

ЗАЯВА

Я, Мамчур Аліна Євгенівна
(ПІБ повністю)
Студент групи ВВ2021
(шифр групи)
Спеціальності 192 Будівництво та цивільна інженерія
(код та назва спеціальності)
освітньої програми Водопостачання та водовідведення
(наша освітньої програми)

освітнього ступеня підготовки **магістр**

заявляю, що моя випускна кваліфікаційна робота на тему:

Прогнозування забруднення підземних вод від ставка-відстійника

виконана самостійно і в ній не міститься елементів плагіату. Всі запозичення з друкованих та електронних джерел мають відповідні посилання.

Прошу перевірити її на наявність академічного плагіату.

Я ознайоmlена з чинним «Порядком перевірки кваліфікаційних випускних робіт здобувачів вищої освіти на виявлення текстових та графічних запозичень засобами перевірки на плагіат», згідно з яким виявлення плагіату є підставою для відмови в допуску випускної кваліфікаційної роботи до захисту.

Дата
Керівник
доц. Гунько О.Ю.

Підпис
Підпис

МІНІСТЕРСТВО ОСВІТИ І НАУКИ УКРАЇНИ
УКРАЇНСЬКИЙ ДЕРЖАВНИЙ УНІВЕРСИТЕТ НАУКИ І ТЕХНОЛОГІЙ

Кафедра «Гідравліка та водопостачання»

«ДО ЗАХИСТУ»

Завідувач кафедри

(підпис)
(ПБ)

20 ____ р. ____ « ____ »

ДИПЛОМНА РОБОТА
на здобуття ОС «магістр»

Галузь знань 19 «Архітектура та будівництво»

Спеціальність 192 «Будівництво та цивільна інженерія»

Спеціалізація «Водопостачання та водовідведення»

Тема : «Прогнозування забруднення підземних вод від ставка-відстійника»

Theme: «Forecasting of groundwater pollution from the settling pond»

Керівник дипломного проекту (роботи) к.т.н., доц. _____ Олена ГУНЬКО
(підпис)

Нормоконтролер д.т.н., проф. _____ Микола БІЛЯЄВ
(підпис)

Студент групи _____ Аліна МАМЧУР
(підпис)

Student Alina MAMCHUR

Дніпро
2021 р

ЗМІСТ

АНОТАЦІЯ	3
ВСТУП	5
РОЗДІЛ 1 ЗАБРУДНЕННЯ ПІДЗЕМНИХ ВОД УКРАЇНИ	6
РОЗДІЛ 2 ОПИС ОБ'ЄКТУ ДОСЛІДЖЕННЯ	10
РОЗДІЛ 3 ТЕОРЕТИЧНІ ОСНОВИ МАСОПЕРЕНОСУ В ҐРУНТОВИХ ВОДАХ ..	18
РОЗДІЛ 4 ПОПЕРЕМІННО-ТРИКУТНА РІЗНИЦЕВА СХЕМА ДЛЯ ЧИСЕЛЬНОГО ІНТЕГРУВАННЯ РІВНЯННЯ ПЕРЕНОСУ ЗАБРУДНЕННЯ	30
РОЗДІЛ 5 РЕЗУЛЬТАТИ ПРОГНОЗУВАННЯ	46
ВИСНОВКИ	55
СПИСОК ВИКОРИСТАНИХ ДЖЕРЕЛ	56
ДОДАТКИ	60

АНОТАЦІЯ

В магістерській роботі розглянута задача прогнозу якості підземних вод під дією ставка-відстійника в Дніпропетровській області в Нікопольському районі. Виконані розрахунки динаміки формування зони забруднення, як при експлуатації зони забруднення, так і при закритті. Розрахунок виконаний на базі планової моделі геоміграції. Процес динаміки руху підземних вод розрахований на базі рівняння фільтрації. Приведені картини зони забруднення які формуються в підземному водоносному горизонті біля ставка-відстійника.

Мета роботи: дослідження процесу забруднення підземних вод під дією ставка-відстійника.

Об'єкт дослідження – процес формування зони забруднення.

Предмет дослідження – визначення якості підземних вод.

Методи дослідження – обчислювальний експеримент та математичне моделювання.

Практичне значення одержаних результатів. Отримані дані можуть бути використані для прогнозу якості підземних вод та оцінки величини екологічного збитку.

Ключові слова: ставок-відстійник; математична модель; забруднення підземних вод.

SUMMARY

The master's thesis considers the problem of forecasting groundwater quality under the action of a storage pond in the Dnipropetrovsk region in the Nikopol region. Calculations of dynamics of formation of a pollution zone, both at operation of a pollution zone, and at closing are executed. The calculation is based on the planned model of geomigration. The process of groundwater movement dynamics is calculated on the basis of the filtration equation. Pictures of the pollution zone formed in the underground aquifer near the storage pond are given.

Purpose: study of the process of groundwater pollution under the action of the storage pond.

The object of study - the process of forming a pollution zone.

The subject of research is determination of groundwater quality.

Research methods - computational experiment and mathematical modeling.

The practical significance of the obtained results. The obtained data can be used to forecast groundwater quality and estimate the magnitude of environmental damage.

Keywords: storage rate; mathematical model; groundwater pollution.

ВСТУП

В Дніпропетровській області значний вплив на якість підземних вод значний вплив надають ставки-відстійники зі стічними водами. Стічні води, з часом, фільтруються з відстійника у підземний водоносний шар, що приводить до забруднення підземних вод. ці підземні води використовуються для питного водопостачання в селищах. З часом буде мати місце погіршення якості води в колодязях. Тому потрібно заздалегідь визначати зміну якості води в підземних водоносних шарах, що використовуються для водопостачання.

В зв'язку з цим важлива задача – прогнозування погіршення якості підземних вод під дією ставок-накопичувачів. Такий прогноз може бути виконаний тільки на базі математичного прогнозування.

РОЗДІЛ 1 ЗАБРУДНЕННЯ ПІДЗЕМНИХ ВОД УКРАЇНИ

По складу і виду забруднення підземних вод підрозділяють на хімічне (органічне і неорганічне), біологічне, радіоактивне і теплове.

Основними джерелами хімічного забруднення підземних вод служать рідинні стоки і тверді відходи промислових виробництв, що містять різноманітні неорганічні і органічні речовини.

В результаті фільтрації технологічних і стічних вод поблизу території підприємства і промислових басейнів в підземних водах можуть з'явитися важкі метали, ароматичні, токсичні і інші шкідливі для здоров'я речовини, а також забруднення, погіршуючі органолептичні властивості води.

Найбільшою мірою схильні до забруднення ґрунтові води, в які хімічні забруднення поступають з поверхні через зону аерації, при скиданні в поглинаючі вироблення, свердловини та іншими шляхами.

Величезний вплив на якість ґрунтових вод приводять застосування добрив і отрутохімікатів в сільському господарстві, що викликає зростання в ґрунтових водах вмісту хлоридів в 4-6 разів що перевищує їх фонові концентрації, сульфатів - в 2-4 рази, нітратів - в 6-10 разів. Регіональний характер забруднення пов'язаний також з тими, що випавшими на території України радіонуклідами при аварії на Чорнобильській АЕС. І хоча активність радіонуклідів в підземних водах не перевищує прийнятий контрольний рівень в 18 Бк/дм³, вона вище природного радіаційний рівня в тисячу разів.

У районах тваринницьких комплексів, полях зрошування їх стоками, місцях складування мінеральних добрив і отрутохімікатів забруднення підземних вод має локальний характер. Тут відзначається перевищення гранично допустимих концентрацій (ГДК) по хлоридах і сульфатах у 2-3 рази, нітратам у 4-5 разів, аміаку до 200 разів, нітриту у 2-3 рази.

У промислово-міській агломерації забруднення підземних вод відбувається, передусім, на промплощадках, в місцях зберігання промислових відходів, в районах очисних споруд, звалищ і витоків з

промислових і побутових каналізацій. У безпосередній близькості від джерел забруднення сухий залишок в ґрунтових водах досягає 2-7 г/дм³.

У районах водозаборів для підземних вод характерний досить високий вміст марганцю, який складає 0,1-0,3 мг/дм³ (ГДК=0,1 мг/дм³), збільшуючись у воді окремих свердловин до 0,5 мг/дм³. Підвищений вміст заліза (в порівнянні з ГДК рівним 0,3 мг/дм³) в підземних водах (0,4-3,0 мг/дм³) спостерігається практично повсюдно, його максимальні значення досягають 5-8 мг/дм³, що пов'язано, як правило, з природними гідрогеологічними умовами.

Високий вміст нітратів у воді (45,6-75,1) мг/дм³. На локальне забруднення підземних вод на водозаборах, розташованих на забудованій території, вказує також висока жорсткість води (до 8-10 мг-екв/дм³). У воді окремих експлуатаційних свердловин фіксується високий вміст амоніа (6-8 мг/дм³).

У зв'язку з підтіканням мінералізованих вод в межах водозаборів в окремих свердловинах спостерігається підвищена величина сухого залишку (931,6-1062 мг/дм³), а також високі концентрації хлоридів 346,5-419,5 мг/дм³.

Забруднення підземних вод свинцем зустрічається в одиничних випадках. Вміст свинцю у воді при цьому складає 0,06-0,08 мг/дм³.

Хімічні забруднення у водоносних горизонтах можуть поширюватися на великі відстані.

Біологічне забруднення питної води, що викликається хвороботворними мікроорганізмами, представляє серйозну загрозу здоров'ю населення.

Джерелами забруднення ґрунтових вод зазвичай є ділянки інтенсивної і тривалої фільтрації забруднених фекальних і господарчо-побутових вод - поля фільтрації, вигрібні ями, скотні двори, що поглинають свердловини і колодязі, несправна каналізаційна мережа і тому подібне.

У прибережні (інфільтраційні) водозабори біологічні забруднення можуть поступати разом із забрудненнями річкових вод, що притягаються водозабором.

Дальність поширення мікроорганізмів у водоносному горизонті залежить головним чином від швидкості фільтрації і міри початкового забруднення, проте вона істотно обмежується часом виживання, тобто тривалістю існування мікроорганізмів в підземних водах. Велику роль в зменшенні поширення мікроорганізмів у водоносному горизонті грає також їх адсорбція (адгезія) на частках ґрунту.

В той же час виживання мікроорганізмів у водоносному горизонті значно вища, ніж в поверхневих водах, оскільки в нім відсутні сонячні промені, температура води низька і немає мікробного антагонізму.

Хвороботворні ентеробактерії (черевнотифозні і дизентерійні) у водонасичених пісках і илах можуть жити 28-51 діб. Виживаність кишкової палички в підземних водах складає 3-7 міс, а в окремих випадках більше 12 міс. Деякі хвороботворні бактерії можуть існувати впродовж 170-400 діб.

Тепловим забрудненням умовно можна назвати підвищення температури підземних вод, що відбувається з тих або інших причин при експлуатації водозабору. Температура вод може зрости внаслідок залучення більше нагрітих поверхневих вод (з річок, озер і тому подібне), особливо якщо водозабір розташований поблизу водоймища, а водоносний горизонт складний добре проникними відкладеннями (тріщинуватими скельними породами або галечниками). Підвищення температури підземних вод виникає також на ділянці скидання вод.

Наслідки забруднення підземних вод. Забруднення підземних вод не є локальним процесом, воно тісно пов'язане із забрудненням природного довкілля в цілому. Зони активного водообміну забруднення, що містяться в підземних водах, зрештою потрапляють в річки і озера (області розвантаження).

Забруднення прісних підземних вод, використовуваних для господарсько-питного водопостачання, не лише позначається на здоров'ї людей і стані довкілля, але і призводить до необхідності колосальних витрат на очищення води, ремонт і реконструкцію очисних споруд, додаткових витрат на охорону здоров'я. Це відбувається на тлі недостатньої вивченості і стану забруднення, і впливу багатьох шкідливих компонентів на здоров'ї людей і тварин, і нерозвиненості методів досліджень багатьох нових видів забруднення.

РОЗДІЛ 2 ОПИС ОБ'ЄКТУ ДОСЛІДЖЕННЯ

На рисунку 2.1 представлено об'єкт дослідження – ставок-відстійник промислових стічних вод.

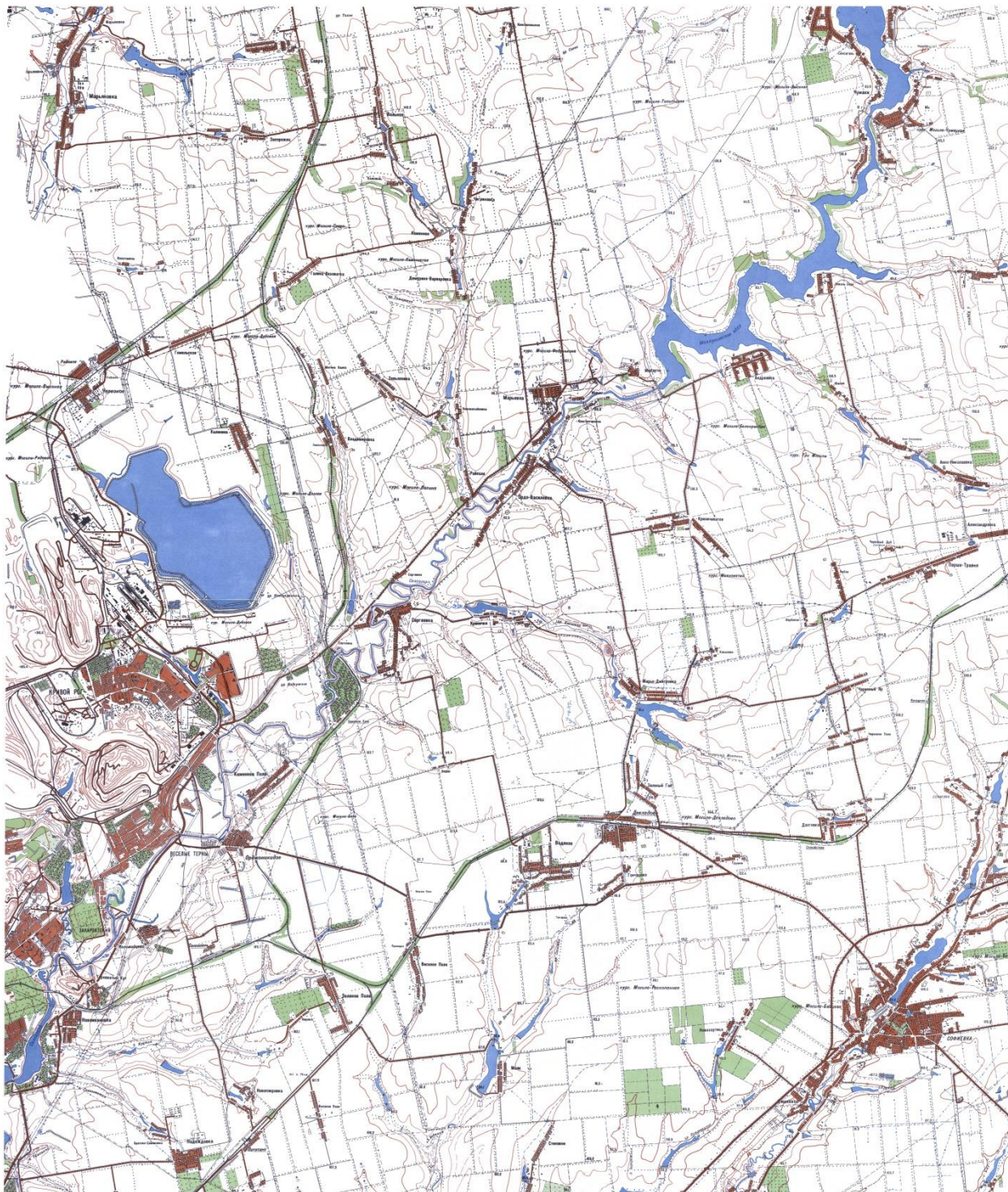


Рисунок 2.1 – Ставок-відстійник промислових стічних вод

I. Загальна характеристика об'єкту дослідження

1. Обсяг видалених відходів - 2605,297 тис. т;
2. Обсяг видалених відходів за попередній рік 129,8 т;
3. Проектний обсяг видалення відходів - 7050,0 тис. м³;
4. Площа, зайнята об'єктом /проектна площа - 84,6 га / 81,7 га.

II. Природно-геологічна характеристика:

1. Розташування:

1.1 віддаленість від населеного пункту (км) - 2,5 км на сході від Нікопольського району, 1,0 км на північний схід від селища;

1.2 віддаленість від водозабірних споруд (км) р. Дніпро - 25,0 км;

2. Абсолютні відмітки поверхні - 158м

3. Глибина залягання підземних вод (м) 60-65 м

4. Якісна оцінка захищеності підземних (напірних) вод (умовні категорії захищеності):

4.1 захищені.

5. Потужність зони аерації (м) - 2,5-3,5 м;

6. Склад і будова зони аерації:

- чорнозем — 0,9 м

- суглинок — 1,0 м;

- глини червоно-бурі — 1,7 м

7. Характеристика ґрунтових вод:

глибна залягання 2,5 - 3,5 м;

в подошві знаходяться глини червоно-бурі живлення горизонту за рахунок атмосферних опадів, фільтраційних втрат з шламонакопичувача.

8. Інші особливості природної захищеності (розлом на тектоніка, карст, наявність гірничих виробок тощо) Зломана тектоніка та карст відсутні. Гірничі виробки знаходяться на значному віддаленні і не чинять ніякого впливу на природну захищеність шламонакопичувача (обводнення гірничих виробок немає).

III. Техніко – технологічна характеристика об'єкту

1. Тип:

1.1. Відкрите заглиблене в землю

1.1.1. Наливне

2. Наявність засобів захисту навколишнього природного середовища від забруднення:

2.1. Донний ізоляційний екран

2.1.1. Відсутній.

2.2. Бортові ізоляційні екрани

2.2.1. Відсутній.

2.3. Обвалювання по периметру

2.3.1 Природне

2.4. Дренажні канави

2.4.1 Земляні.

3. Технологія видалення відходів

3.1. Гідротранспортування напірним шламопроводом (склопластик, СГЛ-І-400), діаметром 400 мм, довжиною 2,5 км.

4. Заходи знешкодження відходів

4.1. Не здійснюється

5. Сортування відходів перед видаленням

5.1 Не здійснюється ;

6. Наявність під'їзних шляхів з твердим покриттям

6.1. Відсутні.

IV. Загальна характеристика відходів, що видаляються.

1. Обсяг відходів, що видаляються, за класами небезпеки (для людини) наведено у таблиці 2.1.

Таблиця 2.1 Обсяг відходів, що видаляються, за класами небезпеки
(для людини)

Код	Найменування	Група	Клас небезпеки	Обсяг видалення (тис. тонн)	
				Всього	За попередній рік
9010.2.3.01	Відходи знезараження та (або) очищення стічних вод	90, відходи вторинні від надання послуг збирання, видалення та обробки відходів	III	2605,297	0,1298

2. Фізичний (агрегатний) стан відходів:

1.1 Шламо - та пастоподібний ;

Шлам має сметано подібну консистенцію;

щільність шламу 1,05-1,17 г/см³.

3. Небезпечні складники відходів (потенційні забруднювачі):

свинець (C27), цинк (C41), молібден (C20), хром (C40), барій (02), ванадій (C06), марганець (C18), алюміній (CO1), залізо (C10), кобальт (C14), стронцій (C30), соляна кислота (C46), магній, кальцій (C85).

4. Наявність газових виділень:

4.1. HCl— 2, 1 т/рік; H₂SO₄— 0,9 т/рік.

V. Відомості про системи спостережень (моніторинг) за якістю вод, ґрунтів та атмосферного повітря у районі об'єкту.

1. Здійснення спостережень (моніторингу) за якістю підземних вод

1.1. Здійснюються згідно графіку проведення відомчого лабораторного контролю якості зворотних вод та підземних вод скважин спостереження шламонакопичувача б. Моргунки.

1.1.1. Через спеціальну мережу свердловин

2. Здійснення спостережень (моніторингу) за якістю поверхневих вод

2.1. Здійснюються (конкретизувати) відбір проб у трьох точках шламонакопичувача один раз на місяць для визначення рН та хімічного складу

3. Здійснення спостережень (моніторингу) за якістю ґрунтів

3.1. Не здійснюються

4. Здійснення спостережень (моніторингу) за якістю атмосферного повітря

4.1. Здійснюються (конкретизувати) контролюється хімічною лабораторією підприємства один раз на місяць згідно затвердженого графіка

VI. Відомості про забруднення навколишнього природного середовища у районі об'єкту

Таблиця 2.2 Відомості про забруднення підземних (ґрунтових)

та поверхневих вод

Показник	Підземні (ґрунтові) води			Поверхневі води		
	Норма, мг/л	Факт, мг/л	Перевищення Факт Норма	Норма, мг/л	Факт, мг/л	Перевищення Факт Норма
1	2	3	4	5	6	7
<i>pH</i>	—	6,9-8,32		—	1,19-3,2	
<i>Cl</i>	350,0	—	—	350,0	420,0	1,2
<i>Al</i>	0,5	0,01-0,64	1.28	0,5	20,9	41,8
<i>Cu</i>	1,0	0,01-0,02		1,0	6,68	6,68
<i>Mn</i>	0,1	0,03-0,89	8,9	0,1	1,92	19,2
<i>Fe</i>	0,3	< 0.1		0,3	26,2	87,3
<i>Pb</i>	0,03	0,23-0.99	7,667-33,0	0,03	0.128	4,27
<i>Cd</i>	0,001	0,001-0,02		0,001	не виявл.	
<i>Co</i>	0,1	0,01-0,05		0,1	0,031	
<i>C₂⁺⁶</i>	0,05	< 0.01		0,05	0,31	6,2
<i>Ni</i>	0,1	0,38-4,92	3,8-49,2	0,1	0,43	4,3
<i>Zn</i>	1,0	0,01-0,02		1,0	0,23	
<i>Mo</i>	0,25	0,01-0.09		0,25	не виявл.	
<i>Mg</i>	—	21.1-425.0	—	—	47,87	—
<i>Ca</i>	—	24, 7-262.0	—	—	158,7	—
<i>NH₄⁺</i>	—	0,1-50,0	—	—	—	
<i>F</i>	1,5	0,08-0,87		1,5	—	
<i>NO₂⁻</i>	3,3	0,016-15,0	4,545	3,3	—	
<i>NO₃⁻</i>	45,0	15,75-140,0	3,11	45,0	—	
<i>SO₄²⁻</i>	500,0	159,12-881,0	1,762	500,0	—	

Таблиця 2.3 Відомості про забруднення атмосферного повітря

Показник	Атмосферне повітря		
	Норма, мг/м ³	Факт, мг/м ³	Перевищення
			Факт Норма
<i>HCl</i>	0,2	0,04-0,19	
<i>H₂SO₄</i>	0,3	0,002 - 0,25	

VII. Порушення вимог експлуатації об'єкту

1. Відсутність проекту
2. Порушення регламенту скиду рідких відходів
3. Відсутність під'їзних доріг з твердим покриттям

VIII. Санітарно-захисна зона об'єкту

1. Встановлена : ширина 1000 м; II клас

1.1. Витримується

IX. Категорія екологічної безпеки об'єкту

Таблиця 2.4 Категорія екологічної безпеки об'єкту

Категорія екологічної безпеки MBV		Ступінь державного контролю, заходи щодо підвищення рівня екологічної безпеки
А	Мало небезпечні	Об'єкти спорадичного регламентного контролю
Б	Помірно небезпечні	Об'єкти періодичного регламентного контролю, визначення шляхів попередження забруднень
В	Небезпечні	Об'єкти постійного контролю, обов'язковість заходів щодо захисту, моніторингу і локалізації забруднень
Г	Надзвичайно небезпечні	Об'єкти особливої (виключної) уваги з боку органів державного контролю. Обов'язковість заходів щодо захисту та моніторингу, припинення експлуатації

Х. Загальна характеристика відходів, що видаляються

Таблиця 2.5 Обсяг відходів, що видаляються, за класами небезпеки

Код	Найменування	Група	Клас небезпеки	Обсяг видалення (тис. тонн)	
				Всього	За попередні роки 2002/ 2003
9010.2.3.01	Відходи знезараження та (або) очищення стічних вод	90, відходи вторинні від надання послуг збирання, видалення та обробки відходів	4	2606,7459	0,569/0,8799

ХІ. Відомості про забруднення навколишнього природного середовища у районі об'єкту

Таблиця 2.6 Відомості про забруднення підземних та поверхневих вод

Показник	Підземні (грунтові) води *			Поверхневі води**		
	Норма, мг/л ДерСанПін №383-2003	Факт, мг/л	Перевищення	Норма, мг/л для воротніх вод (ТУ СТП 05 02-65-85)	Факт, мг/л	Перевищення
			Факт Норма			Факт Норма
1	2	3	4	5	6	7
<i>pH</i>	6,5 — 8,5	7,68	—	7-8,5	2,8	0,33
<i>Cl⁻</i>	350,0	—	—	д 250	—	—
<i>Al</i>	0,5	1,19	2,24	—	2,33	—
<i>Cu</i>	1,0	0,145	—	—	0,36	—
<i>Mn</i>	0,1	0,047	—	—	0,051	—
<i>Fe</i>	0,3	5,48	18,27	—	9,28	—
<i>Pb</i>	0,03	0,029	0	—	0,075	—
<i>Cd</i>	0,001	0,017	17	—	0,0067	—
<i>Co</i>	0,1	0,09	—	—	0,025	—
<i>C₂⁺⁶</i>	0,05	0,089	1,78	—	0,18	—
<i>Ni</i>	0,1	0,015	—	—	0,011	—
<i>Zn</i>	1,0	0,008	—	—	0,0089	—
<i>Mo</i>	0,25	—	—	—	—	—
<i>Mg</i>	Не менше 10 не більше 80	—	—	—	—	—
<i>Ca</i>	—	—	—	—	—	—
<i>NH₄⁺</i>	—	1,84	—	—	—	—
<i>F</i>	1,5	1	—	—	—	—
<i>NO₂⁻</i>	3,3	1,1	4,545	—	—	—
<i>NO₃⁻</i>	45,0	43,65	3,11	—	—	—
<i>SO₄²⁻</i>	500,0	274,0	1,762	до 300	—	—

* - спостережні свердловини, ** - рідка фаза накопичувана

Таблиця 2.7 Відомості про забруднення атмосферного повітря

Показник	Атмосферне повітря		
	Норма мг/м ³ (макс/раз) КД 52.04.186-89	Факт мг/м ³ (макс/раз)	Перевищення
			Факт
<i>HCl</i>	0,2	0,06	-
<i>H₂SO₄</i>	0,3	-	-

Таблиця 2.8 Результати аналізу проб води з шламонакопичувача та спостережливих свердловин біля міста Нікополь Нікопольського району

	Вміст забруднюючих речовин, мг/дм ³										
	<i>pH</i>	<i>Fe</i>	<i>Pb</i>	<i>Cd</i>	<i>Zn</i>	<i>Ni</i>	<i>Cu</i>	<i>Ce</i>	<i>Co</i>	<i>Mn</i>	<i>Al</i>
Свердловина№5	7,1	9,7	0,043	0,022	0,0036	0,042	0,31	0,059	0,208	0,051	2,95
Свердловина№6	7,5	3,28	0,0085	0,0021	0,0034	0,0011	0,008	0,124	0,34	0,052	0,57
Свердловина№7	8,4	4,27	0,0459	0,016	0,0075	0,037	0,087	0,044	0,11	0,04	2,35
Свердловина№26	7,1	4,47	0,021	0,034	0,019	0,0153	0,091	0,079	0,104	0,05	0,94
Свердловина№27	7,8	2,7	0,0197	0,03	0,0032	0,0133	0,067	0,105	0,069	0,051	1,64
Свердловина№28	7,1	4,47	0,021	0,0082	0,0055	0,0062	0,36	0,156	0,025	0,0348	1,0
Свердловина№29	7,7	5,0	0,0055	0,0037	0,023	0,0081	0,023	0,009	0,013	0,051	0,28
Свердловина№30	7,9	12,0	0,091	0,038	0,0052	0,0074	0,11	0,15	0,015	0,052	0,18
Свердловина№31	8,6	3,43	0,012	0,0032	0,0027	0,0093	0,25	0,079	0,014	0,044	0,168
Шламо- накопичувач	2,8	9,28	0,075	0,0067	0,0089	0,011	0,36	0,18	0,025	0,051	2,33

РОЗДІЛ 3 ТЕОРЕТИЧНІ ОСНОВИ МАСОПЕРЕНОСУ В ГРУНТОВИХ ВОДАХ

У справжній роботі розглядаються питання руху забруднювача в ґрунтовому (безнапірному) потоці. Одержимо рівняння фільтрації, що буде використовуватися для рішення завдань масопереносу забруднювача в підземних водах. Розглянемо безнапірний підземний потік. Нехай $z = h \cdot (x, y)$ - рівняння поверхні водоупора. Виділимо в підземному потоці контрольний обсяг з підставою $dx dy$. Нехай $h = h \cdot (x, y, t)$ - ордината вільної поверхні в обраному контрольному обсязі. Тоді в контрольному обсязі укладена маса води:

$$M = \rho \cdot \mu \cdot (h \cdot (x, y, t) - h_o(x, y)) \cdot dx dy,$$

де ρ - щільність води;

μ - недолік насичення.

За час dt через грань 1 усередину контрольного обсягу зайде маса води:

$$M_1 = \rho(h - h_o) \cdot u \cdot dy dt ,$$

де u - швидкість фільтрації на грані 1.

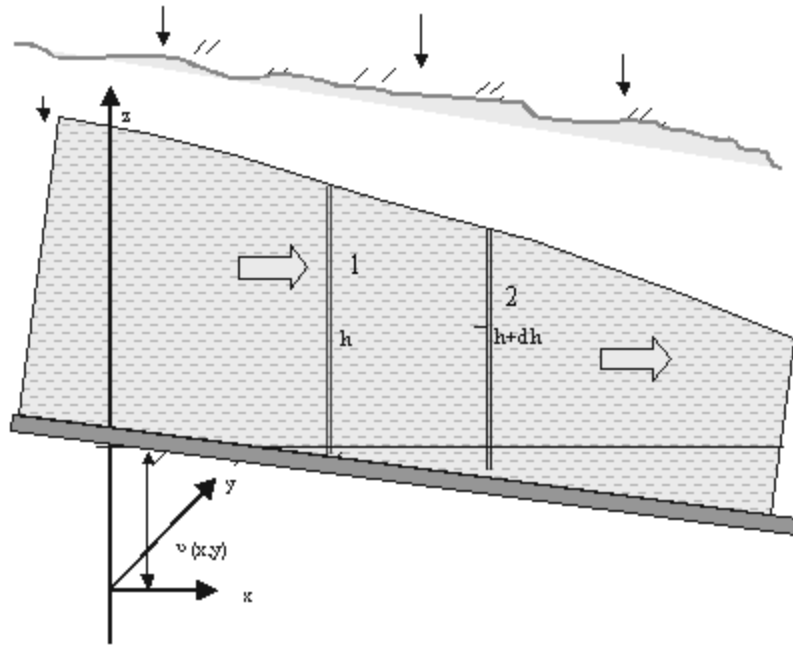


Рисунок 3.1 – Схема фільтраційного потоку

За час dt через грань 2 з обсягу вийде маса води:

$$M_2 = (\rho \cdot u(h - h_o) + d(\rho \cdot u(h - h_o)))dydt = \rho \cdot u(h - h_o) + \frac{\partial}{\partial x}[\rho \cdot u \cdot (h - h_o)] \cdot dx dy dt.$$

Зміна маси води в контрольному обсязі за рахунок плин у напрямку осі X становить:

$$\Delta M_x = M_2 - M_1 = \frac{\partial}{\partial x}[\rho \cdot u \cdot (h - h_o)] \cdot dx dy dt.$$

Аналогічним образом, зміна маси води в контрольному обсязі за рахунок руху в напрямку вісі Y складе:

$$\Delta M_y = \frac{\partial}{\partial y}[\rho v \cdot (h - h_o)] \cdot dx dy dt,$$

де v - швидкість фільтрації в напрямку осі Y.

Зміна маси води в контрольному обсязі за час dt буде дорівнювати:

$$\frac{\partial M}{\partial t} dt = \frac{\partial}{\partial t}[\rho \mu \cdot (h - h_o)] \cdot dx dy dt.$$

Тоді рівняння балансу маси води в контрольному обсязі можна записати у вигляді:

$$\frac{\partial}{\partial t} [\rho \mu \cdot (h - h_o)] \cdot dx dy dt + \frac{\partial}{\partial x} [\rho u \cdot (h - h_o)] \cdot dx dy dt + \frac{\partial}{\partial y} [\rho v \cdot (h - h_o)] \cdot dx dy dt = 0.$$

Роблячи скорочення, одержимо:

$$\frac{\partial}{\partial t} [\rho \mu \cdot (h - h_o)] + \frac{\partial}{\partial x} [\rho u \cdot (h - h_o)] + \frac{\partial}{\partial y} [\rho v \cdot (h - h_o)] = 0.$$

Беручи до уваги закон Дарси (К-Коефіцієнт фільтрації), маємо:

$$u = -K \frac{\partial h}{\partial x},$$

$$v = -K \frac{\partial h}{\partial y}.$$

Підставляючи ці вираження у формулу, що виражає баланс маси води в контрольному обсязі й приймаючи, що $\rho = \text{const}$, одержимо:

$$\frac{\partial \mu h}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial x} \left(K(h - h_o) \frac{\partial h}{\partial x} \right) + \frac{\partial}{\partial y} \left(K(h - h_o) \frac{\partial h}{\partial y} \right). \quad (3.1)$$

Якщо має місце надходження (відтік) води з контрольного обсягу (наприклад, за рахунок просочування води зверху, випару), то в дане рівняння варто додати доданок, що враховує ці процеси:

$$\frac{\partial \mu h}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial x} \left(K(h - h_o) \frac{\partial h}{\partial x} \right) + \frac{\partial}{\partial y} \left(K(h - h_o) \frac{\partial h}{\partial y} \right) + W, \quad (3.2)$$

де w - облік припливу ($W > 0$) або відтоку ($W < 0$).

Дане рівняння називається узагальненим рівнянням Буссинеска.

У ряді практичних випадків $h_o = 0$ (горизонтальний водоупор), тоді рівняння Буссинеска приймає вид:

$$\frac{\partial \mu h}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial x} \left(Kh \frac{\partial h}{\partial x} \right) + \frac{\partial}{\partial y} \left(Kh \frac{\partial h}{\partial y} \right) + W. \quad (3.3)$$

Рівняння фільтрації є нелінійними. На практиці, нерідко лінеаризують рівняння фільтрації безнапірного потоку, наприклад, думаючи, що в правій частині рівняння $h = h_s$, де h_s - середня потужність потоку. Тоді рівняння фільтрації приймає вид

$$\frac{\partial \mu h}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial x} (kh_s \frac{\partial h}{\partial x}) + \frac{\partial}{\partial y} (kh_s \frac{\partial h}{\partial y}) + W. \quad (3.4)$$

Відзначимо, що в ряді практичних випадків думають $\mu = const$.

На базі розглянутих рівнянь фільтрації в даній роботі будуються чисельні моделі руху підземного безнапірного потоку. Модель фільтрації служить для розрахунку величини h з наступним розрахунком поля швидкості на базі закону Дарси.

Розглянемо висновок рівняння масопереноса. Нехай пористий простір повністю заповнений водою. Виділимо у фільтраційному потоці контрольний обсяг у вигляді паралелепіпеда зі сторонами $dx \, dy \, dz$ (рис. 3.2).

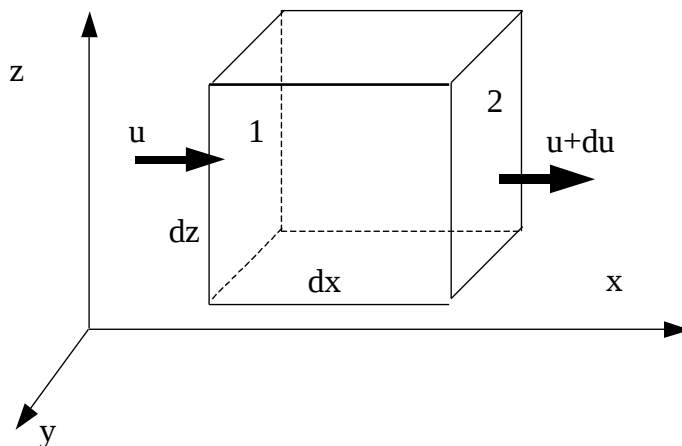


Рисунок 3.2 – Контрольний обсяг для висновку рівняння переносу домішки

При висновку рівняння міграції домішки в підземному потоці для застосування моделі сплошности будемо розглядати швидкість фільтрації на гранях контрольного обсягу. Нехай на грані 1 швидкість фільтрації рідини дорівнює u і концентрація домішки в одиниці об'єму рідини – ϕ [кг/м³]. Тоді на грані 2, розташованій на відстані dx від грані 1, ці параметри будуть рівні:

$$u + du = \left(u + \frac{\partial u}{\partial x} dx \right),$$

$$\varphi + d\varphi = \varphi + \frac{\partial \varphi}{\partial x} dx.$$

Будемо думати, що пасивна (не впливає на гідродинаміку фільтраційного плинну) домішка переміщається з рідиною.

За час dt через грань 1 з фільтраційним потоком усередину контрольного обсягу ввійде маса домішки:

$$\varphi u dy dz dt.$$

За цей же час через грань 2 з контрольного обсягу вийде маса домішки:

$$\left(\varphi u + \frac{\partial \varphi u}{\partial x} dx \right) dy dz dt.$$

Будемо вважати, що перенос домішки через грані контрольного обсягу здійснюється також за рахунок дисперсії. Тоді, через грань 1 за час dt буде перенесена маса домішки:

$$q|_1 = -D_x \frac{\partial \varphi}{\partial x} dz dy dt,$$

а через грань 2:

$$q_2 = q|_1 + \frac{\partial q}{\partial x} dx = \left(-D_x \frac{\partial \varphi}{\partial x} - \frac{\partial}{\partial x} \left(D_x \frac{\partial \varphi}{\partial x} \right) dx \right) dz dy dt,$$

де D_x – коефіцієнт дисперсії.

Зміна маси домішки в контрольному обсязі в напрямку осі ox складе:

$$\begin{aligned} & \left(u\varphi + \frac{\partial u\varphi}{\partial x} dx + q + \frac{\partial q}{\partial x} dx \right) dy dz dt - (u\varphi + q) dy dz dt = \\ & = \left(\frac{\partial u\varphi}{\partial x} - \frac{\partial}{\partial x} \left(D_x \frac{\partial \varphi}{\partial x} \right) \right) dx dz dy dt. \end{aligned}$$

При висновку даного вираження минулого відкинуті складаються другого порядку малості. Аналогічно, зміна кількості домішки в контрольному обсязі за рахунок процесів конвекції й дисперсії в напрямку осей oy і oz складе:

$$\left(\frac{\partial v\varphi}{\partial y} - \frac{\partial}{\partial y} \left(D_y \frac{\partial \varphi}{\partial y} \right) \right) dx dy dz dt,$$

$$\left(\frac{\partial w \varphi}{\partial z} - \frac{\partial}{\partial z} \left(D_z \frac{\partial \varphi}{\partial z} \right) \right) dx dy dz dt,$$

де v, w - компоненти вектора швидкості фільтрації в напрямку осей oy і oz .

Нагромадження домішки в контрольному обсязі $dx dy dz$ за час dt буде дорівнювати:

$$\frac{\partial \varphi \cdot n}{\partial t} dx dy dz dt,$$

де n - активна пористість.

Це нагромадження викликане плином домішки через границі контрольного обсягу за час dt . Рівняння балансу маси домішки для контрольного обсягу буде мати вигляд:

$$\frac{\partial n \varphi}{\partial t} + \frac{\partial u \varphi}{\partial x} + \frac{\partial v \varphi}{\partial y} + \frac{\partial w \varphi}{\partial z} = \frac{\partial}{\partial x} \left(D_x \frac{\partial \varphi}{\partial x} \right) + \frac{\partial}{\partial y} \left(D_y \frac{\partial \varphi}{\partial y} \right) + \frac{\partial}{\partial z} \left(D_z \frac{\partial \varphi}{\partial z} \right). \quad (3.5)$$

Це рівняння є одним з базових рівнянь при рішенні завдань переносу забруднення в підземних водах.

У рівнянні (3.5) для більше повного опису процесу руху домішки розрізняють коефіцієнти дисперсії по різних напрямках. Однак при практичному його використанні значні труднощі складаються у визначенні залежностей $D = f(x, y, z)$. Експериментальне визначення параметра дисперсії в натурних умовах вимагає більших тимчасових і матеріальних витрат. Слід зазначити, що коефіцієнти дисперсії визначаються шляхом застосування аналітичного рішення рівняння масопереноса при обробці даних фізичного експерименту, проведеного з метою визначення поля концентрації забруднювача.

При дослідженні процесів масопереноса часто необхідно враховувати процеси сорбції, поглинання.

Для опису процесу необоротної сорбції використовується залежність виду:

$$\frac{\partial N}{\partial t} = \sigma \varphi,$$

де N – кількість речовини, поглиненого твердою фазою, в одиниці виділеного обсягу $[\text{кг}/\text{м}^3]$;

σ - константа швидкості сорбції $[1/\text{с}]$;

φ – концентрація речовини в рідкому середовищі $[\text{кг}/\text{м}^3]$.

Дана залежність описує необмежено більшу сорбційну ємність породи. При моделюванні нерідко процес кінетики сорбції описується також рівнянням:

$$\frac{\partial N}{\partial t} = \sigma(\varphi - \varphi_p), \quad (3.6)$$

де φ - середня концентрація домішки в рідкій фазі;

φ_p – концентрація рівноваги.

Точність прогнозів залежить від точності завдання параметрів моделі.

У ряді випадків при дослідженні міграції забруднень у підземних водах необхідно враховувати процес розпаду домішки. Для моделювання цього процесу можна використовувати рівняння кінетики першого порядку [34]:

$$\frac{\partial \varphi}{\partial t} = -\sigma_p \varphi, \quad (3.7)$$

де σ_p – константа швидкості розпаду домішки, $[1/\text{с}]$.

Якщо обмежуватися рівнянням кінетики сорбції (або розпаду) то рівняння масопереноса домішки у фільтраційному потоці прийме вид

$$\begin{aligned} \frac{\partial n\varphi}{\partial t} + \frac{\partial u\varphi}{\partial x} + \frac{\partial v\varphi}{\partial y} + \frac{\partial w\varphi}{\partial z} + \sigma_p \varphi = \\ = \frac{\partial}{\partial x} \left(D_x \frac{\partial \varphi}{\partial x} \right) + \frac{\partial}{\partial y} \left(D_y \frac{\partial \varphi}{\partial y} \right) + \frac{\partial}{\partial z} \left(D_z \frac{\partial \varphi}{\partial z} \right). \quad \square \end{aligned} \quad (3.8)$$

На практиці джерела забруднення досить різноманітні, однак універсальним способом їхнього математичного опису буде подання їх через дельта-функції Дірака. Це подання викидів у вигляді системи крапкових джерел, які можуть бути постійно діючими (стаціонарними), або джерелами, що діють протягом певного часу.

Надалі джерела забруднення інтенсивністю Q_i , розташовані у фільтраційних потоках, будемо описувати за допомогою дельта-функції Дірака. У цьому випадку рівняння руху забруднювача у фільтраційному потоці прийме вид:

$$\frac{\partial n\varphi}{\partial t} + \frac{\partial u\varphi}{\partial x} + \frac{\partial v\varphi}{\partial y} + \frac{\partial w\varphi}{\partial z} + \sigma_p \varphi = \frac{\partial}{\partial x} \left(D_x \frac{\partial \varphi}{\partial x} \right) + \frac{\partial}{\partial y} \left(D_y \frac{\partial \varphi}{\partial y} \right) + \frac{\partial}{\partial z} \left(D_z \frac{\partial \varphi}{\partial z} \right) + \sum Q_i(t) \delta(x-x_i) \delta(y-y_i) \delta(z-z_i), \quad (3.9)$$

де $Q_i(t)$ – інтенсивність крапкового викиду,

x_i, y_i, z_i – координати розташування крапкового джерела забруднення, кг/з,

$\delta(x-x_i), \delta(y-y_i), \delta(z-z_i)$, – позначення дельта-функція Дірака.

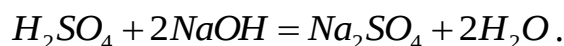
При рішенні багатьох прикладних завдань має сенс використовувати двовимірну планову модель переносу домішки у фільтраційному потоці [34, 35]:

$$\frac{\partial n\varphi}{\partial t} + \frac{\partial(u\varphi)}{\partial x} + \frac{\partial(v\varphi)}{\partial y} + \tilde{\sigma}_p \varphi = \frac{\partial}{\partial x} \left(D_x \frac{\partial \varphi}{\partial x} \right) + \frac{\partial}{\partial y} \left(D_y \frac{\partial \varphi}{\partial y} \right) + \sum \bar{Q}_i(t) \delta(x-x_i) \delta(y-y_i), \quad (3.10)$$

де $\bar{Q}_i(t)$ – осереднення по глибині потоку інтенсивність крапкового викиду.

При висновку рівняння (3.10) приймається, що глибина потоку $h = \text{const}$.

Якщо розглядається процес хімічної взаємодії, то в розробленій прикладній моделі ця хімічна взаємодія розраховується на базі інженерного підходу, у такий спосіб. Наприклад, якщо розглядається взаємодія нейтралізатора (луг), подаваного в область, де перебуває кислота, то основою розрахунку є рівняння кінетики, наприклад, таке:



Схематично реакцію взаємодії можна записати так:



Рівняння кінетики показує співвідношення: яка кількість (маса) нейтралізатора необхідно для нейтралізації конкретної кількості (маса) забруднювача. Це співвідношення використовується в чисельній моделі при розрахунку зміни кількості нейтралізатора й забруднювача в кожному контрольному обсязі при їхній хімічній взаємодії.

Процес розрахунку на кожному *тимчасовому* кроці складається з декількох етапів. На першому етапі здійснюється розрахунок переносу забруднювача, що потрапив у потік (наприклад, кислота), на другому етапі - здійснюється розрахунок руху нейтралізатора. Після виконання цих двох етапів відома концентрація забруднювача й нейтралізатора в кожному контрольному обсязі (різницевому осередку). На третьому етапі, використовуючи рівняння кінетики, здійснюється розрахунок зміни концентрації, як забруднювача, так і нейтралізатора внаслідок їхньої взаємодії:

$$\varphi_k^{n+1} = \varphi_k^n - \frac{aM_a}{bM_b} \varphi_k,$$

$$\varphi_n^{n+1} = \varphi_n^n - \frac{bM_b}{aM_a} \varphi_n,$$

де φ_k^{n+1} – значення концентрації кислоти на новому тимчасовому шарі $n+1$;

φ_n^{n+1} – значення концентрації нейтралізатора на новому тимчасовому шарі $n+1$;

M_a – молярна маса забруднювача (наприклад, кислота)

M_b – молярна маса нейтралізатора;

a, b – стехіометричні коефіцієнти в рівнянні реакції.

У результаті хімічної взаємодії відбувається зменшення концентрації забруднювача й нейтралізатора в кожному контрольному обсязі й розрахунок повторюється заново. При рішенні завдань приймалося, що час реакції досить швидко, тобто компоненти реагують миттєво. Якщо для реакції необхідно інше співвідношення реагуючих речовин, чим визначено стехіометричним співвідношенням, то при практичному застосуванні пакета програм, досить тільки задати необхідне співвідношення.

На закінчення даного розділу розглянемо постановку крайових умов для наведених рівнянь фільтрації й масопереносу. При проведенні практичних розрахунків на базі планової моделі рівняння фільтрації

безнапірного потоку (3.5), планової моделі рівняння масопереноса (3.10) розрахункова область має форму прямокутника (рис. 3.3).

У тривимірному випадку - паралелепіпеда.

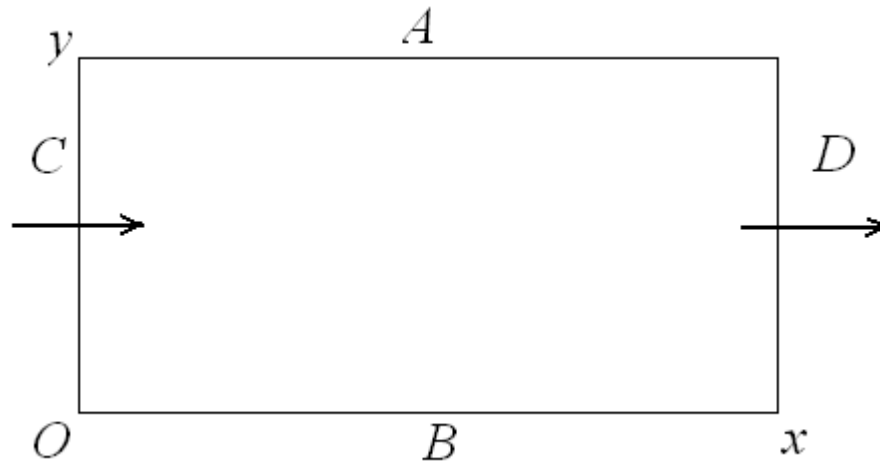


Рисунок 3.3 – До постановки граничних умов

Нижня й верхня границі розрахункової області (границі А, В) вважаються твердими непроникними стінками, де реалізуються умови не протікання: $\frac{\partial \varphi}{\partial n} = 0, \frac{\partial h}{\partial n} = 0$, де n – одиничний вектор зовнішньої нормалі до границі. У дискретній моделі для реалізації цієї умови використовуються фіктивні осередки [39]. На границі втекання ставиться умова виду: $\varphi = \varphi_0$, де φ_0 – відоме значення концентрації домішки, внесене в розрахункову область (у розглянутих задачах це нульове значення концентрації). На границі виходу потоку з розрахункової області (наприклад, границя D) ставиться “м’яке” умова виду $\frac{\partial \varphi}{\partial n} = 0$ [34]. У дискретній моделі ця умова можна представити, наприклад для двомірного завдання, у вигляді:

$$\varphi(i+1, j) = \varphi(i, j).$$

Для напору на вхідній і вихідній границях ставляться умови виду: $h=h_C, h=h$, де h_C, h - задане значення величини напору на границі розрахункової області. На твердих поверхнях (підземна захисна стіна)

ставиться умову непротікання. У початковий момент часу $t=0$ у розрахунковій області задається пьезометричний напір, положення області забруднення, її розміри, форма (у плані для двовірних завдань і просторова форма у випадку тривимірних завдань), значення концентрації забруднювача в цій області. При рішенні завдань, пов'язаних з подачею нейтралізатора в початковий момент часу, покладається, що концентрація нейтралізатора в розрахунковій області дорівнює нулю. При розгляді конкретних завдань приводиться опис крайових умов.

Для практичного застосування розглянутих моделей фільтрації й масопереноса необхідно задати ряд фізичних параметрів. Значення цих параметрів може бути встановлене на основі лабораторних досліджень. Визначення параметрів у польових умовах вимагає значних витрат часу. Нерідко при моделюванні тих або інших процесів, особливо на початковому етапі, коли відсутня надійна гідрогеологічна інформація про об'єкт, проектувальник обмежується даними про фізичні параметри, наведеними в літературі, а іноді - і інтуїцією (багато в чому заснований на особистому досвіді). Проте, результати таких розрахунків можуть мати більшу практичну цінність, тому що дозволяють швидко, принципово оцінити антропогенне навантаження на підземні води, а також прогнозувати можливий вплив джерела забруднення на інші об'єкти (ріки, озера й т.п.).

При рішенні завдань розглянутого класу для практичної реалізації моделей необхідно знати:

- ✓ коефіцієнт фільтрації;
- ✓ активну пористість;
- ✓ коефіцієнт σ , що враховує процес сорбції забруднювача на частках ґрунту, його хімічний розпад;
- ✓ напрямок фільтраційного потоку (для його визначення можна скористатися в польових умовах методом Тіма);
- ✓ швидкість фільтраційного потоку (визначається досвідченим шляхом у польових умовах або розрахунковим шляхом).

Оскільки ми не знаємо, де відбудеться аварійний розлив, то не можемо заздалегідь організувати проведення гідрогеологічних досліджень із метою одержання достовірної інформації про необхідні фізичні параметри й коефіцієнти. Однак необхідно пам'ятати, що як би ретельно не були визначені шукані коефіцієнти для зразків ґрунту, узятих з контрольних шпар, ми залишаємося в повнім невіданні щодо цих параметрів для простору, розташованого між контрольними шпарами. Тому на практиці доводиться переходити до екстраполяції, а погрішність такої екстраполяції може бути істотною.

Узагальнений коефіцієнт D визначається в такий спосіб:

$$D = D_{\text{мол}} + D_{\theta},$$

де $-D_{\text{мол}}$ коефіцієнт молекулярної дифузії;

D_{θ} – коефіцієнт гідравлічної дисперсії.

На практиці звичайно $D_{\theta} > D_{\text{мол}}$. Коефіцієнт D_{θ} розраховується в такий спосіб:

$$D_{\theta} \approx \delta_1 \cdot V,$$

де δ_1 – коефіцієнт, що залежить від роду ґрунту й напрямку потоку (параметр розсіювання);

V - Швидкість фільтрації.

При рішенні завдань масопереноса можна використовувати наступні орієнтовні значення пористості: $n=0,1$ (0,3 - піски, супеси).

Поле швидкості фільтраційного потоку, що входить у рівняння переносу домішки, визначається експериментальним шляхом або з рішення фільтраційного завдання, але при цьому необхідно пам'ятати, що поле швидкості повинне підкорятися рівнянню нерозривності.

РОЗДІЛ 4 ПОПЕРЕМІННО-ТРИКУТНА РІЗНИЦЕВА СХЕМА ДЛЯ ЧИСЕЛЬНОГО ІНТЕГРУВАННЯ РІВНЯННЯ ПЕРЕНОСУ ЗАБРУДНЕННЯ

Для чисельного інтегрування двовимірного рівняння масопереносу використовується неявна поперемінно-трикутна різницева схема.

Процес переносу забруднення в підземних водах у випадку двовимірної постановки завдання описується рівнянням виду:

$$n \frac{\partial \varphi}{\partial t} + \frac{\partial u \varphi}{\partial x} + \frac{\partial v \varphi}{\partial y} + \sigma \cdot \varphi = \frac{\partial}{\partial x} \left(D_x \frac{\partial \varphi}{\partial x} \right) + \frac{\partial}{\partial y} \left(D_y \frac{\partial \varphi}{\partial y} \right) + \sum_{i=1}^N Q_i(t) \delta(r - r_i(t)) \quad (4.1)$$

з відповідними граничними й початковими умовами.

Побудуємо абсолютно стійку неявну різницеву схему для рішення рівняння (4.1) в області:

$$G = \{0 \leq t \leq T, 0 \leq x \leq X, 0 \leq y \leq Y\},$$

розбитою рівномірною прямокутною сіткою. Невідоме значення концентрації забруднення будемо визначати в центрі різницевого осередків, а компоненти вектора швидкості u , v – на сторонах осередків (рис. 4.1).

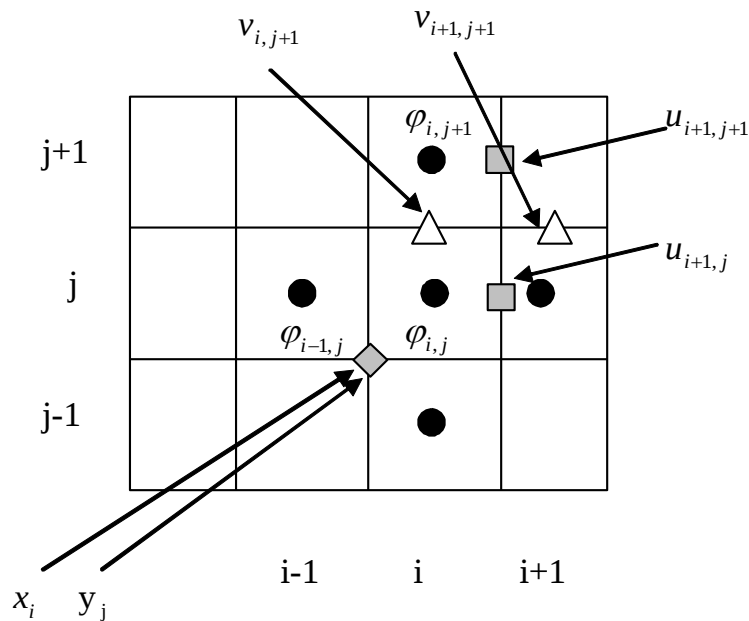


Рисунок 4.1 – Схема вузлів для визначення змінних
у різницевих алгоритмах

Похідну за часом апроксимуємо розділеною різницею «назад»

$$\frac{\partial \varphi}{\partial t} \approx \frac{\varphi_{ij}^{n+1} - \varphi_{ij}^n}{\Delta t}.$$

Виділимо в конвективних похідних що складаються односпрямованого переносу й запишемо їх у вигляді:

$$\begin{aligned} \frac{\partial u \varphi}{\partial x} &= \frac{\partial u^+ \varphi}{\partial x} + \frac{\partial u^- \varphi}{\partial x} \\ \frac{\partial v \varphi}{\partial y} &= \frac{\partial v^+ \varphi}{\partial y} + \frac{\partial v^- \varphi}{\partial y}, \end{aligned} \quad (4.2)$$

$$\text{де } u^+ = \frac{u + |u|}{2}; \quad u^- = \frac{u - |u|}{2}; \quad v^+ = \frac{v + |v|}{2}; \quad v^- = \frac{v - |v|}{2}.$$

З обліком (4.2) апроксимуємо конвективні похідні розділеними різницями «проти потоку» на верхньому тимчасовому шарі:

$$\begin{aligned} \frac{\partial u^+ \varphi}{\partial x} &\approx \frac{u_{i+1,j}^+ \varphi_{ij}^{n+1} - u_{ij}^+ \varphi_{i-1,j}^{n+1}}{\Delta x} = L_x^+ \varphi^{n+1}; \\ \frac{\partial u^- \varphi}{\partial x} &\approx \frac{u_{i+1,j}^- \varphi_{i+1,j}^{n+1} - u_{ij}^- \varphi_{ij}^{n+1}}{\Delta x} = L_x^- \varphi^{n+1}; \\ \frac{\partial v^+ \varphi}{\partial y} &\approx \frac{v_{i,j+1}^+ \varphi_{ij}^{n+1} - v_{ij}^+ \varphi_{i,j-1}^{n+1}}{\Delta y} = L_y^+ \varphi^{n+1}; \\ \frac{\partial v^- \varphi}{\partial y} &\approx \frac{v_{i,j+1}^- \varphi_{i,j+1}^{n+1} - v_{ij}^- \varphi_{ij}^{n+1}}{\Delta y} = L_y^- \varphi^{n+1}. \end{aligned} \quad (4.3)$$

Компоненти швидкості u будемо визначати на вертикальних гранях різницевих осередків, а компоненти швидкості v – на горизонтальних гранях. Індеси цих граней відповідають індексам осередків, розташованих правіше або вище відповідної грані (рис. 4.1).

Другі похідні апроксимуємо в такий спосіб:

$$\begin{aligned} \frac{\partial}{\partial x} (D_x \frac{\partial \varphi}{\partial x}) &\approx \tilde{D}_{xp} \frac{\varphi_{i+1,j}^{n+1} - \varphi_{ij}^{n+1}}{\Delta x^2} - \tilde{D}_{xl} \frac{\varphi_{ij}^{n+1} - \varphi_{i-1,j}^{n+1}}{\Delta x^2} = \\ &= M_{xx}^- \varphi^{n+1} + M_{xx}^+ \varphi^{n+1} \\ \frac{\partial}{\partial y} (D_y \frac{\partial \varphi}{\partial y}) &\approx \tilde{D}_{yp} \frac{\varphi_{i,j+1}^{n+1} - \varphi_{ij}^{n+1}}{\Delta y^2} - \tilde{D}_{yl} \frac{\varphi_{ij}^{n+1} - \varphi_{i,j-1}^{n+1}}{\Delta y^2} = \\ &= M_{yy}^- \varphi^{n+1} + M_{yy}^+ \varphi^{n+1} \end{aligned} \quad (4.4)$$

$$\text{де } \tilde{D}_{xp} = \frac{2D_{i+1,j}D_{ij}}{D_{i+1,j} + D_{ij}}, \quad \tilde{D}_{xl} = \frac{2D_{i,j}D_{i-1,j}}{D_{ij} + D_{i-1,j}}$$

Тут $L_x^+, L_x^-, L_y^+, L_y^-, M_{xx}^+, M_{xx}^-, M_{yy}^+, M_{yy}^-$ – умовні позначки різницевого операторів. З обліком наведених вище позначень запишемо різницевий аналог рівняння:

$$\begin{aligned} n \frac{\varphi_{ij}^{n+1} - \varphi_{ij}^n}{\Delta t} + L_x^+ \varphi^{n+1} + L_x^- \varphi^{n+1} + L_y^+ \varphi^{n+1} + L_y^- \varphi^{n+1} + \sigma \varphi_{ij}^{n+1} = \\ = (M_{xx}^+ \varphi^{n+1} + L_{xx}^- \varphi^{n+1} + L_{yy}^+ \varphi^{n+1} + L_{yy}^- \varphi^{n+1}) + q_{ij} \delta_{ij}. \end{aligned} \quad (4.5)$$

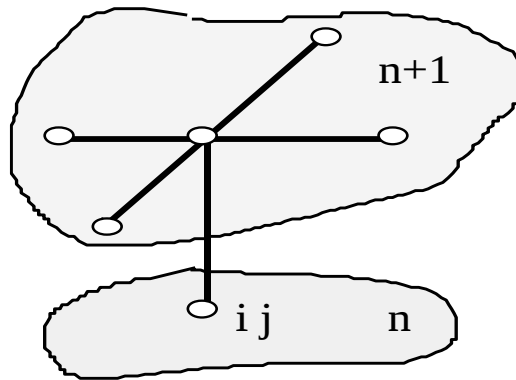


Рисунок 4.2 – Форма шаблону різницевого рівняння (4.5)

Позначимо δ_{ij} – число “1” або “0”, залежно від того, розташований чи ні в різницевому осередку “ ij ” джерело забруднення. Значення q_{ij} дорівнює інтенсивності q_k відповідного k -го джерела, розміщеного в різницевому осередку “ ij ”, діленої на площу цього осередку

$$q_{ij} = q_k / \Delta x / \Delta y.$$

Шаблон різницевого рівняння (4.5) наведений на рисунку 4.2, звідки видно, що на верхньому тимчасовому шарі $t = t^{n+1}$ використовуються невідомі значення функції у п’яти крапках різницевої сітки.

Розщепимо різницеве рівняння (4.5) на чотири різницевих рівняння так, щоб на кожному кроці враховувався лише один напрямок переносу збурювань, обумовлене знайомий при конвективній похідній. У цьому

випадку різнищеві рівняння мають вигляд на першому кроці розщеплення

$$k = \frac{1}{4} :$$

$$\begin{aligned} n \frac{\varphi_{ij}^{n+k} - \varphi_{ij}^n}{\Delta t} + \frac{1}{2} (L_x^+ \varphi^k + L_y^+ \varphi^k) + \frac{\sigma}{4} \varphi_{ij}^k = \\ = \frac{1}{4} (M_{xx}^+ \varphi^k + M_{xx}^- \varphi^n + M_{yy}^+ \varphi^k + M_{yy}^- \varphi^n) + \sum_{l=1}^N \frac{\bar{q}_l}{4} \delta_l ; \end{aligned}$$

на другому кроці розщеплення $k = n + \frac{1}{2}; c = n + \frac{1}{4} :$

$$\begin{aligned} n \frac{\varphi_{ij}^k - \varphi_{ij}^c}{\Delta t} + \frac{1}{2} (L_x^- \varphi^k + L_y^- \varphi^k) + \frac{\sigma}{4} \varphi_{ij}^k = \\ = \frac{1}{4} (M_{xx}^- \varphi^k + M_{xx}^+ \varphi^c + M_{yy}^- \varphi^k + M_{yy}^+ \varphi^c) + \sum_{l=1}^N \frac{\bar{q}_l}{4} \delta_l ; \end{aligned}$$

на третьому кроці розщеплення $k = n + \frac{3}{4}; c = n + \frac{1}{2} :$

$$\begin{aligned} n \frac{\varphi_{ij}^k - \varphi_{ij}^c}{\Delta t} + \frac{1}{2} (L_x^+ \varphi^k + L_y^- \varphi^k) + \frac{\sigma}{4} \varphi_{ij}^k = \\ = \frac{1}{4} (M_{xx}^- \varphi^c + M_{xx}^+ \varphi^k + M_{yy}^- \varphi^k + M_{yy}^+ \varphi^c) + \sum_{l=1}^N \frac{\bar{q}_l}{4} \delta_l ; \end{aligned}$$

на четвертому кроці розщеплення $k = n + 1; c = n + \frac{3}{4} :$

$$\begin{aligned} n \frac{\varphi_{ij}^k - \varphi_{ij}^c}{\Delta t} + \frac{1}{2} (L_x^- \varphi^k + L_y^+ \varphi^k) + \frac{\sigma}{4} \varphi_{ij}^k = \\ = \frac{1}{4} (M_{xx}^- \varphi^k + M_{xx}^+ \varphi^c + M_{yy}^- \varphi^c + M_{yy}^+ \varphi^k) + \sum_{l=1}^N \frac{\bar{q}_l}{4} \delta_l . \end{aligned}$$

У такому випадку в різнищеві рівняння входить значення $\bar{q}_l = \frac{q_l}{\Delta x \Delta y}$.

Функція δ_l тотожно дорівнює нулю у всіх осередках, крім тих, де розташований джерело викиду забруднюючих речовин.

При апроксимації других похідних використовується два тимчасових шари як у методі В. К. Саульєва. На верхньому тимчасовому шарі обчислюється та частина різницевого операторів M_{xx}^+ , M_{yy}^+ , що погодиться з напрямком розділеної різниці для конвективної похідної. Через однобічну апроксимацію конвективних похідних такий підхід дозволяє

використовувати значення невідомої функції $\square$ у трьох різницевих вузлах на верхньому тимчасовому шарі для кожного кроку розщеплення. Форма шаблонів різницевих рівнянь і напрямок переносу домішки на кожному кроці представлена на рисунках 4.3, 4.4.

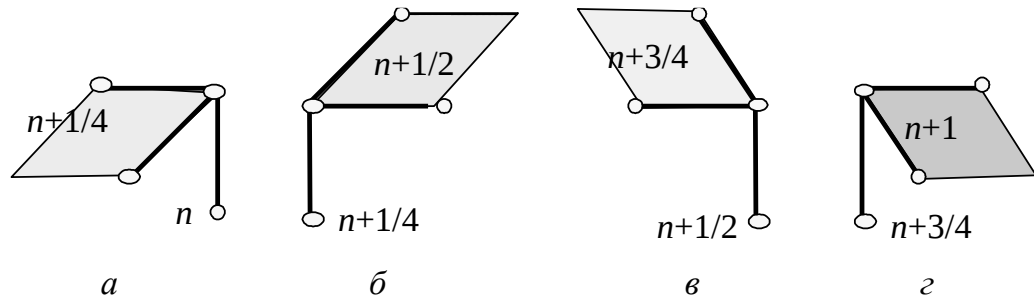


Рисунок 4.3 – Форма шаблонів різницевих рівнянь:

a – перший крок розщеплення; *б* – другий крок;

в – третій крок; *г* – четвертий крок.

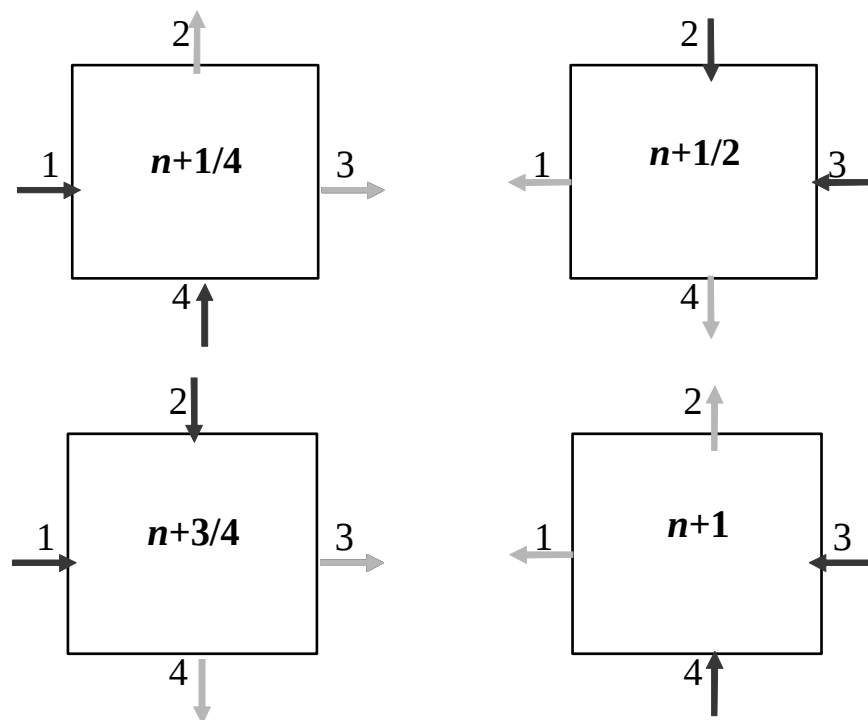


Рисунок 4.4 – Напрямок поширення забруднень
на кожному кроці розщеплення

Оскільки на кожному кроці розщеплення шаблон різницевих рівнянь має трикутну форму на верхньому тимчасовому шарі, невідоме значення функції $\square$ можна легко знайти по методу «бегущего счета».

Використання явних формул для визначення невідомого значення концентрації □ забруднюючої речовини на кожному кроці розщеплення дозволяє побудувати ефективний чисельний алгоритм інтегрування вихідного диференціального рівняння, у той же час є абсолютно стійкі.

Чисельне інтегрування моделей безнапірної фільтрації.

При побудові дискретних моделей безнапірної планової фільтрації будемо використовувати прямокутну різницеву сітку. Значення глибини підземного потоку (п'єзометричного напору) будемо визначати в центрах різницевих осередків. Попередньо розглянемо побудову різницевих схем для лінеаризованого рівняння фільтрації безнапірного потоку:

$$\mu \frac{\partial h}{\partial t} = kh_{cp} \left(\frac{\partial^2 h}{\partial x^2} + \frac{\partial^2 h}{\partial y^2} \right),$$

де μ – недовлік насичення;

h – глибина підземного потоку.

Відзначимо, що при ліквідації аварійних розливів не завжди є можливість досить швидко одержати повну гідрогеологічну інформацію й, зокрема, про форму водоупора, тому у ряді випадків доцільно для рішення прогностичних завдань використовувати рівняння фільтрації в даному виді.

Для чисельного інтегрування даного рівняння в роботі застосовувалися:

1. Неявний поперемінно-трикутний метод (метод А.А. Самарського).

Різницеві рівняння в цьому випадку мали вигляд:

$$\begin{aligned} \frac{h_{i,j}^{n+1/2} - h_{i,j}^n}{0.5\Delta t} = & a \left[\frac{h_{i+1,j}^n - h_{i,j}^n}{\Delta x^2} + \frac{-h_{i,j}^{n+1/2} + h_{i-1,j}^{n+1/2}}{\Delta x^2} \right] + \\ & + a \left[\frac{h_{i,j+1}^n - h_{i,j}^n}{\Delta y^2} + \frac{-h_{i,j}^{n+1/2} + h_{i,j-1}^{n+1/2}}{\Delta y^2} \right], \end{aligned}$$

$$\frac{h_{i,j}^{n+1} - h_{i,j}^{n+1/2}}{0.5\Delta t} = a \left[\frac{h_{i+1,j}^{n+1} - h_{i,j}^{n+1}}{\Delta x^2} + \frac{-h_{i,j}^{n+1/2} + h_{i-1,j}^{n+1/2}}{\Delta x^2} \right] +$$

$$+ a \left[\frac{h_{i,j+1}^{n+1} - h_{i,j}^{n+1}}{\Delta y^2} + \frac{-h_{i,j}^{n+1/2} + h_{i,j-1}^{n+1/2}}{\Delta y^2} \right],$$

де $a = \frac{h_{cp} \cdot k}{\mu}$.

Тут і далі вплив доданка, що враховує інфільтрацію, водозабір, інтенсивністю W на зміну величини рівня підземних вод ураховувалося на третьому розрахунковому кроці, шляхом інтегрування вираження

$$\frac{\partial h}{\partial t} = \frac{W}{\mu}.$$

2. Неявна схема умовної апроксимації.

У цьому випадку різницеві рівняння мають вигляд:

$$\frac{h_{i,j}^{n+\frac{1}{2}} - h_{i,j}^n}{\Delta t} = a \left[\frac{-h_{i,j}^{n+\frac{1}{2}} + h_{i-1,j}^{n+\frac{1}{2}}}{\Delta x^2} \right] + a \left[\frac{-h_{i,j}^{n+\frac{1}{2}} + h_{i,j-1}^{n+\frac{1}{2}}}{\Delta y^2} \right],$$

$$\frac{h_{i,j}^{n+1} - h_{i,j}^{n+\frac{1}{2}}}{\Delta t} + a \left[\frac{h_{i+1,j}^{n+1} - h_{i,j}^{n+1}}{\Delta x^2} \right] + a \left[\frac{h_{i,j+1}^{n+1} - h_{i,j}^{n+1}}{\Delta y^2} \right].$$

Шукані параметри в обох схемах визначаються по методу рахунку, що біжить.

Для чисельного інтегрування нелінійного рівняння, що описує безнапірну планову фільтрацію, будемо використовувати неявну схему умовної апроксимації.

Як базове рівняння фільтрації безнапірного потоку розглянемо рівняння виду:

$$\mu \frac{\partial h}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial x} \left(k_x (h - \eta) \frac{\partial h}{\partial x} \right) + \frac{\partial}{\partial y} \left(k_y (h - \eta) \frac{\partial h}{\partial y} \right) + W,$$

де $h(x,y,t)$ – перевищення вільної поверхні потоку над площиною порівняння;

$\eta(x,y)$ – перевищення підосви водоносного обрію над площиною порівняння.

Різницеві рівняння, що апроксимують вихідне нелінійне рівняння, мають вигляд:

– на першому кроці розщеплення

$$\frac{h_{i,j}^{n+\frac{1}{2}} - h_{i,j}^n}{\Delta t} = A \left(\frac{h_{i-1,j}^{n+\frac{1}{2}} - h_{i,j}^{n+\frac{1}{2}}}{\Delta x^2} \right) + B \left(\frac{h_{i,j-1}^{n+\frac{1}{2}} - h_{i,j}^{n+\frac{1}{2}}}{\Delta y^2} \right),$$

де рівень підземних вод на одній із граней різницевого осередку:

$$h_{i-1/2,j} = 0,5 \cdot (h_{i,j} + h_{i-1,j}) \text{ й } \eta_{i-1/2,j} = 0,5(\eta_{ij} + \eta_{i-1,j})$$

$$A = \frac{\left(h_{i-1/2,j} - \eta_{i-1/2,j} \right)}{\frac{1}{2k_{ij}} + \frac{1}{2k_{i-1,j}}},$$

$$B = \frac{\left(h_{i,j-1/2} - \eta_{i,j-1/2} \right)}{\frac{1}{2k_{ij}} + \frac{1}{2k_{i,j-1}}};$$

– на другому кроці розщеплення:

$$\frac{h_{i,j}^{n+1} - h_{i,j}^{n+1/2}}{\Delta t} = C \left(\frac{-h_{i,j}^{n+1} + h_{i+1,j}^{n+1}}{\Delta x^2} \right) + D \left(\frac{-h_{i,j}^{n+1} - h_{i,j+1}^{n+1}}{\Delta y^2} \right),$$

$$\text{де } C = \frac{\left(h_{i+1/2,j} - \eta_{i+1/2,j} \right)}{\frac{1}{2k_{i+1,j}} + \frac{1}{2k_{i,j}}}; \quad D = \frac{\left(h_{i,j+1/2} - \eta_{i,j+1/2} \right)}{\frac{1}{2k_{i,j+1}} + \frac{1}{2k_{i,j}}}.$$

Для реалізації цієї різницевої схеми на кожному кроці за часом будується ітераційний процес, де за знайденим значенням напору $H_{i,j}$ перераховуються коефіцієнти A, B, C, D до встановлення рішення із заданою точністю ε .

Після розрахунку величини h визначаються компоненти вектора швидкості – на гранях різницевих осередків:

$$u_{ij} = k \frac{H_{i,j} - H_{i-1,j}}{\Delta x},$$

$$v_{ij} = k \frac{H_{i,j} - H_{i,j-1}}{\Delta y}.$$

Концентрація забруднюючої речовини в розроблених дискретних моделях визначається в центрах різницевих осередків. Тому що компоненти вектора швидкості розраховуються на гранях різницевих осередків (контрольних обсягів), те це дозволяє побудувати консервативну різницеву схему для розрахунку переносу забруднюючої речовини, що є важливим при чисельному рішенні завдань масопереносу.

Тестові розрахунки.

У даному розділі розглянемо питання про верифікацію розроблених чисельних моделей переносу забруднюючої речовини в потоці, що рухається. Для верифікації обрані завдання, що мають аналітичне рішення або завдання добре досліджені експериментально. Як відомо, для завдань досліджуваного класу такий підхід є найбільш обґрунтованим.

На першому етапі було вирішене тестове завдання про стаціонарний викид домішки від крапкового джерела. Аналітичне рішення цього завдання має вигляд:

$$C(x, y, z) = \frac{M}{4\pi kx} \exp\left[-\frac{y^2}{4kx/W}\right] \cdot \left[\exp\left(-\frac{(z-H)^2}{4kx/W}\right) + \exp\left(-\frac{(z+H)^2}{4kx/W}\right) \right],$$

де x, y, z - координати рецептора;

M – потужність викиду;

t - час;

k - коефіцієнт дифузії;

H - висота джерела викиду;

W - швидкість плину середовища.

Тестовий розрахунок був виконаний при таких параметрах:

$M= 7.7$ г/сек; $DO=0,17$ м²/з; $W=0,17$ м/с; $Y=0$; $H=25$ м; $Z=25$ м.

Результати рішення даного тестового завдання представлені в таблиці 4.1.

Таблиця 4.1 Значення концентрації забруднювача на різній відстані від джерела забруднення

$z, \text{г/м}^3$	$X, \text{м}$			
	10	20	25	30
Аналітичне рішення, формула 3.10	3,61	1,80	1,44	1,30
Розрахунок по розробленій тривимірній чисельній моделі	3,64	1,84	1,48	1,33

З наведеної таблиці видно, що має місце задовільне узгодження розрахункових даних, отриманих на базі розробленої чисельної моделі й аналітичного рішення.

Для верифікації розробленої чисельної моделі розглядалося також завдання про поширення домішки у воді від постійно діючого джерела. Відомі результати експериментального виміру концентрації домішки поперек шлейфа для даного завдання, отримані Озмідом Р.В. [32]. Ці результати представлені на наступних малюнках. Тут же показані розрахункові значення концентрації домішки, отримані за допомогою аналітичного рішення [32]:

$$C(x, y, z) = \frac{2q}{4\pi x \sqrt{\mu_y \mu_z}} \exp \left[-\frac{uy^2}{4\mu_y x} - \frac{uz^2}{4\mu_z x} \right].$$

Вихідні дані для даного завдання були наступні [63]:

$$u = 30 \text{ см/сек}; \quad q = 2.78 \cdot 10^{-2} \text{ г/сек}; \quad x_1 = 2.5 \cdot 10^3 \text{ см}; \\ \mu_y = 7.5 \cdot 10^2 \text{ см}^2/\text{сек}; \quad \mu_z = 42 \text{ см}^2/\text{сек}, \quad z = 0$$

Варто мати на увазі, що коефіцієнти дифузії визначалися шляхом застосування зазначеного аналітичного рішення при обробці результатів експерименту, оскільки виміряти коефіцієнти дифузії безпосередньо на об'єкті не представляється можливим.

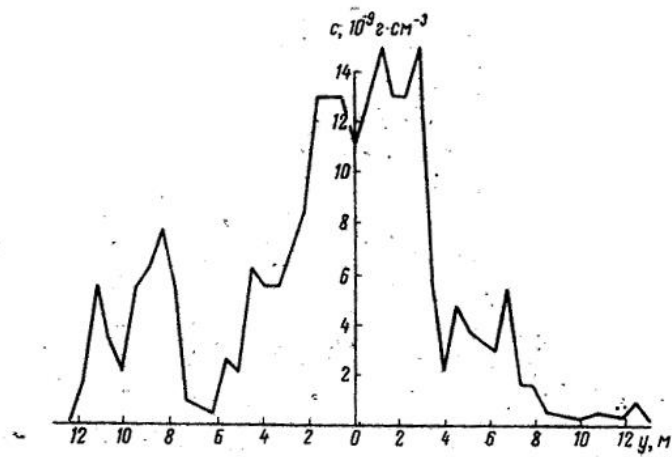


Рисунок 4.5 – Розподіл концентрації домішки (дані експерименту) у поперечному перерізі струменя на відстані $x=25$ м від джерела

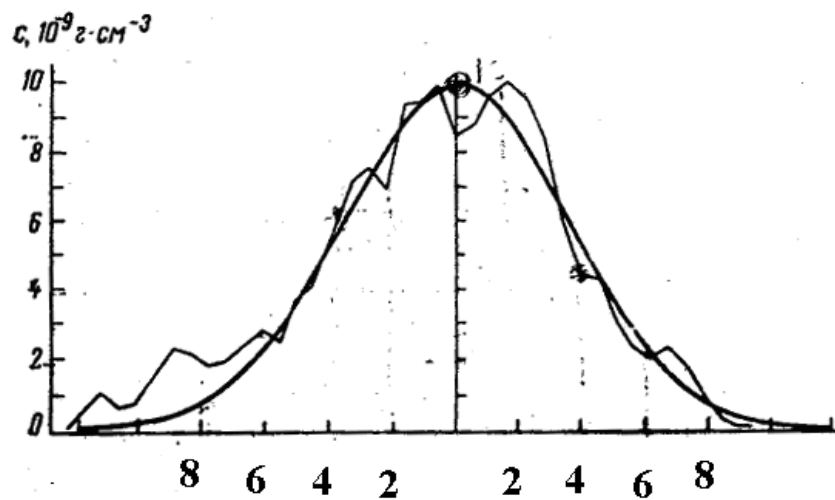


Рисунок 4.6 – Розподіл концентрації домішки у поперечному перерізі струменя на відстані $x=25$ м від джерела:
ламана лінія – осередненого розподілу концентрації домішки за даними експерименту; гладка лінія – аналітичне рішення завдання [32].

У таблиці 4.2 представлене порівняння результатів розрахунку концентрації домішки в поперечному перерізі струменя на відстані $x=25$ м від джерела по розробленій моделі з аналітичним рішенням і результатами фізичного експерименту Озмідова Р.В.

Як видно з даної таблиці, має місце задовільне узгодження між даними, отриманими на основі аналітичного рішення, за допомогою побудованої чисельної моделі й результатами експерименту.

Таблиця 4.2 Результати розрахунку величини концентрації поперек шлейфа, отримані по розробленій моделі на основі аналітичного рішення

Y, см	Експеримент, середнє значення концентрації, г/м ³	З, г/м ³ (аналітичне рішення)	З, г/м ³ (чисельне рішення)
0	0,83* 10 ⁻⁸	0,997* 10 ⁻⁸	0,999* 10 ⁻⁸
150	0,94* 10 ⁻⁸	0,910* 10 ⁻⁸	0,922* 10 ⁻⁸
200	0,69* 10 ⁻⁸	0,850* 10 ⁻⁸	0,871* 10 ⁻⁸
300	0,71* 10 ⁻⁸	0,690* 10 ⁻⁸	0,724* 10 ⁻⁸
400	0,52* 10 ⁻⁸	0,526* 10 ⁻⁸	0,541* 10 ⁻⁸
500	0,36* 10 ⁻⁸	0,367* 10 ⁻⁸	0,381* 10 ⁻⁸
600	0,23* 10 ⁻⁸	0,236* 10 ⁻⁸	0,246* 10 ⁻⁸
700	0,21* 10 ⁻⁸	0,140* 10 ⁻⁸	0,151* 10 ⁻⁸

Іншим тестовим завданням було завдання про одномірний перенос забруднювача, процес переносу при цьому описувався наступним рівнянням:

$$\frac{\partial C}{\partial t} + u \frac{\partial C}{\partial x} = D \frac{\partial^2 C}{\partial x^2}.$$

У крапці $x=0$ підтримується протягом усього часу постійна концентрація Z_0 . У початковий момент часу концентрація забруднювача дорівнює 0 для крапок вісі x . На вихідній границі розрахункової області ставиться умова $Z=0$. Аналітичне рішення даного рівняння має вигляд:

$$C(x,t) = \frac{C_0}{2} \left[1 - \operatorname{erf} \left(\frac{x-ut}{2\sqrt{Dt}} \right) \right].$$

Розрахунок з використанням цього аналітичного рішення й по розробленій чисельній моделі, що використовувалася в главі 3 для моделювання процесу руху розчину нейтралізатора через зону аерації виконувався при наступних вихідних даних: довжина розрахункової області – 1 м; $D=0,001$ м²/сут; $u=0,1$ м/сут; $Z_0=1$ кг/м³; $x=0,2$ м. Динаміка зміни концентрації забруднювача в розрахунковій крапці x для різних моментів часу, певна за допомогою аналітичного рішення й за допомогою чисельної моделі показана в таблиці 4.3.

Таблиця 4.3 Результати розрахунку величини концентрації, отримані по розробленій моделі й на основі аналітичного рішення

t, доб	Аналітичне рішення	Чисельне рішення
1,0	0,013	0,015
2	0,500	0,500
2.5	0,760	0,774
4	0,987	0,999

Як видно з таблиці 4.3, спостерігається задовільне узгодження прогнозних даних, отриманих за допомогою аналітичного рішення й чисельної моделі.

У роботі був також виконаний розрахунок глибини безнапірного підземного потоку (побудова кривої депресії) при горизонтальному водоупорі. Дане завдання розглядалося як тестова. Її рішення в динаміку підземних вод добре відомо й називається рішенням рівняння Дюпюї. Для моделювання процесу використовувалося нелінійне рівняння планової фільтрації, що розраховувалося з використанням поперемінно-трикутного методу й методу умовної апроксимації. Розрахунок виконувався при наступних вихідних даних. Для рівняння Дюпюї: довжина розрахункової області - 300 м; глибина підземного потоку на початку розрахункової області - 15 м, наприкінці - 14,5 м. Для чисельної моделі вводилися наступні вихідні дані: розміри розрахункової області 300 м x 320 м; різницева сітка 26 x 22 осередку; коефіцієнт фільтрації 10 м/сут (його уведення необхідне для реалізації чисельної моделі); глибина підземного потоку на початку розрахункової області - 15 м, наприкінці - 14,5 м. Розрахунок глибини потоку в довільній крапці, розташованій на відстані x від вхідного перетину здійснювався по залежності, що є наслідком з рівняння Дюпюї:

$$h_x = \sqrt{h_1^2 - \frac{h_1^2 - h_2^2}{L_{1-2}} x},$$

де L_{1-2} – відстань між вхідним і вихідним перетинами.

Результати розрахунку глибини підземного потоку, отримані за допомогою даної формули й зазначених чисельних методів (перетин $y=175$ м), представлені в таблиці 4.4.

Таблиця 4.4 Результати розрахунку глибини підземного потоку, отримані по розробленій чисельній моделі й на основі рівняння Дюпюї

х, м	Аналітичне рішення (розрахунок по рівнянню Дюпюї)	Чисельне рішення (поперемінно- трикутний метод)	Чисельне рішення (схема умовної апроксимації)
18	14,97	14,98	14,99
30	14,95	14,96	14,97
42	14,93	14,94	14,95
54	14,91	14,92	14,93

Як видно з даної таблиці, спостерігається задовільне узгодження результатів, отриманих за допомогою побудованої чисельної моделі й аналітичного рішення. Як відомо, лінеаризованне рівняння нестационарної фільтрації:

$$\mu \frac{\partial h}{\partial t} = kh_{cp} \left(\frac{\partial^2 h}{\partial x^2} + \frac{\partial^2 h}{\partial y^2} \right),$$

при значенні коефіцієнта урівнепроводності рівному одиниці збігається у виді з рівнянням теплопроводності (з коефіцієнтом температуропроводності рівним одиниці, $a=1$), має аналітичне рішення для ряду крайових завдань. Як тестове завдання розглядалося наступне завдання. Є розрахункова область у вигляді прямокутника. Довжина області – 9,2 м, ширина – 7,6 м. На границях області задана умова першого роду – температура в граничних осередках дорівнює $T_0=100^\circ\text{C}$. Початкова температура в області дорівнює 0°C . Досліджується процес зміни температури в крапці з координатами $x=1,4\text{ м}$, $y=1,4\text{ м}$ із часом t . Аналітичне рішення завдання має вигляд:

$$T = T_0 \left[1 - \operatorname{erf} \left(\frac{x}{2\sqrt{at}} \right) \cdot \operatorname{erf} \left(\frac{y}{2\sqrt{at}} \right) \right]$$

У таблицях 4.5, 4.6 представлені дані розрахунку температури в зазначеній крапці по розробленій чисельній моделі (метод А.А. Самарського й різницева схема умовної апроксимації) і на основі наведеного аналітичного рішення.

Таблиця 4.5 Порівняння чисельних (метод А.А. Самарського, розрахункова сітка 23×19 осередків) і аналітичних розрахункових даних

Час t, сек	Розрахунок по аналітичній залежності	Розрахунок по розробленій чисельній моделі
3,8	84,86	81,79
10,0	94,04	96,49
11,6	95,16	97,69

Таблиця 4.6 Порівняння чисельних (різницева схема умовної апроксимації, розрахункова сітка 23×19 осередків) і аналітичних розрахункових даних

Час t, сек	Розрахунок по аналітичній залежності	Розрахунок по розробленій чисельній моделі
3,8	84,86	85,44
10,0	94,04	97,40
11,6	95,16	98,33

У таблиці 4.7 представлені дані розрахунку цього завдання, отримані на більше «грубій» різницевій сітці 10×8 осередків при розмірах розрахункової області $8\text{ м} \times 6,4\text{ м}$ (метод А.А. Самарського) і на основі аналітичного рішення.

Таблиця 4.7 Порівняння чисельних (метод А.А. Самарського, розрахункова сітка 10×8 осередків) і аналітичних розрахункових даних

Час t, сек	Розрахунок по аналітичній залежності	Розрахунок по розробленій чисельній моделі
3,8	84,86	82,81
10,0	94,04	97,60
11,6	95,16	98,55

Як видно з даних таблиць, має місце задовільне узгодження результатів, розрахованих на основі аналітичного рішення й на основі чисельної моделі при використанні в ній різних сіток.

Як тестове завдання для верифікації розробленої тривимірної чисельної моделі потенційного плину обране тестове завдання з розрахунку осьової швидкості потоку щілинного відсоса, убудованого в плоску стінку (рис. 4.7), що розраховувалася на основі цієї гідродинамічної моделі, але шляхом застосування інших методів.

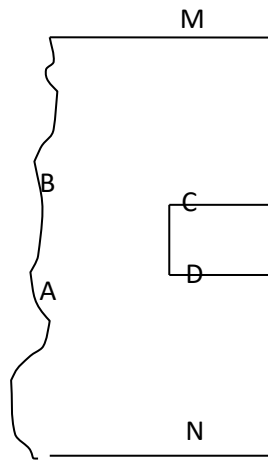


Рисунок 4.7 – До розрахунку тестового завдання

РОЗДІЛ 5 РЕЗУЛЬТАТИ ПРОГНОЗУВАННЯ

Розглянута вище математична модель була застосована для моделювання забруднення підземних вод поблизу ставка-відстійника. Для прогнозу використовувалася програма «Прогноз 2».

На рисунку 5.1 показана форма ставка-відстійника. Під цифрою (9) зображено положення ставка-відстійника, а під цифрою (1) область підземного потоку. Нижня границя рисунку відповідає положенню річки Дніпро.

При проведенні розрахунків використовувалися дані представлені в проектному інституті Дніпрогіпроводгоспу.

Використані наступні дані:

1. Пористість – 0,3
2. Швидкість фільтрації – 0,47 м/с
3. Потужність підземного водоносного горизонту – 10 м
4. Час експлуатації ставка-відстійника – 8000 діб.

На послідуючих рисунках показана динаміка формування забруднення біля ставка-відстійника.

```

FILTRATION SPEED, [M/CYT]          .500E-01
ALFA =          5.00
PORICTOCT =          .250
GLYBYNA [m] =      10.00
CONCENTR. IN POOL [g/litre] = 1.000
TIME OF POOL EXPLTATION, [CYT] = 8000.0

```

[illegible]

Рисунок 5.1 – Схема розрахункової області

TIME T { CYT } = 3320.0

CONCENTRATION OF POLLUTANT IN WATER

MAX= 1.00000 MIN= .000000

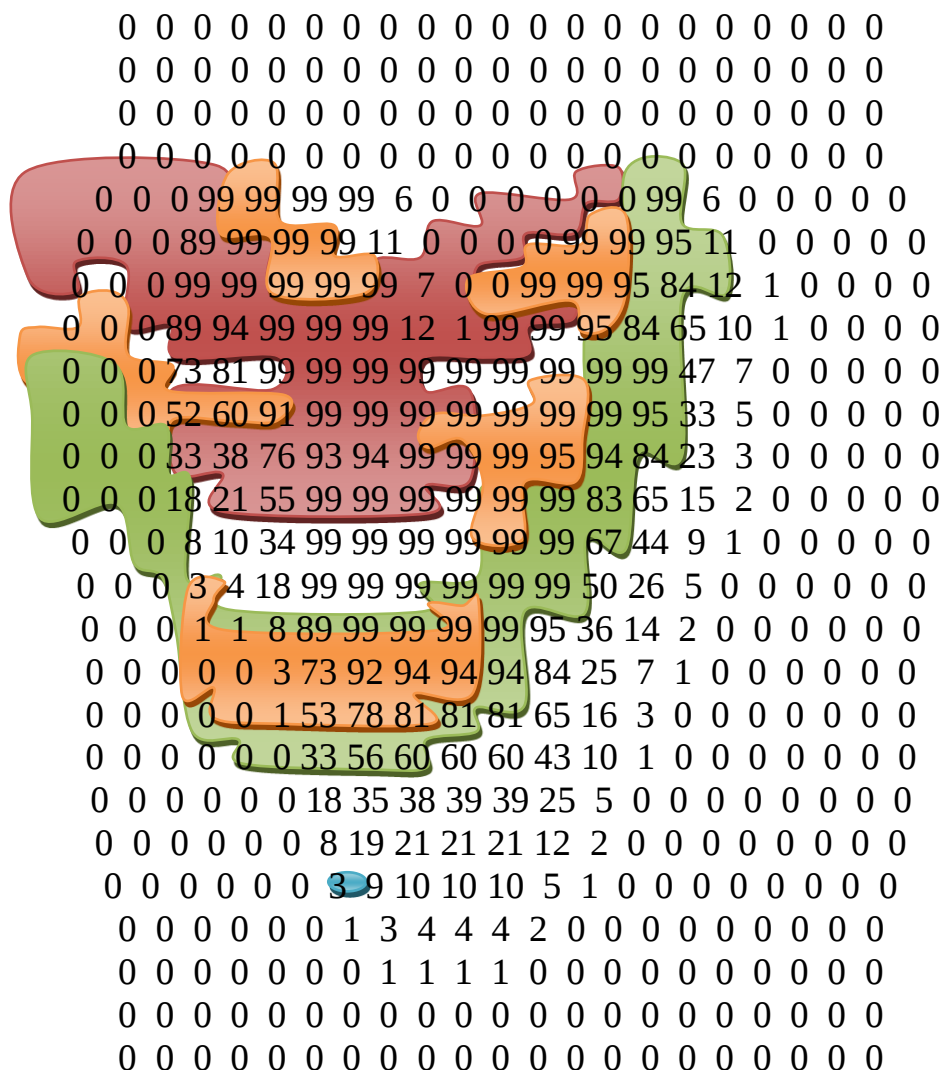


Рисунок 5.2 – Зона забруднення підземних вод біля ставка
для моменту часу 3320 діб

TIME T { CYT } = 6840.0

CONCENTRATION OF POLLUTANT IN WATER

MAX= 1.00000 MIN= .000000

0
0
0
0
0 0 0 99 99 99 99 6 0 0 0 0 0 0 99 6 0 0 0 0 0
0 0 0 92 99 99 99 13 1 0 0 0 99 99 98 12 1 0 0 0 0
0 0 0 99 99 99 99 99 7 0 0 99 99 98 98 18 2 0 0 0 0
0 0 0 92 98 99 99 99 13 1 99 99 98 98 95 22 3 0 0 0 0
0 0 0 85 96 99 99 99 99 99 99 99 99 99 90 23 3 0 0 0 0
0 0 0 77 92 97 99 99 99 99 99 99 99 98 82 23 4 0 0 0 0
0 0 0 67 84 95 98 98 99 99 99 98 98 98 72 21 3 0 0 0 0
0 0 0 56 72 88 99 99 99 99 99 99 98 95 61 17 3 0 0 0 0
0 0 0 43 57 79 99 99 99 99 99 99 95 89 50 14 2 0 0 0 0
0 0 0 31 42 65 99 99 99 99 99 99 90 80 39 10 1 0 0 0 0
0 0 0 21 28 50 94 99 99 99 99 98 83 67 29 7 1 0 0 0 0
0 0 0 13 18 36 88 97 98 98 98 98 73 53 21 5 0 0 0 0 0
0 0 0 7 10 24 80 95 97 97 97 95 62 39 14 3 0 0 0 0 0
0 0 0 4 5 14 70 89 93 94 94 89 51 28 9 2 0 0 0 0 0
0 0 0 2 2 8 57 80 85 86 86 79 40 18 5 1 0 0 0 0 0
0 0 0 0 1 4 44 67 74 75 75 65 30 12 3 0 0 0 0 0 0
0 0 0 0 0 2 32 53 59 60 60 50 21 7 1 0 0 0 0 0 0
0 0 0 0 0 1 21 38 43 44 44 35 14 4 1 0 0 0 0 0 0
0 0 0 0 0 0 13 25 29 30 30 23 9 2 0 0 0 0 0 0 0
0 0 0 0 0 0 7 15 18 19 19 14 5 1 0 0 0 0 0 0 0
0 0 0 0 0 0 7 15 18 19 19 14 5 1 0 0 0 0 0 0 0

Рисунок 5.3 – Зона забруднення підземних вод біля ставка
для моменту часу 6840 діб

TIME T { CYT } = 13880,0
 CONCENTRATION OF POLLUTANT IN WATER
 MAX= .989138 MIN= .000000

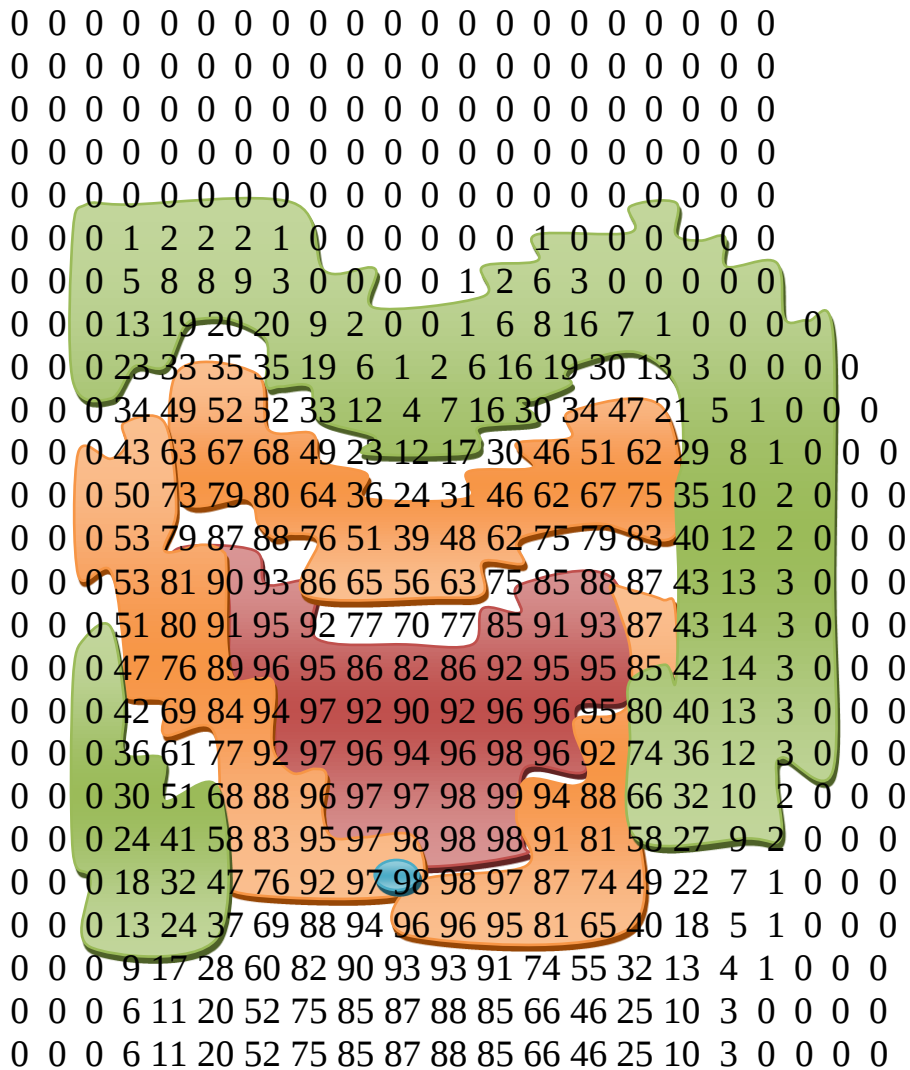


Рисунок 5.4 – Зона забруднення підземних вод біля ставка
 для моменту часу 13880 діб

[illegible]

[illegible]

0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0
0 0 0 1 1 2 2 1 1 0 0 0 0 1 1 0 0 0
0 0 1 3 5 6 6 5 3 2 1 1 1 2 3 3 2 1 1
0 0 3 8 13 16 16 13 9 6 3 3 5 7 8 8 6 3 3
0 2 9 21 33 41 41 34 24 15 10 9 13 19 22 20 15 9 9
0 5 22 49 79 98 99 82 58 37 25 25 34 48 55 50 36 22 22
0 5 22 49 79 98 99 82 58 37 25 25 34 48 55 50 36 22 22

Рис. 5.6 – Зона забруднення підземних вод біля ставка для моменту часу 56120 діб

Повна картина формування зони забруднення біля ставка-відстійника приведена у «Додатках». Аналіз в представленому рисунку показує, що з плином часу відбувається збільшення розмірів зони забруднення. В період перших 5 років форма зони забруднення повторює форму ставка-відстійника. А в період послідуючих років експлуатації відбувається розмив зони забруднення і інтенсивність її розширення. Зона витягується в напрямку річки Дніпро.

Приблизно через 8 років експлуатації зона забруднення досягне річки і почнеться процес її забруднення. На рисунку 5.4 видно, що до моменту часу $T=13880,0$ діб поблизу ставка-відстійника зникла, але остається область забруднення шириною 0,3 км поблизу річки.

В таблиці 5.1 представлена динаміка забруднення підземних вод у колодязі розташованому поблизу ставка-відстійника. Результати розрахунків показують, що максимальна концентрація забруднення в колодязі буде досягнута до моменту часу ($T=13880,0$ діб). Як видно з даної таблиці, в послідуючі моменти часу спостерігається зниження концентрації забруднення в колодязі.

На основний результат моделювання можна зробити висновок – ліквідація зони забруднення в підземному потоці займає період часу, приблизно, у 3 рази більше, ніж час експлуатації ставка-відстійника.

Таблиця 5.1 Динаміка забруднення підземних вод у колодязі
розташованому поблизу ставка-відстійника

T(доб)	3320	6840	13880	20920	24440	27960	35000	42040	56120
MAX	1	1	0,9891	0,9098	0,7974	0,5733	0,1334	0,1287	0,1846
%	10	60	98	70	44	27	14	9	5

Таблиця 5.2 Концентрація домішків: ділянка забруднення Pb

Т(доб)	3320	6840	13880	20920	24440	27960	35000	42040	56120
С	0,4	2,4	3,84	2,54	1,4	0,62	0,074	0,05	0,036

Таблиця 5.3 Концентрація домішків: ділянка забруднення Zn (8 мг/л)

Т(доб)	3320	6840	13880	20920	24440	27960	35000	42040	56120
С	0,8	4,8	7,76	5,1	2,78	1,23	0,15	0,09	0,07

Таблиця 5.4 Концентрація домішків: ділянка забруднення Cr (15 мг/м³)

Т(доб)	3320	6840	13880	20920	24440	27960	35000	42040	56120
С	1,5	9,0	14,55	9,56	5,2	2,3	0,27	0,18	0,13

ВИСНОВКИ

За результатами даної магістерської роботи можна зробити наступні висновки:

1. Аналіз забруднення підземних вод України;
2. Виконання аналізу забруднення підземних вод поблизу ставка-відстійника;
3. Розроблена математична модель процесу забруднення підземних вод біля ставка-відстійника;
4. На основі розробленої моделі виконаний розрахунок динаміки забруднення підземних вод, як для часу експлуатації ставка, так і після його закриття;
5. Виконаний прогноз динаміки забруднення підземних вод в колодязі, який знаходиться в селективній зоні.

Розрахунок показав, що максимальна концентрація забруднення буде досягнута для моменту часу $T=13880,0$ діб. Отримані дані можуть бути використані для оцінки величини екологічного збитку.

СПИСОК ВИКОРИСТАНИХ ДЖЕРЕЛ

1. Аварии и катастрофы. Предупреждение и ликвидация последствий. Учебное пособие в 5-ти книгах. (Под ред. В.А. Котляревского и А.В. Забегаева. М.: Издательство АСВ, 2001).
2. Антошкина Л.И., Беляєв Н.Н., Зьюнг Нгуен Суан, Коренюк Е.Д. Численное моделирование процессов загрязнения поверхностных и подземных вод. – Днепропетровск, ЧП Свиндлера А.Л., 2004.-167с.
3. Антошкіна Л.І., Біляєв М.М., Коренюк Є.Д., Хрущ В.К. Стан довкілля: моделі та проноз: Монографія. – Дніпро-вськ: Наука і освіта, 2003.-328 с.
4. Беляєв Н.Н., Коренюк Е.Д., Хрущ В.К. Компьютерное моделирование динамики движения и загрязнения подземных вод. Днепропетровск, Наука и образование., 2001. - 156 с.
5. Богобоящий В.В., Курбанов К.Р., Палій П.Б., Шмандій В.М. Принципи моделювання та прогнозування в екології – Київ: Центр навчальної літератури, 2004.-216с.
6. Бочеввер Ф.М., Орадовская А.Е. Гидрогеологическое обоснование защиты подземных вод и водозаборов от загрязнений. М.: Недра, 1972.-129 с.
7. Бочеввер Ф.М., Лапшин Н.Н., Орадовская А.Е. Защита подземных вод от загрязнения. – М.: Недра. 1979. – 256 с.
8. Бэр Я., Заславски Д., Ирмей С. Физико-математические основы фильтрации воды. – М.: Мир. 1971. – 451 с.
9. Вахрамеев И.И. Теоретические основы тампонажа горных пород. М. Недра, 1968-293 С.
10. Владимиров А.М., Ляхин Ю.И., Матвеев Л.Т., Орлов В.Г. Охрана окружающей среды. - Л.: Гидрометеиздат. - 1991. - 423 с.
11. Гидродинамические и физико – химические свойства горных пород. /Н.Н. Веригин, С.В. Васильев, В.С. Саркисян, Б.С. Шержуков – М.: Недра. 1997. – 271 с.

12. Голубев В.С., Гарибянц А.А. Гетерогенные процессы геохимической миграции. – М.: Недра, 1968. – 190 с.
13. Гольдберг В.М. Взаимосвязь загрязнения подземных вод и природной среды. Л.: Гидрометеоиздат, 1987.- 248 с.
14. Гольдберг В.М., Газда С. Гидрогеологические основы охраны подземных вод от загрязнения. М.: Недра 1984,-262 с.
15. Епифанцев Б.Н., Толмачева Н.А. Точность прогноза загрязнения водотоков// Водоснабжение и санитарная техника, №9, 2001.- С. 14-15.
16. Згуровский М.З., Скопецкий В.В., Хрущ В.К., Беляев Н.Н. Численное моделирование распространения загрязнения в окружающей среде. -Киев: Наукова думка. - 1997.-368с.
17. Израэль Ю.А. Экология и контроль состояния природной среды. - М.: Гидрометеиздат. - 1984. -560 с.
18. Ковальчук П.І. Моделювання і прогнозування стану навколишнього середовища. – Київ: Либідь, 2003.-208 с.
19. Константинов Ю.Н. Гидравлика. К.: Вища школа, 1981-360 с.
20. Крайнов С.Р. Геохимические модели прогноза формирования качества подземных вод (обзор возможностей и ограничений) // Водне ресурсы, 1999, т.26, №3. – с. 322-334.
21. Лукнер Л.,Шестаков В.М. Моделирование миграции подземных вод. – М.: Недра. 1986. – 208 с.
22. Ляшко И.И., Сергиенко И.В., Мистецкий Г.Е., Скопецкий В.В. Вопросы автоматизированного решения задач фильтрации на ЭВМ. - Киев: Наукова думка,1977-288с.
23. Марчук Г.И. Математическое моделирование в проблеме окружающей среды. - М.: Наука. - 1982. -320 с.
24. Марчук Г.И. Методы расщепления. - М: Наука. - 1988-264с.
25. Методические рекомендации по выявлению и оценке загрязнения подземных вод. М.: ВСЕГИНЕО, 1990-76с.

26. Методические рекомендации по гидрогеологическим исследованиям и прогнозам для контроля за охраной подземных вод (составитель В. М. Гольдберг). М.: ВСЕГИНГЕО, 1980,-68с.
27. Методические рекомендации по организации и ведению мониторинга подземных вод (составители Л.П. Лапшова, В.М. Гольдберг, С.Г. Мелькановицкая и др.). М.: ВСЕГИНГЕО,1985.-82с.
28. Методы прогноза солевого режима грунтовых вод./ Н.Н. Веригин, С.В. Васильев, Н.П. Куранов и др. – М.: Колос. 1979. – 336с.
29. Мироненко В.А., Румынин В.Г., Учаев В.К. Охрана подземных вод в горнодобывающих районах (опыт гидрогеологических исследований). – Л.: Недра. 1980. – 320с.
30. Михайлов В.Н. Гидрология устьев рек.- М.: Узд-во МГУ, 1998.-176с.
31. Основы прогнозирования качества поверхностных вод.М.: Наука,1982.-181с.
32. Озмидов Р.В. Горизонтальная турбулентность и турбулентный обмен в океане. М.: Наука, 1968, -204 с.
33. Олейник А.Я. Геогидродинамика дренажа. – Киев: Наук. думка, 1981. – 284 с.
34. Основы гидрогеологических расчётов / Ф.М. Бочеввер, И.В. Гармонов, А.В. Лебедев, В.М. Шестаков. – М.: Недра, 1969. – 386 с.
35. Полубаринова-Кочина П.Я. Теория движения грунтовых вод – М: Гостсориздат, 1952. – 420 с.
36. Решение задач охраны подземных вод на численных моделях / Г.Н. Гензель, Н.Ф. Карачевцев, П.К. Коносавский и др. – М.: Недра, 1992. - 240 с.
37. Роуч П. Вычислительная гидродинамика – М.: Мир. – 1980. – 616 с.
38. Рудаков В.К. Новые методы прогноза техногенного загрязнения подземных вод. – Днепропетровск, ДГУ, 1992. – 36с.
39. Самарский А.А. Теория разностных схем. – 2-е издание. – М.: Наука, 1983. - 616 с.

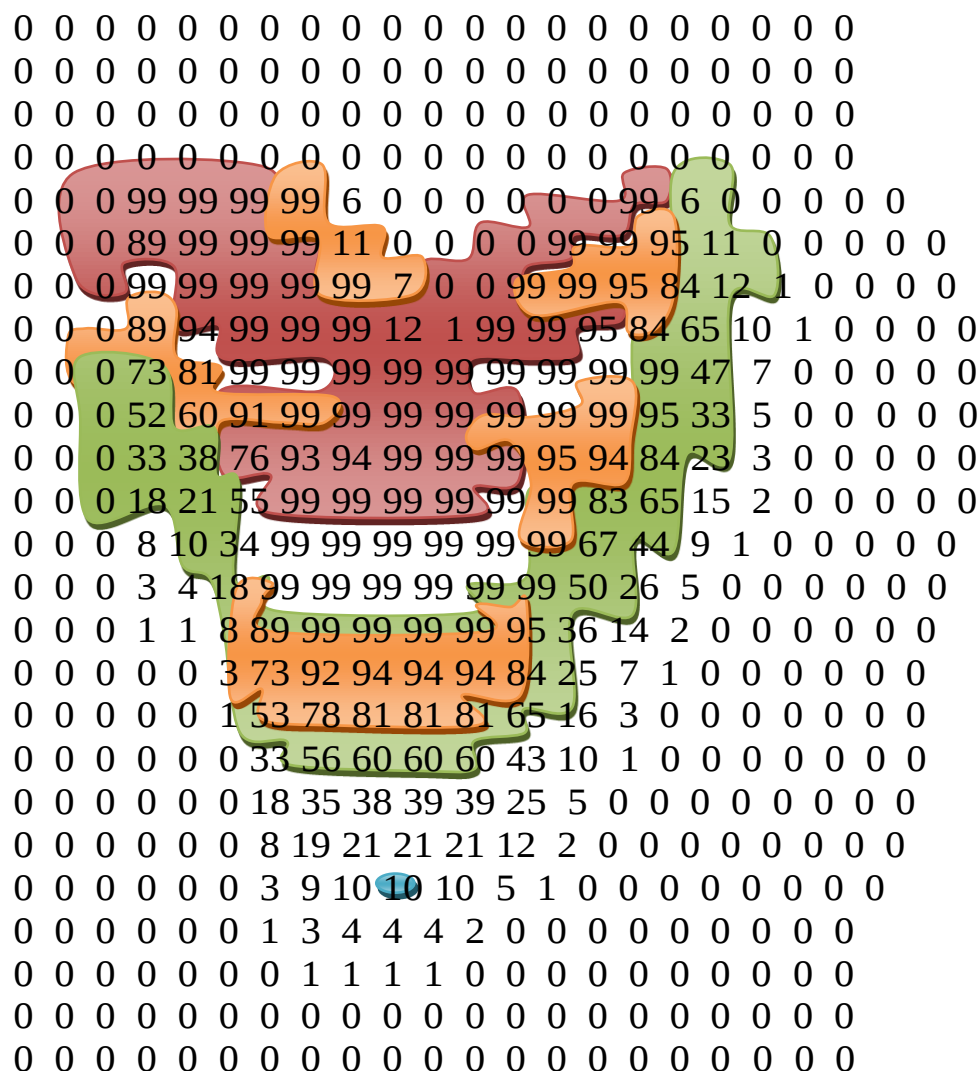
40. Силин-Бекчурин А.И. Динамика подземных вод. М.: Издательство МГУ, 1965-380с.
41. Скопецкий В.В., Дейнека В.С., Шаясюк С.Г. Проблемное математическое обеспечение дискретизации уравнений параболического типа с разрывными решениями – Киев, 1988. - 24 с. - (Препр.\ АН УССР. ИН-т кибернетики им. В.М. Глушкова; 88-14).
42. Тютюнова Ф.И. Гидрогеохимия техногенеза. – М.: Наука. 1987. – 335 с.
43. Фрид Ж. Загрязнение подземных вод: Теория, методика моделирования и практические приемы. – М.: Недра. 1981. – 304 с.
44. Хубларян М.Г. Водные потоки: модели течений и качества вод суши. - М: Наука, 1991. - 191 с.
45. Шестаков В.М. Динамика подземных вод. – М.: Изд – во МГУ, 1973. – 327 с.

ДОДАТКИ

TIME T { CYT } = 3320.0

CONCENTRATION OF POLLUTANT IN WATER

MAX= 1.00000 MIN= .000000



0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
0	0	0	99	99	99	99	6	0	0	0	0	0	99	6	0	0	0	0	0
0	0	0	89	99	99	99	11	0	0	0	0	99	99	95	11	0	0	0	0
0	0	0	99	99	99	99	99	7	0	0	99	99	95	84	12	1	0	0	0
0	0	0	89	94	99	99	99	12	1	99	99	95	84	65	10	1	0	0	0
0	0	0	73	81	99	99	99	99	99	99	99	99	99	47	7	0	0	0	0
0	0	0	52	60	91	99	99	99	99	99	99	99	99	33	5	0	0	0	0
0	0	0	33	38	76	93	94	99	99	99	95	94	84	23	3	0	0	0	0
0	0	0	18	21	55	99	99	99	99	99	99	83	65	15	2	0	0	0	0
0	0	0	8	10	34	99	99	99	99	99	99	67	44	9	1	0	0	0	0
0	0	0	3	4	18	99	99	99	99	99	99	50	26	5	0	0	0	0	0
0	0	0	1	1	8	89	99	99	99	99	95	36	14	2	0	0	0	0	0
0	0	0	0	0	3	73	92	94	94	94	84	25	7	1	0	0	0	0	0
0	0	0	0	0	1	53	78	81	81	81	65	16	3	0	0	0	0	0	0
0	0	0	0	0	0	33	56	60	60	60	43	10	1	0	0	0	0	0	0
0	0	0	0	0	0	18	35	38	39	39	25	5	0	0	0	0	0	0	0
0	0	0	0	0	0	8	19	21	21	21	12	2	0	0	0	0	0	0	0
0	0	0	0	0	0	3	9	10	10	10	5	1	0	0	0	0	0	0	0
0	0	0	0	0	0	1	3	4	4	4	2	0	0	0	0	0	0	0	0
0	0	0	0	0	0	0	1	1	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

Рисунок 1 – Зона забруднення підземних вод біля ставка
для моменту часу 3320 діб

TIME T { CYT } = 6840.0
 CONCENTRATION OF POLLUTANT IN WATER
 MAX= 1.00000 MIN= .000000



Рисунок 2 – Зона забруднення підземних вод біля ставка
 для моменту часу 6840 діб

TIME T { CYT } = 10360,0
 CONCENTRATION OF POLLUTANT IN WATER
 MAX= .999223 MIN= .000000

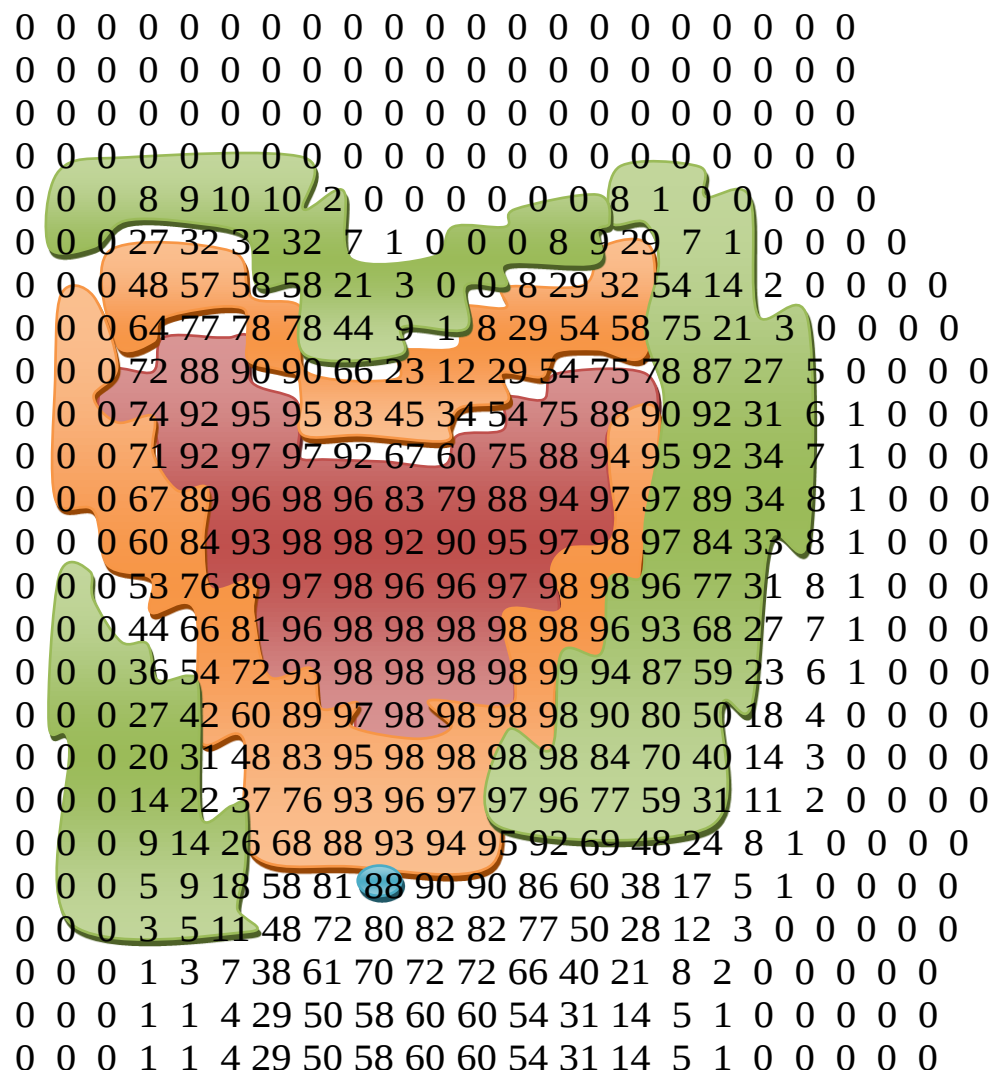


Рисунок 3 – Зона забруднення підземних вод біля ставка
 для моменту часу 10360 діб

TIME T { CYT } = 13880,0
 CONCENTRATION OF POLLUTANT IN WATER
 MAX= .989138 MIN= .000000

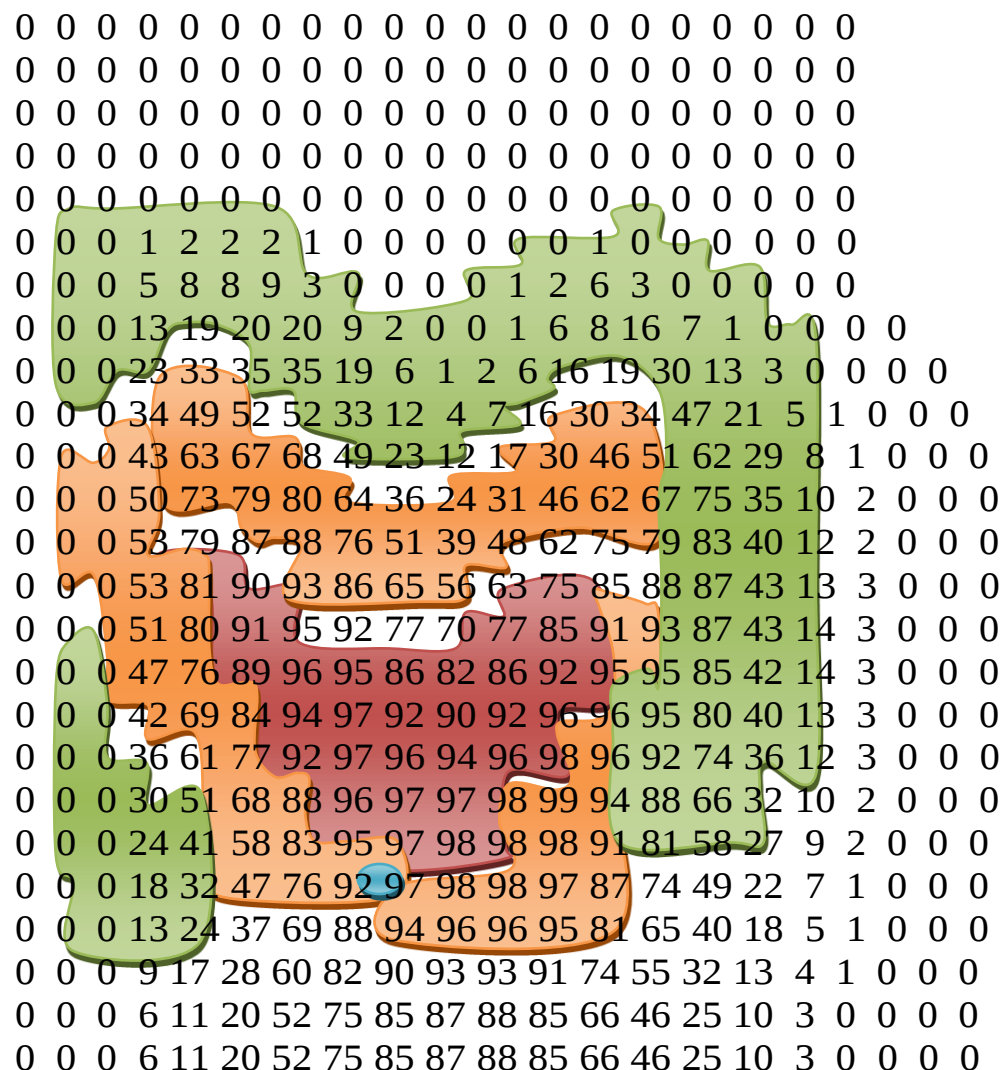


Рисунок 4 – Зона забруднення підземних вод біля ставка
 для моменту часу 13880 діб

TIME T { CYT } = 17400,0
 CONCENTRATION OF POLLUTANT IN WATER
 MAX= .969986 MIN= .000000

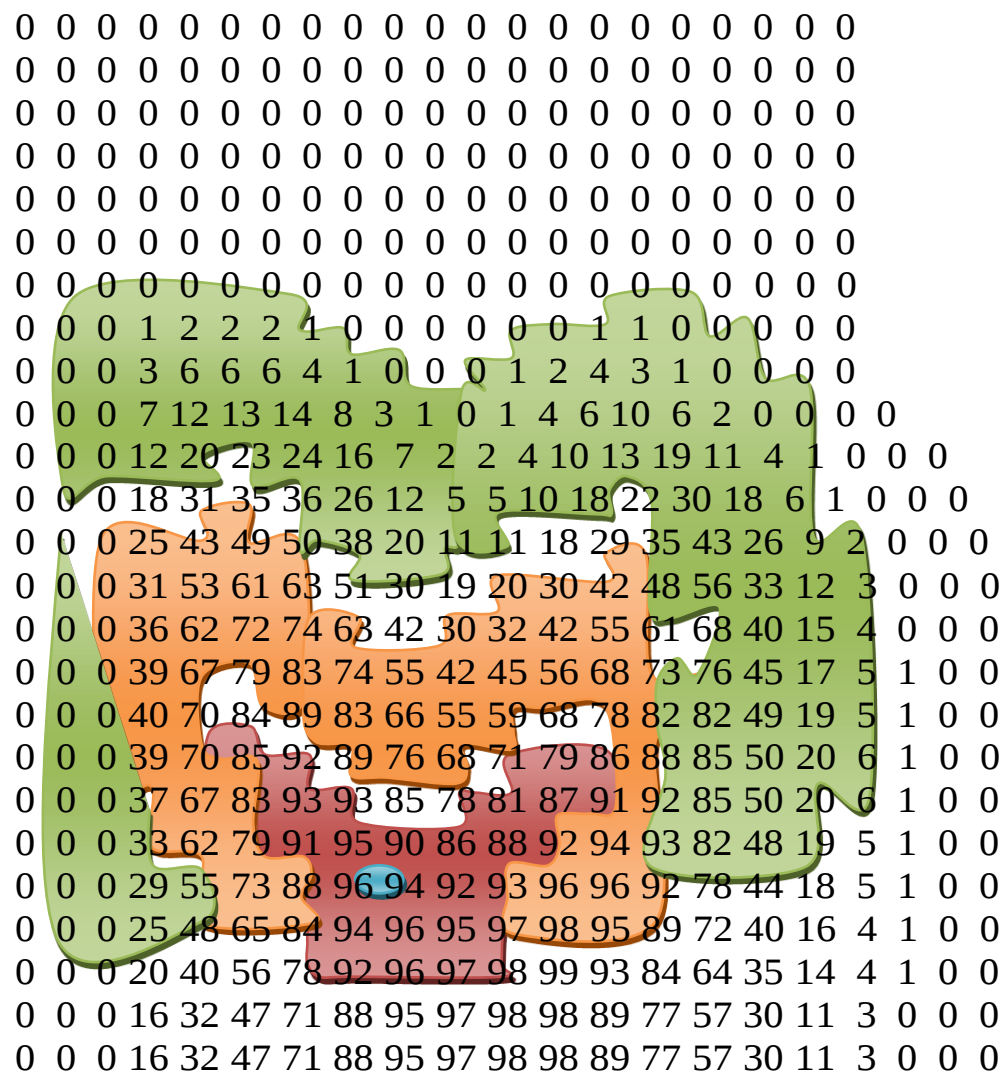
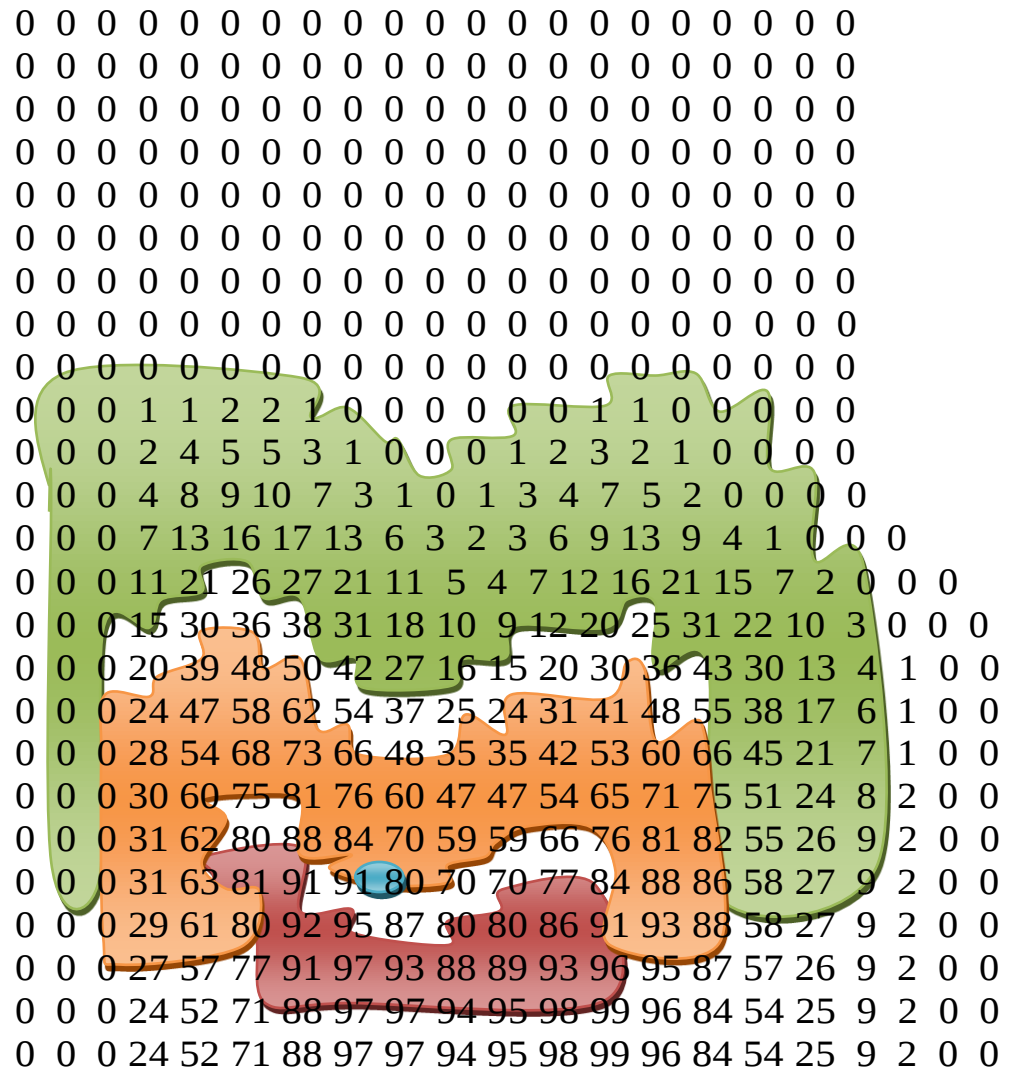


Рисунок 5 – Зона забруднення підземних вод біля ставка
 для моменту часу 17400 діб

TIME T { CYT } = 20920,0

CONCENTRATION OF POLLUTANT IN WATER

MAX= .909844 MIN= .000000



0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
0	0	0	1	1	2	2	1	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0
0	0	0	2	4	5	5	3	1	0	0	0	1	2	3	2	1	0	0	0
0	0	0	4	8	9	10	7	3	1	0	1	3	4	7	5	2	0	0	0
0	0	0	7	13	16	17	13	6	3	2	3	6	9	13	9	4	1	0	0
0	0	0	11	21	26	27	21	11	5	4	7	12	16	21	15	7	2	0	0
0	0	0	15	30	36	38	31	18	10	9	12	20	25	31	22	10	3	0	0
0	0	0	20	39	48	50	42	27	16	15	20	30	36	43	30	13	4	1	0
0	0	0	24	47	58	62	54	37	25	24	31	41	48	55	38	17	6	1	0
0	0	0	28	54	68	73	66	48	35	35	42	53	60	66	45	21	7	1	0
0	0	0	30	60	75	81	76	60	47	47	54	65	71	75	51	24	8	2	0
0	0	0	31	62	80	88	84	70	59	59	66	76	81	82	55	26	9	2	0
0	0	0	31	63	81	91	91	80	70	70	77	84	88	86	58	27	9	2	0
0	0	0	29	61	80	92	95	87	80	80	86	91	93	88	58	27	9	2	0
0	0	0	27	57	77	91	97	93	88	89	93	96	95	87	57	26	9	2	0
0	0	0	24	52	71	88	97	97	94	95	98	99	96	84	54	25	9	2	0
0	0	0	24	52	71	88	97	97	94	95	98	99	96	84	54	25	9	2	0

Рисунок 6 – Зона забруднення підземних вод біля ставка
для моменту часу 20920 діб

TIME T { CYT } = 24440,0
 CONCENTRATION OF POLLUTANT IN WATER
 MAX= .797447 MIN= .000000

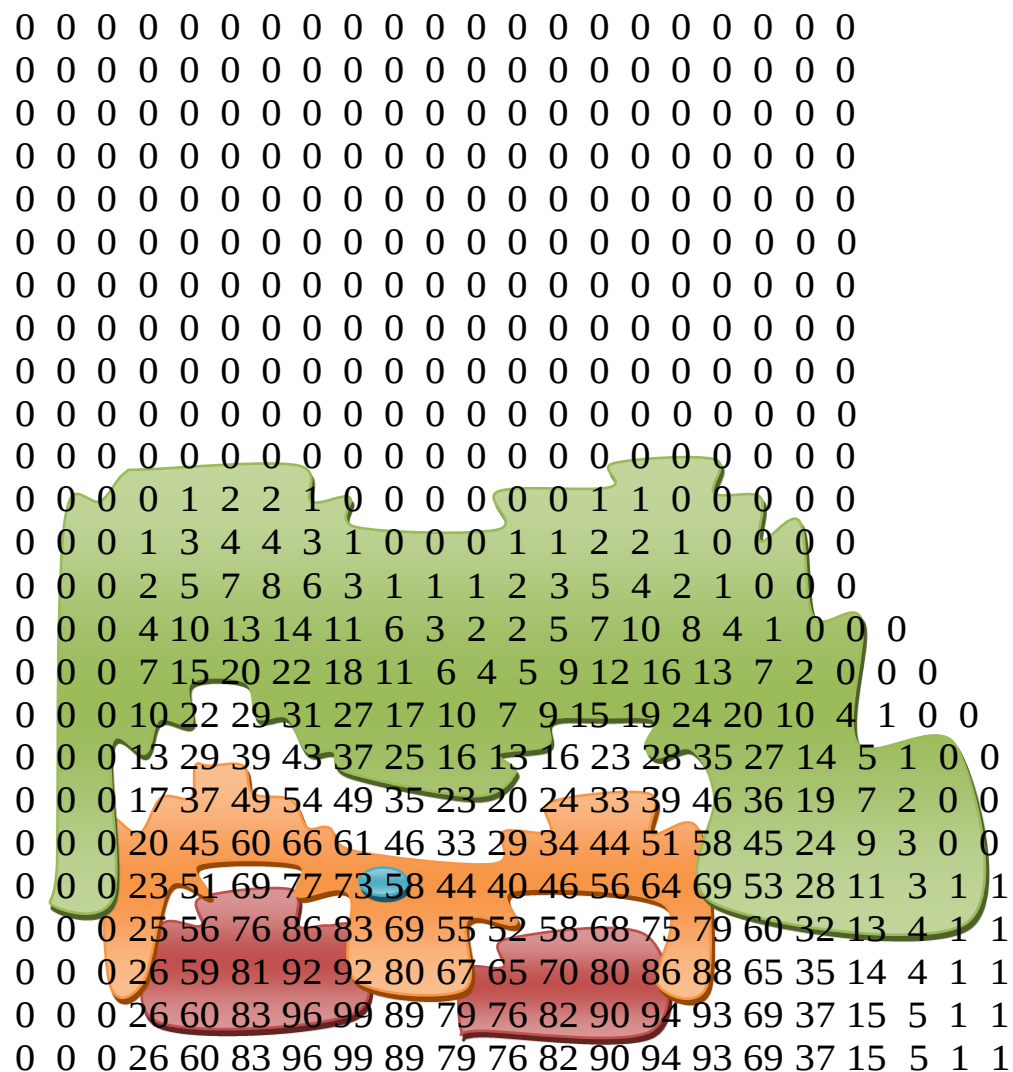


Рисунок 7 – Зона забруднення підземних вод біля ставка
 для моменту часу 24440 діб

[illegible]

[illegible]

Рисунок 9 – Зона забруднення підземних вод біля ставка
для моменту часу 31480 діб

[illegible]

Рисунок 10 – Зона забруднення підземних вод біля ставка
для моменту часу 35000 діб

[illegible]

Рисунок 11 – Зона забруднення підземних вод біля ставка
для моменту часу 38520 діб

[illegible]

Рисунок 12 – Зона забруднення підземних вод біля ставка
для моменту часу 42040 діб

[illegible]

[illegible]

Рисунок 14 – Зона забруднення підземних вод біля ставка
для моменту часу 49080 діб

[illegible]

Рисунок 15 – Зона забруднення підземних вод біля ставка
для моменту часу 52600 діб

TIME T { CYT } = 56120,0
CONCENTRATION OF POLLUTANT IN WATER
MAX= .184699E-04MIN= .000000

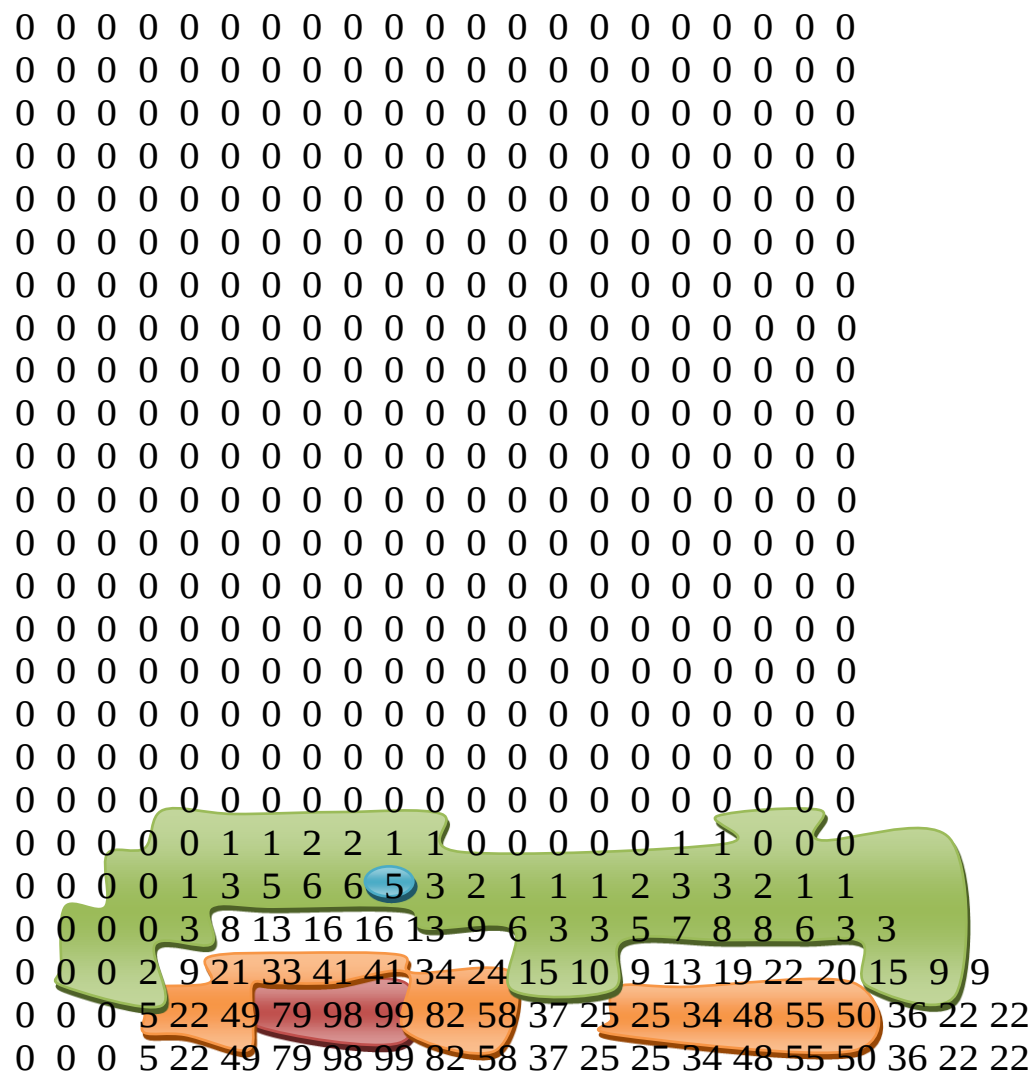


Рисунок 16 – Зона забруднення підземних вод біля ставка
для моменту часу 56120 діб