологічне навантаження».

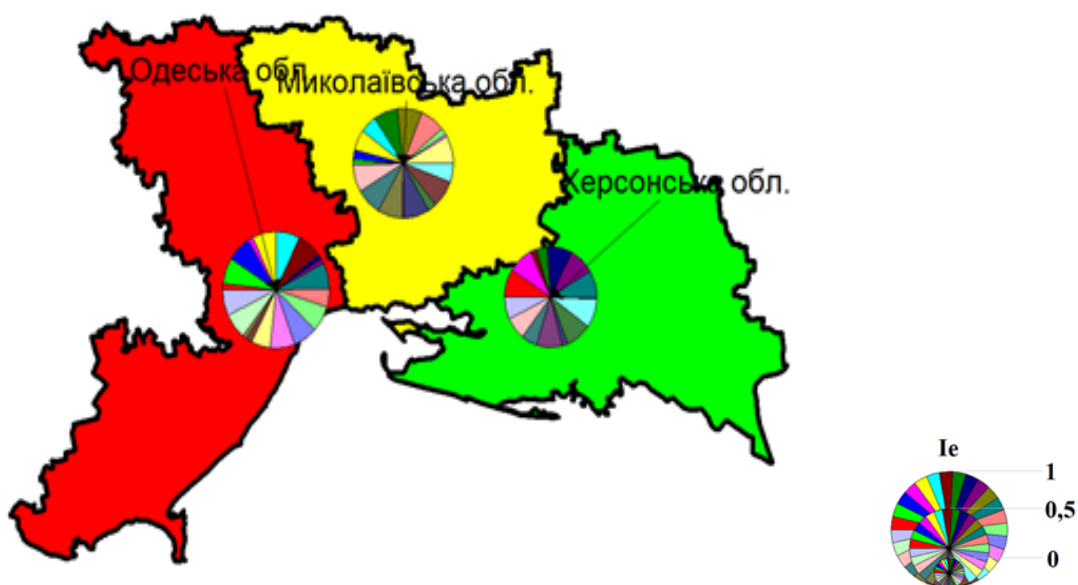


Рисунок 6.3 – Просторовий розподіл індексу екологічного виміру сталого розвитку I_e для територій ПЗП

Пандемія COVID-19 також завдала удару по економіці прибережної зони ПЗП, Але зрозуміло, що військові дії також суттєво сприяють погіршенню стану і якості складових довкілля у межах акваторії та узбережжя ПЗЧМ.

Поки що не проводилося масштабних досліджень по оцінці екосистемних послуг прибережної зони ПЗЧМ за виключенням оцінки стану, проблеми та перспектив екосистемних послуг північно-західної частини Чорного моря [112].

Існують такі групи екосистемних послуг:

- ресурсна (деревина, продовольство, прісна вода і т.ін., тобто те, що має ринкову оцінку та ціну);
- регулююча (наприклад, лісові масиви, що регулюють вологу і запобігають повеням);
- культурно-соціологічна – вигоди, які здобувають, милуючись природою, отримуючи, при цьому, якісь освітні, наукові функції тощо;
- підтримуюча (найскладніші природні цикли, глибинні, біогеохімічні цикли, ґрунтоутворення тощо) [113].

Нижче наводиться їх стисла характеристика на прикладі прибережної зони ПЗЧМ.

Ресурсні послуги. У ПЗЧМ і раніше були проблеми, пов'язані із забрудненням токсичними та біогенними речовинами антропогенного походження, а також із скороченням біологічного різноманіття, але військова діяльність та бойові дії значною мірою ускладнили ці проблеми внаслідок маневрування корабелів, запусків з підводних човнів ракет, скидів токсичного відпрацьованого ракетного палива в морське середовище, акустичного та електромагнітного забруднення.

Можливості судноплавства дуже обмежені внаслідок замінування морської акваторії. Через війну Росії проти України та бойові дії в акваторії Чорного моря страждає економіка всіх країн, чиї товари експортуються через морські порти. Деякі компанії відмовляються працювати з РФ через санкції, деякі просто бояться заходити в небезпечну зону, де російські війська вже обстріляли або захопили кілька торгових суден. 60 % українського експорту відбувається саме через чорноморські порти, тож збитки саме України заперечувати безглуздо [114].

Неефективна система управління та поведіння з твердими побутовими відходами, неконтрольована рекреаційна діяльність у прибережній смузі призвела до утворення стихійних звалищ, які є джерелом формування морського сміття, яке у морському середовищі трансформується та негативно

впливає на біоту. Наприклад, відходи пластикових матеріалів (мікропластик), що потрапили в морське середовище, поступово руйнуються, породжуючи величезну кількість мікрочастинок, які несуть небезпеку для стану морського середовища і біоті [115]. Військова діяльність та бойові дії зумовили зниження ефективності системи управління та поводження з різноманітними відходами виробництва та споживання, а також зумовили забруднення довкілля прибережної зони ПЗЧМ специфічними токсичними відходами.

На біологічне різноманіття негативно впливають навмисна і випадкова інвазія біологічних видів. Прикладом тому є інвазія гребневика-*мнеміопсису* (*Mnemiopsis leidyi*), який активно розмножився і його біомаса складала у 1989 р. 1 млрд. т (90 % від загальної біомаси Чорного моря), що зумовило знищення зоопланктону, ікри і мальків риб, тобто скорочення кормової бази риб в 30 разів протягом двох років. В результаті збільшення військових кораблів в акваторії ПЗЧМ процеси інвазії біологічних видів також можуть активізуватися.

Вибухи, хімічне та акустичне забруднення зумовило масову загибель вразливих дельфінів на узбережжі всього Чорного моря. Затоплення кораблів, літаків, безпілотних літальних апаратів та іншої військової техніки призвело до розливу нафтопродуктів та інших речовин, токсичних для морської біоти, які можуть протягом багатьох років отруювати морське середовище. Додаткову загрозу несуть боєприпаси, які можуть бути джерелом забруднення важкими металами, білим фосфором та іншими поллютантами. Уламки снарядів небезпечні для птахів, які ковтають дрібні частинки гірських порід, щоб допомогти травленню. Нерозірвані снаряди і міни створили небезпеку для морського середовища та узбережжя, а також для промислового рибальства та рекреаційно-оздоровчої діяльності. У прибережній зоні ПЗЧМ розташовані екологічно небезпечні об'єкти (морегосподарські комплекси, нафтосховища, очисні споруди, промислові майданчики, бурові платформи, звалища тощо), і їх пошкодження внаслідок обстрілів призвело до витоку у морське середовище небезпечних речовин. Зокрема, в результаті руйнування багатьох очисних

споруд та зниження ефективності їх функціонування збільшилися масштаби хімічного і бактеріального забруднення морського середовища. Бойові дії негативно впливають на окремих гідробіонтів, ставляючи під загрозу їх існування. Внаслідок підводних вибухів, які викликають ударну хвилю, оглушаються риби і гинуть інші морські організми [116, 117]. Внаслідок бойових було практично припинено промислове рибальство в акваторії ПЗЧМ.

Таким чином, внаслідок військової діяльності та бойових дій можливості використання ресурсної складової екосистемних послуг зведені до мінімуму.

Регулюючі послуги. Водно-болотні угіддя, які мають широкий розвиток у прибережній зоні ПЗЧМ, виступають у ролі регулятора таких процесів, як акумулювання та зберігання прісної води, фільтрація води, поглинання з атмосфери та накопичення вуглецю, повернення в атмосферу кисню, регулювання поверхневого стоку, стабілізація рівня ґрунтових вод, участь у формуванні кліматичних умов, запобігання та стримування ерозійних процесів, підтримання та збереження біологічної різноманітності, формування місць проживання різних видів рослин та тварин, у тому числі рідкісних та червонокнижних, а також підтримання максимальної біологічної продуктивності аквальної екосистем. Біологічне регулювання має на увазі регулювання взаємодії різних трофічних рівнів, що допомагає підтримувати збалансовану екологічну піраміду. Підтвердженням цього є різке зменшення специфічних видів риб та безхребетних внаслідок різкого скорочення *фітомаси Phyllophora crispa*, що призвело до деградації «філофорного біоценозу». Військова діяльність та бойові дії у прибережній зоні ПЗЧМ вкрай негативно відбилися на умовах функціонування гідробіонтів, зокрема іхтіофауні, дельфінах. Екологічний збиток був нанесений філофорному полю Зернова – зосередженню водоростей-макрофітів, домінуючими видами серед яких є червоні водорості сімейства *Phyllophoraceae*, а також всьому «філофорному біоценозу» цього ботанічного заповідника загальнодержавного значення. Бойові дії створили загрозу існування рідкісних видів птахів у

водно-болотних угіддях Рамсарського списку, порушили їх спокій та заважають гніздуванню та міграції.

Культурно-соціальні послуги. У межах прибережної зони ПЗЧМ розташовані унікальні приморські і морські оселища (лимани, острови, солончаки, озера, водно-болотні угіддя тощо), що є середовищем мешкання рідкісних біологічних видів. Саме тут розташована велика кількість природно-заповідних територій та акваторій, які опинилися під загрозою знищення (Чорноморський біосферний заповідник, національні природні парки «Азово-Сиваський», «Джарилгацький», ботанічний заповідник загальнодержавного значення «Філофорне поле Зернова», заповідна Кінбурнська коса та ін.), а на інших природно-заповідних територіях (Дунайський біосферний заповідник, національні природні парки «Тузловські лиман», «Нижньодністровський» та ін.) ускладнилися функції служб, які забезпечують належну охорону, збереження рідкісних видів.

Різноманітні екосистеми прибережної зони ПЗЧМ відіграють важливу роль у наданні рекреаційно-оздоровчих послуг. Естетичною цінністю є привабливі морські та прибережні ландшафти ПЗП з унікальним візуальним середовищем. Дунайський та Чорноморський біосферні заповідники, «Тузловські лимани», «Куяльницький» та «Джарилгацький» національні природні парки, регіональні ландшафтні парки, заказники та інші об'єкти та території природно-заповідного фонду можуть надавати освітні послуги, оскільки є природними науковими лабораторіями де можна здійснювати дослідницьку діяльність у польових умовах.

Комфортні біокліматичні умови, значна протяжність пляжної зони та інші природно-рекреаційні ресурси дозволяють говорити про перспективність прибережної зони ПЗЧМ для різних форм рекреації, включаючи таласотерапію (лікування морським кліматом та купаннями у поєднанні із сонячними ваннами). Однак, відносно низька солоність, евтрофованість і підвищена забрудненість морської води, особливо в пригирлових зонах, обмежують можливості таласотерапії, але наявність ропи, лікувальних грязей

і комфортні біокліматичні умови в зонах поширення окремих лиманів обумовлюють їх високий рекреаційний вплив. У прибережній смузі ПЗЧМ є родовища лікувальних грязей (мулових сульфідних пелоїдів): Тузловські лимани (запаси 35185 тис. м³), Будацький лиман (4190 тис. м³), Хаджибейський лиман (11048 тис. м³), Куяльницький лиман (15327 тис. м³); Тилігульський лиман (11276 тис. м³), Березанський лиман (10910 тис. м³) та ін. Лише Куяльницький та деякі лимани Одеської області поки що використовуються для грязелікування та отримання медичних препаратів, хоча потенційні можливості інших лиманів ПЗЧМ дуже великі.

Оскільки на значній частині узбережжя розташовані численні техногенні об'єкти, які нерідко є береговими джерелами забруднення, вони занижують рекреаційні можливості морського середовища. Можливості таласотерапії і грязелікування також були дуже обмежені внаслідок замінування акваторії ПЗЧМ. Військова діяльність та бойові дії практично зупинили рекреаційно-оздоровчу функцію у межах прибережної зони ПЗЧМ.

Підтримуючі послуги. Морські та прибережні екосистеми ПЗЧМ є середовищем мешкання і джерелом харчування численних організмів. Особливо важлива роль водно-болотних угідь, що охороняються Рамсарською конвенцією (Кілійське гирло, Сасик, Шагани-Алібей-Бурнас, південна частина Дністровського лиману, Тилігульський лиман, Ягорлицька затока та ін.), що мають величезне значення як місце проживання навколоводних і водоплавних птахів та характеризується біологічною різноманітністю. Як регулюючі послуги, водно-болотні угіддя відіграють важливу роль у виробництві первинної продукції та фотосинтезі, а також є джерелом продовольства, сировини, генетичних ресурсів для ліків; вони пом'якшують повені, захищають берегові лінії та підвищують опір до стихійних лих, а також відіграють важливу роль у розвитку транспортної системи та рекреаційно-туристичної діяльності, у культурно-духовному благополуччі людей.

Триваюче нераціональне використання природних ресурсів, і навіть втручання у перебіг процесів, а також військова діяльність та бойові дії в

ПЗЧМ зумовлює практично незворотні процеси зміни прибережна-морських екосистем, на відновлення яких треба застосувати нові підходи, орієнтовані не на тимчасову економічну вигоду, але на отримання сталих екосистемних послуг й у майбутньому.

Таким чином, виходячи з відсутності інформації про стан екосистемних послуг різноманітних екосистема прибережної зони ПЗЧМ, першорядне завдання становить визначення потреб місцевих спільнот щодо використання екосистемних послуг, збирання та узагальнення інформації про їх стан, узгодження методів оцінки послуг для даного регіону та проведення цієї оцінки. Необхідно розглянути шляхи переходу надалі на моделі управління природними ресурсами прибережної зони ПЗЧМ з урахуванням зниження екосистемних послуг внаслідок техногенного навантаження, військової діяльності та бойових дій на складові довкілля. Для цього необхідно підвищити суспільну обізнаність та поглибити розуміння суспільством цінність екосистемних послуг прибережної зони ПЗЧМ, а також обґрунтувати комплексні заходи щодо відновлення складових довкілля.

ВИСНОВКИ

Під впливом техногенної діяльності погіршується якість природної складової навколишнього середовища, тобто ступінь відповідності природних умов потребам людей або інших живих організмів.

Загалом метою роботи була комплексна оцінка техногенного навантаження на довкілля та його окремі складові південних регіонів України на основі систематизації і аналізу матеріалів про показники забруднення природних середовищ, рівнів техногенного впливу на довкілля та його складові, статистичної обробки наявної вихідної інформації.

За результатами виконання наукового дослідження можна зробити такі висновки:

1. Виконано аналіз і оцінку рівня забруднення атмосферного повітря в межах Одеської області за даними автоматизованих і режимних спостережень, оцінку ризику для здоров'я населення і скорочення тривалості життя людини в умовах забрудненого повітря. Розроблено програму оптимізації обробки даних громадського моніторингу забруднення атмосферного повітря.
2. Запропоновано оптимізований методичний підхід для нормування скидів забруднювальних речовин. Виконано оцінку якості вод окремих водних об'єктів Одеської і Миколаївської областей для різних видів водокористування.
3. Наведено методичний підхід щодо оцінки забруднення акваторії Одеської промислово-міської агломерації стійкими органічними забруднювальними речовинами.
4. Наведено оцінку впливу станцій біологічної очистки як одного з джерел надходження стійких органічних поллютантів.
5. Розглянуто вплив військових дій на стан продовольчої безпеки в Україні і світі.

6. Проаналізовано вплив бойових дій на екосистемні послуги прибережної зони Північно-Західного Причорномор'я.

Отримані результати є основою для розробки рекомендацій та природоохоронних заходів щодо зменшення рівня техногенного навантаження, систематизації інформації з метою створення тематичних карт та інших матеріалів про стан довкілля та його складових у регіонах Північно-Західного Причорномор'я.

З урахуванням суттєвого погіршення стану навколишнього середовища внаслідок військової діяльності на території України необхідним постає розробка і апробація методів оцінки через вплив бойових дій на складові довкілля з метою розробки заходів щодо їх відновлення.

ПЕРЕЛІК ПОСИЛАНЬ

1. Руководство по контролю загрязнения атмосферы. РД52.04.186-89. Москва: Госкомгидромет, 1991. 447 с.
2. «Про затвердження гігієнічних регламентів допустимого вмісту хімічних і біологічних речовин в атмосферному повітрі населених місць». Наказ МОЗ України. URL: https://ips.ligazakon.net/document/re34439?an=1&ed=2020_01_14 (дата звернення: 29.04.2021).
3. Цикало А.Л., Кузьміна В.А., Машков О.К. Методичні вказівки до практичних робіт з «Основ екологічної безпеки територій та акваторій». Одеса: ОГМІ, 2000. 23 с.
4. Кузьміна В.А. Екологічна безпека: Конспект лекцій. Одеса: ТЕС, 2012. 131 с.
5. Комплексна оцінка якості довкілля урбанізованих територій Одеської області та прилеглих регіонів. Звіт про НДР (№ ДР 0109U003245). Одеса: ОДЕКУ, 2011. 254 с.
6. Огляд стану забруднення навколишнього природного середовища на території України за даними спостережень гідрометеорологічних організацій у 2016 році. Київ: ЦГО ім. Б. Срезневського, 2017. 47 с.
7. Огляд стану забруднення навколишнього природного середовища на території України за даними спостережень гідрометеорологічних організацій у 2017 році. Київ: ЦГО ім. Б. Срезневського, 2018. 50 с.
8. Огляд стану забруднення навколишнього природного середовища на території України за даними спостережень гідрометеорологічних організацій у 2018 році. Київ: ЦГО ім. Б. Срезневського, 2019. 50 с.
9. Огляд стану забруднення навколишнього природного середовища на території України за даними спостережень гідрометеорологічних організацій у 2019 році. Київ: ЦГО ім. Б. Срезневського, 2020. 44 с.

10. Порядок здійснення державного моніторингу в галузі охорони атмосферного повітря. URL: <https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/827-2019-%D0%BF#Text> (дата звернення: 2.12.2020).
11. Про автоматизовану систему екологічного моніторингу атмосферного повітря у місті Бровари Київської області. URL: <https://ecolog-ua.com/news/pro-avtomatyzovanu-systemu-ekologichnogo-monitoryngu-atmosfernogo-povitrya-u-misti-brovary> (дата звернення: 27.05.2021).
12. Інформаційно-аналітичний огляд стану атмосферного повітря Дніпропетровської області. URL: <https://adm.dp.gov.ua/storage/app/uploads/public/5fa/e8b/2a9/5fae8b2a9a9ee492080056.pdf> (дата звернення: 27.05.2021).
13. Кампанія за чисте повітря в містах Східної України. URL: <https://arnika.org/ru/novaia-tehnologija-monitoringa-vozdukha-dlia-ukrainy> (дата звернення: 27.05.2021).
14. Качество атмосферного воздуха и здоровье. URL: [https://www.who.int/ru/news-room/fact-sheets/detail/ambient-\(outdoor\)-air-quality-and-health](https://www.who.int/ru/news-room/fact-sheets/detail/ambient-(outdoor)-air-quality-and-health) (дата звернення: 2.12.2020).
15. Чугай А.В., Лавров Т.В. Якість повітряного басейну м. Одеса за даними автоматизованих спостережень. *Науковий вісник ВАНО*. 2021. Вип. 2 (31). С. 72 – 74.
16. Екологічний паспорт. Одеська область. 2019 рік. Одеса, 2020. 201 с.
17. Чугай А.В., Юрасов С.М., Чернякова О.І., Грабко Н.В., Волков А.І. Збірник методичних вказівок до практичних робіт з дисципліни «Моніторинг довкілля». Одеса: ОДЕКУ, 2006. 139 с.
18. Стан навколишнього природного середовища Одеського регіону. URL: <http://ecology.odessa.gov.ua/montorng/> (дата звернення 22.11.2019).
19. Електронний ресурс: URL: <https://mistaua.com/> (дата звернення: 13.11.2021).
20. Вартанян И.А. Звук-слух-мозг. Серія «От молекул до организма». Ленинград: Наука, 1981. 176 с.

21. Пукало М., Наконечний А., Ідрісов К. Вплив шуму автомобільного транспорту на стан екології та методи зниження їх показників. *Матеріали I науково-практичної онлайн-конференції*. Львів, 2016. С. 32 – 38.
22. Night noise guide lines for Europe. Copenhagen: WHO Regional Office for Europe, 2009. Mode of access: URL: http://www.euro.who.int/_data/assets/pdf_file/0019/246322/E92845r.pdf (дата звернення:16.11.2020).
23. Методические рекомендации по расчету уровней шума транспортных потоков в условиях городской среды. Киев, 1981. 25 с.
24. Електронний ресурс: URL: <https://aws.amazon.com/ru/what-is/net/> (дата звернення: 15.10.2022).
25. Електронний ресурс: URL: <https://timeweb.com/community/articles/chto-takoe-csharp> (дата звернення: 15.10.2022).
26. Пилипенко Ю.В. Екологія малих водосховищ Степу України. Херсон: Олді-плюс, 2007. 265 с.
27. Поліщук В.В. Малі річки України та їх охорона. Київ: Т-во «Знання» УРСР, 1988.
28. Яцик А.В., Бишовець Л.В., Богатов Є.О. Малі річки України. Київ, 1991. 296 с.
29. Докучаев В.В. Наши степи прежде и теперь. Москва, 1936. 116 с.
30. Котов М. Ботанічно-географічний нарис долини р. Інгулець. *Труди с.-г. ботаніки*. 1927. Т. I. Вип. 3. С.1 – 61.
31. Офіс Водних ресурсів у Миколаївській області. *Офіційний сайт*. URL: <https://mk-vodres.davr.gov.ua/>
32. Наконечна Ю.О. Сучасна гідрологія та гідрографія. *Екологія Миколаївської області*. Миколаїв: НУК, 2020. С.51 – 67.
33. Водна стратегія України на період до 2025 року (наукові основи) / За ред. Ромащенко М.І. та ін. Київ, 2015. 46 с. URL: http://iwpim.com.ua/wp-content/uploads/2015/10/11_03_2015.pdf.

34. Wada Y., van Beek L.P.H., Viviroli D., Dürr H.H., Weingartner R., Bierkens M.F.P. Global monthly water stress: 2. Water demand and severity of water stress. *Water Resour.* 2011. Res. 47, W07518.
35. Резолюція 71/222 «Вода для сталого розвитку». Генеральна Ассамблея ООН-2015. URL: <https://documents-dds-ny.un.org/doc/UNDOC/GEN/N16/460/03/PDF/N1646003.pdf?>
36. ВОЗ. Краткий аналитический обзор. Водоснабжение, санитария, гигиена и здоровье. (Enkhtsetseg Shinee и Oliver Schmoll). Европейское Бюро ВОЗ. Copenhagen Ø, Denmark. 2021. 24 p. URL: https://www.euro.who.int/__data/assets/pdf_file/0011/495911/water-sanitation-hygiene-health-SDG-brief-rus.pdf.
37. Хімко Р.В., Ключенко П.Д., Виговська Т.В. та ін. Дослідження та моніторинг малих річок. Хмельницький: ТОВ «Тріада-М», 2005. 380 с.
38. Совгіра С.В., Гончаренко Г.Є, Гончаренко В.Г., Берчак В.С. Методика долідження екологічного стану басейнів малих річок. Умань: ВПЦ «Візаві», 2016. 288 с.
39. Пилипович О.В., Ковальчук І.П. Геоєкологія річково-басейнової території Верхнього Дністра. Львів-Київ: ЛНУ ім. Івана Франка. 2017. 284 с.
40. MapServer. Графічний сервер для програми ГІС 6, Map Draw 2 і Gis Web Client (Documentation Release 7.0.7). The MapServer Team 2018-07-27. URL: <https://download.osgeo.org/mapserver/docs/MapServer-70.pdf>.
41. QGIS Desktop – настільна ГІС для створення, редагування, візуалізації, аналізу і публікації геопросторової інформації. URL: <https://www.qgis.org/uk/site/about/features.html>.
42. Костів Л.Я. Фізична географія материків і океанів. Африка. Львів: ЛНУ імені Івана Франка, 2017. 184 с.
43. Вожегова Р.А. Вердиш М.В., Клубук В.В., Булаєнко Л.М. Етапи розвитку зрошення на Півдні України. *Зрошуване землеробство*. 2014. Вип. 62. С. 22 – 26.

44. История—«УКРВОДПРОЕКТ». URL: <http://www.uvp-kiev.com.ua/history.htm>.
45. Клименко М.О., Пилипенко Ю.В., Гроховська Ю.Р. та ін. Гідроекологія. Херсон: ОЛДІ-ПЛЮС, 2015. С. 308
46. Інструкція про порядок розробки та затвердження гранично допустимих скидів (ГДС) речовин у водні об'єкти із зворотними водами. Міністерство охорони навколишнього природного середовища. Наказ № 116 від 15.12.1994 р. URL: <https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/z0313-94#Text>.
47. Матеріали семінару «Основи природоохоронного законодавства України та Європейського співтовариства: водні ресурси». Київ: Державний інститут підвищення кваліфікації та перепідготовки кадрів Мінекобезпеки України, 1997.
48. РД 52.24.622-2001 «Методические указания. Проведение расчётов фонових концентрацій химических веществ в воде водотоков». Санкт-Петербург, 2001. 64 с. URL: <https://files.stroyinf.ru/Index2/1/4293748/4293748891.htm>.
49. ДСанПіН 2.2.4–400–10. Гігієнічні вимоги до води питної, призначеної для споживання людиною. Київ: МОЗ України, 2010. 46 с.
50. Вадзинский Р.Н. Статистические вычисления в среде Excel. Библиотека пользователя. Санкт-Петербург: Питер, 2016. 608 с.
51. Логнормальное распределение. Непрерывные распределения в EXCEL. URL: <https://excel2.ru/articles/lognormalnoe-raspredelenie-nepreryvnye-raspredeleniya-v-ms-excel>.
52. Логнормальное распределение. URL: https://ru.wikipedia.org/wiki/Логнормальное_распределение.
53. Національна доповідь про якість питної води та стан питного водопостачання в Україні у 2010 році / Міністерство регіонального розвитку, будівництва та житлово-комунального господарства України. Київ: 2011. 564 с.

54. Національна доповідь про якість питної води та стан питного водопостачання в Україні у 2015 році / Міністерство регіонального розвитку, будівництва та житлово-комунального господарства України. Київ: 2016. 351 с.
55. Національна доповідь про якість питної води та стан питного водопостачання в Україні у 2020 році / Міністерство регіонального розвитку, будівництва та житлово-комунального господарства України. Київ: 2021. 385 с.
56. Павленко В., Кельм Н., Набожняк О. На воді, але без води. Як півмільйонний Миколаїв живе без звичного водопостачання та намагається його відновити. URL: <https://texty.org.ua/articles/107273/navodi-ale-bez-vody-yak-pivmiljonnyj-mykolayiv-try-misyaci-zhyve-bez-zvychnoho-vodopostachannya/> (дата звернення: 4.11.2022)
57. Херсонская область полностью осталась без энерго-, водоснабжения и связи. URL: <https://ru.interfax.com.ua/news/general/854482.html> (дата звернення: 4.11.2022).
58. У Херсоні та кількох районах області з'явилися світло та водопостачання. URL: <https://www.rbc.ua/ukr/news/hersone-neskolkih-rayonah-oblasti-royavilis-1662313240.html> (дата звернення: 4.11.2022)
59. Методика екологічної оцінки якості поверхневих вод за відповідними категоріями / Романенко В.Д., Жукинський В.М., Окісюк О.П. та ін. Київ: СИМВОЛ-Т, 1998. 28 с.
60. Пелешенко В.І., Хільчевський В.К. Загальна гідрохімія. Київ: Либідь, 1997. 382 с.
61. Беспмятнов Г.П. Гранично допустимі концентрації хімічних речовин у навколишньому середовищі. Ленинград: Химия, 1987.
62. Полихлорированные бифенилы (ПХБ). Електронний ресурс: URL: <http://www.dioxin.ru/history/pcb.htm> (дата звернення: 18.04.2020).
63. Кириченко В.Е., Первова М.Г., Промышленникова Е.П., Пашкевич К.И. Идентификация изомерных полихлорированных бифенилов в

- техническом продукте «Совол». *Аналитика и контроль*. 2000. Т. 4, № 1. С. 41 – 44.
64. Деньга Ю.М., Олейнік Ю.В., М'яснікова О.В. Базова оцінка гідрохімічного режиму та характеристик забруднення морського середовища України небезпечними речовинами. Звіт про науково-дослідну роботу. Т. 5. Одеса: УкрНЦЕМ, 2018. 213 с.
65. Stockholm Convention on Persistent Organic Pollutants (POPs). 2020, The Secretariat of the Stockholm Convention: Geneva. p. 78.
66. Деньга Ю.М. та ін. Особливості забруднення деякими стійкими органічними поллютантами морського середовища північно-західної частини Чорного моря. *Вісник Харківського національного університету імені В. Н. Каразіна серія «Екологія»*. 2020. С. 8 – 20.
67. Михайленко В.І., Сафранов Т.А. Основні джерела неконтрольованого надходження поліхлорованих біфенілів у довкілля Одеської промислово-міської агломерації. *Екологічні науки*. 2022. Вип. 3 (42). С. 33 – 37.
68. Михайленко В.І., Сафранов Т.А. Аналіз обсягів та джерел утворення відходів, які містять стійкі органічні поллютанти, на території Одеської області. *Людина та довкілля. Проблеми неоекології*. 2021. Вип. 36. С. 83 – 95.
69. Mykhailenko V.I., Safranov T.A. Estimation of Input of Unintentionally Produced Persistent Organic Pollutants into the Air Basin of the Odessa Industrial-and-Urban Agglomeration. *Journal of Ecological Engineering*. 2021. № 22 (9). P. 21 – 31.
70. Стан і якість природного середовища прибережної зони Північно-Західного Причорномор'я: монографія / За ред. Сафранова Т.А., Чугай А.В. Харків: ФОП Панов А.М., 2017. 298 с.
71. UNEP. 2013. Toolkit for Identification and Quantification of Releases of Dioxins, Furans and Other Unintentional POPs. URL: <http://toolkit.pops.int/publish/downloads/unep-pops-toolkit-2012-en.pdf>.

72. Liberatori G. et al. Aryl hydrocarbon reporter gene bioassay for screening polyhalogenated dibenzo-p-dioxins/furans and dioxin-like polychlorinated biphenyls in hydrochar and sewage sludge. *Journal of Hazardous Materials*. 2022. № 428. P. 128256.
73. Klenov V. et al. The Aryl hydrocarbon receptor mediates reproductive toxicity of polychlorinated biphenyl congener 126 in rats. *Toxicol Appl Pharmacol*. 2021. № 426. P. 115639.
74. Kacprzak M. et al. Sewage sludge disposal strategies for sustainable development. *Environmental Research*. 2017. № 156. P. 39 – 46.
75. Milieu Ltd, WRc, Risk and Policy Analysts Ltd (RPA), 2010. Environmental, economic and social impacts of the use of sewage sludge on land. Final Report, Part III: Project Interim Reports. DG ENV.G.4./ETU/2008/0076r, Brussels, Belgium. URL: http://ec.europa.eu/environment/archives/waste/sludge/pdf/part_iii_report.pdf.
76. Tomczyk B. et al. Ecotoxicological assessment of sewage sludge-derived biochars-amended soil. *Environmental Pollution*. 2021. № 275. P. 116484.
77. Protano G. et al. How do properties and heavy metal levels change in soils fertilized with regulated doses of urban sewage sludge in the framework of a real agronomic treatment program? *Journal of Soils and Sediments*. 2020. № 20 (3). P. 1383 – 1394.
78. EMEP/EEA air pollutant emission inventory guidebook. Technical guidance to prepare national emission inventories. 2019. URL: <https://www.eea.europa.eu/publications/emep-eea-guidebook-2019>.
79. Михайленко В.І., Шаніна Т.П., Сафранов Т.А. Основні джерела ненавмисного утворення стійких органічних забруднюючих речовин (на прикладі міста Одеса). *Український гідрометеорологічний журнал*. 2018. № 21. С. 110 – 119.
80. Heinzl H., Mittlböck M., Edler L. On the translation of uncertainty from toxicokinetic to toxicodynamic models – The TCDD example. *Chemosphere*. 2007. № 67 (9). P. S365 – S374.

81. Webster T., Connett P. Estimating bioconcentration factors and half-lives in humans using physiologically based pharmacokinetic modelling: 2,3,7,8-TCDD. *Chemosphere*. 1991. № 23 (11). P. 1763 – 1768.
82. Olson K.R., Morton L.W. Long-Term Fate of Agent Orange and Dioxin TCDD Contaminated Soils and Sediments in Vietnam Hotspots 2019. *Open Journal of Soil Science*.
83. Михайленко В.І., Сафранов Т.А. Твір науково-практичного характеру "Удосконалена методика розрахунку ненавмисно утворених стійких органічних полютантів з врахуванням їх кумулятивноо ефекту. Патент № 109858. Український інститут інтелектуальної власності. 2021.
84. Регіональна доповідь про стан навколишнього природного середовища в Одеській області у 2017 році. Одесса, 2018. 270 с.
85. Регіональна доповідь про стан навколишнього природного середовища в Одеській області у 2016 році. Одесса, 2017. 216 с.
86. Регіональна доповідь про стан навколишнього природного середовища в Одеській області у 2015 році. Одесса, 2016. 178 с.
87. Регіональна доповідь про стан навколишнього природного середовища в Одеській області у 2014 році. Одесса, 2015. 250 с.
88. Регіональна доповідь про стан навколишнього природного середовища в Одеській області у 2013 році. Одесса, 2014. 261 с.
89. Регіональна доповідь про стан навколишнього природного середовища в Одеській області у 2012 році. Одесса, 2013. 267 с.
90. Регіональна доповідь про стан навколишнього природного середовища в Одеській області у 2011 році. Одесса, 2012. 249 с.
91. Регіональна доповідь про стан навколишнього природного середовища в Одеській області у 2010 році. Одесса, 2011. 252 с.
92. Mykhailenko V., Safranov T. Input of unintentionally produced persistent organic pollutants in water bodies with sewage waters of Odessa industrial-and-urban agglomeration. *Specialized and multidisciplinary scientific*

- researches ΛΟΓΟΣ: collection of scientific papers*. Amsterdam, December 2020. The Netherland. P. 7 – 9.
93. Food security: concepts and measurement. Edward Clay of the Overseas Development Institute, London, UK, for the FAO Expert Consultation on Trade and Food Security: Conceptualizing the Linkages. Rome. 11 – 12 July, 2002.
 94. Михасюк І., Мельник А., Крупка М., Залюга З. Державне регулювання економіки. Львів: ЛНУ ім. І. Франка, 2000. 592 с.
 95. Thomas A.-C., D’Hombres B., Casubolo C., Saisana M., Kayitakire F., The use of the Global Food Security Index to inform the situation in food insecure countries, EUR 28885 EN, JRC, Ispra, 2017.
 96. Willett W., Coauthors. Food in the Anthropocene: the EAT-Lancet Commission on healthy 42 diets from sustainable food systems. *Lancet (London, England)*. 2019.
 97. Гринишин В.Є. Моніторинг рівня продовольчої безпеки України. *Агросвіт*. 2019. № 23. С. 107–114.
 98. Прунцева Г.О. Методологічні засади оцінки системи продовольчої безпеки. *Економіка та держава*. 2020. № 6. С. 151 – 154.
 99. Закон України «Про державну підтримку сільського господарства України». *Відомості Верховної Ради України*. 2004. № 49. С. 527.
 100. Про затвердження Державної цільової програми розвитку українського села на період до 2015 року: Постанова Кабінету Міністрів України від 19 вересня 2007 р. №1158. <https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/327-2022-%D1%80#Text>
 101. Millennium Ecosystem Assessment. Ecosystems and Human Well-being: Synthesis. – Washington, DC: Island Press, 2005. 154 p.
 102. Василюк О., Ільмінська Л. Екосистемні послуги: огляд. Чернівці: Друк-Арт, 2020. 84 с.
 103. Maes J.A. Teller, M. Erhard et al. Mapping and Assessment of Ecosystems and their Services: An analytical framework for ecosystem condition.

- Luxembourg: Publications Office of the European Union, 2018. 78 p.
104. Maes J.A. Teller, M. Erhard et al. Mapping and Assessment of Ecosystems and their Services: An EU ecosystem assessment, EUR 30161 EN. Luxembourg: Publications Office of the European Union, 2020. 452 p.
105. Maes J.A. Teller, M. Erhard et al. Mapping and Assessment of Ecosystems and their Services: An analytical framework for ecosystem condition. Luxembourg: Publications Office of the European Union, 2018. 78 p.
106. Bloom or Bust? A Document of the UNEP FI Biodiversity & Ecosystem Services Work Stream (BESW). Geneva: UNEP FI, 2008. 39 p.
107. Costanza R., d'Arge R., De Groot R., Farber S., Grasso M., Hannon B., van den Belt M. The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature*. 1997. Vol. 387. P. 253 – 260.
108. Mace G.M., Norris K., Fitter A.H. Biodiversity and ecosystem services: a multilayered relationship. *Trends in Ecology & Evolution*. 2012. Vol. 27 (1). P. 19 – 26.
109. Усольцев В.А. Биоразнообразие в экосистемах: краткий обзор проблемы. *ÈKO-POTENCIAL*. 2019. № 1 (25).
110. Nicholson E., Collen B., Barausse A. et al. Making robust policy decisions using global biodiversity indicators. *PLoS ONE*. 2012. Vol. 7 (7). P. 41128.
111. Сафранов Т.А., Берлінський М.А., Юссеф ель Хадрі, Сліже М.О. Оцінка екосистемних послуг північно-західної частини Чорного моря: стан, проблеми та перспективи. *Вісник ХНУ ім. В.Н. Каразіна. Серія «Геологія. Географія. Екологія»*. 2022. Вип. 56. С. 255 – 263.
112. Бобылев С.Н., Захаров В.М. Экосистемные услуги и экономика. Москва: ООО «Типография ЛЕВКО», Институт устойчивого развития / Центр экологической политики России. 2009. 72 с.
113. Андрій Гаценко. Як війна в Чорному морі вплине на економіку України та сусідніх країн. URL: <https://economics.segodnya.ua/ua/economics/enews/kak-voyna-v-chernom-more-povliyaet-na-ekonomiku-ukrainy-i-sosednih-stran-1606134.html>

114. Сафранов Т.А., Берлінський М.А., Змієнко Д.М. Пластик твердих побутових відходів прибережної зони Північно-Західного Причорномор'я як складова морського сміття. *Вісник ХНУ ім. В.Н. Каразіна. Серія «Екологія»*. 2020. Вип. 23. С. 57 – 66.
115. Забруднення та стрес для тварин: як на стан Чорного моря впливає агресія РФ. URL: <https://suspilne.media/248393-zabrudnenna-ta-stres-dla-tvarin-ak-na-stan-cornogo-mora-vplivae-agresia-rf/> (дата звернення: 25.09.2022)
116. Війна і море: як бойові дії загрожують екосистемам Чорного та Азовського морів. URL: <https://ecoaction.org.ua/vijna-i-more.html> (дата звернення: 25.09.2022)