

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: acsem@te.net.ua

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

ЗВІТ
ПРО НАУКОВО – ДОСЛІДНУ РОБОТУ

Розробка методології та методичного забезпечення оцінки екологічних ризиків морегосподарської діяльності.

Етап 2. РОЗРОБКА МЕТОДИЧНОГО ЗАБЕЗПЕЧЕННЯ ОЦІНКИ
ЕКОЛОГІЧНИХ РИЗИКІВ ДЛЯ ПРИБЕРЕЖНИХ ВОД УКРАЇНИ
(проміжний)

Науковий керівник НДР
начальник відділу
канд. хім. наук

_____ М. Ю. Павленко

2020

Рукопис закінчено 24 грудня 2020 року
Результати роботи розглянуто Вченою радою УкрНЦЕМ, протокол
від ____ січня 2021 № _____

СПИСОК АВТОРІВ

Відповідальний

виконавець,

завідувач сектором

дослідження атмосферного

забруднення приморських

територій, канд. техн. наук

Л. В. Мацюкін

_____ (підпис)

(вступ; висновки; розділи 1, 2, 3)

_____ (дата)

Виконавці:

Пров. наук. співроб.

сектору дослідження

атмосферного забруднення

приморських територій,

д-р екон. наук,

старш. наук співроб.

К. Е. Шурда

_____ (підпис)

(вступ; розділ 3.3)

_____ (дата)

Мол. наук. співроб.

сектору дослідження

атмосферного забруднення

приморських територій.

А. О. Мальована

_____ (підпис)

(розділ 2.1)

_____ (дата)

РЕФЕРАТ

Звіт про НДР: 103 с., 2 рис., 1 табл., 20 формул, 81 інф. джерело.

МОРСЬКА ЕКОСИСТЕМА, МОРЕГОСПОДАРСЬКА ДІЯЛЬНІСТЬ, СТІЙКІСТЬ МОРСЬКИХ ЕКОСИСТЕМ, ЕКОЛОГІЧНІ РИЗИКИ, ЕКОСИСТЕМНІ ПОСЛУГИ, ЕКОЛОГО-ЕКОНОМІЧНІ ЗБИТКИ.

Об'єкт дослідження – екологічні ризики, морська господарська діяльність, предмет дослідження – оцінка екологічних ризиків морегосподарської діяльності.

Мета роботи – розроблення методичного забезпечення оцінки екологічних ризиків для морських екосистем України.

Розроблено методичне забезпечення оцінки екологічних ризиків морегосподарської діяльності з урахуванням втрати стійкості стану біотичних і абіотичних компонент морського середовища, а також величини збитку, обумовленого впливом морегосподарської діяльності на морську екосистему. Розроблена методологія та методичне забезпечення може бути використана для оцінки стійкості морських екосистем, а отже, й показників екологічного ризику для різних часових періодів.

ЗМІСТ

ПЕРЕЛІК УМОВНИХ ПОЗНАЧЕНЬ І СКОРОЧЕНЬ	5
ВСТУП.....	6
1 ОСНОВНІ ЕТАПИ МЕТОДИЧНОГО ЗАБЕЗПЕЧЕННЯ ОЦІНКИ ЕКОЛОГІЧНИХ РИЗИКІВ МОРСЬКИХ ЕКОСИСТЕМ.....	7
1.1 Основні положення методології оцінки стійкості морських екосистем	13
1.2 Обчислювальний алгоритм експертної оцінки рівнів забруднення і ризиків втрати стійкості морських екосистем.....	19
2 МЕТОДИЧНЕ ЗАБЕЗПЕЧЕННЯ ОЦІНКИ ІМОВІРНОСТІ ВТРАТИ СТІЙКОСТІ СТАНУ МОРСЬКИХ ЕКОСИСТЕМ.....	31
2.1 Алгоритми аналізу і прогнозування мінливості траєкторій параметричних фазових портретів.....	33
2.2 Алгоритм пошуку точок біфуркації в часовому ряді відстаней координат параметричного фазового портрета.....	35
3 МЕТОДИЧНЕ ЗАБЕЗПЕЧЕННЯ ОЦІНКИ КРИТИЧНИХ СТАНІВ МОРСЬКИХ ЕКОСИСТЕМ ЧЕРЕЗ ВТРАТИ ЇХ СТІЙКОСТІ.....	39
3.1 Методичне забезпечення аналізу структури динамічного хаосу	41
3.2.Методичне забезпечення виявлення критичних станів морських екосистем	44
3.3 Методичне забезпечення оцінки еколого–економічних ризиків морських екосистем.....	48
ВИСНОВКИ	54
ПЕРЕЛІК ПОСИЛАНЬ	59
ДОДАТОК 1	67
ДОДАТОК 2	77
ДОДАТОК 3	84

ПЕРЕЛІК УМОВНИХ ПОЗНАЧЕНЬ І СКОРОЧЕНЬ

АКФ	– автокореляційна функція
ЗР	– забруднюючі речовини
МГК	– метод головних компонент
НДР	– науково дослідна робота
ПЗЧМ	– північно–західна частина Чорного моря
ПЗШ ЧМ	– північно–західний шельф Чорного моря
УкрНЦЕМ	– Український науковий центр екології моря
ФПВ	– функції щільності ймовірностей
ЧМ	– Чорне море
РСА	– Principal Component Analysis
SI_{ph}	– індекс поверхні фітоценозу
$N(NH_4)$	– нітроген амонійний
ЗР	– зависли речовини
$N(NO_3)$	– нітроген нітратний
$N(NO_2)$	– нітроген нітритний
$P(PO_4)$	– фосфор фосфатний
БСК	– біологічне споживання кисню

ВСТУП

В основу розробки методичного забезпечення оцінки екологічних ризиків морегосподарської діяльності покладено галузевий системний підхід, орієнтований на розкриття і виявлення різноманіття зв'язків в складних динамічних системах. Для морських акваторій фактор ризику в основному пов'язаний з джерелами зовнішнього впливу, значна частина якого припадає на морегосподарську діяльність.

Розробка методичного забезпечення оцінки екологічних ризиків необхідна для вироблення пропозицій до технічних завдань на розроблення нормативно-методичного забезпечення оцінки екологічних ризиків окремих видів морегосподарської діяльності в прибережних водах України.

Екологічний ризик є оцінкою порушення динамічної рівноваги в екологічних системах, що призводить до зміни характеристик параметрів абіотичних та біотичних складових в результаті техногенної діяльності.

З іншої точки зору, екологічний ризик визначається як ризик економічних втрат, які можуть понести різні суб'єкти господарювання внаслідок погіршення стану (якості) довкілля (екологічних порушень).

1 ОСНОВНІ ЕТАПИ МЕТОДИЧНОГО ЗАБЕЗПЕЧЕННЯ ОЦІНКИ ЕКОЛОГІЧНИХ РИЗИКІВ МОРСЬКИХ ЕКОСИСТЕМ

На сучасному етапі концепція оцінки ризику 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 [1]. 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 щодо визначення терміну «екологічний ризик» існують різні підходи [2]. В [3] термін «екологічний ризик» трактується як ймовірність порушення стійкості екосистем (у тому числі й 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 даного визначення випливає, що в узагальненому вигляді екологічний ризик, пов'язаний з реальним чи потенційним забрудненням навколишнього природного середовища, слід розглядати стосовно двох типів об'єктів ризику:

- ризик порушення стійкості екосистем;
- ризик для здоров'я населення.

Для морських екосистем найбільш значущими ризики порушення стійкості екосистем в результаті забруднення акваторій моря та знищення чи порушення середовища існування гідробіонтів, викликаного морегосподарською діяльністю. Ризик порушення стійкості екосистем називають екосистемним ризиком. З наукової точки зору оцінку екологічних ризиків слід проводити базуючись на теорії динамічних систем, за допомогою якої проводяться детальні дослідження поведінки екосистем, враховуючи зміну їх стійкості і стану під дією як природних, так і 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-оцінці або експертному оцінюванні впливу природних та антропогенних факторів [4]. В роботі [5] для кількісної оцінки впливу природних та антропогенних факторів на стан екосистем морського шельфу використаний показник екосистемного ризику, який є функцією взаємозв'язку факторів впливу з параметрами стану екосистеми:

$$R = \sqrt{E^2 + C^2} \quad , \quad (1.1)$$

де E – інтегральний фактор впливу;

C – інтегральний показник стану екосистеми

Інтегральний фактор впливу в загальному виді визначається:

$$E = \frac{\sum_{i=1}^N e_i}{N} \quad , \quad (1.2)$$

де e_i – показник i -го фактору впливу, що є нормованою величиною відхилення фактору від норми на максимальну амплітуду коливань;

N – кількість факторів впливу.

За аналогічною формулою розраховується інтегральний показник стану.

В [6] поняття «екологічний ризик для поверхневих вод» визначено як ймовірність небажаних наслідків для водних екосистем і їх компонентів внаслідок дії антропогенних і природних чинників, в тому числі погіршення якості води. Подібний підхід, заснований на оцінках якості вод, може бути використаний і для якісної (експертної) оцінки екологічних ризиків морських екосистем (в оцінках градації можливості настання події). В [7], в якості оцінок ризику прийняті значення градацій індексів або класів якості водного середовища, що вказують на відповідність якості вод певних індикаторів ризику. Подібний підхід вельми зручний для проведення експрес аналізу екологічного ризику, пов'язаного із

забрудненню морських вод, яке впливає на стійкість морських екосистем. Так, в УкрНЦЕМ [8] розроблений метод класифікації морських вод за рівнями забруднення, що ґрунтується на математичному перетворенні стандартної матриці стану в класи якості, 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 забруднення, що дозволяє, на експертному рівні, оцінити і рівні ризиків, пов'язаних із забрудненістю вод. З метою досконального дослідження впливу морегосподарської діяльності, включаючи оцінку ризиків втрати стійкості морських екосистем, в [9] запропонована методологія, алгоритм якої складається з трьох основних етапів:

- оцінка стійкості морських екосистем до антропогенного впливу;
- оцінка критичних (кризових) станів екосистеми через втрату її стійкості;
- розрахунок вартості збитку від погіршення/знищення екосистемних послуг в результаті втрати стійкості морської екосистеми.

Однією з центральних проблем екології є оцінка стійкості екосистем, оскільки стале функціонування екосистеми в умовах антропогенного впливу упродовж тривалого періоду можливе лише за умови її стійкого стану. З проблемою стійкості стикаються завжди, коли розглядають питання експлуатації природних ресурсів [10]. Стійкий стан системи це такий стан, коли діючі збурення згасають в часі, не залишаючи слідів в системі [11]. Межі стійкості визначаються максимальними навантаженнями на екосистеми, перевищення яких може призвести до її руйнування.

Зміна стійких станів динамічних систем, тобто множини елементів, для яких задана функціональна залежність між часом і положенням в 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 в результаті біфуркації динамічної системи. При цьому 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 відбувається в точках зміни рішень, тобто в точках біфуркацій [12].

Точка біфуркації (роздвоєння) – це поріг стійкості, де дисипативна структура може або зруйнуватися, або «прорватися до одного з декількох нових станів порядку» [13]. 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 [14] показано, що перехід до стійкого стану може відбуватися лише через нестійкий стан, а перехід до впорядкованості – через невпорядкованість. Появу нової структури можна розглядати як нерівноважний фазовий перехід.

Відповідно до теорії біфуркації, в точці біфуркації стан системи змінюється стрибкоподібно в силу накопичення в системі флуктуацій. У будь-якій системі мають місце флуктуації, пов'язані зі збоями у функціонуванні її елементів, зі змінами структурних утворень. Флуктуації необхідні й присутні в будь-якій системі, але в той же час їх появи означають порушення в способі існування системи, відхилення від статистично середнього стану. Досягаючи деякого критичного значення, флуктуації стають джерелом біфуркації, корінної ломки попереднього стану. В результаті біфуркації випадкові і неузгоджені мікроскопічні зміни охоплюють весь обсяг раніше існуючої системи [10].

Виділяють два основних типи стійкості екосистем – резистентну і пружну. Резистентна стійкість – це здатність екосистеми чинити опір зовнішнім впливам, підтримуючи тривалий час незмінною свою структуру і функції. Пружна стійкість – це здатність системи відновлюватися після того, як її структура і функція були порушені під впливом змін, що перевершують норму. Як правило, при сприятливих фізичних умов середовища екосистеми більшою мірою проявляють резистентну стійкість, а не пружну, але в мінливих фізичних умовах спостерігається переважання пружної стійкості [15]. 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 стенобіонтами, або багато видів незамінні в своїх функціях, така спільнота виявляється в більшості випадків нестійкою, або динамічно крихкою.

Проблема оцінки стійкості морських екосистем полягає в необхідності володіти досить тривалим періодом спостережень за станом моря (близько 10 – 20 років). Разом з тим, під час виконання окремих експедиційних досліджень виникає необхідність оперативної оцінки якості морських вод і стану екосистем, маючи у своєму розпорядженні обмежені часові ряди даних експедиційних спостережень.

У теорії динамічних систем їх еволюцію представляють в деякому абстрактному просторі станів, що отримав назву фазового, в якому координатами служать компоненти стану. Кожному можливому 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, називається 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 [10].

Отже, для оцінки стійкості морських екосистем і екосистемних ризиків 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 співвідношення шкал якісного і кількісного оцінювання [16]. Для морських екосистем, стан яких оцінюється значною кількістю гідрологічних, гідрохімічних і гідробіологічних параметрів, подібне співвідношення необхідно встановити для якісних характеристик ризиків і кількісних показників рівня забруднення морських вод.

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

За допомогою побудови фазових портретів мінливості класів якості вод в кожній морській екосистемі ПЗЧМ, які наведені в [17], для різних гідрологічних 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 забруднення вод до загальної кількості точок. Параметричні фазові портрети стану морських вод, побудовані за допомогою сплайн-апроксимації, наведені в [8].

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 від погіршення/знищення екосистемних послуг проводиться з урахуванням втрати стійкості морських екосистем в результаті антропогенної дії.

1.1 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 певну, 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, тобто критерій, що агрегує, необхідно використовувати математичний апарат згортки матриці в скалярні величини, які представляють собою певну функцію мети [18].

Морська екосистема являє собою складну динамічну систему, поведінка якої визначається потоком речовини і енергії. Як відомо, енергія системи визначається функцією Гамільтона або гамільтоніаном, що представляє собою адитивну функцію імпульсів і координат системи, тобто, суми кінетичної і потенційної 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, усі 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) безпосередньо зв'язана із знаходженням власних значень цього оператора. По суті власні функції і власні числа пов'язані з оператором, що їх породив [19].

Аналітична теорія власних значень з'явилася через аналогію положень теорії крайових задач математичної фізики з алгебраїчним завданням перетворення квадратичної форми до головних осей. Для визначення власних векторів матриці необхідно вирішити систему лінійних алгебраїчних рівнянь щодо коефіцієнтів характеристичного полінома.

Так, якщо в квадратній матриці A її елементи a_{ij} ($i = 1..n, j = 1..n$) є дійсними числами, то знаходження власних значень і власних векторів зводиться до вирішення рівняння:

$$A \cdot X = \lambda \cdot X, \quad (1.3)$$

де A – дійсна числова квадратна матриця розміру $(n \times n)$;

X – ненульовий вектор-стовпець розміру $(n \times 1)$;

λ – власне значення, відповідне даному власному вектору.

Фактично перемноження матриці A на вектор X та перемноження власного значення λ на вектор X є один і той же вектор. При цьому кожному власному значенню λ_i матриці A відповідає свій власний вектор X_i ($i=1,2,\dots,n$).

Для визначення координат власного вектора необхідно вирішити характеристичне рівняння:

$$(A - \lambda E) X = P_n(\lambda) = 0, \quad (1.4)$$

де E – одинична матриця n -го порядку (характеристична матриця матриці A);

$P_n(\lambda)$ – характеристичний багаточлен n -го ступеня.

Корені $\lambda_1, \lambda_2, \dots, \lambda_n$ характеристичного рівняння (1.4) є власними (характеристичними) значеннями матриці A , а відповідні кожному власному значенню λ_i , $i=1,2,\dots,n$ – ненульові вектори X_i , що задовольняють системі:

$$A \cdot X_i = \lambda \cdot X_i, \text{ або } (A - \lambda_i E) X_i = 0, \quad i=1,2,\dots,n, \quad (1.5)$$

є власними векторами.

Ця однорідна система лінійних алгебраїчних рівнянь має ненульове рішення, коли визначник матриці системи дорівнює нулю, тобто:

$$D(\lambda) = \det(A - \lambda_i E) = 0, \quad (1.6)$$

У розгорнутому вигляді $\det(A - \lambda_i E)$ являє собою багаточлен n -го ступеня від λ :

$$D(\lambda) = (-1)^n [\lambda^n - p_1 \lambda^{n-1} + p_2 \lambda^{n-2} - \dots (-1)^n p_n], \quad (1.7)$$

Рівняння (1.7) є характеристичним рівнянням матриці A , а його корені $\lambda_1, \lambda_2, \dots, \lambda_n$, – характеристичними числами або власними значеннями матриці A .

Рішення рівняння (1.7) призводить до визначення координат власного вектору A , що вкрай важливо для ідентифікації функції мети при екологічних дослідженнях.

При визначенні власних значень і власних векторів матриць вирішуються наступні завдання [20]:

- визначення всіх власних значень і їхніх власних векторів матриць;
- визначення одного або декількох власних значень і їхніх власних векторів.

Перше завдання полягає в розгортанні характеристичного визначника в багаточлен n -го ступеня (коефіцієнтів p_1, p_2, \dots, p_n) з наступним обчисленням власних значень $\lambda_1, \lambda_2, \dots, \lambda_n$ та визначення координат власного вектору $X = (x_1, x_2, \dots, x_n)$.

Друге завдання полягає у визначенні власних значень λ (одного або декількох) ітераційними методами без попереднього розгортання характеристичного визначника.

Методи, які використовують розгортання характеристичного рівняння, засновані на обчисленні визначника, досить громіздкі і зручні лише для матриць невисокого порядку, тоді як ітераційний спосіб придатний і для матриць високого порядку, якими, як правило, є результати морських моніторингових досліджень. З ітераційних методів найбільш прийнятний метод Якобі, який представляє собою різновид методу простої ітерації для розв'язання системи алгебраїчних рівнянь [21]. Метод Якобі для обчислення власних значень і власних векторів речової симетричною матриці – це ітераційний алгоритм, який дозволяє уникнути труднощів, пов'язаних з наявністю коренів характеристичних рівнянь високого порядку [22]. Метод заснований на підборі нескінченної послідовності елементарних обертань, яка в межі перетворює ермітову матрицю в діагональну. При цьому використовуються перетворення обертання з матрицями такого ж типу, як і для прямого методу обертань.

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 екосистеми.

Метод головних компонент (МГК) застосовується для зниження розмірності простору спостережуваних векторів і нівелювання мультиколінеарності

параметрів стану, не призводячи 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 другої 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 компонент, 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 шукані вектори є власними векторами коваріаційної матриці і якщо немає афінних перетворень, то її власні вектори – це осі, за якими вона стягує – стискає простір.

Подібна властивість власних векторів коваріаційних матриць нормованих даних дозволяє використовувати ці вектори, за певних перетворень, у 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 МГК кожен член розкладання вбирає в себе подібну мінливість декількох вихідних змінних і в узагальненому вигляді представляє її як власну мінливість. У цьому МГК 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 запитання: навіщо переходити від уже наявних даних спостережень до якихось нових змінних? [23] Сенс такого 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 спостережуваних параметрів може бути пов'язана між собою і описувати один і той же процес. Тому в МГК і ставиться завдання розкладання складного процесу на прості коливання таким чином, щоб:

- зберігши загальну точність опису перейти до нових взаємозалежних 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 [23].

Стійкість морської екосистеми – це її здатність протистояти забрудненню вод, нівелювати коливання зовнішніх факторів і зберігати свою структуру і функціонування [15]. За допомогою кисню, бактерій, мікроорганізмів і гідродинамічних процесів морське середовище має здатність до самоочищення, що забезпечує її асиміляційний потенціал (ємність), тобто здатність екосистеми нейтралізувати і знешкоджувати шкідливі викиди, що надходять в море в результаті господарської діяльності [24]. Завдяки турбулентному перемішуванню знижується концентрація забруднювача у воді, після чого починається процес мінералізації органічних речовин за допомогою бактерій, грибів і водоростей [25]. Морське середовище може витримувати певну ступінь забруднення – поглинати їх, асимілювати без шкоди для екологічної системи. Стійкість морських екосистем по відношенню до викидів забруднюючих речовин, що надходять в

морське середовище в результаті антропогенної діяльності, є цінною властивістю цих систем, що свідчить про важливість і необхідність контролю рівнів забруднення вод.

Для розробки дієвих заходів контролю рівнів забруднення 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 в виділенні деякого класу (або приналежності до нього) для розглянутих об'єктів (результатів спостережень на гідрологічних станціях). Подібна концепція рекомендується Європейським Союзом при оцінці якості водойм, шляхом переведення абсолютних значень хімічних параметрів, отриманих в ході моніторингу, в класифікацію якості.

Дуже важливим є те, що при оцінці стійкості морських екосистем використовується методологія, яка кореспондується з методологією класифікації вод за рівнями забруднення. Це дозволяє значно спростити робочі алгоритми, зіставляючи рівні забруднень з оцінками стійкості, а також з ризиками втрати стійкості екосистем. Методологія класифікації морських акваторій за рівнями забруднення наведена в [8]. Приклад зіставлення рівнів забруднення (евтрофікації) зі стійкістю морських екосистем наведено в [9].

1.2 Обчислювальний алгоритм експертної оцінки рівнів забруднення і ризиків втрати стійкості морських екосистем

З огляду на стратифікацію морських вод по солоності і температурі (а отже, й по густині) оцінку рівнів забруднення і, як наслідок, ризиків втрати стійкості морських екосистем, слід проводити для однорідних зон розподілу комплексу параметрів. Структурна схема послідовності оцінки рівнів забруднення і ризиків втрати стійкості морської екосистеми приведена на рисунку 1.

Матриця стандартних станів, оціночних класів якості та відповідних ризиків втрати стійкості, з урахуванням параметрів, вибраних для оцінки евтрофікації морських вод екосистеми Дунайський району ПЗЧМ в літній період, представлена в таблиці 1. Слід зазначити, що в число гідрохімічних параметрів можуть входити і параметри, що визначають рівень антропогенного забруднення.

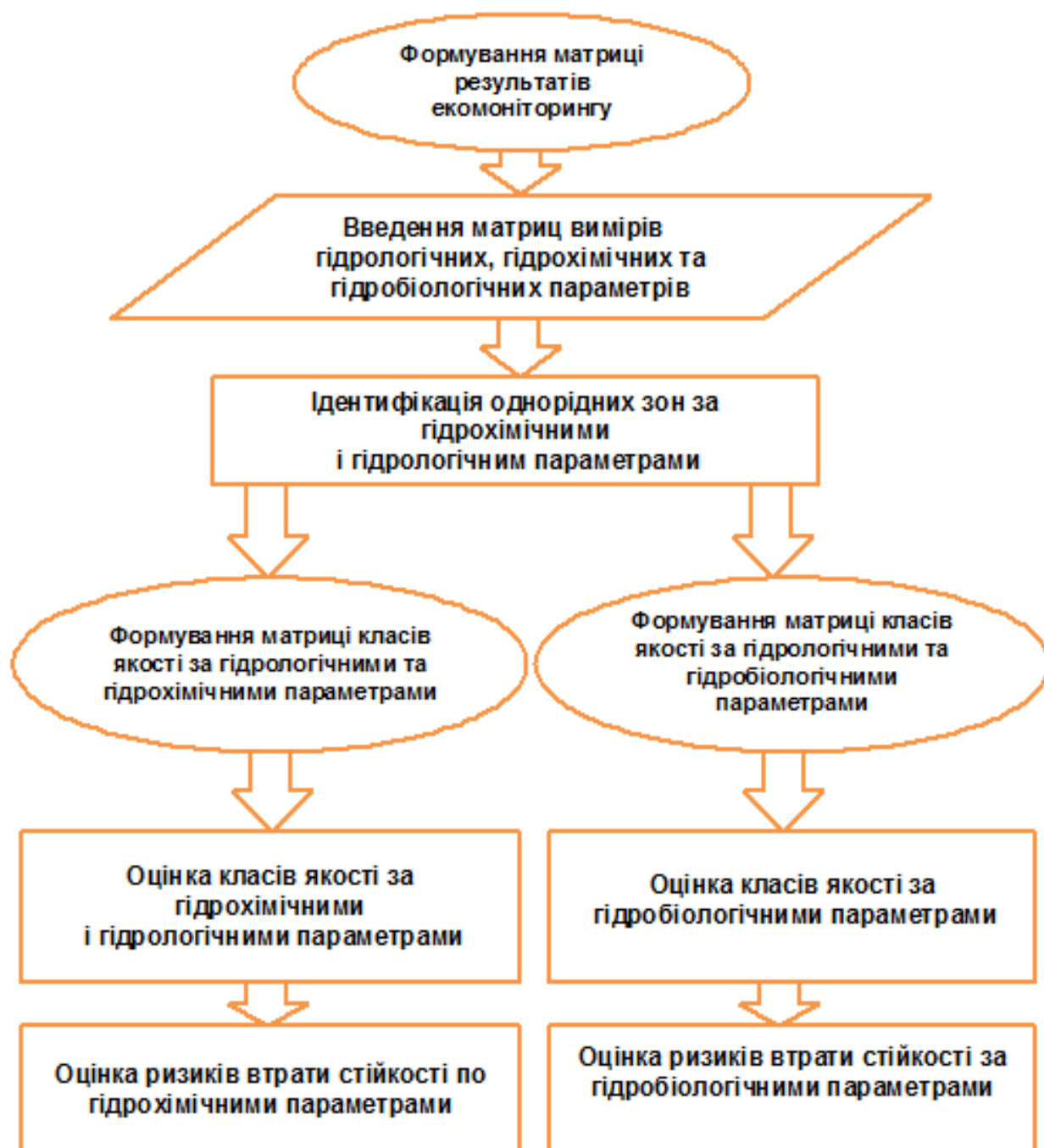


Рисунок 1 – Блок-схема алгоритму експрес-оцінки рівнів забруднення і ризиків втрати стійкості морських екосистем

Таблиця 1.1 – Значення параметрів матриці стандартів (стійкості до евтрофікації, та ризиків втрати стійкості) Дунайського району ПЗЧМ для літнього періоду

Клас якості	Ха-кА стійкості	Ризик втрати стійкості	P(PO4) мкг/дм ³	TP мкг/дм ³	N(NO2) мкг/дм ³	N(NO3) мкг/дм ³	N(NH4) мкг/дм ³	DIN мкг/дм ³	TN мкг/дм ³	Si мкг/дм ³	Хлорофіл "а" (мг/дм ³)	Прозорість м	O2 мг/дм ³
1 (Високий)	Дуже стійкі	Відсутн. ризику	5	8	0.5	5	9	15	74	10	0.5	13	12
2 (Добрий)	Стійкі	Незначн. ризик	8	32	5	18	10	33	550	1000	1.2	11	11
3 (Задовільний)	Помірно стійкі	Середній ризик	12	48	7	27	16	50	750	2000	1.8	6	10
4 (Слабкий)	Слабо стійкі	Підвищ. ризик	64	115	67	1800	250	1800	2100	3800	3.5	3	9
5 (Поганий)	Нестійкі	Значний ризик	85	145	85	2300	300	2200	2600	4800	4.5	1	8

Формування матриці результатів екологічного моніторингу проводиться після занесення результатів натурних спостережень в банк даних УкрНЦЕМ. Сформовані матриці гідрохімічних, гідрологічних і гідробіологічних параметрів використовуються в процедурно-орієнтованій мові програмування Фортран, яка призначена для запису алгоритмів розв'язання наукових завдань обчислювального характеру. В основу Фортран-програми (наведеної в Додатку 1) покладено алгоритм автоматичної класифікації однорідних зон, заснований на компонентному аналізі, в якому, для розрахунку власних чисел і векторів, використовується метод Якобі.

Істотна неоднорідність морських вод викликає значні труднощі при отриманні комплексних оцінок стану гідрохімічного і гідрологічного режимів досліджуваних акваторій. У зв'язку з цим був розроблений метод автоматичної класифікації (кількість кластерів апріорі не задається), що дозволяє виділити

однорідні зони в характері просторового розподілу комплексу гідролого–гідрохімічних характеристик (температури, солоності, рН, фосфатів, нітратів і нітритів), виявити приховані чинники, що призводять до розшарування даних, оцінити правильність вибору точок відбору проб (оптимальність мережі гідрологічних станцій). Фактично подібна класифікація адекватна традиційному T–S аналізу доповненому гідрохімічними параметрами відповідальними за формування та функціонування морських екосистем.

Суть методу полягає в переході з початкового багатовимірного простору ознак в простір перших головних компонент, оцінюванні однорідності об'єктів за ступенем їх віддалення від центру кластерів. Критерієм однорідності служить критичний радіус сфери, чисельне значення якого визначається величиною стандартного відхилення від центру скупчення об'єктів, величина якого розраховується за формулою:

$$RIT = RASR + y_t * S , \quad (1.8)$$

де RASR – сумарний середній радіус об'єктів;

y_t – значення t-критерію Стьюдента;

S – середнє відхилення сумарних середніх радіусів.

В якості критерію однорідності використана одностороння довірча межа для об'єктів (об'єктом вважається горизонт спостережень гідрологічної станції з комплексом вимірюваних характеристик) з найменшими сумарними відстанями (в просторі перших головних компонент) до інших об'єктів. Рівень довірчої ймовірності вибирається експертом. Об'єкт з мінімальною відстанню вважається центром скупчення (центром кластера).

Об'єкти, відстань яких менше або дорівнює критичної, вважаються однорідними, їм присвоюється номер класу, рівний порядковому номеру в послідовності процедур класифікації. У подальших розрахунках об'єкти, що потрапили в кластер не беруть участі. Результатом роботи алгоритму є серія

вкладених (пересічних) кластерів, причому щільність однорідних об'єктів зменшується з ростом порядкових номерів кластерів. Це дозволяє побічно оцінити якість планування мережі гідрологічних станцій, оскільки в щільних кластерах градієнти змінних незначні, а в вироджених можуть перевищувати рівні, які допускають тлумачення концепції однорідності.

Вихідним масивом для класифікації є `iris1.dat`. У процесі роботи алгоритму створюються робочі масиви `iris2.dat` і `rob.dat`. Результатом роботи є масив `autokl.rez`. Масив даних із значеннями t-критерію [26] розміщений у файлі `in3.dat`.

Проміжні значення t-критерію (ідентифікованого в програмі як `yt`) розраховуються за допомогою лінійної інтерполяції. Після виділення *i*-го класу, об'єкти, що потрапили в цей клас, в подальшій процедурі класифікації не беруть участі.

Слід зазначити, що результати ідентифікації істотно залежав від наявності в комплексі вимірювань аномальних даних, що представляють собою або помилки лабораторних визначень (викиди спостережень), або відповідають стану екосистеми, яка знаходиться в критичній ситуації. Фортран-програма ідентифікації аномалій приведена в [9] і являє собою алгоритм візуалізації «центру ваги» зосереджених і нормованих даних (результатів моніторингу) в просторі перших головних компонент, з подальшою візуалізацією аномальних викидів на гідрологічних станціях.

Однак перед процедурою виявлення однорідностей в характері розподілу комплексу параметрів бажано проведення як мінімум двофакторного дисперсійного аналізу з дублюванням спостережень. Останнє необхідно для виявлення помилок або грубих промахів при проведенні аналітичних вимірювань. Факторами, що які впливають на результати вимірювань є географічні координати гідрологічних станцій. Фортран-програма двофакторного дисперсійного аналізу наведена в Додатку 2.

Використання методу головних компонент для оцінки стійкості морських екосистем і пов'язаних з нею рівнів забруднення дозволяє зробити лінійне перетворення коваріаційної матриці результатів спостережень за станом вод в

скалярний критерій, який являє собою проєкцію рядків матриці на напрямок перших головних компонент. Доцільність такого проєктування обумовлена можливістю виявлення ознак, що володіють найбільшою мінливістю при переході від одного об'єкта до іншого, зберігаючи вихідну геометричну структуру розташування об'єктів в багатовимірному просторі ознак. Для реалізації цих завдань використовується стиснення (згортка) інформації в єдиний агрегуючий (скалярний) критерій якості.

Екосистема буде стійка, якщо траєкторія у фазовому просторі станів не виходитиме за границі деякої заданої області при збуреннях досить широкого спектра. Для побудови фазових портретів необхідно проєктування коваріаційної матриці зосереджених і нормованих даних екологічного моніторингу на напрямок головних компонент, а також нанести координатну сітку на осях станів (стандартів).

Оскільки якість морського середовища визначається рівнями забруднення, яке, у свою чергу, впливає на функціонування і відтворення біологічних ресурсів моря, то рівень забруднення вод можна вважати домінуючим фактором при оцінці стійкості морських екосистем.

Для оцінки рівнів забруднення і стійкості морських екосистем найбільш доцільно застосовувати інтегральний підхід, що базується на розгляді кількісних значень біотичних, гідрологічних, океанологічних і гідрохімічних характеристик – індикаторів стану морських екосистем. Найбільш достовірні відомості про стійкість морських екосистем при здійсненні морегосподарської діяльності можуть бути отримані лише за досить тривалий період спостережень.

Для оцінки стійкості морських екосистем на незначних часових інтервалах більш ефективними є методи класифікації результатів спостережень, які дозволяють виявити найбільш істотні сторони стійкості біотичних і абіотичних характеристик морського середовища при заданому просторі функції мети. За допомогою цього методу, задаючи матрицю стандартів стану морських екосистем, що визначають рівні забруднення, можлива оцінка стійкості екосистеми на основі параметричного підходу, за допомогою розгляду фазових

портретів (у просторі перших головних компонент) матриці результатів натурних спостережень за станом біотичних і абіотичних параметрів. Подібна концепція рекомендується Європейським Союзом при оцінці якості водойм шляхом переведення абсолютних значень хімічних параметрів, отриманих в ході моніторингу, в класифікацію якості.

Важливим зауваженням до методики класифікації повинна бути беззастережна порівнянність показників якості різних районів моря (естуаріїв, прибережних акваторій, відкритого моря). В іншому випадку, для кожного району моря повинні формуватися свої параметри, що визначають якість вод. У загальному випадку, всі методи згортки можуть бути записані як деякі норми в просторі параметрів, що входять у матрицю якості (за відсутності в цьому наборі будь-яких токсикантів).

Обчислювальний покроковий алгоритм оцінки якості морських вод за гідрохімічними, гідрологічними та гідробіологічними параметрами представляє собою ортогональне проектування матриці стандартних станів і включає 10 кроків:

- **крок 1** – введення матриць стандартних станів і результатів моніторингу морського середовища:

```
DOUBLE PRECISION XS(N,M),X(N,M),XSS(30),
```

```
* z(300),al(300),x1(300,15),gk(300,30),g(30),
```

```
* xd(300),cov(30,30),u(30,30),cor(30,30)
```

```
DIMENSION st(300),gor(300),ur(20),
```

```
*ras(300,30),ras1(30),rmin(300)
```

```
INTEGER GOR,st,ur
```

```
OPEN (1,FILE='stand55.DAT',STATUS='OLD')
```

```
OPEN (2,FILE='ism5555.dat',STATUS='old')
```

```
n=1
```

```
DO 2 K=1,N
```

```
2 READ(1,3,end=4) ur(K) ,((XS(K,J),J=1,M)
```

```
3 FORMAT(i2,2f5.2,f6.2,f6.3,f7.4,f6.2,f7.4,f6.3,f6.2)
```

```

n=n+1
go to 2
4 n=n-1
n1=1
do 12 k=1,n1
12 read(2,13,end=14) st(k),gor(k),(x(k,j),j=1,m)
13 format(i2,i3,3f5.1,f5.2,5x,f6.2,f6.3,f7.4,f6.2,f7.4,
* f6.3,f6.2)
n1=n1+1
go to 12
14 n1=n1-1

```

де: $ur(K)$ - стандартні рівні стану морського середовища;

$XS(K,J)$ матриця стандартних станів морського середовища;

$X(N,M)$ – матриця результатів екологічного моніторингу:

– **крок 2**– проводиться обчислення вектору середніх, вектору розмаху, центруються і нормуються дані матриці стандартів і вектор-рядків вимірювань (результатів моніторингу), які необхідно спроектувати на осі стандартів;

```

DO 15 J=1,M
D=0.0
Z(J)=1.E16
AL(J)=-1.E16
DO 16 K=1,N
XX=XS(K,J)
IF(XX.LT.Z(J)) Z(J)=XX
IF(XX.GT.AL(J)) AL(J)=XX
16 D=D+XX
XD(J)=1.0
IF(AL(J).NE.Z(J)) XD(J)=AL(J)-Z(J)
15 XSS(J)=D/DFLOAT(N)
DO 17 J=1,M

```

```

DO 18 K=1,N
18 XS(K,J)=(XS(K,J)-XSS (J))/XD(J)
17 continue
  if(n1.eq.0) go to 19
  do 190 j=1,m
  do 19 k=1,n1
19 X(k,j)=(x(k,j)-XSs(j))/Xd(J)
190 CONTINUE

```

–**крок 3**– розраховується коваріаційна матриця стандартів;

```

DO 20 I=1,M
DO 20 J=1,M
D=0.0
DO 21 K=1,N
21 D=D+Xs(K,I)*Xs(K,J)
  COV(I,J)=D
  IF(I.NE.J) COV(J,I)=D
20 CONTINUE
  call JACOBI(cov,m,U,g)

```

– **крок 4**– розраховуються власні числа матриці стандартів (методом Якобі):
програма JACOBI(cov,m,U,g) складається з основної програми і

підпрограми HDIAG(A,N,IGEN,U):

де $A(N, N)$ – ермітова матриця;

$U(N, N)$ – матриця, стовпцями якої є власні вектори матриці A ;

$X(N)$ – робочий масив;

N – порядок матриці A ;

$IGEN=0$ якщо необхідно визначити власні вектори і власні значення;

U – масив власних векторів;

– **крок 5**– проводиться обчислення l -ої кількості головних компонент матриці стандартів, що вносять основну частку вкладу в загальну дисперсію за допомогою підпрограми HDIAG;

```

sum=0
l=0
do 40 i=1,m
  if(g(i).ge.0.001) l=l+1
40 continue
  do 41 i=1,l
    sum=sum+g(i)
41 continue;

```

– **крок 6** – наносяться координатні сітки на простір проектування;

```

do 22 k=1,n
  gk(k,i)=0.0
  do 23 j=1,m
    do 23 i=1,l
      gk(k,i)=gk(k,i)+XS(k,j)*U(j,i)
23 continue
22 continue
  do 56 k=1,n
    write(3,57) ur(k),gk(k,1),gk(k,2),gk(k,3)
56 continue;

```

– **крок 7**– проектуються вектор-рядки матриці вимірювань в 1-мірний простір стандартних станів;

```

do 26 k=1,n1
  X1(k,i)=0.0
  do 27 j=1,m
    do 27 i=1,l
      X1(k,i)=X1(k,i)+X(k,j)*U(j,i)
27 continue
26 continue

```

– **крок 8**– формується масив для індексації об'єктів;

```

do 30 k=1,n1

```

```

do 31 j=1,n
  ras(k,j)=0.0
  do 39 i=1,1
    ras(k,j)=ras(k,j)+(X1(k,i)-gk(j,i))**2
39 continue
  ras(k,j)=dsqrt(ras(k,j))
31 continue
30 continue;

```

– **крок 9**– проводиться розрахунок мінімальних відстаней між проекціями стандартних станів і вектор-рядками результатів вимірювань;

```

do 32 k=1,n1
  do 33 j=1,n
    ras1(j)=ras(k,j)
33 continue
  call upor(ras1,n)
  rmin(k)=ras1(1)
  if(ras1(1).eq.ras1(2)) rmin(k)=ras1(2)
32 continue;

```

крок 10– здійснюється індексація (класифікація) об'єктів (результатів вимірювань) за методом «найближчого сусіда».

```

do 34 k=1,n1
  do 34 j=1,n
    if(ras(k,j).eq.rmin(k)) go to 35
  go to 34
35 write(3,37) st(k),gor(k),j
34 continue
37 format(2x,'Ст.',i3,' Гор.',i3,' віднесена к ',i2,' -тому рівню')
do 50 k=1,n1
  write(3,51) st(k),gor(k),x1(k,1),x1(k,2),x1(k,3)
50 continue

```

```
51 format(2x,'Ст.№',i2,' Гop.'i3,' Коopд.'3f9.3)
```

```
stop
```

```
end
```

2 МЕТОДИЧНЕ ЗАБЕЗПЕЧЕННЯ ОЦІНКИ ІМОВІРНОСТІ ВТРАТИ СТІЙКОСТІ СТАНУ МОРСЬКИХ ЕКОСИСТЕМ

Однією з основних проблем дослідження екологічних систем є оцінка їх стійкості, що розглядається як функція екосистеми, виражена через динаміку узагальнених параметрів стану, а фактично стійкості тих чи інших режимів функціонування [27]. Причому сукупність параметрів або показників, що характеризують екосистему, повинна бути необхідною і достатньою, для того, щоб чітко розрізнити 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. Одним з найважливіших перешкод є протилежний хід залежності стійкості реальних екосистем від числа видів, що входять до неї, і їх класичних математичних моделей. Подібна проблема може бути вирішена за допомогою комбінації теоретичних і експериментальних методів [28].

Дослідження динамічної системи з позиції комбінації теоретичних і експериментальних методів полягає у з'ясуванні її можливих змін станів, побудові фазових портретів і виявленні біфуркацій. За допомогою зміни початкових умов, побудовою траєкторій при заданих значеннях параметрів вивчається рух системи, з'ясовується її фазовий портрет. В основному для побудови фазових портретів використовуються різні математичні моделі. Так, для шельфових морських екосистем запропонована чисельна математична модель якості вод, що піддаються сильному антропогенному впливу [29]. Розвиток цього підходу

потребував докорінної перебудови сформованих поглядів і відмови від традиційних методів. В основу такого підходу покладені наступні ідеї [30]:

- перехід від ідеальних моделей до реальних і обчислюваних, що відповідає можливостям і потребам фізики в дослідженні 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.

Подібна методологія використана в розділі 1.2 даного звіту для розробки алгоритму і комп'ютерної програми автоматичної класифікації, що дозволяє виділити однорідні зони в характері просторового розподілу комплексу гідролого-гідрохімічних параметрів.

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 і неперервних моделей еволюції динамічних систем з подальшим застосуванням в побудові і аналізі фазових сплайн-портретів [31]. Подібний апарат апроксимації використаний в [8] 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), що однозначно визначають стан системи. Залежно від координат, що утворюють фазовий простір, розрізняють динамічний і параметричний фазовий простір. У динамічному фазовому просторі по одній з осей відкладають значення будь-якої змінної, а по іншій першу похідну, або швидкість зміни в часі цієї змінної [27, 11]. Параметричний же фазовий простір будується на осях незалежних змінних, якими можуть бути і головні компоненти ермітових матриць.

2.1 Алгоритми аналізу і прогнозування мінливості траєкторій параметричних фазових портретів

Вирішення проблем формування якості як поверхневих так і морських вод полягає в імовірнісному вивченні мінливості сукупностей гідролого-гідрохімічних характеристик, обумовленої сумою ендегенних змін і зовнішніх впливів.

Методологія поділу спостережуваних процесів на внутрішньосистемні і зовні керуючі приведена в [32–34], де показана необхідність встановлення фазового простору досліджуваної динамічної системи, визначення фазових координат і проведення аналізу атрактору системи, оцінки щільності ймовірності станів у фазовому просторі, розрахунку миттєвих змін щільності ймовірності станів і обчислення трансформації розподілу.

Однак до теперішнього часу не вирішена проблема побудови фазового простору морських екологічних систем, хоча фазовий простір може бути побудовано за часовим рядом спостережень. Аналіз фазових портретів надає більше інформації, ніж спостереження часових реалізацій і спектрів процесу, оскільки дозволяє судити про топологічну структуру замкненої стохастичної множини. Безумовно, найбільш вичерпну інформацію про складні коливальні процеси вдається отримати із застосуванням комплексу методів, однак особливо важливе місце належить методу аналізу фазових траєкторій [35].

Слід врахувати, що відновлення нестационарних випадкових процесів, що представляє собою розрахунок множини внутрішньосистемних і зовнішніх кореляцій пов'язане з великим об'ємом результуючих матеріалів і є проблематичним для проведення аналізу динаміки систем [36]. При аналізі динамічних систем з використанням емпіричних даних фазовий портрет представлений траєкторією, що відбиває реалізований варіант динаміки екосистеми [37], побудова якого дозволяє зробити висновки про характер змін

системи без знання аналітичних рішень системи рівнянь, що описують еволюцію системи [14].

Дослідження еволюції станів складних систем за допомогою фазового простору широко застосовується в математичній екології та оцінюється як «найважливіший інструмент для формування наукових законів і наукового передбачення у фізиці і хімії» [38–42].

Аналіз експериментальних даних з побудовою фазового простору дозволяє виявити стаціонарні стани екосистеми, охарактеризувати їх, як стійкі або нестійкі і визначити критичні точки (точки біфуркації) в стані екосистем. У той же час, наявність самоперетинів фазових траєкторій, показує, що двомірний динамічний фазовий простір недостатній для повного опису стану екосистеми [11].

Для деталізації в описі стану екосистем і встановлення відмінностей станів проводиться їх аналіз в параметричному фазовому просторі, побудованому на осях незалежних змінних. Динаміка стану екосистеми в цьому просторі також зображується у вигляді фазових траєкторій. Фактор часу відбивається на цих діаграмах у вигляді послідовності точок.

Таким чином, параметричні фазові портрети істотно доповнюють динамічні портрети і деталізують стан екосистем. Перехід екосистем з одного стану в інший відбувається не плавно, а стрибкоподібно в моменти біфуркації при різкій зміні напрямку фазової траєкторії, завдяки чому з'являється можливість надійно відокремити один стан від іншого. Під впливом зовнішніх факторів простір, обмежений циклічними областями стаціонарних станів екосистем, стискається і, в разі перевищення рівня впливу вище критичної величини, відбувається зміна режиму функціонування екосистем, а атрактори формуються в іншій області фазового простору. При цьому щільність циклічної області тим вище, чим більше величина впливу.

При дослідженні стійкості морських екосистем під мірою їх стійкості розуміється рівень концентрації фазових траєкторій на параметричному портреті навколо специфічних областей або точок тяжіння (атракторів) [43]. Втрата ж стійкості пов'язана з присутністю біфуркацій станів екологічної системи, що

відображається наявністю багатомодальних або «важких хвостів» у функціях щільності ймовірностей фазових траєкторій [44]. У випадках, коли поведінка динамічної системи описано системою диференціальних рівнянь, біфуркація визначається як зміна числа і стійкості їх рішень [45], що відповідає перебудові структури фазових траєкторій [46].

Для виявлення специфічних областей в просторі станів необхідно визначити фазові координати і провести аналіз фазового портрета, виявивши наявність біфуркацій. Для цього використовується наступна методологія::

- формується часовий ряд евклідових відстаней між сусідніми точками (побудованими через постійні інтервали) параметричного фазового портрета, в незалежності від його розмірності;

- проводиться візуальний аналіз часового ряду і оцінка статистичної значущості лінійного тренда (при його наявності), ідентифікація центрів скупчення відстаней за допомогою кластерного аналізу (методом К-середніх);

- здійснюється виявлення стрибкоподібних змін відстаней між координатами параметричного фазового портрета шляхом побудови гістограм або функції щільності ймовірностей (ФПВ);

- розрахунок і аналіз старших показників Ляпунова, порівнюючи зміни відстаней між точками фазового портрета;

- прогнозування мінливості ФПВ за допомогою диференціальних стохастичних рівнянь, зокрема рівняння Фоккера–Планка–Колмогорова, яке описує еволюцію кривих щільності ймовірності в часі.

2.2 Алгоритм пошуку точок біфуркації в часовим ряду відстаней координат параметричного фазового портрета

Виникнення нестійких станів щодо флуктуацій і поява невизначеності, в результаті якої стан системи може бути хаотичним або впорядкованим,

визначається точкою біфуркації, яка може свідчити і про появу критичних станів екосистеми. Фактично біфуркація – це індикатор зміни топологічної структури фазового простору динамічної системи при малій зміні її параметрів.

Одним із способів виявлення біфуркацій є побудова і аналіз часового ряду відстаней між сусідніми точками параметричного фазового портрета. В рамках теорії нелінійних динамічних систем передбачається, що часовий ряд описує поведінку системи і є єдиною доступною інформацією про її стан. Далі вважають, що наявності такого єдиного ряду достатньо для адекватного опису всієї динамічної системи. Це ґрунтується на відомій теоремі Такенса, що обґрунтовує відновлення атрактору по єдиною динамічної траєкторії [47].

Якщо поведінка системи стохастична, то фазова траєкторія заповнює деякий обсяг фазового простору; якщо це детермінований періодичний процес, то траєкторія заповнить поверхню будь-якої симетричної фігури. Фазові портрети систем з хаотичною поведінкою також заповнюють деяку обмежену область фазового простору. У зв'язку з цією особливістю фазовий портрет називають атрактором.

В [48] була висунута ідея вимірювати стійкість систем ставленням фазового простору, в якому траєкторії системи стійкі, до простору, де траєкторії системи нестійкі. Незважаючи на критику цієї ідеї в [49], подібна характеристика все ж може бути використана для оцінки ймовірності втрати стійкості морських екосистем.

Одним з етапів дослідження часових рядів є визначення наявності моментів часу зміни процесів, яким підпорядковувалося поведінку часового ряду. Як показано в [50] момент часу в досліджуваному ряді, що відповідає різкій зміні характеру процесу, тобто зміні тренду, можна вважати «точкою біфуркації». В областях між біфуркаціями поведінка системи передбачувана, вона визначається і випадковими, і закономірними чинниками. Для знаходження положення точки біфуркації можливе використання тренду в якості математичної моделі відрізків часового ряду [51].

В основі алгоритму визначення положення точок біфуркації лежить порівняння між собою різних відрізків часового ряду з заміною відрізків їх математичною моделлю у вигляді поліномів різного ступеня. Однак такий підхід нашо́вхується на труднощі, пов'язані з відсутністю «автоматичного» способу виявлення тренду в часі ряду. Більш того, немає навіть єдиного формального визначення тренду в межах відрізків часового ряду.

Одна з методологій визначення положення точок біфуркації у часових рядах приведена в [52]. Вона включає наступні основні етапи:

- формування на основі прямого перебору відрізків різної довжини;
- побудова для них математичних моделей;
- оцінка успішності кожного розбиття за допомогою кількісних критеріїв, що розраховуються з використанням відповідних метрик.

Алгоритми знаходження положення точки біфуркації у часових рядах з використанням поліномів різних ступенів наведені в [53]. Фактично наявність точок біфуркації пов'язана з присутністю часового тренду ряду відстаней між сусідніми точками фазового портрета і різкою (стрибкоподібною) зміною значень ряду в часі. При відсутності тренду, можна стверджувати, що в динамічній системі відсутні біфуркації і динамічна система стійка. Фортран–програма оцінки статистичної значущості лінійного тренду коротких часових рядів, а також вибору автокореляційних моделей оптимальної складності за допомогою критеріїв Акаїке і Парзена приведена в [54]. Налагоджена і протестована Фортран–програма наведена в Додатку 3.

З метою оцінки значущості лінійного часового тренду ряду використаний фільтр, що виділяє лінійну функцію часу $\varphi(t)$ з суміші з білим шумом [55]. Вагова функція цього фільтра (h) має вигляд:

$$h(n-1) = 6/n^2 ((2t/n) - 1) \quad t=1,2,\dots,n, \quad (2.1)$$

де n — обсяг вибірки, t — час.

Середньоквадратична похибка (σ_α) оцінки кута нахилу (α) оцінювалася за допомогою формули:

$$\sigma_\alpha = ((12 \sigma_t^2) / n^3)^{1/2}, \quad (2.2)$$

де σ_t^2 – дисперсія аналізованого часового ряду після виключення тренда.

Тренд вважався статистично значущим, якщо модуль кута нахилу ($|\alpha|$) перевищував $2\sigma_\alpha$ (на 5%-му рівні значущості).

Цінність такого підходу для виявлення втрати стійкості полягає в отриманні моделей автокореляції, від яких дозволяє не тільки оцінити присутність стохастичності або її відсутність в моделях часового ряду, але і розрахувати проміжні (відсутні) значення для аналізу характеру поведінки динамічної системи. При оцінці тренду найбільш важливим є оцінка його значущості, тобто наскільки важливим є його внесок в мінливість випадкового процесу, що необхідно для виявлення біфуркації параметрів фазового портрета.

З МЕТОДИЧНЕ ЗАБЕЗПЕЧЕННЯ ОЦІНКИ КРИТИЧНИХ СТАНІВ МОРСЬКИХ ЕКОСИСТЕМ ЧЕРЕЗ ВТРАТИ ЇХ СТІЙКОСТІ

Поява критичних станів екосистем викликана різкою (стрибкоподібною) зміною стійкості з переходом в інколи непередбачуваний стан, яка може бути викликана навіть незначною зміною параметрів системи. В математиці виявлення і оцінка критичних станів проводиться з використанням елементів теорії "катастроф", яка дозволяє описувати системи 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 самодовільне виникнення просторової і часової упорядкованості у відкритих нелінійних системах).

В гуманітарній лексиці слово "катастрофа" представляє катаклізми (стихійні лиха, епідемія, 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.

Саме такі "перевороти" в математиці спостерігалися в околицях особливих точок систем диференційних рівнянь при зміні їх параметрів, тому і був використаний такий термін. Більш конкретно в [56] 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 різкого і безповоротного 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 [57]. 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, дрібним 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 породжений 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, коли малий вплив може призвести до катастрофи. Іншими словами хаотична поведінка породжується власною динамікою нелінійної детермінованої системи [13]. Визначальним фактором виникнення хаосу в детермінованих системах є взаємодія їх елементів [58]. У фазовому просторі такої 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 атрактору 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.

3.1 Методичне забезпечення аналізу структури динамічного хаосу

У теорії динамічних систем динамічний хаос представлений випадковою поведінкою нелінійної системи, незважаючи на те, що вона визначається детермінованими законами [47]. Як синонім часто використовують термін детермінований хаос, обидва терміни повністю рівнозначні і використовуються для вказівки на істотну відмінність хаосу, як предмета наукового вивчення в синергетиці від хаосу в повсякденному сенсі.

Детермінованим хаосом називається режим поведінки динамічної системи, яка має властивість чутливості до задавання початкових умов. Хаос – це структурна властивість системи, одна з основних її рис. Тому, для його виявлення не потрібно мати занадто точну 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 і т.д., система починає коливатися в хаотичному, турбулентному режимі послідовного подвоєння можливих значень. У реальних динамічних системах хаос, як правило, настає після трьох біфуркацій [59]. 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 [60]. В [61] показано, що майже для всіх гладких динамічних систем при наявності однієї часової реалізації динамічної змінної, яка спостерігається, 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. Одним із кількісних вимірів цієї нестійкості є характеристичні показники Ляпунова, що дозволяють оцінити: фрактальну розмірність атрактору, ентропію динамічної системи і характерний час передбачуваності поведінки системи.

Оскільки критерієм хаотичної динаміки служить присутність позитивного старшого показника Ляпунова, значний інтерес представляє можливість його оцінки на підставі обробки часових рядів координат параметричних фазових портретів морських екосистем.

Показники Ляпунова характеризують швидкість розбігання в фазовому просторі спочатку близьких траєкторій в часі. В [47, 62] 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. Порівнюючи зміни відстаней між цими точками, оцінюється найбільший показник Ляпунова:

$$\lambda_1 = \frac{1}{t_M - t_0} \sum_{k=1}^M \log_2 \frac{L'(t_k)}{L(t_{k-1})} \quad (3.1)$$

де $L'(t_k)$ – відстань між поточною і початковою точкою;

$L(t_{k-1})$ – нова відстань в наступний момент часу t_1 між поточною і початковою точками;

M – загальна кількість точок дискретизації.

Для $\lambda < 0$ рух стійкий, для $\lambda > 0$ – експоненціально нестійкий. При виборі основи логарифма (2), перший показник λ_1 вимірюється в одиницях біт/(крок в часі). Крок у часі визначається з кроку при зміні сусідніх траєкторій.

Для оцінювання другого показника Ляпунова λ_2 користуються його зв'язком з першим значенням λ_1 :

$$\lambda_1 + \lambda_2 = \frac{1}{t_M - t_0} \sum_{k=1}^M \log_2 \frac{A'(t_k)}{A(t_{k-1})} \quad (3.2)$$

де A и A' є площами, які накриваються траєкторіями при русі поточної точки щодо початкової (як для L и L' в [63]).

Крім показників Ляпунова при вивченні динамічних систем часто використовуються автокореляційні функції (АКФ), які є досить ефективною характеристикою поведінки даної системи. Знання автокореляційних функцій дозволяє вирішити широке коло завдань, пов'язаних з дослідженням і прогнозуванням мінливості океанографічних процесів і полів [64]. До них відносяться: виділення прихованих періодичностей, обчислення оцінки спектральної щільності, оцінка ступеня зв'язності ряду, довгостроковий прогноз на основі методів екстраполяції.

Для однієї реалізації стаціонарного ергодичного процесу АКФ показує ступінь лінійної залежності значень процесу від попередніх значень, що відносяться до різного здвигу, що характеризує внутрішню структуру процесу, його динаміку в часовій області. Якщо з часом АКФ прагне до нуля і система не має стійких стаціонарних точок, то слід очікувати хаотичного режиму коливань. Одним з критеріїв динамічного хаосу є прагнення автокореляційної функції до нуля [65]. АКФ вважається аперіодичною функцією часу, якщо динамічна система є хаотичною. При цьому спектр буде безперервним, тому що АКФ тісно пов'язана з потужністю спектра [66], 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 змішання 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 границях 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 [54]. 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 [67, 68]. 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 [59].

3.2 Методичне забезпечення 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 [69]. 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 [70]. 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 [69].

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 виявився 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 виявився 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 [70]. 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.

Знаходження морської екосистеми в хаотичному стані свідчить про формування дивного атрактору, що може привести до її кризового стану. У системних дисциплінах під кризою розуміється процес швидких, якісних змін в системі, що супроводжується перебудовою структурної та функціональної 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 [71, 72].

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 зав'язків між ними, а також зміна поведінки і саморозвитку [74]. Область кризових процесів характеризується тим, що при малих змінах структури і/або величини впливу виникає можливість різкої (якісної) зміни режиму функціонування. Це обумовлено нелінійним характером взаємозв'язків у складних системах.

Вагомим 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.

Блок-схема алгоритму оцінки стійкості морських екосистем наведена на рисунку 2.

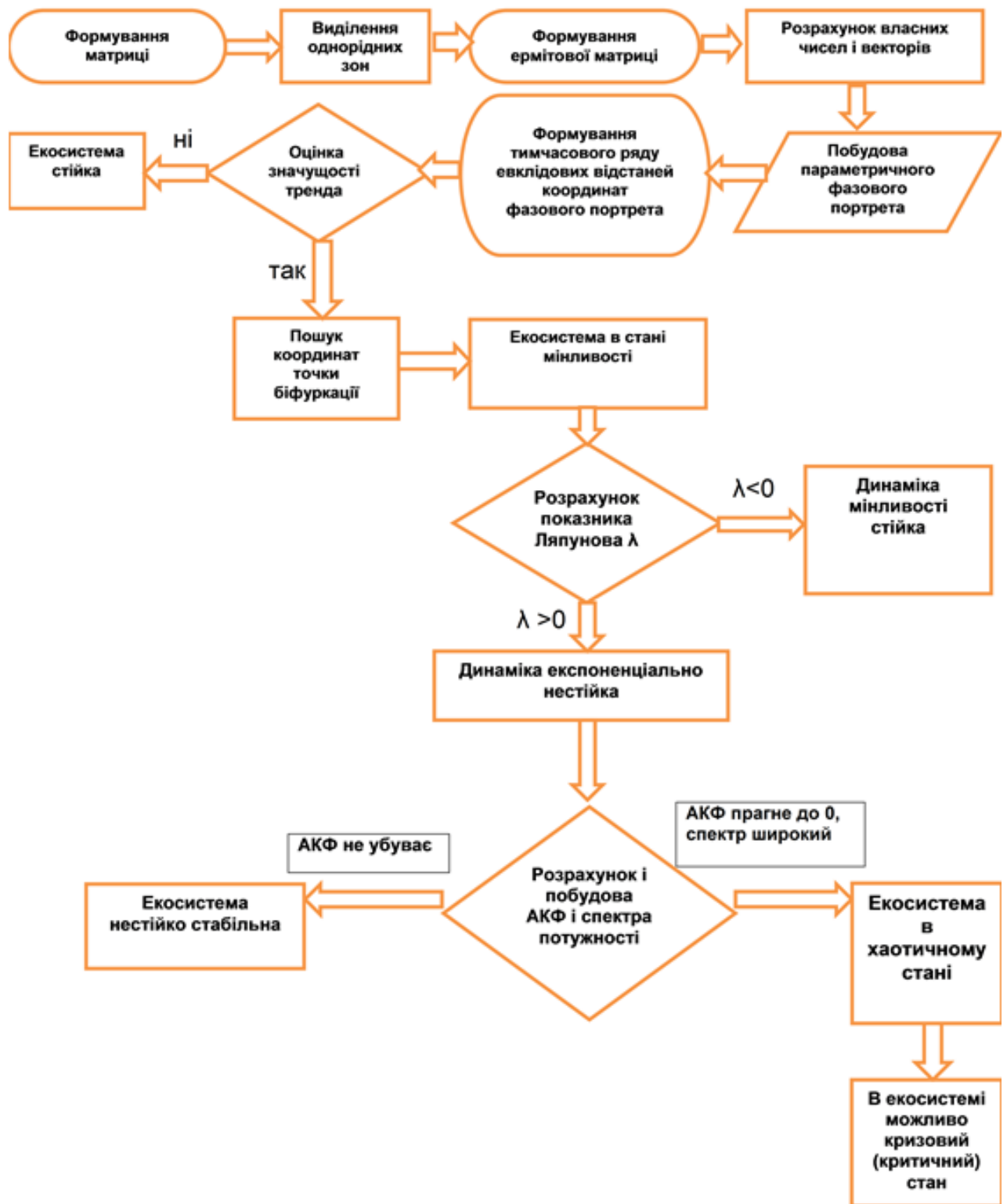


Рисунок 2 – Блок – схема алгоритму оцінки стійкості морських екосистем

3.3 Методичне забезпечення оцінки еколого–економічних ризиків морських екосистем

В [9] кількісна міра екологічного ризику для морських екосистем визначена виразом:

$$R_{\text{мо.}} = \sum_{i=1}^n \sum_{j=1}^m (P_{i,j}^{\text{уст}} + P_{i,j}^{\text{кр}}) Z_{i,j}, \quad (3.3)$$

де: $R_{\text{мо}}$ – математичне очікування екосистемного ризику, яке виражене в одиницях шкоди, або ризик – як математичне очікування збитків в грошових одиницях;

$P_{i,j}^{\text{уст}}$, – імовірність втрати стійкості i -тої екосистеми, яка призвела до зниження вартості j -тої екосистемної послуги;

$P_{i,j}^{\text{кр}}$, – імовірність критичного стану i -тої екосистеми, який призвів до зниження вартості j -тої екосистемної послуги;

$Z_{i,j}$ – збиток в i -тій екосистемі, викликаний втратою вартості j -тої морської екосистемної послуги.

Повний запис рівнянні (3.3) віднесено до категорії еколого-економічних ризиків [74], де в дужках здійснюється підсумовування ризиків, оскільки їх розподіл характерний для однорідних і однотипних об'єктів (i -тих екосистем). Величина ж $Z_{i,j}$ являє собою математичне очікування збитків (у разі їх гаусового розподілу) при ненульових імовірнісних характеристиках втрати стійкості і кризових станів.

В цілому, інформація, яка представлена в рівнянні (3.3), визначає закон розподілу збитків в просторі ймовірностей втрати стійкості. У більш детальному поданні стану екосистем, величина еколого-економічного ризику R повинна бути оцінена за допомогою функції щільності ймовірностей i , по можливості, здійснено її прогнозування за допомогою складання і рішення стохастичного

диференціального рівняння (рівняння Фоккера–Планка–Колмогорова). Останнє може послужити суттєвою допомогою при управлінні ризиками морегосподарської діяльності.

Для експрес-оцінок найбільш раціонально уявляти ймовірності без урахування кризових станів і впливу на морські екосистемні послуги, оскільки за досить короткий період часу відстежити наступ критичних або кризових станів практично неможливо, тобто рівняння (3.3) може бути представлено у вигляді:

$$R_{\text{мо.}} = \left(\sum_{i=1}^n P_i^{\text{уст}} \right) Y_i, \quad (3.4)$$

де Y_i – розмір збитку від забруднення i -тої екосистеми, грн/рік.

В даному випадку оцінка збитку морським акваторіям, викликана господарською діяльністю, яка призвела до потрапляння у воду різних забруднюючих речовин, що перевищують ГДК, буде представлена у вигляді укрупнених економічних оцінок за формулою [75]:

$$Y_y = \left(\sum_{i=1}^n \Pi_i \frac{(C_i - \text{ГДК}_i)}{\text{ГДК}_i} \right) \cdot V, \quad (3.5)$$

де Π_i – ставка податку в поточному році за тону кожної забруднюючої речовини скинутої у воду, грн;

C_i – концентрація i -го забруднювача в стічних водах, що скидаються, мг/м³;

V – об'єм стічних вод, що скидаються, м³/рік;

ГДК_i – гранично-допустима концентрація (мг/м³) i -ої забруднюючої речовини.

Ставка податку Π_i визначається відповідно до Податкового кодексу України в редакції від 13 серпня 2020 року, розділ VIII «Екологічний податок».

Для експертної оцінки еколого-економічного ризику проводиться візуальний аналіз фазового портрета, побудованого на базі мінливості його координат, спроектованих в простір стандартної матриці станів морської

екосистеми. Подібний аналіз дозволяє зробити висновок про характеристику екосистеми за період її спостережень з виявленням «множин що притягують» [76], які представляють собою підмножину фазового простору, до якого з плином часу прагнуть траєкторії, що починаються в деякій його околиці.

За формою фазового портрета можна судити про характер поведінки системи, виявляючи й "плавні" деформації фазового простору, які не призводять до якісних змін динаміки системи. У цьому випадку стан екосистеми можна класифікувати як стійкий. З математичної точки зору "плавна деформація" фазового портрета є взаємно однозначне і взаємно безперервне перетворення фазових координат, в результаті якого не може з'явитися нових особливих точок. Присутність же різких змін в формі фазового портрета свідчить про появу біфуркацій, а можливо і притягуючих множин, що свідчить про формування або наявність нестійкості в стані екосистеми. Імовірність втрати стійкості в цих випадках оцінюється відношенням кількості точок в областях множин, що притягують, відносно загальної кількості точок, включаючи точки в плавних деформаціях.

При оцінці ймовірності втрати стійкості морських екосистем за тривалий період часу, в цілому, необхідно враховувати як природну так і антропогенну складову, оскільки на стан екосистеми впливають як внутрішньосистемні так і кліматичні чинники. Однак облік обох факторів призводить до досить складних багатомодальних розподілів щільності ймовірностей [36]. Причому абсолютно незрозуміло, чим зумовлена поява додаткових мод: внутрісистемними змінами або ж додатковими зовнішніми впливами. Оскільки при оцінці ймовірностей втрати стійкості морських екосистем інтерес представляють не плавні деформації фазового простору, а різкі зміни, викликані забрудненням середовища, то оцінку їх функції щільності ймовірності допустимо оцінювати одноmodalними розподілами.

Ґрунтуючись на підходах А. Н. Колмогорова [32] і І. Р. Пригожина [33, 34], трансформованих до проблем формування якості вод, в просторі фазових координат, побудованих для головних компонент, оцінюється функція щільності

ймовірності станів екосистем в результаті біфуркації. Імовірність втрати стійкості визначається за допомогою оцінки статистичних розподілів їх траєкторій (евклідових відстаней). В якості закону розподілу траєкторій найбільш раціонально використовувати сімейство розподілів (кривих) Пірсона. Підбір розподілів проводиться з урахуванням адекватності моделі вихідним статистичним розподілом, що оцінюється за допомогою критерію згоди χ^2 .

Для того, щоб оцінити еколого-економічний ризик, необхідно розрахувати збиток що наноситься екосистемам в результаті морегосподарської діяльності. Знання вартості основних видів екосистемних послуг дозволить встановити їх втрату в результаті забруднення морського середовища. Господарське використання морського середовища в основному включає рибальство і аквакультуру, судноплавство, а також видобуток на шельфі вуглеводневої сировини. Поряд з цим розглядаються і інші послуги морських екосистем, які забезпечують підтримання газового складу атмосфери, біорізноманіття, рекреаційне і культурне дозвілля, а також деякі інші послуги [77] – [79].

Визначення вартості продуктів використання, що визначають вартість біоресурсів, а по суті вартість акваторій і дна Чорного та Азовського морів, може бути визначена для кожного виду промислового продукту за формулою (3.6) [80]:

$$Ц_e = \sum_{j=1}^n Ц_j L_j U_j R_j \sum_{i=1}^m P_i D_i K_i [(\bar{V}_{\phi ni} + \bar{V}_{\phi zi}) \mathcal{V} + (\bar{V}_{\phi \delta i} + \bar{V}_{\phi \delta i}) \mathcal{S}] 10^{-3}, \quad (3.6)$$

де $Ц_e$ – економічна оцінка акваторій і дна Чорного і Азовського морів;

$Ц_j$ – ціна на певний вид промислового об'єкту (j), грн/кг;

L_j – співвідношення виловів (здобичі) даного виду промислового об'єкту від величини загального вилову (здобичі) промислових об'єктів в морській акваторії;

U – коефіцієнт інтенсивності промислу;

R – коефіцієнт статевозрілості;

P – коефіцієнт потенціальної іхтіомаси;

D – коефіцієнт досяжності;

K – кормовий коефіцієнт;

$i = 1, 2, 3, 4$ – відповідно коди кормової продукції (фітопланктон – 1, зоопланктон – 2, фітобентос – 3, зообентос – 4);

V – обсяг води в морській екосистемі, m^3 ;

$V_{\phi ni}, V_{zn i}$ – середня величина продукції фітопланктону і зоопланктону в морській екосистемі, $г/м^3$;

S – площа дна в морській екосистемі, m^2 ;

$V_{\phi bi}, V_{zb i}$ – середня величина продукції фітобентосу і зообентосу в морській екосистемі, $г/м^2$.

10^{-3} – множник для переведення грамів в кілограми.

Важливість такого подання вартості біоресурсів обумовлена необхідністю оцінки ресурсного потенціалу України. Еколого-економічна оцінка вартості акваторій морів після забруднення, викликаного морегосподарської діяльністю, яка призвела до втрати продуктивності екосистеми, і як наслідок, до втрати її вартості може бути представлена однотипним виразом (3.7):

$$Ц_{ez} = \sum_{j=1}^n Ц_j L_j U_j R_j \sum_{i=1}^m P_i D_i K_i [(\Delta \bar{V}_{\phi ni} + \Delta \bar{V}_{zn i}) V + (\Delta \bar{V}_{\phi bi} + \Delta \bar{V}_{zb i}) S] 10^{-3}, \quad (3.7)$$

де $\Delta \bar{V}_{\phi ni}, \Delta \bar{V}_{zn i}$ – середня величина зниження продукції фітопланктону і зоопланктону в морській екосистемі, $г/м^3$;

$\Delta \bar{V}_{\phi bi}, \Delta \bar{V}_{zb i}$ – середня величина зниження продукції фітобентосу і зообентосу в морській екосистемі, $г/м^2$.

З урахуванням рівняння (3.7) втрата вартості i -тої морської екосистеми, яка забезпечує морську екопослугу, визначається простим виразом:

$$\Delta Ц_i^3 = Ц_{ei} - Ц_{ezi}, \quad (3.8)$$

де $\Delta\Pi_i^3$ – втрата вартості і-тої морської екосистеми, грн;

Π_{eic} – вартість і-тої морської екосистеми до забруднення, грн;

Π_{ezi} – вартість і-тої морської екосистеми після забруднення, грн.

Значення коефіцієнтів, що входять в рівняння (3.8), приймаються відповідно до даних академічних і відомчих наукових організацій, а також за даними об'єктів і видів морегосподарської діяльності.

Наведені залежності (3.6 – 3.8) дозволяють оцінити вартість забезпечуючих морських екологічних послуг. Однак слід зауважити, що продуктивність екосистеми може бути збільшена за рахунок процесів евтрофікації, спричинених господарською діяльністю підприємств, що скидають в морське середовище стічні води з підвищеним вмістом біогенних речовин, що може привести до загибелі деяких видів риби, тим самим знижуючи вартість морської екосистеми.

Для оцінки культурних послуг, перш за все, варто розглянути рекреаційний потенціал прибережних територій. Одним з основних компонентів рекреаційного потенціалу морських екосистем є пляжно-купальний ресурс, який можна оцінити за допомогою формули (3.9), що визначає кількість «пляжно-купальних» ресурсів (R, чол. днів) [81]:

$$R = S \cdot N \cdot T, \quad (3.9)$$

де R – кількість «пляжно-купальних» ресурсів (R, чол. днів)

S – площа пляжу, га;

N – екологічне і психофізіологічне навантаження пляжу, чол / га;

T – тривалість пляжно-купального сезону, днів.

Економічний ефект використання пляжу, як рекреаційного ресурсу (E_e , грн.) розраховується за формулою:

$$E_e = R \cdot C, \quad (3.10)$$

де C – вартість одного відвідування пляжу, грн. / чол-днів.

ВИСНОВКИ

Результатом розробки методичного забезпечення оцінки екологічних ризиків морегосподарської діяльності є комплекс алгоритмів і комп'ютерних програм, необхідних для розроблення нормативно-методичного забезпечення оцінки екологічних ризиків окремих видів морегосподарської діяльності в прибережних водах України, а також для оцінки екологічних ризиків та рекомендацій щодо їх зменшення в рамках розроблення оцінки впливу на довкілля екологічно небезпечних об'єктів та видів діяльності.

На базі розробленої методології запропоновано алгоритм розрахунку екологічних ризиків морегосподарської діяльності, 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.

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 морегосподарською діяльністю. Для досконального наукового аналізу необхідні ряди даних про стан екосистем та рівні антропогенного навантаження за досить тривалий період часу (10–20 років). Оцінку екологічних ризиків рекомендовано проводити на базі теорії динамічних систем, враховуючи стійкість екосистем і зміну їх станів під дією природних і антропогенних факторів.

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 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 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 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 візуальний аналіз часового ряду і оцінка статистичної значущості лінійного тренду;
- здійснюється виявлення стрибкоподібних змін відстаней між координатами параметричного фазового портрета, а також можливість виникнення критичних або кризових станів в екосистемі;
- розрахунок і аналіз старших показників Ляпунова, порівнюючи зміни відстаней між точками фазового портрета;
- прогнозування мінливості ФПВ за допомогою диференціальних стохастичних рівнянь, зокрема рівняння Фоккера–Планка–Колмогорова, яке описує еволюцію кривих щільності ймовірності в часі.

Поява критичних станів екосистем, викликаних різким (стрибкоподібним) переходом з стійкого стану до непередбачуваного стану, може бути викликана навіть незначною зміною параметрів системи. 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. У фазовому просторі такій поведінці системи відповідає дивний атрактор.

Більшість типів руху динамічних систем, які описується простими атракторами 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. В якості запобіжника хаотичності в алгоритмі оцінки критичних станів використаний старший показник Ляпунова, що характеризує швидкість розбігу в фазовому просторі спочатку близьких траєкторій в часі. Крім показника Ляпунова, в алгоритмі передбачено побудову автокореляційної функції і спектрів потужності траєкторій, що є свого роду критеріями динамічного хаосу.

Ґрунтуючись на підходах А.Н. Колмогорова та І.Р. Пригожина, трансформованих до проблем формування якості вод, в просторі фазових координат, побудованих для головних компонент, оцінюється функція щільності ймовірності станів екосистем в результаті біфуркації. Імовірність втрати стійкості визначається за допомогою оцінки статистичних розподілів їх траєкторій (евклідових відстаней). В якості закону розподілу траєкторій найбільш раціонально використовувати сімейство розподілів (кривих) Пірсона. Підбір розподілів проводиться з урахуванням адекватності моделі вихідним статистичним розподілам, що оцінюється за допомогою критерію згоди χ^2 .

Для практичних цілей оцінку рівня стійкості на незначна часових інтервалах, порівнянних з часом проведення експедиційних спостережень, рекомендовано використовувати спрощені методи оцінки екологічних ризиків, що

базуються на експрес-оцінці або експертному оцінюванні впливу природних та антропогенних факторів. З цією метою може використовуватися бально-індексний підхід, суть якого полягає у формуванні матриці стандартних станів, що визначають рівні стійкості морських екосистем, з подальшим проектуванням результатів натурних спостережень в простір головних компонент матриці стандартів.

Використання експрес 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. Для морських екосистем, стан яких оцінюється значною кількістю гідрологічних, гідрохімічних і гідробіологічних параметрів. Подібне співвідношення якісних характеристик ризиків пов'язане з рівнями забруднення морських вод.

Для оцінки рівня стійкості на незначних часових інтервалах, для кожної морської екосистеми в різні гідрологічні сезони, формується своя матриця стандартних станів, що визначає рівні стійкості/забруднення морської екосистеми. Також проводиться візуалізація аномальних визначень в комплексі біотичних і абіотичних параметрів. Ідентифікація аномальних визначень потрібна для виявлення ситуацій, сприяючих появі критичних станів морських екосистем на різних відрізках часу, а також ідентифікації «браку» натурних спостережень. За допомогою побудови фазових портретів мінливості класів якості вод в кожній морській екосистемі ПЗЧМ, для різних гідрологічних умов, експертом оцінюється стійкість морської екосистеми, яка пов'язана з мінливістю класів якості вод. Імовірна оцінка втрати стійкості визначається співвідношенням кількості точок фазового портрета зі значним ступенем забрудненості вод до числа точок, що визначаються «високими» або «хорошими» рівнями стану вод.

Для оцінки еколого-економічного ризику, в розробленому алгоритмі, передбачений розрахунок збитку, що наноситься екосистемам в результаті морегосподарської діяльності. Знання вартості основних видів екосистемних

послуг дозволить встановити їх втрату в результаті забруднення морського середовища. При оцінці ризиків за тривалий період часу запропоновано використовувати рівняння, що визначає вартість окремих акваторій і дна Чорного і Азовського морів, а фактично вартість їх біоресурсів. Втрата вартості біоресурсів в результаті забруднення морських акваторій кваліфікована як збиток, що наноситься екосистемі.

Для експертної оцінки еколого-економічного ризику проводиться візуальний аналіз фазового портрета, побудованого на базі мінливості його координат, спроектованих в простір стандартної матриці станів морської екосистеми. Подібний аналіз дозволяє зробити висновок про характеристику екосистеми за період її спостережень з виявленням «множин, що притягують». Для оцінки вартісного еквіваленту шкоди, заподіяної морським акваторіям господарською діяльністю (забрудненням), запропоновано оцінювати економічні збитки в прибережній зоні методом укрупнених економічних оцінок з урахуванням ставки податку в поточному році за тонну кожного забруднюючої речовини скинутого в воду.

ПЕРЕЛІК ПОСИЛАНЬ

1 Рыбалова О. В. Комплексний підхід до визначення екологічного стану басейнів малих річок / О. В. Рыбалова. // Проблеми охорони навколишнього природного середовища та техногенної безпеки. зб. наук. пр. УкрНДІЕП. – Вип. XXXIII. – Харків. – 2011. – С.88–97.

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

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

4 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.

5 Коморін В. М., Український В.В., Комарова Л. Г. Звіт про НДР/ УкрНЦЕМ Міністерство екології та природних ресурсів України / Комплексна оцінка впливу природних та антропогенних факторів на стан морського середовища України. – Том VI. – Одеса, 2018. – 96 с.

6 Жукинский В.Н. Экологический риск и экологический ущерб качеству поверхностных вод: актуальность, терминология, количественная оценка / В.Н. Жукинский // Водные ресурсы. – 2003. – Т.30, № 2. – С.213 – 321.

7 Цыбульський А. И. Группировки гидробионтов как показатель экологических рисков загрязнения рек Украины: дис. канд. біол. наук / Цыбульський А. И. – Киев, 2017. – 170 с.

8 Павленко М. Ю., Мацокін Л. В. та ін. Звіт про НДР/ УкрНЦЕМ Міністерство екології та природних ресурсів України / Аналіз та розроблення методологічних основ та інформаційної бази для визначення інтегрального показника екологічного стану морських вод України. – Одеса, 2016. – 105 с.

9 Павленко М. Ю., Мацокін Л. В. та ін. Звіт про НДР/ УкрНЦЕМ Міністерство екології та природних ресурсів України/ Розробка методології оцінки екологічних ризиків морегосподарської діяльності. – Одеса. – 2019. – 83 с.

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

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

12 Пригожин И. Порядок из хаоса. Новый диалог человека с природой. / И. Пригожин, И. Стенгерс. – М.: Прогресс, 1986. – 432 с.

13 Бекман И. Н. Лекция 22. Информация и хаос / И. Н. Бекман // Информатика. Курс лекций. / И. Н. Бекман. – Москва, 2009.

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

15 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.

16 Буркинський Б.В., Рубель О. Є. та ін. Звіт Інвентаризація, оцінка та зменшення впливу джерел забруднення в Нижньодунайському регіоні України, Румунії, Республіці Молдова / НАН України Ін-т пробл. ринку та дослідж. // Оцінка ризиків для здоров'я людини та навколишнього середовища від зменшення впливу антропогенних джерел забруднення ґрунту та вод 2007–2013. – Одеса, 2016. – 84с.

17 Український В. В., Тітяпкин А. С. та ін. Звіт про НДР/ УкрНЦЕМ Міністерство екології та природних ресурсів України. / Оцінка та діагноз евтрофікації морських вод північно-західного шельфу Чорного моря та її негативних наслідків. – Том I. – Одеса, 2018. – 103с.

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

19 Пригожин И. От существующего к возникающему: время и сложность в физических науках: Пер.сангл./Под ред. Ю.Л.Климантовича.– Наука. – 1985.

20 Данилина Н. И. Численные методы / Н. И. Данилина, Н. С. Дубровская. – М.: Высшая школа, 1976. – 368 с.

21 Шевцов Г.С. Линейная алгебра: теория и прикладне аспекты: Учеб. пособие. – М.: Финансы и статистика, 2003. – 576 с.

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

23 Смирнов Н. П. Статистический диагноз и прогноз океанологических процессов. / Н. П. Смирнов, П. А. Вайнозский, Ю. Э. Титов. – Санкт–Петербург: Гидрометеиздат, 1992. – 187 с.

24 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.

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

26 Закс Л. Статистическое оценивание / Л. Закс. – М., 1976. – 131 с.

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

28 Салтыков Ю. М. Зависимость устойчивости моделей замкнутых экосистем от числа видов / Ю. М. Салтыков, С. И. Барцев // Journal of Siberian Federal University. Biology 2. – 2011. – № 4. – С. 197–208.

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

30 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.

31 Боташева Ф.Б. Современный инструментарий в исследовании макроэкономической динамики. Сплайн–аппроксимация // Научный журнал КубГАУ [Электронный ресурс]. – Краснодар: КубГАУ. – № 8 (82). – 2012. Режим доступа <http://ej.kubagro.ru/2011/1/pdf/06.pdf>. – 04.07.2020

32 Колмогоров А. Н. О сохранении условно периодических движений при малом изменении функции Гамильтона / А. Н. Колмогоров. // Докл. АН СССР. – 1954. – №98. – С. 527 – 530.

33 Пригожин И. Философия нестабильности / И. Пригожин. // Вопр. философии. – 1991. – №6. – С. 46 – 52.

34 Николис Г., Пригожин И. Познание сложного / Г. Николис, И. Пригожин. – М.: Мир, 1990. – 344 с.

35 Анищенко В. С. Сложные колебания в простых системах: механизмы возникновения, структура и свойства динамического хаоса в радиофизических системах. / В. С. Анищенко. – М.: Наука, 1990. – 312 с.

36 Осадчий В. И. Стохастический процесс изменения концентраций азота аммонийного в Десне / В. И. Осадчий, Н. Н. Осадчая, Л. А. Ковальчук, О. Я. Скриник. // Украинский гидрометеорологический институт ГСЧС Украины и НАН Украины. – 2016. – С. 60–66.

37 Терещенко В. Г. Метод фазовых портретов для анализа динамики структуры сообществ гидробионтов. / В. Г. Терещенко, В. Б. Вербицкий. // Биология внутренних вод. – 1997. – №1. – С. 23–31.

38 Волькенштейн М. В. Биофизика / М. В. Волькенштейн. – М.: Наука, 1988. – 592 с.

- 39 Меншуткин В. В. Искусство моделирования (экология, физиология, эволюция) / В. В. Меншуткин. – Петрозаводск: СПб, 2010. – 419 с.
- 40 Одум Ю. Экология / Ю. Одум. – М.: Мир, 1986. – 328 с.
- 41 Разумовский О. С. Закономерности оптимизации в науке и практике / О. С. Разумовский. – Новосибирск: Наука, 1990. – 176 с.
- 42 Свирежев Ю. М. Устойчивость биологических сообществ / Ю. М. Свирежев, Д. О. Логофет. – М.: Наука, 1978. – 352 с.
- 43 Иваницкий Г. Р. Математическая биофизика клетки / Г. Р. Иваницкий, В. И. Кринский, Е. Е. Сельков. – М.: Наука, 1978. – 308 с.
- 44 Коваленко В. В. Критерии устойчивого развития гидрологических процессов и картирование зон ожидаемых аномалий параметров годового стока рек СНГ при антропогенном изменении климата / В. В. Коваленко, В. А. Хаустов. // Метеорология и гидрология. – 1998. – №12. – С. 96–102.
- 45 Малинецкий Г. Г. Хаос. Структуры. Вычислительный эксперимент. Введение в нелинейную динамику / Г. Г. Малинецкий. – М.: Наука, 1997.
- 46 Кузнецов С. П. Динамический хаос / С. П. Кузнецов. – М.: Физматгиз, 2001.
- 47 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.
- 48 Уильям Росс Эшби. Введение в кибернетику / Уильям Росс Эшби. – М.: Ленанд, 2016. – 432 с.
- 49 Светлосанов В. А. Устойчивость природных систем к природным и антропогенным воздействиям. / В. А. Светлосанов. – М., 2009. – 100 с.
- 50 Algorithm for finding the moment of a trend change in the time series of meteorological variables / A. Kuznetsov, A. Saenko, O. Serouhova, O. Simakina. // Vestnik TVGU. – 2019. – №3. – P. 74–89.
- 51 Loginov V. Izmenenie klimata. Trendy, tsikly, pauzy (Changing of the climate. Trends, cycles, pauses) / V. Loginov, V. Mikushkina. – Minsk: Belaruskaya Navuka Publ., 2017. – 179 p.

52 Ефременко Д. С. Об одном алгоритме выявления локальных трендов при анализе метеорологических временных рядов. / Д. С. Ефременко, А. Д. Кузнецов, О. С. Сероухова. // Ученые записки Российского государственного гидрометеорологического университета. – 2016. – №45. – С. 132 – 141.

53 Алгоритм поиска момента смены тренда во временных рядах метеорологических величин. / А. Д.Кузнецов, А. Г. Саенко, О. С. Сероухова, Т. Е. Симакина. // Вестник ТвГУ. Серия: Прикладная математика. – 2019. – №3. – С. 74–89.

54 Привальский В. Е. Климатическая изменчивость: стохастические модели, предсказуемость, спектры. / В. Е. Привальский. – М.: Наука, 1985. – 183 с.

55 Плотников В. В. Изменчивость ледовых условий Берингова моря и оценка возможности их моделирования / в. В. Плотников, н. М. Вакульская, в. А. Дубина. // океанология. – 2019. – №59(6). – С. 920 – 927.

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

57 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.

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

59 Лукьянов Г. Н. Оценивание параметров динамических процессов / Г. Н. Лукьянов. – СПб: Университет ИТМО, 2020. – 104 с.

60 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.

61 Шустер Г. Детерминированный хаос: Пер. с нем / Г. Шустер. – М.: Мир, 1988. – 253 с.

62 Павлов С. В. Технология прогнозирования сложных наблюдаемых временных рядов: дис. канд. техн. наук / Павлов С. В. – Красноярск, 2007.

63 Безрукавный Д. С. Анализ и управление данными в виде временных рядов : дис. канд. техн. наук / Безрукавный Д. С. – М., 2007.

64 Вэйновский П. А. Методы обработки и анализа океанологической информации. Одномерный анализ. Учебное пособие / П. А. Вэйновский, В. Н. Малинин. – Л.: ЛГМИ, 1991. – 136 с.

65 Шахтарин Б. И. Генераторы хаотических колебаний / Б. И. Шахтарин, П. И. Кобылкина. – М.: Гелиос АРВ, 2007. – 248 с.

66 Дмитриев А. С. Динамический хаос. Новые носители информации для систем связи / А. С. Дмитриев, А. И. Панас. – М: Физматлит, 2002. – 252 с.]

67 Haykin E. S. Non-linear methods of spectral analysis / Ed. S. Haykin. – N.Y.: Top. Appl. Phys, 1979. – 247 p.

68 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.

69 Early-warning signals for critical transitions / [M. Scheffer, J. Bascompte, W. Brock, et al.]. // Nature. – 2009. – №461. – P. 53–59.

70 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.

71 Уемов А. И. Системный подход и общая теория систем / А. И. Уемов. – М.: Мысль, 1978. – 250 с.

72 Богданов А. А. Тектология: всеобщая организационная наука / А. А. Богданов. – М.: Экономика, 1989. – 352 с.

73 Пузаченко Ю. Г. Экосистемы в критических состояниях / Ю. Г. Пузаченко. – М.: Наука, 1989. – 155 с.

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

75 Огородникова А. А. Оценка влияния антропогенной нагрузки на биоресурсы Амурского залива / А. А. Огородникова, Е. А. Ведейман, Л. В. Нигматуллин. // Водные ресурсы. – 1997. – Т. – 24. – № 5. – С. 624 – 629.

76 Хачай О. А. Метод оценки и классификации устойчивости массива горных пород с позиции теории открытых динамических систем по данным геофизического мониторинга. / О. А. Хачай, О. Ю. Хачай. // Горный информационно аналитический бюллетень.. – 2005. – № 6. – С. 131–142.

77 Stephen Farber Economic and ecological concepts for valuing ecosystem services/ Stephen Farber, Robert Costanza, Matthew Wilson. – Costanza :Ecological Economics. – 2014. – № 41. – P. 375 – 392.

78 Лукьянова О.Н. Оценка стоимости биоресурсов и экосистемных услуг Охотского моря / О.Н. Лукьянова, И.В. Волвенко, А.А. Огородникові // Известия: ТИНРО. – 2016. – Том 184.– С.85–92.

79 Caroline Hattam Marineeco system services: Linking indicators to their classification / Caroline Hattam, Jonathan Atkins. – Ecological: Indicators, 2015. – №49. – P. 61–75.

80 Крыжановский Р. А., Громова Е. Н. та ін. Звіт про НДР/ УкрНЦЕМ, Інститут комплексних проблем морського природокористування і НТП НАН України / Розробка методичних рекомендацій по визначенню плати за користування акваторіями моря та ділянками морського дна при добуванні корисних копалин. – Одеса, 1994 – 21с.

81 Кусков А. С Рекреационная география: Учеб. метод. Комплекс / А. С Кусков, Т. Н. Одинцова, В. Л. Голубева. – М.: Флинта, 2005. – 494с.

ДОДАТОК 1

Програма автоматичної класифікації однорідних зон в просторі гідрологічних
та гідрохімічних параметрів морських вод

\$LARGE

```
DIMENSION X(430,5),Y(430),Z(430),COV(5,5),X1(430
* ),XS(430),XD(430),AL(430),ST(430),GOR(430),cor(5,5),
* X5(430,5),u(5,5)
DIMENSION T(430,2),XG(60),yg(60),t1(430,2),
* SO(430),RAS1(430,6),RAS(430),sumra(430),ra(43,43)
dimension r9(430),l1(430)
```

c * * * * *

c У програмі використаний алгоритм лінійної інтерполяції

c Для розрахунку власних векторів використовуються коваріації

```
INTEGER ST,GOR,xg,stc,gorc
```

```
l=0
```

```
print 1
```

```
1 format(2x, 'Введіть кількість параметрів –!!!')
```

```
read *,m1
```

```
m=m1
```

```
c OPEN (1,FILE='iris1.DAT',STATUS='OLD')
```

```
open(1,file='zimaph.dat',status='old')
```

```
OPEN (3,FILE='rob.dat',STATUS='new')
```

```
open (33,file='pech.dat',status='new')
```

```
OPEN (4,FILE='in3.dat',STATUS='OLD')
```

```
OPEN (5,file='autkl.rez',status='UNKNOWN')
```

```
n=1
```

```
DO 2 K=1,N
```

```
2 READ(1,3,end=4) ST(K),GOR(K),(X(K,J),J=1,M)
```

```
3 FORMAT(I4,I2,F7.3,f7.3,f6.2,f6.1,f5.2)
```

```

n=n+1
go to 2
4 n=n-1
WRITE (5,6)
6 FORMAT(12X, 'ДАННІ ГІДРОЛОГІЧНИХ СТАНЦІЙ')
WRITE (5,7)
7 FORMAT(86('-'))
WRITE (5,8)
8 FORMAT(' N.СТ. ! ГОР. !! ТЕМП. ! СОЛОН. ! КИСЕНЬ. ! PH ! РО4
* ! NO2 ! NO3 !')
WRITE (5,7)
DO 9 K=1,N
c write(5,3) st(k),gor(k),(x(k,j),j=1,m)
WRITE (5,10) ST(K),GOR(K),(X(K,J),J=1,M)
c 10 FORMAT(2X,I3,3X,I4,5X,F7.2,3X,F9.3,3X,F6.2,4X,F4.2,3X,F5.1,4X,
c * F4.1,4X,F4.1)
10 format(2x,i3,3x,i2,6f9.1)
9 CONTINUE
WRITE (5,7)

С ПЕРЕДАЧА ВИХІДНИХ ДАННИХ
DO 11 K=1,N
DO 11 J=1,M
X5(K,J)=X(K,J)
11 CONTINUE
12 format(i4,21x,f5.3)
ng=1
do 13 i=1,ng
13 read(4,12,end=14) xg(i),yg(i)
ng=ng+1

```

```

    go to 13
14 ng=ng-1
    n5=n-1
    call in(xg,yg,ng,n5,yt)
    write(5,660) n,yt
660 format(i4,f10.2)
    close(4,status='keep')

```

С ЦЕНТРУВАННЯ ТА НОРМУВАННЯ ВИХІДНИХ ДАННИХ

```

DO 15 J=1,M
    D=0.0
    Z(J)=1.E16
    AL(J)=-1.E16
DO 16 K=1,N
    XX=X(K,J)
    IF(XX.LT.Z(J)) Z(J)=XX
    IF(XX.GT.AL(J)) AL(J)=XX
16 D=D+XX
    XD(J)=1.0
    IF(AL(J).NE.Z(J)) XD(J)=AL(J)-Z(J)
15 XS(J)=D/FLOAT(N)
    DO 17 J=1,M
    DO 18 K=1,N
18 X(K,J)=(X(K,J)-XS(J))/Xd(J)
17 CONTINUE

```

С РОЗРАХУНОК М-ЦІ КОВАРІАЦІЙ

```

DO 19 I=1,M
DO 19 J=1,M

```

```

D=0.0
DO 20 K=1,N
20 D=D+X(K,I)*X(K,J)
   COV(I,J)=D
   IF(I.NE.J) COV(J,I)=D
19 CONTINUE
с * * * * * Розрахунок кореляційної матриці
   do 21 j=1,m
   d=0.0
   do 22 k=1,n
22 d=d+x(k,j)
   xs(j)=d/float(n)
21 continue
   do 23 j=1,m
   d=0.0
   do 24 k=1,n
   x(k,j)=x(k,j)-xs(j)
24 d=d+(x(k,j)**2)
   xs(j)=d/float(n)
   xs(j)=sqrt(xs(j))
23 continue
   do 25 i=1,m
   do 25 j=1,m
   cor(i,j)=xs(i)*xs(j)
   cor(i,j)=cov(i,j)/cor(i,j)
   cor(i,j)=cor(i,j)/float(n)
25 continue
   write(5,26)
26 format(5x,'Матрица кореляцій')
   do 27 i=1,m

```

27 write(5,28)(cor(i,j),j=1,m)

28 format(10f9.3)

c * * * * *

CALL JACOBI(COR,M,U)

DO 29 K=1,N

X1(K)=0

Y(K)=0

Z(K)=0

DO 30 J=1,M

X1(K)=X1(K)+X(K,J)*U(J,1)

Y(K)=Y(K)+X(K,J)*U(J,2)

Z(K)=Z(K)+X(K,J)*U(J,3)

30 CONTINUE

29 CONTINUE

c write(5,511)

c 511 FORMAT(/5X,'КООРДИНАТИ ПРОЕКЦІЙ ДАНИХ МОНІТОРИНГА'/)

c write(5,49)

c DO 507 K=1,N

c 507 write(5,506)ST(K),GOR(K),X1(K),Y(K),Z(K)

c 506 FORMAT(2X,'СТ.N',I4,' ГОР.',I5,' X=',F9.3,' Y=',F9.3,' Z=',F9.3)

c DO 509 K=1,N

c 509 write(5,510)ST(K),GOR(K),X1(K),Y(K),Z(K)

c 510 FORMAT(2I3,3F6.2)

С ФОРМУВАННЯ МАСИВУ Т (N, 2) ДЛЯ ДРУКУ РЕЗУЛЬТАТІВ

DO 31 I=1,N

T(I,1)=X1(I)

T(I,2)=Y(I)

31 CONTINUE

С РОЗРАХУНОК ВІДСТАНЕЙ МІЖ ОБ'ЄКТАМИ

```

44 DO 32 I=1,N
    sumra(i)=0.0
    DO 33 J=1,N
        RA(I,J)=(X1(I)-X1(J))**2+(Y(I)-Y(J))**2+(Z(I)-Z(J))**2
        RA(I,J)=SQRT(RA(I,J))
33 SUMRA(I)=SUMRA(I)+RA(I,J)
    RAS1(I,1)=SUMRA(I)
    RAS1(I,2)=ST(I)
    RAS1(I,3)=GOR(I)
    RAS1(I,4)=X1(I)
    RAS1(I,5)=Y(I)
    RAS1(I,6)=Z(I)
32 CONTINUE
332 FORMAT(9F8.3)

```

С пошук MAX I MIN значень RAS1(I,1)

```

329 FORMAT(10X,F9.3)
    do 321 i=1,n
321 r9(i)=ras1(i,1)
    call upor(r9,n)
    rmin=r9(1)
    rmax=r9(n)
    do 301 i=1,n
        if(sumra(i).eq.rmin)go to 302
    go to 301
302 stc=ras1(i,2)
    gorc=ras1(i,3)
    x1c=ras1(i,4)
    yc=ras1(i,5)
    zc=ras1(i,6)

```


301 continue

C РОЗРАХУНОК ВІДСТАНЕЙ ВІД ОБ'ЄКТА, ОГОЛОШЕНОГО ЦЕНТРОМ
КЛАСТЕРА ДО ІНШИХ ОБ'ЄКТІВ

DO 333 I=1,N

ras(I)=(x1c-x1(i))**2+(yc-y(i))**2+(zc-z(i))**2

c ras(i)=(x1c-x1(i))**2+(yc-y(i))**2

RAS(I)=SQRT(RAS(I))

333 CONTINUE

C РОЗРАХУНОК СЕРЕДЬОЇ ВІДСТАНИ

SUM=0

DO 34 I=1,N

34 SUM=SUM+RAS(I)

RASR=SUM/N

C РОЗРАХУНОК МЕДІАНИ ВІДСТАНИ

CALL MED(RAS,N,SE)

C ОЦІНЮВАННЯ СЕРЕДЬОГО АБСОЛЮТНОГО ВІДХИЛЕННЯ

SUM=0

DO 517 I=1,N

SO(I)=RAS(I)-SE

SO(I)=ABS(SO(I))

SUM=SUM+SO(I)

517 CONTINUE

D1=SUM/N

C РОЗРАХУНОК СТ. ВІДХИЛЕННЯ ВЕЛИЧИН RAS

SUM1=0

DO 35 I=1,N

```
so(i)=ras(i)
```

```
SO(I)=SO(I)**2
```

```
35 SUM1=SUM1+SO(I)
```

```
sum1=sum1/(n-1)
```

```
d2=SQRT(SUM1)
```

```
d3=d2/sqrt(n)
```

```
rit=yt*d2
```

C ВИДІЛЕННЯ L-ГО КЛАСТЕРА

```
open(2,file='iris2.dat',status='new')
```

```
L=L+1
```

```
N3=0
```

```
DO 36 K=1,N
```

```
IF(RAS(K).LE.RIT) GO TO 37
```

```
WRITE(2,38)ST(K),GOR(K),X1(K),Y(K),Z(K),(x5(k,j),j=1,m)
```

```
38 format(i3,i2,3f9.3,6f3.1)
```

```
GO TO 36
```

```
37 N3=N3+1
```

```
WRITE(3,40) ST(K),GOR(K),L,(X5(K,J),J=1,M)
```

```
write(33,46) st(k),gor(k),l,x1(k),Y(k),z(k)
```

```
36 CONTINUE
```

```
40 format(i3,i4,2x,i3,4x,6f5.1)
```

```
46 format(i3,i4,i3,3f7.3)
```

```
IF(N3-N) 41,45,45
```

```
41 close(2,status='keep')
```

```
open(2,file='iris2.dat',status='old')
```

```
N=1
```

```
DO 42 K=1,N
```

```
42 READ(2,38,END=43) ST(K),GOR(K),X1(K),Y(K),Z(K),(x5(k,j),j=1,m)
```

```
N=N+1
```

```
GO TO 42
43 N=N-1
    if(n.eq.1) go to 55
    go to 57
55 l=l+1
    do 56 k=1,n
56 write(3,40)st(k),gor(k),l,(x5(k,j),j=1,m)
    go to 45
57 close(2,status='delete')
GO TO 44
45 CLOSE(1,STATUS='KEEP')
    CLOSE(33,STATUS='KEEP')
    open(33,file='pech.dat',status='old')
    do 441 k=1,n
441 read (33,46,end=47) st(k),gor(k),l1(k),x1(k),y(k),z(k)
    n=n+1
    go to 441
47 n=n-1
    do 440 i=1,n
    t(i,1)=x1(i)
    t(i,2)=y(i)
440 continue
    do 442 i=1,n
    t1(i,1)=z(i)
    t1(i,2)=y(i)
442 continue
    close(33,status='keep')
    call print(t,n,l1)
    call print(t1,n,l1)
    CLOSE(3,STATUS='KEEP')
```

STOP
END

C ДИСПЕРСІЙНИЙ АНАЛІЗ ІЗ ДУБЛЮВАННЯМ СПОСТЕРЕЖЕНЬ

C *****

Double precision Y(50,50,10),SUM0(25,25),SUM20(25,25),

* SUM2(25),SUM3(25)

INTEGER F1,F2,F3,F4

C *****

C K - КІЛЬКІСТЬ СТОВБЦІВ В М-ЦЕ СПОСТЕРЕЖЕНЬ

C N - КІЛЬКІСТЬ РЯДКІВ В М-ЦЕ СПОСТЕРЕЖЕНЬ

C M - КІЛЬКІСТЬ ПОВТОРНИХ СПОСТЕРЕЖЕНЬ

C M1=1-МОДЕЛЬ ІЗ ФІКСОВАНИМИ РІВНЯМИ

C ВИХІДНІ ДАННІ ВВОДИТЬ ПОШАРОВО C

open(1,file='kros2.dat',status='old')

open(2,file='kross.rez',status='unknown')

C ВВОД ВИХІДНИХ ДАННИХ

READ(1,1) K,N,M,M1

1 FORMAT(2I3,2I2)

DO 2 L=1,M

DO 2 J=1,K

2 READ(1,3)(Y(J,I,L),I=1,N)

3 FORMAT(4F5.2)

DO 300 L=1,M

write (2,200)

200 FORMAT(8X,'ИСХОДНІ ДАННІ ')

```

WRITE (2,100)((Y(J,I,L),I=1,N),J=1,K)
100 FORMAT(4F7.2)
300 CONTINUE

```

С РОЗРАХУНОК СУМИ ТА ЇХ КВАДРАТИВ ДЛЯ КОЖНОЇ ЯЧЕЙКИ

```

DO 4 J=1,K
DO 4 I=1,N
SUM0(J,I)=0
DO 4 L=1,M
SUM0(J,I)=SUM0(J,I)+Y(J,I,L)
SUM20(J,I)=SUM0(J,I)**2
4 CONTINUE

```

С РОЗРАХУНОК ПІДСУМКІВ ЗА СТОВБЦЯМИ DO 5 I=1,N

```

SUM3(I)=0
DO 5 J=1,K
5 SUM3(I)=SUM3(I)+SUM0(J,I)

```

С РОЗРАХУНОК ПІДСУМКІВ ЗА РЯДКАМИ

```

DO 7 J=1,K
SUM2(J)=0
DO 7 I=1,N
7 SUM2(J)=SUM2(J)+SUM0(J,I)

```

С РОЗРАХУНОК СУМИ ВСІХ СПОСТЕРЕЖЕНЬ SUM4=0

```

DO 9 J=1,K
9 SUM4=SUM4+SUM2(J)
SUM5=0
DO 10 I=1,N
10 SUM5=SUM5+SUM3(I)

```

C PRINT 11,SUM4,SUM5

C 11 FORMAT(/,2X,'ЗАГАЛЬНА СУМА СПОСТЕРЕЖЕНЬ:',F10.3,'=',F10.3)

C РОЗРАХУНОК СУМИ КВАДРАТІВ ВСІХ СПОСТЕРЕЖЕНЬ

SS1=0

DO 12 L=1,M

DO 12 J=1,K

DO 12 I=1,N

12 SS1=SS1+Y(J,I,L)**2

C РОЗРАХУНОК СУМИ КВАДРАТІВ ПІДСУМКІВ ЗА СТОВБЦЯМИ

C І РЯДКАМИ, ПОДІЛЕНУ НА КІЛЬКІСТЬ СПОСТЕРЕЖЕНЬ В

C СТОВБЦІ ТА РЯДКУ

SS2=0

DO 13 I=1,N

13 SS2=SS2+(SUM3(I)**2)

SS2=SS2/FLOAT(N*M)

SS3=0

DO 14 J=1,K

14 SS3=SS3+(SUM2(J)**2)

SS3=SS3/FLOAT(K*M)

C РОЗРАХУНОК КВАДРАТУ ЗАГАЛЬНОГО ПІДСУМКУ, ПОДІЛЕНОГО

C НА КІЛЬКІСТЬ ВСІХ СПОСТЕРЕЖЕНЬ

SS4=(SUM4**2)/FLOAT(N*M*K)

C СУМА КВАДРАТІВ ДЛЯ СТОВБЦІВ ТА РЯДКІВ

SSA=SS2-SS4

SSB=SS3-SS4

C СУМА КВАДРАТІВ ДЛЯ ДИСПЕРСІЇ ВІДТВОРВАНОСТІ

SUM6=0

DO 15 J=1,K

DO 15 I=1,N

15 SUM6=SUM6+SUM20(J,I)

c write(2,159) sum6

SUM6=SUM6/FLOAT(M)

c write(2,159) sum6

SSO=SS1-SUM6

c write(2,159) ss1

c 159 format(4f17.2)

SSOB=SS1-SS4

SSAB=SSOB-SSA-SSB-SSO

C ДИСПЕРСІЇ ВІДТВОРІВАНОСТІ А(СТОВБЦЯ) І (РЯДКА)

S2A=SSA/FLOAT(N-1)

CKOA=SQRT(S2A)

S2B=SSB/FLOAT(K-1)

CKOB=SQRT(S2B)

N1=N-1

K1=K-1

S2AB=SSAB/FLOAT(N1*K1)

CKOAB=SQRT(S2AB)

NMK=N*K*(M-1)

S2O=SSO/FLOAT(NMK)

CKO=SQRT(S2O)

C РОЗРАХУНОК ДИСПЕРСІЙНИХ ВІДНОШЕНЬ ДЛЯ ФАКТОРІВ

C З ВИПАДКОВИМИ РІВНЯМИ

IF(M1.EQ.1) GO TO 19

$FA=S2A/S2AB$

$F1=N-1$

$F2=(N-1)+(K-1)$

PRINT 17,FA,F1,F2

17 FORMAT(//,2X,' РОЗР.ЗНАЧ. F-КРИТЕРІЯ Ф-РА A=',F10.3,
* ',ПРИ Ч. СТ. СВОБОДИ F1=',I3,' F2=',I3)

$FB=S2B/S2AB$

$F3=K-1$

$F4=(K-1)*(N-1)$

PRINT 18,FB,F3,F4

18 FORMAT(/,2X,' РОЗР.ЗНАЧ. F-КРИТЕРІЯ Ф-РА B=',F10.3,
* ',ПРИ Ч. СТ. СВОБОДИ F1=',I3,
* ' F2=',I3)

$FAB=S2AB/S2O$

PRINT 180,FAB,F2,F4

180 FORMAT(/,2X,' РОЗР.ЗНАЧ. F-КРИТЕРІЯ АВ=',F10.3,
* ', ПРІ Ч.СТ.СВОБОДИ F1=',I3,' F2=',I3)

GO TO 500

С РОЗРАХУНОК ДИСПЕРСІЙНИХ ВІДНОСИН ДЛЯ МОДЕЛІ

С 3 ФІКСОВАНИМИ РІВНЯМИ

19 $FA=S2A/S2O$

$F1=N-1$

$F2=K*N*(M-1)$

С PRINT 20,FA,F1,F2

С 20 FORMAT(//2X,'ДИСП. ВІДНОШЕННЯ ДЛЯ ФАКТОРУ A=',F10.3,
С * ',ПРИ Ч. СТ. СВОБОДИ F1=',I3,' F2=',I3)

$FB=S2B/S2O$

$F3=K-1$

С PRINT 21,FB,F3,F2

С 20 FORMAT(//2X,'ДИСП. ВІДНОШЕННЯ ДЛЯ ФАКТОРУ A=',F10.3,

```

C * ',ПРИ Ч. СТ. СВОБОДИ F1=',I3,' F2=',I3)
  FAB=S2AB/S2O
  F4=(N-1)*(K-1)
C PRINT 22,FAB,F4,F2
C 21 FORMAT(/2X, 'ДИСП. ВІДНОШЕННЯ ДЛЯ ФАКТОРУ В=',F10.3,
C * ',ПРИ Ч. СТ. СВОБОДИ F1=',I3,' F2=',I3)
c  DEBUG INIT
  write (2,501)
501 FORMAT(/19X,'ДИСПЕРСІЙНИЙ АНАЛІЗ РЕЗ-ТИВ СПОСТЕРЕЖЕНЬ')
  write(2,502)
502 FORMAT(/77('-'))
  write(2,503)
503 FORMAT('!',2X, ДЖЕРЕЛО МІНЛИВОСТІ ', !!!' ДИСПЕРСІЯ ', !',
* ' СКВ ',!!!' СТ.СВОБОДИ ', !!!' F-КРИТЕРІЙ' , !')
  write(2,504)
504 FORMAT(77('='))
  write (2,505) S2A,СКОА,F1,FA
505 FORMAT('!',2X,'ФАКТОР А (ДОВГОТА)',5X,!!!,2F10.2,6X,I3,7X,F10.2,
* 2X, '!')
  write(2,506) S2B,СКОВ,F3,FB
506 FORMAT('!',2X,'ФАКТОР В (ШИРОТА)',6X,!!!,2F10.2,6X,I3,7X,F10.2, *
2X, '!')
  write (2,507) S2AB,СКОАВ,F4,FAB
507 FORMAT('!',2X,'ВЗАИМОДІЯ',9X,!!!,2F10.2,6X,I3,7X,F10.2,
* 2X, '!')
  write(2,508) S2O,СКО,F2
508 FORMAT('!',2X,'ПОМИЛКА ЕКСПЕРИМЕНТА',4X,!!!,2F10.3,6X,I3,14X,'-', *
4X, '!')
  write(2,509)
509 FORMAT(77('-'))

```

500 STOP
END

ДОДАТОК 3

Програма оцінки статистичної значущості тренду фазових траєкторій та їх автокореляційних функцій і спектрів

\$large

C ПРОВІДНА ПРОГРАМА PBURM

DOUBLE PRECISION X(1000),FRWRD(1000),BCKWRD(1000),ERROR(501),
>AM,RMS,VAR,S,S1,FF(1000),COR1(501),GAMMA(501),S3,S4,S6,S7

open(5,file='caxpe.dat',status='old')

open(6,file='caxpe.rez',status='unknown')

READ (5,200)N,M,NF,K,R,L,LS

200 FORMAT(I4,3I3,F5.2,2I2,F5.4)

222 FORMAT(/1X,13НПАРАМЕТРИ: L=,I2,4H,LS=,I2)

WRITE(6,222)L,LS

WRITE(6,100)N,M

100 FORMAT(1X,11НДОВЖИНА РЯДУ-,I4,30Н МАКС. ПОРЯДОК
АВТОРЕГРЕСІЇ=, >I3)

102 FORMAT(1X,30НЧИСЛО ЧАСТОТ В ОЦІНИЦІ СПЕКТРУ=,I3)

103 FORMAT(9X,12F7.2)

104 FORMAT(/1X,10Н СЕРЕДНЯ =,F12.4,12Н ДИСПЕРСІЯ=,F12.5,9Н С.К.В.=
/,F10.4)

105 FORMAT(/10X,40НВИБІРКОВА ОЦІНКА КОРЕЛЯЦІЙНОЇ ФУНКЦІЇ)

106 FORMAT(//1X,7(1Н),5Н-0.75,05(1Н),5Н-0.50,05(1Н),5Н-0.25,08(1Н)
>,1Н0,7(1Н),4Н0.25,07(1Н),4Н0.50,05(1Н),4Н0.75)

107 FORMAT(/10X, 12НВИХІДНИЙ РЯД)

108 FORMAT(1X,10F4.2)

109 FORMAT(1X,33НПАРАМЕТРИ ПІДПРОГРАМИ TREND K=,I3,5H, R=,F5.2)

110 FORMAT(2X,///,35НОСТАТОЧНИЙ ЧЛЕН ОПТИМАЛЬНОЇ

*МОДЕЛІ=,F12.3)M=M-1

WRITE(6,102)NF

WRITE(6,109)K,R

203 FORMAT(F2.0)

READ(5,203)(X(I),I=1,N)

WRITE(6,107)

WRITE(6,103)(X(I),I=1,N)

C РОЗРАХУНОК СЕР.ЗНАЧ. ДИСПЕРСІЇ С.К.В.

CALL AVE(X,N,AM,VAR,RMS,S3,S4,S6,S7)

WRITE(6,104)AM,VAR,RMS

write(6,3000) S3,S4

3000 FORMAT(1X,13H АСИММЕТРІЯ = ,F12.5, 9H ЕКСЦЕСС = ,F12.5)

IF(S6.LE.S7)

write(6,3001)

3001 FORMAT(/,15X,'**ГІПОТЕЗА СТОХАСТ.НЕЗАЛЕЖНОСТІ

ВІДКИДАЄТЬСЯ**')

IF(S6.GT.S7) write(6,3002)

3002 FORMAT(/,15X,'** ГІПОТЕЗА СТОХАСТ.НЕЗАЛЕЖНОСТІ

ПІДТВЕДЖУЄТЬСЯ**')

C ВИДАЛЕННЯ СЕЗОННОГО ХОДУ З ПЕРІОДОМ LS ОРДИНАТ. LS<13.

CALL DAISY(X,N,LS,AM,VAR,RMS)

C СКАЧУЩЕ РІВНОВАЖЕНЕ ОСЕРЕДНЕННЯ ЗА L ЧЛЕНАМИ.

CALL SUM(X,N,L)

IF(L.GT.1)GO TO 201

GO TO 202

201 CALL AVE(X,N,AM,VAR,RMS,S3,S4,S6,S7)

WRITE(6,104)AM,VAR,RMS

write(6,3000) S3,S4

IF(S6.LE.S7) write(6,3001)

IF(S6.GT.S7) write(6,3002)

202 CALL TREND(X,N,AM,VAR,K,R)

C РАСЧЕТ УГЛА НАКЛОНА ТРЕНДА И Т.Д.

CALL AMMX(X,N,S,S1)

IF(S.LT.0D0)S=S*1.1

IF(S.GT.0D0)S=S/1.1

IF(S1.GT.0D0)S1=S1*1.1

IF(S1.LT.0D0)S1=S1/1.1

CALL RAT(X,N,S,S1)

C ЦЕНТРУВАННЯ РЯДУ

DO 20 J=1,N

20 X(J)=X(J)-AM

C MM-МАКС. ЗСУВ КОРЕЛЯЦІЙНОЇ ФУНКЦІЇ

MM=N/5

CALL CORE(X,N,MM,COR1)

WRITE(6,105)

cor1(1)=1.D0

WRITE(6,103)(COR1(I),I=1,MM)

WRITE(6,106)

CALL RAT(COR1,MM,-1.D0,1.D0)

CALL BURG(N,M,X,FRWRD,BCKWRD,ERROR,GAMMA,NF,FF,IBEST)

S=0D0

DO 10 J=1,IBEST

10 S=S+GAMMA(J)

AM=AM*(1.D0-S)

WRITE(6,110)AM

STOP

END

SUBROUTINE AVE(X,N,S,S1,S2,S3,S4,S6,S7)

DOUBLE PRECISION X(N),S,S1,S2,S3,S4,S6,S7

S=0.D0

DO 1 I=1,N

```

S=S+X(I)
1 CONTINUE
S=S/DBLE(FLOAT(N))
S1=0.D0
DO 2 I=1,N
2 S1=S1+(X(I)-S)**2
S1=S1/DBLE(FLOAT(N-1))
S2=DSQRT(S1)
S3=0D0
DO 3 I=1,N
3 S3=S3+(X(I)-S)**3
S3=S3/DBLE(FLOAT(N))
S3=S3/S1**1.5
S4=0D0
DO 4 I=1,N
4 S4=S4+(X(I)-S)**4
S4=S4/DBLE(FLOAT(N))
S4=S4/(S1**2)
S4=S4-3
N=N-1
S5=0D0
DO 5 I=1,N
5 S5=S5+((X(I+1)-X(I))**2)
S5=S5/DBLE(FLOAT(2*((N+1)-1)))
S6=S5/S1
U=1.6399
S7=1+(U/(N+0.5*(1+(U**2))))
RETURN
END
SUBROUTINE SUM(Y,N,L)

```

```

DOUBLE PRECISION Y(N),S
IF(L.LT.2)RETURN
N=N/L
DO 1 I=1,N
S=0D0
I1=(I-1)*L
DO 2 J=1,L
2 S=S+Y(J+I1)
1 Y(I)=S/DBLE(FLOAT(L))
100 FORMAT(/15X,21HPЯД ПІСЛЯ ВІДАЛЕННЯ ПО,12,6HCЛЕНІВ)
WRITE(6,100) L
101 FORMAT (1X,10F12.3)
WRITE(6,101)(Y(I),I=1,N)
RETURN
END
SUBROUTINE TREND(X,N,AV,D,K,F)
DOUBLE PRECISION X(N),B,S9,SK,D,AV,s3,s4,s6,s7
DN=FLOAT(N)
C=6.0/(DN-1.)**2
IF(F.LT.0.) F=0.
IF(F.EQ.0.) GOTO 1
C=-ALOG(F)
C=6.0*C**2/(C*(N-1)*(6.0+C*(N-1))+12.)
1 T=0.
P=1.
N1=N/2
IF(N1*2.EQ.N) P=0.5
DO 2 J=1,N1
I=N-J+1
W=C*(2.*J/(N-1)-1.)

```



```

2 T=T+W*(X(J)-X(I))
  S1=0.
  DO 3 J=1,N
3 S1=S1+(X(J)+(P+N1-J)*T-AV)**2
  S1=S1/(DN-1.)
  E=SQRT(12.0*S1/DN**3)
  WRITE(6,101)T,E
  IF(ABS(T).GE.2.0*E) GOTO 4
  WRITE(6,105)
  IF(K.NE.2) RETURN
4 WRITE(6,106)
  IF(K.EQ.0) GOTO 5
  IF(ABS(T).LE.2.0*E) GOTO 7
7 WRITE(6,100)
  DO 6 J=1,N
  S=FLOAT(N1-J)+P
6 X(J)=X(J)+S*T
  WRITE(6,104)
  WRITE(6,107)(X(J),J=1,N)
  CALL AVE(X,N,B,S9,SK,S3,S4,S6,S7)
  WRITE(6,102)B,S9,SK
  write(6,1000) S3,S4
1000 FORMAT(1X,' АССИММЕТРІЯ =',F12.5,' ЕКСЦЕСС=',F12.5)
  IF(S6.LE.S7)
  write(6,2000)
2000 FORMAT(/,15X,'**ГІПОТЕЗА СТОХАСТ.НЕЗАЛЕЖНОСТІ
  *ВІДХИЛЯЄТЬСЯ**')
  IF(S6.GT.S7) write(6,2001)
2001 FORMAT(/,15X,'**ГІПОТЕЗА СТОХ. НЕЗАЛЕЖНОСТІ
  *ПРИЙМАЄТЬСЯ **')

```

```

D=S9
RETURN
5 WRITE(6,103)
100 FORMAT(15X,12НТРЕНД ВИДАЛЕНИЙ)
101 FORMAT(/,1X,13НКУТ НАХИЛУ =,F9.7,8Н С.К.О.=,F8.3)
102 FORMAT(1X,8НСРЕДНЕЕ=,F12.4,10НДИСПЕРСІЯ=,F12.5,9НСТАНДАРТ=,
*.F10.4)
103 FORMAT(15X,25Н*****ТРЕНД НЕ ВИДАЛЕНИЙ*****)
104 FORMAT(10X,25НРЯД ПІСЛЯ ВИДАЛЕННЯ ТРЕНДУ)
105 FORMAT(20X,28НТРЕНД СТАТИСТИЧНО НЕЗНАЧИМИЙ)
106 FORMAT(20X,26НТРЕНД СТАТИСТИЧНО ЗНАЧИМИЙ)
107 FORMAT (9X,12F7.2 )
RETURN
END

```

```

SUBROUTINE AMMX(X,N,A,B)
DOUBLE PRECISION X(N),A,B
A=X(1)
B=X(1)
DO 1 I=2,N
IF(X(I).LT.A)A=X(I)
IF(X(I).GT.B)B=X(I)
1 CONTINUE
RETURN
END

```

```

SUBROUTINE RAT(Y,N,YI,YA)
DOUBLE PRECISION Y(N),YI,YA,DY
INTEGER LIN(80)
DATA ML/80/,JA/1H*/,JP/1H./,JB/1H /

```

```

JMX=ML/10
IF(YI.GE.YA) RETURN
IF(N.LE.0) RETURN
DY=(YA-YI)/DBLE(FLOAT(ML))
DO 29 K=1,N
JS=JB
IF(((K-1)/10)*10.EQ.K-1) JS=JP
DO 17 J=1,JMX
LIN(1+(J-1)*10)=JP
DO 17 I=1,9
LIN(1+I+(J-1)*10)=JS
17 CONTINUE
M=IDINT((Y(K)-YI)/DY)+1
IF(Y(K).LT.YI) M=0
IF(Y(K).GT.YA) M=0
IF(Y(K).EQ.YA) M=ML
IF(M.GE.1.AND.M.LE.ML) LIN(M)=JA
WRITE(6,101)(LIN(J),J=1,ML)
101 FORMAT (1X,80A1)
29 CONTINUE
RETURN
END

SUBROUTINE CORE(X,N,M,COR)
DOUBLE PRECISION S,X(N),COR(M)
DO 1 I=1,M
S=0D0
J1=N-I+1
DO 2 J=1,J1
J2=J-1

```

```

2 S=S+X(J)*X(I+J2)
1 COR(I)=S/N
  DO 3 I=2,M
3 COR(I)=COR(I)/COR(1)
  RETURN
  END

```

SUBROUTINE

```

* BURG(M,NN,F,FRWRD,BCKWRD,ERROR,GAMMA,NF,FF,IBEST)
  DOUBLE PRECISION F(500),FRWRD(500),BCKWRD(500),ERROR(201),
* .GAMMA(201),FF(3000),PHI(201),G(201),AIC(201),CAT(201),S1,S2
  REAL SP(201)
  DO 200 J=1,201
  PHI(J)=0D0
  G(J)=0D0
  AIC(J)=0D0
  CAT(J)=0D0
200 SP(J)=0.
  S1=0D0
  S2=0D0
  DO 1 J=1,M
  S1=S1+F(J)**2
  IF(J.LT.M) S2=S2+F(J)*F(J+1)
  FRWRD(J)=F(J)
1 BCKWRD(J)=F(J)
  GAMMA(1)=-2.D0*S2/(2.D0*S1-F(1)**2-F(2)**2)
  ERROR(1)=S1/DBLE(FLOAT(M))
  PHI(1)=S1/DBLE(FLOAT(M))
  PHI(2)=-GAMMA(1)*PHI(1)
c CALL PRNT(GAMMA,1)

```

```

FF(1)=-GAMMA(1)
AIC(1)=-GAMMA(1)
ERROR(2)=ERROR(1)*(1.D0-GAMMA(1)**2)
CALL SPECTR(AIC,1,NF,SP,ERROR(2),M,0)
DO 2 N=1,NN
DO 3 J=1,N
3 G(J)=GAMMA(J)
N1=N+1
DO 4 J=N1,M
S1=0D0
DO 5 K=1,N
5 S1=S1+F(J-K)*GAMMA(K)
4 FRWRD(J)=S1+F(J)
MN=M-N
DO 6 J=1,MN
S1=0D0
DO 7 K=1,N
7 S1=S1+F(K+J)*GAMMA(K)
6 BCKWRD(J)=S1+F(J)
S1=0D0
S2=0D0
MN1=M-N-1
DO 8 J=1,MN1
JN1=J+N+1
S1=S1+FRWRD(JN1)*BCKWRD(J)
8 S2=S2+FRWRD(JN1)**2+BCKWRD(J)**2
GAMMA(N+1)=-2.0*S1/S2
ERROR(N+2)=ERROR(N+1)*(1.D0-GAMMA(N+1)**2)
AIC(N+1)=-GAMMA(N+1)
DO 9 J=1,N

```

```

NJ1=N-J+1
GAMMA(J)=G(J)+GAMMA(N+1)*G(NJ1)
9 AIC(J)=-GAMMA(J)
S1=0D0
DO 10 J=1,N1
NJ2=N-J+2
S1=S1+GAMMA(J)*PHI(NJ2)
10 PHI(N+2)=-S1
c CALL PRNT(GAMMA,N1)
DO 20 IN=1,N1
JI=N1*N/2+IN
20 FF(JI)=AIC(IN)
2 CALL SPECTR(AIC,N1,NF,SP,ERROR(N+2),M,0)
NP=NN*(NN+1)/2
100 FORMAT(/10X,21НДІСПЕРСІЯ БІЛОГО ШУМУ )
N2=NN+2
DO 11 N=1,N2
11 ERROR(N)=ERROR(N)*DBLE(FLOAT(M))/DBLE(FLOAT(M-N))
WRITE(6,100)
101 FORMAT(/6(1X,F12.5))
WRITE(6,101)(ERROR(J),J=1,N2)
S=0D0
DO 12 N=1,N2
S1=ERROR(N)
AIC(N)=DLOG(S1)+2.D0*DBLE(FLOAT(N+1))/DBLE(FLOAT(M))
S=S+1.D0/(DBLE(FLOAT(M))/DBLE(FLOAT(M-N))*S1*DBLE(FLOAT(M)))
12 CAT(N)=S-1.D0/(S1*DBLE(FLOAT(M))/DBLE(FLOAT(M-N)))
102 FORMAT(/10X,15HKPITEPIЙ AKAIKE )
WRITE(6,102)
WRITE(6,101)(AIC(N),N=1,N2)

```

```

103 FORMAT(/10X,16HKPITEPIЙ ПАРЗЕНА)
WRITE(6,103)
WRITE(6,101)(CAT(N),N=1,N2)
AMIN=AIC(1)
IBEST=1
DO 30 J=2,N2
IF(AIC(J).GE.AMIN)GO TO 30
AMIN=AIC(J)
IBEST=J
30 CONTINUE
IBEST=IBEST-1
WRITE(6,115)IBEST
115 FORMAT(/10X,8X,'***** ОБРАНА МОДЕЛЬ ',I2,'-ГО ПОРЯДКУ',
>' *****')
IF(IBEST.EQ.0)RETURN
DO 31 J=1,IBEST
KJ=IBEST*(IBEST-1)/2+J
31 GAMMA(J)=FF(KJ)
WRITE(6,116)
WRITE(6,101)(GAMMA(J),J=1,IBEST)
116 FORMAT(/10X,26HKOEPIЦIЄHTИ АВТОРЕГРЕСIЇ)

CALL SPECTR(GAMMA,IBEST,NF,SP,ERROR(IBEST+1)*(M-IBEST-
* 1)/M,M,1)
104 FORMAT(/10X,42HKOPP. ФУНКЦIЯ,ОЦIНКА МАКСИМАЛЬНОЇ
* ЕНТРОПIЇ)
WRITE(6,104)
IB=IBEST+1
DO 13 J=2,IB
13 PHI(J)=PHI(J)/PHI(1)

```

```

IB=IBEST+2
PHI(1)=1.D0
DO 15 K=IB,51
S1=0D0
DO 16 J=1,IBEST
16 S1=S1+GAMMA(J)*PHI(K-J)
15 PHI(K)=S1
107 FORMAT(10(1X,F8.3))
WRITE(6,107)(PHI(I),I=1,51)
106 FORMAT(/1X,7(1H ),6H-0.275,05(1H ),5H-0.50,05(1H ),5H-0.25,
*.08(1H ),1H0,7(1H ),4H0.25,07(1H ),4H0.50,05(1H ),4H0.75)
WRITE(6,106)
CALL RAT(PHI,51,-1.D0,1.D0)
RETURN
END

SUBROUTINE PRNT(A,N)
DOUBLE PRECISION A(N)
1 FORMAT(/1X,22HПОРЯДОК АВТОРЕГРЕСІЇ=,I4)
WRITE(6,1)N
2 FORMAT(1X,10F12.4)
3 FORMAT(/10X,26HКОЕФІЦІЄНТИ АВТОРЕГРЕСІЇ)
WRITE(6,3)
DO 4 J=1,N
4 A(J)=-A(J)
WRITE(6,2)(A(J),J=1,N)
DO 5 J=1,N
5 A(J)=-A(J)
RETURN
END

```



```

SUBROUTINE SPECTR(G,IP,NF,S,D,N,KS)
DOUBLE PRECISION G(IP),D
DIMENSION S(NF),A(9)
PI=3.14159265/(NF-1)
DO 1 K=1,NF
S1=0.0
S2=0.0
DO 2 J=1,IP
T=PI*(K-1)*J
S1=S1+G(J)*COS(T)
2 S2=S2+G(J)*SIN(T)
1 S(K)=2.0*D/((1-S1)**2+S2**2)
100 FORMAT(/20X,22НСПЕКТРАЛЬНА ЩІЛЬНІСТЬ)
IF(KS.EQ.1) WRITE(6,100)
101 FORMAT (1X,10F12.4)
IF(KS.EQ.1) WRITE(6,101)(S(K),K=1,NF)
S3=0.0
DO 3 K=1,NF
3 S(K)=ALOG10(S(K))
102 FORMAT(/20X,31НЛОГАРИФМ СПЕКТРАЛЬНОЇ ЩІЛЬНОСТІ)
103 FORMAT (1X,10F8.4)

IF(KS.EQ.0)RETURN
AX=S(1)
AN=S(1)
DO 4 K=2,NF
IF(S(K).GT.AX)AX=S(K)
IF(S(K).LT.AN)AN=S(K)
4 CONTINUE

```

```

M1=INT(AX)
M2=INT(AN)
IF(AX.GE.0)M1=M1+1
IF(AN.LE.0)M2=M2-1
M=2**INT(ALOG(FLOAT(M1)-FLOAT(M2))/ALOG(2.))
IF(M.LT.(M1-M2))M=2*M
A(9)=FLOAT(M1)
DO 6 J=1,8
6 A(9-J)=A(10-J)-FLOAT(M)/8
104 FORMAT(/9(1H ),F6.3,03(1H ),F6.3,04(1H ),F6.3,05(1H ),F6.3,
➤ 03(1H ),F6.3,04(1H ),F6.3,05(1H ),F6.3,03(1H ),F6.3)
106 FORMAT(1X,3I4)
WRITE(6,104)(A(J),J=2,9)
CALL RAT4(S,NF,A(1),A(9))
105 FORMAT(1X,37НЕКВІВАЛЕНТНЕ ЧИСЛО СТУПЕНІВ СВОБОДИ=,I4)
M=N/IP
WRITE(6,105)M
RETURN
END

SUBROUTINE RAT4(Y,N,YI,YA)
REAL Y(N)
INTEGER LIN(80)
DATA ML/80/,JA/1H*/,JP/1H./,JB/1H /
JMX=ML/10
IF(YI.GE.YA) RETURN
IF(N.LE.0) RETURN
DY=(YA-YI)/FLOAT(ML)
DO 29 K=1,N
JS=JB

```

```

IF(((K-1)/10)*10.EQ.K-1) JS=JP
DO 17 J=1,JMX
LIN(1+(J-1)*10)=JP
DO 17 I=1,9
LIN(1+I+(J-1)*10)=JS
17 CONTINUE
M=INT((Y(K)-YI)/DY)+1
IF(Y(K).LT.YI)M=0
IF(Y(K).GT.YA)M=0
IF(Y(K).EQ.YA)M=ML
IF (M.GE.1.AND.M.LE.ML) LIN(M)=JA
WRITE(6,101)(LIN(J),J=1,ML)
101 FORMAT(1X,80A1)
29 CONTINUE
RETURN
END

SUBROUTINE DAISY(X,N,L,A,D,C)
DOUBLE PRECISION X(N),Y(12),S,A,D,C,s3,s4,s6,s7
IF(L.LE.1)RETURN
WRITE(6,103)(X(I),I=1,N)
104  FORMAT(/1X,19H СЕРЕДНЄ ЗНАЧЕННЯ=,F12.4,11H ДИСПЕРСІЯ,F12.5,
9H С.К.В.=,F10.3)
105  FORMAT(/1X,45HРЯД ПІСЛЯ ВИДАЛЕННЯ СЕЗОННОГО ХОДУ З
*ПЕРІОДОМ , >I2,8H ОРДИНАТ)
N1=N/L
N2=N-N1*L
IF(N2.EQ.0)GOTO 1
N=N-N2
WRITE(6,100)N2

```

100 FORMAT(1X,10НОСТАННІ ,І4,22Н ЧЛЕНІВ РЯДУ ВІДКИНУТІ)

1 DO 2 J=1,L

S=0D0

DO 3 K=1,N1

K1=(K-1)*L+J

3 S=S+X(K1)

2 Y(J)=S/N1

101 FORMAT(/5X,20НСЕРЕДНІЙ СЕЗОННИЙ ХІД)

WRITE(6,101)

102 FORMAT(1X,6F10.2)

WRITE(6,103)(Y(J),J=1,L)

CALL AMMX(Y,L,S,C)

IF(S.LT.0D0)S=S*1.1

IF(S.GT.0D0)S=S/1.1

IF(C.GT.0D0)C=C*1.1

IF(C.LT.0D0)C=C/1.1

CALL RAT(Y,L,S,C)

DO 4 J=1,L

DO 4 K=1,N1

K1=(K-1)*L+J

4 X(K1)=X(K1)-Y(J)

103 FORMAT (1X,12F12.4)

WRITE(6,105)L

WRITE(6,103)(X(I),I=1,N)

CALL AVE(X,N,A,D,C,s3,s4,s6,s7)

WRITE(6,104)A,D,C

RETURN

END

SUBROUTINE TEST(XR,N)

```

C*****
C  ТЕСТОВА ЗАДАЧА
C*****

  DIMENSION XR(500),YR(500),ARR(512)

  READ(7,4) N
  READ(7,1) PKFF
  WRITE(3,2) PKFF

1  FORMAT(F4.0)
2  FORMAT(2X,'ДОДАНО СЛУЧАЙНИЙ ШУМ %-','F5.0)
  PKFF=PKFF/100.
  XXB=191.
  DO 3 J=1,N
  XR(J)=0.
3  YR(J)=0.

  READ(7,4) NLMBB
  DO 5 INLB=1,NLMBB
  READ(7,10) AMPL,PR,D
  WRITE(3,6)AMPL,PR,D
6  FORMAT(/2X,'АМПЛІТУДА ',F4.0,' ПЕРІОД ',F4.0,' ДИСКРЕТНОСТ
  * >Ь ',F4.1,/)
  TPR=6.283184/PR
  DO 7 I=1,N
  XR(I)=AMPL*SIN(TPR*D*I)
7  YR(I)=YR(I)+XR(I)
5  CONTINUE
10  FORMAT(2F4.0,F4.1)
  CALL RANDU(XXB,N,ARR)
  DO 8 I=1,N
  YR(I)=YR(I)+AMPL*PKFF*ARR(I)
8  XR(I)=XR(I)+AMPL*PKFF*ARR(I)

```

```

4 FORMAT(I4)
RETURN
END
SUBROUTINE RANDU(XB,NN,ARR)
C*****
C  ГЕНЕРАЦІЯ СЛУЧАЙНОГО ШУМУ
C*****
DIMENSION ARR(512)
I=1
4 IF(XB.NE.0.)GO TO 10
GO TO 11
10 XIN=XB
A35=536870912.
A36=1073741824.
A37=2147863647.
11 XIN=5.*XIN
IF(XIN.GE.A37)XIN=XIN-A37
IF(XIN.GE.A36)XIN=XIN-A36
IF(XIN.GE.A35)XIN=XIN-A35
ARR(I)=XIN/A35
I=I+1
IF(I.GT.NN)GO TO 111
400 CONTINUE
XB=0.
GO TO 4
111 CONTINUE
S=0.
DO 201 I=1,NN
201 S=S+ARR(I)/NN
DO 202 I=1,NN

```

202 ARR(I)=ARR(I)-S

RETURN

END