

Н. В. МАКСИМЕНКО, канд. геогр. наук, доц., **П. В. ВОСКОБОЙНИКОВ**, студ.

Харківський національний університет імені В. Н. Каразіна

ДО ПРОБЛЕМИ ВИКОРИСТАННЯ ФРАКТАЛІВ ДЛЯ МОДЕЛЮВАННЯ ПРОСТОРОВО-ЧАСОВИХ ЗМІН У ЕКОСИСТЕМАХ МАЛИХ ВОДОЙМ

Досліджена просторово-часова динаміка забруднення малих водойм, як найбільш розповсюджених водних об'єктів на території України. Для обробки аналітичних даних використано різні наукові підходи і методи. На основі просторових і часових моделей екосистеми ставка здійснена оцінка його екологічного стану.

Ключові слова: забруднення, ставок, концентрація, модель, фрактал, тест-об'єкт, динаміка, ГДК

The spatio-temporal dynamics of contamination of small reservoirs is probed in this work, as the most widespread water objects on territory of Ukraine. For processing of analytical data various scientific approaches and methods are utilized. On the basis of spatial and sentinel models of ecosystems of pond the estimation of his ecological state is carried out.

Keywords: contamination, pond, concentration, model, fractal, test-object, dynamics, PDK

Исследована пространственно-временная динамика загрязнения малых водоемов, как наиболее распространенных водных объектов на территории Украины. Для обработки аналитических данных использованы разные научные подходы и методы. На основе пространственных и часовых моделей экосистемы пруда осуществлена оценка его экологического состояния.

Ключевые слова: загрязнение, пруд, концентрация, модель, фрактал, тест-объект, динамика, ПДК

Не викликає заперечення той факт, що фрактальна концепція посіла міцні позиції у багатьох природничих галузях [1, 2], але лише останнім часом необхідність її використання стає очевидною у географічних та екологічних дослідженнях [3, 4, 5]. В основі еколого-географічного застосування теорії фракталів лежать принципово нові методи обробки статистичної, і картографічної інформації. Ці методи використовують дрібну топологічну розмірність картографічних зображень, математичний апарат дрібних інтегралів і похідних та ефекти самоподібності.

Дрібні фрактальні розмірності характеризують не лише топологію досліджуваних об'єктів, але і відображають процеси еволюції динамічних систем, пов'язані з їх властивостями.

За своїм змістом контури всіх природних об'єктів є динамічними, що у певну мить дослідження фіксуються в конкретній фізичній формі. Оскільки фрактали, що існують у реальному світі мають кінцевий інтервал масштабів, на відміну від тих, що генеровані за допомогою математичного апарату, вони належать до множини фізичних фракталів. За думкою Потапова А.А. фізичне визначення фракталу наступне: «Фрактали – це геометричні об'єкти (лінії, поверхні, тіла), що мають сильно порізану структуру та їм притаманна властивість самоподібності у обмеженому масштабі» [6]. Таким чином, для моделювання просторово-часових змін природних систем необхідно використовувати саме фізичні фрактали.

Мета роботи – на основі трирічного періоду спостереження за екосистемою ставка дослідити динаміку і просторове розповсюдження.

ня забруднення по його акваторії шляхом створення просторових і часових моделей.

Для досягнення поставленої протягом 2007 – 2009 років проведено комплексне дослідження ставка у с.м.т. Високий Харківського району Харківської області, до задач якого входило:

- ландшафтно-географічний аналіз території розташування ставка;
- створення його тримірної моделі;
- вивчення сезонної динаміки рівня води і визначення часових меж повеней і межені;
- дослідження змін у хімічному складі води ставка у залежності від сезону року;
- аналіз хімічного складу донних відкладів з подальшим моделюванням розподілу забруднення по акваторії ставка;
- відбір зразків риби для визначення впливу екологічного стану ставка на вирощувану в ньому рибу і, як наслідок, на населення, що її споживає.

Методи досліджень: теоретичні дослідження ґрунтувались на аналізі літературних джерел, фондових матеріалів, та використанні математичного апарату Microsoft Excel та ГІС-технологій (програми MapInfo Professional 5.5); експериментальні – відбір зразків здійснювався відповідно до стандартних методик. Аналіз кількісного вмісту в них важких металів (Mn, Cu, Ni, Pb, Zn) проведено методом полум'яної атомно-абсорбційної спектроскопії.

Результати дослідження. У якості тест-об'єкту був обраний ставок, розташований у с.м.т. Високий Харківського району Харківської області за 620 м на південний-південний схід від залізничної станції Жовтнева. Найбільша довжина ставка з північного заходу на південний схід – 276 м, завширшки ставок – 214 м. Площа водного дзеркала – 2,5 га. Середня глибина становить близько 3 м, максимальна – не більше 6 м.

Ставок знаходиться у пониженій ділянці вододільної місцевості. Найбільш похилі схили з заходу і південного заходу, менш похилі – з півдня та північного сходу (рис.1). Кут нахилу схилу північної експозиції складає приблизно 6°, кут нахилу схилу південної експозиції – близько 3°. Західний та південно-західний схили знаходяться під деревинною рослинністю та незначним трав'яним покривом, багато ділянок з відкритими ґрунтами (без рослинності), що є одним із чинників підвищення поверхневого стоку. Кути нахилу схилів складають значно більше 3°, тому схили є ерозійно небезпечними. На вершині розташовані малоповерхові (здебільшого) та багатоповерхові житлові будинки із земельними ділянками під городами та плодовими деревами. Вздовж берега проходить ґрунтова дорога.

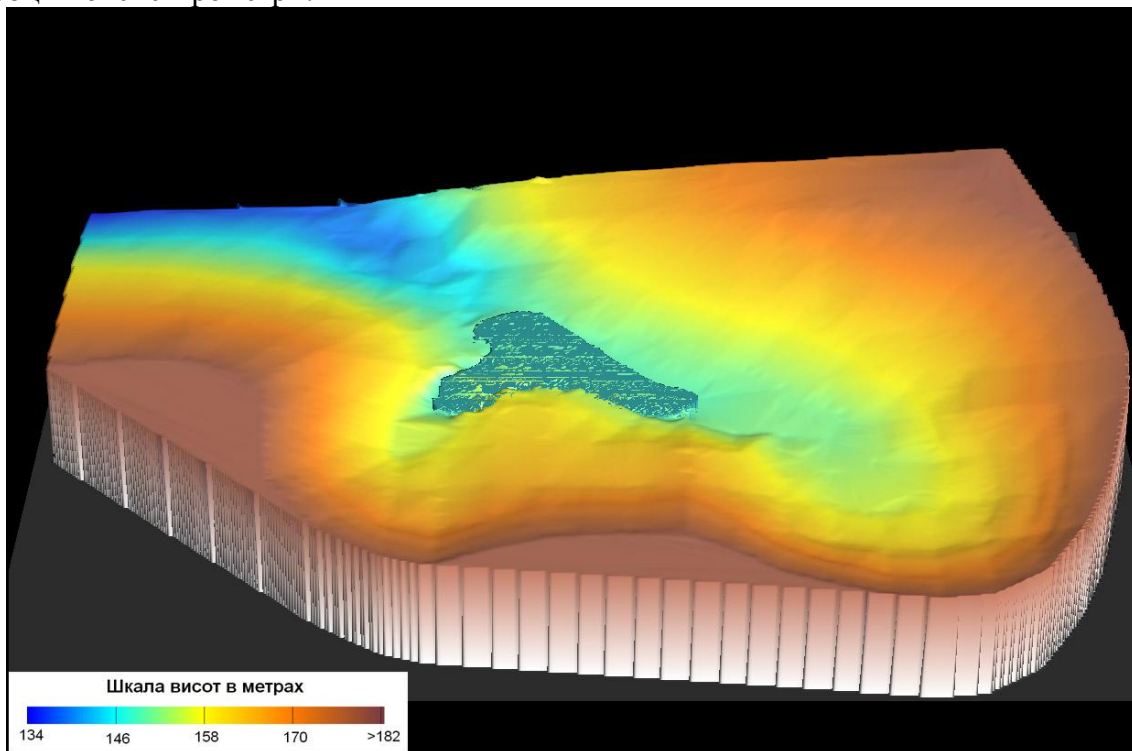


Рисунок 1 – Гіпсометрична модель території дослідження

Північно-східний схил (більш похилий ніж західний) знаходиться під житловими малоповерховими будинками. Деревинна рослинність представлена плодовими та плодово-ягідними деревами на земельних ділянках сільських жителів, а також деревами біля берегу ставка (дуб, береза та ін.). Трав'яний покрив займає прибережні площі, які не використовуються. По схилу до ставка прокладена асфальтована дорога.

Південний схил частково вкритий деревами, вище розмішуються одноповерхові житлові будинки із городами. Територія на північ від ставка розташована нижче за нього з ухилом у північному напрямку.

Так, різниця висот між береговою лінією ставка та гіпсометрична різниця висот на території досліджень складає 61 м (рис. 2). Мінімальна висота над рівнем моря складає 134 м (горизонталь проходить на відстані приблизно 20 м на північний захід від залізниці), максимальна – 195 м н. р. м. (горизонталь проходить головним чином на півдні території дослідження).

Майже уздовж всієї берегової лінії ставка (приблизно $\frac{3}{4}$ її довжини) проходить ґрунтова дорога. Вона розташована, в середньому, на відстані 2-3 метрів від берега.



Рисунок 2 – Ландшафти території розміщення ставка і напрямки поверхневого стоку

Ставок є водним об'єктом рибогосподарського призначення. Здебільшого виловлена риба йде на особисті потреби рибаків та в меншій кількості у продаж на селищний ринок.

Дослідження проводилися впродовж 3 років – щорічно у три етапи: 1 етап – восени – після осінніх дощів; 2 етап – навесні – після сніготанення, 3 етап – влітку – у період межені (Рис. 3) на прикладі 5 металів. Результати досліджень наведені у таблицях 1 і 2.

Аналіз води показав, що найбільші концентрації у воді забруднюючих фіксуються у весняний період – після сніготанення. В порівнянні з осіннім періодом, у який рівень води у ставку був майже однаковим із весняним (рис. 4), зросли концентрації Pb, Zn та Cu – відповідно у 1,5, 2,6 та 3 рази. Найбільше зросла концентрація Mn – більш ніж у 7 разів.

Після весняної повені концентрація забруднюючих речовин зменшується, що скоріш за все,

зумовлено переходом (осадам) у донні відклади значної частини розчинених у воді забруднюючих речовин. Найбільші зміни у концентрації Zn – вона зменшилася у 15,5 разу. [7, 8]. Таким чином, весняна повінь негативно впливає на екологічну якість води у ставку с. м. т. Високий. Результати досліджень дозволяють зробити висновок, що для даного типу водойм найбільш потужним джерелом потрапляння забруднюючих речовин є поверхневий стік, у формуванні складу якого визначними факторами є як природні властивості прилеглих до водного об'єкту територій так і, в більшій мірі, характер антропогенного навантаження на ці території. Виходячи з цього, нами була здійснена спроба виявити залежність між просторовим розподілом забруднюючих речовин у донних відкладах ставка та характером антропогенного навантаження прилеглих до нього територій.

Таблиця 1

Середня концентрація металів у воді в різні періоди спостереження

	Fe	Cu	Ni	Pb	Zn
Осінь 2007	0,024	0,003	0,008	0,019	0,034
Весна 2008	0,030	0,009	0,010	0,028	0,090
Літо 2008	0,000	0,005	0,008	0,022	0,006
Весна 2009	0,117	0,167	0,000	0,030	0,077
Літо 2009	0,073	0,100	0,007	0,017	0,085
Середнє	0,049	0,057	0,007	0,023	0,058
с.к.в.	0,046	0,074	0,004	0,006	0,037
к.в.	0,948	1,301	0,587	0,243	0,631
min	0,000	0,003	0,000	0,017	0,006
Max	0,117	0,167	0,010	0,030	0,090
m/M	0	0,018	0	0,567	0,064

Таблиця 2

Середня концентрація металів у донних відкладах ставка в різні періоди спостереження

	Fe	Cu	Ni	Pb	Zn
Тест-ділянка 1	196,000	8,600	1,210	0,620	41,600
Тест-ділянка 2	190,000	8,400	1,300	0,600	36,600
Тест-ділянка 3	181,000	8,000	1,160	0,480	30,000
Середнє	189,000	8,333	1,223	0,567	36,067
с.к.в.	7,55	0,305	0,071	0,076	5,818
к.в.	0,0399	0,037	0,058	0,134	0,161
min	181,000	8,000	1,160	0,480	30,000
max	196,000	8,600	1,300	0,620	41,600
m/M	0,923	0,930	0,892308	0,774	0,721

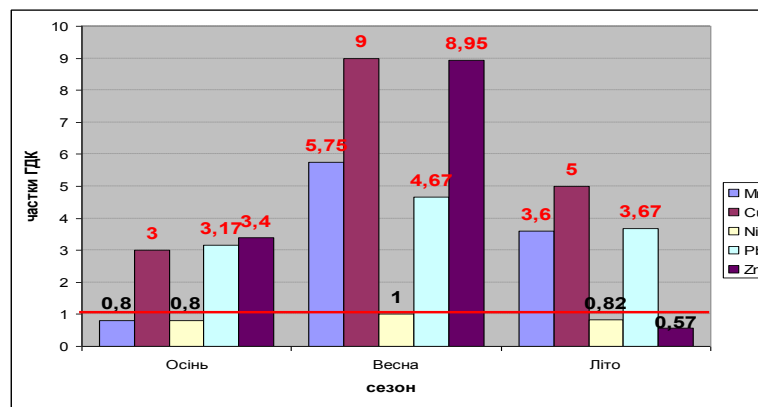


Рисунок 3 – Зміни вмісту важких металів у воді ставка с.м.т. Високий на протязі року

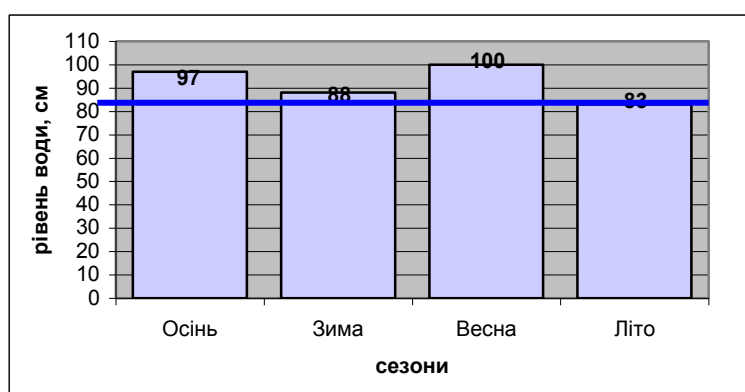


Рисунок 4 – Сезонні зміни рівня води у ставку с.м.т. Високий

Експеримент було поставлено взимку 2009 р. – межень, в процесі якого було відібрано серію зразків донних відкладів у прибережній зоні ставка (на відстані 0,5 м від берега). Ділянки відбору зразків визначалися в залежності від характеру антропогенного навантаження приліглих територій: 1 тестова ділянка – поблизу асфальтованої автодороги, 2 – біля ділянок під сільськогосподарськими угіддями (города та садки), 3 – поблизу луків.

При проведенні аналізу зразків донних відкладів були виявлені доволі значні відмінності у концентраціях важких металів на різних тестових ділянках, що свідчить про неоднорідність просторового розподілу вмісту цих хімічних елементів по акваторії ставка [10]. На основі отриманих нами даних було побудовано моделі просторового розподілу концентрацій за кожним з досліджуваних металів у донних відкладах по акваторії ставка (Рис.5 - 9).

Досліджувані важкі метали суттєво відрізняються один від одного за величиною амплітуди розбіжності між мінімумом та

максимумом концентрацій (від 0,14 мг/кг для Pb до 35 мг/кг для Mn), що зумовлено різними для цих металів рівнем токсичності, рухомістю у природному (водному) середовищі, взаємодією із живими організмами, природним вмістом у воді та ґрунті та іншими показниками.

Виходячи з цього є неможливою побудова моделей просторового розподілу їх концентрацій з однаковими значеннями (обсягами) кластерів. Тому нами була обрана методика, за якою у межах одної моделі зберігається рівнозначність кластерів (рівномірний поділ шкали концентрацій), а стосовно всіх моделей їх однакова кількість (всі шкали концентрацій металів поділені на однакове число). Обсяг одного кластеру розраховуємо за формулою:

$$K_i = \frac{(C_{\max} - C_{\min})}{5}$$

де K_i – величина одного кластеру концентрації окремого металу, $C_{\max}$ – максимальне значення концентрації цього металу у донних відкладах, $C_{\min}$ – мінімальне значення концентрації цього

металу у донних відкладах, „5” – кількість кластерів.

Модель просторового розподілу концентрацій Zn у донних відкладах ставка. Просторовий розподіл концентрацій Zn по акваторії ставка доволі неоднорідний, амплітуда значень концентрацій складає 11,6 мг/кг (мінімум – 30,0, максимум – 41,6 мг/кг)

Величину одного кластеру концентрації Zn ($K_{\text{ц}}$) розраховуємо за формулою 1, вона дорівнює $K_{\text{ц}} = 2,32$

На основі отриманого значення одного кластеру ранжуємо шкалу концентрацій від

мінімуму до максимуму концентрацій. Виходячи з того, що шкала концентрацій Zn у донних відкладах включає і *граничні* їх значення (мінімум та максимум) для збереження однакових (отриманих за формулою 1) значень кластерів по всій шкалі (щоб $K_{\text{ц}} = 2,32$ мг/кг в межах всієї шкали значень), вона була поділена на 6 кластерів, замість 5. На основі цього будуюмо модель просторового розподілу концентрацій Zn у донних відкладах ставка (рис. 5).

Отже, як видно з моделі (рис. 5), найбільш висока концентрація Zn у донних відкладах відмічена на 1 тестовій ділянці –

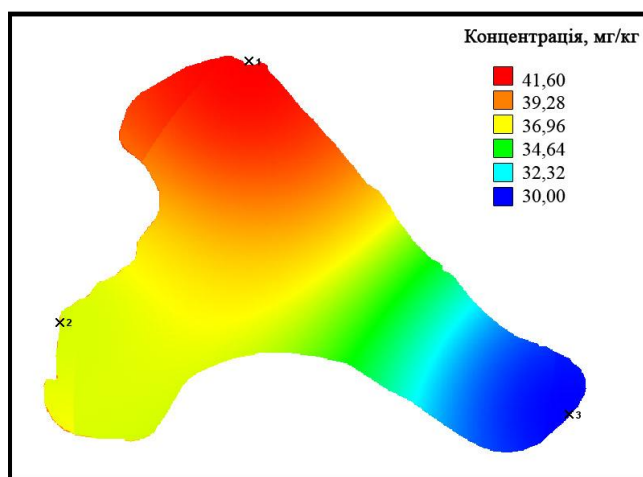


Рисунок 5 – Модель просторового розподілу Zn у донних відкладах ставка

вона складає 41,6 мг/кг. Це вірогідно пов'язано з тим, що 1 тестова ділянка розташована найближче до асфальтованих автошляхів, які до речі знаходяться на шляху площинного змиву з прилеглих до ставка територій. Таким чином, підвищена концентрація Zn у донних відкладах в даній частині акваторії ставка обумовлена його змивом з асфальтованих автошляхів на протязі тривалого часу.

Далі від тестової ділянки 1 по акваторії ставка вміст Zn у донних відкладах зменшується (рис. 5) і на 2 тестовій ділянці становить вже 36,6 мг/кг, що у 1,14 рази менше ніж на попередній тестовій ділянці. Це вірогідно обумовлено значним віддаленням цієї ділянки від асфальтованих автошляхів.

Найменшу концентрацію Zn відмічено на 3 тестовій ділянці – вона склала 30,0 мг/кг (табл. 2). В порівнянні із першою та другою тестовими ділянками вона менше у 1,39 та у 1,22 рази відповідно. Це можна пояснити тим, що поблизу 3 тестової ділянки немає суттєвих джерел

забруднення (асфальтовані автодороги, великі ділянки під малоповерховою житловою забудовою, городи та сади) – у безпосередній близькості до неї по дамбі проходить ґрунтова дорога, а за нею розташовані болота та луки. Це є підставою вважати цю ділянку за фон.

Отже, аналіз побудованої моделі (рис. 5) показав наявність зв'язку між просторовим розподілом Zn в донних відкладах по акваторії ставка та характером антропогенного навантаження прилеглих до нього територій. Так, Zn найбільше на ділянці біля асфальтованих автошляхів, а найменше біля заболочених луків. Тоді як друга ділянка за вмістом Zn займає проміжне місце, що вірогідно пов'язано з тим, що на прибережному схилі (нахил схилу близько 15°) у безпосередній близькості (60-100 м від тест-ділянки) розташована багатоповерхова забудова та території під городами та садами.

Модель просторового розподілу Pb у донних відкладах ставка. Виходячи з отриманих значень концентрацій Pb в донних відкладах,

можна зазначити що розбіжність між ними значно менша, ніж у попереднього хімічного елементу. Так амплітуда значень вмісту Pb у донних відкладах по акваторії ставка склала лише 0,14 мг/кг (мінімум – 0,48, максимум – 0,62 мг/кг), що у 82 рази менше ніж амплітуда значень по Zn. Однак, відомо, що Pb є більш токсичним за Zn, тому виявлені просторові зміни вмісту Pb у донних відкладах можна вважати доволі суттєвими (так, наприклад концентрація Pb у

водоймах рибогосподарського призначення не повинна перевищувати 0,006 мг/кг).

Отже, для побудови моделі просторового розподілу Pb у донних відкладах ставка розрахуємо величину одного кластеру його концентрації (концентрацій у табл. 2) за формулою 1, вона дорівнює: $K_n = 0,028$. На основі експериментальних даних (табл. 2) та величини кластера концентрації Pb будемо модель просторового розподілу цього елементу у донних відкладах по акваторії ставка (Рис. 6).

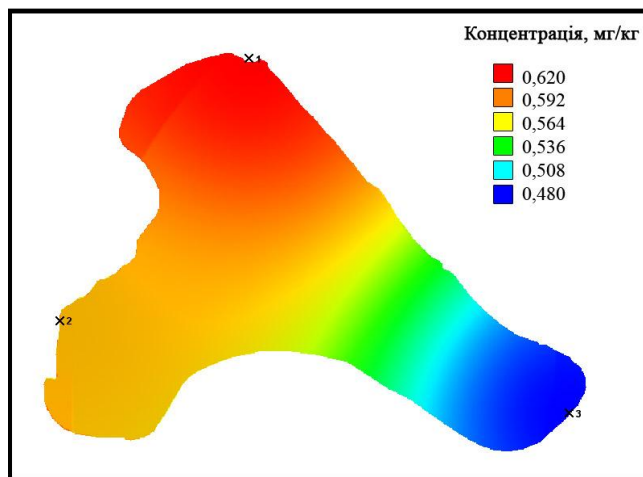


Рисунок 6 – Модель просторового розподілу Pb у донних відкладах ставка

З побудованої моделі видно, що найбільша концентрація цього хімічного елементу відповідає 1 тестовій ділянці, що скоріш за все пов'язано з близьким розташуванням цієї ділянки до асфальтованих автодоріг значні об'єми площинного змиву з яких потрапляють у ставок.

На другій тестовій ділянці відмічено дещо меншу, ніж на попередній ділянці, концентрацію Pb у донних відкладах. Різниця між ними доволі незначна (0,02 мг/кг) – це підтверджує також плавний поступовий перехід по акваторії ставка на моделі (рис. 6) від яскраво червоного (концентрація 0,62 мг/кг і нижче) до помаранчевого (концентрація менше 0,592 мг/кг) кольору. Це можна пояснити тим, що біля 2-ї тест-ділянки є доволі значні джерела забруднення – багатоповерхова житлова забудова та території під городами та садами, а також ґрунтова дорога, розташована на відстані 5-8 м від берега ставка. Остання, на нашу думку, може відігравати роль головного джерела потрапляння у донні відклади ставка сполук Pb. Це можна пояснити тим, що ґрунтова дорога поблизу цього берега знаходиться у досить пошкодженному стані, а також наявністю доволі крутого схилу, по

якому вона прокладена. Це в свою чергу сприяє тому, що при руху по дорозі автомобілів на цій ділянці їх двигуни більшою частиною працюють в холостому режимі, а це, як відомо, значно підвищує наявність в їх вихлопних газах токсичних речовин, у т.ч. Pb.

Що до 3-ї тест-ділянки, то її, як і за Zn, в повній мірі можна вважати за фон. Так вміст Pb на цій ділянці, в порівнянні з його вмістом на 1-й та 2-й тестових ділянках менше відповідно у 1,29 та 1,25 рази, тоді як різниця між 1-ю та 2-ю тестовими ділянками складає лише 1,03 рази [10].

Отже, простежується зв'язок між просторовим розподілом концентрацій Pb у донних відкладах по акваторії ставка і характером антропогенного навантаження прилеглих до нього територій.

Модель просторового розподілу Ni у донних відкладах ставка. Експериментальні дослідження та подальший аналіз отриманих даних вмісту Ni в донних відкладеннях показали, що амплітуда значень його концентрацій доволі мала і складає 0,14 мг/кг, як і по вмісту Pb.

Розраховуємо величину одного кластеру його концентрації за формулою 1, вона дорівнює:

$K_n = 0,028$. Таким чином, величина одного кластеру концентрації Ni складає $0,028$ мг/кг. Модель просторового розподілу концентрацій Ni у донних відкладах ставка, будуюмо на основі

експериментально отриманих даних (табл. 2) та вище розрахованого значення одного кластеру шкали концентрацій. Вона має такий вигляд (Рис. 7):

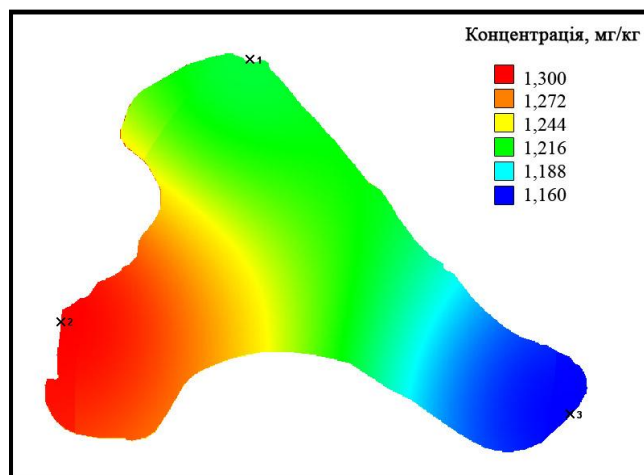


Рисунок 7 – Модель просторового розподілу Ni у донних відкладах ставка

Як бачимо з побудованої моделі (рис. 7), просторовий розподіл концентрацій Ni у донних відкладах по акваторії ставка має дещо інший характер аніж розподіл за попередніми двома показниками. Так, на 1 тестовій ділянці відмічено концентрацію меншу ніж на 2-й, хоча відмінність у концентраціях доволі незначна – лише $0,05$ мг/кг, або $1,07$ разу. У той же час, на 3 тест-ділянці концентрація Ni , як і у розглянутих вище хімічних елементів, є мінімальною (табл. 2). Відмінність вмісту Ni 3 тест-ділянки від 1-ї та 2-ї складає відповідно $1,04$ та $1,12$ разу.

Таким чином, аналіз побудованої моделі (рис. 7) показав, що просторові зміни концентрацій Ni у донних відкладах по акваторії ставка є не дуже суттєвими, але слід зазначити просторове зміщення максимуму вмісту цього елементу в порівнянні із двома, проаналізованими вище, хімічними елементами (максимум виявлено не на 1-й, а на 2-й тестовій ділянці). Також слід зазначити більшу спорідненість значень концентрацій даного елементу між 1-ю та 3-ю тестовими ділянками, ніж 1-ю та 2-ю, тобто вміст Ni на ділянці біля асфальтованої автодороги більш близький до фоновому його вмісту, що теж не виявлено на двох попередніх моделях.

Модель просторового розподілу Cu у донних відкладах ставка. Значення вмісту Cu у донних відкладах ставка, займають проміжне

місце між Zn та Ni . Максимальна концентрація становить $8,6$ мг/кг, а мінімальна – $8,0$ мг/кг, отже амплітуда концентрацій Cu у донних відкладах складає $0,6$ мг/кг.

Розраховуємо величину одного кластеру концентрації Cu за формулою 1. Вона становить: $K_m = 0,12$. Таким чином, величина одного кластеру концентрації Cu у донних відкладах становить $0,12$ мг/кг. На основі отриманих даних і з використанням розрахованого значення кластеру будуюмо модель просторового розподілу концентрацій Cu у донних відкладах ставка (рис. 8).

Як видно з побудованої моделі (рис. 8) розподіл концентрацій Cu в донних відкладах по акваторії ставка є схожим з розподілом Pb та Zn . Однак, найбільше характер поверхневого розподілу Cu по акваторії ставка співпадає з розподілом саме Pb . Так, характер переходу (зміни) концентрації цих елементів від 1 тест-ділянки (найбільша концентрація) до 2-ї майже однаковий. Це також підтверджує відмінність між концентраціями на 1-й та 2-й тест-ділянці. Для Pb вона дорівнює $1,033$, а для Cu – $1,024$ разу (різниця для Pb – $0,02$ мг/кг, для Cu – $0,2$ мг/кг) (табл. 2).

Таким чином, можна говорити, про деяку залежність між розподілом Pb та Cu по акваторії ставка у донних відкладах, яка полягає у досить високій концентрації цих хімічних елементів на 2-й тест-ділянці в

порівнянні із 1-ю (значення концентрацій майже однакові). Це, вірогідно, пов'язано з тим, що тестова ділянка 2 розташована поблизу територій під городами та садами і саме сади, скоріш за все, є джерелом потрапляння Cu у донні відклади ставка, тому що вони підлягають, або підлягали раніше обробці

мідним купоросом. Щодо 3-ї тестової ділянки, то вміст на ній Cu можна теж вважати за фоновий (табл. 2), що стосується і розглянутих вище хімічних елементів (Zn, Pb, Ni). Концентрація Cu на 3 ділянці в порівнянні з концентрацією на 1-й та 2-й менше відповідно у 1,075 та 1,05 разу.

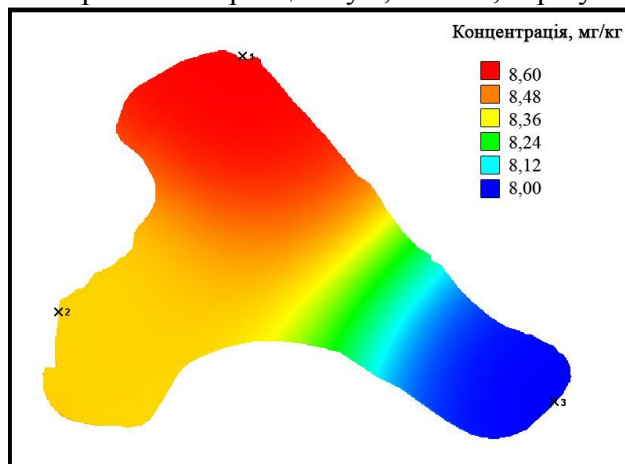


Рисунок 8 – Модель просторового розподілу Cu у донних відкладах ставка.

Модель просторового розподілу Mn у донних відкладах ставка. Отримані в процесі проведення експерименту фактичні дані щодо вмісту Mn у донних відкладах ставка показали, що його вміст є найвищим з усіх досліджених нами важких металів. Так, його найбільша концентрація склала 200 мг/кг, тоді як, наприклад, Zn – 41,6, Ni – 1,3, Pb – всього 0,62 мг/кг (табл. 2). Це пов'язано з тим, що вміст Mn в природі, у т.ч. і в ґрунтах, серед мікроелементів є найвищим.

Отже, така велика різниця між вмістом Mn та вмістом інших досліджених нами хімічних елементів в донних відкладах є цілком закономірною.

Як вже було зазначено вище, максимальна концентрація Mn в донних відкладах склала

200 мг/кг, тоді як мінімальна – 165, відповідно амплітуда концентрацій цього хімічного елементу дорівнює 35 мг/кг. Виходячи з цього розраховуємо величину одного кластеру концентрацій Mn в донних відкладах за формулою 1. Вона дорівнює: $K_m = 7$.

За експериментально отриманими даними щодо вмісту Mn в донних відкладах (табл. 2) та визначеною величиною одного кластеру концентрацій цього елементу будуюмо модель просторового розподілу концентрацій Mn у донних відкладах ставка (Рис. 9). З побудованої моделі (рис. 9) яскраво видно, що просторовий розподіл концентрацій Mn у донних відкладах по акваторії ставка

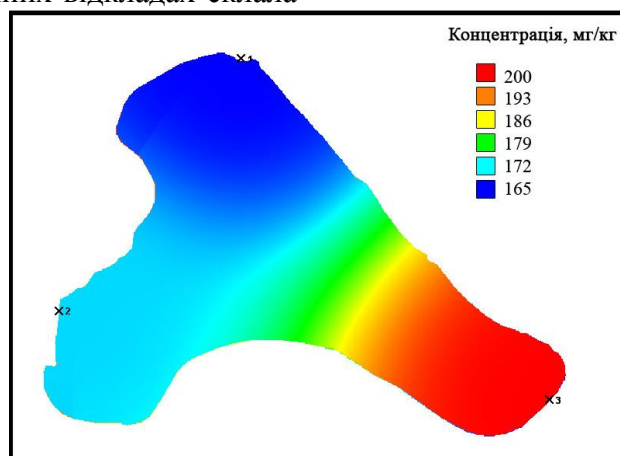


Рисунок 9 – Модель просторового розподілу Mn у донних відкладах ставка

кардинально відрізняється від розподілу концентрацій інших досліджених елементів.

На відміну від збудованих вище моделей (Рис. 5-8), на даній моделі максимум концентрації хімічного елементу (Mn) виявлено на 3-й тестовій ділянці, тоді як на інших моделях ця ділянка характеризувалася як місце з найменшими концентраціями елементів.

Аналізуючи побудовану модель (рис. 9), можна також відмітити, що найбільша відмінність у концентраціях Mn є між ділянками 1 та 3 (різниця між ними складає 1,21 рази). Це свідчить про те, що тест-ділянка розташована біля асфальтованої дороги за вмістом Mn є найбільш чистою.

В той же час з моделі (рис. 9) яскраво видно досить малу різницю у концентраціях Mn на 1-й та 2-й тест-ділянках. Про це свідчить плавний перехід забарвлення від темно синього кольору, що відповідає кластеру з найменшими концентраціями (165 мг/кг і менше), до найближчого кластеру 172 мг/кг і нижче), якому відповідає голубий колір. Це також підтверджують і експериментально отримані фактичні данні вмісту цього елементу в донних відкладах на цих ділянках (табл. 2). Цікавим є те, що антропогенне навантаження прилеглих до 1-ї та 2-ї тестових ділянок територій, зменшується у напрямку від 1-ї до 2-ї ділянки, тоді як вміст Mn у цьому напрямку навпаки збільшується. По відношенню до 3-ї тестової ділянки концентрації Mn на 1-й та 2-й тестових ділянках менші відповідно у 1,21 та 1,17 рази, при тому що різниця між останніми складає всього 1,036 разу.

Вище зазначене дає змогу зробити припущення, що залежність між просторовим розподілом вмісту Mn в донних відкладах по акваторії ставка та характером (ступенем) антропогенного навантаження прилеглих до нього територій є обернено пропорційною. Тобто у даному випадку потрапляння Mn у гідроекосистему ставка, взагалі, обумовлено, головним чином, природними процесами – вимивання сполук цього хімічного елементу з ґрунтів прилеглих територій та, можливо, їх потрапляння з опадами, а його зменшення в значній мірі є аномальним. Антропогенний вплив при цьому відіграє роль чинника, що сприяє не накопиченню (кумуляції) даного хімічного елементу, а навпаки є перешкоджаючим фактором формування його природ-

ного балансу в даній гідроекосистемі – фактором, що в тій чи іншій мірі нівелює, цей природний процес. Тобто, враховуючи біогеохімічну роль Mn у даній екосистемі і в загальні в природі, антропогенний фактор все одно виступає, як негативний.

Висновок. Таким чином, на основі порівняльного аналізу, за допомогою побудованих нами моделей (рис. 5 - 9), виявлено залежність між характером антропогенного навантаження прилеглих до ставка територій та просторовим розподілом концентрацій важких металів у донних відкладах по його акваторії. Здебільшого залежність прямо пропорційна, за винятком Mn, зміни вмісту якого у донних відкладах по акваторії ставка є обернено пропорційними до змін ступеню (характеру) антропогенного навантаження прилеглих територій. Поясненням такого стану речей може бути біогенне джерело надходження цього металу у донні відклади. Оскільки низьке антропогенне навантаження сприяє розвитку водної рослинності, кількість Mn, що надходить при її відмиранні восени зростає.

ЛІТЕРАТУРА

1. Потапов А. А. Фракталы в радиофизике и радиолокации. Основы теории рассеяния волн фрактальной поверхностью / А. А. Потапов. // Радиотехника и электроника. – 2002. – Т. 47, № 5. – С. 517 – 544.
2. Фрактальный анализ процессов, структур и сигналов. Коллективная монография / Под ред. Р. Э Пашенко. – Х. : ХОО «НЭО «ЭкоПерспектива», 2006. – 348 с.
3. Берлянт А. М. Картографическая генерализация и теория фракталов. / А. М. Берлянт, О. Р. Мусин, Т. В. Собчук. – М.: РФФИ, 1998. – 136 с.
4. Костриков С. В. Місце фрактального моделювання флювіального рельєфу в просторовому гідролого-геоморфологічному аналізі водозборів./ С. В. Костриков. // Вісник Харківського національного університету імені В.Н. Каразіна № 722. Сер. Екологія. – 2006. – С. 39 – 48.
5. Максименко Н. В. Витоки і можливості фрактального підходу у еколого-ландшафтних дослідженнях/ Н. В. Максименко. // Людина і довкілля. Проблеми неоекології. – 2007. – Вип. 9. – С. 68-74.
6. Кроновер Р. Фракталы и хаос в динамических системах / Р. Кроновер. – М. : Техносфера, 2006. – 488 с.
7. Воскобойніков П. В. Вплив весняної повені на екологічний стан води ставка с.м.т. Високий (Харківська область) / П. В. Воскобойніков. // Екологія, неоекологія, охорона навколишнього середовища та збалансоване природокористування: матеріали регіон.

наук. конф. студентів, магістрів та аспірантів екологічного факультету. – Х.: ХНУ ім. В.Н. Каразіна, 2009. – С. 129 – 132.

8. Воскобойников П. В. Геохімічні особливості сезонних змін у ставках рибогосподарського призначення / П. В. Воскобойников, Н. В. Максименко. // Охорона навколишнього середовища промислових регіонів як умова сталого розвитку України : зб. наук. Праць за матеріалами IV Всеукр. наук.-практ. конф. – Запоріжжя, 2008. – С. 59-60.

9. Воскобойников П. В. Донні відклади непроточних водойм – віддзеркалення хімізму берегової зони / П. В. Воскобойников, Н. В. Максименко // Підвищення ефективності використання водних, теплових

та енергетичних ресурсів та охорона навколишнього середовища: між нар. наук.-практ. конф. молодих вчених і студентів : зб. тез. – К.: КНУБА, 2009. – С. 72 – 73.

10. Максименко Н. В. Фрактальная идеология в анализе периодичности сезонных изменений загрязнения непроточных водоемов. / Н. В. Максименко, П. В. Воскобойников // Геоэкологические и биоэкологические проблемы Северного Причерноморья: Материалы 3 Междунар. науч.-практ. конф., 22-23 окт. 2009 г., Тирасполь– Тирасполь: Приднестр. гос. ун-т им. Т. Г. Шевченко, 2009. – С. 121 - 122.

Надійшла до редколегії 2.04.2010

УДК 911+504.75 (076)

М. В. БОЯРИН, ст. викл.

Волинський національний університет імені Лесі Українки, м. Луцьк

ЗАСТОСУВАННЯ БАСЕЙНОВОГО ПІДХОДУ У ДОСЛІДЖЕННІ ГІДРОЕКОЛОГІЧНОГО СТАНУ РІЧОК (на прикладі басейну річки Студянка)

Виконано аналіз гідроекологічного стану басейну річки Студянка. Охарактеризовано вплив антропогенних факторів на формування екологічної ситуації річкового басейну. Визначено інтегральний екологічний індекс I_e басейну річки Студянка як „задовільного”, а ступінь чистоти – „слабо забрудненої”.

Ключові слова: якість води, забруднення, аналіз, гідрохімічні показники, річковий басейн

The hydroecological conditions of Studiyanka river basin is analysed. It is also characterized the influence of anthropological factorse of the formation of ecological situation of river's basin. It is determined the integral ecological index of Studianka river basin as „satisfactory”, and degree of cleanness – „poorly muddy”.

Key words: water's quality, pollution, analyses, hydrochemical index, river's basin

Проанализировано екологическое состояние бассейна реки Студянка. Изложена характеристика влияния антропогенных факторов на формирование экологической ситуации речного бассейна. Вычислен интегральный экологический индекс бассейна реки Студянка как „удовлетворительный”, а степень чистоты – „слабо загрязненной”.

Ключевые слова: качество воды, загрязнение, анализ, гидрохимические поазатели, речной бассейн

Постановка проблеми. Басейнова концепція керування природними ресурсами дає змогу з урахуванням природних закономірностей басейну як геосистеми виявити просторові форми взаємодії між суб'єктами природокористування.

Застосування басейнового підходу при веденні окремих галузей народного господарства (аграрного, водного, лісового) розглядається уже з 50 років ХХ ст.

Екологічний стан річкового басейну тісно пов'язаний з господарством прилеглих територій та відіграє значну роль у розвитку

соціального середовища. У той же час всебічне використання ресурсів річок, їх зарегулювання, відбір води на господарсько-побутові потреби, а також перетворення річок на «колектори стічних вод» порушили їх природний стан. Ріки стали забрудненими, спрямленими, мілководними, з низькою якістю води, збідненими водною флорою та фауною. Надміру інтенсивне використання в народному господарстві як самих річок, так водозборів порушує їх природний гідрохімічний та гідробіологічний режими, зменшує водність, глибину, ріки замулюються заростають, збільшується їх евтрофікація [4, 7].