УДК 504.4.054; 504.4.06; 502.3/7/504:338
КП 87.19.02
№ держреєстрації 0119U103497
Інв. №

Міністерство захисту довкілля та природних ресурсів України
Український науковий центр екології моря (УкрНЦЕМ)

65009, м. Одеса, Французький бульвар, 89; Тел: 8–0482–636–622;
Факс: 636–673; E–mail: accem@te.net.ua

Затверджую
Директор УкрНЦЕМ,
канд. геогр. наук, старш. наук. співроб.
_____ В. М. Коморін
03 лютого 2022

ЗВІТ
ПРО НАУКОВО – ДОСЛІДНУ РОБОТУ

Розроблення методології та методичного забезпечення оцінки екологічних ризиків морегосподарської діяльності у прибережній зоні морів України

(заключний)

Науковий керівник НДР
начальник відділу
канд. хім. наук _____ М. Ю. Павленко

2021

Рукопис закінчено 24 грудня 2021 року
Результати роботи розглянуто Вченою радою УкрНЦЕМ, протокол
від 03 лютого 2022 № 1

СПИСОК АВТОРІВ

Науковий керівник начальник відділу, канд. хім. наук	(підпис) 27 грудня 2021 (дата)	М. Ю. Павленко (вступ; загальна редакція)
Відповідальний виконавець, завідувач сектором, канд. техн. наук	(підпис) 27 грудня 2021 (дата)	Л. В. Мацокін (висновки; розділи 1-4)
Виконавці:		
Пров. науков. співроб., д–р екон. наук,	(підпис) 27 грудня 2021 (дата	К. Е. Шурда (Додаток А)
Мол. науков. співроб.	(підпис) 27 грудня 2021 (дата	А. О. Мальована (розділ 1)
Мол. науков. співроб.	(підпис) 27 грудня 2021 (дата	Ю. Котельнікова (Додаток А)

РЕФЕРАТ

Звіт про НДР: 65 сторінок, 6 таблиць, 8 рисунків, 1 формула, 72 джерела.

МОРСЬКА ЕКОСИСТЕМА, МОРЕГОСПОДАРСЬКА ДІЯЛЬНІСТЬ, СТІЙКІСТЬ МОРСЬКИХ ЕКОСИСТЕМ, ПРИБЕРЕЖНА ЗОНА ЧОРНОГО МОРЯ.

Об’єкт дослідження – прибережні екосистеми Чорного моря.

Предмет дослідження – екологічні ризики морегосподарської діяльності. стійкість морських екосистем.

Мета роботи – розроблення методологічних засад та методичних рекомендацій щодо кількісної оцінки екологічного ризику, обумовленого забрудненням морського середовища внаслідок морегосподарської діяльності, з урахуванням стійкості морської екосистеми.

Запропоновано алгоритм, який складається з трьох основних етапів:

– оцінка стійкості морських екосистем в результаті антропогенного впливу;

– оцінка критичних (кризовий) станів екосистеми через втрату її стійкості;

– розрахунок вартості екологічного збитку морських екосистемних послуг в результаті втрати стійкості екосистеми.

Методичний підхід апробований на прикладі прибережної зони моря Одеської затоки з використанням бази даних морського екологічного моніторингу УкрНЦЕМ.

ЗМІСТ

ПЕРЕЛІК УМОВНИХ ПОЗНАЧЕНЬ І СКОРОЧЕНЬ ……..... 5

ВСТУП……..... 6

1 МЕТОДОЛОГІЯ ДОСЛІДЖЕННЯ МОРСЬКИХ ЕКОСИСТЕМ 11

2 ОСНОВНІ ЕТАПИ МЕТОДОЛОГІЧНОГО ЗАБЕЗПЕЧЕННЯ ОЦІНКИ ЕКОЛОГІЧНИХ РИЗИКІВ МОРСЬКИХ ЕКОСИСТЕМ..... 16

2.1 Проблеми оцінки стійкості морських екосистем …… 16

2.2 Основні положення методології оцінки стійкості морських екосистем..... 21

3 ОГЛЯД МЕТОДИЧНИХ ПІДХОДІВ ДО ОЦІНКИ ІМОВІРНОСТІ ВТРАТИ СТІЙКОСТІ СТАНУ МОРСЬКИХ ЕКОСИСТЕМ 26

4 МЕТОДОЛОГІЧНІ ОСНОВИ ОЦІНКИ КРИТИЧНИХ СТАНІВ МОРСЬКИХ ЕКОСИСТЕМ ЧЕРЕЗ ВТРАТИ ЇХ СТІЙКОСТІ 29

4.1 Механізм виникнення критичних станів морських екосистем …….. 29

4.2 Методологія аналізу структури динамічного хаосу 31

4.3 Методологія виявлення критичних станів морських екосистем …..... 33

5 АПРОБАЦІЯ МЕТОДОЛОГІЇ ТА МЕТОДИЧНОГО ЗАБЕЗПЕЧЕННЯ ОЦІНКИ ЕКОСИСТЕМНИХ РИЗИКІВ ТА СТІЙКОСТІ МОРСЬКИХ ВОД 36

ВИСНОВКИ..... 52

ПЕРЕЛІК ДЖЕРЕЛ ПОСИЛАННЯ ……..... 54

Додаток А. Пропозиції для розроблення технічного завдання на розроблення методики кількісної оцінки екологічного ризику морегосподарської діяльності аналітичним методом …….. 62

ПЕРЕЛІК УМОВНИХ ПОЗНАЧЕНЬ І СКОРОЧЕНЬ

АКФ	–	автокореляційна функція
МГК	–	метод головних компонент
НДР	–	науково дослідна робота
НПС		навколишнє природне середовище
ПЗ		програмне забезпечення
ПЗЧМ	–	північно–західна частина Чорного моря
ПЗШ ЧМ	–	північно–західний шельф Чорного моря
СУБД		систе́ма управління ба́зами да́них
УкрНЦЕМ	–	Український науковий центр екології моря
ЧМ	–	Чорне море
ФПВ	–	функції щільності ймовірностей
PCA	–	Principal Component Analysis

ВСТУП

Як зазначено в Загальнодержавній програмі [1], «незадовільний екологічний стан Азовського і Чорного морів зумовлений значним перевищенням обсягу надходження забруднюючих речовин над асиміляційною здатністю морських екосистем, що призвело до бурхливого розвитку евтрофікаційних процесів, значного забруднення (в тому числі мікробіологічного) морських вод, втрати біологічних видів, скорочення обсягу рибних ресурсів, зниження якості рекреаційних ресурсів, виникнення загрози здоров'ю населення». Ця безпосередня причина обумовлена цілою низкою природних і антропогенних, об’єктивних і суб’єктивних факторів, зокрема, недостатньою дієвістю природоохоронного законодавства, слабкістю система державного екологічного контролю, неточними оцінками наслідків антропогенного впливу на навколишнє середовище, недосконалістю механізмів реалізації принципів екологічної політики та ін.

Серед шістнадцяти основних принципів охорони навколишнього природного середовища (надалі НПС), що наведені в статті 3 Закону України «Про охорону навколишнього природного середовища» найважливішим, з точки зору саме захисту НПС, є принцип запобіжного характеру заходів щодо охорони навколишнього природного середовища (надалі принцип запобігання). По меншій мірі ще шість принципів із названого переліку можна розглядати як такі, що уточнюють, деталізують і, у певній мірі, дублюють цей базовий принцип та забезпечують його реалізацію (зокрема, це принципи: «обов’язковість оцінки впливу на довкілля», «врахування результатів стратегічної екологічної оцінки» та ін.). Принцип запобігання (превентивних дій) визначений також як один з базових принципів екологічної політики Європейського Співтовариства у сфері навколишнього середовища [2].

Оновлений перелік принципів екологічної політики наведений в Стратегії державної екологічної політики України на період до 2030 року [3]. В цьому

переліку принцип запобігання також неявно присутній у багатьох із наведених принципів та засад і чітко сформульований у двох пунктах, а саме:

- застосування принципів перестороги, превентивності (запобігання), пріоритетності усунення джерел шкоди довкіллю, "забруднювач платить";

- запобігання виникненню надзвичайних ситуацій природного і техногенного характеру, що передбачає аналіз і прогнозування екологічних ризиків, які ґрунтуються на результатах стратегічної екологічної оцінки, оцінки впливу на довкілля, а також комплексного моніторингу стану навколишнього природного середовища.

В останньому пункті вказані також інструменти реалізації принципу запобігання: «аналіз і прогнозування екологічних ризиків», «стратегічна екологічна оцінка» (надалі СЕО), «оцінка впливу на довкілля» (надалі ОВД), «комплексний моніторинг стану навколишнього природного середовища».

Важливе значення для реалізації принципу запобіжного характеру заходів щодо охорони НПС в Україні мають закони «Про оцінку впливу на довкілля» [4] та «Про стратегічну екологічну оцінку» [5], розроблені в рамках адаптації екологічного законодавства України до законодавства ЄС. Закон про ОВД (введений в дію 18 грудня 2017 року) встановлює правові та організаційні засади оцінки впливу будь-якого виду планованої господарської діяльності, яка може мати значний вплив на довкілля. Закон про СЕО (введений в дію 12 жовтня 2018 року) пропонує більш високий рівень запобіжності - на етапі розроблення планів і стратегій, а відповідно і вищий рівень охорони довкілля через виявлення й урахування ймовірних екологічних наслідків пропонованих стратегій і планів задля забезпечення збалансованого розвитку міст і регіонів.

Процедури ОВД і СЕО оцінюють різні види планованої діяльності, але мають багато спільного в організаційному, правовому та методологічному аспектах цих процедур, у тому числі й спільні проблеми їх упровадження в Україні. Фактично, обидві процедури є формами екологічної оцінки, спрямованої на різні об’єкти та види діяльності.

Закони про ОВД і про СЕО є рамковими і початковий період їх застосування був обтяжений низкою проблем організаційного, правового та методологічного характеру [6-9]. Проведення ОВД та СЕО було суттєво упорядковане (перш за все в питаннях організаційного та правового забезпечення) шляхом внесення низки змін до законодавства України, передбачених прикінцевими положеннями законів [4, 5], прийняття відповідних підзаконних нормативних актів [10-12 та ін.] та методичних рекомендацій [13, 14]. Методичні рекомендації містять чітке і детальне роз'яснення щодо структури та наповнення елементів звітів з ОВД та СЕО, однак в частині методології і методів виконання конкретних завдань екологічної оцінки ці документи мають рамковий характер, оскільки вибір методик покладений на розсуд виконавця. Відсутність стандартизованих методик для окремих етапів і завдань процедури екологічної оцінки[1], а також відсутність законодавчо визначених вимог до осіб/компаній, які готують проект звіту з ОВД, створює умови для допуску до виконання екологічної оцінки компаній, які не володіють необхідним науково-технічним потенціалом, що в кінцевому рахунку призводить до низької якості звітів з ОВД, а також створює поле для маніпуляцій для всіх сторін процесу – як для виконавця ОВД, так і для органу, що видає дозвіл [8]. Перші кроки у напрямі створення стандартизованого методичного забезпечення екологічної оцінки в Україні робляться: це і загальні методичні рекомендації [13, 14], і деякі галузеві методичні рекомендації [16-18], однак до завершення цього процесу ще далеко.

Ключовим завданням екологічної оцінки діяльності є виявлення всіх важливих впливів та ризиків, оцінка їх величини і значимості та запобігання/пом'якшення можливих негативних впливів [14]. При цьому першочерговим завданням є оцінка ризику для довкілля, або екологічного ризику, який розглядається як ризик порушення стійкості екосистеми[2], що тягне за собою

[1] Винятком є стандартизована оцінка впливу на атмосферне повітряне середовище з використанням програмного продукту ЕОЛ [15], розрахункові модулі якого реалізують «Методику расчета концентраций в атмосферном воздухе вредных веществ, содержащихся в выбросах предприятий ОНД-86».

[2] Наведене трактування поняття «екологічний ризик» є одним з багатьох, запропонованих різними авторами, загальноприйнятого визначення на сьогодні не існує.

низку інших ризиків: ризик погіршення/втрати екосистемних послуг; ризик для здоров’я населення; економічні ризики для реципієнтів, які використовують екосистемні послуги; соціальні ризики тощо. Отже, в основі оцінок всіх перелічених, безумовно важливих ризиків планованої діяльності лежить оцінка екологічного ризику. Коректність оцінок усіх ймовірних ризиків залежить від коректності оцінки екологічного ризику. За відсутності стандартизованих процедур, якість оцінки суттєво залежить від кваліфікації і науково-технічного потенціалу виконавця (програмного і фактологічного забезпечення, приладової бази, наявності фахівців відповідного профілю). Як наслідок, відмічається чимало випадків формального підходу до виконання ОВД, низького рівня оцінок поточного та прогнозованого стану довкілля, а якісні оцінки ризиків для довкілля на кшталт «вплив незначний», «стан задовільний», «ризик прийнятний» просто підлаштовуються під потреби позитивного екологічного висновку. Через недосконалість методичного і фактологічного забезпечення майже не проводиться економічна оцінка впливу на довкілля. Зокрема, це стосується впливу морегосподарської діяльності на морське середовище, на морські екосистеми, на морські екосистемні послуги. Таким чином, наявний досвід підготовки, оцінки та відбору проектів свідчить про необхідність розвитку методологічного та методичного забезпечення оцінки екологічних ризиків, активізації упровадження сучасної методології та інструментарію, що поширені у міжнародній практиці обґрунтування проектних рішень [19].

Метою даної науково-дослідної роботи є розробка методологічних засад та методичних рекомендацій щодо кількісної оцінки екологічного ризику, обумовленого забрудненням морського середовища внаслідок морегосподарської діяльності, з урахуванням стійкості морської екосистеми. В основу розробки методичного забезпечення оцінки екологічних ризиків морегосподарської діяльності покладено системний підхід, орієнтований на розкриття і виявлення різноманіття зв'язків в складних динамічних системах.

Запропонований методичний підхід апробований на прикладі прибережної зони моря Одеської затоки з використанням бази даних морського екологічного

моніторингу УкрНЦЕМ в районі пляжу Аркадія. Подальший його розвиток і упровадження в практику ОВД сприятиме підвищенню точності й обґрунтованості оцінки екологічного ризику, а отже, й ОВД та СЕО морегосподарської діяльності в прибережній зоні морів України.

1 МЕТОДОЛОГИЯ ДОСЛІДЖЕННЯ МОРСЬКИХ ЕКОСИСТЕМ

Концепція екосистеми в сучасній екології є домінуючою і спрямована на вивчення структури і динаміки взаємозв'язків між біотичними спільнотами і середовищем їх проживання. Методологічною ж основою екологічних досліджень служить системний підхід, орієнтований на розкриття цілісності і виявлення різноманіття зв'язків складних природних об'єктів, у тому числі і морських екосистем. При цьому система, і екологічна система, розуміється як сукупність взаємопов'язаних елементів, що утворюють певну цілісність. Вона характеризується безперервною єдністю з навколишнім середовищем, у взаємодії з яким система і проявляє свою цілісність.

Наявність внутрішніх механізмів саморегуляції, при постійному обміні речовиною і енергією, дозволяє системі функціонувати в межах границь, в яких окремі її компоненти продовжують взаємодіяти. Однак при значному зовнішньому впливі система може втратити стійкість і перейти в інший трансформований стан або взагалі перестати функціонувати. Як правило, система, що взаємодіє з оточуючими її іншими системами або зовнішнім середовищем, є складовою іншої, більш складної системи. Складність системи обумовлена набором елементів, пов'язаних і взаємодіючих між собою за певними, не завжди відомими закономірностями і правилами [20].

При дослідженні складних систем в першу чергу формулюється мета досліджень, з обмеженнями, що не дозволяють заплутатися в павутині внутрішніх і зовнішніх взаємодій. Обґрунтування і вибір параметрів, що визначають стан системи, дозволяє описати її у вигляді математичних моделей, що використовуються для аналізу і порівняння різних варіантів досягнення поставленої мети. Однак для складної системи не існує єдиної моделі, і лише множина моделей, кожна з яких має характерні математичні властивості, може задовольнити в певній мірі потреби вивчення структури та проблем функціонування системи [21].

Методологія дослідження екологічної системи не має суттєвих відмінностей від дослідження складних систем. Однак, як і будь-яка складна система, екосистема володіє специфічними особливостями, які ускладнюють її аналіз – це, перш за все, наявність живих організмів, які перебувають у постійній взаємодії з абіотичним (фізичним) середовищем таким чином, що потік енергії створює чітко визначену трофічну структуру, видове різноманіття і кругообіг речовин між живою та неживою частинами. [22].

Для динаміки екосистем характерний вибір альтернатив, через що динаміка часто виявляється хаотичною, а стан непередбачуваний [23]. У подібній ситуації можна лише окреслити область, в якій буде перебувати екосистема, а також оцінити її стійкість до зовнішніх впливів і внутрішніх трансформацій, але немає можливості вказати точку в цій області, в якій буде визначено стан екосистеми. Особливо це відноситься до водних екосистем, які є слабо детермінованими і в значній мірі об'єктами, що еволюціонують, коли в результаті зовнішніх впливів або внутрішніх трансформацій подальша поведінка системи стає непередбачувана [24].

Складність при дослідженні екосистем полягає в неможливості використання класичного імовірнісного підходу, оскільки вірогідний опис процесів, заснований на результатах спостережень над малою вибіркою, з перенесенням усереднених характеристик на поведінку всього досліджуваного явища не забезпечує його адекватної характеристики . В екосистемах, а особливо у водних середовищах, дуже важливі окремі явища незалежно від ймовірності їх прояву, оскільки у водному середовищі саме малоймовірні процеси можуть внести значні збурення в систему аж до процесів, що протікають абсолютно в іншому напрямку і часто породжують такі явища як біфуркація [25].

В результаті повільного еволюційного впливу зовнішнього середовища в екосистемі можуть відбуватися зміни, зумовлені повільним накопиченням нових особливостей і якостей біологічної спільноти. У водній екосистемі подібна мінливість, з певним ступенем адекватності, може бути описана за допомогою системи диференціальних рівнянь. Однак при значному антропогенному впливі,

коли різко змінюються умови існування екосистеми, в дію може бути приведений клітинний або генно-молекулярний механізм, коли математичні моделі, які описують трофічні явища на поверхневому (феноменологічному) рівні, виявляються марними. При цьому деякі компоненти можуть перебувати в критичних (перехідних) станах, коли незначний зовнішній вплив може викликати істотну зміну - біфуркацію, тобто втрату стійкості і перехід в новий стійкий стан [26], причому попередній стійкий стан, через накопичені флуктуацій, змінюється стрибкоподібно.

Таким чином, можливі два принципово різних механізми, що визначають динаміку водних екосистем: адаптаційний і біфуркаційний. Знаючи характеристики середовища, можна зі значним ступенем точності прогнозувати тенденції в зміні параметрів системи, що функціонує за адаптаційним механізмом: екосистема буде рухатися за певною траєкторією всередині обмеженого коридору в напрямку вектора стабілізації. Однак існує деяке критичне значення зовнішнього впливу, що приводить до якісної зміни організації системи, де породжуються безліч шляхів подальшого розвитку, вибір яких непередбачуваний і залежить від поєднання випадкових обставин і флуктуацій зовнішнього середовища в момент біфуркаційонного переходу [27].

Морська екосистема – це складний живий організм, функціонування якого повністю визначається умовами середовища проживання, тобто параметрами стану моря. Загальна ознака морської екосистеми – взаємодія автотрофних і гетеротрофних компонентів. Характерною особливістю морських екосистем є яскраво виражена зональність в розподілі біотичної і абіотичної компоненти, що викликає необхідність роздільного розгляду характеристик стану екосистем материкового шельфу (мілководної) зони і глибинної зони морів.

Як показано в [28], дослідження структурних і якісних властивостей морських екосистем слід проводити з урахуванням їх стану, який визначається сукупністю параметрів екосистеми, які в даний момент часу, за певних граничних умов, однозначно визначають основні характеристики системи. Але таке визначення відноситься до суто детермінованих систем, коли система завжди

переходить з одного фіксованого стану з фіксованими входами в один і той же інший стан. Однак екосистеми не відносяться до детермінованих систем. Еволюція стану екосистеми має імовірнісний характер, тобто, для екосистеми існує велика варіабельність окремих реалізацій еволюційного процесу. Це суттєво ускладнює вивчення поведінки екосистеми за допомогою натурного або математичного моделювання, коли з'являється можливість впливу на систему за допомогою зміни керуючих параметрів і вивчення відгуків екосистеми, викликаючи її еволюцію. При цьому набір параметрів, що характеризують екосистему, має бути достатнім для того щоб фіксувати перехід екосистеми з одного стану в інший, трактований у фізиці як фазовий перехід. У якості подібних параметрів для морської екосистеми необхідний їх вибір, що забезпечує існування спільнот живих організмів, характерних для умов переходу з різних станів в умовах природного або антропогенного режимів їх розвитку. Фактично таке трактування зводиться до визначення хімічного і біологічного складу та фізичних властивостей морського середовища, які обумовлюють стійке функціонування спільнот живих організмів і збереження певного типу екологічної сукцесії, або до оцінки його придатності для різних видів природокористування.

Найбільш ефективним уявляється представлення стану морської екосистеми у вигляді вектора стану, в який включені параметри, що характеризують біоту, абіогенні фактори і антропогенний вплив на екосистему. Подібний вектор можна назвати "матричним портретом" або матрицею стану екосистеми. Однак процедура формування матриці не позбавлена впливу суб'єктивізму, для зниження якого бажано використовувати інтегральні оцінки. Головним фактором в матриці станів екосистеми має бути стан біоти, яка визначається станом середовища і реагує на негативні впливи.

Комплекс ключових характеристик, за якими можна судити про стан морської екосистеми, включає гідрологічні, гідрохімічні і біологічні параметри.

До гідрологічних параметрів відносяться температура і солоність морської води, а також швидкість і напрямок течій на різних горизонтах, оптичні характеристики, що визначають світлові умови фотосинтезу морських організмів.

До найважливіших гідрохімічних показників, які характеризують стан морського середовища, відносяться: концентрація розчиненого кисню, вміст різних форм органічного і мінерального фосфору, азоту, вміст розчинених у морській воді органічних речовин і нафтопродуктів.

Для оцінки екологічної ситуації за біологічними показниками використовують структурні і функціональні характеристики бактеріо -, фіто - і зоопланктону, бентосу і іхтіофауни, а також окремих таксонів і видів гідробіонтів.

Параметри, що визначають стан екосистеми, враховуючи зональність їх розподілу, бажано представляти у вигляді матриці стану (матриці «об'єкт-ознака»), де стовпцями матриці будуть параметри екосистеми, а рядками виділені райони моря або координати гідрологічних станцій на яких відбираються проби, що характеризують стан екосистеми.

В результаті антропогенного або природного впливу, як на окремі ділянки морської акваторії, так і на водний об’єкт в цілому, можлива втрата стійкості екосистем, що може призвести до негативних сценаріїв розвитку умов існування біотичної компоненти. В цілому, стійкість екосистеми визначається її здатністю зберігати внутрішні структурні зв'язки і перебувати всередині області стійкого стану і розвитку [29].

Кількісною оцінкою таких наслідків є міра екологічного ризику, або в разі розгляду структурних і динамічних властивостей екосистеми - екосистемного ризику. До особливого класу відносяться впливи, які приводять екосистему до катастрофічного стану, коли процес деградації стає незворотним. При цьому виникає проблема оцінки ризику переходу екосистеми з поточного стану в критичний стан.

2 ОСНОВНІ ЕТАПИ МЕТОДОЛОГІЧНОГО ЗАБЕЗПЕЧЕННЯ ОЦІНКИ ЕКОЛОГІЧНИХ РИЗИКІВ МОРСЬКИХ ЕКОСИСТЕМ

2.1 Проблеми оцінки стійкості морських екосистем

Концепція оцінки ризику сьогодні розглядається як головний механізм розроблення та прийняття управлінських рішень на міжнародному, державному, регіональному рівнях, а також на рівні окремого виробництва або іншого потенційного джерела забруднення навколишнього середовища [30]. В Україні термін «екологічний ризик» офіційно використовується з 1995 р. з прийняття Верховною Радою Закону України «Про екологічну експертизу». Однак в нашій країні, немає затвердженої методики обчислення величини екологічного ризику. Навіть у визначення терміну «екологічний ризик» вкладаються різні уявлення [31]. В [32] термін «екологічний ризик» трактується як ймовірність порушення стійкості екосистем, у тому числі і за рахунок можливої втрати генетичного різноманіття, та виникнення несприятливих ефектів для життєдіяльності суспільства (зокрема для здоров’я населення), внаслідок зміни стану навколишнього природного середовища під впливом антропогенних та природних чинників, або як результат їх взаємодії. З цього визначення випливає, що в узагальненому вигляді екологічний ризик зводиться до двох типів:

– ризик порушення стійкості екосистем в результаті реального і потенційного забруднення навколишнього природного середовища;

– ризик для здоров’я населення, який є ймовірністю виникнення несприятливих для здоров’я ефектів.

Для морських екосистем найбільш значущим екологічним ризиком є ризик порушення стійкості екосистеми (тобто ймовірність деградації екосистеми) в результаті забруднення морської акваторії, викликаного морегосподарською діяльністю. З наукової точки зору оцінку екологічних ризиків слід проводити базуючись на теорії динамічних систем, за допомогою якої проводяться детальні дослідження поведінки екосистеми, враховуючи зміну її стану та стійкості до дії

природних та антропогенних факторів. Для практичних же цілей, у зв'язку з фрагментарністю даних про екологічний стан шельфових і прибережних морських вод, найбільш прийнятні спрощені методи оцінки екологічних ризиків, що базуються на експрес–оцінках або експертному оцінюванні впливу природних та антропогенних факторів [33].

В УкрНЦЕМ [34] розроблений метод класифікації якості морських вод за рівнями забрудненості, що базується на математичному перетворенні стандартної матриці стану в класи якості морської води, які визначаються експертом за значеннями гідрологічних, гідрохімічних і біологічних параметрів. Подальше проектування результатів моніторингових досліджень в простір заданих класів, дозволяє встановити приналежність якості морських вод до певного рівня забрудненості, що дозволяє, на експертному рівні, оцінити і рівні ризиків, пов'язаних із забрудненістю вод. З метою дослідження впливу морегосподарської діяльності, включаючи оцінку ризиків втрати стійкості морських екосистем, в [26] запропонована методологія, алгоритм якої складається з трьох основних етапів:

– оцінка стійкості морських екосистем в результаті антропогенного впливу;

– оцінка критичних (кризових) станів екосистеми через втрату її стійкості;

– розрахунок економічного збитку від втрати чи погіршення екосистемних послуг в результаті втрати стійкості морської екосистеми.

Однією з центральних проблем екології є проблема стійкості екосистем, адже тривале існування екосистем забезпечене саме їх стійким станом. Стійкий стан системи це такий стан, коли виникаючі збурення згасають в часі, не залишаючи слідів в системі [35]. Межі стійкості визначаються максимальними навантаженнями на екосистеми, перевищення яких може призвести до її руйнування. З проблемою стійкості стикаються завжди, коли розглядають питання експлуатації природних ресурсів [36].

Зміна стійких станів динамічних систем, тобто множини елементів, для яких задана функціональна залежність між часом і положенням у фазовому просторі кожного елемента, відбувається завдяки зміні параметрів зовнішнього і внутрішнього впливів. Поява нової системи обумовлена втратою стійкості і

переходом вихідної системи в новий стан, що пов'язано з біфуркацією динамічної системи. В цьому випадку відбувається зміна структури системи. По суті – біфуркаційний перехід це вибір системою одного з можливих варіантів розвитку, кожен з яких передбачає перехід системи в стани, радикально відмінні від початкового. Це дозволяє характеризувати ситуацію біфуркаційного переходу як ситуацію різкої, як у часовому, так і в змістовному плані зміни характеру процесу. Відповідно до цього, зміна просторово–часової організації об'єкта здійснюється в точках зміни рішень, тобто в точках біфуркацій [24].

Точка біфуркації (роздвоєння) – це поріг стійкості, де дисипативна структура може або зруйнуватися, або «прорватися до одного з декількох нових станів порядку» [37]. Що насправді відбувається в цій критичній точці, залежить від попередньої історії системи. Залежно від того, яким шляхом вона досягла точки нестійкості, вона попрямує по тій чи іншій гілці після точки біфуркації. В [38] показано, що перехід до стійкого стану може відбуватися лише через нестійкий стан, а перехід до впорядкованості – через невпорядкованість. Поява нової структури може розглядатися як нерівноважний фазовий перехід.

Відповідно до теорії біфуркації, минулий стан системи зникає стрибком в силу накопичення в системі флуктуацій. У будь–якій системі мають місце флуктуації, пов'язані зі збоями в функціонуванні її елементів, зі змінами структурних утворень. Флуктуації необхідні і присутні в будь–якій системі, але в той же час їх появи означають порушення в способі існування системи, відхилення від статистично середнього. Досягаючи деякого критичного значення, флуктуації стають джерелом біфуркації, корінний ломки попереднього стану. В результаті біфуркації випадкові і неузгоджені мікроскопічні зміни захоплюють весь обсяг раніше існуючої системи [36].

Стійкість біотичної компоненти екосистеми (біоценозу) зазвичай досить висока, якщо більшість організмів здатні нормально функціонувати в широкому діапазоні значень фізичних і хімічних параметрів навколишнього середовища, тобто переважна частина біоти є еврибіонти. Якщо ж біоценоз може існувати в дуже обмеженому діапазоні значень параметрів навколишнього середовища,

тобто більшість його представників є стенобіонтам, або багато видів незамінні в своїх функціях, така спільнота виявляється в більшості випадків нестійкою, або динамічно крихким.

Проблема оцінки стійкості морських екосистем полягає в необхідності володіння досить тривалим періодом спостережень за станом моря (близько 10 – 20 років). У той же час часто виникає потреба оцінки якості морських вод, що знаходяться під негативним зовнішнім впливом, на основі даних нерегулярних, а то й епізодичних експедиційних досліджень.

У теорії динамічних систем їх еволюцію представляють в деякому абстрактному просторі станів, що отримав назву фазового, в якому координатами служать компоненти стану. Кожному можливого стану системи відповідає точка фазового простору. Сутність поняття фазового простору полягає в тому, що стан як завгодно складної системи представляється в ньому однієї єдиною точкою, а еволюція системи – переміщенням цієї точки. Сукупність точок у фазовому просторі, положення яких відповідає станам системи в процесі зміни в часі, є фазовою траєкторією. Сукупність фазових траєкторій при різних початкових значеннях змінних дає легко доступний для огляду портрет системи. Побудова фазового портрета дозволяє зробити висновки про характер змін системи без знання аналітичних рішень системи рівнянь, що описують еволюцію системи [36].

Таким чином, для оцінки стійкості і ризиків для морських екосистем можливі наступні варіанти:

– використання бально–індексного підходу (для експертного оцінювання ризиків), суть якого полягає у формуванні експертом матриці стандартних станів з подальшим проектуванням результатів натурних спостережень в простір перших головних компонент матриці стандартів, а також побудова фазового портрета в просторі матриці стандартів;

– для досконального дослідження – побудова фазових портретів і аналіз мінливості координат ермітових матриць натурних спостережень за станом морських вод (для тривалого періоду спостережень без побудови матриці стандартів).

Використання першої методології засноване на формалізації завдання експертного оцінювання, яке характеризується високою інформаційною невизначеністю і неможливістю точного оцінювання ризиків. Одним з методів вирішення цієї проблеми є побудова і співвіднесення шкал якісного і кількісного оцінювання [39]. Для морських екосистем, стан яких оцінюється значною кількістю гідрологічних, гідрохімічних і гідробіологічних параметрів, подібне співвідношення якісних характеристик ризиків раціонально співвіднести з рівнями забрудненості морських вод.

Для оцінки рівня стійкості на незначних часових інтервалах, порівнянних з часом проведення експедиційних спостережень, для кожної морської екосистеми в різні гідрологічні сезони формується своя матриця стандартних станів, що визначає рівні стійкості/забрудненості морського середовища. Також проводиться візуалізація аномальних визначень в комплексі біотичних і абіотичних параметрів. Ідентифікація аномальних визначень потрібна для виявлення ситуацій, що сприяють появі критичних станів морських екосистем на різних відрізках часу.

За допомогою побудови фазових портретів мінливості класів якості вод в кожній морській екосистемі північно-західної частини Чорного моря (ПЗЧМ), які наведені в [40], для різних гідролого-гідрохімічних умов, експертом оцінюється стійкість морської екосистеми, пов’язана з мінливістю класів якості вод. Імовірнісна оцінка втрати стійкості визначається співвідношенням кількості точок фазового портрета з високим ступенем забрудненістю вод до загальної кількості точок. Параметричні фазові портрети стану морських вод, побудовані за допомогою сплайн – апроксимації наведені в [34].

Оцінка стійкості морських екосистем за тривалий період часу базується на аналізі мінливості фазових траєкторій натурних спостережень (без формування матриці стандартів якості вод) в просторі незалежних координат головних компонент ермітових матриць. Оцінка ймовірності втрати стійкості морської екосистеми проводиться на основі аналізу траєкторій параметричних фазових портретів, де в якості координат станів використовуються координати проекцій

комплексу центрованих і нормованих даних моніторингу в просторі головних компонент. Розрахунок збитку, що наноситься морським екосистемним послугам, проводиться з урахуванням втрати вартості морських екосистем в результаті антропогенної дії.

2.2 Основні положення методології оцінки стійкості морських екосистем

Динаміка практично будь-яких екосистем описується векторним полем в фазовому просторі, в якому координатами служать компоненти стану що представляють собою якусь, часом невідому функцію мети. Кожному стану системи відповідає точка фазового простору, яка визначає її стан в певний момент часу, а прикладений в цій точці вектор вказує на швидкість зміни стану системи. Морські екосистеми представляють собою багатовимірну динамічну систему, в якій, в результаті оцінки її стану, іноді вкрай складно виявити функцію мети. У зв'язку з цим, оцінювання екосистемних ризиків проводилось спираючись на спрощені динамічні моделі.

Одним з основних питань при описі динамічної екосистеми є вибір координат фазового простору, що визначаються цілями аналізу. Залежно від координат розрізняють динамічний і параметричний фазові портрети, картина яких повністю визначається вибором параметрів або комплексних показників, що визначають стан екосистеми.

Найбільш достовірну оцінку стану морської екосистеми забезпечує набір показників морського середовища і біоти представлений у вигляді матриці натурних спостережень за цими показниками. Для того щоб перетворити матрицю в інтегральний критерій, або агрегуючий критерій, необхідно використовувати математичний апарат згортки матриці в скалярні величини, які представляють собою якусь функцію мети [41].

Морська екосистема являє собою складну динамічну систему, поведінка якої визначається потоком речовини і енергії. У теорії динамічних систем характер поведінки системи, оцінка її стійкості і величин критичних навантажень вирішується за допомогою знаходження власних чисел і векторів матриць, що визначають їх стан. Завдання знаходження власних значень і власних векторів є однією з важливих задач багатьох розділів фізики. Так, відповідно до одного з основних положень квантової механіки, всі спостережувані величини (тобто величини, які можуть бути виміряні в результаті проведення експериментальних досліджень) суть власні значення деяких нескінченновимірних ермітових матриць (ермітових операторів), причому діагоналізація гамільтоніана (оператора енергії системи) пов'язана з перебуванням власних значень цього оператора. По суті власні функції і власні числа пов'язані з оператором, що їх породив [42].

Фактично власні вектори ермітових (квадратних) матриць є головними компонентами, тобто осями максимальної мінливості даних. Це призводить до можливості застосування методу головних компонент PCA (Principal Component Analysis) до дослідження динамічних характеристик екологічних систем.

Метод головних компонент (PCA) застосовується для зниження розмірності простору спостережуваних векторів і нівелювання мультиколінеарності параметрів стану, не приводячи до істотної втрати інформативності. Головні компоненти являють собою ортогональну систему координат, в якій дисперсії компонент характеризують їх статистичні властивості. Застосування методу головних компонент дозволяє перейти до такого базису простору, що перша компонента (перший вектор базису) відповідає напрямку, уздовж якого дисперсія векторів вихідного набору максимальна. Напрямок другий компоненти (другого вектору базису) вибирається таким чином, щоб дисперсія вихідних векторів уздовж нього була максимальною за умови ортогональності першого вектору базису. Аналогічно визначаються інші вектори базису. В результаті напрями векторів базису вибираються так, щоб максимізувати дисперсію вихідного набору уздовж перших компонентів, які називаються головними компонентами. Таким чином, основна мінливість векторів вихідного набору векторів представлена

кількома першими компонентами і з'являється можливість, відкинувши залишки (менш істотні) компоненти, перейти до простору меншої розмірності. Слід зазначити, що вишукувані вектори є власними векторами коваріаційоної матриці і якщо немає афінних перетворень, то її власні вектори – це осі, за якими вона витягує – стискає простір.

Подібна властивість власних векторів коваріаційних матриць нормованих даних дозволяє використовувати ці вектори, за певних перетворень, в якості координат фазових портретів морських динамічних систем. Власний вектор не однозначний, його можна повернути на будь–який кут, відповідно він не має фізичного сенсу, яким володіє власне значення, будучи свого роду масштабним множником лінійного перетворення власного вектору.

В цілому, в PCA кожен член розкладання вбирає в себе подібну мінливість декількох вихідних змінних і в узагальненому вигляді представляє її як власну мінливість. У цьому PCA і виступає як інструмент ефективного стиснення і узагальнення інформації, яке дозволяє в малому числі розрахованих параметрів розкладання відобразити і проаналізувати цілісну мінливість різноманітних характеристик стану природних систем. При цьому з розрізнених спостережень вдається виділити те спільне, яке дозволяє відновити сутність змін, що відбуваються, та нерідко приховані.

І все ж найчастіше виникає питання: навіщо переходити від уже наявних даних спостережень до якихось нових змінних [43]. Сенс такої перетворення полягає в тому, що для переважної більшості реальних ситуацій спостерігається мінливість параметрів яка не дозволяє досконально розібратися в суті процесів, що відбуваються. В даних завжди містяться шумові компоненти, точно не відомі ні просторові, ні часові масштаби мінливості, частина параметрів спостереження може бути пов'язана між собою і описувати один і той же процес. Тому в PCA і ставиться завдання розкладання складного процесу на прості коливання таким чином, щоб:

– зберігши загальну точність опису перейти до нових взаємно незалежних змінних;

– кожна з нових змінних об'єднувала в собі одну з найбільш важливих тенденцій у вихідних даних;

– всі нові змінні були впорядковані за ступенем зменшення їх вкладів (впливів) в загальну мінливість.

Дуже важливо, що вся послідовність таких важливих проблем вирішується технічно просто – лінійним перетворенням вихідних даних або, іншими словами, шляхом поелементного множення кожної ознаки на коефіцієнти лінійного зв'язку даної ознаки з новою змінною, що відповідає заданим властивостям [44].

Стійкість морської екосистеми – це, зокрема, її здатність протистояти забрудненню вод, нівелювати коливання зовнішніх факторів і зберігати свою структуру і функціонування [45]. За допомогою кисню, бактерій, мікроорганізмів і гідродинамічних процесів морське середовище має здатність до самоочищення, що забезпечує її асиміляційні потенціал (ємність), тобто здатність екосистеми нейтралізувати і знешкоджувати шкідливі викиди, що надходять в море в результаті господарської діяльності [46]. Завдяки турбулентному перемішуванню знижується концентрація забруднювача в воді, після чого починається процес мінералізації органічних речовин за допомогою бактерій, грибів і водоростей [47]. Морське середовище може витримувати певну ступінь забруднення – асимілювати забруднювальні речовини без шкоди для екологічної системи. Стійкість морських екосистем по відношенню до викидів забруднювальних речовин, що надходять в морське середовище в результаті антропогенної діяльності, є цінною властивістю цих систем, що свідчить про важливість і необхідність контролю рівнів забрудненості вод.

Для розробки дієвих заходів контролю рівнів забрудненості морських вод і захисту морських акваторій необхідні ефективні методи оцінки якості водних мас, що поєднують в собі комплексність, інформативність та адекватність природним аналогам. Найбільш ефективним методом для вирішення даного завдання є методи класифікації з урахуванням якості вод і зниження розмірності результатів екомоніторингу. При цьому класифікація полягає у вказівці деякого класу (або приналежності до нього) для розглянутих об'єктів (результатів спостережень на

гідрологічних станціях). Подібна методологія рекомендується Європейським Союзом при оцінці якості водойм, шляхом переведення абсолютних значень хімічних показників, отриманих в ході моніторингу, в класифікацію якості.

Дуже важливим при оцінці стійкості морських екосистем є використання методології, яка кореспондується з методологією класифікації вод за рівнями забрудненості. Це дозволить значно спростити робочі алгоритми, зіставляючи рівні забруднень з оцінками стійкості, а також ризиками екосистем. Методологія класифікації морських акваторій за рівнями забруднення приведена в [34]. Приклад зіставлення рівнів забрудненості (евтрофікації) зі стійкістю морських екосистем наведено в [26].

Обчислювальний алгоритм експертної оцінки рівнів забрудненості і ризиків втрати стійкості морських екосистем наведений в [34].

3 ОГЛЯД МЕТОДИЧНИХ ПІДХОДІВ ДО ОЦІНКИ ІМОВІРНОСТІ ВТРАТИ СТІЙКОСТІ СТАНУ МОРСЬКИХ ЕКОСИСТЕМ

Стійкість екологічної системи слід розглядати як стійкість її основної функції, якою є забезпечення безперервного проходження через екосистему триєдиного потоку речовин, енергії та інформації завдяки протіканню та взаємодії автотрофних, гетеротрофних та редукційних процесів. У свою чергу, стійкість функції екосистеми, виражену через динаміку узагальнених параметрів стану, можна оцінювати як стійкість тих чи інших режимів функціонування екосистеми [48]. Причому сукупність параметрів або показників, що характеризують екосистему, має бути необхідною і достатньою, для того, щоб чітко розрізняти перехід екосистеми з одного стану в інший, трактований у фізиці як фазовий перехід.

Найбільш поширеним способом оцінки стійкості динамічних систем є побудова і дослідження їх теоретичних моделей. Однак модельний підхід до оцінки стійкості реальних екосистем стикається з низкою труднощів. На жаль, математичні моделі часто настільки абстрактні, що оперують змінними, жодним чином не пов'язаними з реальними системами. Необхідно ж використовувати конкретні характеристики, на основі яких можна описати режими функціонування екосистем, з виділенням стійких або нестійких станів. Однією з важливих перешкод є протилежний хід залежностей стійкості екосистеми від числа видів, що входять до неї, в реальних екосистемах і в класичних математичних моделях. Ця проблема може вирішується за допомогою комбінації теоретичних і експериментальних методів [49].

Дослідження динамічної системи з позиції комбінації теоретичних і експериментальних методів полягає в з'ясуванні можливих змін її станів, побудові фазових портретів і виявленні точок біфуркацій. Змінюючи початкові умови, будуються траєкторії при заданих значеннях параметрів, вивчається динаміка системи і з'ясовується її фазовий портрет. Для побудови фазових портретів

використовуються різні математичні моделі. Так, для шельфових морських екосистем запропонована чисельна математична модель якості вод, які піддаються сильному антропогенному впливу [50, 51]. Розвиток цього підходу потребував докорінної перебудови сформованих поглядів і відмови від традиційних методів. В основу такого підходу покладено наступне:

– перехід від ідеальних моделей до реальних і обчислюваних, що відповідає можливостям і потребам дослідження конкретних динамічних систем;

– необхідність спрощення задачі дослідження, але з отриманням результатів, достатніх для переважної більшості прикладних задач і проблем;

– заміна традиційних методів дослідження достовірним математичним експериментом з наступною обробкою результатів експерименту методами розпізнавання образів.

Така методологія використана в [52] для розробки алгоритму і комп'ютерної програми автоматичної класифікації, що дозволяє виділити однорідні зони в характері просторового розподілу комплексу гідролого–гідрохімічних характеристик, виявити приховані чинники, що призводять до розшарування даних, оцінити правильність вибору точок відбору проб (оптимальність мережі гідрологічних станцій).

В якості ще одного математичного конструктиву для досліджень динаміки і фазового аналізу можливе використання апарату сплайн–апроксимації, який особливо добре проявив себе при побудові гладких, нерозривних моделей еволюції динамічних систем з подальшим застосуванням в побудові і аналізі фазових сплайн–портретів [53]. Подібний апарат апроксимації використаний в [34] для побудови параметричних портретів якості вод морських екосистем.

Окремим випадком фазового простору є фазова площина (координатна площина), в якій по осях координат відкладаються дві змінні (фазові координати), однозначно визначають стан системи. Залежно від координат, що утворюють фазовий простір, розрізняють динамічний і параметричне фазовий простір. У динамічному фазовому просторі на одній з осей відкладають значення будь-якої змінної, а на інший першу похідну, або швидкість зміни в часі цієї змінної [48].

Параметричний же фазовий простір будується на осях незалежних змінних, якими можуть бути і головні компоненти ермітових матриць.

Алгоритми аналізу і прогнозування мінливості траєкторій параметричних фазових портретів наведені в [52].

4 МЕТОДОЛОГІЧНІ ОСНОВИ ОЦІНКИ КРИТИЧНИХ СТАНІВ МОРСЬКИХ ЕКОСИСТЕМ ЧЕРЕЗ ВТРАТИ ЇХ СТІЙКОСТІ

4.1 Механізм виникнення критичних станів морських екосистем

Критичні стани екосистем виникають в результаті різкої (стрибкоподібної) втрати стійкості, викликаної іноді навіть незначною зміною параметрів системи і переходу її в інший, деколи непередбачений стан. В математиці виявлення і оцінка критичних станів проводиться з використанням теорії "катастроф", яка дозволяє описувати системи, що здатні переходити з одного квазістійкого стану в інший.

Термін «теорія катастроф» спочатку отримала вузька область математики, що знаходиться на стику топології і математичного аналізу та вивчає особливості знаходження особливих точок систем диференційних рівнянь. Але незабаром теорія катастроф повноправно увійшла і в міждисциплінарні дослідження синергетики (науки про самоорганізацію, тобто самочинному виникненні просторової і часової упорядкованості у відкритих нелінійних системах).

В гуманітарній лексиці слово "катастрофа" представляє катаклізми (стихійні лиха, епідемії, війни та інше), що супроводжуються масовими жертвами і руйнуваннями. Однак, для теорії катастроф, що вивчає динамічні системи це лише неправильні асоціації до слова. У перекладі з давньогрецької «катастрофа» означає «переворот», коли в системі відбуваються зміни режиму її поведінки.

Більш коректно в [26] катастрофами названі стрибкоподібні зміни, що виникають у вигляді раптової відповіді системи на плавну зміну зовнішніх умов. Фактично теорія катастроф дає універсальний метод дослідження всіх стрибкоподібних переходів, розривів, раптових якісних змін в так званих «особливих точках», в яких найменші варіації вхідних параметрів призводять до різкої і безповоротної зміни характеристик всієї системи. Так біфуркація, тобто поведінка досліджуваної системи поблизу таких точок, визнана окремим випадком катастрофи.

Стрибкоподібні зміни в динамічній системі з'являються в результаті виникнення хаосу навіть в тому випадку, коли її поведінка в часі повністю описується детермінованими математичними рівняннями [54]. Подібний хаос, що виникає в динамічних системах з малим числом ступенів свободи (мінімальною кількістю координат, необхідних для визначення положення стану системи) прийнято називати детермінованим хаосом на відміну від стохастичного хаосу в системах з нескінченним числом ступенів свободи. Роль випадковості або невизначеності (хаосу) не зводиться до незначних, дрібних погрішностей на тлі детермінованого процесу розвитку. Сама випадковість здатна породжувати якісно нові режими еволюції системи "майже з нічого" (з дуже малих зовнішніх збурень). Фактично хаос породжується нелінійністю і нестійкістю фазового потоку в багатовимірному просторі, що виконується для більшості нелінійних систем. Системи з великим числом взаємодіючих елементів спонтанно еволюціонують до критичного стану, де малий вплив може призвести до катастрофи. Іншими словами хаотична поведінка породжується власною динамікою нелінійної детермінованої системи [57]. Визначальною для виникнення хаосу в детермінованих системах є взаємодія їх елементів [55]. У фазовому просторі такій поведінці системи відповідає дивний атрактор.

Більшість типів руху динамічних систем описується простими атракторами, які є обмеженими циклами. Хаотичні ж рухи описуються дивними атракторами, які дуже складні і мають значну кількість параметрів. Дивний атрактор характеризується неперіодичною незамкненою траєкторією і нестійким режимом функціонування. Основним критерієм хаотичності дивного атрактора є експоненціальне наростання в часі малих збурень.

Ідентифікація критичних станів екосистем пов'язана з виявленням непередбачуваного режиму, переходу до хаосу. Теорія катастроф нерозривно пов'язана з уявленнями про динамічний хаос.

4.2 Методологія аналізу структури динамічного хаосу

У теорії динамічних систем динамічний хаос представлений випадковою поведінкою нелінійної системи, незважаючи на те, що вона визначається детермінованими законами [56]. Як синонім часто використовують термін детермінований хаос, обидва терміни повністю рівнозначні і використовуються для указання на істотну відмінність хаосу, як предмета наукового вивчення в синергетиці, від хаосу в повсякденному сенсі.

Хаос – це структурна властивість системи, одна з основних її рис. Якщо з плином часу система не має стійких стаціонарних точок, то слід очікувати хаотичного режиму коливань. Висока чутливість до початкових умов призводить до того, що розвиток детерміновано-хаотичних процесів неможливо передбачити на тривалий проміжок часу. Тому, для його виявлення не потрібно занадто точна модель. Хаос породжений нелінійністю і нестійкістю фазового потоку в багатовимірному просторі, що характерно для більшості нелінійних систем.

Входження системи в непередбачуваний режим, перехід до хаосу, описується каскадом біфуркацій, які йдуть одна за одною. Каскад біфуркацій веде до появи вибору між двома станами, потім чотирма та інше, система починає коливатися в хаотичному, турбулентному режимі послідовного подвоєння можливих значень. У реальних динамічних системах хаос, як правило, настає після трьох біфуркацій [57]. Для динамічного хаосу характерний нерегулярний характер – так званий дивний атрактор, схожий на клубок траєкторій.

Для оцінок характеристик реальної системи, математична модель якої невідома, а також невідома розмірність фазового простору, використовується інформація про поведінку в часі якої–небудь однієї з динамічних або параметричних змінних [58]. В [59] показано, що майже для всіх гладких динамічних систем при наявності однієї часової реалізації спостережуваної динамічної змінної можна сконструювати новий атрактор, основні властивості якого будуть такими ж, як у вихідного.

Важливою особливістю хаотичних режимів є нестійкість кожної траєкторії, що належить хаотичному атрактору. Однією з кількісних характеристик цієї нестійкості є характеристичні показники Ляпунова, що дозволяють оцінити: фрактальну розмірність атрактора, ентропію динамічної системи і характерний час передбачуваності поведінки системи. Показник Ляпунова визначається як швидкість зменшення взаємності кореляції між двома реалізаціями процесу з близькими початковими умовами з плином часу.

Оскільки критерієм хаотичної динаміки служить присутність позитивного старшого ляпуновського показника, значний інтерес представляє можливість його оцінки на підставі обробки часових рядів координат параметричних фазових портретів морських екосистем. Показники Ляпунова характеризують для траєкторій на атракторі швидкість їх розбігання одна від одної, а для траєкторій поза атрактором — швидкість їх наближення до атрактора

В [60] запропонований алгоритм оцінювання цих показників, виходячи з порівняння точок еволюції фазової траєкторії, оцінюючи два найбільших показника Ляпунова. Для цього постійно порівнюються початкова точка і деяка поточна точка часового ряду.

Крім показників Ляпунова при вивченні динамічних систем часто використовуються автокореляційні функції (АКФ), які є досить ефективною характеристикою поведінки розглядуваної системи. Знання автокореляційних функцій дозволяє вирішити широке коло завдань, пов'язаних з дослідженням і прогнозуванням мінливості океанографічних процесів і полів [61]. До них відносяться: виявлення прихованих періодичностей, оцінка спектральної щільності, оцінка ступеня зв'язності ряду, довгостроковий прогноз на основі методів екстраполяції.

АКФ вважається аперіодичною функцією часу, якщо динамічна система є хаотичною. При цьому спектр буде безперервним, тому що АКФ тісно пов'язана з потужністю спектра [62, 63], тому відмінності хаосу від "білого шуму" можна перенести і на спектри часових рядів координат фазових портретів, що визначають стан морських екосистем. Спектр "білого шуму" містить гармоніки

нескінченно великих частот, і являє собою суцільну смугу по частоті від нуля до нескінченності. Саме тому шум і був названий "білим", за аналогією з білим світлом, що містить суміш сигналів всіх кольорів. На противагу йому спектр хаотичного сигналу має суцільну смугу обмеженої довжини і не доходить до нескінченності.

Для виявлення в спектрах безперервних смуг (в межі нескінченних частот) традиційних спектральних методів Блекмана–Тьюки або швидкого перетворення Фур'є, необхідна наявність досить довгих часових рядів (кілька тисяч значень), що є певною проблемою при оцінці стану морських екосистем. Одним із способів подолання даної проблеми є використання параметричного підходу, розробленого для аналізу і прогнозу коротких часових рядів [64]. Суть методу полягає у використанні авторегресійних моделей для оцінювання спектрів, причому подібна оцінка відповідає вимозі максимальної ентропії для невідомих значень коваріаційної функції. Детальний виклад теорії параметричного спектрального аналізу міститься в [65, 66]. У хаотичному режимі спектральна щільність потужності змінної стану динамічної системи має безперервну частину, що свідчить про хаотичну поведінку цієї змінної. Для такого режиму автокореляційна функція швидко, при зростанні часу зсуву, наближається до нуля (АКФ швидко згасає), і майже різні початкові стани на атракторі еволюціонують до сильно різних кінцевих станів [57, 62].

4.3 Методологія виявлення критичних станів морських екосистем

Для виявлення критичних станів морських екосистем дуже важливо визначити характерні особливості поведінки динамічної системи поблизу точок біфуркації (зон критичного переходу), що визначають так звані режимні зрушення, які можуть бути використані для розробки системи індикаторів попередження їх ранньої появи [67]. У зонах критичних переходів може

проявлятися більш низька здатність системи відновлюватися, тобто повертатися в первісний стан динамічної рівноваги після припинення збурення, зростання автокореляції, наростання часової дисперсії аналізованих показників стану динамічної системи [68]. Крім перерахованих вище особливостей, можна відзначити також збільшення ступеня асиметрії флуктуацій аналізованих показників (координат фазового портрета) в міру наближення динамічної системи до зони критичного переходу.

Автокореляція з одиничним кроком враховує стан системи на даний момент часу і на один вибраний часовий крок назад. Автокореляція з лагом n враховує стан системи на даний момент часу і на n обраних часових кроків назад. Таким чином, автокореляція дозволяє проаналізувати «пам'ять» динамічної системи.

Якщо найбільш високим виявляється коефіцієнт автокореляції першого порядку, то досліджуваний ряд містить тільки тенденцію. За коефіцієнтом автокореляції першого порядку можна судити про наявність лінійної (або близькою до лінійної) тенденції. Якщо найбільш високим виявляється коефіцієнт автокореляції порядку n, то ряд містить циклічні коливання з періодичністю в n моментів часу. Якщо жоден з коефіцієнтів автокореляції не є значущим, можна зробити одне з двох припущень щодо структури цього ряду: або ряд не містить тенденції і циклічних коливань, або ряд містить сильну нелінійну тенденцію, для виявлення якої потрібно провести додатковий аналіз.

У міру наближення до області (зони) критичного переходу («режимного зсуву») поведінка змінних стану динамічної системи стає все більш і більш схожою на броунівське блукання. Разом з наростанням автокореляції першого порядку зростає і часова дисперсія (розкид) значень для всіх змінних стану. У граничному випадку, тобто поблизу точки біфуркації, значення автокореляції з одиничним кроком прагне до одиниці, а значення дисперсії – до нескінченності. У свою чергу, область стійкості системи в міру наближення до зони «режимного зсуву» стає все менш і менш симетричною. Це призводить до наростання асиметричності флуктуацій дисперсії для всіх змінних стану системи і викликає асиметрію в їх розподілі.

Поряд з автокореляційною функцією (особливо при експериментальних дослідженнях) для встановлення хаотичності руху часто застосовується спектр потужності, який тісно пов'язаний з автокореляційною функцією. Характер спектра потужності – один з найпростіших і в той же час цілком надійних критеріїв, використовуваних при аналізі режимів динамічної системи. Розрахувавши його чисельно або вимірявши експериментально, порівняно легко визначити, якою є поведінка системи – хаотичною, періодичною або квазіперіодичною. Однією з ознак хаотичних коливань є поява широкого спектру частот. Ця ознака хаосу особливо важлива, коли система має малу розмірність (від однієї до трьох ступенів свободи). Якщо спочатку є одна переважна частотна компонента, то часто передвісником хаосу є поява в частотному спектрі різних субгармонік. Фактично спектр хаотичного сигналу має суцільну смугу обмеженої довжини.

Блок-схема та алгоритм оцінки стійкості морських екосистем детально описані в [52].

Знаходження морської екосистеми в хаотичному стані свідчить про формування дивного атрактора, що може привести до її кризового стану. У системних дисциплінах під кризою розуміється процес швидких, якісних змін в системі, що супроводжується перебудовою в структурній та функціональній організації з виходом системи або в стаціонарний режим, але в змінений стан, або до її руйнування, що для морських екосистем можна охарактеризувати як критичний стан [69].

По суті критичний стан – це стан системи, в якому відбувається або її руйнація або якісна перебудова, що викликає зміну структури, тобто заміну деяких або всіх елементів і зв'язків між ними, а також зміна поведінки і саморозвитку [70]. Область кризових процесів характеризується тим, що при малих змінах структури і/або величини впливу, що обумовлено можливістю різкої (якісної) зміни режиму функціонування. Це обумовлено нелінійним характером взаємозв'язків в складних системах.

Важливим питанням в дослідженні стану моря, розглянутого з позиції теорії динамічних систем, є оцінка ймовірності, як втрати стійкості, так і настання кризових (критичних) явищ в морських екосистемах.

5 АПРОБАЦІЯ МЕТОДОЛОГІЇ ТА МЕТОДИЧНОГО ЗАБЕЗПЕЧЕННЯ ОЦІНКИ ЕКОСИСТЕМНИХ РИЗИКІВ ТА СТІЙКОСТІ МОРСЬКИХ ВОД

До основних видів морегосподарської діяльності відносяться:

- господарська діяльність в морському порту(у тому числі днопоглиблення і дампінг грунтів;
- транспортна морегосподарську діяльність (щодо здійснення перевезень морським транспортом пасажирів та вантажів);
- суднобудівельна та судноремонтна діяльність;
- рибне господарство (рибна промисловість), що включає функціонування морських рибних портів та морського транспорту рибного господарства;
- супутня будівельна діяльність, що спрямована на створення й підтримку в нормальному стані об’єктів портової інфраструктури, а також управління ними.

Основним видом впливу на морську екосистему усіх основних видів морегосподарської діяльності є забруднення морського середовища. Причому основними видами забруднення є нафтове і біогенне забруднення. Нафтове забруднення розглядається як токсичний вид забруднення, а біогенне забруднення (переважно надходження органічних речовин), хоч не має токсичної дії, заподіює не меншу шкоду морській екосистемі, ніж нафта, а саме сприяє евтрофікації морської води.

Серед антропогенних порушень евтрофікація є найбільш значним негативним фактором, що впливає на екосистему Чорного моря і, насамперед, на її північно-західну частину [71].

Евтрофікація - процес підвищення біологічної продуктивності та погіршення якості вод, викликаний надлишковим надходженням біогенних елементів, насамперед азоту та фосфору, під впливом антропогенних та природних факторів. Надлишок поживних речовин призводить до різкого збільшення біомаси фітопланктону та первинної продукції, відмічається масовий розвиток ціанобактерій (синьо-зелених водоростей), деякі види яких є

токсичними. Внаслідок цього прозорість води зменшується, відбувається накопичення органічної речовини, на окислення якої витрачається кисень, що при виникненні стагнації може призвести до дефіциту кисню або анаеробних умов. Зміна газового та світлового режимів неминуче супроводжується структурними змінами складу угруповань гідробіонтів.

Внаслідок замору гинуть придонні і донні організми, відбувається скорочення біорізноманіття і екосистемних функцій, знижується стійкість морських екосистем та якість екосистемних послуг у сфері забезпечення населення морськими біоресурсамиа, регулювання клімату тощо. Одним із наглядних прикладів негативних наслідків антропогенного навантаження, розвитку процесів евтрофікації вод і нераціонального використання морських біоресурсів є деградація біоценозів філофори та мідій в ПЗЧМ, зменшення площі їх полів та біомаси [72].

Відповідно до висновків [71], зроблених на основі аналізу багаторічних досліджень Чорного моря, основними джерелами біогенного забруднення морських вод є річковий стік та берегові точкові джерела, до яких у першу чергу відносяться випуски стічних вод різних суб’єктів господарювання, що розташовані у береговій зоні.

Універсального методу оцінки рівня евтрофікації (трофності) морських вод і загальноприйнятих методик, які б застосовувалися на практиці, не існує. Для кожного дослідження переважає суб'єктивний авторський підхід, пов'язаний з вибором показників при розрахунках різних екологічних індексів. Зазвичай головне обмеження всіх пропонованих методів пов'язане з кількістю вимірюваних параметрів морського середовища.

Регулярний моніторинг стану акваторії пляжу Аркадія, що проводиться УкрНЦЕМ, дозволяє оцінити стійкість вод до евтрофікації в умовах підвищеного їх навантаження біогенними речовинами в літній період. Результати середньомісячних значень концетрації біогенів та розчиненого кисню, відповідальних за евтрофікацію вод у період 2007-2019 років наведено у табл.5.1.

Таблиця 5.1. Вміст біогенних речовин на нульовому горизонті в акваторії пляжу Аркадія

№	Рік	Місяць	Кисень, мг/л	Азот нітритний, мкг/л.	Азот нітратний, мкг/л.	Загальний азот, мкг/л.	Амонійний азот, мкг/л.	Силікати, мкг/л.	Загальний фосфор, мкг/л.	Фосфати, мкг/л.
1	2007	6	8,3	3,6	33,5	1140	47,1	665	40,7	16,15
2	2007	7	8,35	1,58	18,75	818,3	22,1	152,5	32,43	6,05
3	2008	6	9,07	2	14,6	524,3	4,5	369,3	16,5	3,91
4	2008	7	8,44	1,6	39,7	315,7	12,23	134,3	18,5	6,26
5	2008	8	8,38	2,15	28,4	238,8	13,3	168,8	20,3	4,25
6	2008	9	8,56	1,5	33,6	432,2	5,4	110	27,8	7,73
7	2009	6	8,6	2,9	7,9	409,8	17,6	288,5	32,3	17,74
8	2009	7	7,9	2,5	17,7	221,3	21,3	145	34,7	9,5
9	2009	8	7,9	2	23,75	231,75	6,3	26,3	21,3	5,5
10	2009	9	8,2	2,2	42,6	263,4	7,62	181,2	15,68	7,72
11	2010	6	8,04	0,5	20,8	803	3,82	870	43	11,96
12	2010	7	7,74	1,25	33,8	515,8	7,6	482,5	28,8	3,3
13	2010	8	7,77	1,8	39,9	418	11,8	1007,5	39,5	7,1
14	2010	9	8,01	3,06	43,2	670	7,84	616	40,4	14,6
15	2011	6	9,38	1,72	73,4	524	3,44	252	21	5,9
16	2011	7	8,55	1,54	48. 7	568	10,4	350	22,9	5,83
17	2011	8	8,66	2,12	59	548,4	3,77	178,9	20,42	6,69
18	2011	9	7,96	2,58	83,8	512,1	2,49	267,5	20,5	7,6
19	2012	6	8,71	1,49	33,9	428	0	237,5	21,55	1,35
20	2012	7	7,6	2,87	52,01	492	0	125,7	22,2	5,16
21	2012	8	7,74	2,64	84,8	594,3	3,97	250	29,2	8,57
22	2012	9	8,45	1,64	69,05	427,3	0	160,2	18,1	8,15
23	2013	6	8,71	2,26	15,17	632,3	0	379,3	31,1	2,84
24	2013	7	7,9	2,98	68,3	570,5	0	185	22,3	4,46
25	2013	8	8,17	1,55	43,05	481	0	116,2	16,9	1,106

Продовження таблиці 5.1

26	2013	9	8,49	3,51	24,9	453,3	0	317,5	19,9	6,53
27	2014	6	8,87	1,75	16,35	533,5	0	117,3	27,6	1,61
28	2014	7	9,05	1,66	24,19	437,4	0	127,2	22,6	4,22
29	2014	8	7,59	2,47	33,86	522,5	0	325	27,2	7,01
30	2014	9	7,9	3,32	16,8	460	0	630	33,2	16,75
31	2015	6	9,27	0,69	6,77	231,5	0	29,6	18,8	0
32	2015	7	8,99	0,97	7,63	281,2	0	27,1	17,81	0
33	2015	8	7,95	2,87	40,9	262. 7	0	46,4	33,2	1,78
34	2015	9	8,34	1,59	89,3	593	0	470	33,6	11
35	2016	6	8,49	1,5	19,5	534,8	0	137,2	23,6	9,3
36	2016	7	8,16	0,65	6,96	476,3	0	101,8	20,8	3,15
37	2016	8	8,03	1,81	51,7	429	3,8	86,1	15,5	1,38
38	2016	9	8,46	2,43	42,97	457,3	4,8	230	25,6	6,96
39	2017	6	9,34	1,57	37,4	412	0	164,9	214,2	46,47
40	2017	7	8,32	2,47	20,8	381,3	0	124,5	30,5	3,55
41	2017	8	6,96	2,48	62,2	409	0	239,6	23	4,14
42	2017	9	7,82	0,58	55,6	616	0	442,1	30,5	4,47
43	2018	6	8,39	1,87	25,7	360,5	0	270,95	38,5	7,54
44	2018	7	7,6	2,35	21,9	425,5	0	59,58	31,75	8,38
45	2018	8	6,78	2,4	18,4	434	0	574	32,199	9,66
46	2018	9	7,5	4,36	45,6	648,25	7,15	425	28,5	13,21
47	2019	6	7,9	3,08	26,75	974,25	0	537,06	25,7	9,36
48	2019	7	7,95	0,85	7,55	473,2	0	88,23	20,5	4,64
49	2019	8	7,93	4,29	14,81	465,25	0	79,52	21,6	10,12
50	2019	9	7,56	1,83	37,84	435. 7	0	190,7	19,8	12,89

З метою апробації методології та методичного забезпечення оцінки екосистемних ризиків, запропонованих УкрНЦЕМ [52],. проведено побудову фазового портрета (у просторі головних компонентів) центрованих і нормованих даних відповідальних за евтрофування вод. Чисельні значення трьох перших головних компонентів, що несуть 65% мінливості комплексу виміряних параметрів, а також евклідова відстань між координатами фазового портрета наведено в табл.5.2. Параметричні фазові портрети комплексу змінних у просторі головних компонентів наведено на рис.5.1-5.4.

Як випливає з рис.5.1-5.4 у просторі виміряних змінних спостерігалося формування стійкого атрактора, що визначає стан вод в акваторії пляжу Аркадія схильних до евтрофування. Однак у фазових траєкторіях виявились деякі особливості, що мали місце у у червні 2007 та 2017 років, які могли призвести до початкового формування біфуркаційних процесів. Проте, подібні формування не привели до розвитку циклу евтрофування вод. Більш детальну інформацію про характер евтрофування та формування біфуркацій можна отримати, аналізуючи мінливість часового ряду відстаней у просторі сусідніх координат параметричного фазового портрета.

Методично формування процесів евтрофікації визначається за допомогою статистичної оцінки лінійних трендів часового ряду відстаней між координатами фазових портретів. Так на рис. 5.5 - 5.6 наведено часовы ряди відстаней залежно від року та порядкового номера спостережень, що відповідає рокам та місяцям моніторингу вод (табл. 5.1), а також рівняння регресії та значення коефіцієнта детермінації r^2, що визначає величину статистичної залежності між залежною змінною та пояснювальною змінною. Значення коефіцієнта детермінації інтерпретується як відповідність лінійної моделі даним. Для прийнятних моделей передбачається, що коефіцієнт детермінації повинен бути хоча б не меншим за 0,5. Однак розрахункове значення цього коефіцієнта становило лише 0,0528. На підтвердження нульової гіпотези про статичну незначущість лінійного тренду також вказує величина критерію Фішера, що становило 0,1124 при табличному значенні 3,81 (для к1=1 и к2=47 та 5%–го рівня значущості). Оскільки обчислене

значення критерію Фішера менше табличного, то приймається нульова гіпотеза при 5 % рівні значущості.

Додаткова оцінка статистичної значимості лінійного тренда в часовомі ряду з суміші з білим шумом та середньоквадратичної помилки оцінки кута нахилу лінії тренду проведено за допомогою фільтра, наведеного в [64] .

Средньоквадратична похибка оцінки кута нахилу (с.к.п) оцінювалася за формулою:

$$\text{с.к.п.} = ((12\ \sigma_t^2)/\ n^3)^{1/2}\ , \qquad (5.1)$$

де n — обсяг вибірки, σ_t^2– дисперсія аналізованого часового ряду.

Тренд вважався статистично значущим, якщо модуль кута нахилу перевищував 3σ (на 5%–м рівні значущості) його середньоквадратичну похибку. Так кут нахилу тренду часового ряду відстаней склав 0,0044 при його середньоквадратичный похибцы 0,003, що свідчить про статистичну незначущость лінійного тренда в ряді відстаней між сусідніми координатами параметричного фазового портрета.

Іншим свідченням відсутності тренду в часовом ряду відстаней може бути побудова його авторегресійної моделі оптимальної складності. Вибір такої моделі здійснюється за допомогою критеріїв Акаїки або Парзена [64]. Авторегресійна модель вважається оптимальною за мінімальних значень цих критеріїв. Так, значення критеріїв при апріорному завданні авторегресійного рівняння 9-го порядку склали:

критерій Акаіке: -2.404; -2.360; -2.305; -2.306; -2.242; -2.181; -2.116; -2.050; -2.007; -2.087;

критерій Парзена: -11.536; -11.016; -10.358; -10.382; -9.649; -8.980; -8.289; -7.622; -7.181; -7.899.

Відповідно до цих критеріїв вибрано модель нульового порядку, що підтверджує те, що значення змінних не залежать один від одного. На рис.5.7 наведено гістограму відстаней, розподіл яких близький до нормального, що також свідчить про їхню незалежність один від одного. Відзначено також відсутність

значних "важких хвостів" функції розподілу відстаней. На рис.5.8 наведено розподіл відстаней залежно від року та місяця моніторингу.

Таким чином, проведені розрахунки підтверджують відсутність статистично значущого лінійного тренду в часовому ряді відстаней між сусідніми координатами параметричного фазового портрета, що свідчить про відсутність біфуркацій в середньомісячних оцінках даних моніторингу в акваторії пляжу Аркадія і як наслідок, втрати стійкості вод до їх евтрофування.

Однак у початкові періоди літніх сезонів у 2007 та 2017 роках все ж таки відбувалося формування біфуркаційних процесів, які згодом не отримали подальшого розвитку. Також у вересні 2014 та 2016 року мало місце дещо підвищений вміст біогенів, що могло спричинити евтрофування вод та розвиток біфуркаційних процесів. З метою виявлення особливостей біфуркаційних процесів у ці роки використано метод класифікації, заснований на формуванні матриці якості морських вод, який, незважаючи на суб'єктивний підхід, може доповнити інформацію про стан рівнів евтрофікації та стійкості вод.

Матриця стандартних станів, оціночних класів якості та відповідних ризиків втрати стійкості, з урахуванням параметрів, вибраних для оцінки евтрофікації морських вод в акваторії пляжу Аркадія в літній період, представлена в таблиці 5.3. Значення координат матриці якості морської води у просторі трьох головних компонент наведено у таблиці 5.4. Значення координат рівнів якості морської води у просторі трьох головних компонентів матриці стандартів в акваторії пляжу Аркадія представлені у таблиці 5.5, з якої випливає, що для середньомісячних значень з 2007 по 2019 роки в період літнього сезону морська вода пляжу Аркадія віднесена до 3-го рівня якості, що відповідає помірній стійкості вод до евтрофування при середньому ризику її втрати. Однак, більш детальний (подобовий) розгляд результатів класифікації дозволив встановити, що 7 червня (координати: X=-0,073,Y=-0,135,Z=0,174) та 29 червня (X=-0,062,Y=-0,0412,Z =0,084) клас якості морської води віднесено до 4-го рівня, що відповідає підвищеному ризику втрати стійкості вод через їх евтрофування, викликаного підвищеним вмістом азотних та фосфорних сполук.

Загалом проведена апробація методології оцінки екосистемних ризиків та відповідних алгоритмів, а також розрахунків втрати стійкості морської екосистеми внаслідок антропогенного впливу, свідчить про тонку межу між стійким станом досліджуваної екосистеми та підвищеним ризиком його втрати внаслідок евтрофування.

Таблиця 5.2 - Значення трьох перших головних компонент та відстань між координатами центрованих та нормованих даних

№ п/п	Рік	Місяць	1-а гол. комп.	2-а гол.комп.	3-я гол.комп.	Відстань у 3-мірному просторі
1	2007	6	-0,98	-0,4	0,52	0,926
2	2007	7	-0,14	-0,2	0,42	0,261
3	2008	6	0,07	0,09	0,31	0,225
4	2008	7	0,15	0,08	0,1	0,057
5	2008	8	0,15	0,04	0,06	0,13
6	2008	9	0,15	0,16	0,11	0,352
7	2009	6	-0,2	0,13	0,13	0,266
8	2009	7	-0,01	0,02	-0,02	0,278
9	2009	8	0,25	0,06	-0,11	0,142
10	2009	9	0,12	0,01	-0,08	0,64
11	2010	6	-0,35	-0,05	0,35	0,406
12	2010	7	-0,04	-0,13	0,1	0,352
13	2010	8	-0,37	-0,25	0,08	0,171
14	2010	9	-0,44	-0,18	-0,06	0,642
15	2011	6	0,07	0,12	0,19	0,321
16	2011	7	-0,09	-0,12	0,05	0,184
17	2011	8	0,04	0,01	0,04	0,367
18	2011	9	-0,07	-0,2	-0,24	0,571
19	2012	6	0,22	0,1	0,15	0,557
20	2012	7	0,04	-0,19	-0,29	0,195
21	2012	8	-0,15	-0,23	-0,27	0,437
22	2012	9	0,13	0,04	-0,07	0,3
23	2013	6	0	0,03	0,2	0,51
24	2013	7	-0,2	-0,21	-0,25	0,408

Продовження таблиці 5.2

25	2013	8	0,23	-0,02	0,01	0,281
26	2013	9	-0,03	-0,06	-0,09	0,455
27	2014	6	0,22	0,16	0,22	0,066
28	2014	7	0,24	0,22	0,2	0,6
29	2014	8	-0,04	-0,16	-0,17	0,28
30	2014	9	-0,31	-0,09	-0,19	1,096
31	2015	6	0,52	0,39	0,34	0,117
32	2015	7	0,47	0,31	0,27	0,702
33	2015	8	0,28	0,02	-0,34	0,524
34	2015	6	-0,16	-0,07	-0,07	0,428
35	2016	6	0,14	0,16	0,13	0,184
36	2016	7	0,31	0,15	0,2	0,355
37	2016	8	0,21	-0,07	-0,06	0,212
38	2016	9	0,02	0,01	-0,01	1,328
39	2017	6	-0,59	1,18	-0,16	1,355
40	2017	7	0,18	0,07	-0,05	0,551
41	2017	8	0,03	-0,31	-0,42	0,542
42	2017	9	0,01	-0,08	0,07	0,248
43	2018	6	0,1	0,14	0	0,253
44	2018	7	0,12	0	-0,21	0,406
45	2018	8	-0,17	-0,27	-0,3	0,258
46	2018	9	-0,41	-0,36	-0,33	0,369
47	2019	6	-0,37	-0,29	0,03	0,769
48	2019	7	0,28	0,11	0,12	0,57
49	2019	8	-0,03	-0,1	-0,31	0,258
50	2019	9	0,18	0,05	-0,32	

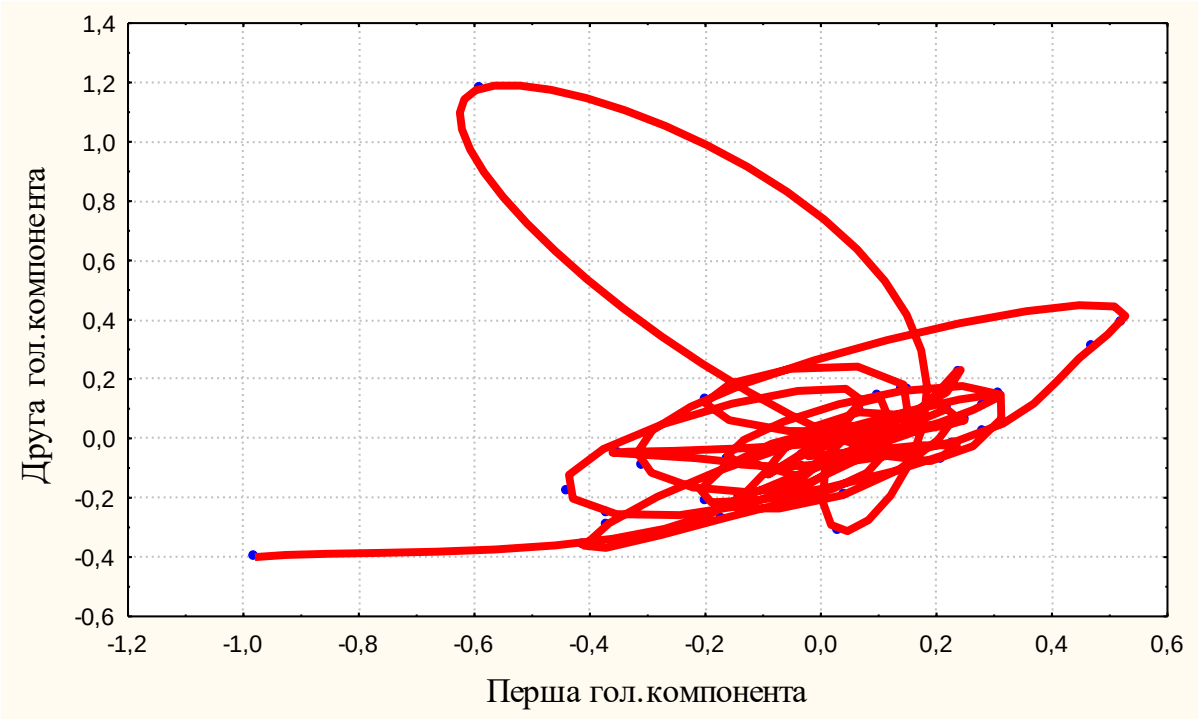

Рисунок 5.1 Параметричний фазовий портрет у просторі першої і другої головної компоненти (результатів вимірювань стану морського середовища)

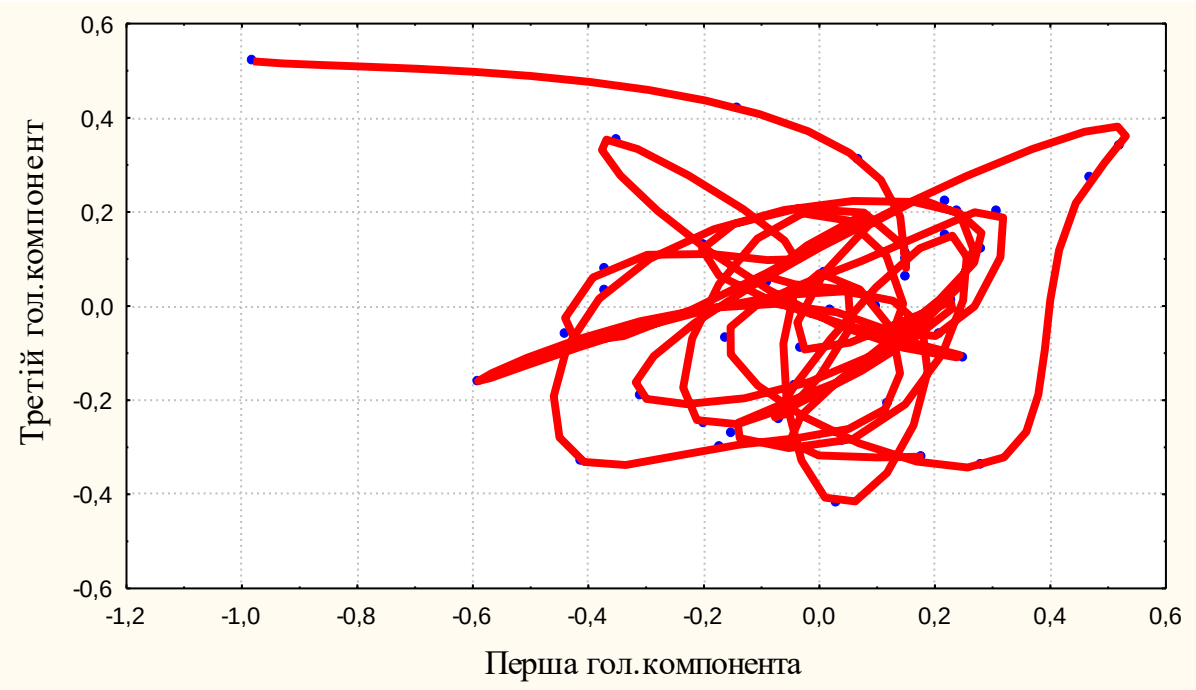

Рисунок 5.2 Параметричний фазовий портрет у просторі першої та третій головних компонент

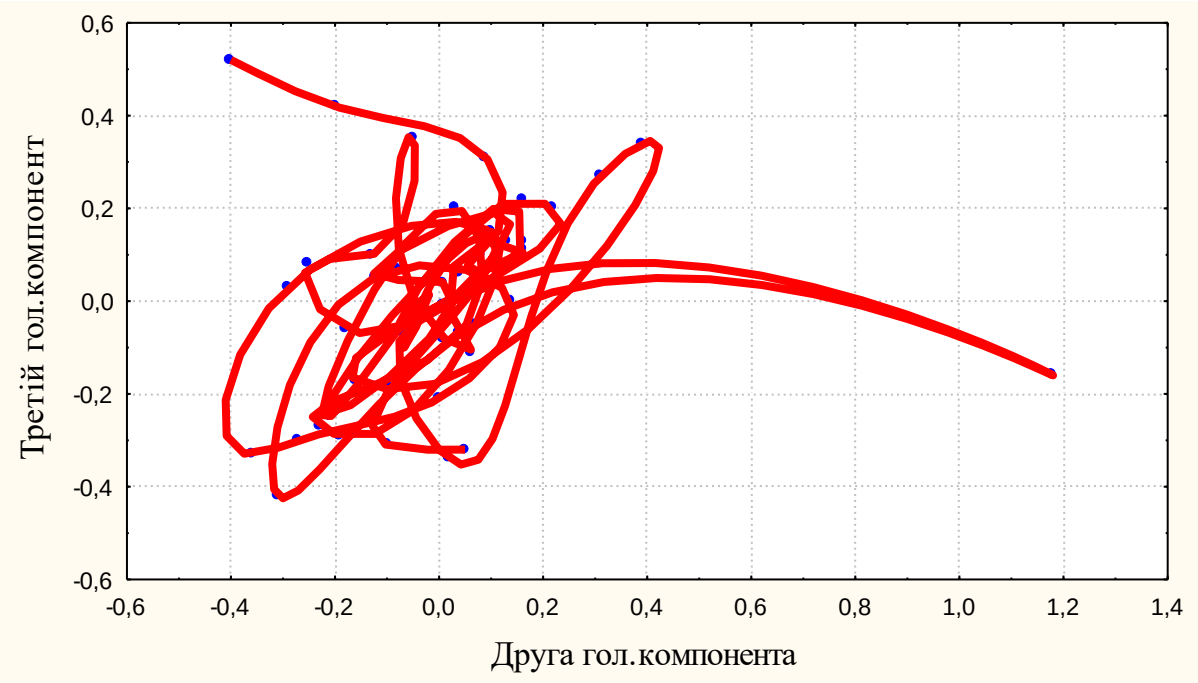

Рисунок 5.3 Параметричний фазовий портрет у просторі другої та третій головних компонент

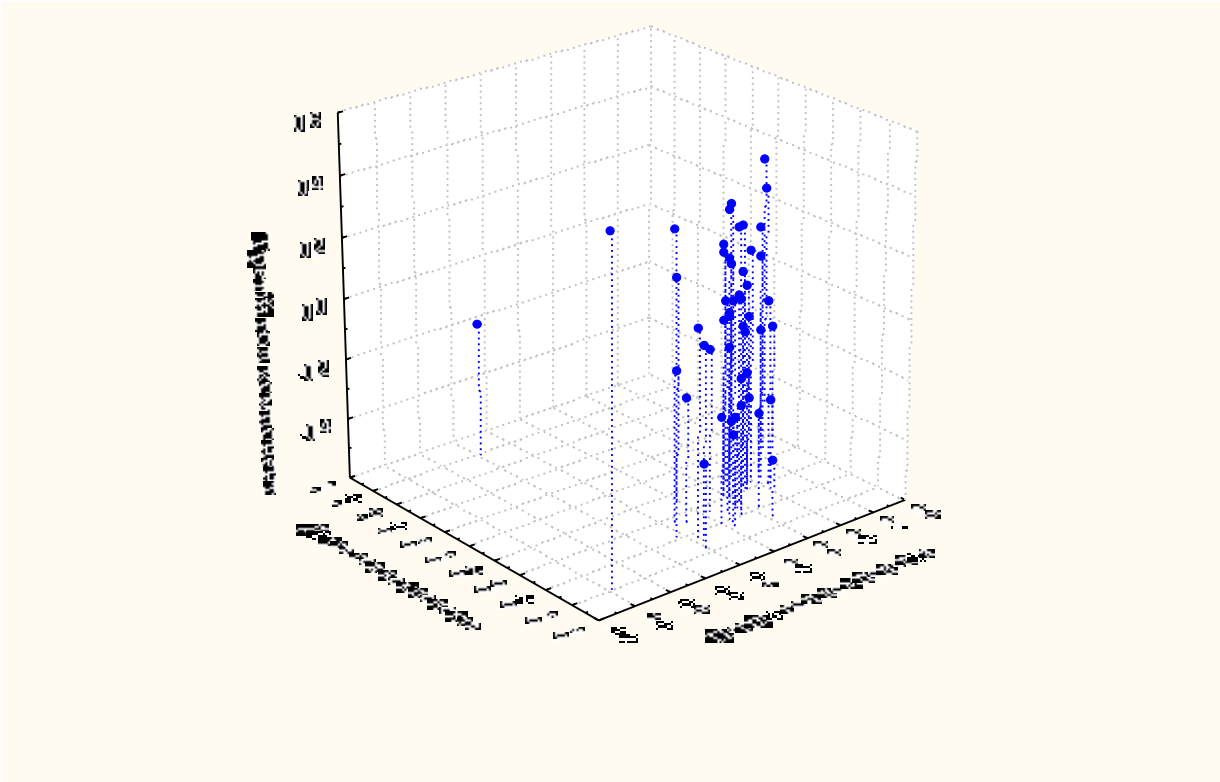

Рисунок 5.4 Параметричний фазовий портрет у тривимірному поданні

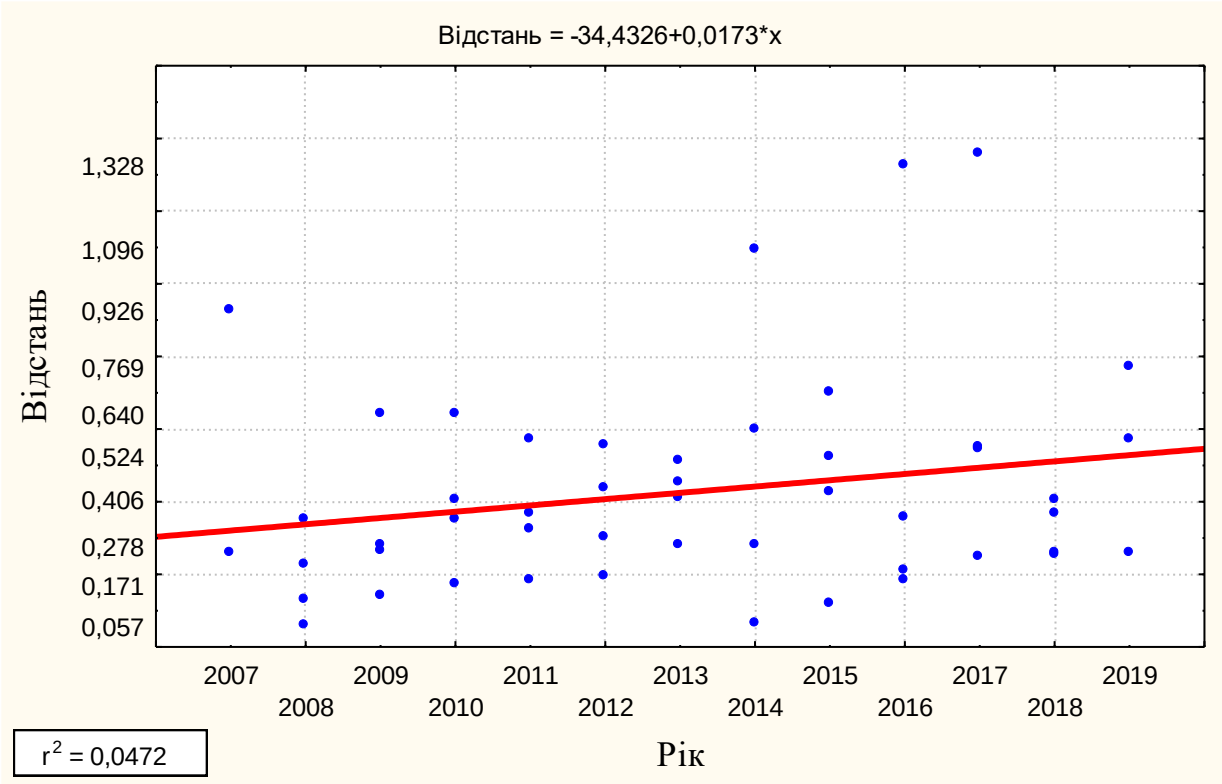

Рисунок 5.5 Часовий ряд відстаней між сусідніми значеннями координат фазового портрета залежно від року спостережень.

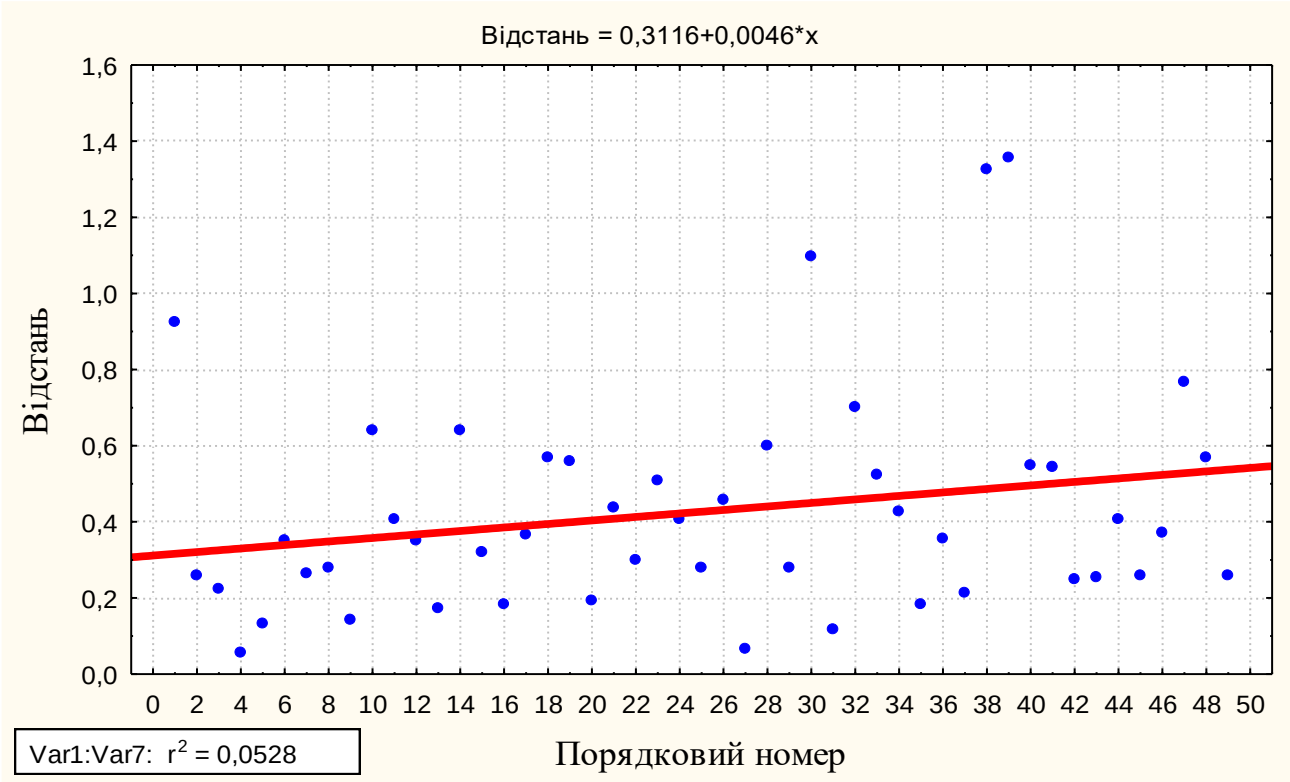

Рисунок 5.6 Часовий ряд відстаней між сусідніми значеннями координат фазового портрета залежно від порядкового номера спостережень.

Рисунок 5.7 Розподіл відстаней у просторі сусідніх координат фазового портрета

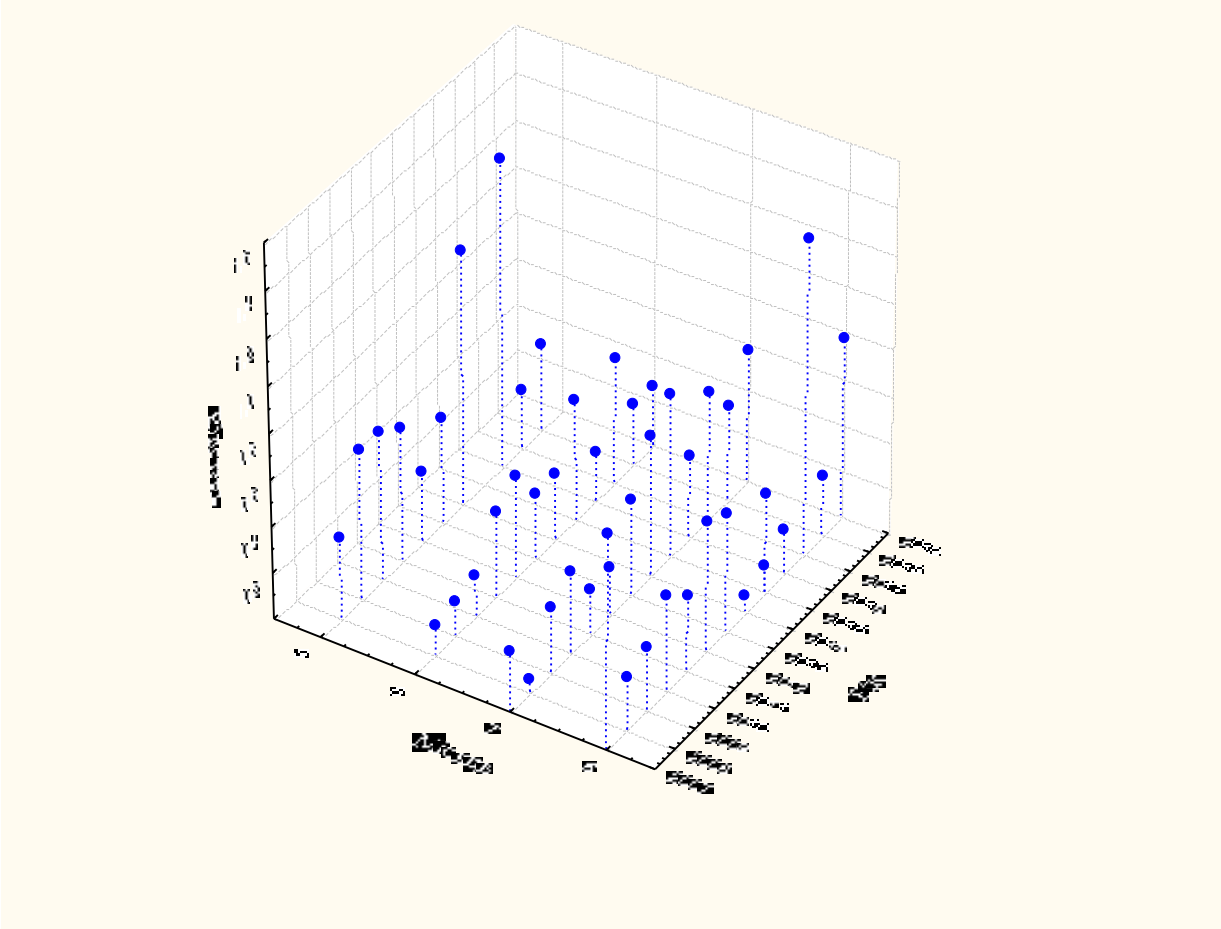

Рисунок 5.8 Розподіл відстаней залежно від року та місяця моніторингу

Таблиця 5.3 – Значення параметрів матриці стандартів (стійкості до евтрофікації, та ризиків втрати стійкості) в акваторії пляжу Аркадія для літнього періоду

Клас якості	Ха–кА стійкості	Ризик втрати стійкості	P(PO4) мкг/дм3	TP мкг/дм3	N(NO2) мкг/дм3	N(NO3) мкг/дм3	N(NH4) мкг/дм3	TN мкг/дм3	Si мкг/дм3	O2 мг/дм3
1 (Високий)	Дуже стійкі	Відсутн. ризику	5	2	1	2	3	100	5	12
2 (Добрий)	Стійкі	Незначн. ризик	8	20	5	10	5	200	100	11
3 (Задовільний)	Помірно стійкі	Середній ризик	10	30	7	20	30	500	400	10
4 (Слабкий)	Слабо стійкі	Підвищ. ризик	40	100	80	200	300	700	1600	9
5 (Поганий)	Нестійкі	Значний ризик	60	200	150	500	500	2500	2000	8
Частка вкладу кожної компоненти у загальну дисперсію матриці якості			.957	.028	.015	.000	.000	.000	.000	.000

Таблиця 5.4 – Значення координат матриці якості морської води у просторі трьох головних компонент

Клас якості	Характеристика стійкості	Ризик втрати стійкості	X	Y	Z
1 (Високий)	Дуже стійкі	Відсутній ризику	.998	.173	-.099
2 (Добрий)	Стійкі	Незначний ризик	.823	.049	.060
3 (Задовільний)	Помірно стійкі	Середній ризик	.581	-.075	.231
4 (Слабкий)	Слабо стійкі	Підвищ. ризик	-.571	-.307	-.151
5 (Поганий)	Нестійкі	Значний ризик	-1.830	.160	-.041

Таблиця 5.5 – Значення координат рівнів якості морської води у просторі трьох головних компонентів матриці стандартів та класифікації вод за рівнем якості

Рік	Місяць	X	Y	Z	Клас якості
2007	6	.225	-.214	.589	3
2007	7	.481	-.160	.642	3
2008	6	.604	-.191	.454	3
2008	7	.580	-.261	.528	3
2008	8	.595	-.297	.530	3
2008	9	.560	-.210	.533	3
2009	6	.468	-.287	.447	3
2009	7	.501	-.369	.584	3
2009	8	.580	-.336	.627	3
2009	9	.554	-.320	.548	3
2010	6	.286	-.372	.597	3
2010	7	.439	-.377	.670	3
2010	8	.310	-.512	.564	3
2010	9	.310	-.342	.581	3
2011	6	.589	-.083	.396	3
2011	7	.467	-.188	.529	3
2011	8	.542	-.171	.531	3
2011	9	.448	-.280	.627	3
2012	6	.608	-.210	.525	3
2012	7	.482	-.316	.720	3
2012	8	.397	-.281	.678	3
2012	9	.536	-.223	.540	3
2013	6	.538	-.201	.546	3
2013	7	.479	-.257	.677	3
2013	8	.580	-.241	.642	3

Продовження таблиці 5.5

2013	9	.543	-.270	.532	3
2014	6	.627	-.143	.534	3
2014	7	.641	-.148	.468	3
2014	8	.435	-.368	.700	3
2014	9	.351	-.438	.554	3
2015	6	.756	-.151	.424	3
2015	7	.726	-.177	.482	3
2015	8	.591	-.335	.608	3
2015	6	.387	-.249	.541	3
2016	6	.546	-.218	.560	3
2016	7	.590	-.266	.643	3
2016	8	.572	-.262	.654	3
2016	9	.528	-.239	.542	3
2017	6	.017	-.050	.214	3
2017	7	.578	-.255	.587	3
2017	8	.419	-.440	.805	3
2017	9	.419	-.319	.678	3
2018	6	.518	-.283	.535	3
2018	7	.487	-.337	.704	3
2018	8	.319	-.569	.785	3
2018	9	.330	-.377	.690	3
2019	6	.350	-.277	.702	3
2019	7	.565	-.296	.672	3
2019	8	.514	-.303	.642	3
2019	9	.490	-.459	.607	3

ВИСНОВКИ

Результатом розробки методології та методичного забезпечення оцінки екологічних ризиків є комплекс алгоритмів, які забезпечують можливість реалізації аналітичного методу оцінки екологічних ризиків морегосподарської діяльності у прибережній зоні морів України.

На базі розробленої методології, з метою оцінки екологічних ризиків морегосподарської діяльності, запропоновано алгоритм, який складається з трьох основних етапів:

– оцінка стійкості морських екосистем в результаті антропогенного впливу;

– оцінка критичних (кризовий) станів екосистеми через втрату її стійкості;

– розрахунок вартості екологічного збитку морських екосистемних послуг в результаті втрати стійкості екосистеми.

В останньому випадку екологічний ризик може бути віднесений до еколого–економічного ризику, вираженого в одиницях фінансових витрат.

Для морських екосистем найбільш значущим є оцінки ризиків порушення стійкості екосистем, що розглядаються як ймовірність деградації екосистем в результаті забруднення акваторій моря викликаних морегосподарської діяльністю.

У теорії динамічних систем еволюція системи представляється в фазовому просторі станів, в якому кожному стану відповідає своя точка фазового простору, а еволюція системи визначається переміщенням таких точок, що утворюють фазові траєкторії. Сукупність фазових траєкторій являє фазовий портрет системи, аналіз якого дозволяє зробити висновки про характер змін без складання і рішення диференціальних рівнянь, що описують еволюцію динамічних систем.

Оцінка ймовірності втрати стійкості морської екосистеми проводилася на основі аналізу траєкторій параметричних фазових портретів, де в якості координат станів використовувалися координати проекцій комплексу

центрованих і нормованих даних моніторингу в просторі головних компонент ермітових матриць. При дослідженні стійкості морських екосистем під мірою їх стійкості розуміється рівень концентрації фазових траєкторій на параметричному портреті навколо специфічних областей або точок тяжіння (атракторів). Втрата ж стійкості пов'язана з присутністю біфуркацій станів екологічної системи, що відображається присутністю тренда у характері мінливості відстаней між сусідніми точками фазового портрета та наявністю багатомодальних або «важких хвостів» у функціях щільності ймовірностей фазових траєкторій.

Для виявлення специфічних областей в просторі станів розраховуються фазові координати і проводиться аналіз фазового портрета, з метою виявлення біфуркацій стану системи. Для цього застосована наступна методологія:

– формується часовий ряд евклідових відстаней між сусідніми точками параметричного фазового портрета, в незалежності від його розмірності;

– проводиться візуальних аналіз часового ряду і оцінка статистичної значущості лінійного тренда;

– здійснюється виявлення стрибкоподібних змін відстаней між координатами параметричного фазового портрета, а також можливість виникнення критичних або кризових станів в екосистемі.

Проведені випробування для акваторії пляжу Аркадія у місті Одеса дозволили встановити працездатність запропонованих алгоритмів, що дозволяє рекомендувати їх для подальшого удосконалення (головним чином в частині дизайну архітектури програмного забезпечення) і упровадження в практику оцінки екологічних ризиків в рамках проведення оцінки впливу на довкілля та стратегічної екологічної оцінки окремих видів морегосподарської діяльності та упровадження інтегрованого управління прибережною зоною морів України.

В додатку А наведені пропозиції для розроблення технічного завдання на розроблення методики кількісної оцінки екологічного ризику морегосподарської діяльності на основі запропонованого і апробованого розрахункового алгоритму.

ПЕРЕЛІК ДЖЕРЕЛ ПОСИЛАННЯ

1 Загальнодержавна програма охорони та відтворення Азовського та Чорного морів : Закон України від 22.03.2001 року № 2333–III) / Верховна Рада України. – URL : https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/2333-14 – 11.04.2021.

2 Консолідована версія договору про функціонування Європейського Союзу. Міжнародний документ від 25.03.1957 (Редакція станом на 01.01.2005). – URL : https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/994_017 – 11.04.2021.

3 Основні засади (стратегії) державної екологічної політики України на період до 2030 року : Закон України від 28.01.2019 року № 2697-VIII). – URL : https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/2697-19 – 11.04.2021.

4 Про оцінку впливу на довкілля : Закон України від 23.05.2017 року №2059-VIII / Верховна Рада України. - URL: http://zakon3.rada.gov.ua/laws/show/ 2059-19 – 11.04.2021.

5 Про стратегічну екологічну оцінку : Закон України від 20.03.2018 року № 2354-VIII– 11.04.2021.

6 Впровадження оцінки впливу на довкілля в Україні: аналіз ризиків і перспектив (громадське бачення) / В.В. Шаравара, О.О. Бондаренко, О.Г. Тарасова, Р.Б. Гаврилюк, Д.В. Гулевець, С.А. Савченко – Київ: НЕЦУ, 2019 – 29 с.

7 Єрофеєв М. І. Сфера застосування оцінки впливу на довкілля: правовий аспект. – URL : https://journal.lduvs.lg.ua/index.php/journal/article/view/1314/1192 – 11.04.2021.

8 Оцінка впливу на довкілля: перезавантаження? – URL: https://ecolog-ua.com/news/ocinka-vplyvu-na-dovkillya-perezavantazhennya – 11.04.2021.

9 Сухий Р. Закон «Про оцінку впливу на довкілля»: можливі ризики? – URL : https://agravery.com/uk/posts/author/show?slug=zakon-pro-ocinku-vplivu-na-dovkilla-mozlivi-riziki – 11.04.2021.

10 Постанова КМ України від 13 грудня 2017 р. № 1010 «Про затвердження критеріїв визначення планованої діяльності, яка не підлягає оцінці впливу на

довкілля, та критеріїв визначення розширень і змін діяльності та об’єктів, які не підлягають оцінці впливу на довкілля» – URL : https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/1010-2017-%D0%BF#Text – 11.04.2021.

11 Постанова КМ України від 13 грудня 2017 р. № 1026 «Про затвердження Порядку передачі документації для надання висновку з оцінки впливу на довкілля та фінансування оцінки впливу на довкілля та Порядку ведення Єдиного реєстру з оцінки впливу на довкілля» – URL : https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/1026-2017-%D0%BF#Text – 11.04.2021.

12 Постанова КМ України від 13 грудня 2017 р. № 989 «Про затвердження Порядку проведення громадських слухань у процесі оцінки впливу на довкілля» – URL : https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/989-2017-%D0%BF#Text – 11.04.2021.

13 Загальні методичні рекомендації щодо змісту та порядку складання звіту з оцінки впливу на довкілля : затв. наказом Міністерства екології та природних ресурсів України від 15.03.2021 року N 193. – URL : https://mepr.gov.ua/documents/3342.html – 11.04.2021.

14 Методичні рекомендації із здійснення стратегічної екологічної оцінки документів державного планування : затв. наказом Міністерства екології та природних ресурсів України від 10.08.2018 року № 296. – URL : https://mepr.gov.ua/files/docs/nakazy/2018/nakaz_296.pdf – 11.04.2021 – 11.04.2021.

15 Перелік програмних продуктів в галузі охорони атмосферного повітря. – URL : https://mepr.gov.ua/content/perelik-programnih-produktiv-v-galuzi-ohoroni-atmosfernogo-povitrya.html – 11.04.2021.

16 Методичні рекомендації з розробки звіту з оцінки впливу на довкілля в галузі лісового господарства : затв. наказом Міненерго України від 02.03.2020 року № 134. – URL: https://ecolog-ua.com/norm/metodychni-rekomendaciyi-z-rozrobky-zvitu-z-ocinky-na-dovkillya-ovd-v-galuzi-lisovogo – 11.04.2021.

17 Методичні рекомендації з підготовки звіту з оцінки впливу на довкілля гідроелектростанцій потужністю до 10 мвт (включно) на річках (проект) – URL : https://mepr.gov.ua/news/35692.html – 11.04.2021.

18 Методичні рекомендації *з* підготовки звіту з оцінки впливу *на* довкілля для видів діяльності у галузі видобування корисних копалин : затв. наказом Міндовкілля України від 28.12.2021 року № 884. – URL : https://mepr.gov.ua/documents/3643.html – 11.04.2021.

19 Верба В. А. Проектний аналіз / В. А. Верба, О. А. Загородніх — К.: КНЕУ, 2000. — 322 с.

20 Яйли Е. А. Научные и прикладные аспекты оценки и управления урбанизированными территориями на основе инструмента риска и новых показателей качества окружающей среды / Е. А. Яйли. – СПб: РГГМУ, 2006. – 441 с.

21 Касти Дж. Большие системы. Связность, сложность и катастрофы / Дж. Касти. – М.: Мир, 1982. – 216 с.

22 Одум Ю. Основы экологии / Ю. Одум. – М.: Мир, 1975. –741 с.

23 Розенберг Г. С. Экологический маятник (смена парадигм в современной экологии) / Г. С. Розенберг, И. Э. Смелянский // Журн. общ. биол. – 1997. – Т.58. – №4. – С. 5–19.

24 Пригожин И., Стенгерс И. Порядок из хаоса: Новый диалог человека с природой / И. Пригожин, И. Стенгерс. – М.: Прогресс, 1986. – 431с.

25 Розробка методології оцінки екологічних ризиків морегосподарської діяльності: звіт про НДР (пром.) / УкрНЦЕМ; кер. М.Ю. Павленко; викон. Л. В. Мацокін [та ін.]. Шифр теми КП 87.19.02. № 0119U103497. – Одеса, 2019. – 83 с.

26 Арнольд В.И. Теория катастроф / В. И. Арнольд. – М.: Наука, 1990. – 128 с.

27 Шитиков В. К., Розенберг Г. С., Зинченко Т. Д. Количественная гидроэкология: методы системной идентификации / В. К. Шитиков, Г. С. Розенберг, Т. Д. Зинченко – Тольятти: ИЭВБ РАН, 2003. – 463 с.

28 Беляев В. И., Совга Е. Е. Моделирование геохимических процессов в морском прибрежном экотоне / В. И. Беляев, Е. Е. Совга. – К.: Наукова думка, 1993. – 239с.

29 Светлосанов В. А. Экосистемы: устойчивость, риск, хаос / В. А. Светлосанов, В. Н. Кудин, А. Н. Куликов // Изменение природной среды на рубеже тысячелетий

: Тр. Международной электронной конференции. – Тбилиси–Москва, 2006. – С. 161–164.

30 Музалевский А. А. Экологические риски: теория и практика / А. А. Музалевский, Л. Н. Карлин.– СПб.: РГГМУ, ВВМ, 2011. – 448 с.

31 Дем'янова О. О. Новий підхід до оцінювання екологічного ризику погіршення стану басейну річки Інгулець в Херсонській області / О. О. Дем'янова, О. В. Рибалова // Восточно-Европейский журнал передовых технологий ISSN 1729–3774. – 2013. – №1/6 (61). – С. 45–49.

32 Васенко О. Г. Ієрархічний підхід до оцінювання екологічного ризику погіршення стану екосистем поверхневих вод України / О. Г. Васенко, О. В. Рибалова, О. В. Поддашкін // Проблеми охорони навколишнього природного середовища та техногенної безпеки : зб. наук. праць УкрНДІЕП. – Харків, 2010. – Вип. XXXII. – С. 75 – 90.

33 Дмитриев. В. Г. Полуэмпирический метод оценки экологического риска шельфовой и прибрежной арктической зоны для ключевых арктических районов / В. Г. Дмитриев // Проблемы Арктики и Антарктики. – 2013. –№ 4(98). – С. 96–103.

34 Аналіз та розроблення методологічних основ та інформаційної бази для визначення інтегрального показника екологічного стану морських вод України : звіт про НДР (заключн.) / УкрНЦЕМ; кер. М.Ю. Павленко; викон. Л. В. Мацокін [та ін.]. Шифр теми КППП 73.10.16. № 0115U004291. – Одеса, 2016. – 105 с.

35 Николис Г. Познание сложного / Г. Николис, И. Пригожин. – М.: Издательство ЛКИ, 2008. – 352 с.

36 Трофимчук М. М. Закономерности функционирования водных модельных экосистем при воздействии токсичных факторов: дис. канд. біол. наук / М. М. Трофимчук – Ростов–на–Дону, 2011. – 140 с.

37 Бекман И. Н. Лекция 22. Информация и хаос – URL: http://profbeckman.narod.ru/InformLekc.files/Inf22.pdf – 5.09.2021.

38 Климонтович Ю. Л. Введение в физику открытых систем / Ю. Л. Климонтович // Соросовский образовательный журнал. – 1996. – №8. – С. 109 – 116 с.

39 Оцінка ризиків для здоров’я людини та навколишнього середовища від зменшення впливу антропогенних джерел забруднення ґрунту та вод 2007–2013 // Інвентаризація, оцінка та зменшення впливу джерел забруднення в Нижньодунайському регіоні України, Румунії, Республіці Молдова : звіт про НДР / Ін–т пробл. ринку та еколого-економ. досліджень НАН України ; кер. Б. В. Буркинський; викон. О. Є. Рубель [та ін.]. – Одеса, 2016. – 84 с.

40 Оцінка та діагноз евтрофікації морських вод північно-західного шельфу Чорного моря та її негативних наслідків. Том І. : звіт про НДР (заключн) / УкрНЦЕМ ; кер. В. В. Український; викон. А. С. Тітяпкин [та ін.]. Шифр теми КП 87.19.03. – Одеса, 2018. – 103 с.

41 Юрачковский Ю. П. Применение разложения Карунена–Лоэва для построения скалярной свертки векторного критерия / Ю. П. Юрачковский. // Автоматика. – 1987. – №1. – С. 17–26.

42 Пригожин И. От существующего к возникающему: время и сложность в физических науках: пер. с англ. / под ред. Ю. Л. Климантовича. – URL: https://studfile.net/preview/878439/ – 5.09.2021.

43 Джонсон К. Численные методы в химии / К. Джонсон. – М.: Мир, 1983. –504 с.

44 Смирнов Н. П. Статистический диагноз и прогноз океанологических процессов / Н. П. Смирнов, П. А. Вайнозский, Ю. Э. Титов. – СПб.: Гидрометеоиздат, 1992. – 187 с.

45 Дроздов В. В. Разработка принципов оценки устойчивости экосистемы Балтийского моря к трансграничному биологическому загрязнению / В. В. Дроздов, А. В. Косенко, Н. П. Смирнов // Ученые записки РГГМУ. – 2013. – № 32. – С. 146–153.

46 Гусев А. А. Соотношение рентных доходов и платежей в сфере использования биологических ресурсов и биоразнообразия / А. А. Гусев // Экономика природопользования: обзор информации. – 2002. – № 5. – С. 9–21.

47 Гембель А. В. Общая география мирового океана / А. В. Гембель. – М.: Высш. школа, 1976. – 215 с.

48 Никаноров А. М. Методы экспериментальной гидроэкологии: монография / А. М. Никаноров, М. М. Трофимчук, Б. Л. Сухоруков. – Ростов-на- Дону: НОК, 2012. – 309 с.

49 Салтыков Ю. М. Зависимость устойчивости моделей замкнутых экосистем от числа видов / Ю. М. Салтыков, С. И. Барцев // Journal of Siberian Federal University. Biology . – 2011. – № 4. – С. 197–208.

50 Иванов В. А. Прикладное математическое моделирование качества вод шельфовых морских экосистем / В. А. Иванов, Ю. С. Тучковенко. – Севастополь: НАН Украины, 2006. – 368 с.

51 Неймарк Ю. И. Новый подход к численному исследованию конкретных динамических систем методами распознавания образов и статистического моделирования / Ю. И. Неймарк, И. В. Котельников, Л. Г. Теклина. // Изв. вузов ПНД. – 2010. – №18. – С. 3–15.

52 Розробка методичного забезпечення оцінки екологічних ризиків для прибережних вод України : звіт про НДР (пром.) / УкрНЦЕМ ; кер. М. Ю. Павленко; викон. Л. В. Мацокін [та ін.]. Шифр теми КП 87.19.02. № 0119U103497. – Одеса, 2020. – 103 с.

53 Боташева Ф. Б. Современный инструментарий в исследовании макроэкономической динамики. Сплайн–аппроксимация // Научный журнал КубГАУ. – 2012. – № 8 (82). – URL: http://ej.kubagro.ru/2011/1/pdf/06.pdf. – 04.07.2021

54 Лукк А. А. Вариации геофизических полей как проявление детерминированного хаоса во фрактальной среде / А. А. Лукк, А. В. Дещеревский, А. Я. Сидорин. – М.: ОИФЗ РАН, 1996. – 210 с.

55 Гапонов–Грехов А. В. Хаотическая динамика простых систем / А. В. Гапонов–Грехов, М. И. Рабинович // Природа. – 1981. – № 2. – С. 54–65.

56 Иващенко А. Б. Традиционные и современные подходы в прогнозировании временных рядов / А. Б. Иващенко // Наукові праці Донецького національного технічного університету. – 2012. – № 1(10). – 2(11). – С. 156–169.

57 Лукьянов Г. Н. Оценивание параметров динамических процессов / Г. Н. Лукьянов. – СПб: Университет ИТМО, 2020. – 104 с.
58 Калапышина И. И. Идентификация динамических систем фрикционного взаимодействия (MATLAB): учебное пособие для высших учебных заведений / И. И. Калапышина, В. М. Мусалимов, К. А. Нуждин. – СПб: Университет ИТМО, 2017. – 143 с.
59 Шустер Г. Детерминированный хаос: Пер. с нем / Г. Шустер. – М.: Мир, 1988. – 253 с.
60 Павлов С. В. Технология прогнозирования сложных наблюдаемых временных рядов: дис. канд. техн. наук / Павлов С. В. – Красноярск, 2007.
61 Вэйновский П. А. Методы обработки и анализа океанологической информации. Одномерный анализ. Учебное пособие / П. А. Вэйновский, В. Н. Малинин. – Л.: ЛГМИ, 1991. – 136 с.
62 Шахтарин Б. И. Генераторы хаотических колебаний / Б. И. Шахтарин, П. И. Кобылкина. – М.: Гелиос АРВ, 2007. – 248 с.
63 Дмитриев А. С. Динамический хаос. Новые носители информации для систем связи / А. С. Дмитриев, А. И. Панас. – М: Физматлит, 2002. – 252 с.
64 Привальский В. Е. Климатическая изменчивость: стохастические модели, предсказуемость, спектры. / В. Е. Привальский. – М.: Наука, 1985. – 183 с.
65 Haykin E. S. Non–linear methods of spectral analisis / Ed. S. Haykin. – N.Y.: Top. Appl. Phys, 1979. – 247 p.
66 Dzhaparidze K. O. Spectral parameter estimation in time series analysis / K. O. Dzhaparidze, A. M. Yaglom. // N.Y. Acad. Press. – 1983. – № 4. – С. 1–96.
67 Early–warning signals for critical transitions / M. Scheffer, J. Bascompte, W. Brock, etal. // Nature. – 2009. – № 461. – P. 53–59.
68 Generic Indicators of ecological resilience: inferring the chance of a critical transition / M. Scheffer, S. Carpenter, V. Dakos, et. al. // Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst. – 2015. – № 46. – С. 145 – 167.
69 Уемов А. И. Системный подход и общая теория систем / А. И. Уемов. – М.: Мысль, 1978. – 250 с.

70 Садченко Е. В. Теоретико–методологические подходы к управлению экономико–экологическими рисками / Е. В. Садченко, М. Н. Товкан // Економічні інновації. – 2014. – №57. – С. 338–347.

71 Зайцев Ю. П. Экологическое состояние шельфовой зоны Черного моря у побережья Украины / Ю. П. Зайцев // Гидробиологический журнал. – 1992. – Том 28, – № 4. – С. 3–18.

72 Оцінка впливу кліматичних та антропогенних факторів на процеси евтрофікації вод північно-західного шельфу Чорного моря : звіт про НДР (заключн.) / УкрНЦЕМ; кер. В. М., Коморін; викон. Г. О. Єрофеєв [та ін.]. – Одеса, 2012. – 123 с.

Додаток А

.

Пропозиції для розроблення технічного завдання на розроблення методики кількісної оцінки екологічного ризику морегосподарської діяльності аналітичним методом

Базовою основою завдання розробки методики оцінки ризиків втрати стійкості морських екосистем є створення програмного забезпечення з використанням сучасних мов програмування C++, Python або R та із застосуванням СУБД. Розробка ПЗ має проводитися відповідно до Єдиної системи програмної документації (ЄСПД) і міжнародним стандартам ISO/IEC які діють в Україн, та автономно працювати під управлінням ОС Windows,

ПЗ являє собою технічне рішення концепції алгоритму роботи складної системи, управління якою здійснюється виконанням коду з певного базового набору команд (системи команд). ПЗ має складатися з двох основних частин:

- апаратної частини (Hardware), що включає пристрій збору і обробки інформації;

- програмної частини (Software), що представляє собою спеціалізоване ПЗ яке обробляє і інтерпретує дані зібрані апаратною частиною.

СУБД являють собою програмні системи, орієнтовані на зберігання і обробку великих обсягів інформації і використовують базу даних в якості сховища.

ПЗ повинна забезпечувати надійне функціонування і контроль вхідної та вихідної інформації, час відновлення після відмови або збою, наявність контрольних точок, резервних копій отриманих результатів і т.п .

Етап дизайну архітектури припускає отримання візуальних форм розділення ПЗ на декілька частин: тих, що забезпечують оцінку мінливості біотичних і абіотичних компонентів морських екосистем, можливість внесення коректив і змін у перелік параметрів морського середовища, вибір структурних елементів і інтерфейсів, за допомогою яких забезпечується взаємодія і їх спільне

функціонування. Архітектура має бути реалізацією логічної структури програмного комплексу, коли його елементами будуть програми, бази і файли даних, інтерфейси і т. д.

Розробка ПЗ методики оцінки екосистемних ризиків припускає створення цілісного комплексу комп'ютерних програм, що включає програми, що управляють, і програми, які відповідають розробленим алгоритмам, які забезпечують рішення завдань оцінки стану моря, динаміки мінливості її компонентів, ризиків втрати стійкості і збитків, що наносяться екосистемам в результаті морегосподарської діяльності.

Завершальним етапом розробки ПЗ методики повинна являтися оцінка екосистемних ризиків морських екосистеми України на базі історичних даних, отриманих УкрНЦЕМ в ході моніторингових досліджень.

Таблиця А1. – Перелік основних етапів технічного завдання на розроблення методики оцінки екологічних ризиків

№ п/п	Найменування етапу	Тривалість етапу	Звітна документація за етап
1	Розробка дизайну архітектури ПЗ методики оцінки екосистемних ризиків (software system engineering — SwSE).	Початок - дата укладення контракту Мінімальний термін - не встановлюється Максимальний термін - 30 днів з дати укладення контракту	Розділ проміжного науково-технічного звіту
2	Написання програм ПЗ, що управляють оцінками екосистемних ризиків. Налагодження і тестування програм.	Термін - 190 днів після виконання 1-го етапу	Розділ проміжного науково-технічного звіту

Продовження таблиці А1

3	Розробка і створення ПЗ оцінки екосистемних ризиків. Налагодження і тестування комплексу програм з використанням даних моніторингових досліджень УкрНЦЕМ	240 днів після виконання 2-го етапу	Проміжний науково-технічний звіт
4	Оцінка екосистемних ризиків втрати стійкості морських екосистем української частки Чорного моря	Термін виконання 240 днів після виконання 3-го етапу	Завершальний науково-технічний звіт оцінки ризиків втрати стійкості морських екосистем