

МІНІСТЕРСТВО ОСВІТИ І НАУКИ УКРАЇНИ  
Дніпровський національний університет залізничного транспорту  
імені академіка В. Лазаряна

Кафедра Гідравліка та водопостачання

**ДИПЛОМНА РОБОТА**  
на здобуття кваліфікаційного ступеня «магістр»

Галузь знань 19 Архітектура та будівництво  
Спеціальність 192 Будівництво та цивільна інженерія  
Спеціалізація Водопостачання та водовідведення  
Тема Радіоактивне забруднення водоймища  
при надзвичайній ситуації на хвостосховищі

Керівник магістерської роботи  
Студент

доц. Гунько О.Ю.  
Проскурова Катерина Євгенівна

Дніпро  
2020 р.

**Зміст**

Анотація .....	3
Розділ 1 Аналіз стану поверхневих вод України. ....	5
Розділ 2 Аналіз аварійних ситуацій на гідротехнічних об'єктах .....	21
Розділ 3 Опис об'єкту дослідження .....	22
Розділ 4 Сучасні методи прогнозу якості поверхневих вод .....	26
Розділ 5 Математичні моделі забруднення поверхневих вод.....	41
Розділ 6 Результати розрахунків.....	52
ВИСНОВКИ.....	60
СПИСОК ВИКОРИСТАНОЇ ЛІТЕРАТУРИ: .....	61

## Анотація

Поблизу акваторії р.Дніпро розташована значна кількість хвостосховищ. В цих хвостосховищах знаходяться дуже забруднені стічні води. У випадку аварійних ситуацій на цих хвостосховищах можливе дуже інтенсивне забруднення акваторії річки. Тому важливою проблемою є створення математичних моделей за допомогою яких можливо прогнозувати динаміку забруднення акваторії при надзвичайних ситуаціях.

**Мета роботи** - розробка чисельної моделі для оцінки впливу аварійного скиду стічних вод забруднення акваторії річки.

**Об'єкт дослідження** – процес конвективно–дифузійного розповсюдження домішки у річці при скиді стічних вод

**Предмет дослідження** - забруднення акваторії річки.

**Методи дослідження** – математичне моделювання.

**Практичне значення** - розроблена математична модель прогнозу якості поверхневих вод при аварійному скиді стічних вод.

**Ключові слова** – забруднення річки, хвостосховище, математичне моделювання, скид стічних вод.

## Abstract

Near the Dnipro river is a significant number of tailings. These tailings contain highly polluted wastewater. In case of emergencies at these tailings, very intensive pollution of the river area is possible. Therefore, an important problem is the creation of mathematical models with which it is possible to predict the dynamics of water pollution in emergencies.

**The purpose of the work** is to develop a numerical model for assessing the impact of accidental discharge of wastewater pollution of the river.

**The object of study** - the process of convective-diffusion distribution of impurities in the river during the discharge of wastewater

**The subject of research** - pollution of the river.

**Research methods** - mathematical modeling.

**Practical significance** - the mathematical model of the forecast of quality of surface waters at emergency discharge of sewage is developed.

**Key words** - river pollution, tailings, mathematical modeling, wastewater discharge.

## **Розділ 1**

### **Аналіз стану поверхневих вод України.**

В Україні налічується 63 119 річок, у тому числі великих (площа водозбору більше 50 тис. км<sup>2</sup>) – 9, середніх (від 2 до 50 тис. км<sup>2</sup>) – 81 і малих (менше 2 тис. км<sup>2</sup>) – 63 029. Загальна довжина річок становить 206,4 тис. км, з них 90% припадає на малі річки.

Найбільшою рікою є Дніпро, що тече з півночі на південь і ділить територію України на Правобережну та Лівобережну частини. Потім іде Дністер, верхів'я, частина середньої течії та гирлова ділянка якого знаходяться в межах України, а середня і нижня частини – в Молдові.

Із 4011 річок, довжина яких перевищує 10км, більше двох третин (73,3%) відноситься до групи річок довжиною менше 25км; 23,4 % становлять річки довжиною від 26 до 100км і тільки 3,3 % річок мають довжину понад 100км.

По території України водні ресурси розподілені дуже нерівномірно і в недостатніх обсягах. Ураховуючи природно-кліматичні умови водозабезпечення таких регіонів, як Донбас, Харків, Кривбас, Херсон, Автономна Республіка Крим, проблема подачі води вирішується за рахунок міжбасейнового перерозподілу водних ресурсів.

На території держави для забезпечення потреб галузей економіки та населення водою формується лише 25% стоку, решта 75% надходить з Російської Федерації, Республіки Білорусь та Румунії.

#### **1.1. Забруднення поверхневих вод**

Проблема забезпечення належного екологічного стану водно-ресурсного потенціалу залишається актуальною для всіх регіонів України. Практично всі поверхневі і значна частина підземних водних ресурсів, особливо в районах розміщення потужних промислових і

сільськогосподарських комплексів, відчувають антропогенний вплив, що проявляється у забрудненні, виснаженні й деградації цих об'єктів.

Значним трансформаціям піддаються господарсько-освоєні водозбірні території, що істотно змінило характер формування стоку і водний режим багатьох водних об'єктів. Це позначилось насамперед у посиленні паводків, що найчастіше призводять до повеней, наслідки яких дуже важкі. Значні обсяги споживання води в економічній діяльності, зростання скидів забруднених вод у поверхневі водойми – основні чинники антропогенного навантаження на поверхневі водні ресурси.

За категоріями забруднення скинуто: недостатньо очищених – 3,85 млрд. м<sup>3</sup> (на 1,4 млрд. м<sup>3</sup> більше, ніж 2008 р.), нормативно-чистих без очистки – відповідно 3,5 млрд. м<sup>3</sup> (на 200 млн. м<sup>3</sup> більше), нормативно-очищених після очистки – 1,245 млрд. м<sup>3</sup> (на 6 млн. м<sup>3</sup> менше) .

Основним джерелом питного водопостачання в Україні є поверхневі та підземні прісні води. Централізоване питне водопостачання країни майже на 80 % забезпечується за рахунок поверхневих вод, які підлягають антропо-техногенному забрудненню, що з урахуванням неефективної роботи водопровідних очисних споруд (невідповідність технологічних схем водоочистки класу джерела, порушення технологічних режимів очищення води, незадовільний технічний стан розподільчої мережі, відсутність кваліфікованих експлуатаційних служб тощо) створює серйозну проблему отримання якісної питної води. Так, вода річки Дніпро, яка є основним джерелом питного водопостачання країни, за гідрохімічними показниками розподіляється за всіма класами якості – від чистої на окремих малочисельних ділянках (I клас) до надзвичайно брудної (VI клас).

Підземні води більш захищені від зовнішніх факторів, а тому зазвичай харак теризуються стабільним хімічним складом. Натомість, в окремих регіонах за рахунок природних чинників або антропогенного впливу ці води мають некондиційний склад переважно за такими показниками, як

жорсткість, загальна мінералізація, сульфати, сполуки заліза, марганцю, хлориди; рідше – сполуки фтору та групи азоту.

Низька якість вихідної води, особливо поверхневих водойм, потребує від підприємств питного водопостачання застосування таких технологічних схем і споруд, які б забезпечували адекватний рівень очищення природної води для можливості надання споживачам якісної питної води.

Сьогодні централізованим питним водопостачанням забезпечено понад 70 % населення України. До джерел централізованого водопостачання залучено поверхневі та підземні води. Якість перших постійно погіршується внаслідок безпосереднього скидання у водойми господарсько-побутових або промислових стічних вод, близько 40 % яких у країні не очищується чи не відповідає санітарним вимогам.

Натомість протягом останніх восьми років простежується тенденція до зниження частки скидання у водойми забруднених господарсько-побутових стічних вод з 39 до 34 %, а промислових – з 42 до 39 %.

Як відомо, якість питної води централізованих систем водопостачання залежить від якості вихідної води водозаборів, ефективності застосовуваних технологій її підготовки, методів кондиціювання артезіанської води, а також стану водопровідних мереж і регулярності їх експлуатації.

Основною причиною відхилення стану водопроводів від санітарних норм і правил протягом 2000–2009 рр. була відсутність водоохоронних зон (76–69 %), а також необхідного комплексу очисних споруд (13–18 %) та знезаражувальних установок (16–22 %), (рис. 1.1).

Надходячи у водойми, недостатньо очищені або неочищені стічні води забруднюють їх завислими частками, органічними речовинами, патогенними й умовно патогенними бактеріями, вірусами, цистами найпростіших, яйцями гельмінтів. З промисловими стічними водами у водойми потрапляє значна кількість токсичних хімічних речовин.

За станом на 2009 р. у поверхневі водойми поступило 441 млн. м<sup>3</sup> господарсько-побутових та 312 млн. м<sup>3</sup> промислових стічних вод без очистки або з очисткою, що не відповідає санітарним вимогам. Таку кількість випустило відповідно 1304 та 805 об'єктів.

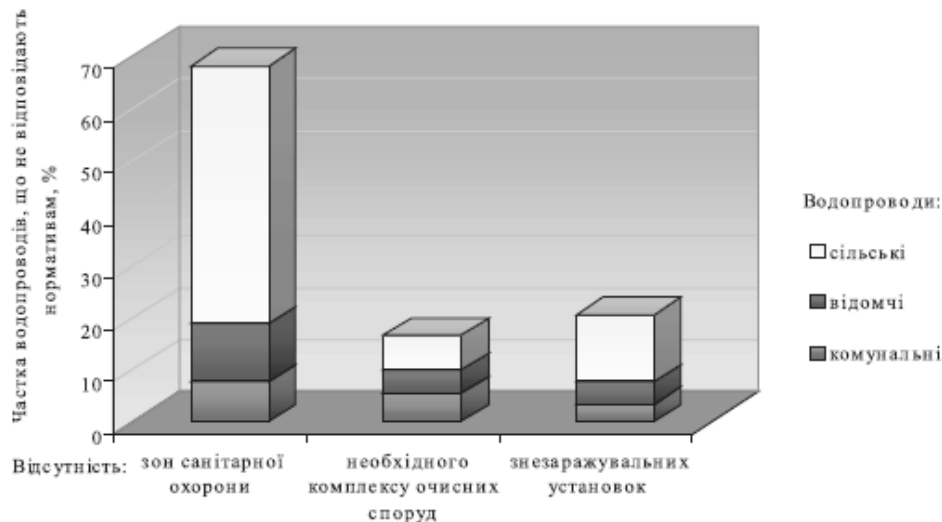


Рисунок 1.1.1 Причини відповідності стану централізованого водопостачання гігієнічним нормативам 2009 р.

Основна кількість об'єктів, що має випуски господарсько- побутових та промислових стічних вод без відповідної очистки, розташовується в Донецькій (відповідно 63 та 111), Луганській (60 і 36), Тернопільській (відповідно 44 і 22) і Дніпропетровській областях (10 і 47) .

## 1.2. Основні забруднювачі водних об'єктів (за галузями економіки)

Практично всі поверхневі джерела водопостачання України 2009 р., як і взагалі впродовж останніх десяти років, інтенсивно забруднювались.

Через низьку якість очищення стічних вод надходження забруднених стоків у поверхневі водойми не зменшується, хоча використання води порівняно з початком 90- х років зменшилося більше ніж у два рази.

Усього 2009 року в поверхневій воді об'єкти скинуто 8 579 млн.м<sup>3</sup>, що порівняно з 2008 роком на 95 млн.м<sup>3</sup> більше. Найбільші забруднювачі – це промислові підприємства – 2332 млн.м<sup>3</sup> (в основному енергетики, чорної металургії та вугільної промисловості міст Запоріжжя і Дніпропетровськ, Донецької області) та об'єкти житлово- комунального господарства – 1459 млн.м<sup>3</sup> (переважно підприємства міст Київ, Дніпропетровськ, Львів, Одеса, Кривий Ріг, Запоріжжя та Севастополь). Динаміка скиду стічних вод у поверхневій воді об'єкти по основних галузях економіки України за останні роки відображена в табл. 1.2.1.

Треба відмітити, що якість зворотних (стічних) вод значною мірою не відповідає встановленим нормативам ГДС, у багатьох областях спостерігається неякісна робота очисних споруд, а подекуди вони зовсім не працюють. Це погіршує якісний стан водних ресурсів.

Таблиця 1.2.1 «Динаміка скиду стічних вод у поверхневій воді об'єкти по основних галузях економіки України, 2001- 2007 рр., млн.м<sup>3</sup>»

Динаміка скиду стічних вод у поверхневій воді об'єкти по основних галузях економіки України, 2001 – 2007 рр., млн.м<sup>3</sup>

Галузь	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007
Промисловість, усього	6024	5708	5205	4914	4858	4817	5082
У т. ч.: забруднених	1776	1759	1677	1703	1731	2259	2332
без очистки	578	622	565	544	671	1248	2485
Сільське господарство, всього	976	1012	948	927	2734	1007	1000
У т. ч.: забруднених	56	44	70	54	58	48	54
без очистки	55	43	69	52	56	46	49
Житлово-комунальне господарство, всього	3096	3085	2906	2821	2718	2619	2458
У т. ч.: забруднених	1164	1109	1195	1562	1646	1575	1459
без очистки	111	115	168	157	163	130	133
Загалом по Україні	10136	9613	9028	8697	8554	8484	8579

Найбільше забруднених вод скинуто водокористувачами Дніпропетровської – 611,4 млн.м<sup>3</sup>, Донецької – 1438, Луганської – 203,5, Запорізької – 482,3, Львівської – 188,5, Одеської – 191,2 областей та м. Києва – 366,2 млн.м<sup>3</sup>.

Наводимо інформацію про кількість забруднюючих речовин, що скинуто разом із стічними водами галузями економіки у 2007 році у табл. 1.2.2

Таблиця 1.2.2. «Кількість забруднюючих речовин, скинутих у водні об'єкти, по галузях економіки 2007 р.»

Кількість забруднюючих речовин, скинутих у водні об'єкти, по галузях економіки 2007 р.

Показник	Галузь						
	Всього	Житлово-комунальна	Чорна металургія	Вугільна	Електроенергетика	Хімічна та нафтохімічна	Сільське господарство
БСК повний, тис.тон	49,15	41,54	1,550	2,255	0,352	1,448	0,220
Нафтопродукти, тони	607,8	414,8	123,2	24,12	8,848	15,82	0,315
Завислі речовини, тис.тон	64,76	42,03	6,560	10,64	0,690	1,683	0,686
Сухий залишок, тис.тон	3271	1499	632,9	872,0	47,15	103,1	7,532
Сульфати, тис.тон	1020	315,3	210,6	340,8	23,40	99,3	2,639
Хлориди, тис.тон	1130	291,4	113,2	118,7	148,4	436,8	1,395
Фосфор загальний, тис.тон	0,702	0,646	-	-	-	-	-
Азот амонійний, тис.тон	12,21	9,98	0,514	1,030	0,071	0,270	0,032
Феноли, тони	2,370	1,352	0,095	0,233	0,005	0,644	-
Нітрати, тис.тон	62,92	50,68	3,383	1,982	0,376	4,493	0,049
СПАР, тони	286,8	254,0	3,481	2,651	2,580	15,00	0,121
Залізо, тони	1166	516,7	322,7	249,0	8,670	31,44	3,204
Мідь, тони	28,12	11,54	9,22	1,407	4,658	0,965	-
Цинк, тони	29,86	10,73	11,44	4,905	0,101	1,996	-
Нікель, тони	22,78	14,92	2,496	3,429	1,588	0,156	-
Хром 6+, тони	3,801	2,080	0,253	1,115	0,006	0,172	-
Магній, тони	2401	151,1	831,4	1138	217,2	19,99	4,302
Марганець, тони	87,91	0,982	26,66	58,35	-	1,691	-
Нітриди, тис.тон	2,599	2,193	0,168	0,035	0,014	0,067	0,004
Ціаніди, тони	0,066	0,031	0,035	-	-	-	-

### 1.3. Транскордонне забруднення поверхневих вод

Держводгосп забезпечує державний моніторинг якості поверхневих вод у частині проведення радіологічних і гідрохімічних спостережень на водогоспо - дарських системах комплексного призначення, у тому числі в прикордонних зонах.

Пункти спостережень у басейні Дніпра розташовані на кордоні з Російською Федерацією та Республікою Білорусь; у басейні Сіверського Донця – з Російською Федерацією; у басейнах Дунаю, Західного Бугу, Дністра – з Республікою Молдова, Польщею, Румунією, Словаччиною, Угорщиною. З території Республіки Білорусь в Україну з водами р.Прип'ять

– правої притоки р.Дніпро – надходить основна маса забруднень, які носять переважно природний характер. Забруднюючі речовини здебільшого органічні сполуки, залізо (рис.1.3.1) та інші біогенні елементи, впливають на гідрохімічний стан води як Київського, так і верхньої частини Канівського водосховищ (де розташовано питний водозабір м.Києва) .

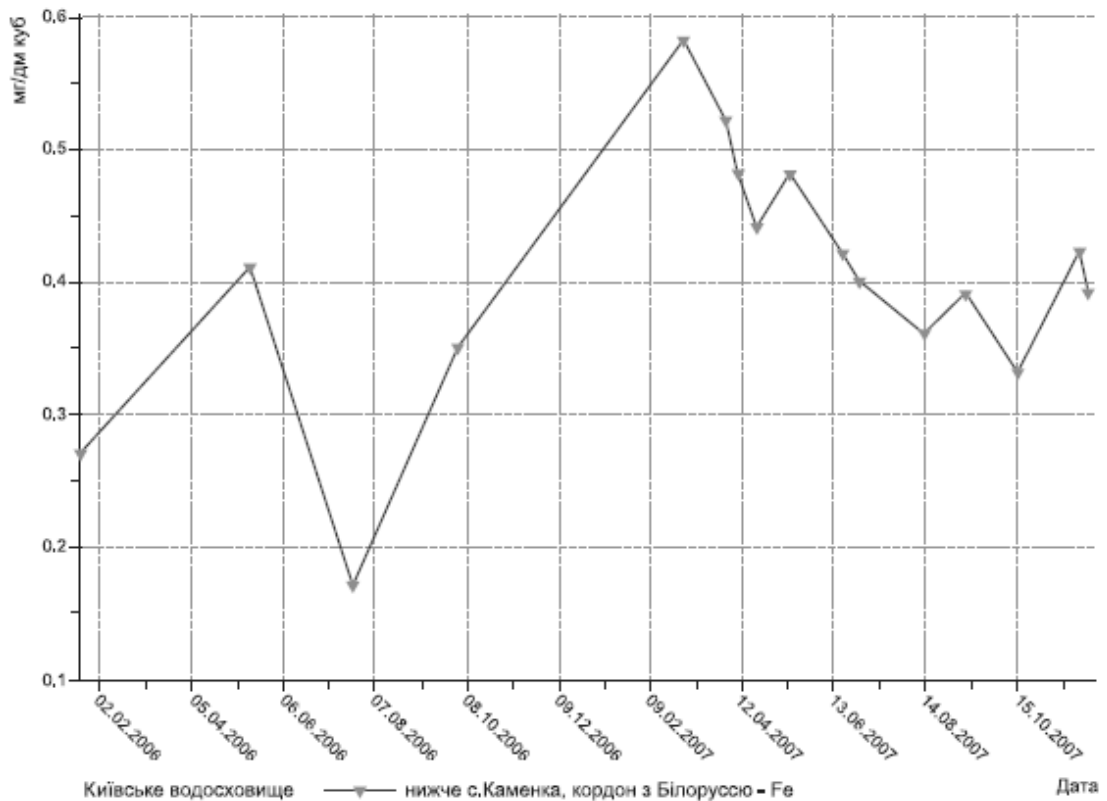


Рисунок 1.3.1 Динаміка змін вмісту заліза загального в Київському водосховищі (с.Кам'янка, кордон з Білоруссю), 2008 – 2009 рр., ГДК – 0,3 мг/дм<sup>3</sup>

На ріці Десна, яка дає близько 20 % стоку Дніпра, у верхній течії розташовані прикордонні з Російською Федерацією створи спостережень. Протягом останніх років гідрохімічний стан води в них залишається задовільним, майже на одному рівні з незначним коливанням показників. Для

деснянської води характер- ні нижчий, ніж у дніпровській воді, показник ХСК і вищий – показник БСК.

У басейні р.Сіверський Донець комітет забезпечує контроль якості води у 14 транскордонних створах з Російською Федерацією.

Аналіз даних спостережень останніх років у верхніх за течією пунктах відбору проб показав, що відбувається збільшення середньорічних показників вмісту фосфатів у транскордонних створах з Російською Федерацією. Значний антропогенний вплив на водні об'єкти басейну в середній частині басейну р.Сіверський Донець створює промисловий комплекс.

Скиди майже 600 промислових підприємств та шахт Донецької, Луганської і Харківської областей збільшують вміст органічних сполук, мінеральних солей та важких металів в останньому перед кордоном з Російською Федерацією українському створі в с.Поповка (Луганська область) до значень, що дають загальну мінералізацію до 1 200 мг/л. Для порівняння: в транскордонному створі з Російською Федерацією, с.Огурцово, середньорічні значення мінералізації наближається до 500 мг/л. Протягом останніх років така тенденція зберігається.

У 2009 році якість води р.Оскіл у створі біля с.Тополі (на кордоні з Російською Федерацією) не відповідала вимогам рибо господарських нормативів по наступних показниках: хрому(6+), міді, нафтопродуктах, нікелю. Порівняно з минулим роком підви щився солевміст та загальна жорсткість води (рис.1.3.2). Клас якості води залишився третім – “помірно забруднена” .

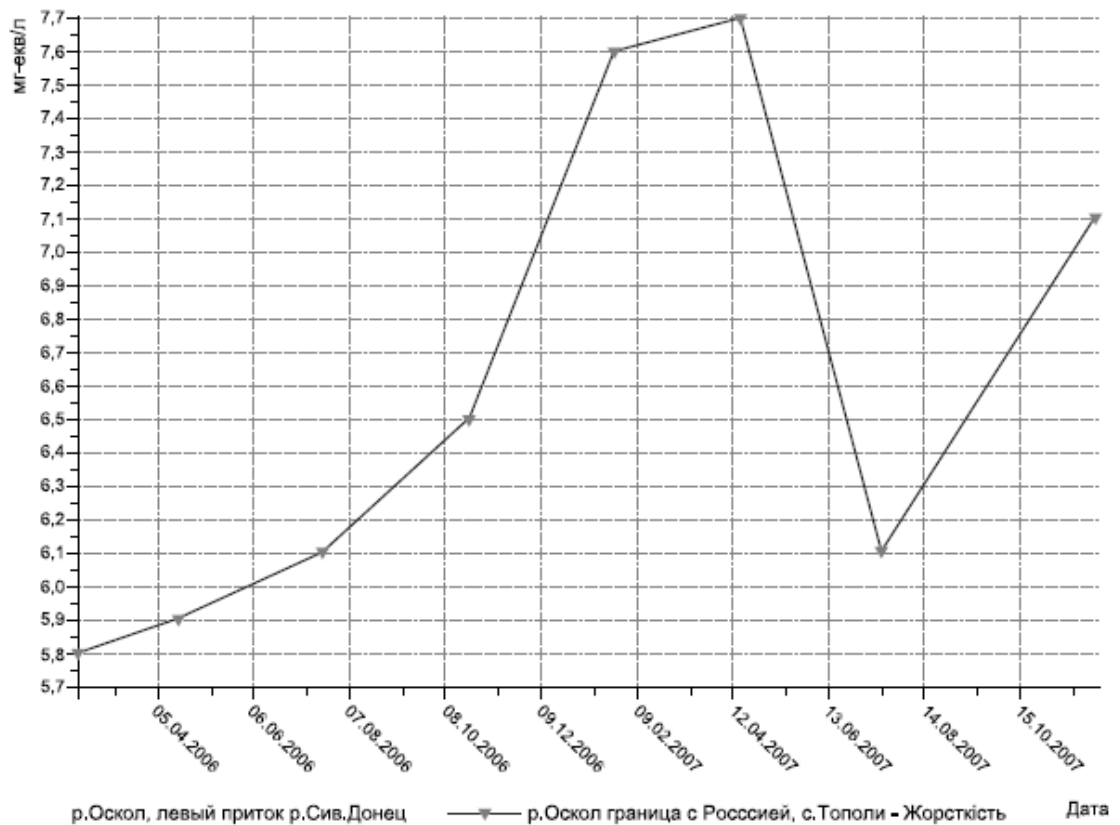


Рисунок 1.3.2 Динаміка змін жорсткості води в р. Сіверський донець (с. Тополи на кордоні з Російською Федерацією), 2008-2009 рр, ГДК – 7 ммоль/дм<sup>3</sup>

У створі р.Харків по кордоні з Росією середньорічні концентрації не відповідають рибогосподарським нормативам за показниками: БСК5, хрому б+, міді, кобальту, нікелю, нафтопродуктів. Якість води відповідає також третьому класу .

Середня жорсткість та мінералізація у транскордонному створі р.Сіверський Донець, с.Поповка (кордон Луганської і Ростовської областей) коливалась на рівні 2006 року, з перевищенням ГДК в 1,5 і 1,2 раза відповідно. Клас якості води у створі залишився на рівні минулого року – четвертим, тобто “забруднена” (рис. 1.3.3.)

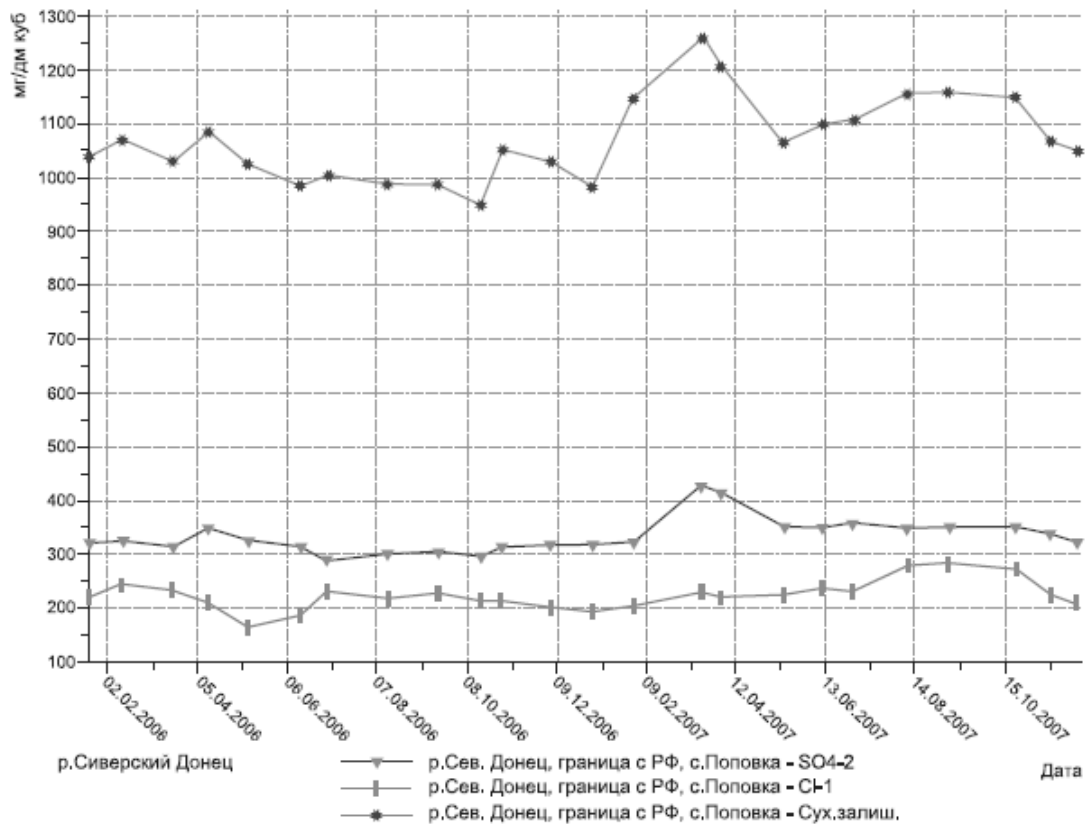


Рисунок 1.3.3 Вміст солей у воді р.Сіверський Донець, с.Поповка кордон з Росією, ГДК – 500: 1000 і 350 мг/дм<sup>3</sup>

З метою забезпечення обміну даними про екологічний стан водних ресурсів р.Сіверський Донець та створення інформаційної системи для управління транскордонними водними ресурсами, протягом 20 років застосовується міждержавна система обміну даними про якісний та кількісний стан водних ресурсів у басейнах р.Сіверський Донець та річок Приазов'я.

Починаючи з 2006 року в Сіверсько-Донецькому БУВР і Донському БВУ програма працює в оновленому форматі.

У басейні р.Дунай стан поверхневих вод контролюється в 11 створах на кордоні з Румунією, Угорщиною, Словаччиною та Республікою Молдова.

У р.Тиса біля смт Вилोक (кордон з Угорщиною) у 2009 році тенденцій щодо погіршення якості води не спостерігалось. Вміст специфічних речовин не перевищував фонові показники. Нафто продукти, феноли не виявлені.

Також істотно не змінилася порівняно з відповідним періодом минулого року якість води р.Тиса у транскордонному з Угорщиною створі (м.Чоп). Це стосується і р.Сірет (Дунайський) у контрольному створі с.Черепківці на державному кордоні з Румунією: якість води не змінилася та відповідає встановленим нормам.

У басейні р.Західний Буг розташовано дев'ять транскордонних створів: з Польщею – вісім, Республікою Білорусь – один.

Аналіз проведених гідрохімічних спостережень за якісним станом води р.Західний Буг показав, що протягом 2009 року найбільші значення та перевищення показників ГДК зафіксовані у створах Львівської області. Причиною цього є забруднення річки у верхній течії внаслідок скиду недостатньо очищених зворотних вод з підприємств Львівської області .

Починаючи зі створів с.Литовеж (Волинська область) та с.Устилуг (Волинська область, кордон з Республікою Польща) до замикаючого створу с.Забужжя ситуація стабілізується, відбувається зниження концентрації забруднюючих речовин у воді, а по деяких речовинах якісні показники досягають значень ГДК. У замикаючому створі с.Забужжя зафіксовані незначні перевищення вмісту амонію сольового, БСК5 та марганцю.

У 2009 році фактів екстремально високого рівня забруднення води в р.Західний Буг не зафіксовано. Покращився санітарний стан р. Вишня – правої притоки р.Сан, зокрема по вмісту органічних сполук, азоту амонійного, мінеральних солей.

У басейні р.Дністер якісний стан поверхневих вод контролюється у шести створах. Особливістю басейну Дністра є те, що майже одна четверта його частина розміщена на території Молдови.

Протягом останніх років після проходження річки територією Молдови зростають значення завислих речовин, ХСК, БСК та вмісту фосфатів, нітритів і знижується вміст розчиненого кисню.

Більшість річкових систем України належать до транскордонних водних об'єктів. Дотримання принципів міжнародного права з охорони довкілля і ресурсів транскордонних водних об'єктів може бути досягнуто виключно на принципах взаємної економічної відповідальності сторін за збитки, заподіяні в результаті забруднення водних об'єктів. Реалізація механізму взаєморозрахунків між державами за еколого-економічні збитки, що виникають у результаті наднормативних забруднень водних ресурсів, могла б стати гарантією зміцнення екологічної і соціально-економічної безпеки в регіонах, а також стимулюючим чинником, розвитку водоохоронної діяльності і співробітництва між країнами, розташованими у спільних МРБ.

Створення умов для ефективного функціонування економічного механізму регулювання міжнародних відносин при використанні спільних річкових басейнів передбачає :

а) встановлення видів забруднюючих речовин, які переносяться через державні кордони у кількості, що перевищує допустимі норми, діючі в країні реципієнті, або закріпленні міжнародними угодами;

б) визначення гранично допустимої маси забруднюючих речовин, що призводить до порушення екологічних стандартів країни-реципієнта, або закріпленні міжнародними угодами;

в) встановлення розміру грошової компенсації за екологічні порушення, відповідно до Порядку визначення і стягнення платежів за забруднення водних ресурсів, який діє у державі стосовно суб'єктів, що підпадають під її юрисдикцію;

г) відшкодування збитків у порядку і в терміни, що встановлюються міжнародними угодами;

д) застосування права звернення до міжнародних судових органів у разі порушення взаємних зобов'язань.

Інформаційною основою для визначення допустимого рівня антропогенних навантажень на якісну складову природних вод є:

- кількісні і якісні характеристики водних ресурсів транскордонних річок у створах перетинання державних кордонів;
- національні або міжнародні стандарти якості природних вод;
- обсяги хімічних речовин, що призводять до наднормативного рівня забруднення води в транскордонних річках;
- національні вимоги і правила регулювання шкідливих впливів на якість природних вод.

Реалізація зазначених заходів сприятиме створенню умов для вирішення спільних регіональних та міжрегіональних проблем економічного, екологічного, соціального розвитку територій, допоможе подолати наслідки екологічних та техногенних катастроф, комплексно розвиватиме транскордонне співробітництво.

#### **1.4. Радіаційний стан поверхневих вод**

У 2009 році, як і протягом останніх років, радіологічний стан поверхневих вод України не зазнав суттєвих змін. Вміст радіонуклідів у поверхневих водах був стабільний і нижчий від встановлених нормативів.

У басейні р. Дніпро цей показник також був стабільним без значних відхилень від значень, зафіксованих у попередньому році, і залежав значною мірою від інтенсивності паводкових процесів та подальшої водності водотоків.

По 111 створах у басейні річки Дніпро вміст контрольованих радіонуклідів (стронцій-90 та цезій-137) у зонах впливу Рівненської,

Хмельницької, Запорізької і Чорнобильської АЕС наближався до середніх показників останніх трьох років. Промислові стічні води АЕС містять дещо більше цезію ніж, стронцію (рис. 1.4.1). Інформації про надзвичайні ситуації на водних об'єктах в зоні впливу АЕС протягом звітнього періоду не надходило

Дещо вищий вміст цезію зафіксовано влітку у водах річок північної частини

басейну. Під час літньої межени (на відміну від паводкових процесів, коли радіонуклідів надходить у ріки більше внаслідок поверхневого змиву з забруднених територій) вступають в дію процеси інфільтрації. Цезій вимивається із ґрунтових торфово- болотистих басейнів цих річок у їх руслову частину. Загальний середньорічний показник вмісту його у водах річок та водосховищ контрольованої території становить  $0,001 - 0,018$  Бк/дм<sup>3</sup> (при нормі  $2$  Бк/дм<sup>3</sup>).

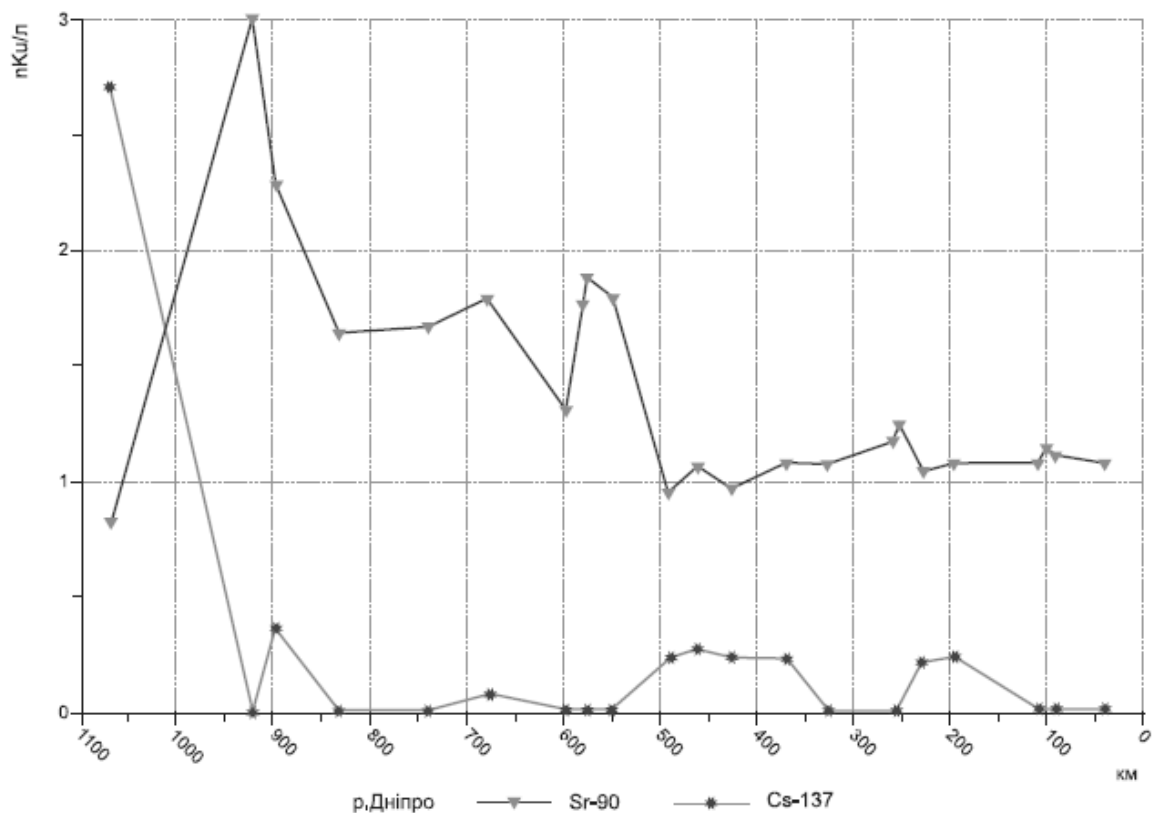


Рисунок 1.4.1. Динаміка вмісту радіонуклідів уздовж русла р. Дніпро, 2007 р.,

ДР – 54 Пкi /дм<sup>3</sup>

Загальний середньорічний показник вмісту стронцію-90 у водах річок та водо сховищ контрольованої території басейну Дніпра становить від 0,007 до 0,200 Бк/дм<sup>3</sup> і не зазнає суттєвих змін.

Найвища (за межами 30- км зони ЧАЕС) радіоактивність води по стронцію- 90 та цезію-137 залишається, як і в попередні роки, у Київському водосховищі.

Радіологічний контроль у створах транс кордонних річок здійснювався в рамках між народних програм на річках Десна, Снов, Судость, Ірпа, Клевень, Сейм, Псел, Ворскла та нових створах на Цата і Ревна. Вміст радіонуклідів цезію та стронцію у водах рік на всіх прикордонних створах 2009 року, як і протягом 2000–2006 років, був значно нижчий нормативів.

У басейні Сіверського Донця та річок Приазов'я рівень вмісту стронцію – 90 та цезію – 137 порівняно з минулим роком майже не змінився і становив 0,025 та 0,022 Бк/дм<sup>3</sup>, відповідно.

Разом з дослідженнями вод поверхневих водойм визначався вміст радіонуклідів стронцію- 90 та цезію-137 у донних відкладеннях водосховищ.

Згідно з даними проведених аналізів, спостерігається поступове зниження вмісту цезію-137 у донних відкладеннях водосховищ порівняно з минулим роком.

Вміст радіонуклідів стронцію- 90 та цезію-137 у воді р. Сіверський Донець не пере вищував норми.

Рівень радіоактивного забруднення по верхневих вод басейну річки Південний Буг радіонуклідами цезію-137 та стронцію-90 на території Хмельницької та Вінницької об ластей вищий, ніж на території Миколаївської області, що обумовлено природним фоном. Дані радіологічного моніторингу поверхневих вод басейну річки свідчать про те, що їх вміст значно нижчий допустимих рівнів.

Вміст радіонуклідів у поверхневих водах басейну р.Західний Буг протягом 2007 року був значно нижчим допустимих рівнів.

Середньорічні значення цезію – 137 у воді р.Дністер не перевищували норм і коливались у межах 0,074–1,19 пКі/дм<sup>3</sup>.

У Закарпатській області радіаційний моніторинг проводився у чотирьох створах спостережень і значення радіаційного показника було, як і в попередні роки, нижче допустимого рівня.

Таким чином практично всі поверхневі і значна частина підземних водних ресурсів, особливо в районах розміщення потужних промислових і сільськогосподарських комплексів, відчувають антропогенний вплив, що проявляється у забрудненні, виснаженні й деградації цих об'єктів.

Значним трансформаціям піддаються господарсько-освоєні водозбірні території, що істотно змінило характер формування стоку і водний режим багатьох водних об'єктів. Це позначилось насамперед у посиленні паводків, що найчастіше призводять до повеней, наслідки яких дуже важкі. Значні обсяги споживання води в економічній діяльності, зростання скидів забруднених вод у поверхневі водойми – основні чинники антропогенного навантаження на поверхневі водні ресурси.

За категоріями забруднення скинуто: недостатньо очищених – 3,85 млрд. м<sup>3</sup> (на 1,4 млрд. м<sup>3</sup> більше, ніж 2008 р.), нормативно-чистих без очистки – відповідно 3,5 млрд. м<sup>3</sup> (на 200 млн. м<sup>3</sup> більше), нормативно-очищених після очистки – 1,245 млрд. м<sup>3</sup> (на 6 млн. м<sup>3</sup> менше).

Основним джерелом питного водопостачання в Україні є поверхневі та підземні прісні води. Низька якість вихідної води, особливо поверхневих водойм, потребує від підприємств питного водопостачання застосування таких технологічних схем і споруд, які б забезпечували адекватний рівень очищення природної води для можливості надання споживачам якісної питної води.

## **Розділ 2 Аналіз аварійних ситуацій на гідротехнічних об'єктах**

Аналіз літературних джерел показав, що забруднення поверхневих вод може бути:

1. хімічне
2. радіоактивне
3. бактеріологічне
4. теплове
5. механічне

Забруднені речовини можуть надходити в поверхневі води у випадку органічних скидань (наприклад, скидання стічних вод від промислових об'єктів), надходження за рахунок природних факторів (вимивання забрудника з атмосфери опадами), аварійні скидання при надзвичайних ситуаціях. Причинами надзвичайних ситуацій можуть бути:

1. помилки при проектуванні об'єкта
2. помилки гідрогеологічних вишукувань, проведених для об'єкта
3. помилки в експлуатації
4. природні катаклізми (землетруси, рясні опади і т.п.)
5. теракти
6. руйнування унаслідок військово-бойових дій

У випадку аварійних ситуацій на гідротехнічних об'єктах у поверхневі води може потрапити велика кількість забруднюючих речовин. Надходження цих речовин може відбуватися в плинні досить тривалого строку оскільки не завжди вдається швидко ліквідувати причини надходження забруднювача у водойму.

### Розділ 3 Опис об'єкту дослідження

У роботі розглядається ситуація забруднення р. Дніпро у випадку аварії на відстійнику, який розташовано на острові Корчуватий.

На рис.3.1 показано розташування о.Корчуватий в акваторії р.Дніпро

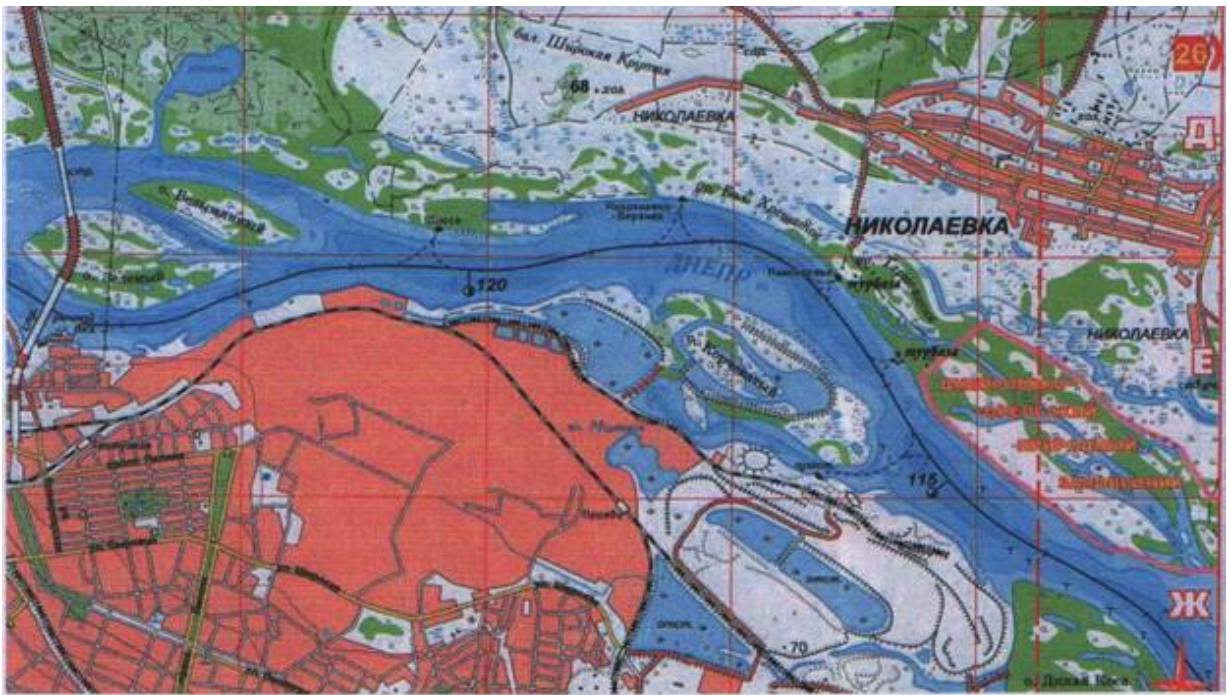


Рисунок 3.1- Схема розташування острова

Наведемо основну інформацію відносно водного об'єкту.

Був проведений аналіз радіаційного стану поверхневих вод в акваторії р.Дніпро на ділянці Дніпропетровськ-Дніпродзержинськ.

Для аналізу використовувались дані, надані Дніпропетровським облводгоспом . Лабораторія Дніпропетровського облводгоспу виконувала такі радіологічні дослідження:

- радіохімічне визначення стронцію-90;

- радіохімічне визначення цезію-137;
- радіохімічне визначення сумарної  $\beta$ -активності.

Таблиця 3.1 «Середньорічні дані вмісту стронцію-90 (в пКі/дм<sup>3</sup>) по пунктах спостереження р.Дніпро за 2005-2006рр.»

№ п/п	Пункти спостереження	Роки спостереження	
		2005	2006
Дніпродзержинське водосховище			
1	к-л Дніпро-Донбас, ГВС	1,1	1,2
2	с. Аули, пит. в/з	1,2	1,3
Дніпровське водосховище			
3	с. Н. Кайдаки, пит. в/з м. Дніпропетровська	1,2	1,2
4	с. Вороново, пит. в/з Дніпро-Західний Донбас	0,9	1,5
Каховське водосховище			
5	м.Нікополь, пит. в/з	1,1	1,2
6	С.Мар'янське, к-л Дніпро- Кривий Ріг	0,9	1,4

У воді р. Дніпро від створу ГВС каналу Дніпро-Донбас (Дніпродзержинське водосховище) до створу гирло каналу Дніпро-Кривий Ріг с. Мар'янське (Каховське водосховище) міст стронцію-90 знаходився на протязі року у межах 0,4-1,8 пКі/дм<sup>3</sup>, а середньорічний вміст по створах р.Дніпро – 0,9- 1,2 пКі/дм<sup>3</sup>, що майже вдвічі вище ніж у минулому році.

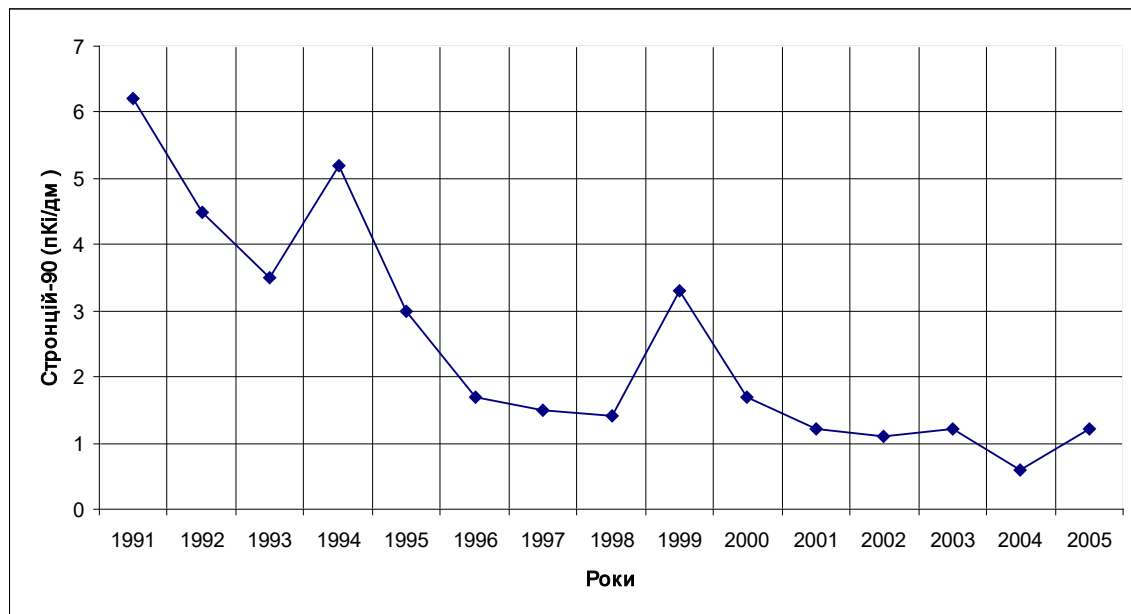


Рисунок 3.2. Діаграма «Середньорічні дані за вмістом стронцію-90 в р. Дніпро за 15 років (1991-2005рр.)»

На підставі отриманих спостережень слід визначити, що у каскаді дніпровських водосховищ за останні роки відбувається зменшення концентрації радіонуклідів стронцію-90 та цезію-137. Так, за 15 років у 5,2 рази (в 1991 р. – 6,2 пКі/дм<sup>3</sup>, в 2005 р. – 1,2 пКі/дм<sup>3</sup>). Звертає увагу збільшення вмісту стронцію-90 у воді р.Дніпро у 1994р. і 1999 р., та деяке зменшення у 2004 році (0,6 пКі/дм<sup>3</sup>). Насамперед, це пов'язано з впливом транзитних вод вище розташованих водосховищ Дніпровського каскаду.

Важливими природними факторами самоочищення водних мас є: адсорбція радіонуклідів на твердих завислих частках и їх осадження у донні відклади, розбавлення забруднених вод більш чистими водами приток, перерозділ радіонуклідів між компонентами водної екосистеми, процеси природного розпаду. Особливо чітко простежується наприкладі цезію-137, надходження якого до води дніпровського каскаду з забруднених територій зони відчуження практично повністю компенсується за рахунок його акумуляції в донних відкладах водосховищ та природного розпаду.

Наявність цезію-137 у водних об'єктах басейну р. Дніпро на протязі 2005 р. коливалась в межах 0,1-0,3 пКі/дм<sup>3</sup>, тобто значно нижче від встановлених допустимих значень ( «Допустимі рівні вмісту радіонуклідів <sup>137</sup>Cs та <sup>90</sup>Sr у продуктах харчування та питній воді (ДР-97)»), але декілька вище ніж у 2004 р. (0,1-0,2 пКі/дм<sup>3</sup>).

На о. Корчуватий знаходиться два відстійника куди скидаються стічні води ВАТ «Дніпровський металургійний комбінат»

У випадку аварії на даному відстійнику в акваторію р.Дніпро може надійти велика кількість забруднюючих речовин унаслідок великого об'єму відстійника.

## Розділ 4 Сучасні методи прогнозу якості поверхневих вод

Завданням даної роботи є прогнозування забруднення акваторії р. Дніпро у випадку аварійної ситуації на відстійнику, який розташовано на о. Корчуватий.

Надзвичайна ситуація може привести до надходження стічних вод в акваторію р.Дніпро, що приведе до забруднення води и головною задачею має стати прогнозування інтенсивності цього забруднення. Розглянемо ті методи, які застосовуються в теперішній час для вирішення задач прогнозування якості поверхневих вод.

Традиційно при використанні гідродинамічних процесів і процесів масопереносу в річках застосовуються 2 підходи:

1. експериментальні дослідження
2. теоретичні

Моделі, що складають основу теоретичних досліджень процесів масопереносу в ріках, можуть бути класифіковані в такий спосіб:

### *Балансові моделі*

Балансові моделі є найпростішими моделями, які використовуються для рішення задач прогнозу якості води у водоймах і відносяться до нульмірних моделей. Дані моделі засновані на записі закону збереження маси для деякого контрольного обсягу у виді «приплив-відтік=накопичення». Балансові моделі дозволяють одержати прогнозний результат на основі мінімальної кількості вихідної інформації необхідної для прогнозу. Ці моделі застосовувалися зокрема для прогнозу якості води в роботах [Хубларян, Сизоненко, Мокин]. Одним з підходів застосування даних моделей є представлення ділянок водотоку у виді набору контрольних обсягів (камер) для кожного з яких записується балансове співвідношення по масі забруднювача. В інших випадках водоймище представляється у виді одного

контрольного об'єму-камери [Сизоненко]. Балансові моделі володіють істотними недоліками:

1. вони визначають концентрацію забруднювача не усередині контрольного обсягу (камери), а на виході з нього [Хубларян];
2. немає обліку зміни полючи швидкості у водоймі;
3. немає обліку наявності островів, геометричної форми берегів русла;
4. немає обліку процесу дифузії у водотоці;
5. немає обліку місця викиду забрудника водойму;
6. моделі не дозволяють визначити форму і розміри зони забруднення, що формується в річці;
7. оскільки в даних моделях проводиться усереднювання за об'ємом камери (в деяких випадках однією камерою моделювалося водосховище), то виходить прогнозне значення концентрації забрудника (середнє), зменшене у багато разів і що не дає можливості реально оцінити міру забруднення водоймища, особливо в місцях водозабору і так далі.

Таким чином, дані моделі є досить грубим наближенням модельованого процесу – перенесення забруднюючих речовин по руслу ріки.

#### *Емпіричні моделі*

Емпіричні моделі (експрес-метод, метод ВОДГЕО, метод ТПИ й ін.) [Караушев, Нетюхайло, Родзиллер] являє собою велику групу моделей, що дозволяють розрахувати процес забруднення водотоку з урахуванням ряду тих параметрів, що характеризують русло, що не враховують балансової моделі (середня глибина ріки, середня швидкість течії, різна відстань від місця скидання і т.д). Як правило, моделі даної групи орієнтовані на рішення стаціонарних задач (джерело викиду, що постійно діє, не змінні з часом гідрологічні параметри). Такі моделі можна застосовувати для експрес-прогнозу рівня забруднення рік при аварійних ситуаціях, якщо скидання

забруднення відбувається досить довго. Достойністю моделей даної групи є простота розрахункових залежностей. Наприклад, середнє значення концентрації забруднювача в ріці (метод ВОДГЕО) розраховується по залежності

$$\varphi_{\max} = \varphi_e + \frac{\varphi_{\text{ст}} - \varphi_e}{n}$$

де  $\varphi_e$  - фонова концентрація домішки в ріці.

Параметр  $n$  розраховується по формулі:

$$n = \frac{Q_{\text{ст}} + \gamma \cdot Q_p}{Q_{\text{ст}}}$$

де  $Q_p$  - витрата ріки.  $Q_{\text{ст}}$  - витрата стічних вод,  $\text{м}^3/\text{з}$ ,  $\gamma$  – параметр змішання, що залежить від відстані до розрахункової крапки, умов випуску.

Для застосування емпіричних моделей також необхідна мінімальна кількість вихідної інформації, і власне кажучи не потрібний комп'ютер.

Моделі даної групи не враховують такі важливі фактори, як:

- геометричну форму русла, острова
- припливи, водозабори
- режими надходження забруднюючих речовин у водотік
- моделі не дозволяють визначити форму і розміри зони забруднення, що формується у водотоці

Таким чином, хоча емпіричні моделі дозволяють врахувати значно більшу кількість факторів, чим балансові моделі, однак, вони також не враховують найбільш істотні фактори, що впливають на процес переносу в ріці при надзвичайних ситуаціях.

### Регресійні моделі

Моделі даної групи виходять на основі обробки даних експериментальних вимірів рівня концентрації тих або інших забруднень у спостережних пунктах уздовж водотоку з наступним застосуванням методів статистичного аналізу. Прикладом регресійної моделі Гірський є модель прогнозу рівня забруднення водотоку на р. Іртиш . Ця модель має вигляд:

$$y = b_0 + b_1 \cdot t + b_2 \cdot \cos(b_3 \cdot t + b_4) \text{ [мг/л]}$$

де  $y$  – концентрація забрудника в річці;

$t$  - час, рік;

$t=1$  – відповідає параметрові 1984 р.

$b_0 - 4$  – емпіричні коефіцієнти, що залежать від виду речовини (табл. 4.1.):

Таблиця 4.1. Значення емпіричних параметрів для регресійної моделі

Інгредієнт	$b_0$	$b_1$	$b_2$	$b_3$	$b_4$
Хлор	29,3	-1,8	4,86	0,69	3,44
Фосфор	1,16	0,01	-0,1	-0,47	-2,26
Свинець	1317,5	-163	3030	0,05	4,26
Фенол	0,59	-0,08	-1,09	0,72	1,02

Регресійні моделі як і розглянуті вище балансові й емпіричні моделі не враховують ряд істотних факторів, що впливають на перенос забруднюючих речовин у водотоках (форма русла і т.д.). Наприклад, розглянута вище регресійна модель не враховує такого важливого показника як витрата в річці. Як відомо недоліком регресійних моделей є обмеження по періоду прогнозу, оскільки застосування моделі має сенс тільки поки зберігається тенденція в

характері зміни параметрів у ріці (не змінюється інтенсивність скидання забруднень і т.п.).

Іншим найістотнішим недоліком моделей даної групи є їх жорстка «прив'язка» до тієї ділянки водотоку для якого проходили виміри і для тих вимог при яких проходили виміри. Застосування цих моделей для інших рік, системи скидання забруднюючих речовин має потребу в обґрунтуванні. Застосування моделей даної групи для прогнозування динаміки забруднення водотоку при надзвичайних ситуаціях на тій або іншій ділянці русла практично неможливо.[Беляєв]

#### *Аналітичні моделі*

Аналітичні моделі являють собою точне рішення рівняння переносу домішки. Дані моделі широко використовуються для рішення задач прогнозу забруднення поверхневих вод.

Залежно від міри ідеалізації модельованого процесу використовується:

- одномірні моделі;
- двомірні моделі;
- тривимірні моделі.

Аналітичні моделі застосовувалися для прогнозу забруднення поверхневих вод при аварійному скиданні хімічних забруднень Пааль, аварійному скиданні органічних забруднень Пааль, радіоактивному забрудненні морського середовища озмидів, забруднення морського середовища хімічними речовинами рудаков. Дані моделі дозволяють одержати, у більшості випадків досить важливу для практики прогнозу інформацію і зокрема, форму, розміри зони забруднення . Однак, основним недоліком аналітичних моделей є неможливість виконання прогнозів з обліком реальної геометричної форми водотоку, оскільки для рішення даної задачі необхідно попередньо вирішити гідродинамічну задачу – розрахувати поле швидкості водного потоку в руслі. Тому аналітичні моделі відносяться до класу

кінематичних моделей за допомогою яких здійснюється прогноз тільки при відомому заздалегідь полі швидкості.

*Чисельні моделі ( CFD моделі, польові моделі).*

Чисельне моделювання – це побудова дискретних моделей (які апроксимують диференціальні рівняння гідродинаміки та переносу домішки) та їх рішення за допомогою наближених методів. Чисельні моделі в наступний час є найбільш потужним інструментом вирішення складних прогнозних задач, що пов'язанні з проблемою забруднення поверхневих вод.

Ці моделі універсальні, та можуть враховувати геометричну форму руслу річки, притоки, острови та ін.

В даній роботі для прогнозу рівня забруднення р.Дніпро використовуються чисельні моделі. Їх побудова розглянута нижче.

*Фізичне моделювання.*

Фізичне моделювання історично є одним з важливих методів дослідження різних процесів у поверхневих водах: перенос наносів, дослідження роботи водоскидних споруджень (рис.4.6), дослідження течії у руслах рік, ГТС (рис.4.2 та 4.3). Традиційно, при проведенні досліджень використовуються гідравлічні лотки (рис.4.4). На практиці застосовуються гідравлічні лотки із шириною лотка від декількох десятків сантиметрів (рис.4.2) до декількох метрів. Нерідко для проведення фізичного експерименту виготовляються масштаби моделі в досить великих розмірах для забезпечення критеріїв подібності і зокрема, по числу Фруда.

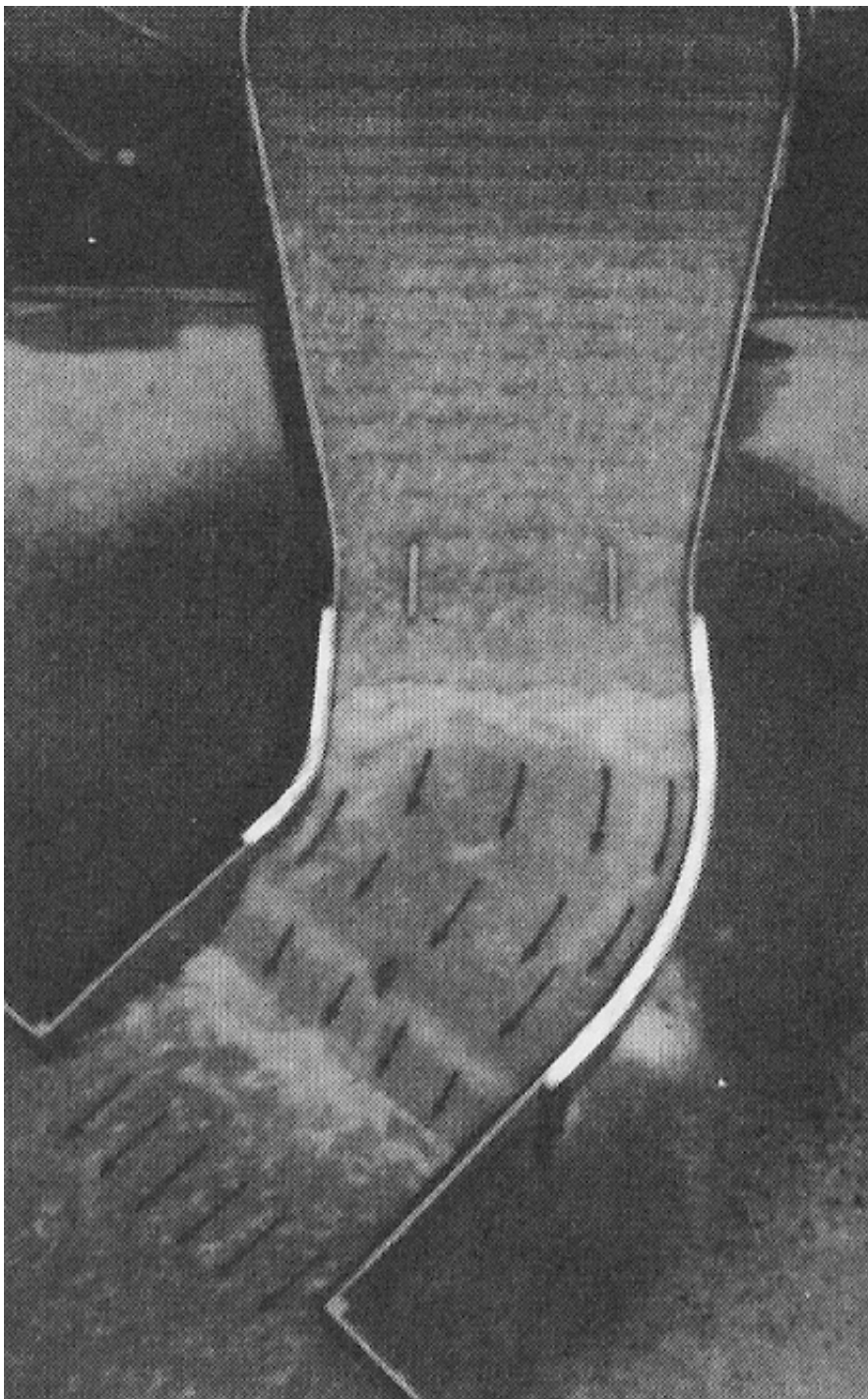


Рисунок 4.1 Водоскид греблі на річці Навія (Іспанія). [Шарп, стор. 39]



Рисунок 4.2- Модель басейну АЕС (база ВНИИГа ім. Веденєєва Б.Е., м. Дніпродзержинськ).

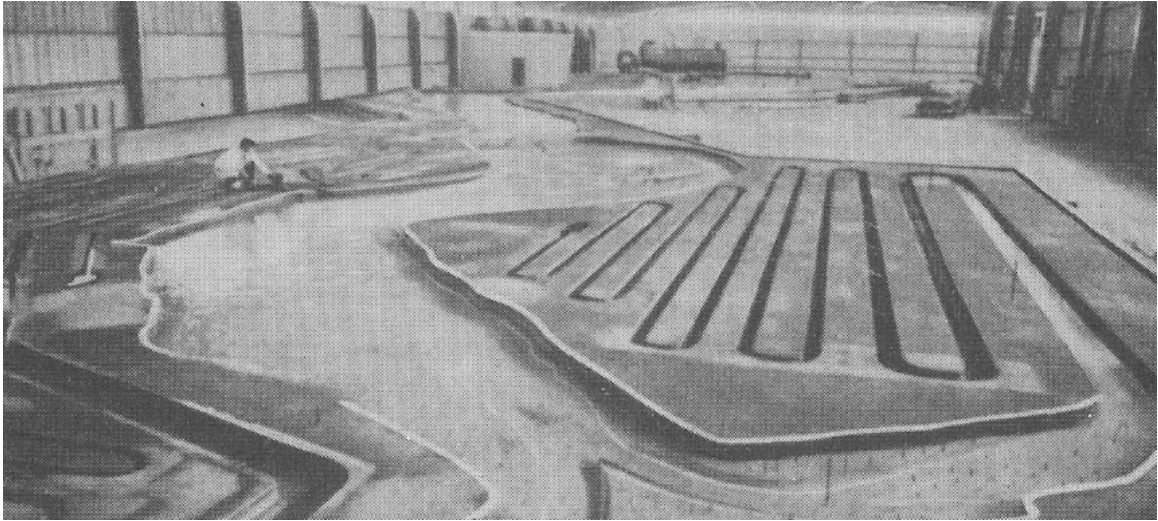


Рисунок 4.3 - Модель естуарію Хамбер (Великобританія). [Шарп, стор. 144]



Рисунок 4.4- Гідравлічний лоток

1-водоскид 2-веденєєва 3- модель ріки 4 – гідравлічний лоток

Також важливим є вивчення тих або інших процесів в природі, як для випадку поставленого експерименту так і в разі аварійних ситуацій, коли організовується вимір і спостереження за її наслідками (рис.4.3). Інформація отримана таким чином є особливо цінною, тому що ця інформація про реальний об'єкт, а не про його моделі.

Фізичне моделювання гідродинамічних процесів, процесів масопереносу, у лотках, на моделях дозволяє одержати важливу інформацію про досліджувані процеси і безпосередньо спостерігати (знімати на плівку) характерні риси досліджуваного процесу. Однак необхідно відзначити, що для проведення фізичного експерименту необхідний значний час на виготовлення моделей, установку, калібрування, обробку результатів моделювання. Для проведення експериментів необхідно дороге, а в деяких випадках унікальне устаткування і відповідно значні матеріальні витрати.

Виготовлення в масштабі моделі русла річки (для дотримання критеріїв подібності) вимагає виконання геометричної подібності для всіх лінійних розмірів включаючи шорсткість русла, що не завжди досяжні. На закінчення можна сказати, що фізичне моделювання не може бути повсякденним інструментом рішення прогностичних задач зв'язаних із забрудненням водотоків при надзвичайних ситуаціях

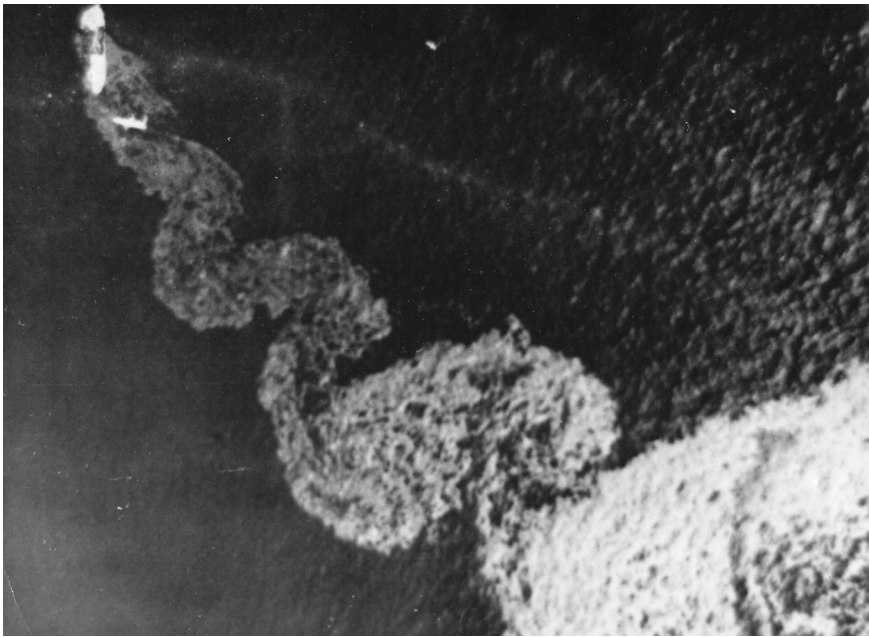


Рисунок 4.5- Витік нафти з танкера, що сів на мілину [Ван-Дайк]



Рисунок 4.6 - Модель водоскидної греблі. [Шарп, стор. 82]



Рисунок 4.7 - Гiдролоток для моделювання. [Шарп, стор. 236]

При проектуванні гiдравлічних систем широко застосовують гiдравлічні моделі. Багато натурних гiдравлічних явищ настiльки складні, що їх не можна описати точними математичними методами, і тоді звертаються до фізичних моделей, як до альтернативного засобу одержання інформації, необхідної для ефективного рішення поставленої технічної задачі. Навіть у порівняно простих випадках, наприклад, при проектуванні водоскидів і гребель, часто практично неможливо пророчити детальну картину плинину без проведення модельного дослідження.

У складніших випадках, наприклад, при розробці заходів по очищенню промислових стічних вод від забруднюючих речовин випробування моделей стає майже обов'язковим через необхідність виключити шкідливу дію на довкілля відповідно до вимог водонагляду.

У моделі повнорозмірне явище (натура) відтворюється в зменшеному масштабі. Добре відомі геометричні моделі, у яких усі лінійні розміри природи зменшені в те саме число раз.

Закони подібності і вираження для масштабів моделі можна вивести різними способами. Якщо математичні рівняння, що описують дане явище, відомі в досить повному ступені, то з їхньою допомогою без особливих ускладнень можна вивести критерії подібності. На жаль, такий шлях часто неможливий, оскільки на моделях здебільшого досліджуються явища, що не піддаються суворому математичному аналізу. У подібних випадках критерії подібності виводять, користуючись методами неповного аналізу. Такий аналіз називають частковим, оскільки він не забезпечує повного математичного опису досліджуваного явища. Заснований значною мірою на аналізі розмірності частковий аналіз, проте, указує дослідникові шлях до повного розуміння явища і дозволяє установити критерії, якими можна користуватися при організації експериментального дослідження. Цей підхід, власне кажучи, складає основу фізичного моделювання, при якому результати серії лабораторних експериментів переносяться у відповідних масштабах на подібні явища в природі. [Шарп, стор. 7]

Дві фізичні системи різних розмірів, одна з яких у точності відтворює явища, що відбуваються в іншій, тобто одна є моделлю іншої, називаються подібними. Подібність, таким чином, існує тільки в тому випадку, коли одна система в точності відтворює всі явища, що протікають в іншій. Це означає, що до обох систем застосовні ті самі закони і що рівняння, записані для однієї системи, повинні бути в однакової мірі справедливими для іншої. Існують багато типів подібності, однак найчастіше гідравлічні моделі засновані на дотриманні трьох найбільш розповсюджених типів.

*Геометрична* подібність вимагає, щоб форма моделі була такою, як у природи. Для задоволення цієї умови всі розміри природи збільшуються на постійну величину - масштаб. Однак витримати масштаб геометричної подібності не завжди легко, оскільки не всі розміри природи можна зменшити в одній і тій же пропорції. Більш того гірше коли пропорційне зменшення розміру, наприклад шорсткості русла ріки, для забезпечення повної

геометричної подібності приведе до зміни стану поверхні: замість гідравлічно шорсткої поверхні в природі буде отримана гідравлічно гладка поверхня в моделі. Це обумовить відмінність між структурами плин у моделі і природі, тобто виникне протиріччя між умовами геометричної і динамічної подібності, з якими часто зіштовхуються при створенні моделей річок.

*Кінематична* подібність вимагає, щоб форма ліній струму в будь-які подібні моменти була однаковою в моделі і природі. Очевидно, що для виконання цієї умови на границях гідродинамічної системи потрібно, щоб самі границі були подібні, відкіля видно, що геометрична подоба є необхідною передумовою кінематичної подоби.

Сили, що діють у будь-якій гідродинамічній системі, можна приблизно класифікувати як:

- зовнішні сили стосовно рідини, наприклад сили ваги або сили, обумовлені перепадом тиску;
- сили, зв'язані з фізичними властивостями самої рідини, такі, як сили в'язкості або сили поверхневого натягу;
- результуючі сили типу сили опору, що діють на занурене в рідину тіло.

Сили ваги присутні в більшості гідродинамічних систем, досліджуваних за допомогою гідравлічних моделей. Наприклад, плин у ріках - гравітаційні явища. Стічні води, що скидаються, розтікаються і змішуються з водою прийомної водойми через різницю щільностей, що є також гравітаційним явищем.

Для *динамічної* подібності явищ, у яких важлива сила ваги, необхідне збереження однаковим у моделі і природі відносини сили інерції до сили ваги. Тому можна сказати, що умовою динамічної подібності буде

$$\frac{F_i}{F_g} \approx \frac{\rho L^2 V^2}{\rho L^3 g} = \text{const}$$

або

$$\frac{V^2}{Lg} = \text{const}$$

Корінь квадратний з цього відношення відомий як число Фруда. Умова говорить, що для досягнення динамічної подібності явищ, у яких важливі сили ваги, необхідно, щоб модель і натура мали однакові числа Фруда. Довжина  $L$  у знаменнику може бути будь-як лінійній завбільшки розглянутій гідродинамічній системі, однак звичайно її думають рівної деякому характерному розмірові. Наприклад, при моделюванні рік звичайно використовують глибину потоку або гідравлічний радіус русла. [Шарп, стор. 40-46]

## Розділ 5 Математичні моделі забруднення поверхневих вод

### 5.1. Модель міграції домішки в руслі ріки.

Введемо параметр (що відповідає концентрації обумовленого забруднення у воді. Для висновку рівняння балансу забруднення виділимо в руслі елементарну ділянку довжиною  $x$  (рис.5.1). Думаємо, що забруднення переносяться разом зі швидкістю потоку води в горизонтальному напрямку уздовж осі  $OX$ , деяка частина вагомого забруднення осідає на дно русла з відомою швидкістю  $V_s$ , у результаті хімічних або біологічних процесів відбувається нейтралізація забруднення з відомою швидкістю процесу .

У виділену ділянку русла можуть попадати забруднення через дощові стоки, що задаються в моделі у виді визначеного припливу води  $q_d$ , що приходить на одиницю довжини русла. Разом з цим розподіленим припливом  $q_d$  у русло попадають забруднення відомої концентрації  $\phi_d$ .

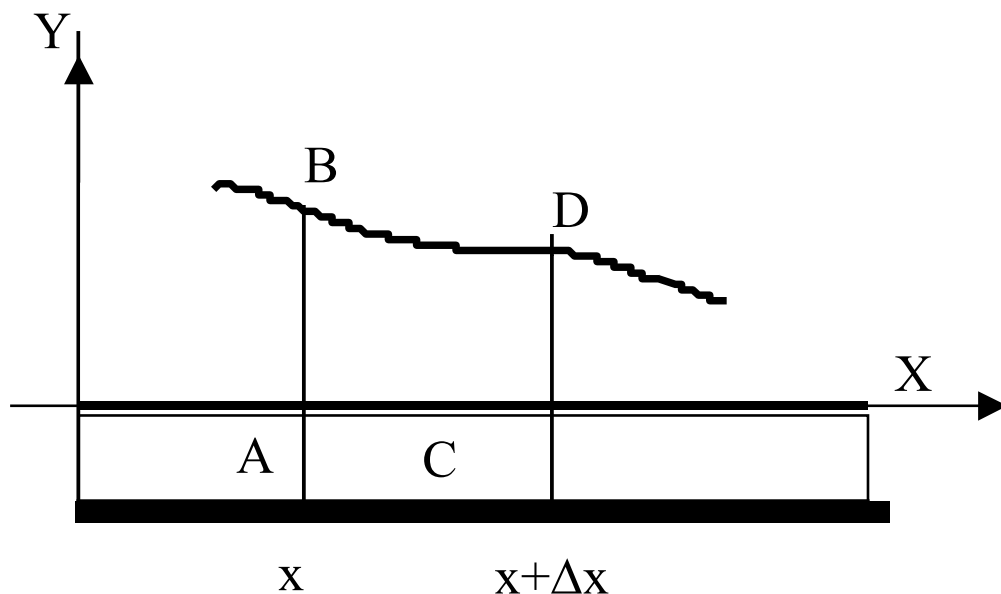


Рисунок 5.1- Схема елементарної ділянки відкритого русла для висновку рівняння переносу забруднення

На виділену ділянку русла ( $x$  можуть потрапити зосереджені викиди забруднення, що відповідають скиданню промислових забруднених вод. Відома кількість такої витрати забруднення  $g_i$ , що попадає в русло в одиницю часу у визначеній геометричній крапці  $x$ , визначається дельта-функцією Дирака.

У виділену елементарну ділянку можуть потрапити припливи, що також несуть визначену концентрацію забруднення  $\varphi_p$ .

Записуючи інтегральне рівняння балансу для виділеної елементарної ділянки у виді

$$\frac{\partial}{\partial t} \iiint_G \varphi \, d\tau + \iint_{\Gamma} \varphi (\vec{V} \cdot \vec{n}) \, ds = - \iiint_G \sigma \varphi \, d\tau + \int_{\Gamma_0} \varphi_d q_d \, dx + g_i$$

і використовуючи формули усереднення, одержуємо диференціальне рівняння для визначення розподілу концентрації забруднення в руслі:

$$\frac{\partial \varphi S}{\partial t} + \frac{\partial \varphi Q}{\partial x} + \hat{\sigma} \varphi S = \varphi_d q_d + g_i \delta(x - x_i) + \varphi_p Q_p \delta(x - x_p).$$

Тут  $\varphi$  – концентрація забруднення,  $\text{кг}/\text{м}^3$ ;  $Q$  – витрата води в руслі,  $\text{м}^3/\text{з}$ ;  $S$  – площа перетину потоку води в руслі,  $\text{м}^2$ ;  $\hat{\sigma} = \sigma_x + \sigma_s$  – коефіцієнт, що враховує хімічний або біологічний розпад забруднення і зниження концентрації забруднення в потоці при осадженні вагомого забруднення на дно русла,  $1/\text{з}$ ;  $\varphi_d$  – концентрація забруднення при стоці дощових вод;  $q_d(t)$  – кількість дощових вод, що попадають у русло в одиницю часу, на одиницю довжини русла,  $\text{м}^2/\text{с}$ ;  $g_i$  – кількість домішки, що попадає в русло в одиницю часу в крапці  $x_i$  зосередженого скидання забруднених вод,  $\text{кг}/\text{з}$ ;  $\varphi_p$  – концентрація забруднення води в припливі;  $Q_p$  – витрата води в припливі, що моделюється зосередженим джерелом з геометричною координатою  $x_p$ .

Коефіцієнт  $\sigma_s$  можна визначити по формулі  $\sigma_s = V_s / H$ , де  $H$  – середній рівень води у відкритому руслі;  $V_s$  – швидкість осідання вагомих домішок.

Для рішення диференціального рівняння (3.20) необхідно сформулювати початкові і граничні умови. У ряді випадків відсутність достатньої інформації для початкових умов може служити підставою для допущення, що в початковий момент часу забруднення по руслу відсутній

$$\varphi|_{t=0} = 0.$$

Наступне рішення рівняння (3.20) при  $t \rightarrow \infty$  дозволяє знайти стаціонарний розподіл забруднення по руслу при стаціонарній витраті  $Q(x)$ . Початкове забруднення на результати рішення задачі при  $t \gg 1$  впливає, однак час установлення рішення істотно залежить від завдання початкового розподілу. При серійних розрахунках може виявитися доцільним як початковий розподіл задавати раніше знайдене стале рішення типової задачі.

Постановка і вивчення задач нестационарного переносу забруднення по руслу ріки вимагає завдання початкової умови, що відповідає розглянутому реальному процесові. Наприклад, у результаті аварії на ділянці русла  $x_1 \leq x \leq x_2$  потрапило  $G$  шкідливих речовин, тоді може бути сформульована початкова умова

$$\varphi|_{t=0} = \begin{cases} 0 & \text{везде, кроме интервала } (x_1, x_2), \\ G/(x_2 - x_1)/S_{12} & \text{при } x_1 \leq x \leq x_2, \end{cases}$$

де  $S_{12}$  – характерна площа перетину русла на ділянці  $(x_1, x_2)$ . Такого роду початкова умова характерна для нестационарних задач дослідження поширення домішки за течією русла від забрудненої ділянки.

Для односпрямованої течії води по руслу ріки  $Q(x,t) > 0$ , тому на початку кожної ділянки русла ставиться гранична умова, наприклад, на ділянці ріки  $0 < x < 1$  при  $x=0$  воно має вигляд

$$\varphi(x=0,t) = r(t)$$

Визначення функції  $r(t)$  ґрунтується на реальному фізичному процесі. Так, для моделі забруднення водного басейну ріки Дніпро в перетині, близькому до джерела, можна думати, що граничне забруднення відсутнє ( $r(t)=0$ ).

Математична модель регульованого стоку ріки Дніпро складається з декількох ділянок. На першій ділянці, у верхів'їв ріки, можна думати, що забруднення в перетині відсутнє ( $r=0$ ). Другий, третій і т.д ділянки розташовані між греблями на ріці. Для цих ділянок значення граничного забруднення на початку  $k$ -го ділянки повинне дорівнювати значенню забруднення наприкінці  $k-1$ -го ділянки.

Чисельне рішення диференціального рівняння будується одночасно з розрахунком гідродинамічних параметрів  $Q$ ,  $S$  із системи диференціальних рівнянь. Для досить повільної течії води у відкритому руслі необхідний облік дифузійного переносу деяких видів забруднення. У цьому випадку в рівняння (3.20) включаємо дифузійний доданок виду  $\mu S \frac{\partial^2 \varphi}{\partial x^2}$  з коефіцієнтом дифузії  $\mu$ :

$$\frac{\partial S \varphi}{\partial t} + \frac{\partial Q \varphi}{\partial x} + \hat{\sigma} S \varphi = \frac{\partial}{\partial x} \left( \mu S \frac{\partial \varphi}{\partial x} \right) + \varphi_d q_d + g_i \delta(x-x_i) + \varphi_p Q_p \delta(x-x_p)$$

Для диференціального рівняння необхідно ставити дві граничних умови. Гранична умова на початку виділеної ділянки  $x=0$  приймається

аналогічно приведеному вище, а ділянки, що наприкінці розраховується,  $x=l$  допускається постановка "м'якого" граничної умови:

$$\left. \frac{\partial \varphi}{\partial x} \right|_{x=l} = 0.$$

На границі ділянки, що приходиться на перетин, де розташована ГЕС, ставиться умова безперервності розподілу концентрації  $\varphi$ .

Диференціальна модель розподілу забруднення в часі уздовж русла дозволяє вивчати і прогнозувати різні ситуації по забрудненню водного басейну ріки. Чисельне рішення рівняння) на окремій ділянці русла проводиться за неявною схемою проти потоку:

$$\begin{aligned} \frac{(S\varphi)_i^{n+1} - (S\varphi)_i^n}{\Delta t} + \frac{(Q^+\varphi)_i^{n+1} - (Q^+\varphi)_{i-1}^{n+1}}{\Delta x} + \hat{\sigma} S\varphi_i^{n+1} = \\ = \frac{\mu S_{i+1/2}^{n+1} (\varphi_{i+1}^n - \varphi_i^n) - \mu S_{i-1/2}^{n+1} (\varphi_i^{n+1} + \varphi_{i-1}^{n+1})}{\Delta x^2} + f. \end{aligned}$$

Послідовно поєднуючи розрахунки на кожній ділянці, одержуємо повну чисельну модель поширення забруднення по руслу.

## **5.2. Математична модель гідродинаміки течії в руслах рік у рамках теорії «дрібної води»**

Розглянемо течію у відкритій проточній водоймі, коли глибина його значно менше характерного розміру площі поверхні, зайнятої водоймою. Використовуємо усереднення по глибині водойми гідродинамічних параметрів і побудуємо математичну модель для опису основних динамічних процесів плинів у відкритих водоймах. Форма області, зайнята водоймою в

горизонтальній площині, представляється у виді складного багатокутного прямокутника (рис.5.2).

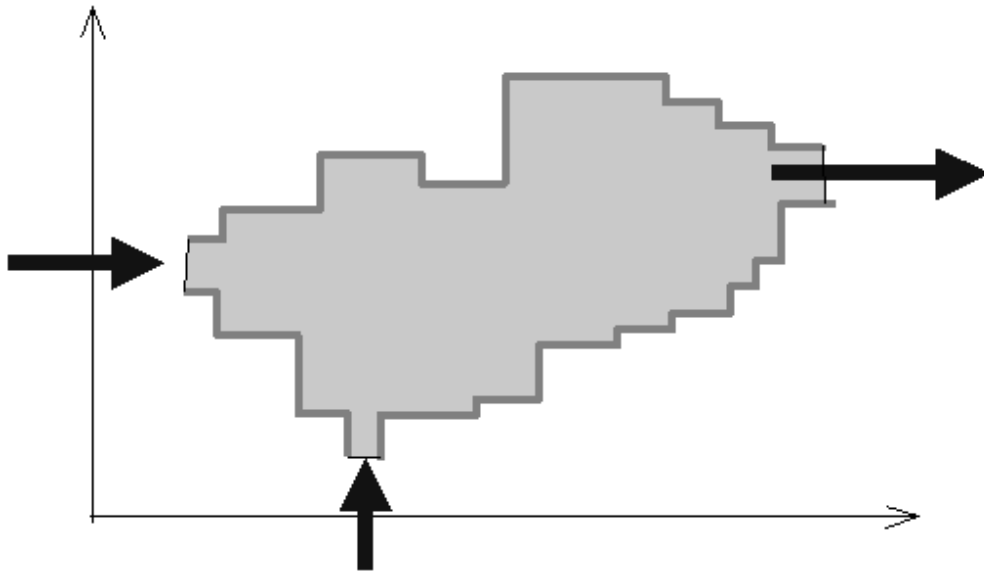


Рисунок 5.2.1 - Схема представлення геометричної форми русла ріки

Через деякі ділянки границі розрахункової області відбувається водообмін, на одних з них вода втікає в розглянуту водойму, на інші впливає. Ставиться задача про динамічну циркуляцію води у водоймі. Для запису диференціальних рівнянь, що описують гідродинаміку плинину в дрібній водоймі, виділимо в горизонтальній площині елементарну площадку  $(x, y)$  і контрольний обсяг  $h(x, y)$ , де  $h$ -глибина водойми в обраному місці. Запишемо для обраного контрольного обсягу закони збереження маси води і зміни кількості руху.

Закон збереження маси в інтегральній формі для контрольного обсягу записується так:

$$\begin{aligned} & \frac{\partial}{\partial t} \iint_{\Delta G} \rho h dx dy + \int_{\Delta y} \rho u h dy \Big|_{x+\Delta x} - \int_{\Delta y} \rho u h dy \Big|_x + \\ & + \int_{\Delta x} \rho v h dx \Big|_{y+\Delta y} - \int_{\Delta x} \rho v h dx \Big|_y = 0 \end{aligned}$$

Довільно вибираючи контрольний обсяг, одержуємо диференціальне рівняння збереження маси:

$$\frac{\partial \rho h}{\partial t} + \frac{\partial \rho u h}{\partial x} + \frac{\partial \rho v h}{\partial y} = 0, \quad (5.2.1)$$

де  $u$ ,  $v$  – середні значення компонентів швидкості горизонтального плину:

$$u = \frac{1}{h} \int_0^h (\vec{V} \cdot \vec{i}) dz, \quad v = \frac{1}{h} \int_0^h (\vec{V} \cdot \vec{j}) dz.$$

Для однорідної нестисливої рідини,  $\rho = \text{const}$ , рівняння збереження маси записується у виді

$$\frac{\partial h}{\partial t} + \frac{\partial u h}{\partial x} + \frac{\partial v h}{\partial y} = 0, \quad (5.2.2)$$

де  $h$  – рівень вільної поверхні води.

Закон зміни кількості руху в інтегральній формі записується так:

$$\begin{aligned} & \frac{\partial}{\partial t} \iint_{\Delta G} \rho \vec{V} h dx dy + \int_{\Delta y} \rho u \vec{V} h dy \Big|_{x+\Delta x} - \int_{\Delta y} \rho u \vec{V} h dy \Big|_x + \\ & + \int_{\Delta x} \rho v \vec{V} h dx \Big|_{y+\Delta y} - \int_{\Delta x} \rho v \vec{V} h dx \Big|_y = \end{aligned}$$

$$\begin{aligned}
&= \iint_{\Delta G} \rho \vec{F}_c h dy - \int_{\Delta y} P \vec{i} h dy \Big|_{x+\Delta x} + \int_{\Delta y} P \vec{i} h dy \Big|_x - \\
&- \int_{\Delta x} P \vec{j} h dx \Big|_{y+\Delta y} + \int_{\Delta x} P \vec{j} h dx \Big|_y - \iint_{\Delta G} P_0 \vec{k} dx dy \Big|_{z=0} + \\
&+ \iint_{\Delta G} \rho \vec{g} h dx dy - \iint_{\Delta G} \vec{\tau}_0 dx dy \Big|_{z=0},
\end{aligned}$$

де  $P$  – середній тиск води на бічних гранях контрольного обсягу,  $P_0$  – тиск на дні водойми;  $\vec{\tau}_0$  – напруга тертя по дну водойми;  $\rho \vec{F}_c = -2[\vec{\omega} \times \vec{v}] \rho$  – масова інерційна сила Кориоліса, яку варто враховувати для протяжних областей і при великих швидкостях плинину;  $\vec{\omega}$  – вектор кутової швидкості обертання Землі.

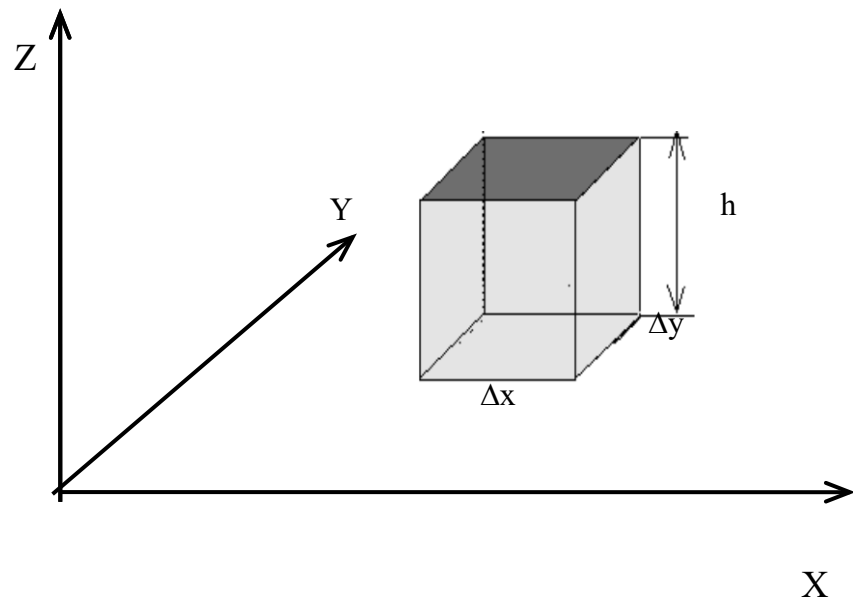


Рисунок 5.2.2 - Елементарний контрольний обсяг

Виберемо орієнтацію осей координат так, щоб вісь ОУ відповідала північному напрямку, а вісь ОХ була направлена на схід. Провівши усереднювання по глибині водоймища  $h$ , запишемо диференціальні рівняння зміни кількості руху в проекціях на осі декартової системи координат ОХ, ОУ:

$$\begin{aligned} \frac{\partial \rho u h}{\partial t} + \frac{\partial \rho u^2 h}{\partial x} + \frac{\partial \rho u v h}{\partial x} + \frac{\partial P h}{\partial x} + l v h &= \rho g \sin \alpha_x h - \tau_x, \\ \frac{\partial \rho v h}{\partial t} + \frac{\partial \rho u v h}{\partial x} + \frac{\partial \rho v^2 h}{\partial y} + \frac{\partial P h}{\partial y} + l u h &= \rho g \sin \alpha_y h - \tau_y, \end{aligned} \quad (5.2.3)$$

де  $l = 2w \cos j$  – коефіцієнт, що відповідає коріолісової силі інерції;  $w$  – кутова швидкість обертання Землі;  $j$ -широта розташування водойми для північної півкулі;  $\alpha_x, \alpha_y$  – кути ухилу дна водойми по двох напрямках координатних осей.

Величини  $\tau_x, \tau_y$  містять у собі доданки, що відповідають тертю на дні водойми і тертю між шарами плинину в горизонтальному напрямку:

$$\begin{aligned} \tau_x &= c_f \frac{h \rho u |u|}{2} - \mu h \left( \frac{\partial^2 u}{\partial x^2} + \frac{\partial^2 u}{\partial y^2} \right), \\ \tau_y &= c_f \frac{h \rho v |v|}{2} - \mu h \left( \frac{\partial^2 v}{\partial x^2} + \frac{\partial^2 v}{\partial y^2} \right). \end{aligned}$$

У моделі дрібної води при відносно невеликих швидкостях плинину можна допустити, що тиск  $P$  мало відрізняється від гідростатичного  $P = P_a + \rho g(h - z)$ , де  $P_a$  – тиск на вільній поверхні, координата  $z=0$  відповідає дну водойми. Середній тиск в обраному перетині дорівнює:

$$P = \rho \frac{g h^2}{2}.$$

При дослідженні біг води з однорідною щільністю  $\rho = \text{const}$  систему диференціальних рівнянь варто записати у виді

$$\begin{aligned} \frac{\partial h}{\partial t} + \frac{\partial uh}{\partial x} + \frac{\partial vh}{\partial y} &= 0; \\ \frac{\partial uh}{\partial t} + \frac{\partial(u^2 + P)h}{\partial x} + \frac{\partial uvh}{\partial y} - lvh &= g\alpha_x h - c_f \frac{u|u|}{2} h + vh \left( \frac{\partial^2 u}{\partial x^2} + \frac{\partial^2 u}{\partial y^2} \right); \\ \frac{\partial vh}{\partial t} + \frac{\partial uvh}{\partial x} + \frac{\partial(v^2 + P)h}{\partial y} - luh &= g\alpha_y h - c_f \frac{v|v|}{2} h + vh \left( \frac{\partial^2 v}{\partial x^2} + \frac{\partial^2 v}{\partial y^2} \right). \end{aligned} \quad (5.2.4.)$$

Легко помітити аналогію між моделлю плин у рідині у відкритій водоймі і моделлю плинів стисливого газу. Так, якщо вплив тертя на гідродинаміку незначний і розміри водойми дозволяють зневажити впливом коріолісових сил інерції, то має місце аналогія між  $h$  – рівнем вільної поверхні водойми і  $\rho$  – щільністю стисливого газу. Використовуючи гіпотетичне рівняння стану

$$P = a^2 h, \quad (5.2.5)$$

одержуємо класичні рівняння газової динаміки для плоских стисливих плинів газу:

$$\begin{aligned} \frac{\partial h}{\partial t} + \frac{\partial uh}{\partial x} + \frac{\partial vh}{\partial y} &= 0; \\ \frac{\partial uh}{\partial t} + \frac{\partial(u^2 + P)h}{\partial x} + \frac{\partial uvh}{\partial y} &= hv \left( \frac{\partial^2 u}{\partial x^2} + \frac{\partial^2 u}{\partial y^2} \right); \\ \frac{\partial vh}{\partial t} + \frac{\partial uvh}{\partial x} + \frac{\partial(v^2 + P)h}{\partial y} &= hv \left( \frac{\partial^2 v}{\partial x^2} + \frac{\partial^2 v}{\partial y^2} \right). \end{aligned} \quad (5.2.6)$$

Аналогом швидкості звуку буде величина  $a^2=gh/2$ .

Якщо при гідродинамічній течії у водоймі рівень вільної поверхні  $h$  мало змінюється, то можна покласти  $h=\text{const}$  і установити аналогію з течією нестисливої рідини. Система рівнянь 5.2.6. (5.2.6) при  $h=\text{const}$

записується у виді

$$\frac{\partial u}{\partial x} + \frac{\partial v}{\partial y} = 0;$$

$$\frac{\partial u}{\partial t} + \frac{\partial u^2 + P}{\partial x} + \frac{\partial uv}{\partial y} = \nu \left( \frac{\partial^2 u}{\partial x^2} + \frac{\partial^2 u}{\partial y^2} \right); \quad (5.2.7)$$

$$\frac{\partial v}{\partial t} + \frac{\partial uv}{\partial x} + \frac{\partial v^2 + P}{\partial y} = \nu \left( \frac{\partial^2 v}{\partial x^2} + \frac{\partial^2 v}{\partial y^2} \right),$$

цілком відповідної моделі плинів грузлої нестисливої рідини.

На базі рівнянь (5.2.7.) можуть бути досліджені поля течії у руслах каналів і рік складної конфігурації, з наявністю в руслах островів і технічних споруджень. Перерозподіл витрати потоку води в руслах багатозв'язкових областей може бути з достатньою точністю визначено із системи (5.2.7). Адекватність моделі (5.2.7.) реальним гідродинамічним процесам спостерігається при швидкостях потоку  $u, v$ , значно менші швидкості «звуку»:  $u, v \ll \sqrt{gh/2}$ , що характерно для більшості плинів у рівнинних ріках і називається моделлю спокійних плинів у проточних руслах водойм. На основі розглянутих у даному розділі моделей гідродинаміки та транспорту забрудника в річці створен пакет програм «RIVER-2».

## Розділ 6 Результати розрахунків

На основі побудованої чисельної моделі розроблений код «Течія-1» алгоритмічною мовою FORTRAN. Розроблений код був застосований для вирішення наступної задачі. Розглядається ділянка в акваторії ріки Дніпро, де розташований острів, а на острові знаходиться відстійник із промисловими стоками (рис.6.1). Передбачається, що у випадку надзвичайної ситуації в акваторію ріки починають надходити рідкі відходи. На рис.6.1 місце аварійного скидання відходів показано кружком. Напрямок плину показаний стрілками. Ставиться завдання прогнозу динаміки розвитку зони забруднення ріки. Відомо, що на ріці Дніпро розташований каскад гребель, а виходить, регулюючи скидання на греблях можна зменшити швидкість плину на тій або іншій ділянці водотоку у випадку аварії. Тому розрахунок був виконаний при малій швидкості плину, що моделювало ситуацію, коли скидання води на греблях був зменшений. Розрахунок виконаний при наступних вихідних даних: розміри розрахункової області: довжина – 5500м, ширина – 4700м, середня швидкість потоку на вході в розрахункову область – 0,023 м/с. Коефіцієнт дифузії по обох координатних напрямках дорівнює 0,9 м<sup>2</sup>/сек. Коефіцієнт  $\sigma$  дорівнює нулеві, тому що розглядається процес забруднення акваторії ріки за короткий проміжок часу після виникнення аварійної ситуації. Думаємо, що забруднені стічні води надходять з острова в ріку з інтенсивністю 100 од/з (у безрозмірному виді), аварійне скидання відбувається в плинні 4,7 годин, середня глибина потоку на розглянутій ділянці русла порядку 7.3м.

На рис. 6.2 – 6.4 показана динаміка забруднення акваторії ріки для різних моментів часу. Як видно з даних малюнків, зона забруднення розбивається на дві частини. Одна частина рухається уздовж русла, а інша частина обгинає

острів і проникає в затоку між островом і правим берегом ріки Дніпро. Чітко видно, що з часом ця затока цілком піддається забрудненню. З екологічної точки зору можна вважати, що дана затока «виконає» захисну функцію, оскільки та частина забруднювача, що у неї потрапить не буде брати участь у можливому забрудненні водозаборів, розташованих униз по ріці.

Був проведений обчислювальний експеримент по оцінці впливу ще меншої швидкості плинину на динаміку розвитку зони забруднення. Покладалося, що через проміжок часу 3,1 години змінилася швидкість плинину на розглянутій ділянці водотоку (за рахунок регулювання скидання на греблях) і середня швидкість плинину склав 0,023 м/с. Результати даного обчислювального експерименту показані на рис.6.5–6.6 Ці малюнки необхідно порівняти з рис.6.2 і рис.6.3. Видно, що зменшення швидкості плинину в руслі привело до зниження темпу розвитку зони забруднення і зокрема, зменшилася довжина зони забруднення уздовж русла.



Рисунок 6.1 Розрахункова область

Застосування методу маркірування дає можливість формувати в дискретній моделі будь-яку форму русла водойми.



Рисунок 6.2. Зона забруднення, 14,1 ч



Рисунок 6.3 Зона забруднення, 27,2 ч



Рисунок 6.4 Зона забруднення, 59,1 ч



Рисунок 6.5 Зона забруднення, 13,3 ч (інша швидкість течії )



Рисунок 6.6 – Зона забруднення, 27,2 ч і (інша швидкість течії )

На закінчення відзначимо, що для розрахунку задачі треба було близько 27 с з комп'ютерного часу.

Крім розглянутої моделі в роботі був застосований інженерний метод прогнозу забруднення акваторії річки у випадку аварії на відстійнику. Для прогнозу використався метод ВОДГЕО.

Нижче представлені основні розрахункові залежності й порядок розрахунку по цьому методі:

1. Розраховуємо коефіцієнт турбулентної дифузії  $D$ :

$$D = \frac{g \cdot H \cdot V}{i \cdot C},$$

де  $C$  - коефіцієнт Шезі,  $C = \left(\frac{1}{n}\right)R^{1/6}$  ;

$n$  - коефіцієнт шорсткості русла (для експрес-розрахунку  $n \approx 0,02 \div 0,03$ );

$R$  - гідравлічний радіус:

$$R \approx \frac{B \cdot H}{B + 2H};$$

$M$  - коефіцієнт, що залежить від коефіцієнта Шезі  $C$ :

якщо  $0 < C < 60$ , то  $M = 0,7C + 6$

якщо  $C \geq 60$ , то  $M = 48$ ;

$V$  - швидкість течії, м/с.

2. Розраховуємо коефіцієнт  $\alpha$ , який враховує гідравлічні умови змішування:

$$\alpha = \psi \cdot \mathfrak{Z} \cdot \sqrt[3]{\frac{D}{Q_{ст}}};$$

де  $\mathfrak{Z} = 1$  - якщо випуск стічних вод йде з берега;

$\mathfrak{Z} = 1,5$  - якщо випуск у середині річки;

$\psi$  - коефіцієнт звивистості річки ;

$Q_{ст}$  - витрата стічних вод, м<sup>3</sup>/с.

3. Розраховуємо коефіцієнт змішування:

$$\gamma = \frac{1 - \beta}{1 + \frac{Q_p}{Q_{ст}} \cdot \beta},$$

де  $\beta = e^{-\alpha \sqrt[3]{x}}$ ,  $x$  - відстань до рецептора;

$Q_p$  - витрата в річці.

4. Розраховуємо кратність розведення:

$$n = \frac{Q_{ст} + \gamma \cdot Q_p}{Q_{ст}}$$

5. Знаходимо  $\varphi_{max}$  максимальну концентрацію:

$$\varphi_{max} = \varphi_e + \frac{\varphi_{\dot{n}o} - \varphi_e}{n},$$

де  $\varphi_e$  - фонові концентрації домішок в річці.

Метод використовують, якщо:  $0,0025 \leq \frac{Q_{\dot{n}o}}{Q_{\delta}} \leq 0,1$ .

На основі даного методу розроблена програма «Течія Ф». На базі даної програми виконаний експрес-розрахунок забруднення акваторії р.Дніпро.

Задаємо:

ширина - 36м;

глибина - 5м;

шорсткість - 0,018;

витрата ріки – 750 м<sup>3</sup>/с;

витрата стічних вод –  $\approx 7.3$ м<sup>3</sup>/с;

концентрація забруднювача - 100 %

Результати прогнозу представлені в табл. 6.1

Таблиця 6.1 Забруднення акваторії при скиданні стічних вод

<b>X</b>	<b>C</b>
100м	73%
200м	64%
300м	50%
400м	47%
500м	31%

При розрахунку покладалося, що  $C$  забруднювача в скидаючих водах, є безрозмірною й становить 100%. З даної табл.6.1 ми бачимо, що буде відбуватися досить інтенсивне забруднення р. Дніпро, оскільки на відстані 500м від місця аварійного скидання концентрація забруднювача в ріці знизиться тільки на 31 %.

## ВИСНОВКИ

1. У роботі розглянуто вживання розробленої чисельної моделі для розрахунку процесу забруднення водотоку р.Дніпро під час викиду забруднюючих речовин з сховища, розташованого на острові .

2. Виявлена динаміка забруднення акваторії річки. Обчислювальний експеримент показав, що значному забрудненню піддається крайки біля острова.

3. Для зменшення швидкості поширення зони забруднення в акваторії річки після аварії слід зменшити швидкість перебігу в руслі річки шляхом зменшення скидання води на греблях, розташованих по руслу .

4. Подальше вдосконалення створеної моделі слід проводити у напрямі її розробки для розрахунку розсіювання забрудника в тривимірній постановці.

5. Виконані економічні розрахунки з оцінки збитку у випадку аварії.

6. Розглянуті питання охорони праці.

## СПИСОК ВИКОРИСТАНОЇ ЛІТЕРАТУРИ:

1. Національна доповідь Міністерства охорони навколишнього природного середовища України „Про стан навколишнього природного середовища в Україні у 2009 році”. – К., 2010.
2. Величко О.М., Зерцалов Д.В. Контроль забруднення довкілля. Навч. посібник. – К.: Основи, 2005.
3. Величко О.М., Гало М, Дудич І.І. Основи екології та моніторинг довкілля. Навч. посібн. – Ужгород: Вид.-во УжНУ, 2008.
4. Гардашук Т. Екологічна політика та екологічний рух: сучасний контекст. – К.: Либідь, 2009.
5. Гунько С.І. Природне середовище та його охорона / За ред В.І.Поліщука, Л.П.Царика. – Тернопіль, 2007.
6. Екологія: Навч.-метод. посібник для самостійн. вивчення дисциплін / Дорогунцов С.І. та ін.: Київ. нац. екон. ун-т. - К.: Наука, 20087.
7. <http://www.menr.gov.ua/> - офіційний сайт Міністерства охорони навколишнього природного середовища України.
8. Законодавство України про охорону праці (збірник нормативних документів (чотиритомник). – К.: Альфа +, 2001.
9. Система стандартів безпеки труда. – М.: Изд-во стандартов, 1989
10. Державний реєстр міжгалузевих і галузевих нормативних актів про охорону праці (Реєстр ДНАОП). – К.: Держнагляд охорони праці, “Основа”, 1995.
11. Безопасность жизнедеятельности: Учебник / Под ред. проф. Э.А. Арустамова – 2-е изд., перераб. и доп. – М.: Издательство Дом «Дашков и К», 2000. – 678 с.

- 12.Безопасность труда в промышленности. Справочник. (К.Н. Ткачук, П.Я. Глушко, Р.В. Сабарно и др.) / Под ред. К.Н. Ткачука. – К.: Техника, 2002.
- 13.Денисенко Г.Ф. Охрана труда: Учебное пособие. – М.: Высшая школа, 1995.
- 14.Жидецкий В.Ц., Джигирей В.С., Мельников А.В. Основы охраны труда. Учебник – Изд. 2-е, дополненное. – Харьков: Афиша, 2000.
- 15.Основи охорони праці. /Під ред. Д.т.н. проф. М.П. Купчика, М.П. Гандзюка. – К.: Либра, 2001.